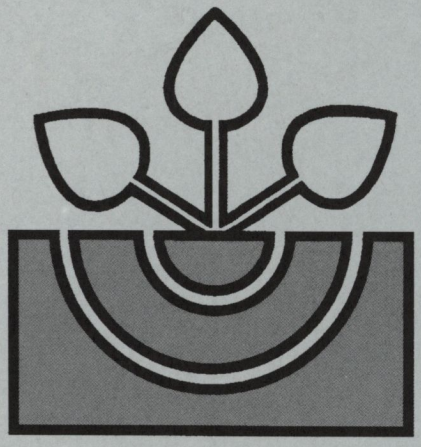
MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT



Band 96
Heft 1
2001

ISSN – 0343-1071

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 96, I – 816 (2001)

MITTEILUNGEN

DER

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN

GESELLSCHAFT

Band 96

Heft 1

2001

Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 96, III - 392 (2001)

MITTEILUNGEN

DER

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN

GESELLSCHAFT

REFERATE

Gemeinsame Tagung der Kommissionen III und VI

„Boden, Abfälle, Altlasten"

08. und 09. Mai 2001 in Gießen

REFERATE

Bodenkundlicher Kongress der

Deutschen und der Österreichischen

Bodenkundlichen Gesellschaft

01. bis 09. September 2001 in Wien

Band 96

Heft 1

2001

INHALT
Band 96, Heft 1

Referate der gemeinsamen Tagung der Kommissionen III und VI „Boden, Abfälle und Altlasten“ 08. und 09. März 2001 in Gießen

BÄUMLER, R.; S. LINDEL; H. KNICKER; I. KÖGEL-KNABNER	Humifizierung und Stabilität organischer Substanz im Deponiekörper – erste Ergebnisse einer Fallstudie in NW-Bayern	3-6
CLAUSHUES, B.; D. KRUMME; H. MEUSER	Ein Modell zur stufenweisen Bearbeitung von Altablagerungs-Verdachtsflächen in Osnabrück	7-10
DAHLHAUS, M.; M. FILIPINSKI; R. HORN	Entwicklung eines Stoffstrommanagements für Sekundärrohstoff-, Wirtschafts- und Mineraldünger auf landwirtschaftlich genutzten Flächen des Landes Schleswig-Holstein	11-14
DÜRING, R.-A.; S. GÄTH	Polychlorierte Biphenyle in Böden nach Anwendung organischer Siedlungsabfälle	15-18
FILIPOV, E.; R. LINDIGKEIT; B. SCHWARZE SCHARFENBERG; M. PAKERT; S. KUNST	Batch-Tests zur Beschreibung des Verbleibs von endokrin wirksamen Substanzen in Kläranlagen	19-22
FRIEHMELT, V.; E. GIDARAKOS; U. LASER; W. SCHNEIDER-FRESENIUS	Erhöhung der Ökoeffizienz in mittleren und kleinen Abwasserbeseitigungssystemen	23-26
HAUBOLD-ROSAR, M.; M.GAST; J. KATZUR	Auswirkungen des Klärschlammeinsatzes bei der Rekultivierung tertiärer Kippsubstrate auf die N-Verlagerung mit dem Sickerwasser – Ergebnisse von Lysimeteruntersuchungen	27-30
HENSEL, D.; K. U. TOTSCHE; I. KÖGEL-KNABNER	Respiration, PAK Transformation- und Abbau in Böden eines Gaswerkstandortes	31-34
KRAHE, S.; R.-A. DÜRING; S. GÄTH	Sorptionsverhalten von Nonylphenol in Böden	35-38
LANDWEHR, J.; D. GOETZ	Ein Vergleich der biologischen Abbaubarkeit technischer Öle auf Basis nachwachsender Rohstoffe mit mineralölbasierten Produkten im Boden	39-42
ROST, U.	Verlagerung von Schadstoffen bei langjähriger Anwendung von Bioabfallkompost und Klärschlamm in einem Dauer-Feldversuch	43-46
WESSOLEK, G.; C. SIEWERT; B. MEKIFFER	Diagnostik von Artefakten in der organischen Bodensubstanz	47-50

Bodenkundlicher Kongress der Deutschen und der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft

01. bis 09. September 2001 in Wien
Kommission I mit Symposium Kommission I und Kommission VI

ALTFELDER, S.; W. DUIJNISVELD; T. STRECK	Prognose der Sickerwasserqualität mit stochastischen Modellen – Berechnung der Überschreitungswahrscheinlichkeit von Prüfwerten der Bundesbodenschutzverordnung	53-54
BAUMGARTL, T.; A. FICHTNER; H. HALLET	Gasflussmessungen unter Auflast mit GAFLOCOD	55-56

BECHER, H. H.	Einfluss einer langjährigen, unterschiedlichen mineralischen Düngung auf bodenphysikalische Parameter eines Lößlehms	57-58
BENS, O.; N.A. WAHL; U. BUCZKO; H.R. HÜTTL	Makroporosität und Infiltrationseigenschaften von Ackerböden unter differenzierter Bewirtschaftung	59-60
BISCHOFF, W.-A.; S. KÖHLER; M. KAUPENJOHANN	Varabilität flächenhafter Austräge von Nitrat unter landwirtschaftlicher Nutzung	61-62
DATHE, A.; S. EINS; G. GEROLD	Bildanalytische Messung fraktaler Eigenschaften der Bodenstruktur am Beispiel der Grenzlinie Pore-Matrix und der Porengrößenverteilung	63-64
DURNER, W.; S. BITTERLICH; P. KNABNER	Bestimmung parameterfreier bodenhydrologischer Eigenschaften aus instationären Fließexperimenten durch inverse Simulation	65-66
ECKELT, T.; W. DURNER	Räumliche Variabilität hydraulischer Bodeneigenschaften – Vergleich von Labor- und Feldexperimenten	67-68
FLEIGE, H.; R. HORN	Stabilitätskennwerte von Ober- und Unterböden in Abhängigkeit von Wasserspannung, Bodenart und Gefügeform auf Basis der CA-Database „Subsoil Compaction“	69-70
GERKE, H.	Hydraulische Parameter eines Löss-Ap-Horizonts im Jahresverlauf	71-72
GERNANDT, P.; B. MEYER	Wasser- und Stofftransport in Sanden – Erkenntnisse aus Modellversuchen in Glaslysimetern	73-74
GRAF, H.; H.-J. VOGEL; K. ROTH	Experimenteller Ansatz zur Untersuchung von Mehrphasenfluss in porösen Medien	75-76
HANGEN, E.; H.H. GERKE; W. SCHAAF; R.F. HÜTTL	Erfassung räumlich differenzierter Wasser- und Stoffverlagerung im Kippenboden mittels Multitracerversuch und Zellenlysimeter	77-78
HELBACH, C.; J. RINKLEBE; H.-U. NEUE	Indikation der Bodenfeuchte mittels Eindringwiderstand in Auenböden	79-80
HOEPFNER, U.; G. NEUBERT; H. ZEPP	Die Oberflächenabdeckung von Halden des Uranbergbaus: Alternative Konzepte, Untersuchungsmethodik und erste Ergebnisse	81-82
HOPP, L.; U. BUCZKO; M. SINGER; S. PFEIFFER, W. DURNER	Hochaufgelöste Erfassung von Sickerwasser an schwermetallkontaminierten Standorten	83-84
HORN, R. H. FLEIGE	Bewertung der mechanischen Stabilität von Marschböden	85-86
HUSAIN, J.; H.H. GERKE; R. F. HÜTTL	Wasserinfiltration auf unterschiedlichen Raumskalen in strukturierten Böden	87-88
HUWE, B.; H. SCHOLLENBERGER; P. OBERMANN	Modellgestützte Risikoanalyse in Braunkohleabraumhalden	89-90
INGWERSEN, J.; T. STRECK	Regionale Modellierung des Langzeitverhaltens von Cadmium im Boden: Modellbildung, Validierung und Anwendung	91-92
IPPISCH, O.; J. BOIKE; P. BASTIAN; K. ROTH	Simulation des Wasser-, Wärme- und Stofftransports in gefrierenden Böden	93-94
KERN, A.; B. SCHULTZE; W. DURNER	Einfluss von Bodenbearbeitungsmaßnahmen auf die Ausprägung des präferentiellen Stofftransports in einem Boden unter Abwasserverregnung	95-96
KLAGHOFER, E.; E. STENITZER; F. FEICHTINGER; E. MURER	Anforderungen an die Güte von Inputdaten bei Regionalisierung von Grundwasserneubildung und Stickstoffverlagerung	97-98

KOSZINSKI, S.; O. WENDROTH	Geoelektrische Widerstandstomographie – Raum-zeitliches Verhalten von Messungen und ihr Bezug zu Bodeneigenschaften	99-100
LANGE, F.-M.; T. GAISER; K. STAHR	Vergleichende Bodenfeuchtemessungen mit TDR-Sonden auf natürlichen und landwirtschaftlich genutzten Standorten in der Mikroregion Picos/Piaui im semiariden Nordosten Brasiliens zur Validierung eines lokalen Wasserhaushaltsmodells	101-102
MERTENS, M.; B. HUWE	Die Integration von Expertenwissen bei der Modellierung von Stickstoff-Bilanzen mit Hilfe von Fuzzyzahlen	103-104
NAHRWOLD, F.; R. HORN; S. BECKER; G. SCHMIDT; L. ROSTECK	Untersuchungen zur Erosionsminderung und Stabilisierung von Böden in hängigem Gelände unter Anwendung des reliefformenden Schmidt-Rekultivators	105-106
PUHLMANN, M.; U. FRANKO	Auswirkungen der Variabilität ausgewählter Eingangsparameter auf die Unschärfe der mit CANDY simulierten Bodenfeuchte und N-Mineralisierung unter Acker	107-108
REUTER, H.I.; K.C. KERSEBAUM; J. SCHWARZ; O. WENDROTH	Einstrahlungsmodellierung – ein Ansatz zum Verständnis der Ertragsvariabilität innerhalb von Praxisflächen?	109-110
ROGASIK, H.; H.H. GERKE; I. ONASCH	Identifizierung quellungsbedingter mikroskaliger Veränderungen der Phasenzusammensetzung in einem Vertisol mittels Röntgen-Computertomographie	111-112
RUPP, H.; R. MEIßNER	Messungen an großvolumigen Lysimetern und zu beachtende Störeinflüsse	113-114
SCHÄFER, B.; O. BENS; U. BUCZKO; R. F. HÜTTL	Einfluss differenzierter forstlicher Bewirtschaftungsweisen auf die Wasserspeicherfähigkeit von sandigen Böden Nordost-Brandenburgs	115-116
SCHLATHER, M.; B. HUWE	Skalenabhängigkeit von Invasionsperkolationsmodellen	117-118
SCHOBEL, S.; J. ALTMEIER; J. SCHNEIDER; R U. D. SCHRÖDER	Infiltrations- und Bodenabflussprozesse bei unterschiedlicher Landnutzung und verschiedenen Substraten	119-120
SCHRADER, S.; R. FUNK; H. ROGASIK	Eine Untersuchung zur Anwendbarkeit optischer Verfahren in der Rauhigkeitsmessung von Bodenoberflächen	121-122
SCHULZ, K.; W. DURNER; K. BEVEN; B. HUWE	Parameter – „Equifinality" und das Problem der robusten Kalibrierung von Stickstoffhaushaltsmodellen	123-124
SCHWARZ, A.; M. KAUPENJOHANN	Managementmodell zur Risikoabschätzung des Austrages von Pflanzenschutzmitteln aus Böden unter Berücksichtigung von Preferential Flow	125-126
SPOHRER, K.; L. HERRMANN; K. STAHR	Erfassung des Wasserhaushaltes auf heterogenen Standorten im Bergland Nordwestthailands	127-128
STRECK, T.; J. INGWERSEN	Unsicherheiten bei der räumlichen Interpolation von Umweltdaten: Analyse und Quantifizierung durch konditionierte Simulation	129-130
TOTSCHE, K.U.	Einfluss gelöster organischer Substanzen auf den Bodenwasserfluss: Experimentelle Befunde und numerische Simulation	131-132
TRIMBORN, M.; W. WERNER	Einfluss wechselnder Feuchtebedingungen auf die mikrobielle Aktivität sowie Bildung, Abbau und Emission von N_2O in Pseudogley-Profilen	133-134

VOGEL, H.-J.; K. ROTH	Zusammenhang zwischen röntgentomographisch gemessenen Strukturen und Transport in Böden	135-136
VOßBRINK, J.; R. HORN; S. BECKER; P. KÖSTER	Einfluss verschiedener Waldernte- und Umbauverfahren auf die Standortökologie aus bodenphysikalischer Sicht	137-138
WEGENER, H.-R.; A. KRÄMER; O. WEGENER	Eignung verschiedener Methoden zur Bestimmung des Wassergehaltes und der Wasserspannung eines mit Hydroabsorber behandelten sandigen Bodens	139-140
WRIEDT, G.; B. BLANK, R. MEIßNER; M. RODE	Untersuchungen zum Stickstoffumsatz während der Boden- und Grundwasserpassage im pleistozänen Tiefland – Methoden und erste Ergebnisse -	141-142

Kommission II mit DFG Schwerpunktprogramm (SPP 1090) und Symposium Kommission II und Kommission VII

ABELMANN, K.; S. KLEINEIDAM; H. KNICKER; P. GRATHWOHL; I. KÖGEL-KNABNER	Impact of Composition and Structure of Soil Organic Matter in Contaminated Soils on the Sorption Behaviour of Hydrophobic Organic Pollutants	143-144
AUGUSTIN, J.; J. PÖRSCHMANN; J. PLUGGE	Beitrag der Wurzelreste wachsender Maispflanzen zur Bildung stabilisierter organischer Bodensubstanz – Aufklärung und Quantifizierung; Teil 1: Methodenentwicklung	145-146
BACHMANN, J.; W. R. FISCHER; S. K. WOCHE; M.O. GÖBEL	Das Benetzungsverhalten von Böden in Abhängigkeit von Bodenfeuchte und Aggregierung	147-148
BARTHOFF, O.; T. BAUMGARTL; R. HORN; H. WETZEL	Auswirkung der Aggregierung auf die Umsatzraten, räumliche Verteilung und Art der organischen Substanz sowie deren chemische Aktivierbarkeit	149-150
BERGER, S.; K. SIEG; J. WEBER; G.E. SCHAUMANN; W. ROTARD; B. KOCHER; G. WESSOLEK	Extrahierbarkeit von PAK in Abhängigkeit von Wassergehalt und Befeuchtungsdauer	151-152
BIELINSKA, E. J.; H. DOMZAL	Relation between the Content of Selected Trace Metals and Enzymatic Activity of Clayey Soils on Afforested Dumping Ground of a Sulfur Mine	153-154
BIRKEFELD, A.; B. NOWACK; R. SCHULIN	Neue Methoden zur Untersuchung des Langzeitverhaltens von Schwermetallphasen in Böden	155-156
BÖHM, B.; W. R. FISCHER	Mechanismus und Geschwindigkeit der Oxidation von Chrom (III) in Böden	157-158
BÖTTCHER, J.; C. PENNE; G. SPRINGOB	Kohlenstoffspeicherung im Auflagehumus saurer Sandböden unter Wald – Modellbildung und erste Ergebnisse	159-160
BRODOWSKI, S.; W. AMELUNG; L. HAUMAIER; W. ZECH	Mechanismen und Regulation der Bildung von langfristig stabilem Humus aus pyrogenem Kohlenstoff	161-162
BRÜMMER, G. W.; G. WELP	Mobile und mobilisierbare Fraktionen anorganischer Schadstoffe in Böden: Konzeptionelle Grundlagen und Analysenbefunde	163-164
BÜCHEL, A.; F. LANG; M.JONECK; M. KAUPENJOHANN	Steuergrößen der Schwermetallmobilisierung in sauren Waldböden: Die Methodenwahl bestimmt das Untersuchungsergebnis	165-166

BURKHARDT, M.; H. VEREECKEN	Multitracing-Versuche mit gelösten Tracern und funktionalisierten Mikrosphären zur Erfassung präferentieller Stofftransportwege	167-168
DEIBRODT, S.; M. KLEBER; E. SCHULZ; R. JAHN; H.-U. NEUE	Das Mineralinventar des Statischen Dauerdüngungsversuches V120 Bad Lauchstädt	169-170
DILLING, J.; K. KAISER; L. HAUMAIER; W. ZECH	Schwermetalldynamik in Abdeckmaterialien von Bergbauhalden	171-172
DOHLEN, M.; B. MARSCHNER; F. DARIUS	Langfristige Entwicklung von Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung aus einer podsolierten Braunerde unter einem Kiefer-Eichen-Mischbestand	173-174
ELLERBROCK, R.H.; H.H. GERKE	Untersuchung organischer Bodensubstanz aus Aggregat-Randschichten und Bioporen mittels FT-IR	175-176
FEGER, K.-H.; M. ARMBRUSTER; M. ZORNIGER; K. LORENZ	Waldbodenmelioration in einem stadtnahen Trinkwasserschutzgebiet – Vergleich der bodenchemischen Auswirkungen von dolomitischem Kalk und basaltischem Gesteinsmehl	177-178
FIEDLER, S.; M. KLEBER; H. JUNGKUNST; P. DOMINIK	Stofftransport in einer Kleinlandschaft des Mittleren Schwarzwalds (I) – Der Einfluss geochemischer Barieren	179-180
FURRER, G.; A. SCHEIDEGGER; M. PLÖTZE; G. KAHR; B. STUDER; B. LOTHENBACH; R. SCHULIN	Specific Immobilization of Heavy Metals in Soil Using Modified Montmorillonite	181-182
GLEIXNER, G.; C. KRAMER; V. HAHN; N. POIRIER	Molekulare Aspekte der Stabilität von organischer Bodensubstanz	183-184
GOLLER, R.; K. FLEISCHBEIN; S. YASIN; W. WILCKE; C. VALAREZO; W. ZECH	Heterogenität von Bodeneigenschaften unter einem Bergregenwald in Ecuador	185-186
GUGGENBERGER, G.; K. KAISER	Verteilung von organischer Substanz im intrapartikulären Porenraum von Mineralcluster	187-188
HABERBAUER, G.; A. AQUINO; D. TUNEGA; M.H. GERZABEK; H. LISCHKA	Modeling of Molecular Interactions of Soil Components with Organic Compounds	189-190
HACK, J.; M. KAUPENJOHANN	Lachgasaustrag mit Dränagewässern: Bedeutung für die N_2O-Bilanz landwirtschaftlich genutzter Böden	191-192
HAGEDORN, F.; BLASER, P.; J. BUCHER; R. SIEGWOLF	Kohlenstoffpools von Modell-Waldökosystemen unter erhöhtem atmosphärischem CO_2	193-194
HAMER, U.; B. MARSCHNER	Priming-Effekte wasserlöslicher organischer Substanzen auf die Stabilisierung und den Abbau organischer Modellsubstanzen	195-196
HARTMANN, K.-J.; M. GRABE; M. KLEBER; R. JAHN	Organische Kohlenstoffgehalte der Bodenregionen des Tieflands im Land Sachsen-Anhalt	197-198
HEINKELE, T.; Z. STRZYSZCZ; R. F. HÜTTL	Zur Kennzeichnung von Schwefelformen der Kippsubstrate in der Lausitz	199-200
HENSEL, D.; K. U. TOTSCHE; I. KÖGEL-KNABNER	Charakterisierung des Transport- und Abbauverhaltens von PAK in der ungesättigten Zone eines Gaswerkstandortes	201-202
HERMAN, F.; ST. SMIDT; M. ENGLISCH	Untersuchung von Stickstoffflüssen im Tiroler Kalkalpin – Ziele und methodischer Ansatz	203-204
HUBER, C.; M. BAUMGARTEN; A. OBERHAUSER; K. KREUTZER	Ammoniakdeposition bei Böden unter Fichte und Buche am Standort Höglwald	205-206

JANDL, R.; F. HERMAN; S. SMIDT; M. ENGLISCH; F.FEICHTINGER; M. GERZABEK; G. HABERHAUER; E. HÄRTEL; M. KALINA; F. MUTSCH; S.ZECHMEISTER-BOLTENSTERN	Untersuchung von Stickstoffflüssen im Tiroler Kalkalpin – Erste Ergebnisse	207-208
JOHN, B.; B. LUDWIG; H. FLESSA	Stabilisierung von maisbürtigem Kohlenstoff in Abhängigkeit der Korngrößenfraktionen im Dauerversuch „Ewiger Roggen“	209-210
JUNGKUNST, H.; S. FIEDLER; K. STAHR	N_2O und CH_4-Flüsse repräsentativer Böden des Mittleren Schwarzwalds	211-212
KAHLE, M.; M.KLEBER; R. JAHN	Mechanismen der Kohlenstoffspeicherung: Einfluss von Kationenaustauschkapazität und spezifischer Oberfläche der Tonfraktion in Lössböden	213-214
KAISER, M.; R.H. ELLERBROCK; A. HÖHN; L. BEYER	Charakterisierung der natriumpyrophosphatlöslichen, schwer abbaubaren organischen Bodensubstanz mittels FTIR	215-216
KIEM, R.; M. KÖRSCHENS; I. KÖGEL-KNABNER	Beziehung zwischen Corg und Eisenoxiden in Böden aus ackerbaulichen Dauerversuchen	217-218
KIM, R.-Y.; G. WELP; G.W. BRÜMMER	Cr(VI)-Gehalte und –Stabilität in belasteten und unbelasteten Böden Nordrhein-Westfalens	219-220
KLEBER, M.; S. FIEDLER; H. JUNGKUNST; P. DOMINIK	Stofftransport in einer Kleinlandschaft des Mittleren Schwarzwalds (II) – Die Tonmineralogie als Indikator für geochemische Rahmenbedingungen	221-222
KNICKER, H.; P. MÜLLER	Festkörper 1-D und 2-D-^{15}N-NMR-spektroskopische Untersuchungen zur Humifizierung von TNT in Böden	223-224
KÖGEL-KNABNER; I.; C. RUMPEL	Vorrat und chemische Zusammensetzung der organischen Substanz im Unterboden einer schwach pseudovergleyten Braunerde	225-226
KÖLBL, A.; J. LEIFELD; I. KÖGEL-KNABNER	Struktur und Funktion organischer Bodenfraktionen am Beispiel eines landwirtschaftlich genutzten Standortes	227-228
KÖRSCHENS, M.; E. SCHULZ; M. KLEBER; S. DREIBRODT; C. KUSSMAUL; H.-U. NEUE; R. JAHN	Stabilisierung organischer Bodensubstanz (OBS) durch Schichtsilikate – Abtrennung relevanter OBS-Pools mittels chemischer und physikalischer Fraktionierungsmethoden (Heißwasserextraktion & Granulodensimetrie)	229-230
KRAMER, C.; G. GLEIXNER	Nutzung unterschiedlicher SOM-Pools als Kohlenstoffquelle von Mikroorganismen	231-232
KRATOCHWIL, B.; F. LANG; A.DEHARO,; R.KRETZSCHMAR; M. KAUPENJOHANN	Untersuchungen zur Heterogenität schwermetallbelasteter Flächen im Guadiamartal	233-234
KRUSE-IRMER, S.; L. GIANI	Assoziation von ^{137}CS an geobiochemischen Bodenphasen	235-236
KUHL, T.; H.-P. HELFRICH; G. W. BRÜMMER	Modellierung von Kationenaustausch-, Diffusions- und Transportprozessen in binären Stoffsystemen in Böden am Beispiel von Kalium/Calcium	237-238
KUSSMAUL, C.; M. KLEBER; E. SCHULZ; R. JAHN; H.-U. NEUE	Stabilisierung organischer Substanz durch Schichtsilikate – Veränderungen im Mineralinventar und in der Zusammensetzung der organischen Substanz entlang einer Zeitreihe	239-240

LANDGRAF, D.; A. LOREI; Z. ZHONG; F. MAKESCHIN	Carbon and Nitrogen Dynamics of Dyked Young Saline Soils in Zhejiang Province, P.R. China	241-242
LANG, F.; M. KAUPENJOHANN	Die Bedeutung gelöster organischer Substanz für die Mineralverwitterung	243-244
LEIFELD, J.; P. CALANCA; J. FUHRER	Modellierung der Boden-C-Speicherung mit unterschiedlichen Temperaturfunktionen	245-246
LIGEZA, S.; E. J. BIELINSKA; J. PRANAGAL	Influence of Heavy Metals (Zn, Pb, Cd) on Enzymatic Activity of Soil	247-248
LINDEL, S.; R. BÄUMLER; H. KNICKER; I.KÖGEL-KNABNER	^{13}C-NMR-Festkörper spektroskopische Analyse der organischen Substanz einer Siedlungsabfalldeponie	249-250
LOBE, I.; C.C. DU PREEZ; W. AMELUNG	Einfluss der Landnutzungsdauer auf Ligninrückstände in Plinthosols des südafrikanischen Highvelds	251-252
LOOK, A.	Korngrößenspezifische Lösungskinetik von 2,4,6-TNT	253-254
MAKESCHIN, F.; R. FISCHER; D. LANDGRAF	Entwicklung chemischer Eigenschaften saliner Küstenböden der Provinz Zheijang (VR China) nach Eindeichung	255-256
MOIHUDDIN, A.S.M.; O. H. DANNEBERG	Chromatography of Humic Substances of a Tea Soil from Bangladesh	257-258
MÜLLER, S.; K.U. TOTSCHE; I. KÖGEL-KNABNER	Bodenminerale und Unterböden: Sorbenten für hydrophobe organische Umweltchemikalien	259-260
PRECHTEL, A.; ALEWELL, C.; C. EVANS; E. MATZNER	Dynamik der Schwefel-Vorräte in Böden bewaldeter Einzugsgebiete Europas bei nachlassender Sulfatdeposition	261-262
RACH, J.	Zur Veränderung der Huminsäurefraktion in Torfen wiedervernässter Erlenbruchwaldstandorte	263-264
RASKATOV, A. V.; A. V. KUZNETSOV; V. A. CHERNIKOV; Y. V. KUZYAKOV	Heavy Metal Translocation in Soil-Plant System	265-266
RETHEMEYER, J.; F. BRUHN; M.P. GROOTES; M.-J. NADEAU	Bomben-^{14}C als Informationsquelle für die Mechanismen der Kohlenstoff-Stabilisierung in Böden: Inhomogenität des organischen Bodenmaterials	267-268
RÜHLMANN, J.; K. KUKA; U. FRANKO; E. BAURIEGEL	Modellierung des Kohlenstoffhaushaltes in Ackerböden auf der Grundlage bodenstrukturabhängiger Umsatzprozesse	269-270
RUMPEL, C.; I. KÖGEL-KNABNER	Bedeutung des mikrobiellen Kohleabbaus für Kohlenstoffkreislauf und Humifizierung in rekultivierten kohlehaltigen Kippböden	271-272
SCHAAF, W.	Entwicklung des Bodenchemismus in einer Chronosequenz rekultivierter Kippenstandorte des Lausitzer Braunkohlenreviers	273-274
SCHACK-KIRCHNER, H.; E. E. HILDEBRAND	Konzentrationsrelationen von O_2, N_2, Ar und CO_2 als Indikatoren für Gaswechselprozesse im Boden	275-276
SCHAUMANN, G.E.; J. HURRAß; H. STOFFREGEN	^{1}H-NMR-Relaxation zur Untersuchung des Quellungszustandes der organischen Bodensubstanz	277-278
SCHNEIDER, B.	Untersuchung von Boden-Huminstoffen mittels RP-HPLC und UV-Detektion	279-280
SCHÖNING, I.; I. KÖGEL-KNABNER	Kohlenstoff- und Ligninvorräte in Böden einer Buchenchronosequenz	281-282
SCHWEITZER, K.; H. PAGEL	Einfluss niedriger pH-Werte auf den Gehalt amorpher Al- und Fe-Oxide, die P-Sorption und P-Nachlieferung in einem Sandboden	283-284

SEIBICKE, T.; S. THIELE	Sorption pharmazeutischer Antibiotika an Bodenfraktionen unterschiedlicher organischer und mineralischer Zusammensetzung	285-286
SMIDT, E.; P. LECHNER	Huminsäurebildung – Profiluntersuchungen einer 15 Jahre alten Ablagerung von Müllklärschlammkompost	287-288
SMIDT, ST.	Die Belastung von österreichischen Waldökosystemen mit Stickstoffeinträgen	289-290
SPIELVOGEL, S.; H. KNICKER; H.STANJEK; I. KÖBEL-KNABNER	NMR-spektroskopische Untersuchung zum Einfluss der chemischen Zusammensetzung des organischen Materials und des Eisengehaltes auf die Bodenfarbe	291-292
STANGE, F.; H. PAPEN; K. BUTTERBACH-BAHL	Entwicklung und Anwendung eines prozessorientierten Modells zur Beschreibung der N-Gasemissionen aus Böden temperater Wälder	293-294
STROHBACH, B.; W. RIEK	Ernährungsstörungen von Forstpflanzen auf rekultivierten Braunkohlekippen in der Lausitz	295-296
SWATON, T.; RINKLEBE, J.; H. TANNEBERG; R. JAHN; M. WELLER; P. STRING	Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Auenböden der Saale-Elbe-Mündung	297-298
SZAFRANIK, A.; P. SKLODOWSKI	Evolution of Acidity, Organic Matter Content in Cultivated Leptic Podzols and Orthic Luvisols of Kaluszynska Upland (Poland) During the Past 20 Years	299-300
TANNEBERG, H.; R. JAHN	Untersuchungen zum Sorptions- und Desorptionsverhalten von Schwermetallen unterschiedlich allophanhaltiger Böden	301-302
TRÜBY, P.	CO_2-Emission und C-Umsatz im Boden des Arinus-Standortes Schluchsee	303-304
WACHENDORF, C.; H. TROTT; F. TAUBE	Stickstoffmineralisierung unter Exkrementstellen: ^{15}N-Signatur verschiedener N-Fraktionen	305-306
WELP, G.; R.-Y. KIM; G.W. BRÜMMER	Bestimmung von Cr(VI) in Böden: Probleme mit der DIN 19 734	307-308
WIESENBERG, G.L.B.; M.W.I. SCHMIDT, L. SCHWARK	Strukturelle und isotopische (^{13}C) Charakterisierung der Lipidfraktionen einer natürlich markierten Schwarzerde I: Evaluierung der Lipid-Extraktions- und Auftrennungmethoden	309-310
WILCKE, W.; W. AMELUNG; M. KRAUSS	Biologische Quellen für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in tropischen Böden	311-312
YASIN, S.; W. WILCKE; C. VALAREZO; W. ZECH	Nährstoffbilanz von drei kleinen Wassereinzugsgebieten unter tropischem Bergregenwald in Südecuador	313-314

Kommission III

BÜNEMANN, E.; A. OBERSON; C. VÖGELI; P.C. SMITHSON; F. FROSSARD	Microbial Substrate Degradation in Differentially Cropped Tropical Low-P Soils	315-316
CHODAK, M.; B. LUDWIG; F. BEESE	Use a Near Infrared Spectroscopy for Humus Investigation	317-318
DILLY, O.; H.-P. BLUME; U. SEHY; M. JIMENEZ; J. C. MUNCH	Mikrobieller und biologisch-aktiver Kohlenstoff und Stickstoff in Böden mit unterschiedlicher Landnutzung und landwirtschaftlicher Bewirtschaftung	319-320
EHRMANN, O.; T. VOLLMER	Einfluss von Regenwürmern auf die Oberbodenstruktur in Wäldern Südwestdeutschlands	321-322

FLEISCHMANN, S.; B. BÖHME; J. KAATZKE; B.-M. WILKE	Schadstoffimmobilisierung mit Bodenaushub auf schwermetallbelasteten Rieselfeldern in Berlin – Ökotoxikologische Bewertung der Sanierungsmaßnahme	323-324
FREY, B.; S. ZIMMERMANN	Der Einfluss einer Holzascheausbringung auf bodenmikrobiologische Eigenschaften in einem Fichtenwald auf saurer Braunerde	325-326
FRIEDEL, J.K.; O. EHRMANN; K. MARTIN; T. VOLLMER; M. SOMMER	Beurteilung der Lebensraumfunktion von Böden anhand des Vorkommens von drei ausgewählten Organismengruppen	327-328
GEIßEN, V.; B. JUNGE; A. SKOWRONEK	Einfluss unterschiedlicher Nutzung auf bodenökologische Kennwerte tropischer Böden der Feuchtsavanne Benins	329-330
GRAEFE, U.; J. GEHRMANN; I. STEMPELMANN	Bodenzoologisches Monitoring auf EU-Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Nordrhein-Westfalen	331-332
GROMES, R.; K. MUELLER; E. NAGEL	Bodenenzymatische Untersuchungen auf Waldstandorten zu verschiedenen Jahreszeiten	333-334
HÄRTEL-RIGLER, E.; S.ZECHMEISTER-BOLTENSTERN; M.H. GERZABEK	Gasförmige Stickstoffverluste an einem Waldstandort in den Nordtiroler Kalkalpen	335-336
HEIM, A.; B. FREY	Mikrobielle Aktivitäten in Waldböden der Schweiz	337-338
HÖPER, H.; B. KLEEFISCH	Bodenbiologisches Monitoring in Niedersachsen: Zeitreihen mikrobiologischer Parameter	339-340
JOERGENSEN, R.G.; K. CHANDER	Abbau von ^{14}C-markierter Glucose in einem Pb-kontaminierten Boden saniert mit synthetischen Zeolithen und $CaCO_3$	341-342
JOSCHKO, M.; S. WIRTH; P. LENTZSCH; S. KRÜCK	Bodenbiologische Indikatoren zur Kennzeichnung und Beurteilung umweltgerechter Landnutzungssysteme auf sandigen Standorten – ein Konzept	343-344
KAIM, S.; M.-C. MARX; D. TSCHERKO; E. KANDELER	Effects of Climate Warming on C- and N-Mineralization in Alpine Soils	345-346
KAMP, T.; A. WEBER; K. TÜCHERT; R. SCHILLING; M. SCHLOTER; J. C. MUNCH	Untersuchungen zu N_2O-Emissionen bei Frost-Tau-Ereignissen – the double freezer	347-348
KAMPICHLER, C.; J. ROLSCHEWSKI	Der Einfluss der Beweidung durch Collembolen auf Wachstumsstrategien von Pilzen in einem 2-dimensionalen Modellsystem	349-350
KLOSE, S.; F. MAKESCHIN	Stratigraphische Differenzierung von mikrobiellen und biochemischen Kennwerten in flugaschebeeinflussten Waldböden Nordostdeutschlands	351-352
KRÜGER, A.; K. HEINRICH; R. MIKUTTA; H-U. NEUE; H. NEUMEISTER	Differenzierung des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) aus Flussauen der Elbe mit RP-HPLC – Einflüsse von bodenchemischen Kenngrößen, Überflutungsdauer und saisonaler Dynamik	353-354
LANGER, U.; E.-M. KLIMANEK; E. SCHULZ	Einfluss differenzierter Düngung auf die funktionelle und strukturelle Diversität der mikrobiellen Biozönose in Abhängigkeit von der Bodenart	355-356
LUDWIG, B.; P. KHANNA; J. BAUHUS	Einsatz von Nahinfrarotspektroskopie zur Bestimmung einiger chemischer und biologischer Eigenschaften australischer Waldböden	357-358
MACHULLA, G.; N. BARTH; H. HEILMANN; W. PÄLCHEN	Bodenmikrobiologische Untersuchungen an landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF II) in Sachsen	359-360

MEHRANFAR, O.; R. WELL	Dauerinkubationsversuche zur Bestimmung der Erschöpfbarkeit des Denitrifikationspotentials im oberflächennahen Grundwasser hydromorpher Böden	361-362
MEIWES, K.J.; M. MINDRUP	Langzeitwirkung von Kalkung und Phosphordüngung auf den C- und N-Haushalt im Oberboden eines Fichtenbestandes in Nordwestdeutschland	363-364
MÜLLER, T.; J. MAGID; L. STOUMANN JENSEN; E. NIELSEN	Soil Turnover of Plant Residues with Different Quality – Simulation of Lab-Experiments with the DAISY Model	365-366
RAHTKENS, K.; D. RUSSELL	Springschwänze als Indikatoren von Auenrenaturierungsmaßnahmen?	367-368
RINKLEBE, J.; K. HEINRICH; E.-M. KLIMANEK; H.-U. NEUE	Bodenmikrobielle Indikatoren für Redoxpotentialänderungen in Auenböden	369-370
SCHMITT, C.B.; G.E. BROLL; T.W. KUYPER; N.A. ONGUENE	Mycorrhizal Selectivity of three Timber Tree Species in the Tropical Rainforest of South Cameroon	371-372
SCHRADER, S.; O. LARINK; H.-J. WEIGEL	Wirkung eines atmosphärischen CO_2-Anstiegs auf Enchytraeiden in einem Agrarökosystem	373-374
SCHULZE, P.; S. SCHRADER; O. LANRINK; H.-J. WEIGEL	Einfluss eines erhöhten atmosphärischen CO_2-Gehaltes auf Acker-Collembolen	375-376
SCHWENDENMANN, L.; E. VELDKAMP; T. BRENES; J. MACKENSEN; F. GEROLD	Long-term Measurement of Soil Respiration in an Old-growth Neotropical Rain Forest (La Selva, Costa Rica) and the Effects of Environmental Factors	377-378
SEHY, U.; R. RUSER; J. C. MUNCH	N_2O-Freisetzungen aus ökologisch und konventionell genutzten Ackerflächen – Einfluss von Bewirtschaftungs- und Standortfaktoren	379-380
STEINER, S.; S. SCHRADER	Substrate zur Dachbegrünung: Ein Lebensraum für terrestrische Oligochaeten?	381-382
THIELE, S.; I.-C. BECK	Wirkungen pharmazeutischer Antibiotika auf die Bodenmikroflora – Bestimmung mittels ausgewählter bodenbiologischer Testverfahren	383-384
TISCHER, S.; T. HÜBNER; H. TANNEBERG	Bodenbiologische Untersuchungen an Altlastenstandorten der carbo-chemischen Industrie	385-386
WECKER, B.; W. SCHAAF; R. F. HÜTTL	Mikrokosmenstudie organischer Auflagen unter besonderer Berücksichtigung der Schwefeldynamik	387-388
WICK, B.; E. VELDKAMP; W. ZAMBONI DE MELLO; M. KELLER	Soil-atmosphere Emissions of Nitrous Oxide During the Wet Season as Affected by Land Use Change – Forest-to-pasture Conversion in the Humid Tropics of Brazil -	389-390
WINKEL, B.; B.-M. WILKE	Ursachen für das Auftreten von Doppelpeaks in Bodenatmungskurven	391-392

Band 96, Heft 2

Kommission IV

AUGUSTIN, S.; E. E. HILDEBRAND	Die Desorption feldfrischer Bodenproben zur Gewinnung der Bodenlösung: Vergleich mit Lysimeterlösungen	395-396
BÖHM, K. E.; J. HÖSCH	Potentiale des Zwischenfruchtanbaus am Beispiel der Stickstoffdynamik im Lysimeterversuch	397-398
BÖHME, F.; R. RUSSOW	Quantifizierung des atmosphärischen Stickstoffgesamteintrags in das System Boden/Pflanze an vier Standorten in Sachsen-Anhalt	399-400
BOHNER, A.	Einfluss der Zwergstrauchverheidung auf den bodenchemischen Stoffzustand der Gebirgsböden	401-402
BÖKEN, H.; R. METZ; C. HOFFMANN; J. WITTEN	Beeinflussung des Schwermetalltransfers Boden-Pflanze durch meliorative Bodenverbesserung auf flachgründig kontaminierten Standorten	403-404
BOSAK, V.; A. SMEJANOVITSCH	Dynamik des Phosphorhaushaltes der Fahlerde im Dauerdüngungsversuch	405-406
BRANDT, M.	Ausweisung homogener Bodenareale für das Feldversuchswesen mit GIS	407-408
CLAASSEN, N.; H.I. EL DESSOUGI; B. STEINGROBE	Potassium Uptake Efficiency and K Dynamics in the Rhizosphere of Wheat and Sugar Beet	409-410
DOMANSKI, G.; Y. KUZYAKOV, K. STAHR	CO_2 Emission from the Soil and Plant Residues Decomposition as Influenced by Fertilization and Glucose Addition	411-412
GRAEF, F.; N. SCHAREIKA	Alkalische Lehm- und Sandböden am Tschadsee als saisonal variierende Weidestandorte	413-414
GRANSEE, A.; A. DEUBEL; W. MERBACH	Einfluss von Wurzelabscheidungen und deren mikrobielle Umsetzung auf die P-Dynamik in der Rhizosphäre	415-416
HEINZE, M.; G. JAHN; H. SÄNGER; F. WITTAU; M. KÖHLER	Zeitliche und räumliche Ausbreitung der Wurzeln ausgewählter Baumarten im Rohboden einer Halde des Ostthüringer Uranbergbaugebietes	417-418
HERBST, R.; G. REIMER; J. LAMP	Inventur und räumliche Modellierung von Böden auf preagro Untersuchungsflächen in unterschiedlichen Landschaften Deutschlands	419-420
KNAPPE, S.; R. RUSSOW; H. RUPP; W. RICHTER; R. MEIßNER	Untersuchung des Wasser- und Nitrattransportes in agrarisch genutzten, rekultivierten Kippenböden mittels Multitracer-Einsatz in Lysimetern	421-422
KOCH, J.; S. KLOSE; F. MAKESCHIN	Bodenchemische Charakterisierung von flugaschebelasteten Waldböden im Bitterfelder Raum	423-424
KUZYAKOV, Y.	Trennung der Wurzelatmung und mikrobiellen Veratmung der Exsudate im nicht sterilen Boden. Vergleich von vier Methoden	425-426
LAMP, J.; R. HERBST; G. REIMER	Digitale Hof-Bodenkarten als Basis für Applikationskarten im Präzisen Landbau	427-428
MÄCHTLE, B.; S. FIEDLER; R. MATHEIS; K. STAHR; W.-D. BLÜMEL	Untersuchungen zur Mangantoxizität in einer hydromorph geprägten Bodenlandschaft im Alentejo/Portugal	429-430
MACK, U.; K.-H. FEGER; K. STAHR	Steuerung der Feldbewässerung und Kontrolle der Nitratauswaschung in der nordchinesischen Tiefebene	431-432

MAYER, J.; F. BUEGGER; J. HEß	Bestimmung der N-Rhizodeposition und der residulaen N-Transformation dreier Körnerleguminosenarten in die Folgefrüchte Weizen und Raps mit einer ^{15}N-in situ Markierungsmethode	433-434
NENDEL, C.; S. REUTER; R. KUBIAK	Biokompostverwertung auf Rebflächen – In-situ-Inkubationsversuche	435-436
NIEDER, R.; H.-P. DAUCK; A. PACHOLSKI	Neubewertung der N-Mineralisationskapazität niedersächsischer Löss-Ackerböden	437-438
ÖHLINGER, R.	Schadstoffgehalte in Wiesengras – großräumige Untersuchungen in Oberösterreich	439-440
PACHOLSKI, A.; G.X. GAI; G.X. CHEN; M. ROELCKE	Bestimmung des Ammoniakpartialdruckes nach Harnstoffausbringung an der Oberfläche eines alkalischen Sandbodens in China	441-442
REIMER, G.; J. LAMP	Ertragskarten als Indikator für Standort- und Bodeneigenschaften	443-444
REUTER, G.	Nachhaltige Sandbodenverbesserung durch Tonsubstratapplikation	445-446
RUSSOW, R.; A. JOHN; H.-U. NEUE	Bildung und Emission von Stickstoffmonoxid (NO) durch Schwarzerdeböden (Haplic Chernozem): Mechanistische Untersuchungen mit ^{15}N	447-448
SCHEUNER, E.T.; F. MAKESCHIN; E.D. WELLS	Short Term Impact of Harvesting and Burning Disturbances on Physical and Chemical Characteristics of Forest Soil in Western Newfoundland, Canada	449-450
SCHÖNBUCHER, H.; M. LEITERER; B. MACHELETT; H. BERGMANN	Sequentielle Extraktion uranhaltiger Haldenböden	451-452
SEEGER, J.; G. RICHTER; S. KNAPPE; R. MEIßNER	Lysimeterversuchsergebnisse über den Einfluss unterschiedlicher Bodenformen auf den Sulfataustrag aus der ungesättigten Bodenzone	453-454
SIEMENS, J.; M. KAUPENJOHANN	Die Bedeutung der gelösten organischen Substanz (DOM) für die Auswaschung von N und P aus Plaggeneschen	455-456
SIEWERT, C.; M. RENGER; M. KÖRSCHENS; J. ZEITZ; G. SPRINGOB	Wirkungen unterschiedlicher Düngungsmaßnahmen auf die organische Bodensubstanz landwirtschaftlicher Böden	457-458
SINIAKINA, S. V.; Y. KUZYAKOV; K. STAHR	Simultaneous Measurement of Root-derived Organic Compounds and Root Respiration in Non-sterilized Soil	459-460
VETTERLEIN, D.; R. JAHN	Einfluss der Textur auf Ausmaß und Dynamik von osmotischen Potentialgradienten zwischen Gesamtboden und Rhizosphäre	461-462

Kommission V

AHL, C.; B. MEYER	Die Systematik der Böden der DBG und Probleme der Anwendung ihrer Nomenklatur auf die Charakterisierung weit verbreiteter Böden	463-464
AHRENS, V.; O. DUNTZE; B. FUCHS; L. GIANI	Untersuchungen zur Entwicklung kalkfreier, initialer Rohmarschen auf Spiekeroog	465-466
ALTERMANN, M.; H. WIECHMANN; J. RINKLEBE; O. ROSCHE; V. EISENMANN	Zur Klassifikation von Böden in Auen	467-468

ANDRUSCHKEWITSCH, I.; M. SOMMER; K. STAHR	Mikromorphologie und Stoffverteilung in Ortsteinhorizonten im N-Schwarzwald	469-470
BAURIEGEL, A.	Methode zur regelhaften Ableitung von Flächenbodenformen (Idealprofile) zur Nutzung in Flächendatenbanken	471-472
BEHRENS, T.; T. SCHOLTEN; P. FELIX-HENNINGSEN	Modellierung periflaziärer Lagen auf Basis von digitalen Geländemodellen und Verwitterungseigenschaften der anstehenden Gesteine	473-474
BETZER, H.J.; B. RABER	Bodenbildungen an den Steilhängen des Wesertals bei Höxter (Ostwestfalen) – Teil A: Bodengesellschaft und Substratgenese	475-476
BURGHARDT, W.	Humusgehalte in Stadtböden	477-478
CHMIELESKI, J.; J. ZEITZ	Bodenentwicklung in entwässerten Mudden – Prozesse, Horizonte, Klassifizierung	479-480
DEUMLICH, D.; J. THIERE; H.-I. REUTER; L. VÖLKER	Einzugsgebietsbezogene Standortanalyse für Boden- und Gewässerschutz (Uecker)	481-482
DIETZ, E.	Bodenkundliche Legendendatenbank – Bodenkundliche Landesaufnahme zwischen Gelände und GIS-Kompatibilität	483-484
DOBERS, E. S.; B. MEYER	Penetrometer-Widerstände in Abhängigkeit von Bodenhorizonten, der Reichsbodenschätzung und Daten der DGPS-Ertragskartierung	485-486
DORNAUF, C.; W. BURGHARDT	Der Einfluss von Makroporen auf die Wasserleitfähigkeit von Böden – Fallstudie anhand verdichteter Böden -	487-488
ELHAUS, D.	Karte der Erosions- und Verschlämmungsgefährdung des Geologischen Dienstes NRW als objektive Beratungsgrundlage für den vorsorgenden Bodenschutz in NRW	489-490
ENGEL, E.	Die Bodenschätzung in Deutschland und deren Perspektiven	491-492
ENGLISCH, M.; P. WEISS; R. HACKER; F. MUTSCH	Bodeninformation und das Kyoto-Protokoll: Der Waldboden als Kohlenstoffsenke – Hypothesen und Möglichkeiten der konkreten Messung	493-494
FETZER, K.D.; F. ARWEILER; K. DRESCHER-LARRES; R. GRENZIUS; C. SCHWARTZ; J. WEYRICH	Die Entwicklung einer Bodenkarte für ein montanindustriell, urban und rural geprägtes Gebiet im deutsch-französischen Grenzraum am Beispiel von Saarbrücken	495-496
GAISER, T.; K. STAHR	Bodeninformationssysteme zur Bereitstellung von Bodeninformation auf verschiedenen Maßstabsebenen – eine Fallstudie aus Nordost-Brasilien	497-498
GIANI, L.	Genese und Klassifikation von Marschen	499-500
HAASE, D.; M. ROSENBERG; R. MIKUTTA	Erfassung und Bewertung der physiko-chemischen Retentionsfunktion rekultivierter Oberflächen im Bereich ehemaliger Tagebaue (Sachsen)	501-502
HANNEMANN, J.; J. HERING	Methoden zur Zuweisung von Flächeninhalten auf der Grundlage der Interpretation vorhandener Unterlagen und Karten (Erstellung von Konzeptbodenkarten)	503-504
HARRACH, T.; S. SAUER; M. PREIS; M. PETER	Ansätze zur Evaluierung des Schätzungsrahmens und zu einer behutsamen Reformierung der Bodenschätzung	505-506
HÖKE, S.; E. HANNOSCHÖCK; R. MENKEN; W. BURGHARDT	Messung der Staubfreisetzung durch Befahren einer Industriebrache und deren Blei- und Cadmium-Gehalte	507-508

JAHN, R.; S. FIEDLER	Zur systematischen Einordnung und Abgrenzung von „Ockererden“	509-510
JUNGE, B.; V. GEISSEN; A. SKOWRONEK	Tropische Böden der Feuchtsavanne Benins (Westafrika)	511-512
KAHLE, P.	Kationenhaushalt als Indikator von Bodenveränderungen im urbanen Raum, dargestellt an Böden des Rostocker Stadtgebietes	513-514
KASPER, B.; W. BURGHARDT; A. LEHMANN; H. VOGEL	Rohböden auf Bergehalden des Goldbergbaus in Francistown, Botswana	515-516
KEHL, M.; A. ABTAHI; F. KHORMALI; A. SKOWRONEK	Paläoböden als Indikatoren der jungquartären Landschaftsentwicklng semiarider Gebiete Südirans	517-518
KRUSE, K.; D. GÜNNEWIG	Bodeninformationen für die Projektbewertung auf der oberen Planungsebene. Erfahrungen aus einem F+E-Vorhaben zur Umweltrisikoeinschätzung der Bundesverkehrswegeplanung	519-520
KÜHN, D.	Möglichkeiten und Regeln der Ableitung und Darstellung von anthropogen bestimmten Bodenformengesellschaften in Bodenübersichtskarten	521-522
KÜHN, P.; D. SCHRÖDER	Mikromorphologisch-stratigraphische Befunde zur spätglazialen Bodengenese in NO-Deutschland	523-524
LÖSEL, G.; V. HENNINGS	Einfluss der Aggregierung und Regionalisierung bodenkundlicher, morphologischer und klimatischer Parameter über verschiedene Maßstäbe auf die Berechnung von landschaftshaushaltlichen Kennwerten	525-526
LÜCK, E.	Flächendifferenzierung für die Landwirtschaft mittels Leitfähigkeitskartierungen	527-528
MAILÄNDER, R.; H. VEIT	Böden und Deckschichten auf kaltzeitlichen Sedimenten des Schweizer Mittellandes	529-530
MENGEDE, R.; W. BURGHARDT; M. BAHMANI	Langzeitversuch zur Bodenatmung auf einem Friedhof	531-532
MILLER, R.; B. CHAFIK; J. BOTSCHEK; A. SKOWRONEK	Böden und Bodenerosion im Hohen Atlas/Marokko	533-534
MUTSCH, F.; R. HACKER; M. ENGLISCH	Räumliche Variabilität chemischer Bodenparameter – Parallelbeprobungen und Differenzierungsgenauigkeit. Ein Kompromiss	535-536
NESTROY, O.	Die Österreichische Bodensystematik 2000 (ÖBS 2000)	537-538
OPP, C.; D. HAASE	Entwicklung und Degradation von Humusdecken unter kontinentalem Klima – Beispiele aus dem Uvs-Nuur-Becken (Mongolei/Tywa)	539-540
OTTNER, F.; B. TERHORST	Die Genese von Tonmineralen in Paläoböden in Norditalien	541-542
PIAŚCIK, H.; J. GOTKIEWICZ; A. ŁACHACZ	Bestandsaufnahme und Bewertung der Feuchtgebiete im nord-östlichen Polen in Bezug auf den Umweltschutz	543-544
PREIS, M.; S. SAUER; M. PETER; T. HARRACH	Bodenkundliche Aussagekraft von Bodenwertzahlen der Bodenschätzung	545-546
RABER, B.; H.J. BETZER; G. HOFFMANN	Bodenbildungen an den Steilhängen des Wesertals bei Höxter (Ostwestfalen) – Teil B: Cabonatdynamik und bodentypologische Einstufung	547-548
ROTHSTEIN, B.; M. MIMLER; D. SCHRÖDER; S. LENARD; I. TERNES	Erstellung und Bewertung von Karten zur räumlichen Verteilung von Schwermetallgehalten in einem Mittelgebirgsraum anhand geostatistischer Verfahren	549-550

SAUER, D.; T. SCHOLTEN; P. FELIX HENNINGSEN	Verbreitung und Eigenschaften periglaziärer Lagen im östlichen Westerwald in Abhängigkeit von Gestein, Exposition und Relief	551-552
SAUER, S.	Enttäuschung bei der bodenkundlichen Interpretation von Grablochbeschreibungen der Bodenschätzung in Mittelgebirgslandschaften	553-554
SCHINDLER, U.; J. THIERE; J. STEIDL; M. ALTERMANN	Ableitung bodenhydrologischer Kennwerte für heterogene Flächeneinheiten Nordostdeutschlands	555-556
SCHMIDT, R.	Vorschlag zur Klassifikation von Bodengesellschaften der Jungmoränenlandschaften Norddeutschlands	557-558
SCHMIDT, V.; H. DOMSCH	Beziehungen zwischen dem Standort und der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit von Ackerböden	559-560
SEMMEL, A.	In memoriam: die Phäno-Parabraunerde	561-562
SOMMER, M.; M. WEHRHAHN; M. ZIPPRICH; U. WELLER; W. ZU CASTELL; S. EHRICH	Fernerkundung, Reliefanalyse und EM 38 – Instrumente zur Analyse und Abbildung mesoskaliger Bodenheterogenität	563-564
SZAFRANEK, A.	The Effect of the Area Relief and the Parent Rock on Formation of Soils Developed from Devonian Sandstones of the Swietokrzyski Region	565-566
THIERE, J.; J. KIESEL	Abiotische Standortbedingungen in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern	567-568
WEHRHAHN, M.; M. SOMMER; M. ZIPPRICH; U. WELLER; W. ZU CASTELL; S. EHRICH	Erfassung mesoskaliger Bodenheterogenitäten mit Hilfe flugzeuggestützter Fernerkundung	569-570
WERNER, G.	Verhärtete Vulkanascheböden (Tepetaten): bodengenetische oder soziale Gründe der Bodenerosion im zentralen Hochland von Mexiko?	571-572
WERWER, W.; H.-P. BLUME; R. ZÖLITZ-MÖLLER	Bodenfunktionsbewertung als Beitrag des vorsorgenden Bodenschutzes für die mittlere Planungsebene	573-574
WETZEL, H.; H. FLEIGE; M. DAHLHAUS	Reduktosole aus Rückständen der Strandreinigung an der Ostseeküste	575-576
WOLLSCHLÄGER, U.; S. SCHMIDT; E. BEDBUR; H.-K. SIEM	Stadtgeologische Kartierung am Beispiel eines Kieler Kleingartengebietes	577-578
ZIKELI, S.; M. KASTLER; R. JAHN	Austauscheigenschaften von Braunkohlenaschen: Einfluss von oxalat-löslichen Substanzen und organischer Substanz	579-580
ZIPPRICH, M.; W. ZU CASTELL; M. SOMMER; U. WELLER; B. TANDLER; M. WEHRHAHN; S. EHRICH	EM38 – Ein Tool zur Erkennung von Bodenmustern?	581-582

KOMMISSION VI MIT SYMPOSIUM KOMMISSION VI UND KOMMISSION I UND SYMPOSIUM KOMMISSION VI UND AG BODENEROSION

BAUER, B.; R. HORN, T. TIPPKÖTTER	Der Einfluss dynamischer Belastungen auf die Verdichtungs- und Schrumpfungseigenschaften von Tonen	583-584
BECKER, K.-W.; N. BÄNSCH	Die Aggregatdichte als Strukturparameter von Ackerkrumen	585-586
BOTSCHEK, J.; S. KRAUSE; T. ABEL; A. SKOWRONEK	Tunnelerosion und Erodierbarkeit von Lößböden	587-588

BRINKMANN, S.; G. SPRINGOB; J. BÖTTCHER	Analyse von Einflussfaktoren auf den C_{org}-Gehalt sandiger Böden Norddeutschlands mittels Transektbeprobung kleiner Landschaftsausschnitte	589-590
CHAFIK, B.; J. BOTSCHEK; A. SKOWRONEK	Erfassung von Bodenerosion durch Wasser in den (semi-) ariden Subtropen am Beispiel des Drâa-Einzugsgebietes (Südmarokko)	591-592
DÜRING, R.-A.; S. KRAHE; X. ZHAND; S. GÄTH	Isomerenspezifische Analytik von Nonylphenolen zur Vorhersage ihres Verhaltens in Böden	593-594
ECKHARDT, K.; C. FRIEDRICH; H.-G. FREDE	Unterscheidbarkeit von Böden in der hydrologischen Modellierung	595-596
EULENSTEIN, F.; L. MÜLLER; U. SCHINDLER; E.S. DOBERS; M. WILLMS	Regionale Variabilität prozessbeeinflussender Parameter des Bodenwasser- und Stickstoffhaushaltes in der ungesättigten Zone jungpleistozäner Standorte nordostdeutscher Agrarlandschaften	597-598
FAUTH, G.; R. SCHNEIDER; D. SCHRÖDER; G. SCHÜLER	Veränderung der Bodeneigenschaften durch Melioration mit Hilfe des ROTREE-Verfahrens – Auswirkungen auf die Bodeneigenschaften der Stauwasserböden des Soonwaldes (Hunsrück)	599-600
FOHRER, N.; T. LENHART; H.-G. FREDE	Möglichkeiten und Grenzen der Modellierung des Landschaftswasserhaushaltes zur Bewertung tragfähiger Landnutzungskonzepte	601-602
FREY, O.; N. BILLEN; K. STAHR	Fallstudien zur Überprüfung der „Allgemeinen Bodenabtragsgleichung" (ABAG) mit ^{137}Cäsium	603-604
FRIEDRICH, C.; N. FOHRER; H.-G. FREDE	Fuzzy-Sets als Werkzeug zur Quantifizierung unscharfer Bodeninformationen	605-606
GÄTH, S.; R. DÜRING; T. HOSS	Anwendung organischer Abfälle auf differenziert bearbeiteten Böden – Auswirkungen auf den Haushalt ausgewählter Schwermetalle -	607-608
GEBERT, J.; A. GRÖNGRÖFT; G. MIELICH	Dynamik der Gasemission einer passiv entgasenden Hafenschlickdeponie	609-610
HELMING, K.; R. FUNK	Eine Methode zur kontinuierlichen Bestimmung der Rauhigkeit von Ackeroberflächen	611-612
HOEFER, G.; S. HILLEBRAND; W. SCHÄFER	Optimierung des Herbst-Nmin-Probenahmetermins	613-614
HOKAM, E.M.; K. MOLLENHAUER; H.-G. FREDE	Ein einfaches Entscheidungsmodell zur Steuerung der Bewässerung auf Tagesdatenbasis	615-616
HORN, S.; S. GÄTH	Regionalisierung der Sorptionseigenschaften von Böden für Schwermetalle	617-618
JANSEN, M.; C. EBERL; F. BEESE; J. SABOROWSKI	Regionalisierung bodenökologischer Kenngrößen am Beispiel des Westharz	619-620
JÖCKEL, C.; N. FOHRER; H.-G. FREDE	Untersuchungen zur Verschlämmung in Abhängigkeit von der Saatbettstruktur auf Feldskala	621-622
KASTLER, M.; S. ZIKELI; R. JAHN	Messung des Wassergehalts mittels TDR – Genauigkeitsanforderungen in technogenen Substraten am Beispiel von Braunkohleaschen	623-624
KAYSER, M.; G. WESSOLEK; T. TREFFLICH	Wasserspannungsmessungen im Messbereich über pF 2,5	625-626
KLEIN, C.; S. PÄTZOLD; G.W. BRÜMMER	Einfluss von Vegetationsfilterstreifen auf Pflanzenschutzmittel-Austräge mit Oberflächen- und Zwischenabfluss	627-628
KRAHE, S.; R.-A. DÜRING; S. GÄTH	Die Pflanzenverfügbarkeit von Nonylphenolen	629-630

KUZYAKOVA, I.F.; F. TURYABAHIKA; N. BILLEN; K. STAHR	Anwendung der Zeitreihenanalyse zur Auswertung von longitudinalen Messreihen der Bodentemperatur einer Parabraunerde	631-632
LENHART, T.; K. ECKARDT; N. FOHRER; H.-G. FREDE	Beurteilung der Prognosefähigkeit hydrologischer Modelle mittels Fehlerabschätzung	633-634
MEIßNER, R.; G. OLLESCH; M. RODE; A. KERZHENTSEV	Bodenerosion im Wolgaeinzugsgebiet - Risikoabschätzung und vorherrschende Prozesse	635-636
MOLLENHAUER, K.	Zur Datenbasis der deutschen Länderbehörden für die Prognose der Bodenerosion durch Wasser	637-638
MÜLLER, I.; N. LÜTKE-ENTRUP	Erfassung von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag im Rahmen eines Demonstrationsvorhabens mit Maßnahmen zum Erosionsschutz in NRW	639-640
MÜLLER, L.; U. SCHINDLER; N. R. FAUSEY, R. LAL	Günstige Wassergehalte für die Bearbeitung von Böden	641-642
PEINSITT, A.; A. MUHAR; B. MAGAGNA	Bedeutung der Rasterorientierung bei der Erstellung von digitalen Geländemodellen für Bodenerosionsberechnungen mit dem European Soil Erosion Model (EUROSEM)	643-644
PRASUHN, V.	Abschätzung der P- und N-Einträge in die Gewässer des Kantons Zürich	645-646
RENGER, M.; K. SCHWÄRZEL; G. WESSOLEK; R. SAUERBREY; V. SIEWERT	CO_2-Freisetzung in Niedermooren	647-648
RINGE, H.; W.H.M. DUIJNISVELD; J. BÖTTCHER	Stoffeinträge mit dem Bestandsniederschlag in einen Kiefernreinbestand und einen Kiefer/Buchenmischbestand als Funktion der Bestandesstruktur	649-650
RÖPKE, B.; M. BACH; H.-G. FREDE	Gewässerbelastung mit Pflanzenschutzmitteln in Deutschland: Schätzung der Einträge der gewässerrelevanten Wirkstoffe in den Flussgebieten	651-652
SCHNEIDER, R.; R. SCHOBEL; S. NIEBES; D. U. D. SCHRÖDER	Untersuchungen zur Hochwasserentstehung im Labor und Gelände auf unterschiedlichen Skalenniveaus	653-654
SCHWÄRZEL, K.; G. WESSOLEK	Wie genau kann die ungesättigte Wasserleitfähigkeit und damit der kapillare Wasseraufstieg in Niedermooren geschätzt werden?	655-656
SKOWRONEK, A.; J. BOTSCHEK; S. KRAUSE; T. ABEL	Hydrologische Parametrisierung der Tunnelerosion in Lößböden	657-658
STOFFREGEN, H.; U. YARAMANCI; T. ZENKER; G. WESSOLEK	Messungen des Wassergehaltes mittels Bodenradar an einem Lysimeter	659-660
STRAUSS, P.; F. KONECNY; S. ZACH	Simulation zeitlich hochaufgelöster Niederschläge für hydrologische Modelle am Beispiel von EUROSEM	661-662
TÄUMER, K.; B. KOCHER; G. WESSOLEK	Wasserbilanz eines sandigen Auftragsbodens an einer stark befahrenen Autobahn	663-664
TRESSEL, E.; A. KREIN	Die Bodenfeuchte als Indikator für die Hochwasserprognose	665-666
WELL, R.; H. HÖPER; O. MEHRANFAR	Empirische Modelle zur Prognose der Denitrifikation im oberflächennahen Grundwasser	667-668
WELLBROCK, N.; B. WOLFF; W. RIEK; B. BARITZ	Aktuelle Ansätze für die Klassifizierung und Regionalisierung von Waldzustandsdaten aus bundesweiten Inventuren – am Beispiel der atmosphärischen Deposition	669-670

WILLMS, M.; F. EULENSTEIN; K.C.KERSEBAUM; J. OLEJNIK; A. WERNER	Modellierung des Schwefel-Haushaltes überwiegend landwirtschaftlich genutzter Trinkwasser-Einzugsgebiete	671-672
WINNIGE, B.; M. FRIELINGHAUS; R. FUNK	Bewertung der Wasser- und Winderosion am Beispiel eines Einzugsgebietes	673-674
WOLF, B.; B. JUNGE; A. SKOWRONEK	Bodendegradierung durch Wassererosion in Abhängigkeit von der Landnutzung in Benin (Westafrika)	675-676

Kommission VII mit Symposium Kommission VII und Kommission II

AUERSWALD, K.; J. FRIEDL; I. LITAOR; H. STANJEK	Iron Oxide Mineralogy of a Semi-arid Wetland	677-678
DULTZ, S.; A. HARTMANN	Ökologische Bewertung des Verhaltens granitischer Geschiebe bei der Verwitterung	679-680
FELIX-HENNINGSEN, P.; B. RUMMEL	Verbreitung und Formen löslicher Salze als Indikatoren für Stoffflüsse in einem semiariden Dünen-Ökosystem der Negev in Israel	681-682
GERZABEK, M.H.; D. TUNEGA; A.J.A. AQUINO; G. HABERHAUER; H. LISCHKA	Ab Initio Molecular Dynamics Study of Adsorption Sites on (001) Surfaces of 1:1 Dioctahedral Clay Minerals	683-684
HEIDMANN, I.; I. CHRISTL; R. KRETZSCHMAR	Sorption von Cu und Pb an organisch-mineralischen Komplexen: Wie gut ist ein additives Modell?	685-686
MILTZ, J.; S. DULTZ; H. BEHRENS	Porenräume in Feldspäten: Bedeutung für die chemische Verwitterung	687-688
PAGEL-WIEDER, S.; W.R. FISCHER	Bestimmung der spezifischen Oberfläche von Bodenpartikeln durch Sorption von Polyvinylalkohol in wässriger Suspension	689-690
POETSCH, T.	Kieselgelformen und –dynamik in einem Tuff-Bodenkomplex – Ergebnisse mikromorphologischer Untersuchungen im Zentralen Hochland von Mexiko	691-692
SCHÜLER, G.; R. BUTZ-BRAUN	Nährstoffversorgung aus dem Bodenskelett eines Buntsandstein-Standortes im Pfälzerwald in Abhängigkeit von Tiefenstufen und Gesteinsgefüge	693-694
STAHR, K.; L. HERRMANN	Eigenschaften von äolischen Stäuben im weltweiten Vergleich	695-696
STRZYSZCZ, Z.; T. MAGIERA	Chemical and Mineralogical Composition of some Ferrimagnetic Minerals Occuring in Industrial Dusts and Contaminated Soils	697-698
TARRAH, J.; N. KÖNIG; H. MEESENBURG; M. MINDRUP; K.J. MEIWES; R. BUTZ-BRAUN	Druck-Säureaufschluss-Extrakte aus verschiedenen Böden und Sedimenten Norddeutschlands und deren Beziehung zum Mineralbestand	699-700
TERHORST, B.	Die Verteilung von Schwermetallen in Böden und Kolluvien in einer südwestdeutschen Lösslandschaft	701-702
WINGENFELDER, U.; G. FURRER; R. SCHULIN	Sanfte Bodensanierung: Immobilisierung von Pb und Cd durch natürliche Zeolithmineralien	703-704
ZAREI, M.; K. STAHR	Zeolithbildung in vulkanischen Tuffen in Hegau	705-706

Kommission VIII

BERNSDORF,S.; N. BÖHLMANN; H. BORG; R. MEISSNER; R. RUSSOW; U. WEGENER; F. BÖHME	Einfluss anthropogener Belastungen auf Moore im Hochharz	707-708
BILLEN, N.; B. ARMAN; K. STAHR; G. HÄRING	Konservierende Bodenbearbeitung in der Praxis als Beitrag zur nachhaltigen Landwirtschaft: Hemmnisse, Lösungen	709-710
BRANDHUBER, R.; L. SCHÄFER-LANDEFELD; H.-J. KOCH; N. STOCKFISCH	Sind heute übliche Fahrzeugmassen bei Rübenernte und Gülleausbringung mit den Zielen vorsorgenden Bodenschutzes vereinbar? Ergebnisse eines Forschungsprojektes	711-712
CHOJNICKI, J.	Some Rare Elements in Alluvial Soils of Central Vistula Valley and Zulawy	713-714
DOBLER, L.	Regionalisierung der relativen Immissionsbelastung (Blei) in Oberböden Bayerns mit geostatistischen Methoden	715-716
FREUDENSCHUSS, A.; S. HUBER	Wie kann diffuse Bodenbelastung mit Hilfe von Indikatoren beurteilt werden?	717-718
FRIELINGHAUS, M.; R. BRANDHUBER; W.-A. SCHMIDT	Indikation der Bodenerosion zur Definition der „guten fachlichen Praxis" im BbodSchG (Bundländer-Papier)	719-720
GEBEL, M.; T. KANNEGIEßER	Entwicklung eines Bewertungsverfahrens zur Erfassung schützenswerter Böden anhand ihrer Archivfunktion im Überblicksmaßstab 1:50.000	721-722
GRÖNGRÖFT, A.; B. HOCHFELD; G. MIEHLICH	Ist die Bewertung der Lebensraumfunktion im Rahmen der Bodenschutzplanung machbar?	723-724
GUNREBEN, M.	Vorsorgeorientierte Bodenqualitätsziele – Ein Weg zu mehr Nachhaltigkeit im Bodenschutz? -	725-726
HALM, D.; P. GRATHWOHL	Grundwasser-Gefahrenbeurteilung (Sickerwasserprognose) auf europäischer Ebene	727-728
HAMER, M.; R.C. GRAHAM; C. AMRHEIN	Ligand- and Proton-promoted Weathering of Primary Chlorites	729-730
HEIDKAMP, A.; H. UTERMANN; H.-E. GÄBLER; J. BÖTTCHER	Pedotransfer-Funktionen für Schwermetalle in Waldböden – Methodischer Ansatz und erste Ergebnisse zu WBZI-Standorten in Österreich -	731-732
HELD, VON , G.; V. MUELLER; H.-G. SCHÖN	Die EDV-gestützte Ausgrenzung potentiell besonders schutzwürdiger Böden im Landkreis Osnabrück auf Basis der digitalen Bodenkarte 1:25.000	733-734
HOCHFELD, B.; A. GRÖNGRÖFT	Darstellung von Vorranggebieten für die Bodenschutzplanung in Hamburg	735-736
HOFFMANN, C.; H. BÖKEN; R. METZ; M. RENGER	Bodenschutz bei der Bodensanierung: Qualitätsanforderungen und Qualitätskontrolle beim Auf- und Einbringen von Material in Rieselfeldböden im Rahmen von Sanierungsmaßnahmen	737-738
ISERMANN, K.; R. ISERMANN	Nachhaltige Konsumtion und Produktion aus der Sicht der Ernährung vor dem Hintergrund der Wende in der Agrar-, Ernährungs- und Umweltpolitik von Deutschland und der EU (2001) als Beitrag auch für den nachhaltigen Bodenschutz	739-740
KELLER, A.; R. SCHULIN	Zeitliche Änderung von Schwermetall-Akkumulationsraten in Agrarökosystemen	741-742
KRAFT, M.; M. AUßENDORF	Bewertung natürlicher Bodenfunktionen	743-744

KRETSCHMER, H.	Erkenntnisgewinnung durch logisch untersetzte Literaturverallgemeinerung und Bildung von Konditionalschlüssen am Beispiel „Methanogenese und Methan in Böden“	745-746
KRÜCK, S.; O. NITZSCHE; W. SCHMIDT, U. UHLIG	Einfluss der Bodenbearbeitung auf Bodenleben und Bodenstruktur	747-748
KUNZMANN, S.; L. GIANI; U. MEYERHOLT	Verbesserung des Bodenschutzes durch den Einsatz und die Koordination umweltpolitischer Instrumente	749-750
LEHMANN, A.	Urbane Böden der Semi-Ariden Tropen in Francistown (Botswana)	751-752
LITZ, N.; F. KROHNE	Bindung, Abbau und Verlagerung von polybromierten Flammschutzmitteln, die über Klärschlämme in die Böden gelangen, eine erste bodenbezogene Bewertung	753-754
MARSCHNER, B.; A. ROGALLA; A. HACK; M. WILHELM	Zusammenhänge zwischen Schwermetallbindungsformen in Böden und ihrer Verfügbarkeit in künstlichen und realen Verdauungssystemen	755-756
MÖLLER, M.; M. VOLK	Kombination von GIS und digitaler Reliefanalyse zur wissensbasierten Ableitung von Standortfaktoren: Grundlage für ein Monitoring der landwirtschaftlichen Bodennutzung mittels Fernerkundungsmethoden	757-758
PÄTZOLD, S.; G.W. BRÜMMER	Ausmaß und Kinetik der Immobilisierung von Herbizidwirkstoffen in Böden bei variierender Mikroorganismenaktivität	759-760
PETELKAU, H.; M. FRIELINGHAUS; K. SEIDEL	Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen: Das Verfahren „SchadVerdichtungsGefährdungsKlassen (SVGK)	761-762
RIESBECK, F.	Militärspezifische Bodenbelastungen – Möglichkeiten und Grenzen der Sanierung und Nutzung militärisch beanspruchter Landschaften	763-764
ROTH, B.; K. ADAM-SCHUMM; N. BILLEN; K. STAHR	Bodenschutzfachliche Kriterien für den Naturschutz	765-766
SAUERBREY, R.; H. LEHRKAMP	Veränderung der Boden- und Bodensubtypen in den Mooren Brandenburgs	767-768
SCHLEUß, U.; N. CRAMER; H.-D. KOCH	Integrierter Landbau – ein Konzept zur nachhaltigen Landnutzung?	769-770
SCHMIDT, W.; H. STAHL; O. NITZSCHE; B. ZIMMERLING; S. KRÜCK; M. ZIMMERMANN; W. RICHTER	Konservierende Bodenbearbeitung – die zentrale Maßnahme eines vorsorgenden und nachhaltigen Bodenschutzes	771-772
SCHREIER, I.; S. SCHWARZ; M. TULIPAN; H. MIKSITS	Entwicklung von Datenmodell und Schnittstelle des Bodeninformationssystems BORIS – Fachliche Anforderungen und EDV-technische Umsetzung	773-774
SCHRÖDER, D.	Zentrale Indikatoren des Bodenschutzes und einer nachhaltigen Bodennutzung	775-776
SCHWARZ, S.; A.FREUDENSCHUSS; S. HUBER; A. RISS; I. SCHREIER; M. TULIPAN; M. WEBER	Das österreichweite Bodeninformationssystem BORIS – Aufbau und ausgewählte Auswertungen	777-778
STREBL, F.; M. TULIPAN; S. SCHWARZ; M.H. GERZABEK	Quantifizierung des Kohlenstoffpools in Österreichs landwirtschaftlichen Böden unter Verwendung des Bodeninformationssystems BORIS	779-780

SZÖCS, A.	Nitroaromatische Sprenstoffresiduen im Boden - Untersuchungen zur Schadstoffmobilität und –verfügbarkeit auf Altstandorten der Rüstungsindustrie	781-782
TULIPAN, M.; I. SCHREIER; S. SCHWARZ	Datenqualitätsmanagement im Bodeninformationssystem BORIS – Ein Bericht aus der Praxis	783-784
VELTY, S.; K. SCHWEITZER; J. ZEITZ	Wiedervernässung eines Niedermoores im Nordosten von Brandenburg	785-786
ZEITZ, J.; R. BRÄUNIG	Zur Verwendung von bodenchemischen Parametern für die Bewertung der Archivfunktion von Böden	787-788
ZETHNER, G.; H. SPIEGEL	Cadmium-Bodenbilanz und modifizierte Risikoabschätzung zur Bewertung von Cadmiumeinträgen aus der P-Mineraldüngung	789-790
ZIMMERLING, B.; O. NITZSCHE; W. SCHMIDT; S. KRÜCK; M. ZIMMERMANN	Wasserinfiltration auf konventionell und konservierend bearbeiteten Ackerböden bei Simulation von Intensivniederschlägen	791-792

AG Bodenökologie

HILLER, B.; G. BROLL	Humusformen im Waldgrenzökoton (Oberengadin, Schweiz)	793-794
KRAUSS, M.; W. WILCKE	Bioverfügbarkeit von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und polychlorierten Biphenylen (PCB): Vorhersage der Aufnahme in Regenwürmer mit Hilfe von Festphasen-Extraktions-Disks	795-796
STICHER, H.	Der Alpenraum, eine Wiege der Bodenökologie	797-798

AK Böden in Schule und Weiterbildung

BAILLY, F.	Animierte Grafiken zur Bodengenese für den Einsatz in der Lehre	799-800
BILLWITZ, K.; P. KÜHN; S. HELMS	Substrate und Böden des Jungmoränengebietes: Ein Bodenlehrpfad in der Greifswalder Umgebung	801-802
BROLL, G.; B. HILLER	Erfahrungsbericht aus Lehrerfortbildungen zum Thema: Böden in ihrer elementaren Bedeutung für nachhaltiges Wirtschaften	803-804
HERRMANN, L.	Plädoyer für eine eigene Didaktik der Bodenwissenschaften	805-806
JAHN, K.; R. JAHN; K. MUELLER	Konzept und Modell zur Wanderausstellung „Böden begreifen“	807-808
MÜNCHOW, B.; D. GEHRS; N. NIEDERNOSTHEIDE; J.P. MOHR; M. WEYER	Die Neue Dauerausstellung Boden im Museum am Schölerberg in Osnabrück	809-810
RÜCK, F.; K. KRÜGER; W. LÜBKING; K. MUELLER	Allgemeine Richtlinien und Hinweise zur Anlage von Bodenlehrpfaden	811-812
TOLKSDORF-LIENEMANN, E.	Boden macht Geschichte	813-814
WESSOLEK, G.; K. MUELLER	Kunst und Boden	815-816

Inhalt nach Autoren

ABELMANN, K.; . KLEINEIDAM; H. KNICKER; P. GRATHWOHL; I. KÖGEL-KNABNER	143-144
AHL, C.; B. MEYER	463-464
AHRENS, V.; O. DUNTZE; B. FUCHS; L. GIANI	465-466
ALTERMANN, M.; H. WIECHMANN; J. RINKLEBE; O. ROSCHE; V. EISENMANN	467-468
ALTFELDER, S.;W. DUIJNISVELD; T. STRECK	53-54
ANDRUSCHKEWITSCH, I.; M. SOMMER; K. STAHR	469-470
AUERSWALD, K.; J. FRIEDL; I. LITAOR; H. STANJEK	677-678
AUGUSTIN, J.; J. PÖRSCHMANN; J. PLUGGE	145-146
AUGUSTIN, S.; E. E. HILDEBRAND	395-396
BACHMANN, J.; W. R. FISCHER; S. K. WOCHE; M.O. GÖBEL	147-148
BAILLY, F.	799-800
BARTHOFF, O.; T. BAUMGARTL; R. HORN; H. WETZEL	149-150
BAUER, B.; R. HORN, T. TIPPKÖTTER	583-584
BAUMGARTL, T.; A. FICHTNER; H. HALLET	55-56
BÄUMLER, R.; S. LINDEL; H. KNICKER; I. KÖGEL-KNABNER	3-6
BAURIEGEL, A.	471-472
BECHER, H. H.	57-58
BECKER, K.-W.; N. BÄNSCH	585-586
BEHRENS, T.; T. SCHOLTEN; P. FELIX-HENNINGSEN	473-474
BENS, O.; N.A. WAHL; U. BUCZKO; H.R. HÜTTL	59-60
BERGER, S.; K. SIEG; J. WEBER; G.E. SCHAUMANN;W. ROTARD; B. KOCHER; G. WESSOLEK	151-152
BERNSDORF,S.; N. BÖHLMANN; H. BORG; R. MEISSNER; R. RUSSOW; U. WEGENER; F. BÖHME	707-708
BETZER, H.J.; B. RABER	475-476
BIELINSKA, E. J.; H. DOMZAL	153-154
BILLEN, N.; B. ARMAN; K. STAHR; G. HÄRING	709-710
BILLWITZ, K.; P. KÜHN; S. HELMS	801-802
BIRKEFELD, A.; B. NOWACK; R. SCHULIN	155-156
BISCHOFF, W.-A.; S. KÖHLER; M. KAUPENJOHANN	61-62
BÖHM, B.; W. R. FISCHER	157-158
BÖHM, K. E.; J. HÖSCH	397-398
BÖHME, F.; R. RUSSOW	399-400

BOHNER, A.	401-402
BÖKEN, H.; R. METZ; C. HOFFMANN; J. WITTEN	403-404
BOSAK, V.; A. SMEJANOVITSCH	405-406
BOTSCHEK, J.; S. KRAUSE; T. ABEL; A. SKOWRONEK	587-588
BÖTTCHER, J.; C. PENNE; G. SPRINGOB	159-160
BRANDHUBER, R.; L. SCHÄFER-LANDEFELD; H.-J. KOCH; N. STOCKFISCH	711-712
BRANDT, M.	407-408
BRINKMANN, S.; G. SPRINGOB; J. BÖTTCHER	589-590
BRODOWSKI, S.; W. AMELUNG; L. HAUMAIER; W. ZECH	161-162
BROLL, G.; B. HILLER	803-804
BRÜMMER, G. W.; G. WELP	163-164
BÜCHEL, A.; F. LANG; M.JONECK; M. KAUPENJOHANN	165-166
BÜNEMANN, E.; A. OBERSON; C. VÖGELI; P.C. SMITHSON; F. FROSSARD	315-316
BURGHARDT, W.	477-478
BURKHARDT, M.; H. VEREECKEN	167-168
CHAFIK, B.; J. BOTSCHEK; A. SKOWRONEK	591-592
CHMIELESKI, J.; J. ZEITZ	479-480
CHODAK, M.; B. LUDWIG; F. BEESE	317-318
CHOJNICKI, J.	713-714
CLAASSEN, N.; H.I. EL DESSOUGI; B. STEINGROBE	409-410
CLAUSHUES, B.; D. KRUMME; H. MEUSER	7-10
DAHLHAUS, M.; M. FILIPINSKI; R. HORN	11-14
DATHE, A.; S. EINS; G. GEROLD	63-64
DEIBRODT, S.; M. KLEBER; E. SCHULZ; R. JAHN; H.-U. NEUE	169-170
DEUMLICH, D.; J. THIERE; H.-I. REUTER; L. VÖLKER	481-482
DIETZ, E.	483-484
DILLING, J.; K. KAISER; L. HAUMAIER; W. ZECH	171-172
DILLY, O.; H.-P. BLUME; U. SEHY; M. JIMENEZ; J. C. MUNCH	319-320
DOBERS, E. S.; B. MEYER	485-486
DOBLER, L.	715-716
DOHLEN, M.; B. MARSCHNER; F. DARIUS	173-174
DOMANSKI, G.; Y. KUZYAKOV, K. STAHR	411-412
DORNAUF, C.; W. BURGHARDT	487-488
DULTZ, S.; A. HARTMANN	679-680

DÜRING, R.-A.; S. GÄTH	15-18
DÜRING, R.-A.; S. KRAHE; X. ZHAND; S. GÄTH	593-594
DURNER, W.; S. BITTERLICH; P. KNABNER	65-66
ECKELT, T.; W. DURNER	67-68
ECKHARDT, K.; C. FRIEDRICH; H.-G. FREDE	595-596
EHRMANN, O.; T. VOLLMER	321-322
ELHAUS, D.	489-490
ELLERBROCK, R.H.; H.H. GERKE	175-176
ENGEL, E.	491-492
ENGLISCH, M.; P. WEISS; R. HACKER; F. MUTSCH	493-494
EULENSTEIN, F.; L. MÜLLER; U. SCHINDLER; E.S. DOBERS; M. WILLMS	597-598
FAUTH, G.; R. SCHNEIDER; D. SCHRÖDER; G. SCHÜLER	599-600
FEGER, K.-H.; M. ARMBRUSTER; M. ZORNIGER; K. LORENZ	177-178
FELIX-HENNINGSEN, P.; B. RUMMEL	681-682
FETZER, K.D.; F. ARWEILER; K. DRESCHER-LARRES; R. GRENZIUS; C. SCHWARTZ; J. WEYRICH	495-496
FIEDLER, S.; M. KLEBER; H. JUNGKUNST; P. DOMINIK	179-180
FILIPOV, E.; R. LINDIGKEIT; B. SCHWARZE SCHARFENBERG; M. PAKERT; S. KUNST	19-22
FLEIGE, H.; R. HORN	69-70
FLEISCHMANN, S.; B. BÖHME; J. KAATZKE; B.-M. WILKE	323-324
FOHRER, N.; T. LENHART; H.-G. FREDE	601-602
FREUDENSCHUSS, A.; S. HUBER	717-718
FREY, B.; S. ZIMMERMANN	325-326
FREY, O.; N. BILLEN; K. STAHR	603-604
FRIEDEL, J.K.; O. EHRMANN; K. MARTIN; T. VOLLMER; M. SOMMER	327-328
FRIEDRICH, C.; N. FOHRER; H.-G. FREDE	605-606
FRIEHMELT, V.; E. GIDARAKOS; U. LASER; W. SCHNEIDER-FRESENIUS	23-26
FRIELINGHAUS, M.; R. BRAND-HUBER; W.-A. SCHMIDT	719-720
FURRER, G.; A. SCHEIDEGGER; M. PLÖTZE; G. KAHR; B. STUDER; B. LOTHENBACH; R. SCHULIN	181-182
GAISER, T.; K. STAHR	497-498
GÄTH, S.; R. DÜRING; T. HOSS	607-608
GEBEL, M.; T. KANNEGIEßER	721-722
GEBERT, J.; A. GRÖNGRÖFT; G. MIELICH	609-610
GEIßEN, V.; B. JUNGE; A. SKOWRONEK	329-330

GERKE, H.	71-72
GERNANDT, P.; B. MEYER	73-74
GERZABEK, M.H.; D. TUNEGA; A.J.A. AQUINO; G. HABERHAUER; H. LISCHKA	683-684
GIANI, L.	499-500
GLEIXNER, G.; C. KRAMER; V. HAHN; N. POIRIER	183-184
GOLLER, R.; K. FLEISCHBEIN; S. YASIN; W. WILCKE; C. VALAREZO; W. ZECH	185-186
GRAEF, F.; N. SCHAREIKA	413-414
GRAEFE, U.; J. GEHRMANN; I. STEMPELMANN	331-332
GRAF, H.; H.-J. VOGEL; K. ROTH	75-76
GRANSEE, A.; A. DEUBEL; W. MERBACH	415-416
GROMES, R.; K. MUELLER; E. NAGEL	333-334
GRÖNGRÖFT, A.; B. HOCHFELD; G. MIEHLICH	723-724
GUGGENBERGER, G.; K. KAISER	187-188
GUNREBEN, M.	725-726
HAASE, D.; M. ROSENBERG; R. MIKUTTA	501-502
HABERBAUER, G.; A. AQUINO; D. TUNEGA; M.H. GERZABEK; H. LISCHKA	189-190
HACK, J.; M. KAUPENJOHANN	191-192
HAGEDORN, F.; BLASER, P.; J. BUCHER; R. SIEGWOLF	193-194
HALM, D.; P. GRATHWOHL	727-728
HAMER, M.; R.C. GRAHAM; C. AMRHEIN	729-730
HAMER, U.; B. MARSCHNER	195-196
HANGEN, E.; H.H. GERKE; W. SCHAAF; R.F. HÜTTL	77-78
HANNEMANN, J.; J. HERING	503-504
HARRACH, T.; S. SAUER; M. PREIS; M. PETER	505-506
HÄRTEL-RIGLER, E.; S.ZECHMEISTER-BOLTENSTERN; M.H. GERZABEK	335-336
HARTMANN, K.-J.; M. GRABE; M. KLEBER; R. JAHN	197-198
HAUBOLD-ROSAR, M.; M.GAST; J. KATZUR	27-30
HEIDKAMP, A.; H. UTERMANN; H.-E. GÄBLER; J. BÖTTCHER	731-732
HEIDMANN, I.; I. CHRISTL; R. KRETZSCHMAR	685-686
HEIM, A.; B. FREY	337-338
HEINKELE, T.; Z. STRZYSZCZ; R. F. HÜTTL	199-200
HEINZE, M.; G. JAHN; H. SÄNGER; F. WITTAU; M. KÖHLER	417-418
HELBACH, C.; J. RINKLEBE; H.-U. NEUE	79-80
HELD, VON , G.; V. MUELLER; H.-G. SCHÖN	733-734
HELMING, K.; R. FUNK	611-612

HENSEL, D.; K. U. TOTSCHE; I. KÖGEL-KNABNER	31-34
HENSEL, D.; K. U. TOTSCHE; I. KÖGEL-KNABNER	201-202
HERBST, R.; G. REIMER; J. LAMP	419-420
HERMAN, F.; ST. SMIDT; M. ENGLISCH	203-204
HERRMANN, L.	805-806
HILLER, B.; G. BROLL	793-794
HOCHFELD, B.; A. GRÖNGRÖFT	735-736
HOEFER, G.; S. HILLEBRAND; W. SCHÄFER	613-614
HOEPFNER, U.; G. NEUBERT; H. ZEPP	81-82
HOFFMANN, C.; H. BÖKEN; R. METZ; M. RENGER	737-738
HOKAM, E.M.; K. MOLLEN-HAUER; H.-G. FREDE	615-616
HÖKE, S.; E. HANNOSCHÖCK; R. MENKEN; W. BURGHARDT	507-508
HÖPER, H.; B. KLEEFISCH	339-340
HOPP, L.; U. BUCZKO; M. SINGER; S. PFEIFFER, W. DURNER	83-84
HORN, R. H. FLEIGE	85-86
HORN, S.; S. GÄTH	617-618
HUBER, C.; M. BAUMGARTEN; A. OBERHAUSER; K. KREUTZER	205-206
HUSAIN, J.; H.H. GERKE; R. F. HÜTTL	87-88
HUWE, B.; H. SCHOLLEN-BERGER; P. OBERMANN	89-90
INGWERSEN, J.; T. STRECK	91-92
IPPISCH, O.; J. BOIKE; P. BASTIAN; K. ROTH	93-94
ISERMANN, K.; R. ISERMANN	739-740
JAHN, K.; R. JAHN; K. MUELLER	807-808
JAHN, R.; S. FIEDLER	509-510
JANDL, R.; F. HERMAN; S. SMIDT; M. ENGLISCH; F.FEICHTINGER; M. GERZABEK; G. HABERHAUER; E. HÄRTEL; M. KALINA; F. MUTSCH; S.ZECHMEISTER-BOLTENSTERN	207-208
JANSEN, M.; C. EBERL; F. BEESE; J. SABOROWSKI	619-620
JÖCKEL, C.; N. FOHRER; H.-G. FREDE	621-622
JOERGENSEN, R.G.; K. CHANDER	341-342
JOHN, B.; B. LUDWIG; H. FLESSA	209-210
JOSCHKO, M.; S. WIRTH; P. LENTZSCH; S. KRÜCK	343-344
JUNGE, B.; V. GEISSEN; A. SKOWRONEK	511-512
JUNGKUNST, H.; S. FIEDLER; K. STAHR	211-212
KAHLE, M.; M.KLEBER; R. JAHN	213-214
KAHLE, P.	513-514

KAIM, S.; M.-C. MARX;D. TSCHERKO; E. KANDELER 345-346

KAISER, M.; R.H. ELLERBROCK; A. HÖHN; L. BEYER 215-216

KAMP, T.; A. WEBER; K. TÜCHERT; R. SCHILLING; M. SCHLOTER; J. C. MUNCH 347-348

KAMPICHLER, C.; J. ROLSCHEWSKI 349-350

KASPER, B.; W. BURGHARDT; A. LEHMANN; H. VOGEL 515-516

KASTLER, M.; S. ZIKELI; R. JAHN 623-624

KAYSER, M.; G. WESSOLEK; T. TREFFLICH 625-626

KEHL, M.; A. ABTAHI; F. KHORMALI; A. SKOWRONEK 517-518

KELLER, A.; R. SCHULIN 741-742

KERN, A.; B. SCHULTZE; W. DURNER 95-96

KIEM, R.; M. KÖRSCHENS; I. KÖGEL-KNABNER 217-218

KIM, R.-Y.; G. WELP; G.W. BRÜMMER 219-220

KLAGHOFER, E.; E. STENITZER; F. FEICHTINGER; E. MURER 97-98

KLEBER, M.; S. FIEDLER; H. JUNGKUNST; P. DOMINIK 221-222

KLEIN, C.; S. PÄTZOLD; G.W. BRÜMMER 627-628

KLOSE, S.; F. MAKESCHIN 351-352

KNAPPE, S.; R. RUSSOW; H. RUPP; W. RICHTER; R. MEIßNER 421-422

KNICKER, H.; P. MÜLLER 223-224

KOCH, J.; S. KLOSE; F. MAKESCHIN 423-424

KÖGEL-KNABNER; I.; C. RUMPEL 225-226

KÖLBL, A.; J. LEIFELD; I. KÖGEL-KNABNER 227-228

KÖRSCHENS, M.; E. SCHULZ; M. KLEBER; S. DREIBRODT; C. KUSSMAUL; H.-U. NEUE; R. JAHN 229-230

KOSZINSKI, S.; O. WENDROTH 99-100

KRAFT, M.; M. AUßENDORF 743-744

KRAHE, S.; R.-A. DÜRING; S. GÄTH 35-38

KRAHE, S.; R.-A. DÜRING; S. GÄTH 629-630

KRAMER, C.; G. GLEIXNER 231-232

KRATOCHWIL, B.; F. LANG; A.DEHARO,; R.KRETZSCHMAR; M. KAUPENJOHANN 233-234

KRAUSS, M.; W. WILCKE 795-796

KRETSCHMER, H. 745-746

KRÜCK, S.; O. NITZSCHE; W. SCHMIDT, U. UHLIG 747-748

KRÜGER, A.; K. HEINRICH; R. MIKUTTA; H-U. NEUE; H. NEUMEISTER 353-354

KRUSE, K.; D. GÜNNEWIG 519-520

KRUSE-IRMER, S.; L. GIANI 235-236

KUHL, T.; H.-P. HELFRICH; G. W. BRÜMMER	237-238
KÜHN, D.	521-522
KÜHN, P.; D. SCHRÖDER	523-524
KUNZMANN, S.; L. GIANI; U. MEYERHOLT	749-750
KUSSMAUL, C.; M. KLEBER; E. SCHULZ; R. JAHN; H.-U. NEUE	239-240
KUZYAKOV, Y.	425-426
KUZYAKOVA, I.F.; F. TURYABAHIKA; N. BILLEN; K. STAHR	631-632
LAMP, J.; R. HERBST; G. REIMER	427-428
LANDGRAF, D.; A. LOREI; Z. ZHONG; F. MAKESCHIN	241-242
LANDWEHR, J.; D. GOETZ	39-42
LANG, F.; M. KAUPENJOHANN	243-244
LANGE, F.-M.; T. GAISER; K. STAHR	101-102
LANGER, U.; E.-M. KLIMANEK; E. SCHULZ	355-356
LEHMANN, A.	751-752
LEIFELD, J.; P. CALANCA; J. FUHRER	245-246
LENHART, T.; K. ECKARDT; N. FOHRER; H.-G. FREDE	633-634
LIGEZA, S.; E. J. BIELINSKA; J. PRANAGAL	247-248
LINDEL, S.; R. BÄUMLER; H. KNICKER; I.KÖGEL-KNABNER	249-250
LITZ, N.; F. KROHNE	753-754
LOBE, I.; C.C. DU PREEZ; W. AMELUNG	251-252
LOOK, A.	253-254
LÖSEL, G.; V. HENNINGS	525-526
LÜCK, E.	527-528
LUDWIG, B.; P. KHANNA; J. BAUHUS	357-358
MÄCHTLE, B.; S. FIEDLER; R. MATHEIS; K. STAHR; W.-D. BLÜMEL	429-430
MACHULLA, G.; N. BARTH; H. HEILMANN; W. PÄLCHEN	359-360
MACK, U.; K.-H. FEGER; K. STAHR	431-432
MAILÄNDER, R.; H. VEIT	529-530
MAKESCHIN, F.; R. FISCHER; D. LANDGRAF	255-256
MARSCHNER, B.; A. ROGALLA; A. HACK; M. WILHELM	755-756
MAYER, J.; F. BUEGGER; J. HEß	433-434
MEHRANFAR, O.; R. WELL	361-362
MEIßNER, R.; G. OLLESCH; M. RODE; A. KERZHENTSEV	635-636
MEIWES, K.J.; M. MINDRUP	363-364
MENGEDE, R.; W. BURGHARDT; M. BAHMANI	531-532

MERTENS, M.; B. HUWE	103-104
MILLER, R.; B. CHAFIK; J. BOTSCHEK; A. SKOWRONEK	533-534
MILTZ, J.; S. DULTZ; H. BEHRENS	687-688
MOIHUDDIN, A.S.M.; O. H. DANNEBERG	257-258
MOLLENHAUER, K.	637-638
MÖLLER, M.; M. VOLK	757-758
MÜLLER, I.; N. LÜTKE-ENTRUP	639-640
MÜLLER, L.; U. SCHINDLER; N. R. FAUSEY, R. LAL	641-642
MÜLLER, S.; K.U. TOTSCHE; I. KÖGEL-KNABNER	259-260
MÜLLER, T.; J. MAGID; L. STOUMANN JENSEN; E. NIELSEN	365-366
MÜNCHOW, B.; D. GEHRS; N. NIEDERNOSTHEIDE; J.P. MOHR; M. WEYER	809-810
MUTSCH, F.; R. HACKER; M. ENGLISCH	535-536
NAHRWOLD, F.; R. HORN; S. BECKER; G. SCHMIDT; L. ROSTECK	105-106
NENDEL, C.; S. REUTER;R. KUBIAK	435-436
NESTROY, O.	537-538
NIEDER, R.; H.-P. DAUCK; A. PACHOLSKI	437-438
ÖHLINGER, R.	439-440
OPP, C.; D. HAASE	539-540
OTTNER, F.; B. TERHORST	541-542
PACHOLSKI, A.; G.X. GAI; G.X. CHEN; M. ROELCKE	441-442
PAGEL-WIEDER, S.; W.R. FISCHER	689-690
PÄTZOLD, S.; G.W. BRÜMMER	759-760
PEINSITT, A.; A. MUHAR; B. MAGAGNA	643-644
PETELKAU, H.; M. FRIELINGHAUS; K. SEIDEL	761-762
PIAŚCIK, H.; J. GOTKIEWICZ; A. ŁACHACZ	543-544
POETSCH, T.	691-692
PRASUHN, V.	645-646
PRECHTEL, A.; ALEWELL, C.; C. EVANS; E. MATZNER	261-262
PREIS, M.; S. SAUER; M. PETER; T. HARRACH	545-546
PUHLMANN, M.; U. FRANKO	107-108
RABER, B.; H.J. BETZER; G. HOFFMANN	547-548
RACH, J.	263-264
RAHTKENS, K.; D. RUSSELL	367-368
RASKATOV, A. V.; A. V. KUZNETSOV; V. A. CHERNIKOV; Y. V. KUZYAKOV	265-266
REIMER, G.; J. LAMP	443-444

RENGER, M.; K. SCHWÄRZEL; G. WESSOLEK; R. SAUERBREY; V. SIEWERT	647-648
RETHEMEYER, J.; F. BRUHN; M.P. GROOTES; M.-J. NADEAU	267-268
REUTER, G.	445-446
REUTER, H.I.; K.C. KERSEBAUM; J. SCHWARZ; O. WENDROTH	109-110
RIESBECK, F.	763-764
RINGE, H.; W.H.M. DUIJNISVELD; J. BÖTTCHER	649-650
RINKLEBE, J.; K. HEINRICH; E.-M. KLIMANEK; H.-U. NEUE	369-370
ROGASIK, H.; H.H. GERKE; I. ONASCH	111-112
RÖPKE, B.; M. BACH; H.-G. FREDE	651-652
ROST, U.	43-46
ROTH, B.; K. ADAM-SCHUMM; N. BILLEN; K. STAHR	765-766
ROTHSTEIN, B.; M. MIMLER; D. SCHRÖDER; S. LENARD;I. TERNES	549-550
RÜCK, F.; K. KRÜGER; W. LÜBKING; K. MUELLER	811-812
RÜHLMANN, J.; K. KUKA; U. FRANKO; E. BAURIEGEL	269-270
RUMPEL, C.; I. KÖGEL-KNABNER	271-272
RUPP, H.; R. MEIßNER	113-114
RUSSOW, R.; A. JOHN; H.-U. NEUE	447-448
SAUER, D.; T. SCHOLTEN; P. FELIX HENNINGSEN	551-552
SAUER, S.	553-554
SAUERBREY, R.; H. LEHRKAMP	767-768
SCHAAF, W.	273-274
SCHACK-KIRCHNER, H.; E. E. HILDEBRAND	275-276
SCHÄFER, B.; O. BENS; U. BUCZKO; R. F. HÜTTL	115-116
SCHAUMANN, G.E.; J. HURRAß; H. STOFFREGEN	277-278
SCHEUNER, E.T.; F. MAKESCHIN; E.D. WELLS	449-450
SCHINDLER, U.; J. THIERE; J. STEIDL; M. ALTERMANN	555-556
SCHLATHER, M.; B. HUWE	117-118
SCHLEUß, U.; N. CRAMER; H.-D. KOCH	769-770
SCHMIDT, R.	557-558
SCHMIDT, V.; H. DOMSCH	559-560
SCHMIDT, W.; H. STAHL; O. NITZSCHE; B. ZIMMERLING; S. KRÜCK; M. ZIMMERMANN; W. RICHTER	771-772
SCHMITT, C.B.; G.E. BROLL; T.W. KUYPER; N.A. ONGUENE	371-372
SCHNEIDER, B.	279-280
SCHNEIDER, R.; R. SCHOBEL; S. NIEBES; D. U. D. SCHRÖDER	653-654

SCHOBEL, S.; J. ALTMEIER; J. SCHNEIDER; R U. D. SCHRÖDER	119-120
SCHÖNBUCHER, H.; M. LEITERER; B. MACHELETT; H. BERGMANN	451-452
SCHÖNING, I.; I. KÖGEL-KNABNER	281-282
SCHRADER, S.; O. LARINK; H.-J. WEIGEL	373-374
SCHRADER, S.; R. FUNK; H. ROGASIK	121-122
SCHREIER, I.; S. SCHWARZ; M. TULIPAN; H. MIKSITS	773-774
SCHRÖDER, D.	775-776
SCHÜLER, G.; R. BUTZ-BRAUN	693-694
SCHULZ, K.; W. DURNER; K. BEVEN; B. HUWE	123-124
SCHULZE, P.; S. SCHRADER; O. LANRINK; H.-J. WEIGEL	375-376
SCHWARZ, A.; M. KAUPENJOHANN	125-126
SCHWARZ, S.; A.FREUDENSCHUSS; S. HUBER; A. RISS; I. SCHREIER; M. TULIPAN; M. WEBER	777-778
SCHWÄRZEL, K.; G. WESSOLEK	655-656
SCHWEITZER, K.; H. PAGEL	283-284
SCHWENDENMANN, L.; E. VELDKAMP; T. BRENES; J. MACKENSEN; F. GEROLD	377-378
SEEGER, J.; G. RICHTER; S. KNAPPE; R. MEIßNER	453-454
SEHY, U.; R. RUSER; J. C. MUNCH	379-380
SEIBICKE, T.; S. THIELE	285-286
SEMMEL, A.	561-562
SIEMENS, J.; M. KAUPENJOHANN	455-456
SIEWERT, C.; M. RENGER; M. KÖRSCHENS; J. ZEITZ; G. SPRINGOB	457-458
SINIAKINA, S. V.; Y. KUZYAKOV; K. STAHR	459-460
SKOWRONEK, A.; J. BOTSCHEK; S. KRAUSE; T. ABEL	657-658
SMIDT, E.; P. LECHNER	287-288
SMIDT, S.	289-290
SOMMER, M.; M. WEHRHAHN; M. ZIPPRICH; U. WELLER; W. ZU CASTELL; S. EHRICH	563-564
SPIELVOGEL, S.; H. KNICKER; H.STANJEK; I. KÖBEL-KNABNER	291-292
SPOHRER, K.; L. HERRMANN; K. STAHR	127-128
STAHR, K.; L. HERRMANN	695-696
STANGE, F.; H. PAPEN; K. BUTTERBACH-BAHL	293-294
STEINER, S.; S. SCHRADER	381-382
STICHER, H.	797-798
STOFFREGEN, H.; U. YARAMANCI; T. ZENKER; G. WESSOLEK	659-660
STRAUSS, P.; F. KONECNY; S. ZACH	661-662

STREBL, F.; M. TULIPAN; S. SCHWARZ; M.H. GERZABEK	779-780
STRECK, T.; J. INGWERSEN	129-130
STROHBACH, B.; W. RIEK	295-296
STRZYSZCZ, Z.; T. MAGIERA	697-698
SWATON, T.; RINKLEBE, J.; H. TANNEBERG; R. JAHN; M. WELLER; P. STRING	297-298
SZAFRANEK, A.	565-566
SZAFRANIK, A.; P. SKLODOWSKI	299-300
SZÖCS, A.	781-782
TANNEBERG, H.; R. JAHN	301-302
TARRAH, J.; N. KÖNIG; H. MEESENBURG; M. MINDRUP; K.J. MEIWES; R. BUTZ-BRAUN	699-700
TÄUMER, K.; B. KOCHER; G. WESSOLEK	663-664
TERHORST, B.	701-702
THIELE, S.; I.-C. BECK	383-384
THIERE, J.; J. KIESEL	567-568
TISCHER, S.; T. HÜBNER; H. TANNEBERG	385-386
TOLKSDORF-LIENEMANN, E.	813-814
TOTSCHE, K.U.	131-132
TRESSEL, E.; A. KREIN	665-666
TRIMBORN, M.; W. WERNER	133-134
TRÜBY, P.	303-304
TULIPAN, M.; I. SCHREIER; S. SCHWARZ	783-784
VELTY, S.; K. SCHWEITZER; J. ZEITZ	785-786
VETTERLEIN, D.; R. JAHN	461-462
VOGEL, H.-J.; K. ROTH	135-136
VOßBRINK, J.; R. HORN; S. BECKER; P. KÖSTER	137-138
WACHENDORF, C.; H. TROTT; F. TAUBE	305-306
WECKER, B.; W. SCHAAF; R. F. HÜTTL	387-388
WEGENER, H.-R.; A. KRÄMER; O. WEGENER	139-140
WEHRHAHN, M.; M. SOMMER; M. ZIPPRICH; U. WELLER; W. ZU CASTELL; S. EHRICH	569-570
WELL, R.; H. HÖPER; O. MEHRANFAR	667-668
WELLBROCK, N.; B. WOLFF; W. RIEK; B. BARITZ	669-670
WELP, G.; R.-Y. KIM; G.W. BRÜMMER	307-308
WERNER, G.	571-572
WERWER, W.; H.-P. BLUME; R. ZÖLITZ-MÖLLER	573-574
WESSOLEK, G.; C. SIEWERT; B. MEKIFFER	47-50

WESSOLEK, G.; K. MUELLER	815-816
WETZEL, H.; H. FLEIGE; M. DAHLHAUS	575-576
WICK, B.; E. VELDKAMP; W. ZAMBONI DE MELLO; M. KELLER	389-390
WIESENBERG, G.L.B.; M.W.I. SCHMIDT, L. SCHWARK	309-310
WILCKE, W.; W. AMELUNG; M. KRAUSS	311-312
WILLMS, M.; F. EULENSTEIN; K.C.KERSEBAUM; J. OLEJNIK; A. WERNER	671-672
WINGENFELDER, U.; G. FURRER; R. SCHULIN	703-704
WINKEL, B.; B.-M. WILKE	391-392
WINNIGE, B.; M. FRIELINGHAUS; R. FUNK	673-674
WOLF, B.; B. JUNGE; A. SKOWRONEK	675-676
WOLLSCHLÄGER, U.; S. SCHMIDT; E. BEDBUR; H.-K. SIEM	577-578
WRIEDT, G.; B. BLANK, R. MEIßNER; M. RODE	141-142
YASIN, S.; W. WILCKE; C. VALAREZO; W. ZECH	313-314
ZAREI, M.; K. STAHR	705-706
ZEITZ, J.; R. BRÄUNIG	787-788
ZETHNER, G.; H. SPIEGEL	789-790
ZIKELI, S.; M. KASTLER; R. JAHN	579-580
ZIMMERLING, B.; O. NITZSCHE; W. SCHMIDT; S. KRÜCK; M. ZIMMERMANN	791-792
ZIPPRICH, M.; W. ZU CASTELL; M. SOMMER; U. WELLER; B. TANDLER; M. WEHRHAHN; S. EHRICH	581-582

Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 96, 1 - 50 (2001)

MITTEILUNGEN

DER

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN

GESELLSCHAFT

REFERATE

Gemeinsame Tagung der Kommissionen III und VI

„Boden, Abfälle, Altlasten"

08. und 09. Mai 2001 in Gießen

Band 96

Heft 1

2001

Humifizierung und Stabilität organischer Substanz im Deponiekörper – erste Ergebnisse einer Fallstudie in NW-Bayern

von

Rupert Bäumler, Sebastian Lindel, Heike Knicker und Ingrid Kögel-Knabner*

Einleitung

Deponien sind potentielle Emissionsquellen für umweltrelevante Stoffe über den Gas- und Sickerwasserpfad. Hauptursache dieser Emissionen ist der Umsatz des organischen Materials im Deponiekörper unter Ablauf vielfältiger bio- und physikochemischer Reaktionen. Seit Anfang der 90er Jahre schreibt die Gesetzgebung Anforderungen vor für die Abfallvorbehandlung, um diese Emissionen sowie Nachsorgemaßnahmen zu minimieren oder zu vermeiden (TASi 1993). Derzeit gibt es allerdings etwa 4000 Altdeponien, in denen vorwiegend unbehandelte Abfälle mit einem sehr hohen Anteil organischen Materials deponiert wurden, über deren Abbau- und Emissionsverhalten nur wenige Daten vorliegen. Entsprechend problematisch gestalten sich Risikomangement und Kostenaufwand. Eine wichtige Frage ist daher die Abschätzung des Restemissionspotentials solcher Deponien, das maßgeblich von der mikrobiellen Abbauleistung abhängig ist (El-Fadel et al. 1997). Entscheidend hierfür sind wiederum Zusammensetzung und Grad der Humifizierung bzw. Stabilität der rezent noch vorhandenen organischen Müllbestandteile. Dies soll im Rahmen der Studie über eine direkte Analyse der organischen Substanz im Abfall untersucht werden.

Material und Methoden

Für die erste Projektphase wurde die Klasse II Deponie „Im Dienstfeld" bei Aurach, Landkreis Ansbach (Mittelfranken), ausgewählt, um Probenahme und die analytischen Methoden, die aus der klassischen Bodenkunde und organischen Analytik kommen, an die spezifischen Bedingungen und das Probenmaterial anzupassen, da über das eingebaute Material vergleichsweise detaillierte Daten vorliegen.

Die Deponie war von 1979-1999 in Betrieb und nahm die Abfälle des Landkreises Ansbach auf. Auf einer Gesamtfläche von 12.35 ha wurden jährlich etwa 47.000 t Müll in vier Einbauabschnitten eingebaut (EBA I 1979-84, II 1984-88, IIIa 1990-92 und IIIb 1993-99), wobei in IIIb noch Restkapazitäten vorhanden sind. Die zeitliche Abfolge soll die Erfassung des Verlaufs der Humifizierungsprozesse sowie des zu erwartenden Emissionspotentials aus der Stabilität des Materials mit fortschreitendem Alter der abgelagerten Abfälle ermöglichen. Das deponierte Material ist zusammengesetzt aus etwa 57 % Hausmüll einschließlich organischer Abfälle, 31 % Gewerbemüll, 8 % Sperrmüll und 4 % Kläranlagenabfällen und wurde in EBAIII zur Erhöhung der Verdichtung mit einer mobilen Schredderanlage vor dem Einbau auf <5 cm zerkleinert (D. Kress, Landratsamt Ansbach, Abt. Bau- und Umwelttechnik, pers. Mitteilung).

Die Deponie ist mit einer Gasnutzanlage zur Energiegewinnung ausgestattet. Eine Sickerwasserreinigungs- und –rück-führungsanlage ist in Vorbereitung. Derzeit wird anfallendes Sickerwasser der Sondermüllbehandlung zugeführt.

Die Probenahme wurde mittels Greiferbohrung durchgeführt (Fa. Herz, Feuchtwangen). Pro Einbauabschnitt wurden 2 Bohrungen mit einem Durchmesser von 1 m niedergebracht, wobei die Bohrtiefe auf 10 m begrenzt wurde, um die mineralische Basisabdichtung nicht zu gefährden. In Abschnitten von jeweils
2 m wurde Probenmaterial entnommen. Unmittelbar bei der Entnahme wurde die aktuelle Temperatur im Müll gemessen sowie eine Teilprobe zur Wassergehaltsbestimmung entnommen.

Die Probenaufbereitung erfolgte in mehreren Teilschritten. Vor Ort wurden Glas, Steine und Metalle soweit möglich von Hand aussortiert und deren Anteil geschätzt. Zur weiteren Homogenisierung wurde eine 200 l Tonne gefüllt, der Müll mit einem Hochleistungsschredder auf < 1 cm Stücke vorzerkleinert (Fa. Weima, Ilsfeld) und mit Kegeln und Vierteln ein Aliquot von etwa 7 kg entnommen. Von diesem Aliquot wurden über Riffelteiler etwa 1,5 kg abgezweigt für die Bestimmung der biologischen Parameter und eine weitere Teilmenge für die chemischen Analysen auf eine Fraktion <0,5 mm gemahlen. Die Eignung dieser komplexen mehrstufigen Probenvorbereitung, eine repräsentative Teilprobe zu liefern, wurde an Restmüll überprüft (Pichler 1999). Danach schwankte die Standardabweichung für einzelne Basisparameter zwischen 2,7 – 4,2 %.

Die Bestimmung von pH-Wert, Wassergehalt und Glühverlust erfolgte nach DIN 38 414. Organischer Kohlenstoff und Gesamtstickstoff (N_{tot}) wurden elementaranalytisch bestimmt (Elementar Vario EL). Der anorganische Kohlenstoff wurde als Gesamtkohlenstoff des Glührückstands gemessen. Alle Daten sind auf die Trockenmasse bezogen. Die Analysen erfolgten in zwei Parallelen.

* Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, D-85350 Freising-Weihenstephan, e-mail: baeumler@weihenstephan.de

Die Stoffgruppenanalyse nach Kögel-Knabner (1995) erlaubt die routinemäßige Identifizierung mengenmäßig bedeutender Fraktionen der organischen Substanz. Extrahierbare Lipide werden mit Chloroform/Methanol-Gemisch (1:2) extrahiert und gravimetrisch bestimmt. Proteine werden mit 6N HCl hydrolisiert und die Aminosäuren photometrisch mit Ninhydrin bei 570 nm nachgewiesen. Der Proteingehalt errechnet sich aus dem α-amino-N-Gehalt durch Multiplikation mit 6.25. Nichtcellulosische Kohlenhydrate werden mit 1N HCl in Monosaccharide hydrolysiert und photometrisch mit 3-Methyl-2-benzothiazolinon-hydrazon-hydrochlorid (MBTH) bei 635 nm nachgewiesen. Der Nachweis von Cellulose erfolgt nach Hydrolyse mit 24N und 2N H_2SO_4 ebenfalls mittels MBTH. Hier liegen die Ergebnisse allerdings noch nicht vor. Der Nachweis von Lignin erfolgt über Depolymerisierung mit Kupferoxid und Messung der Monomere mit Gaschromatographie (Fisons GC 8000 mit FID).
Die Festkörper-NMR-Spektroskopie erlaubt darüberhinaus die nichtdestruktive Kennzeichnung organischer Stoffgruppen. Das Verfahren wurde ebenfalls an Restmüll getestet und erlaubt eine Quantifizierung des Kunststoffanteils mittels Dipolar Dephasing oder Bloch Decay, der nasschemischen Methoden bisher nicht zugänglich ist (^{13}C: Bruker DSX 200 MHz Spektrometer; ^{15}N: 400 MHz DMX NMR Spektrometer; Pichler 1999). Da Müll paramagnetisches Eisen enthält, das zu einer starken Linienverbreiterung führt, ist eine Vorbehandlung mit 10%iger Flusssäure erforderlich (Schmidt et al. 1997).
In der Diskussion um einen möglichen Ersatz für den Parameter Glühverlust zur Beurteilung der Stabilität von Abfällen nach TASi werden die Parameter Atmungsaktivität/potentielle Atmung und Gasbildungspotential vorgeschlagen. Sie werden im Rahmen der Untersuchungen gemessen und erlauben Aussagen über die Verfügbarkeit und mikrobielle Abbaubarkeit der organischen Müllbestandteile. Hier liegen die Ergebnisse allerdings noch nicht vor.

Ergebnisse und Diskussion

Die Temperatur stieg in allen Einbauabschnitten (EBA) mit zunehmender Tiefe. Im oberflächennahen Bereich sind die Unterschiede zwischen den verschiedenen EBAs vergleichsweise gering mit Schwankungen zwischen 12 und 19 °C. Das Deponiematerial unterliegt hier unabhängig vom Alter oder der Vorbehandlung des Mülls dem Einfluss der klimatischen Bedingungen am Standort. Mit zunehmender Tiefe zeigen sich allerdings deutliche Unterschiede in Abhängigkeit vom Alter des Mülls. Während im ältesten EBA in 8-10 m Tiefe 26-28 °C erreicht werden, steigt die Temperatur an den übrigen Standorten auf 38-48 °C an. Sie liegt damit in den jüngeren EBAs ab 4 m Tiefe in einem für mesophile methanogene Bakterien optimalen Bereich. In EBA I herrschen dagegen entweder suboptimale abiotische Standortbedingungen (z.B. Wassergehalt), oder die mikrobiellen Aktivität ging aufgrund des fortgeschrittenen Umsatzes leicht abbaubarer Verbindungen bereits wieder zurück. Die Temperaturunterschiede zwischen den jüngeren EBAs sind in der jeweiligen Tiefe vergleichsweise gering. Ursache dafür ist die Vorzerkleinerung des Mülls vor dem Einbau in EBA III. Dies geht mit einer Vergrößerung der Oberfläche und damit Verbesserung der Zugänglichkeit zu leicht abbaubaren Ressourcen einher und kann altersabhängige Unterschiede nivellieren.
Im Deponiekörper ist der Wassergehalt von entscheidender Bedeutung für mikrobielle Abbauprozesse. Das Optimum für Methanogenese wird bei 50-60 % erreicht. Im Probenmaterial lagen die Wassergehalte zwischen 6 % und 42 % unabhängig von Alter oder Tiefe der Ablagerungen. Steuernde Größe scheint hier die Schichtung und Zusammensetzung des Mülls zum Zeitpunkt des Einbaus bzw. der Probenahme. Unabhängig davon ist der Wassergehalt bei einem Mittelwert von 24±8 % ein permanent limitierender Faktor bei der Umsetzung der organischen Abfallprodukte im untersuchten Deponiekörper.
Die pH-Werte liegen in einem für Methanogenese charakteristischen Bereich. Mit Ausnahme von EBA IIIb in 8-10 m Tiefe (pH=8,4) schwanken die Werte unabhängig von Alter und Einbautiefe des Mülls zwischen 7,1 und 7,9.
Die Basisparameter Glühverlust, organischer Kohlenstoff (TOC) und Gesamtstickstoff bilden den quantitativen Rahmen für das Ausmaß der Abbau- und Umsetzungsprozesse. Die Gehalte an TOC variieren zwischen 113 und 286 g kg^{-1} TS. Der C-Gehalt der organischen Verbindungen (TOC/Glühverlust) liegt zwischen 330 und 840 g kg^{-1}. Hohe Gehalte über 600 g kg^{-1} bedeuten hohe Ausgangsgehalte oder eine relative Anreicherung von Stoffgruppen mit hohem C-Gehalt (v.a. Kunststoffe und Lipide mit C-Gehalten von 70 - 90 %). Eine relative Anreicherung mit zunehmendem Alter der Ablagerungen ist durch bevorzugten Abbau von leichter abbaubaren Verbindungen mit niedrigem C-Gehalt wie Kohlenhydraten wahrscheinlich. Entsprechend steigt das C/N-Verhältnis von 24,1±6,9 in EBAIII über 25,7±5 in EBAII auf 28,5±5,4 in EBA I mit zunehmender Ablagerungsdauer an. Der Trend ist allerdings nicht signifikant.
Der Anteil an anorganischem Kohlenstoff ist vergleichsweise gering. Die Werte schwanken zwischen 0 und 14 g kg^{-1} und sind vermutlich auf Bauschuttbeimengungen zurückzuführen. Damit entsprechen die Glühverluste annäherungsweise dem Gehalt an organischer Substanz. Im Allgemeinen steigt der Glühverlust mit dem Anteil an Papier/Pappe, Kunststoffen und Verbundmaterialien an. Am Standort sind dies vor allem Pressspanabfälle einer dortigen Herstellerfirma. Im Verlauf der Ab- und Umbauprozesse sollte es zu einer Abnahme der Glühverluste kommen. Dies bestätigen die geringeren, über die Probenahmetiefe gemittelten Werte von 33±7,3 % in EBA II bzw. 40±6,6 % in EBA I im Vergleich zu 53±7,7 % im jüngsten EBA. Die starken Schwankungen verdeutlichen die Heterogenität in der Zusammensetzung des Ausgangsmaterials zum Zeitpunkt der Probennahme. Im Vergleich dazu lagen die Glühverluste in Restmüll vor und nach mechanisch-biologischer Vorbehandlung bei 40-69 % (Pichler 1999).
Gesamtstickstoff schwankt zwischen 5,4 g kg^{-1} und 10,9 g kg^{-1} bei einem Mittelwert von 8 g kg^{-1}. N liegt im jüngsten EBA IIIa und IIIb über alle Entnahmetiefen im Mittel am Höchsten (Abb 1). C und N sind in den älteren

Einbauabschnitten deutlich niedriger, wobei Stickstoff stärker abnimmt, als Kohlenstoff. Die beiden älteren Einbaustufen unterscheiden sich allerdings nicht wesentlich voneinander.

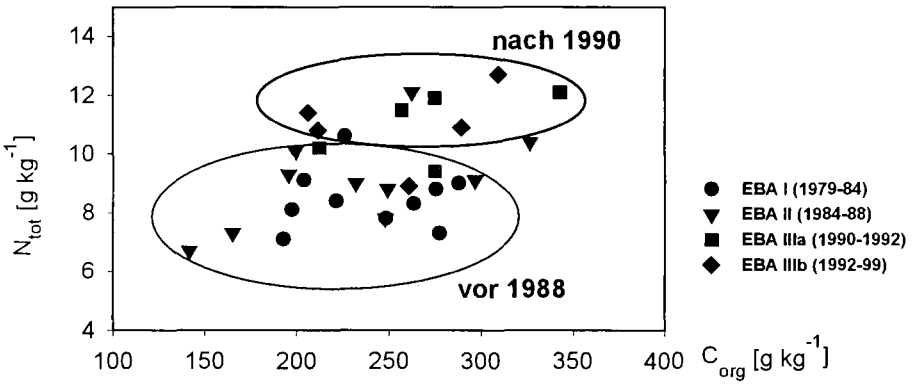


Abb. 1: Beziehung zwischen dem Gehalt an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff in den untersuchten Proben

Um nun detailliertere Informationen über Humifizierungsstatus und Stabilität der organischen Substanz im Deponiekörper zu erhalten, wird derzeit eine chemische Stoffgruppenanalyse durchgeführt. Dazu liegen erste Ergebnisse vor.

Die Lipidgehalte schwanken zwischen 7 und 8,6 % bezogen auf die organische Substanz (Abb. 2, links). Sie liegen damit etwas unter dem Niveau von 12-13 %, für Restmüll (Pichler 1999). Zu erwarten wäre im Zuge der Humifizierung eine relative Anreicherung schwer abbaubarer, langkettiger Fettsäuren. In der vorliegenden Studie finden sich die geringsten Gehalte in EBA I ohne erkennbare zeitliche Entwicklung. Dies deckt sich mit Ergebnissen bei der Rotte von Restmüll (Pichler 1999) und wird interpretiert als Hinweis auf eine geringe Umsetzung des organischen Materials.

Bei den Proteinen ist dagegen ein eindeutiger Trend erkennbar mit einer Zunahme der durchschnittlichen Gehalte mit zunehmendem Alter des Mülls (Abb. 2, rechts). Auch hier liegt das Niveau der Werte unter dem von Restmüll, das mit 7-9 % angegeben wird (Pichler 1999). Allerdings bestätigen die Ergebnisse die theoretischen Erwartungen: eine relative Anreicherung im Verlauf der Umsetzungsprozesse durch mikrobielle Resynthese freigesetzter Aminosäuren.

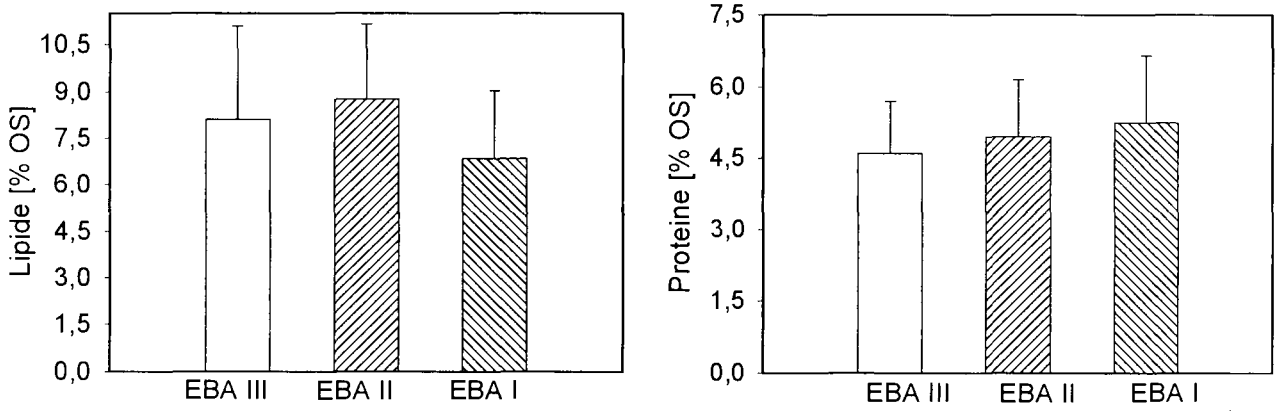


Abb. 2: Mittlere Gehalte an Lipiden und Proteinen in EBA I (1979-84), EBA II (1984-88) und EBA III (1990-99).

Die ^{13}C NMR Untersuchungen in Abbildung 3 zeigen unabhänig von der Einbautiefe eine Dominanz im O-Alkyl-C-Bereich mit einem Anteil von >50 % an C_{org} (50-110 ppm; Kohlenhydrate). Daneben ist ein deutliches Signal bei 29 ppm chemischer Verschiebung vorhanden, was auf Methylen–C in längerkettigen aliphatischen Strukturen hinweist. Dessen Anteil an C_{org} beträgt im Mittel 24 %. sp^2–C Doppelbindungen in aromatischen Strukturen und Aliphaten sind mit einem insgesamt sehr geringen Anteil vertreten (129 ppm) und Carboxyl-C ist vernachlässigbar. Im Zuge der Humifizierung und Stabilisierung der eingebauten organischen Müllbestandteile sollte der Anteil an O-Alkyl-C Verbindungen - im wesentlichen Kohlenhydrate - abnehmen bei gleichzeitiger relativer Anreicherung von Alkyl-C (langkettige, schwer abbaubare Fettsäuren) und Aryl-C (aromat. Strukturen). Im untersuchten Probenmaterial ist allerdings bisher keine signifikante zeitliche Entwicklung erkennbar.

Dies bestätigen ebenfalls erste Ergebnisse aus den Vorversuchen zur Methodenanpassung bei Lignin. Als Maß für den Abbauzustand gilt das Säure-/Aldehyd-Verhältnis der Vanillyl- oder Syringyleinheiten, das mit zunehmender

Humifizierung steigt. Beim Abbau von Waldstreu konnte ein Anstieg von 0,15 im Ausgangsmaterial auf 0,50 bei vollständiger Humifizierung aufgezeigt werden (Kögel 1986).

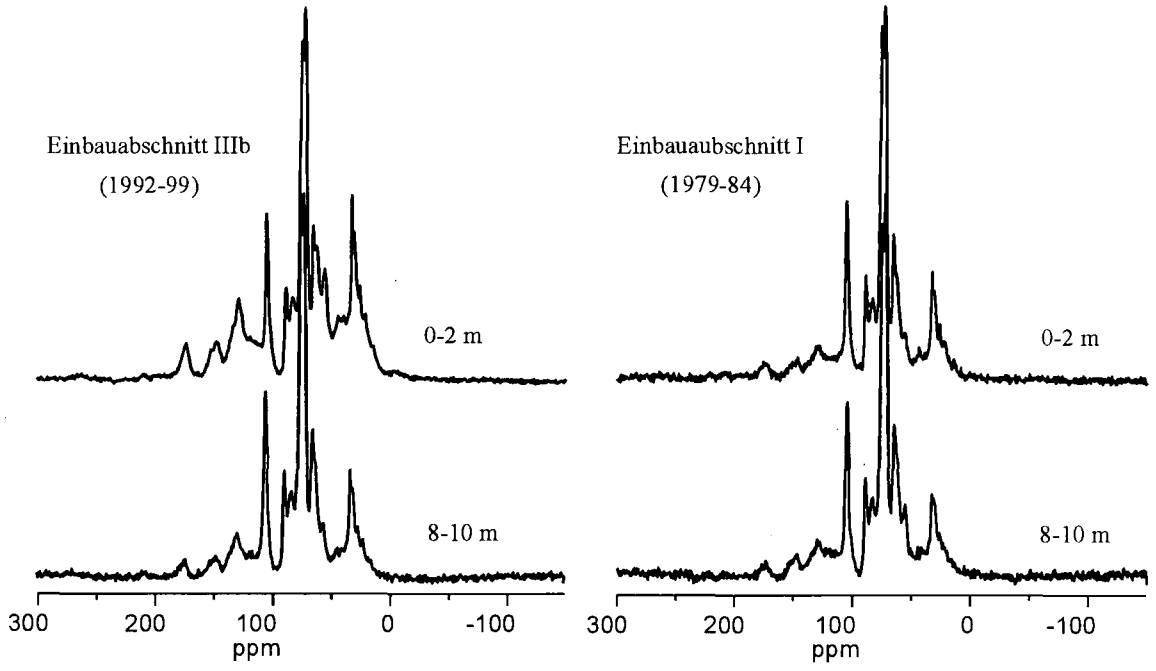


Abb. 3: 13C-CPMAS-NMR-Spektren der organischen Müllbestandteile aus 0-2 m und 8-10 m Tiefe von EBA IIIb und EBA I.

Im untersuchten Material sind die Werte vergleichsweise gering (Tab.1). Sie steigen allerdings mit der Tiefe, d.h. mit steigenden Temperaturen, was auf eine stärkere Modifizierung hinweist. Im Vergleich dazu wurden in Restmüll Werte von 0,14 bzw. 0,17 nach mechanisch-biologischer Vorbehandlung gefunden (Pichler 1999).

Tab. 1: Säure-/Aldehyd-Verhältnis der Vanillyl- oder Syringyleinheiten aus 0-2 m und 8-10 m Tiefe in EBA I.

Tiefe	$(ac/al)_V$	$(ac/al)_S$
0-2 m	0,09	0,08
8-10 m	0,14	0,11

Zusammenfassend zeigen die bisherigen Ergebnisse, dass die organischen Müllbestandteile der Deponie „Im Dienstfeld" bisher nur geringfügig umgesetzt worden sind, so dass im untersuchten Deponiekörper sowie bei Altdeponien mit ähnlichen Standortbedingungen auch bei einer Ablagerungsdauer von mehr als 20 Jahren von einem hohen Restemissions- und Energiegewinnungspotential ausgegangen werden muss.

Dank

Die Untersuchungen sind eingebunden in den Bayerischen Forschungsverbund Abfallforschung und Reststoffverwertung (BayFORREST) und werden vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen gefördert. Wir sind dem Landratsamt Ansbach (Herrn Kress) sowie der Firma Weima, Ilsfeld für die vielfältige Unterstützung zu Dank verpflichtet.

Literatur

El-Fadel M., Findikakis A.N.& Leckie J.O.(1997): Environmental impacts of solid waste landfilling. J. Environ. Managem. 50, 1-25.

Kögel I. (1986): Estimation and decomposition pattern of the lignin component in forest humus layers. Soil Biol. Biochem. 18, 589-594.

Kögel-Knabner I. (1995): Composition of soil organic amtter. In: K. Alef & P Nannipieri (eds.), Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, London, 66-121.

Pichler M. (1999): Humifizierungsprozesse und Huminstoffhaushalt während der Rotte und Deponierung von Restmüll. Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 15 Umwelttechnik 213, 133 S.

Schmidt M.W.I., Knicker H., Hatcher P.G. & Kögel-Knabner I. (1997): Improvement of ^{13}C and ^{15}N CPMAS NMR spectra of bulk soils, particle size fractions and organic material by treatment with 10% hydrofluoric acid. European J. Soil Sci. 48, 319-328.

Ein Modell zur stufenweisen Bearbeitung von Altablagerungs-Verdachtsflächen in Osnabrück

B. CLAUSHUES*, D. KRUMME* & H. MEUSER*

Einleitung

Das Stadtgebiet von Osnabrück liegt in einer Schichtstufenlandschaft, die im Süden vom Teutoburger Wald und im Norden vom Wiehengebirge begrenzt wird. Von der Geomorphologie her ist das Osnabrücker Hügelland ein geologisch vielfältiges Gebiet, aus unterschiedlichsten Gesteinen mit teilweise sehr guter Eignung als Baumaterial. Diese Tatsache führte in der Vergangenheit neben vereinzelten großflächigen Abgrabungen vor allem zu zahlreichen kleinen Gruben und Steinbrüchen, die der Gewinnung von Baumaterial (z.B. Sand-, Ton- und Kalkstein) und Dünger (z.B. Mergelgruben) dienten. Nachdem die Rohstoffgewinnung eingestellt wurde, dienten diese aufgegebenen Gruben häufig zur Ablagerung von Abfällen (FRÜND u. MEUSER, 2000). Vor der Einführung des ersten Abfallgesetzes 1972 in Deutschland erfolgte die Deponierung von Müll zumeist unkontrolliert und ungeordnet.

Methodik und Umsetzung (CLAUSHUES, 2001)

Zunächst erfolgte eine historische Recherche des Stadtgebietes von Osnabrück mit einer multitemporalen Kartenauswertung, bei der die einzelnen Ausgaben der Topographischen Karten (TK 25) über einen Zeitraum von ca. 100 Jahren (Erstausgabe 1897, neueste Ausgabe 1994) progressiv-fortschreibend miteinander verglichen wurden (Abb. 1). Für die Erfassung von Altablagerungen relevante Inhalte ergeben sich vor allem durch die eingezeichneten Böschungs- und Abgrabungskanten und deren Veränderung im Laufe der Zeit. Dazu gehören v.a. Gruben und Steinbrüche aber auch natürliche Hohlformen und deren eventuelle spätere Verfüllung sowie die Entstehung von Aufhaldungen. Durch die Multitemporale Kartenauswertung wurden 95 Altablagerungs-Verdachtsflächen erfasst. Für die Gebiete dieser Verdachtsflächen erfolgte danach die Auswertung von thematischen Karten mit geowissenschaftlich relevanten Hintergrundinformationen (z.B. geologische, hydrogeologische, bodenkundliche Karten, Flächennutzungsplan).

Der aktuelle Zustand aller erfassten Verdachtsflächen wurde anschließend durch die Besichtigung und die Oberflächenkartierung vor Ort ermittelt. Um die bei der jeweiligen Verdachtsfläche vor Ort gewonnenen Informationen schriftlich festzuhalten wurde ein Erfassungsformular erstellt. In diesem

* Fachhochschule Osnabrück, Fachbereich Agrarwissenschaften, Bodenschutz und Bodensanierung
Anschrift: Oldenburger Landstr. 24, 49090 Osnabrück, Tel. 0541/9695028, E-Mail: H.Meuser@fh-osnabrueck.de

Formular sind neben allgemeinen Informationen zum Standort wie Standortname, Lage der Fläche (Gauß-Krüger-Koordinaten) und ungefähre Flächengröße, die Lage der Fläche zu sensiblen Bereichen (Wohnbebauung, Wasserschutzgebiete, Trinkwassergewinnungsanlagen, Oberflächengewässer u.a.) festgehalten worden. Des weiteren sind im Erfassungsformular Felder für die vor Ort gewonnenen Erkenntnisse, im Hinblick auf aktuelle Nutzung, Vegetation und Vegetationsschäden sowie oberflächliche Besonderheiten (z.B. Müllablagerungen) vorhanden. Nachdem alle altablagerungsrelevanten Kriterien im Formular festgehalten wurden, erfolgte eine Festlegung von Bohrbereichen auf der jeweiligen Verdachtsfläche.

Die gewonnenen Informationen aus der Kartenrecherche und der Ortsbesichtigung bildeten die Grundlage für die Einordnung der Verdachtsflächen in eine Prioritätenliste mit 5 Kategorien (Abb. 1). Diese Prioritätenliste orientierte sich an der Sensibilität der Nutzung und dem sich daraus ergebenden wirkungspfadbezogenen Gefährdungspotenzial (siehe Tab. 1).

Tabelle 1: Einordnung der Verdachtsflächen in unterschiedliche Kategorien

Paket	Kriterien	Anzahl der Verdachtsflächen	Anzahl der vorgesehenen Bohrungen
1	Kinderspielanlagen Flächen in Wasserschutzzonen II Flächen, die als Nutzgärten genutzt werden und in Trinkwasserschutzzonen III liegen	16	321
2	Sonderflächen (mit oberflächlich sichtbaren Müllablagerungen) Nutzgärten Ziergärten und landwirtschaftliche Nutzflächen in Wasserschutzzonen III	24	319
3	sonstige Flächen in Wasserschutzzonen Ziergärten landwirtschaftliche Nutzflächen	38	522
4	Flächen mit geringer sensibler Nutzung (z.B. versiegelte Flächen, Industrieflächen)	12	83
5	offene Gruben ohne Hinweise auf eine Verfüllung	5	0
	insgesamt	**95**	**1245**

Für 16 Verdachtsflächen, die in das Paket 1 mit der höchsten Priorität eingeordnet wurden, folgten danach Felduntersuchungen mit Hilfe von Pürckhauer-Beprobung und einer substratspezifischen Bodenansprache (Abb. 2). Die Ergebnisse der Bohrungen wurden in einem Protokoll festgehalten.

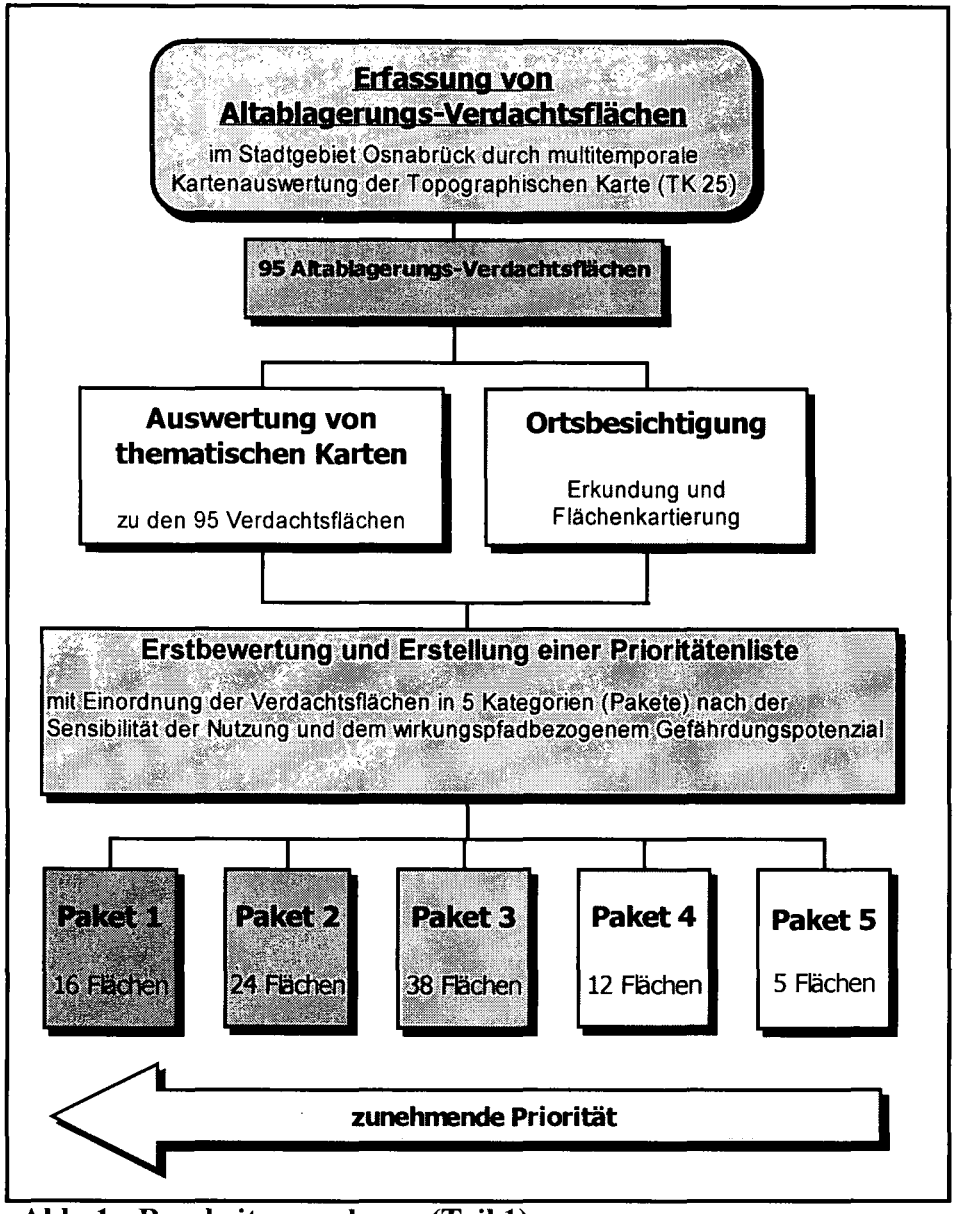


Abb. 1: Bearbeitungsschema (Teil 1)

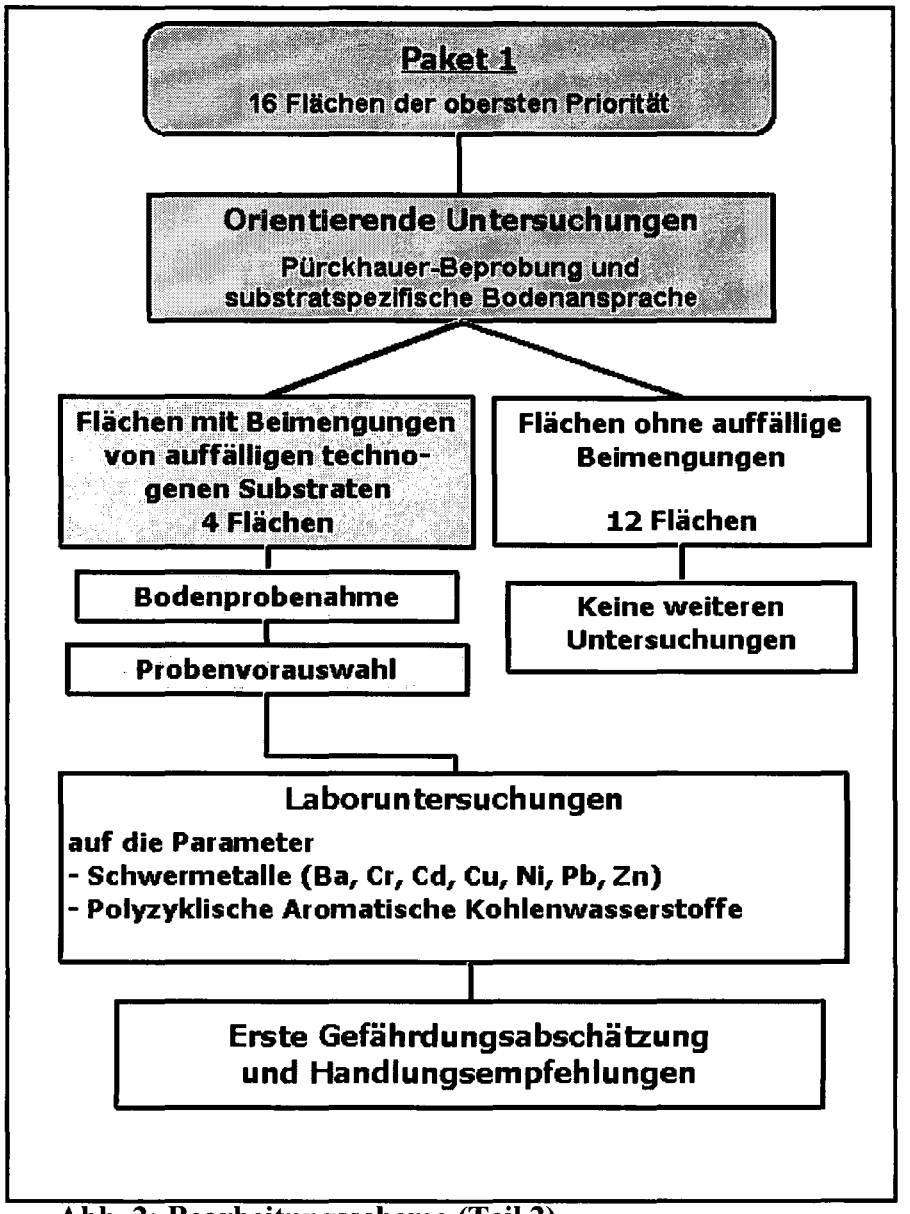


Abb. 2: Bearbeitungsschema (Teil 2)

In diesem Bohrprotokoll sind neben Angaben zu den Parametern Bodenart, Lagerungsdichte, Humusgehalt, Fremdgeruch und Carbonatgehalt vor allem Informationen zum Gehalt an technogenen Substraten mit den jeweiligen Mengenanteilen aufgeführt.

Rund ein Viertel der Flächen, für die eine orientierende Untersuchung vorgenommen wurde, enthielten Beimengungen von auffälligen, potenziell kontaminierten technogenen Substraten. Auf diesen Flächen wurden Bodenproben nach den Vorgaben der BBodSchV 1999 genommen und auf die Parameter Schwermetalle (Barium, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Zink) und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (16 PAK nach EPA-Liste) analysiert. Anhand der Untersuchungsergebnisse wurde eine erste Gefährdungsabschätzung auf Basis der BBodSchV für den Direktpfad Boden – Mensch vorgenommen.

Fazit

Folgendes Fazit lässt sich nach der Durchführung dieser Methode in Osnabrück ziehen:

1. Die dargestellte Methode eignet sich für vornehmlich landwirtschaftlich geprägte Außenbereiche, weniger für Ballungsräume.
2. Der besondere Nutzen der TK 25 für die Altlasterkundung liegt darin, dass sie weit in die Vergangenheit zurückreicht und für ganz frühe Zeitabschnitte oft die einzige Informationsquelle darstellt.
3. Nach der Erfassungsphase ist eine Erstbewertung mit Prioritätenbildung unerlässlich, da aus Zeit-, Personal- und Kostengründen eine kurzfristige tiefergehende Untersuchung aller Verdachtsflächen in der Regel nicht möglich ist.
4. Die Ansprache technogener Substrate im Gelände kann gute Hinweise auf eine potenzielle Kontamination des Standortes geben.

Literatur

BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 16.07.1999. Bundesgesetzblatt, Teil I, S. 1554-1582.

Claushues, B. (2001): Altablagerungs-Verdachtsflächen in Osnabrück – ein Modell zur stufenweisen Bearbeitung, von der Erfassung bis zur ersten Gefährdungsabschätzung. Diplomarbeit an der Fachhochschule Osnabrück.

Fründ, H.C. & Meuser, H. (2000): Bodenfunktionen, in: Boden schützen, Altlasten sanieren, WEKA-Fachverlag für technische Führungskräfte, Augsburg.

Entwicklung eines Stoffstrommanagements für Sekundärrohstoff-, Wirtschafts- und Mineraldünger auf landwirtschaftlich genutzten Flächen des Landes Schleswig-Holstein

M. Dahlhaus*, M. Filipinski+ und R. Horn*

Einleitung

Ziel des Stoffstrommanagements ist es, anhand unterschiedlicher Modelle das landwirtschaftliche Verwertungspotential der in Schleswig-Holstein jährlich anfallenden kommunalen Klärschlämme sowie Bio- und Grünabfallkomposte, nachfolgend als „Biokomposte" bezeichnet, unter gleichzeitiger Betrachtung der Wirtschafts- und Mineraldünger aufzuzeigen. Dabei gilt es abzuschätzen, wie groß die Stoffströme sind, die im Kreislauf der bestehenden Agrarökosysteme geführt werden können, ohne diese zu belasten bzw. nachhaltig zu beeinträchtigen. Aus Sicht des Bodenschutzes sollte das zu entwickelnde Stoffstrommanagement dazu beitragen, die Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern vor dem Hintergrund des Vorsorgeprinzips zu operationalisieren. Das erfordert neben der Betrachtung der über die verschiedenen Düngemittel eingetragenen Frachten an organischen Substanzen und Nährstoffen auch die Berücksichtigung der in den Sekundärrohstoffdüngern enthaltenen Schadstoffe, wie z.B. Schwermetalle, organische Schadstoffe oder endokrine Substanzen. Als Beispiel sei hier nur angeführt, dass die langfristige Erhöhung des Anteils der organischen Bodensubstanz durch die Zufuhr von Sekundärrohstoffdüngern in der bisherigen Diskussion zumeist unreflektiert positiv dargestellt wird. Aus Sicht des Bodenschutzes ist dieses jedoch differenzierter zu betrachten, d.h. vor dem Hintergrund der tatsächlich gegebenen Standorteigenschaften und Bodenfunktionen.

Damit sollen die im Rahmen des Stoffstrommanagements entwickelten Modelle und Datengrundlagen eine möglichst objektive Bewertung der einzelnen Düngemittel ermöglichen. Dank des konkreten Flächenbezuges des Stoffstrommanagements erfolgt dieses bei gleichzeitiger Berücksichtigung von realen Nutzungskonflikten.

Gesamtkonzeption des Stoffstrommanagements

Bezüglich der **Gesamtkonzeption** wird das Stoffstrommanagement in zwei Phasen unterteilt (*s. Abbildung 1*). Phase 1 umfaßt die Erstellung eines umfassendes Datenbestandes zur Beschreibung des räumlich differenzierten Gesamtaufkommens der zu betrachtenden Düngemittel unter ausführlicher Beschreibung ihrer stofflichen Qualitäten (*Arbeitsschritt 1*), sowie die Analyse der Flächennutzung der räumlichen Bezugsebene (*Arbeitsschritt 2*). Letztere beinhaltet die nach Gebietskörperschaften differenzierte Beschreibung der landwirtschaftlichen Nutzfläche bezüglich ihrer Größe und Nutzung, sowie die Analyse der Ausschluß- und Restriktionsflächen für Sekundärrohstoffdünger. Dieser Teilschritt ist inzwischen soweit möglich umgesetzt, doch bestehen im Bereich der Bodendaten ***„Nährstoffversorgung der Böden"*** und ***„Schwermetallbelastungen der Böden"*** nach wie vor erhebliche Informationsdefizite, die es im Jahre 2001 soweit möglich zu klären gilt (*Phase 2*).

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstr. 40-60, 24118 Kiel

+ Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek

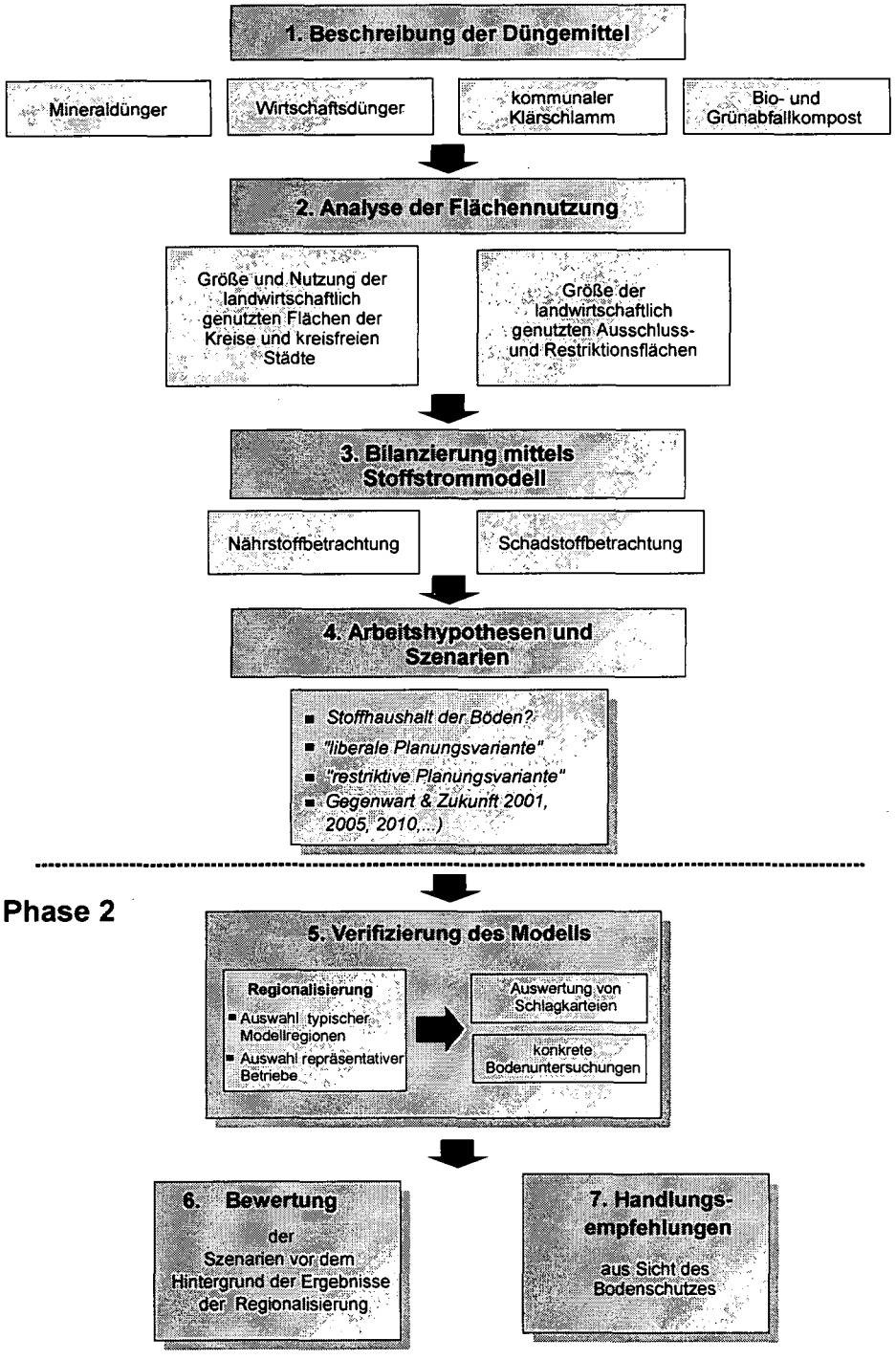


Abbildung 1: Grundkonzept eines Stoffstrommanagements für Sekundärrohstoff-, Wirtschafts- und Mineraldünger auf landwirtschaftlich genutzten Flächen des Landes Schleswig-Holstein

Flächenmodell

Aufgrund rechtlicher Regelungen und anderer Vereinbarungen wird die grundsätzliche Eignung zahlreicher landwirtschaftlicher Flächen zur stofflichen Verwertung der betrachteten Sekundärrohstoffdünger Klärschlamm sowie „Biokomposte“ eingeschränkt oder ausgeschlossen. Flächen besonderer Nutzung oder besonderer ökologischer Eigenschaften können damit für die Aufbringung von einem oder mehreren Sekundärrohstoffdüngern ausscheiden (s. Tabelle 1).

Tabelle 1: Ausschlussflächen für die Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Schleswig-Holstein

Art der Ausschlussfläche	Flächengrösse in Hektar
Ackerflächen in Naturschutzgebieten	544
Flächen der Stiftung Naturschutz	14.787
Flächen des Vertragsnaturschutzes	9.170
Gewässerrandstreifen	8.960
Flächen in Wasserschutzgebieten	188
Flächen des Ökolandbaus	15.130
Bracheflächen	46.744
Flächen des Gemüseanbaus	7.807
Grünlandflächen	417.294

Die Flächen werden, sofern sie landwirtschaftlich genutzt sind, von der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche der zu bilanzierenden Gebietskörperschaft abgezogen. Die auf diesem Wege ermittelte Fläche wird im folgenden als *„potentielle Ausbringungsfläche"* bezeichnet.

Mindestflächenbedarf für die Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern

Um den gesamten in Schleswig-Holstein anfallenden kommunalen Klärschlamm (ohne Glückstadt-Süd) mit einem Gesamtaufkommen von rund 75.000 Tonnen Trockensubstanz/Jahr (Bezugsjahr 1997) unter Berücksichtigung der Vorgaben der Abfallklärschlammverordung auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen des Bundeslandes aufbringen zu können, würde der Flächenbedarf bei mindestens 44.910 ha Ackerfläche pro Jahr liegen. Das entspricht ca. 7,4 % der gesamten Ackerfläche Schleswig-Holsteins. Bezüglich der „Biokomposte" wird von einem Gesamtaufkommen von 169.295 Tonnen Frischmasse Bioabfall aus der getrennten Hausmüllsammlung und 69.480 Tonnen Frischmasse Grünabfall ausgegangen. Unter der Annahme, dass diese zusammen kompostiert werden, ergibt sich ein theoretischer Mindestflächenbedarf von 9.137 ha Ackerland pro Jahr, das entspricht lediglich 2 % der gesamten Ackerfläche Schleswig-Holsteins. Würden Bio- und Grünabfälle vollständig getrennt kompostiert, so würde sich der Mindestflächenbedarf für die Ausbringung von Bioabfallkomposten auf schätzungsweise 6.485 ha reduzieren. Der Flächenbedarf für Grünabfallkomposte von ca. 2.653 ha könnte dann theoretisch auch durch die Aufbringung auf Dauergrünland erbracht werden. Insgesamt sind damit für eine vollständige flächenhafte Verwertung der Sekundärrohstoffdünger (Klärschlamm und „Biokomposte") jährlich mindestens 10% der gesamten Ackerfläche des Landes erforderlich. Diesen stehen im Landesmittel rund 509.000 ha potentieller Ausbringungsfläche für Klärschlämme (84 % der Ackerfläche des Landes) und rund 521.500 ha potentieller Ausbringungsfläche für „Biokomposte" (86 % der Ackerfläche des Landes) gegenüber (von letzteren ist noch der reale Flächenbedarf der Klärschlämme abzuziehen).

Nährstoffmodell

Bei der Betrachtung des Flächenbedarfs wurde deutlich, dass mit Ausnahme der kreisfreien Städte beim Klärschlamm theoretisch ausreichend Flächen für die Ausbringung zur Verfügung stehen.

Das Nährstoffmodell beleuchtet die Problematik des Stoffstrommanagements aus einer anderen Sicht. Für eine bessere Nachvollziehbarkeit der Aussagen werden die angefallenen Nährstoffmengen, in kg pro Hektar umgerechnet, wobei Stickstoff, Phosphat und Kalium betrachtet werden (s. Tab. 2).

Tab. 2: Anfall über Wirtschaftsdünger, über Klärschlamm sowie über "Biokomposte" im Landesdurchschnitt, zulässige Ausbringungsmenge (Maximalfracht) über Klärschlamm und "Biokomposte" sowie Entzug durch Pflanzen an Stickstoff, Phosphat und Kalium in kg pro Hektar in Schleswig-Holstein

Anfall über Düngemittel/ Entzug durch Pflanzen	**N kg/ha**	**P_2O_5 kg/ha**	**K_2O kg/ha**
Nährstoffquelle			
Wirtschaftsdünger	85	39	116
Klärschlamm (Gesamtfläche)	3	6	0,3
"Biokomposte" (Gesamtfläche)	2	1	1
zulässige Ausbringunsmenge (Maximalfracht)			
Klärschlamm	38	65	5
"Biokomposte"	121	89	88
Entzug			
Acker- und Grünland (Landesdurchschnitt)	159	72	149

Aus Tabelle 2 geht deutlich hervor, dass bei der reinen Betrachtung der gesondert zur Verfügung stehenden Flächen die Sekundärrohstoffdünger im Vergleich zu den Wirtschaftsdüngern mengenmässig eine untergeordnete Rolle spielen. Durch ihren Einsatz wären die Entzüge durch Pflanzen nur zu einem sehr geringen Teil gedeckt. Bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger wurden Obstanlagen, Flächen des Gemüseanbaus sowie stillgelegte Flächen nicht berücksichtigt.
Werden jedoch die maximal zulässigen Mengen an Klärschlamm bzw. an "Biokomposten" zusätzlich zum Wirtschaftsdünger auf dieselbe Fläche ausgebracht, würden bereits im Landesdurchschnitt beim Phosphat Überschüsse vorliegen. Dieser Fall ist in Gebieten mit starker Konzentration an Futterbaubetrieben unschwer vorstellbar, wie gebietskörperschaftsbezogene, in dem Falle die kreisfreien Städte und Kreise in Schleswig-Holstein, Berechnungen verdeutlichen. Die Auswertung der Viehzahlen und der dazugehörigen Nährstofffrachten zeigen diese Tendenzen in Gebieten mit sandigen Böden.

Schlussbetrachtung

Die bisherigen Ergebnisse des Stoffstrommanagements zeigen, dass die Entzüge der Hauptnährstoffe N, P und K bei allen Gebietskörperschaften über den Nährstoffanfall aus der Viehhaltung liegen. Stickstofffrachten sind bei der Maßstabsebene des Stoffstrommanagements als limitierende Faktoren der Sekundärrohstoffdüngerapplikation auszuschliessen. Bei Kalium und Phosphat kann in viehstarken Regionen eine Einschränkung der Flächenverfügbarkeit derzeit nicht ausgeschlossen werden.
Vor dem Hintergrund des erreichten Ausbaustandes des Flächen- und des Nährstoffmodells zeigt sich, dass die potentielle Ausbringungsfläche für Sekundärrohstoffdünger neben den kreisfreien Städten vor allem in den Landkreisen Pinneberg und Steinburg für eine landwirtschaftliche Verwertung der in der Region anfallenden Sekundärrohstoffdünger nicht ausreichen wird. Abschliessende Aussagen erfordern jedoch weitere umfangreiche Näherungsrechnungen, da die Aussagen des Flächen- und Nährstoffmodells nicht ohne weiteres miteinander verschnitten werden können. Die Analyse der theoretischen Maximalfrachten einzelner Stoffströme deuten darauf hin, dass bezüglich des Parameters Verfügbarkeit von Nährstoffen für Pflanzen aus Sekundärrohstoffdüngern ein deutliches Informationsdefizit besteht. Dieses ist zu beheben, wenn es tatsächlich angestrebt werden sollte, dass im Rahmen des Stoffstrommanagements die *„fachliche Praxis der Sekundärrohstoffdüngeranwendung"* vor dem Hintergrund der Vorgaben des Bundes-Bodenschutzgesetzes operationalisiert werden sollte.

Polychlorierte Biphenyle in Böden nach Anwendung organischer Siedlungsabfälle

R.-A. Düring und S. Gäth

Einleitung

Von den theoretisch vorkommenden 209 verschiedenen Kongenere der polychlorierten Biphenyle (PCB) treten ca. 80 in technischen Gemischen auf, die weitverbreitet über Jahrzehnte in großem Maßstab zur Anwendung kamen. Diese PCB zählen zu den 12 POP (persistent organic pollutants), deren Produktion weltweit in nächster Zukunft eingestellt bzw. eingeschränkt werden soll. Der größte Anteil der PCB in der Umwelt findet sich in Böden und Sedimenten, wo sie sich vorrangig in die organische Substanz verteilen. Die moderate Flüchtigkeit der PCB führt zu deren Eintritt in die Atmosphäre aus primären und sekundären Quellen und verteilt sie ubiquitär bzw. reichert sie gemäß ihres Verteilungsverhaltens auch in emittentenfernen Gebieten an. Böden können als Senke, aber auch als sekundäre Quelle für PCB dienen.

Die stoffliche Klärschlammverwertung – als weitere Quelle für eine Belastung der Böden mit POP - auf landwirtschaftlichen Böden wird derzeit in Frage gestellt, da die Auswirkungen vor allem der Vielzahl organischer Schadstoffe wie z. B. der PCB auf den Boden und letztlich den Endverbraucher unbekannt sind. Klärschlamm als die Schadstoffsenke in der Kläranlage wird häufig wegen der mit der großen Stoffvielfalt verbundenen Risiken für eine Aufbringung auf Böden als nur sehr begrenzt geeignet erachtet. Dagegen hätten die aus getrennter Sammlung erzeugten Bioabfälle grundsätzlich nicht diese Senkenfunktion, da die getrennte Erfassung eine Vermischung mit anderen höher schadstoffbelasteten Abfällen verhindere. Mit der vorliegenden Arbeit wird der Einfluss der Siedlungsabfälle (Klärschlamm und Kompost) auf den PCB-Status von Böden gezeigt. Besonderes Augenmerk wird hierbei auf den Effekt der Bodenbearbeitung gelegt, die die aufgebrachten Materialien in den Boden einarbeitet (Pflugbearbeitung) bzw. an der Oberfläche belässt (Direktsaatsystem).

Methodik

Bodenproben von langjährig differenziert bearbeiteten Ackerflächen (Tebrügge und Düring, 1999), wurden hinsichtlch der auch mit einer Düngung über organische Siedlungsabfälle eingebrachten PCB untersucht. Drei Standorte stellten die Grundlage dieser Untersuchungen dar. Die auf diesen Böden seit 20 bzw. 14 Jahren eingesetzten Bearbeitungssysteme führten - in Abhängigkeit der zu untersuchenden Bodentiefe - zu den in Tab. 1 aufgeführten Bodencharakteristika.

Justus-Liebig Universität - Institut für Landeskultur
Heinrich-Buff-Ring 26-32, D-35392 Gießen
Rolf-Alexander.duering@agrar.uni-giessen.de
http://www.agrar.uni-giessen.de/Landeskultur/abfallwirtschaft

Tab. 1: Spannen der ausgewählten Bodeneigenschaften der drei Untersuchungsstandorte (Parabraunerde aus Lößlehm; Braunerde aus Flugsand; Brauner Auenboden), differenziert nach der Bodenbearbeitung

	Direktsaat			Pflug		
Bodentiefe [cm]	TOC [Gew.-%]	Rohdichte [g cm^{-3}]	pH-Wert ($CaCl_2$)	TOC [Gew.-%]	Rohdichte [g cm^{-3}]	pH-Wert ($CaCl_2$)
0-3	1,17 - 2,70	1,36- 1,59	5,7 - 6,6	0,57 - 1,13	1,2 – 1,62	5,5 - 6,1
3-10	0,9 - 1,67	1,46 – 1,69	5,4 - 6,6	0,56 - 1,16	1,25 – 1,62	5,4 - 6,1
10-25	0,58 - 1,03	1,55 – 1,62	6,1 - 6,4	0,60 - 1,13	1,28 – 1,61	5,2 - 6,2
	Textur (Fraktionen in Gew.-%)					
	Sand	Schluff	Ton	Sand	Schluff	Ton
0-3	11,4 – 66,5	29,2 - 69,8	4,3 – 26,0	12,0 – 61,8	33,2 - 74,8	5,0 – 22,4
3-10	11,3 – 65,8	29,8 - 71,0	4,4 – 26,1	12,3 – 62,3	32,3 - 72,2	5,4 – 22,9
10-25	10,6 – 63,6	31,5 - 72,6	4,9 – 23,8	12,2 – 61,7	33,2 - 73,5	5,1 – 22,8

Das für diese Arbeiten entwickelte mikrowellenunterstützte Verfahren zur Extraktion der sechs Leitkongenere der PCB nach AbfKlärV (1992) aus Böden und Siedlungsabfällen mit anschließender GC-MS Analytik ist in Düring und Gäth (2000) beschrieben.

Ergebnisse und Diskussion

Die Konzentrationen der einzelnen PCB-Kongenere im Klärschlamm erreichten maximal 40% des Grenzwertes der AbfKlärV (1992). Die Konzentrationen im Kompost, für den es keine Regelung bezüglich der PCB-Gehalte gibt, lagen um den Faktor zwei tiefer als im Klärschlamm. Eine Anreicherung der persistenten PCB auch im Kompost (Lazzari et al., 1999) wurde mit den Analysen bestätigt (Tabelle 2).

Tab. 2: Mittlere PCB-Konzentrationen [µg kg^{-1} TS] in den verwendeten organischen Siedlungsabfällen (n=6) nach mikrowellenunterstützter Extraktion (MAE).

PCB Kongener	#28	#52	#101	#153	#138	#180	ΣPCB
Bioabfallkompost	n.n.*	9,09	16,79	33,26	24,95	28,12	112,21
Klärschlamm	14,82	20,54	40,19	67,18	53,34	42,65	238,72

* n.n. = nicht nachweisbar

Die auf Grundlage der exakten Ausbringungsmengen und der in Tab. 2 dargestellten PCB-Konzentrationen in den Siedlungsabfällen berechneten mittleren PCB-Frachten [g ha^{-1} 3 a^{-1}] dienen dem Leser zur Vermittlung eines ersten Eindrucks über die möglichen Effekte einer Zufuhr von PCB über die Siedlungsabfälle:

Klärschlamm (KS): 1,2; KS-Steigerung (KS III): 3,8; Kompost (Ko): 3,9.

In Abbildung 1 sind die Konzentrationen der PCB-Summen nach maximaler Fracht aus drei Versuchsjahren beispielhaft für den Sandstandort und die Bodenbearbeitungssysteme Pflug und Direktsaat aufgeführt.

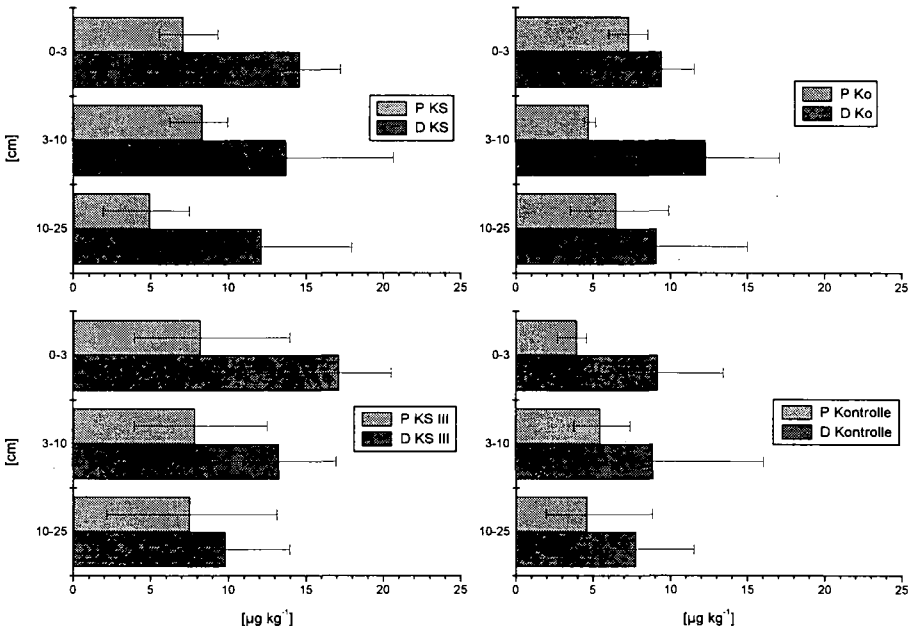


Abb. 1: Konzentrationen der Summe der PCB in Abhängigkeit der Bodenbearbeitung, Düngung (KS = Klärschlamm, KS III = Klärschlamm dreifache Aufwandmenge, Ko = Kompost, Kontrolle = unbehandelt) und Bodentiefe, Braunerde aus Flugsand

Generell ließen sich im unbearbeiteten gegenüber dem gepflügten Boden höhere PCB-Belastungen erkennen. Der wendende und mischende Effekt der Pflugbodenbearbeitung schlägt sich in sehr gleichmäßigen Konzentrationen der PCB über den gesamten Bearbeitungshorizont von 25 cm nieder. Eine für das Direktsaatsystem typische Schichtung ist an diesem Standort schwach bis deutlich ausgeprägt. Möglicherweise spielen auf diesem sandigen, sorptionsschwachen Boden Verlagerungsprozesse und die Verflüchtigung von der oberflächennahen Schicht in die Atmosphäre eine wichtige Rolle.
Die Düngung der Böden mit den organischen Abfällen führte zu einem allgemeinen Ansteigen der PCB-Konzentrationen. Dieser Sandboden scheint keine typische „Senke" für PCB oder andere sich ähnlich verhaltende organische Schadstoffe zu sein; besonders die Pflugbearbeitung leistet einem „Verdrängungseffekt" durch Verdünnung, Durchmischung und Verflüchtigung Vorschub. Effekte eines Eintrages organischer Schadstoffe über Siedlungsabfälle sind an diesem Standort aufgrund der geringen Hintergrundbelastung erkennbar.
Sowohl für die Siedlungsabfälle als auch für die Böden wurden vergleichsweise hohe PCB-Konzentrationen ermittelt, die z. T. auf die verwendete Extraktionsmethode mit sehr hoher Ausbeute zurückgeführt werden können.

In Abbildung 2 sind die rechnerisch ermittelten den tatsächlich bestimmten PCB-Gehalten gegenübergestellt. Im „Idealfall" würde die Regressionsgerade ein Steigungsmaß von 1 besitzen; dieser Wert wurde mit 0,945 nahezu erreicht. Somit konnte mit den berücksichtigten Böden der Effekt des PCB-Eintrags über die Anwendung der organischen Siedlungsabfälle sehr gut nachgezeichnet werden.

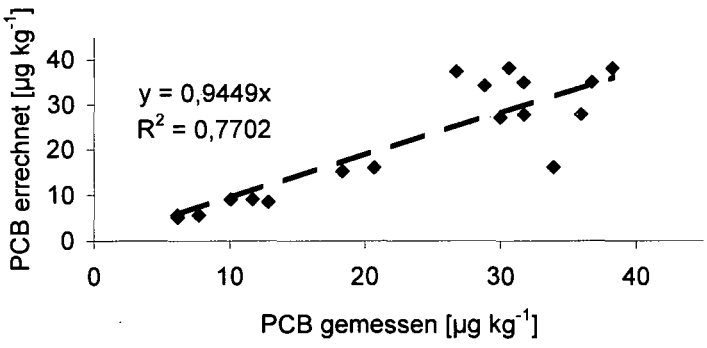


Abb. 2: Vergleich der gemessenen mit den errechneten PCB-Konzentrationen aller Düngungsvarianten und Böden, bezogen auf eine Bodentiefe von 0 – 25 cm

Die Affinität der PCB zum organischen Kohlenstoff konnte mit den Feldversuchen unterstrichen werden. In Abbildung 3 ist der Zusammenhang zwischen den absoluten Massen der ΣPCB und dem organischen Kohlenstoff je ha für eine Bodenmächtigkeit von 25 cm dargestellt. Die für die einzelnen Standorte angepassten Regressionsgeraden unterscheiden sich hinsichtlich ihres Steigungsmaßes, d. h. der PCB-Gehalt ändert sich standortspezifisch unterschiedlich stark mit variierendem Humusanteil.

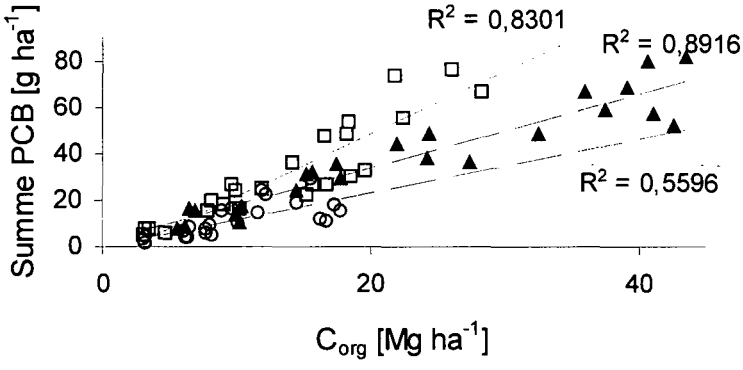


Abb. 3: Zusammenhang zwischen C_{org}- und ΣPCB-Gehalten in den Böden der drei Untersuchungsstandorte

Literatur

AbfKlärV (1992) Klärschlammverordnung; 15. April 1992 (BGBl. I 1992, p. 912; 1997, p. 446; BGBl. III 2129-6-6).

Tebrügge, F. und R.-A. Düring (1999): Reducing tillage intensity: a review of results from a long-term study in Germany. Soil and Tillage Research, 53: 15-28.

Düring, R.-A., St. Gäth (2000): Microwave assisted methodology for the determination of organic pollutants in organic municipal wastes and soils: Extraction of polychlorinated biphenyls using heat transformer disks. Fresenius J. Anal. Chem., 368: 684-688.

Lazzari, L., L. Sperni, M. Salizzato, B. Pavoni (1999): Gas chromatographic determination of organic micropollutants in samples of sewage sludge and compost: behaviour of PCB and PAH during composting. Chemosphere, 38: 1925-1935.

Batch-Tests zur Beschreibung des Verbleibs von endokrin wirksamen Substanzen in Kläranlagen

E. Filipov*, R. Lindigkeit**, B. Schwarze Scharfenberg*, M. Pakert*, S. Kunst*

Einführung:

Das Thema „Hormone" in der Umwelt wird seit einigen Jahren heftig diskutiert. Die Besorgnis über die Auswirkungen auf die Umwelt von endokrin wirksamen Substanzen und Umweltchemikalien, die wie diese Hormone wirken, führten zu vielen behördlichen Untersuchungsprogrammen, Forschungsprojekten im internationalen und nationalen Rahmen.

Der Eintrag von natürlichen und synthetischen Hormonen in die Umwelt erfolgt nach der Ausscheidungen mit dem Urin und Fäzes über kommunale Kläranlagen. Die endokrinen Wirkungen von Hormonen sind sehr unterschiedlich. Zu den wirkungsvollsten Hormonen gehören das natürliche Estrogen Estradiol (natürliche Ausscheidungen und verordnet als Kontrazeptivum), sowie die synthetischen Estrogene Ethinylestradiol und Mestranol (Kontrazeptiva und Menopausenpräparate). Diese Estrogene kommen nur in sehr geringen Konzentrationen (wenige ng/L) im Abwasser vor und sind nur mit großem Aufwand analytisch bestimmbar.

Einzelne Industriechemikalien und Pflanzenhormone liegen teilweise in sehr viel höheren Konzentrationen in Kläranlagen vor, haben aber bis zu E6-fach geringere endokrine Wirkung. Für einige Kläranlagenabläufe wurden durch in-vitro-Biotests endokrinen Wirkungen ermittelt, die in erster Linie dem natürlichen Estrogen Estradiol und an zweiter Stelle den synthetischen Estrogenen zugeordnet werden konnten, weshalb sich die folgenden Ausführungen zum Vorkommen im Klärschlamm auch auf diese hochaktiven Substanzen beschränken.

Anreicherung von natürlichen und synthetischen Estrogenen im Klärschlamm

Insgesamt ist bisher nicht eindeutig geklärt, inwieweit Estrogene überhaupt im Klärschlamm vorkommen. Da sie beispielweise in Kläranlagenabläufen gefunden werden und auch einiges über Abbauprozesse bekannt ist, die Eintragsfrachten in Kläranlagen nur schwer zu ermitteln sind, somit Bilanzierungslücken schwer erkennbar sind und auch die Analytik im Klärschlamm matrixbedingt sehr schwierig ist, liegen bisher nur sehr wenige Studien über Estrogene im Klärschlamm vor, die sich auch teilweise widersprechen.

Bisher wurde angenommen, daß Estrogene nur schwer am Schlamm adsorbieren, denn in Untersuchungen mit Tritium-markiertem Estradiol, die FÜRHACKER 1998 durchführte, konnten nur ca. 3 % der zugesetzten Strahlung in den Feststoff-Fraktionen wiedergefunden werden.

*Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik, Welfengarten 1, 30167 Hannover, E-Mail: kunst@isah.uni-hannover.de, filipov@isah.uni-hannover.de
** Institut für Pharmazeutische Biologie, Mendelssohnstr. 1, 38106 Braunschweig, E-Mail: R.Lindigkeit@TU-BS.de

Erst in 1998 gelang es KÜCHLER, Estrogene im Klärschlamm nachzuweisen. Bei Bestimmungsgrenzen von 1µg/kgTS wiesen 25% der untersuchten Klärschlämme bezüglich Estradiol und Estron Gehalte oberhalb der Bestimmungsgrenze auf. Die Werte lagen zwischen 3 und 115 µg/kgTS für Estradiol bzw. zwischen 3 und 330µg/kgTS für Estron. Das sehr schwer abbaubare synthetische Hormon Ethinylestradiol konnte jedoch mit der hier verwendeten Analysemethode bei 40 untersuchten Kläranlagen in keinem Klärschlamm nachgewiesen werden, obwohl es eine ähnliche Polarität wie Estradiol und Estron aufweist. In Japan wurden an einer dort typischen Fäkalschlamm-Kläranlage (TAKIGAMI et al. (2000)) vergleichsweise hohe Estradiol-Gehalte im Klärschlamm ermittelt. Mittels ELISA und parallel durchgeführten in-vitro-Biotests wurde der Stofftransport von Estradiol innerhalb der Kläranlage durch Messen im Abwasser und im Schlamm ermittelt. Ein Drittel der Estradiol-Fracht verblieb im Klärschlamm (im Mittel Konzentrationen von 100 µg/kgTS). Nur ein Hundertstel der eingetragenen Fracht war im Ablauf der Kläranlage mit ca. 10 ng/L wiederfindbar.

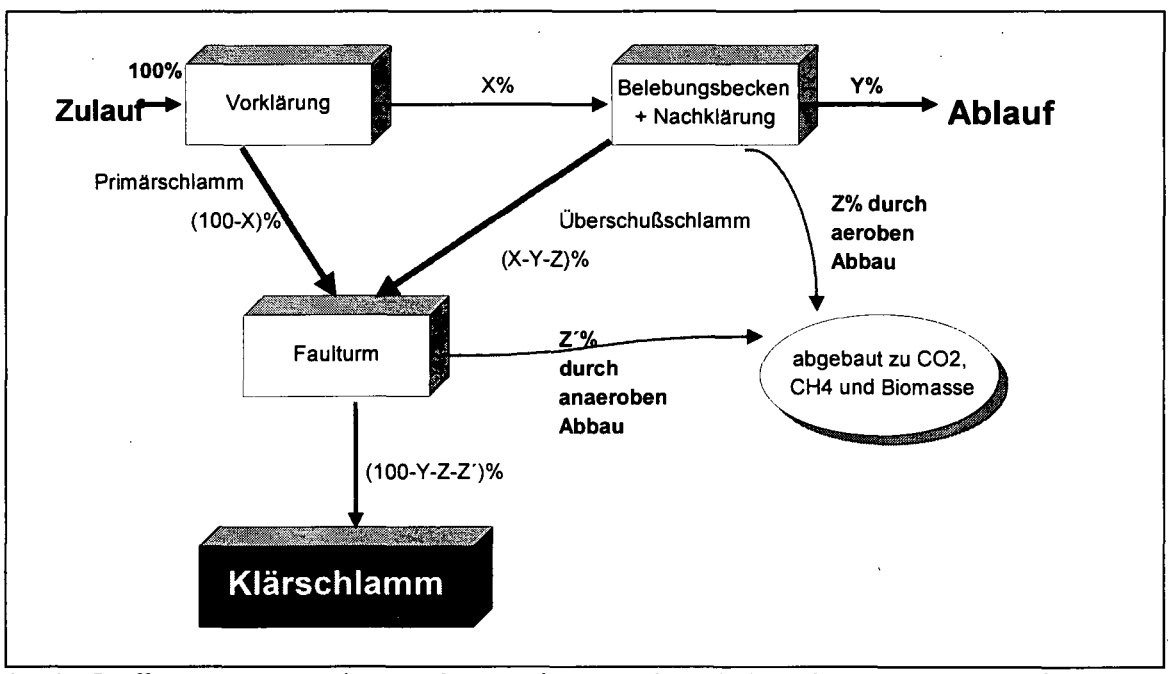


Abb. 1: Stofftransport, sowie aerober und anaerober Abbau innerhalb einer Kläranlage - Austragspfade Klärschlamm und gereinigtes Abwasser

In Abhängigkeit der aerobe Abbauprozesse im Belebungsbecken und der anaerob ablaufenden Prozessen im Faulbehälter (Abb. 1) können die Austräge aus den Kläranlagen stark variieren. Bisher ist hierzu folgendes bekannt:

1. Aerobe Abbauprozesse:
In Batch-Versuchen von TERNES (1999), sowie WEGENER (1999) wurde nachgewiesen, daß in belebten Schlämmen aus Belebungsbecken die folgenden Umsatzprozesse stattfinden:

- Freisetzung der freien Estrogene aus ihrer inaktiven, gut wasserlöslichen Form (Dekonjugationen), in der sie vom Menschen über die Niere ausgeschieden werden. Dieser Prozess vollzieht sich bei den natürlichen Estrogenen Estradiol und Estron und dem synthetischen Estrogen Ethinylestradiol sehr schnell.
- Überführung des hochwirksamen natürlichen Estrogens Estradiol in seine oxidierte Form Estron mit 100-fach verminderter estrogener Wirkung.
- Abbau von Estron, wobei keine Abbauprodukte identifiziert wurden. In-vitro-Biotests zeigten eine mit dem Abbauprozeß einhergehende abnehmende endokrine Wirkung.
- ein aerober Abbau des synthetischen und hoch wirksamen Estrogens Ethinylestradiol war kaum zu beobachten (selbst nach 14 Tagen nur maximal 15 % Abbau).

2. Anaerobe Abbauprozesse:
Ein anaerober Abbau von Estrogenen wurde bisher nicht untersucht.

Ausgehend von diesen bisher vorliegenden Ergebnissen ergaben sich zum Vorkommen von Estrogenen im Klärschlamm die folgenden offenen Fragen:

⇒ Welcher Anteil an Estrogenen bindet im Experiment (aerober und anaerober Batch-Versuch) an den belebten Schlamm bzw. Faulschlamm und welcher Anteil verbleibt in den Wasserphasen?

⇒ Welche Estrogene sind vor allem anaerob abbaubar?

Batch-Versuche zur Bilanzierung von Estrogenen und deren Abbauprodukten in der flüssigen Phase Abwasser und in den festen Phasen belebter Schlamm und Faulschlamm:

Methodik:
Untersuchungen über das Adsorptionsverhalten von Estrogenen an belebten Schlamm und Klärschlamm wurden in Batch-Versuchen durchgeführt. Neben der Verteilung von Estrogenen zwischen fester und flüssiger Phase wurden parallel Abbauprodukte identifiziert und quantifiziert. Die quantitative Bestimmung erfolgte mittels GC/MS nach Aufreinigung der Proben nach den bei TERNES (1999) und KÜCHLER (1998) beschriebenen Methoden. Abweichend von diesen Beschreibungen wurde auf den clean-up-Schritt verzichtet, um den Aufwand für die Analytik zu minimieren. Bislang wurden die Estrogene in verhältnismäßig hohen Konzentrationen von 2,5 mg/L dotiert. Unter Berücksichtigung der Löslichkeiten der untersuchten Estrogene sollte es zu keinen reinen Ausfällungsreaktionen und damit Anreicherungen im Schlamm kommen. Bei den aeroben Versuchen erfolgte die Probenahme nach 0.5 Stunden, 1 Stunde, 1 Tag und nach 3 Tagen. Bei den anaeroben Abbauversuchen wurde nach 1,5 Stunden, 3 Stunden, 1Tag, 3 Tagen, 6 Tagen und 12 Tagen beprobt.

Ergebnisse:
Bezüglich der aeroben Abbaureaktionen (Abbauprozesse im Belebungsbecken, Abb. 1) bestätigten sich die oben beschriebenen Umsatzvorgänge im belebten Schlamm (vgl. Abb. 2): Von den natürlichen Estrogenen wurde Estradiol sehr schnell zu Estron oxidiert. Estron wurde entsprechend langsamer abgebaut, so daß es nach einem Tag noch nahezu vollständig vorlag. Das synthetische Estrogen Ethinylestradiol wurde innerhalb von drei Tagen nicht aerob abgebaut.

Adsorptionsprozesse an den belebten Schlamm konnten bei allen drei untersuchten Estrogenen nachgewiesen werden (Abb. 2). Während sich das eher polare Estradiol zu ca. 30% in der festen Phase nachweisen ließ, war das etwas unpolarere Estron zu ca. 50% in der festen Phase wiederzufinden und das synthetische Estrogen Ethinylestradiol lag zu 60-66% in der festen Phase vor. Hier muß berücksichtigt werden, daß gerade Ethinylestradiol eine sehr geringe Löslichkeit von 4,5 mg/L aufweist, und deshalb Ausfällungsreaktionen nicht zu 100 % ausgeschlossen werden können. Es sind derzeit weitere Untersuchungen im niedrigeren Konzentrationsbereich in Bearbeitung, um das Vorkommen des hoch endokrin wirksamen Ethinylestradiols im belebten Schlamm zu bestätigen.

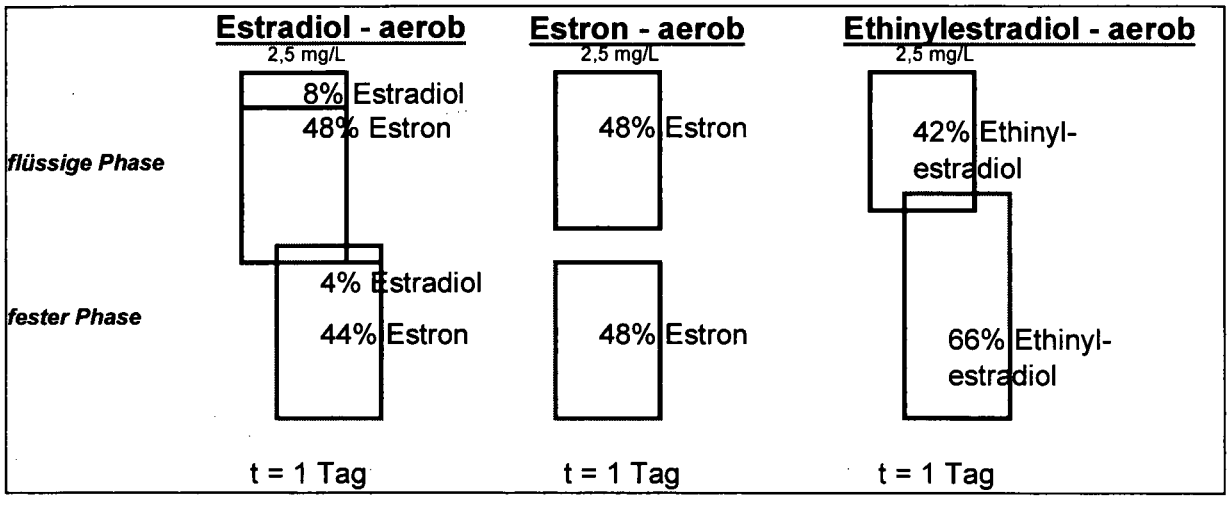


Abb.2: Verteilung von endokrin wirksamen Substanzen zwischen Abwasser und dem belebten Schlamm bei aeroben Batch-Versuchen nach einem Tag unter Berücksichtigung von Abbauprozessen (Estronbildung aus Estradiol)

Ein anaerober Abbau (Abbauprozesse im Faulturm, Abb.1) wurde in ersten orientierenden Versuchen (ohne Abbildung) bisher lediglich beim Estradiol festgestellt. Für Estriol, Estron, und das synthetische Ethinylestradiol konnte innerhalb von 12 Tagen kein nennenswerter Abbau nachgewiesen werden. Die Adsorptionsneigung an den Faulschlamm war, einhergehend mit dem 10-fach höheren Schlammgehalt, jeweils größer als an den belebten Schlamm (Estradiol: ca. 50%, Estron: ca. 60%, Ethinylestradiol: ca. 80%).

Wenn sich die erhaltenen Ergebnisse zur Abbaubarkeit und Adsorptionsprozessen insbesondere bezüglich Ethinylestradiol in niedrigeren Konzentrationsbereichen bestätigen, kann davon ausgegangen werden, daß hoch wirksame Hormone mit bei der Klärschlammaufbringung auf Böden ausgetragen werden.

Dank
Die Arbeiten wurden im Rahmen des Verbundforschungsprojektes „Einfluß von Sekundärrohstoffen auf das Grundwasser", gefördert von der LAWA, in Zusammenarbeit mit der ATV-DVWK durchgeführt.

Erhöhung der Ökoeffizienz in mittleren und kleinen Abwasserbeseitigungssystemen

V. Friehmelt*, E. Gidarakos*, U. Laser*, W. Schneider-Fresenius*

1 Einleitung und Aufgabenstellung

Das Programm der Bundesregierung "Forschung für die Umwelt" strebt eine deutliche Steigerung der ökologischen Effizienz, speziell eine Erhöhung der Ressourcenproduktivität und eine erhebliche Senkung der Kosten für Umweltschutzmaßnahmen an. Das im Januar 2000 von Battelle begonnene F&E-Vorhaben zur Erhöhung der Ökoeffizienz in der Abwasserbeseitigung nimmt diese Zielsetzungen der Bundesregierung zur Sicherung einer nachhaltigen Entwicklung auf. In dem Vorhaben wird davon ausgegangen, dass eine deutliche Verbesserung nur zu erreichen ist, wenn man die Abwasserbeseitigung als ein "industrielles Produktions-System", bestehend aus einer Kette von aufeinander abgestimmten Teilprozessen auffasst, das Produkte vorgegebener Qualität zu möglichst niedrigen Gesamtkosten liefern soll. Nach der Erfassung des derzeitigen Standes sollen hierzu verschiedene neuentwickelte Technologien zu innovativen Verfahrensketten bzw. Anlagenkonzepten kombiniert werden.

Ein weiterer Schwerpunkt des Vorhabens ist es, in der Kläranlage selbst den Fluss der verschiedenen Schadstoffströme durch die einzelnen Stufen der Verfahrensketten bis zu ihrem Austritt in den Vorfluter zu erfassen und zu bilanzieren. Wichtig ist dabei, belastbare Erkenntnisse über den Verbleib und das Abbauverhalten der heute noch nicht routinemäßig erfassten organischen Stoffe zu gewinnen.

2 Durchgeführte Arbeiten

Der Schwerpunkt der Arbeiten im ersten Bearbeitungsjahr lag bei der Datenerhebung und Messung zu den organischen Schadstoffen in den Kläranlagen sowie bei der Kontaktaufnahme mit Anbietern innovativer Verfahren. Es wurden verfahrenstechnisch unterschiedliche Kläranlagen mit moderner technischer Ausstattung kontaktiert, wobei die Größe der Anlagen zwischen 5.000 und 80.000 angeschlossenen Einwohnergleichwerten lag. Es haben sich 15 Kläranlagen bereit erklärt, intensiv in dem Vorhaben mitzuarbeiten. Von einigen Kläranlagen liegen bereits umfangreiche Datensätze vor, deren Auswertung begonnen wurde. Weiterhin haben sich bisher 5 Institute und 4 Industriefirmen zur Mitarbeit im Vorhaben bereit erklärt. Beispielsweise analysiert die Arbeitsgruppe von Prof. Dr. Gäth vom Institut für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Giessen spezielle Schadstoffe im Klärschlamm und berät hinsichtlich des Einsatzes von Klärschlamm in der Landwirtschaft.

Bei 17 Kläranlagen wurden bisher Proben genommen und analysiert. Die Analysenergebnisse wurden mit Grenzwerten aus den relevanten Verordnungen verglichen. Für einige der innovativen Verfahren wurden ebenfalls bereits Messungen durchgeführt und die Verbesserung quantifiziert.

*Battelle Ingenieurtechnik GmbH, Düsseldorfer Straße 9, 65760 Eschborn

3 Ergebnisse

Organische Schadstoffe

Viele der organischen Schadstoffe wie Waschmittel, Weichmacher, chlorierte Verbindungen und Medikamente kommen durch den täglichen Gebrauch in allen Kläranlagen vor und führen dort insbesondere durch Schaumbildung zu Problemen. Andere Stoffe werden überwiegend durch industrielle Anwender in die Kläranlagen eingeleitet. Die meisten Schadstoffe werden jedoch üblicherweise nicht gemessen, und ihre Anwesenheit in der Kläranlage wird daher auch nicht erkannt. Durch dieses Projekt werden Fortschritte auf diesem Gebiet erwartet.

Bei 17 Kläranlagen wurden Proben des ablaufenden Wassers und des entwässerten Schlammes genommen und untersucht. Hintergrund für die Festlegung dieser Vorgehensweise war die Überlegung, dass die organischen Schadstoffe schwer abgebaut werden und folglich im Ablauf der Kläranlage nach der Abwasserreinigung relativ zu den andern Stoffen in höherer Konzentration vorliegen und somit besser nachweisbar sind. Der entwässerte Klärschlamm ist ein anderer Hauptstoffstrom, der die Kläranlage verlässt; hier sollten insbesondere die im Wasser weniger gut löslichen, schwer abbaubaren organischen Schadstoffe aufkonzentriert sein. Die Messungen bei verschiedenen Kläranlagen sollten zunächst den Vergleich untereinander bereitstellen.

Die Ergebnisse der Analysen zeigen erfreulicherweise zunächst, dass die gemäß den Verordnungen vorrangig gesuchten Stoffe nur in geringen Konzentrationen sowohl im Wasser als auch im Schlamm vorliegen. Ursache hierfür ist u.a., dass die in den Verordnungen aufgeführten Stoffe bereits durch andere ersetzt wurden. Eine kurzfristigere Aktualisierung der Stofflisten erscheint daher dringend erforderlich. Lediglich die PAK-Belastung im Klärschlamm erreicht bei einigen Kläranlagen Werte, die im Entwurf für eine EU-Arbeitsunterlage als möglicher zukünftiger Grenzwert genannt werden. Andererseits wurden aber verschiedene andere Stoffe, die in hohen Konzentrationen vorliegen, identifiziert. Es handelt sich dabei teilweise um weniger gefährliche Stoffe wie Siloxane; es wurde aber auch ein Azepim gefunden, das überwiegend als Beruhigungsmittel an Patienten verabreicht wird, sowie Steroide und verschiedene Industriechemikalien. Nachfolgend werden noch einige Beispiele für Stoffe genannt, die in besonders hohen Konzentrationen gefunden wurden.

Im Ablauf der Kläranlagen wurden Alkylphenole, Benzylalkohol, Benzolsulfonamide, Carbendazepim und Steroide (Cholesterin etc.) identifiziert. Im Klärschlamm wurden Octamethylcyclotetrasiloxan, Decamethylcyclopentasiloxan, Triethylnaphthalin (bis 2 mg/kg), Xylol (bis 2 mg/kg), Kresol (bis 2 mg/kg) und Steroide (bis 150 mg/kg) identifiziert.

Ergebnisse zum Einsparungspotential

Es zeigte sich, dass in nahezu allen Kläranlagen Probleme auftreten, die erhebliche Kosten verursachen oder aber zu Umweltbelastungen durch zu hohe Werte im Ablauf führen. Möglichkeiten

für **deutliche Kosteneinsparungen** oder **Prozessverbesserungen** konnten bereits jetzt zu Beginn des Vorhabens aufgezeigt werden. Neben Kosteneinsparungen durch Reduzierung des Energiebedarfs werden Kosteneinsparungen durch eine Optimierung der Klärschlammbehandlung erwartet. Durch Verschärfung der Umweltschutzauflagen wird hierbei in Zukunft auch die Qualität des Schlamms an Bedeutung gewinnen.

Durch Befragung der am Projekt beteiligten Partner sowie durch Literaturrecherchen wurde und wird weiteres Einsparpotential erarbeitet. Für die Optimierung vorhandener Kläranlagen sollen vorrangig die folgenden verfahrenstechnischen Maßnahmen mit erheblichem Potential durch fundierte Kostenvergleichsrechnungen überprüft werden:

- Prozessoptimierung durch Nutzung effektiverer und kostengünstigerer neuer Technologien / Verfahren
- Erhöhung des Anteils landwirtschaftlich verwerteten Klärschlamms durch weitere Verringerung des Schadstoffgehaltes und möglicherweise Einführung eines Abfallmanagementsystems für die unterschiedlichen Klärschlammarten
- Einsatz dezentraler Kläranlagen bei Einleitung problematischer Inhaltsstoffe

Die Erhebung von Betriebsdaten in den beteiligten Kläranlagen ermöglicht eine genaue Kalkulation des Abwasserreinigungsprozesses hinsichtlich der Kosten und der Effizienz. Hierdurch werden besonders wirksame Lösungen und Schwachstellen bei vorhandenen und vorgeschlagenen Verfahren sowie Konzepten ermittelt.

Organisatorische Maßnahmen und innovative Verfahren

In jeder Kläranlage wird Abwasser aus der Schlammentwässerung wieder in den Kläranlagenzulauf zurückgeführt und ein Teil des Belebtschlamms als Rücklaufschlamm im Kreislauf gefahren. Wegen dieser Kreisläufe muss für die Beurteilung der Effektivität eines Verfahrens oder einer Anlagenkomponente stets die gesamte Kläranlage betrachtet und bilanziert werden.

Die Bilanzierung erfolgt anhand eines Grundfließbildes der Abwasserbehandlung in einer Kläranlage. Jeder Verfahrensschritt wird zunächst getrennt bilanziert. Die Bilanzen werden anschließend nach einem speziellen Schema verknüpft und bewertet. Bei Bedarf können Verfahrensschritte weiter aufgeteilt werden, um einzelne Verfahrensschritte getrennt zu bewerten. Dieses Vorgehen verbessert auch die Beurteilung der Effektivität unterschiedlicher Kläranlagen und kann für einzelne Kläranlagen in Anlehnung an das System des Abfallmanagements zu einer **getrennten Behandlung und Entsorgung einzelner Schlämme bzw. Stoffströme** wie dem Primärschlamm führen. In Ansätzen wird dieses Vorgehen schon durch die Faulgasverwertung, die Sandwäsche und die Brauchwassernutzung umgesetzt.

Verfahren, mit dem Ziel organische Schadstoffe in Kläranlagen abzubauen, sind bisher kaum entwickelt worden, da hierzu keine zwingende Notwendigkeit bestand. Es existieren jedoch einige Verfahren zur Abwasserbehandlung aus Industrieprozessen sowie Verfahren, bei denen ein verstärkter Abbau organischer Schadstoffe als Nebeneffekt auftritt. Einige potentiell zum Abbau organischer Schadstoffe geeignete Verfahren wurden bereits ausgewählt und durch Analysen charakterisiert.

Die bisher vorliegenden Versuchsergebnisse zeigen bereits, dass bei den ausgewählten, untersuchten Verfahren eine messbare Verringerung der Konzentration der organischen Schadstoffe erfolgte. Es ist hierbei zu unterscheiden zwischen Verfahren, die bei niedrigen Konzentrationen der Schadstoffe Verwendung finden und solchen, die bei hohen Konzentrationen eingesetzt werden. **Biofiltration, Flockungshilfsmittel und UV-Bestrahlung** werden bei niedrigen Konzentrationen eingesetzt. Durch Flockungshilfsmittels wird beispielsweise die Konzentration der untersuchten PAK jeweils von ca. 0,1 µg/l um den Faktor 10 auf ca. 0,01 µg/l gesenkt. Bei hohen Konzentrationen wurde beispielsweise durch Einsatz des **SBR-Reaktors** bei einem Abwasser aus der Kosmetikindustrie Diethylphthalat von 6700 µg/l auf 0,4 µg/l abgebaut. Bei dem **Bio-Ozon-Bio-Verfahren** zur Behandlung von Deponiesickerwasser handelt es sich um eine besonders kostengünstige Verfahrenskombination mit hohem Wirkungsgrad. Hierbei reinigt die vorgeschaltete biologische Behandlung vorrangig die leicht abbaubaren Stoffe ab. Hierdurch kann das zugegebene Ozon gezielt auf die verbliebenen Stoffe einwirken und diese soweit zerstören, dass sie in der nachgeschalteten Biologie abgebaut werden können und bis um den Faktor 10 verringert werden.

Weiterhin sind noch Untersuchungen von anderen Verfahren und Methoden zur Reduzierung der Klärschlammbelastung in Kläranlagen geplant; beispielsweise sollen noch Klärschlammdesintegration und Aktivkohlefilter mit integrierter biologischer Regenerierung der Aktivkohle geprüft werden.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Die guten Ansätze für Verbesserungen, die bisher erkannt wurden und insbesondere auch die hohe Bereitschaft des Betriebspersonals, Verbesserungen einzuführen, lassen eine Anwendung innovativer Technologien wirtschaftlich vorteilhaft erscheinen.

In der weiteren Vorhabenslaufzeit sollen durch weitere Datenerhebungen, durch Analysen und durch Versuche unter praxisnahen Bedingungen in den Kläranlagen Vorteile aufgezeigt und somit die Möglichkeit bereitet werden, innovative Techniken marktfähig zu realisieren und die Schadstoffbelastung des Abwassers und des Klärschlamms zu reduzieren.

Auswirkungen des Klärschlammeinsatzes bei der Rekultivierung tertiärer Kippsubstrate auf die N-Verlagerung mit dem Sickerwasser – Ergebnisse von Lysimeteruntersuchungen

M. Haubold-Rosar, M. Gast und J. Katzur [*)]

Einleitung

Ein wichtige Aufgabe der Wiedernutzbarmachung der vom Braunkohlenbergbau beanspruchten Landschaften ist die Wiederherstellung der Böden und ihrer Funktionen. Hierbei spielt der rasche Aufbau und die Aufrechterhaltung eines ausgewogenen Humus- und Nährstoffhaushaltes eine zentrale Rolle. Erkenntnisse über die Wirkung organischer Abfälle auf unverritzten Agrarstandorten (u.a. [1][2]) lassen den Schluß zu, daß in der Rekultivierung Bodenverbesserungsmittel (BVM) aus organischen Abfallstoffen (Klärschlämme, Komposte) sinnvoll eingesetzt werden können, um gegenüber der bisherigen Rekultivierungspraxis reiner Mineraldüngung eine Beschleunigung der Humus- und Bodenentwicklung zu bewirken und den Mineraldüngeraufwand zu vermindern. Die in anderen Regionen gewonnenen Erkenntnisse zum Einsatz organischer Abfälle bei der Rekultivierung (u.a. [3][4][5]) sind auf die heutigen konkreten Bedingungen in der Lausitz nur eingeschränkt übertragbar. Im Rahmen eines F/E-Vorhabens sollten deshalb der Nutzen unterschiedlicher BVM-Gaben beim Einsatz in der landwirtschaftlichen Rekultivierung von Kippenflächen des Braunkohletagebaus in der Lausitz festgestellt und die Umweltverträglichkeit eines solchen Einsatzes im Hinblick auf die Schutzgüter Boden, Wasser und Pflanze einschließlich möglicher Langzeiteffekte geprüft werden, um Qualitätskriterien sowie kippenstandort- und nutzungsvariierte Anwendungsempfehlungen auszuarbeiten. Zu diesem Zweck wurden u.a. in einem Großlysimeterversuch die Auswirkungen des Klärschlammeinsatzes bei der Rekultivierung tertiärer Kippsubstrate auf die N-Verlagerung mit dem Sickerwasser untersucht.

Material und Methoden

In zwei schwefelsaure Kippsubstrate mit differierenden Ton-Schluff- und Kohlegehalten wurden nach einer 1 m tiefen Grundmelioration mit Braunkohlenasche unterschiedliche Klärschlamm-Mengen (bis 25 t ha^{-1} TS), Klärschlamm-Kohletrübe-Gemische sowie Klärschlammkompost bis 30 cm Tiefe eingearbeitet. Zum Vergleich wurden jeweils rein mineralisch gedüngte Varianten angelegt. In gleicher Weise erfolgte die Behandlung von Großlysimetern, die bereits 20 Jahre zuvor mit einem gewachsenen Sandboden gefüllt worden waren (Tab. 1-3). Über einen Zeitraum von 6 Jahren wurden die Sickerwassermengen an der Basis der 3 m tiefen Bodensäulen erfaßt (1 m^2 Grundfläche) und an zuvor gefrorenen Monatsmischproben die NO_3- und NH_4-Konzentrationen ermittelt.

Tab. 1 Eigenschaften der im Lysimeterversuch eingesetzten Böden.

Boden	Horizont	S	U	T	pH	C_{org}	N_t	Zn [1)]	Cd [1)]	Pb [1)]
			[%]		($CaCl_2$)	[%]	[%]	[mg kg^{-1}]	[µg kg^{-1}]	[mg kg^{-1}]
oj-(x)lS		91	3	6	2,5	1,5	0,04	4,9	16	4,9
oj-xlS		86	5	9	2,2	2,9	0,06	6,5	36	5,2
BBp-PP	A	86	11	3	5,4	1,7	0,11	30,0	110	79,0
	C	97	3	0	4,5	<0,1	0,01	-	-	-

[1)] Königswasseraufschluß

[*)] Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V.; Brauhausweg 2; D-03238 Finsterwalde
Tel. ++49-3531-790711; Fax ++49-3531-2329; e-mail FIB-Finsterwalde@t-online.de
(Die Untersuchungen sind Teil eines durch die LMBV, Senftenberg und das BMBF geförderten F/E-Vorhabens; FKZ 1470933; seit Jan. 2001 FKZ 0339646B)

Tab. 2 Chemische Eigenschaften der als Bodenverbesserungsmittel eingesetzten organischen Abfallstoffe.

BVM [1]	pH (H_2O)	OS [2] [M.-%]	N_t [M.-%]	P [3] [M.-%]	K [3] [M.-%]	Zn [3] [mg kg^{-1}]	Cd [3] [mg kg^{-1}]	Pb [3] [mg kg^{-1}]
KS	9,8	32	2,2	1,10	0,33	506	1,2	24
KT	7,5	43	0,34	0,12	0,14	64	0,3	6
KK	8,3	41	1,3	0,35	0,60	186	0,8	17
Grenzwert [6]	-	-	-	-	-	2500 (2000)	10 (5)	900

[1] BVM: Bodenverbesserungsmittel; KS: Klärschlamm; KT: Kohletrübe; KK: Klärschlammkompost
[2] Organische Substanz (gem. als Glühverlust) [3] Königswasseraufschluß

Tab. 3 Varianten des Lysimeterversuchs und Düngung.

		Variante [1] [t ha^{-1} Trockensubstanz]:					
		Kontrolle	5 KS	10 KS	25 KS+50 KT	25 KS+100 KT	25 KK
Grunddüngung [kg ha^{-1} Reinnährstoff]:							
N	mineral.	60	60	60	60	60	60
	mit BVM	0	110	215	710	880	330
	Σ	60	170	275	770	940	390
P	Σ	180	180	180	300	310	180
K	Σ	160	160	160	160	160	200
Mineraldüngung:							
- zu Winterroggen 94-95					100 N		
- zu Roggenstroh/Winterraps 95					100 N / 60 P / 50 K		
- zu Luzernegras 96-98					240 N / 110 P / 450 K		
- zu Winterweizen 9/98-5/99					160 N / 50 P / 150 K		
- zu Weizenstroh/Wintergerste 9/99-5/00					210 N / 50 P / 150 K		

[1] KS: Klärschlamm; KT: Kohletrübe; KK: Klärschlammkompost

Ergebnisse und Diskussion

Mit den organischen Abfallstoffen wurden den Kipprohböden organische Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen zugeführt. Die unmeliorierten tertiären Kippsubstrate wie auch die Kohletrübe sind durch das Vorherrschen von „Kohlehuminsäuren" gekennzeichnet, die sich im Vergleich zu den Huminstoffen in der Krume gewachsener Böden u.a. durch ein sehr weites C/N-Verhältnis und einen höheren Anteil aromatisch gebundenen Kohlenstoffs auszeichnen [7]. Es überwiegen Lignine sowie aromatische und aliphatische Polycarbonsäuren. Leichter mikrobiell abbaubare Polysaccharide und Proteine sind nur in geringen Anteilen vertreten. Diese werden mit dem Klärschlamm bzw. Klärschlamkompost bereitgestellt. Im Laufe der Bodenentwicklung auf tertiären Kippstandorten wird die Kohle mehr und mehr biologisch abgebaut [8][9]. Dieser Prozess wird vor allem durch die N-Versorgung der Mikroflora limitiert. Die Zufuhr stickstoffreicher Huminstoffe sowie die allgemeine Verbesserung des Nährstoffangebotes mit der Klärschlammgabe führte im Lysimeterversuch zu einer starken Anregung der mikrobiellen Aktivitäten in den tertiären Kippböden und zu einem deutlichen Zuwachs mikrobieller Biomasse [10].

Zu Beginn der Versuche wurde in den mit Klärschlamm meliorierten kohlehaltigen Böden eine sehr geringe bzw. negative Netto-N-Mineralisation festgestellt, d.h. in den kohlehaltigen Kippsubstraten wird ein relativ großer Teil des freigesetzten oder über die Düngung zugeführten mineralischen Stickstoffs wieder immobilisiert [11]. Dies steht in Übereinstimmung mit den u.a. in [12][13] erarbeiteten Ergebnissen, wonach N-unterversorgte, kohlehaltige Böden als N-Senke wirken. Aus die-

sem Grunde wirkte sich die Zufuhr von leicht mineralisierbarem N mit Klärschlammgaben von 10 und 25 t TS ha^{-1} (in Verbindung mit Kohletrübe) bei den kohlehaltigen Versuchsböden so deutlich fördernd auf die mikrobiellen Aktivitäten, aber auch auf das Pflanzenwachstum aus (Tab. 4).
Die Förderung des Pflanzenwachstums durch die BVM erhöhte die Evapotranspiration und den Bodenwasserentzug durch die Pflanzenbestände. So wurden die mittleren jährlichen Sickerwassermengen während der ersten 6 Rekultivierungsjahre v.a. durch den Einsatz von 25 t ha^{-1} Klärschlamm + Kohletrübe verringert (Tab. 4). Damit kann durch die Anwendung organischer BVM insofern ein Beitrag zur Sanierung des Wasserhaushaltes in der Lausitz geleistet werden, als daß der Zustrom von sauren und mit hohen Stofffrachten belasteten Grundwässern aus tertiären Kippengrundwasserleitern in die Restlöcher während der Fremdwasserflutung reduziert wird. Im Falle des Acker-Braunerde-Podsols führte die hohe N-Versorgung in den mit 10 – 25 t ha^{-1} Klärschlamm behandelten Varianten zu einer starken Steigerung des Grasanteils in den Luzernegrasbeständen, wogegen bei der Kontrollvariante die Luzerne dominierte. Dies hatte höhere Erträge und geringere Sickerwassermengen in der Kontrollvariante im Zeitraum von 1997 bis 2000 zur Folge.
Die NO_3-N-Konzentrationen des Sickerwassers in 3 m Tiefe wurden durch steigende Klärschlammgaben in stärkstem Maße bei dem gewachsenen Sandboden angehoben (Tab. 4). Im 1. Jahr nach der BVM-Gabe sowie nach dem Luzernegrasumbruch traten Jahresmittelwerte von 40-50 mg l^{-1} auf.

Tab. 4 Mittlere jährliche Produktion oberirdischer Biomasse, Jahressickerwassermengen sowie mittlere Konzentrationen und jährliche Austräge von anorganischem N im Zeitraum 1994 - 2000.

Boden	Variante[1)]	Biom.-prod. (TS)	Sicker-wasser (N=599)[2)]	Konzentrationen		Austräge		
				NO_3-N	NH_4-N	NO_3-N	NH_4-N	N_{an}
		95-00	10/94-9/00	10/94-9/00			10/94-9/00	
	[t ha^{-1} TS]	[t ha^{-1} a^{-1}]	[mm a^{-1}]	[mg l^{-1}]			[kg ha^{-1} a^{-1}]	
oj-(x)lS	Kontrolle	5,2	227	4,7	28,6	10.6	62.0	72.6
	5 KS	5,9	211	6,9	31,9	14.6	62.3	76.9
	10 KS	6,5	197	8,5	27,1	17.1	50.9	68.0
	25 KS+50 KT	6,8	183*	11,9*	30,1	21.0*	51.9	72.9
	25 KS+100 KT	6,9	180*	11,3*	28,8	21.1*	48.2	69.3
	25 KK	5,3	218	7,2	22,8	16.2	47.0*	63.2
oj-xlS	Kontrolle	6,2	182	1,0	22,9	1.8	40.6	42.4
	5 KS	7,0	165	0,9	23,8	1.8	37.9	39.7
	10 KS	7,5	155	1,6	28,3	3.3	39.6	42.9
	25 KS+100 KT	8,7*	131*	2,1*	29,5	3.2	35.7	38.9
	25 KK	7,4	152*	1,7	28,0	3.4	38.1	41.5
BBp-PP	Kontrolle	6,3	138	12,0	0,2	26.3	0.3	26.6
	5 KS	6,1	153	12,6	0,2	32.9	0.4	33.2
	10 KS	6,2	156	17,2	0,4	44.8	0.5*	45.3
	25 KS+50 KT	6,7	136	22,9*	0,6	47.0	0.6*	47.6
	25 KS+100 KT	6,7	144	24,7*	0,6*	43.3	0.6*	43.9
Grenzwert TrinkwV [14]				11.3	0,4			

[1)] KS: Klärschlamm; KT: Kohletrübe; KK: Klärschlammkompost [2)] N = Niederschlag
* = Signifikanter Unterschied zur Kontrollvariante, n = 6 Jahre, $\alpha = 0.05$ (FRIEDMAN- und WILCOXON/WILCOX-Test)

Auch in den beiden tertiären Kippsubstraten hatten steigende Klärschlammgaben eine Zunahme der NO_3-N-Konzentrationen im Sickerwasser zur Folge. Im Falle des schwach kohlehaltigen, ton- und schluffarmen Kippsubstrates oj-(x)lS lag das Gesamtmittel (Tab. 4) wie auch die einzelnen Jahresmittel der NO_3-N-Konzentrationen nach der höchsten Klärschlammgabe nur geringfügig über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung. Deutlich geringere Konzentrationen wurden im Sickerwasser des stärker kohlehaltigen und etwas bindigeren Substrates oj-xlS gefunden. Eine Ursache für die im Vergleich zu dem gewachsenen Boden geringe NO_3-N-Auswaschung aus den tertiären Kippsubstraten ist in der oben erläuterten mikrobiellen N-Immobilisation zu sehen. Desweiteren ist die zeitlich und räumlich eng begrenzte Denitrifikation in sauerstoffarmen, sulfid- und kohlehaltigen Boden(mikro)bereichen denkbar [15].
In tertiären Kippssubstraten werden große Mengen an NH_4-N aus der kohlehaltigen Matrix freigesetzt und mit dem Sickerwasser in die Tiefe verlagert (Tab. 4) (vgl. [16]). Durch den Einsatz steigender Klärschlammgaben wurden die NH_4-Konzentrationen in den Sickerwässern der tertiären Substrate nicht oder nur geringfügig beeinflußt. Die Anwendung der organischen BVM führte aber mittelbar durch die Reduzierung der Sickerwassermengen zu einer Verringerung der NH_4-N-Austräge. Damit wurden die Gesamtausträge anorganischen Stickstoffs (N_{an}) durch steigende Klärschlammgaben bis 25 t TS ha^{-1} nicht erhöht, sondern z.T. deutlich verringert.

Schlußfolgerungen

Durch Klärschlammgaben bis 25 t TS ha^{-1} zu Beginn der landwirtschaftlichen Rekultivierung von Kippsubstraten des Braunkohlenbergbaus werden im Vergleich zu rein mineralischer Grunddüngung die Erträge auf den meliorierten Standorten gesteigert und die Sickerwasserbildung verringert. Deutliche Effekte wurden während der ersten Rekultivierungsfruchtfolge durch den Einsatz von 10 und 25 t TS ha^{-1} (+ Kohletrübe) erzielt.
Auf tertiären Kippstandorten wird die Sickerwasserqualität in erster Linie durch die speziellen chemischen Eigenschaften der Kippsubstrate geprägt. Es findet eine durch die Kohle verursachte mikrobiologische N-Immobilisation statt. Die Nitratauswaschung wird durch den Einsatz hoher Klärschlammgaben gesteigert, jedoch in geringerem Maße als in gewachsenen Böden. Der Gesamtaustrag anorganischen Stickstoffs erhöht sich nicht. Für die landwirtschaftliche Rekultivierung von schwefelsauren, kohlehaltigen Lehmsanden können 20 – 30 t TS/ha Klärschlamm mit einem Gesamt-N-Gehalt von 2 % ohne mineralische N-Ergänzungsdüngung eingesetzt werden, ohne eine schädliche Nitratbelastung der Sickerwässer zu verursachen.

Literatur

[1] W. Werner, H.W. Scherer, H.-W. Olfs: *J. Agronomy & Crop Science* 160(1988), 173–179
[2] H. Häni, A. Sigenthaler, T. Candinas: *Fertilizer Research* 43(1996), 149–156
[3] F. Krämer: *Landw. Forschung*, Sonderheft 27/I(1972), 95–101
[4] E.M. Seaker: *Water, Air and Soil Pollution* 57/58(1991), 849–859
[5] W.E. Sopper: *Municipal sludge use in land reclamation.* Boca Raton, Florida, Lewis Publishers 1993
[6] AbfKlärV (Klärschlammverordnung), *Bundesgesetzblatt* I (1992), 912–934
[7] N. Zier et al.: *Plant and Soil* 213(1999), 241-250
[8] J. Katzur: *Arch. Acker- Pflanzenbau u. Bodenkd.* 31(1987), 239– 247
[9] D. Laves, U. Franko, J. Thum: *Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd.* 37(1993), 211-219
[10] C. Emmerling et al.: *Plant and Soil* 220(2000), 129-138
[11] C. Emmerling et al.: in W. Burghardt, C. Dornauf (Hrsg.): *Proceedings 1. Int. Conf. on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas.* Essen 2000, 1009-1014
[12] J.P. Palmer, M.J. Chadwick: *J. Appl. Ecology* 22(1985), 249-257
[13] J. Thum, D. Laves: *Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd.* 31(1987), 635-645
[14] TVO (Trinkwasserverordnung), *Bundesgesetzblatt* I (1986), 760 and (1990), 2612
[15] F. Liebner, J. Katzur: *Mitteilgn: Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 83(1997), 175–178
[16] J. Katzur, F. Liebner: in W. Geller, H. Klapper, W. Salomons (Hrsg.): *Acidic mining lakes: Acid mine drainage, limnology and reclamation.* Springer Verlag Berlin 1998, 251-265

Respiration, PAK Transformation- und Abbau in Böden eines Gaswerkstandortes

D. Hensel, K.U. Totsche, I. Kögel-Knabner

1.) Einleitung

Transport, Abbau und Transformation von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in der ungesättigten Zone sind wesentliche Prozesse für die Abschätzung der Gefährdung der Schutzgüter Boden und Grundwasser an PAK-belasteten Standorten (Weigand et al., 2001). Abbau und Transformation von PAK sind Prozesse, mit denen die Bildung von Metaboliten einhergeht, welche wiederum – verglichen mit der Ausgangssubstanz - veränderte physiko-chemische Eigenschaften zeigen (Einfluß auf Verlagerungsverhalten) und deren toxikologische Eigenschaften nicht bekannt sind (Hassett & Banwart, 1989, Hansch et al. 1995, Weigand et al., 2000). Die folgende Arbeit beschreibt Abbau und Transformation von PAK in Bodensubstraten der ungesättigten Zone eines in Süddeutschland gelegenen Gaswerksgeländes („Testfeld Süd"). An diesem Standort wurde bis 1969 Gas aus Steinkohle synthetisiert; derzeit findet auf dem Gelände Erdgasspeicherung und –verteilung statt.
Im Rahmen eines Respirationsversuches wurde die mikrobielle Aktivität und parallel dazu PAK-Transformation und -Abbau an verschiedenen Bodenmaterialien dieses Gaswerkstandortes bestimmt.

2.) Material und Methoden

a) Bodenmaterialien

Für die Versuche wurden vier Bodenmaterialien ausgewählt. Diese wurden hinsichtlich ihres Korngrößenspektrums, Wassergehaltes, pH-Wertes sowie Gehaltes an organischem Kohlenstoff (Corg) charakterisiert. Die Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung erfolgte durch Naßsiebung und Wägung; die Quantifizierung von Schluff und Ton mittels Röntgenabsorptionsmessung (Sedigraph 5110, Micromeritics). Der Gehalt an organischem Kohlenstoff wurde durch Differenzbildung an veraschten und nicht veraschten homogenisierten Bodenproben ermittelt (Vario El, elementar Analysensysteme). Die pH – Wertmessung wurde in 0,01 M $CaCl_2$ – Lösung durchgeführt. Die Bestimmung des Wassergehaltes erfolgte gravimetrisch durch Differenzbildung an feldfeuchten und ofentrockenen Böden (105 °C, 12 h Trockenzeit).

b) Respirations- und Abbauversuch

Die Messung der mikrobiellen Aktivität in den Böden wurde an der SIR-SBA (Substrate induced respiration –soil biomass analysis) Respirationsmeßanlage (MarCo Analytik) durch Quantifizierung der CO_2 – Produktion mittels CO_2–Infrarot-Gasanalysator (ADC-MK 225) vorgenommen (Heinemeyer et al., 1989). Für die Quantifizierung von PAK-Abbau und –Transformation wurde deuteriertes Anthracen als Modellsubstanz verwendet.

Im Vorfeld des Respirations-/Transformationsversuches wurden die luftgetrockneten Böden durch Abtrennung des Skelettanteils homogenisiert. Anschließend erfolgte die Kontamination mit in Ethylacetat gelöstem deuteriertem Anthracen. Die Böden wurden wiederbefeuchtet, entsprechend einem pF-Wert von 2,5.

TU München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Department für Ökologie, Lehrstuhl für Bodenkunde, Am Hochanger 2, 85350 Freising-Weihenstpehan, e-mail: Dirk.Hensel@weihenstephan.de

So wurde sowohl eine möglichst hohe Bioverfügbarkeit des Wassers als auch eine weitgehend homogene Durchströmung der Bodenprobe mit Luft gewährleistet (Ilstedt et al., 2000). Die Bodenproben wurden anschließend 24 Stunden vor Versuchsbeginn in die Respirationsmeßanlage eingebaut, um eine Temperaturadaption der Mikroorganismen zu erreichen.
Die Bodenproben wurden während des 10 Tage andauernden Versuches mit Außenluft (Temperatur: 20°C; Strömungsrate: 80 ml/min) gleichmäßig durchströmt. Die Differenz zwischen der CO_2 – Konzentration der Luft vor und nach Passage der Bodenprobe ist Maß der mikrobiellen Aktivität.
Die Anthracenkonzentrationen in den Bodenmaterialien wurden vor und nach dem Versuch als Doppelbestimmung am GC/MS (Fisons, GC 8060, MD 800) analysiert. Die Festphasenextraktion erfolgte durch alkalische Verseifung mit KOH, flüssig/flüssig Extraktion mit Hexan und Aufreinigung über Silica-Alox-Säulen. Auftretende Differenzen in den Anthracengehalten sind auf die Transformation/Mineralisation der Substanz zurückzuführen. Gebundene Rückstände wurden durch die Extraktionsmethode nicht erfaßt.

3.) Ergebnisse und Diskussion

a) Bodenphysikalische/-chemische Parameter

Weigand (1998) hat für die Untersuchungsfläche vier dominierende Bodensubstrate unterschieden. Dies sind ein fluviatil abgelagerter Auelehm, ein in randmariner Lage sedimentierter Gipskeuper, ein weit verbreiteter Bauschutt sowie ein Gemisch aus diesen drei Materialien und OC-reichen Produktionsrückständen (Stäube, Aschen, Teer etc.); nachfolgend "OC-reiches Material" genannt. Tabelle 1 zeigt die bodenphysikalisch/-chemischen Parameter der Materialien im Überblick. Danach variieren die Konzentrationen an organischem Kohlenstoff (OC) zwischen den Böden stark. Die pH-Werte des Auelehmes sind nahezu neutral; Gipskeuper und OC-reiches Material zeigen Werte um 7,5; der weitverbreitete Bauschutt nimmt Werte um 7,9 an. Während Auelehm und Gipskeuper zu über 70 Gew. % Schluff und Ton enthalten, zeigen Bauschutt und OC-reiches Material gleichverteilte Texturen (Tabelle 1) mit auffällig hohem Skelettanteil.

Tabelle 1: Bodenphysikalische/-chemische Parameter

Substrat				Textur			
	OC (g/kg TS)	PH	WG (Gew. %)	Ton	Schluff	Sand	Skelett
Auelehm	52	7,2	17,0	32	39	22	5
Gipskeuper	41	7,4	15,9	34	37	13	16
Bauschutt	24	7,9	9,1	21	25	25	29
OC-reiches Material	69	7,5	16,8	24	24	48	21

b) Respirationsraten

Die Respirationsraten der Böden des Gaswerkstandortes (Abbildung 2) zeigen deutliche Unterschiede. In den ersten 12 Stunden der Messung treten bei Auelehm, Gipskeuper und OC-reichem Material sehr hohe CO_2 – Produktionsraten auf, die dann kontinuierlich auf 3,5 µg CO_2 / g TS*h (Auelehm), 3,0 µg CO_2 / g TS*h (OC-reiches Material), 1,5 µg CO_2 / g TS*h (Gipskeuper), 0,5 µg CO_2 / g TS*h (Bauschutt) zurückgehen; nach ca. 4 Tagen wird bei allen Substraten ein Fließgleichgewicht erreicht. Eine Unterscheidung in Initial- und Fließgleichgewichtsphase kann für die Bauschuttprobe nicht getroffen werden.
Hohe initiale Respirationsraten deuten auf leicht abbaubare organische Verbindungen (Aminosäuren, organische Säuren, Polysaccharide) hin, die als Kohlenstoffquelle zur Verfügung stehen (Kieft et al., 1987). Im Bauschutt sind diese von untergeordneter Bedeutung.

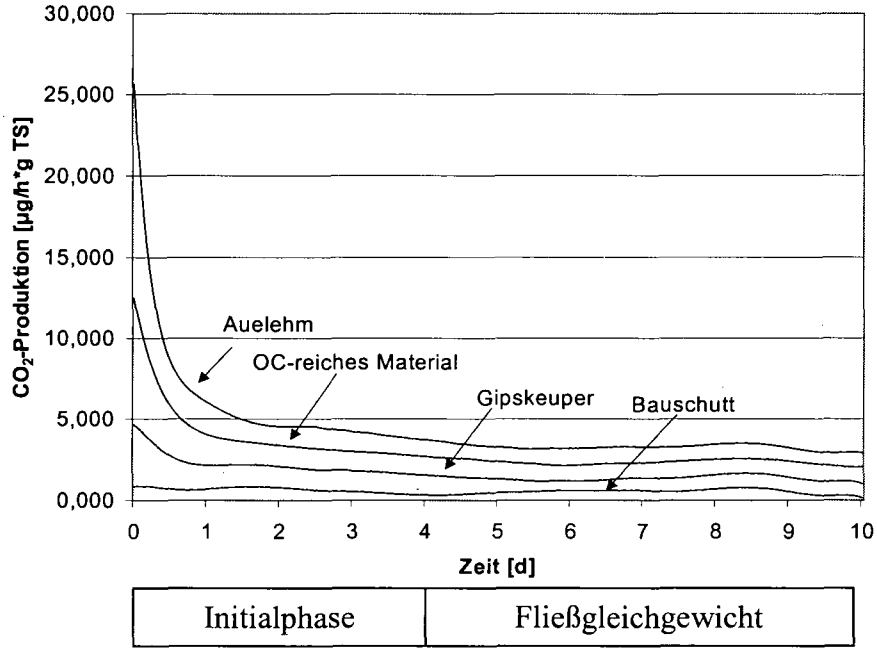


Abbildung 1: Respirationsraten verschiedener Bodenmaterialien des Gaswerksstandortes

Die OC - Abbaumechanismen in den Böden werden durch die mathematische Formulierung der Respirationskurven ebenfalls verdeutlicht: Die CO_2 – Produktionsraten von Auelehm, Gipskeuper und OC-reichem Material (Gleichung 1, 2 und 3) lassen sich durch vierparametrige Doppelexponentialfunktionen beschreiben, was auf eine mikrobielle OC-Umsetzung höherer Ordnung hinweist. Für die Bauschuttrespirationskurve konnte keine derartige Gleichung angepasst werden. Hier kann diffusive Nachlieferung als CO_2 – Freisetzungsprozess angenommen werden.

Auelehm:	$f(t)=19,9*e^{-0,138*t} + 5,0*e^{-0,002*t}$	$r^2=0,99$	(Gleichung 1)
OC-Material	$f(t)=9.0*e^{-0,103} + 3,4*e^{-0,002}$	$r^2=0,98$	(Gleichung 2)
Gipskeuper:	$f(t)=2,7*e^{-0,098*t} + 2,0*e^{-0,002*t}$	$r^2=0,90$	(Gleichung 3)

Tabelle 2: Gesamt-CO_2–Produktion für die Zeit des Respirationsversuches und normiert auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff

Material	Gesamt-CO_2 Produktion (mg CO_2)	Gesamt CO_2-Produktion normiert auf OC Gehalt (g TS)
Auelehm	43,5	0,8
Gipskeuper	17,7	0,4
Bauschutt	5,9	0,2
OC-reiches Material	29,8	0,4

Nach Alexander (1977) korreliert die mikrobielle Aktivität in Böden häufig mit dem Gehalt an organischer Bodensubstanz. Wird die Gesamt-CO_2-Produktion auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff normiert (Tabelle 2), ergeben sich jedoch z.T. deutliche Unterschiede zwischen den Böden. Vermutlich sind Unterschiede in der Bioverfügbarkeit und/oder in der Resistenz des organischen Kohlenstoffes gegenüber mikrobiellem Abbau die Ursache.

c) Anthracentransformation/-abbau

Die Bodensubstrate zeigen unterschiedlich hohe Anthracenverluste (Tabelle 3). Diese orientieren sich an der Reihenfolge der CO_2 - Produktion in den einzelnen Bodensubstraten (siehe Tabelle 2).

Tabelle 3: Anthracenkonzentrationen und -verluste (Mittelwert ± Standardabweichung)

Material	Anthracen – Initialkonzentration [mg/kg TS]	Anthracen - Endkonzentration [mg/kg TS]	Anthracenverlust [mg/kg TS]
Auelehm	47,9 (± 1,9)	26,6 (± 1,0)	21,3 (± 2,9)
Gipskeuper	37,4 (± 1,1)	31,8 (± 1,1)	5,6 (± 2,2)
Bauschutt	54,0 (± 1,8)	50,5 (± 2,0)	3,5 (± 3,8)
OC-reiches Material	n.b.	n.b.	n.b.

Die Verhältnisse aus Anthracenverlusten und CO_2 – Produktion geben im Vergleich Aufschluß darüber, in welchem Maße Anthracen am mikrobiellen Stoffumsatz beteiligt war.

Bauschutt: 0,6 kg^{-1} TS > Aulehm: 0,5 kg^{-1} TS > Gipskeuper: 0,3 kg^{-1} TS

Danach wurde im Bauschutt anteilig mehr Anthracen mineralisiert als in den anderen Substraten.

4.) Zusammenfassung

Die Böden des Gaswerkstandortes unterscheiden sich in ihren mikrobiellen Aktivitäten und den Anthracen-Verlusten. Unterschiede zwischen den Bodenmaterialien hinsichtlich der CO_2 Gesamtproduktionen, normiert auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff und den nicht normierten CO_2 Gesamtproduktionen, zeigen, daß dafür, neben dem Gehalt an organischem Kohlenstoff, dessen Bioverfügbarkeit und/oder Resistenz gegen mikrobiellen Abbau in den einzelnen Böden von Bedeutung ist. Abbau und Transformation von Anthracen ist in hohem Maße materialabhängig.
Die Ergebnisse zeigen darüber hinaus, daß die Kenntnis der PAK-Abbaueigenschaften von Bodenmaterialien für die Einschätzung der Umweltrelevanz eines PAK-kontaminierten Standortes, vor allem im Hinblick auf eine Grundwassergefährdung, von großer Bedeutung ist.

5.) Literatur

Alexander, M. (1977): Soil microbiology. Wiley, New York.

Hansch, C., Leo, A., Hoekman, D. (1995): Exploring QSAR, II: Hydrophobic, electronic and steric constants. ACS Professional Reference Book, American Chemical Society, Washington, D.C., 348 p.

Hassett, J. L., Banwart, W. L. (1989): The sorption of nonpolar organics by soils and sediments. In: Sawhney, B. L., Brown, K. (Edt.): Reaction and movement of oganic chemicals in soils. SSSA Special publication, 22, 306-316.

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

Kieft, T. L., Soroker, E., Firestone, (1987): Microbial biomass response to rapid increase in water potential when dry soil is wetted. Soil Biol. Biochem. 12, 119-126.

Weigand, H., Totsche, K.U., Kögel-Knabner, I., Huwe, B. (1998): Heterogenität der Bodeneigenschaften und der Schadstoffbelastung eines ehemaligen Gaswerkstandortes. Grundwasser 4/3, 175-182.

Weigand, H., Totsche, K.U., Kögel-Knabner, I., Annweiler, E., Richnow, H.H., Michaelis, W. (2001): Fate of anthracene in contaminated soil - transport and biodegradation under unsaturated flow conditions. Eur. J. Soil. Sci., submitted.

Sorptionsverhalten von Nonylphenol in Böden

S. Krahe, R.-A. Düring, S. Gäth

Einleitung

Risiken für die Natur und den Endverbraucher bestehen durch Schadstoffe, die mit der Klärschlammverwertung auf die Fläche gelangen. In diesem Kontext nehmen aus der heterogenen Gruppe der organischen Schadstoffe die Nonylphenolethoxylate und - als deren Metabolite – die verschiedenen Isomere des Nonylphenols (NP) mit seinem toxischen und endokrinen Wirkpotential als Schadstoff vorrangiger Relevanz eine besondere Stellung ein. Dieser Relevanz stehen nur wenige Daten zur Verfügbarkeit oder zur Aufnahme von NP in die Pflanze gegenüber.
Nonylphenole finden sich in verschiedenen Umweltmatrices. Sie gelangen über Abwässer in die Umwelt. Die Lipophilie der Substanzen bestimmt das Umweltverhalten in verschiedenen Umweltkompartimenten. Im wässrigen Medium werden Konzentrationen im ppb-Bereich erreicht. Demgegenüber finden sich NPs im Klärschlamm in höheren Konzentrationsbereichen von 13 bis 1.300 mg kg^{-1} TS (Aldag & Jobst, 1995; Zellner & Kalbfuß, 1997). Der mikrobielle Abbau unterliegt saisonalen Effekten, so dass im Jahresverlauf die NP-Konzentrationen im Klärschlamm schwanken können. NPs sind als Substanzen geringer Flüchtigkeit in geringen Konzentrationen in der Luft gemessen worden.
Neben der landwirtschaftlichen Klärschlammverbringung stellen Pflanzenschutzmittelapplikationen einen weitereren Eintragspfad für NPs dar. NPEO wird hier als Netzmittel eingesetzt. Durch PSM-anwendung sowie die unsachgemäße Spritzenreinigung gelangen NPEO auf die Fläche bzw. in die Kanalisation.
NPs, die mit dem Klärschlamm auf die Fläche gelangen, unterliegen mehreren möglichen Reaktionen im Boden. Dazu zählen der mikrobielle Abbau, die Auswaschung mit dem Sickerwasser, Adsorptions- und Desorptionsprozesse mit der Bodenmatrix, die Aufnahme durch Pflanzenwurzeln, die Verflüchtigung und die damit mögliche Pflanzenaufnahme aus der Gasphase. Es besteht die Gefahr eines Eintrags in die Nahrungskette. Ziele der dargestellten Forschungsarbeit sind die Quantifizierung der Sorptionsneigung von NP und NPEO sowie die Bestimmung der Aufnahme von NP in die Pflanze im Laborversuch.

Methodik

Die vorgenommenen Sorptionsexperimente orientieren sich an der OECD Guideline „Adsorption-Desorption Using A Batch Equilibrium Method" (OECD, 2000). In Anlehnung an die Guideline können die Adsorptions- und Desorptionskinetik untersucht werden, sowie Distributionskoeffizienten bzgl. der Adsorption und der Desorption abgeleitet werden. NPs sind mit HPLC-FLD sowie GC-MS-Methoden schwer zu bestimmen. Die lipophilen NPs sorbieren an Laborglasmaterial. Es wird mit einem radioaktiv markierten technischen Isomerengemisch gearbeitet, wobei das Phenol ^{14}C-ringmarkiert ist.
Das verwendete Bodenmaterial stammt von verschiedenen Standorten Deutschlands. Somit können die Sorptionsversuche mit Bodenmaterial mit

Justus-Liebig Universität - Institut für Landeskultur
Heinrich-Buff-Ring 26-32, D-35392 Gießen
Sebastian.Krahe@agrar.uni-giessen.de
http://www.agrar.uni-giessen.de/Landeskultur/abfallwirtschaft

unterschiedlichen sorptionsrelevanten Bodenparametern durchgeführt werden. Entsprechend der OECD Guideline umfasst die Sorptionsmethodik die Schritte Equilibrierung der Boden-Lösungssuspension (3 g Boden und 15 mL ^{14}C-NP-haltige Arbeitslösung), Trennung der Fest- und Flüssigphase durch Zentrifugation, Messung der Radioaktivität im flüssigen Aliquot und die Oxidation der Bodenfestphase.

Ergebnisse

Die Adsorptionskinetik von NP ist durch eine rasche Aufnahme des Stoffes durch die Bodenmatrix gekennzeichnet (Abb. 1). In den ersten 2 Stunden zeigt die Adsorptionskinetik einen raschen Anstieg der Kd-Werte. Im weiteren Verlauf stellen sich mehrere Maxima und Minima ein, so dass eine Gleichgewichtseinstellung in dem betrachteten Zeitrahmen von 45 h nicht stattfindet. Das Sorptionsvermögen wird durch den Corg-Gehalts des Bodens maßgeblich beeinflusst.

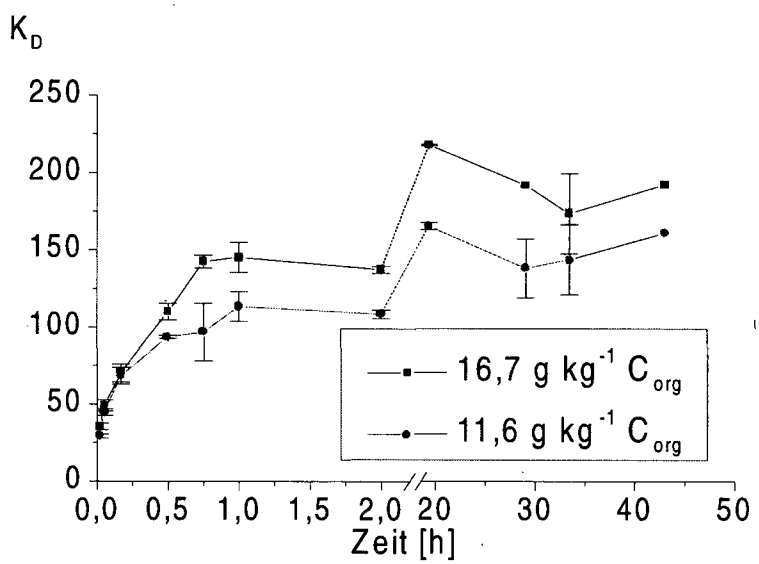


Abb. 1: Sorptionskinetik von NP, untersucht an 2 Böden mit unterschiedlichen Corg-Gehalten

Durch die Erkenntnisse aus der Adsorptionskinetik wird für die Bestimmung der Kd-Werte eine Schütteldauer von 22 h gewählt. Die Kd-Werte aller Bodenproben zeigen eine lineare Relation zum Gehalt an organischem Kohlenstoff.
Die Kd-Werte schwanken in Abhängigkeit vom Boden zwischen 7 und 308 mit einem Mittelwert von 113. Betrachtet man die Koc-Werte, die die Kd-Werte auf die Corg-Gehalte normieren, so erhält man in der logarithmierten Form im Mittel den Wert 3,94. Die Affinität der Substanz zur organischen Phase wird durch die Ermittlung des Kow-Wertes, dem Distributionskoeffizienten der Substanz zwischen einer Octanol- und einer Wasserphase, bestätigt. Der log Kow von 3,58 unterstreicht die Sorptionsneigung von NP an die organische Phase.
Dieser Trend läßt sich anhand der Sorptionsisotherme erkennen. Die Steigung der Geraden ist umso größer, je höher der Gehalt an organischer Substanz ist. Die statistische Auswertung der Sorptionsisotherme zeigt, das hier lineare Beziehungen mit hohen Bestimmtheitsmaßen (R^2>0,96) herrschen. Somit kann bei der Sorption von einem Verteilungsprozeß zwischen einer wässrigen und einer organischen Phase gesprochen werden.
Die Desorptionskinetik ist durch eine schnelle Freisetzung von sorbiertem NP in der 1. Stunde der Versuche gekennzeichnet. Im weiteren Zeitverlauf sind die

Freisetzungsraten reduziert. Der Verlauf der Kurven zeigt, dass auch das Desorptionsvermögen des Bodens von seinem Corg-Gehalt beeinflußt wird.
Insgesamt werden 3 Desorptionsschritte durchgeführt (Abb. 2). Die verzögerte Freisetzung der Substanz zeigt sich deutlich in Bereich der hohen NP-Konzentration für Böden mit hohem Corg-Gehalt. Im Fall eines Bodens mit geringem Corg-Gehalt zeigt sich diese Hysterese nicht.

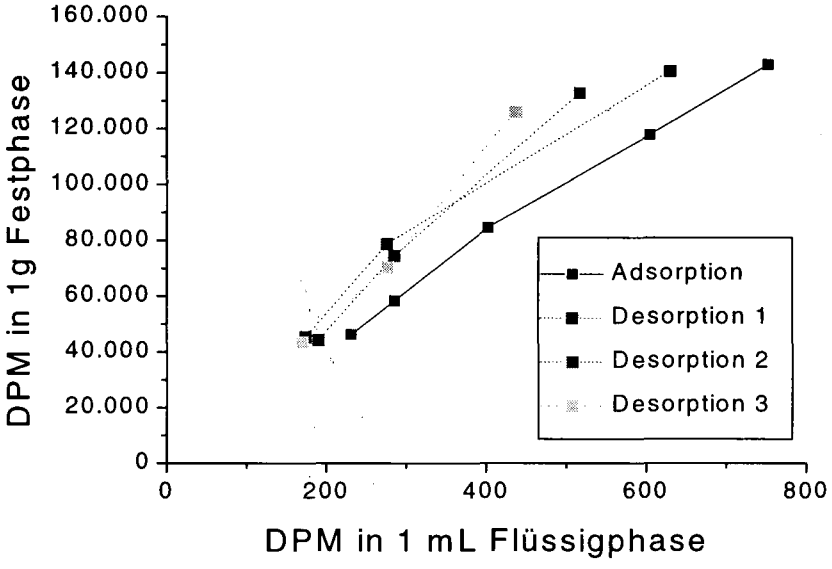


Abb. 2: Adsorptions- und Desorptionsisotherme der 3 Desorptionsschritte eines Bodens (2,7 % Corg)

Der Vergleich zwischen den Distributionskoeffizienten zeigt, dass die Kd-Werte der Desorption doppelt so hoch sind wie die der Adsorption.
NPs zeigen neben der Affinität zur organischen Phase eine Dissoziationsneigung. Im alkalischen Milieu dissozieren NPs und sind damit löslicher. Dieses Verhalten ist anhand Abb. 3 erkennbar. Aufgetragen sind Kd-Werte, die nach pH-Bereichen gruppiert wurden. Je saurer die Bodenreaktion ist, desto größer ist die Affinität zur Festphase.

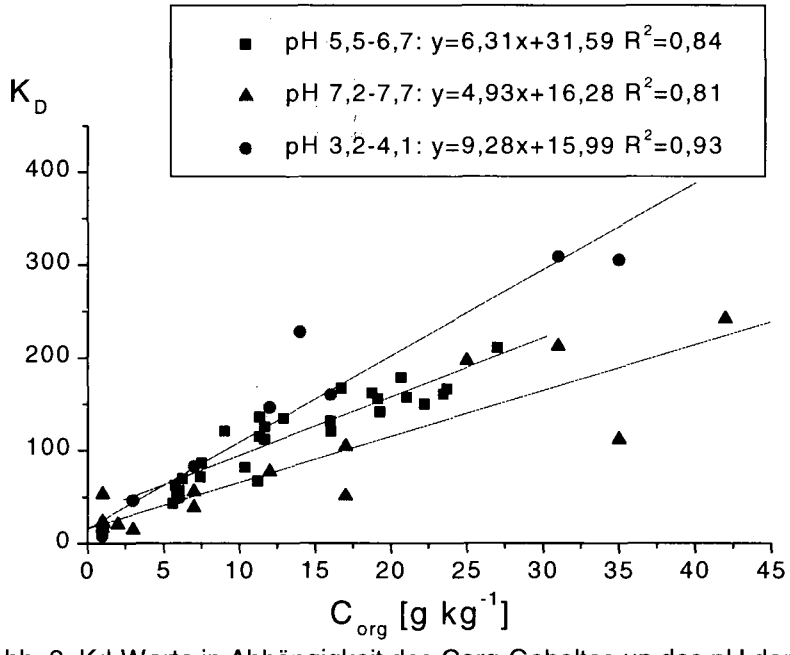


Abb. 3: Kd-Werte in Abhängigkeit des Corg-Gehaltes un des pH der Böden

Ausblick

Die Sorption von Nonylphenol wird durch den Gehalt an gelöster organischer Substanz (DOM) im Boden beeinflusst. Dabei kann DOM lösungsvermittelnd wirken, sorbierte lipophile Substanzen aus der Bodenmatrix lösen, wodurch diese DOM-assoziert mobilisiert werden können. Durch Zugabe von Klärschlamm gelangt DOM zusätzlich auf die Fläche.
Zur Untersuchung der Pflanzenverfügbarkeit sollen in isolierten Testsystemen Pflanzen im Kontakt mit NP herangezogen werden. Der Versuchsaufbau ermöglicht die Differenzierung der NP-Aufnahme durch die Wurzel und über das Blatt durch NP in der Gasphase. Ferner kann der Verbleib von NP in Bodenfestphase und Gasphase quantifiziert werden.

Literatur

Aldag, R. und H. Jobst (1995): Untersuchungen von Bio-, Pflanzen- und Klärschlammkomposten und von Klärschlämmen auf relevante anorganische und organische Nähr- und Schadstoffe. Teil II: Isomere 4-Nonylphenole und Pentachlorphenol in rheinland-pfälzischen Klärschlämmen. Forschungsbericht, Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer. S. 12.

OECD Guideline for the testing of chemicals 106: Adsorption-Desorption using a batch equilibrium method, OECD 2000.

Zellner, A. und W. Kalbfuß (1997): Belastungen bayerischer Gewässer durch Nonylphenol. In: Stoffe mit endokriner Wirkung im Wasser. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, Band 50. Bayrisches Landesamt für Wasserwirtschaft - Institut für Wasserforschung (Hrsg.). R. Oldenbourg Verlag, München, Wien. 55-64.

EIN VERGLEICH DER BIOLOGISCHEN ABBAUBARKEIT TECHNISCHER ÖLE AUF BASIS NACHWACHSENDER ROHSTOFFE MIT MINERALÖLBASIERTEN PRODUKTEN IM BODEN

Johannes Landwehr

Dietmar Goetz

1 Einleitung

Nach Daten von 1993 werden in der Bundesrepublik Deutschland 1.000.000 Tonnen Schmierstoffe pro Jahr eingesetzt. 40-50 Tonnen sind davon Verlustschmierung, die bedingt durch Ihre Verwendung, direkt in die Umwelt abgegeben. Umlaufschmierstoffe aus geschlossenen Systemen, z.B. Hydrauliken, Motoren oder Getrieben können durch Leckagen, Unfälle oder durch unsachgemäße Entsorgung in die Umwelt gelangen. Zusamen mit den Verlustschmierungen ergibt sich ein abgeschätzter Eintrag technischer Öle von 150.000 t/a in die Umwelt. Da es sich oft um eine diffuse Kontamination oder um Unfälle kleinster Dimension, z.B. Schlauchplatzer einer Hydraulik, handelt kann davon ausgegangen werden, daß ein großer Teil dieser Öle in Wasser und Boden verbleiben. Der biologischen Abbaubarkeit der technischen Öle kommt damit eine zentrale Bedeutung im Umweltverhalten dieser Produkte zu.

Für aquatische Medien stehen vielfältige Testverfahren zur Prüfung der biologischen Abbaubarkeit zur Verfügung (Wagner, 1988). Zum Teil haben sie Eingang in die Normungswerke der OECD oder CEC gefunden. Diesen Methoden zur Beurteilung der biologischen Abbaubarkeit technischer Öle ist allerdings gemein, daß sie in wässrigen Medien durchgeführt werden und daher auch nur für dieses Umweltkompartiment Gültigkeit haben. In eigenen Untersuchungen (Goetz und Landwehr, 1998; Landwehr und Goetz, 2000) stellten wir deutliche Unterschiede zwischen den Ergebnissen der OECD und CEC Tests und den tatsächlichen Abbauvorgängen in Böden fest. Die Reduzierung technischer Öle kann mit den bisherigen Methoden für Bodenmaterialien nur unzureichend vorhergesagt werden.

2 Material und Methoden

Die in der Untersuchung verwendeten technischen Öle sind Trennmittel für den Betonbau und Hydrauliköle. Die Öle unterscheiden sich in ihrer Rohstoffbasis, ihrer chemischen Zusammensetzung und ihrer biologischen Abbaubarkeit gemäß den Richtlinien zur Vergabe des Blauen Engel.

Bei dem verwendeten Bodenmaterial handelt es sich um den Ah Horizont einer Parabraunerde aus Norddeutschland, ein schwach lehmiger Sand (6% Ton, 15% Schluff). Das Bodenmaterial ist mit einem Gehalt von 1,1% organischem Kohlenstoff als schwach humos anzusprechen.

Das Bodenmaterial wurde luftgetrocknet, auf <2mm gesiebt, und kühl und dunkel gelagert. Für den Brutversuch wurde es mit 3 Gew.% Öl kontaminiert. Unmittelbar nach der Kontamination und nach 1, 2, 4 und 8 Wochen wurden Proben entnommen. Bei der Probenahme wurde der Wassergehalt gravimetrisch kontrolliert und gegebenenfalls nachgeregelt. Die Bodenproben wurden bei 50°C getrocknet und mit Aceton / c-Hexan 4 Stunden an einer Soxhlettapparatur extrahiert. Die Extrakte wurden an einem Gaschromatographen vermessen.

Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg, Allende Platz 2, D-20146 Hamburg;
www.geowiss.uni-hamburg.de/i-boden/

3 Ergebnisse

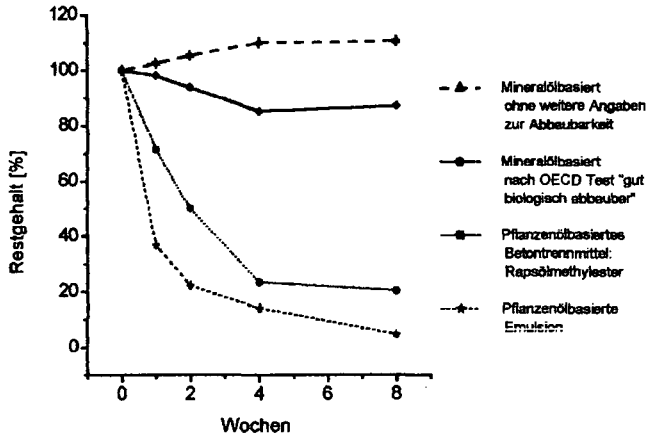


Abbildung 1: Biologischer Abbau von vier Betontrennmittel unterschiedlicher Rohstoffbasis

Bei einem Vergleich von vier unterschiedlichen Betontrennmitteln (Goetz und Landwehr, 1998) wurden deutliche Differenzen zwischen Standardmethoden, durchgeführt in aquatischen Medien, und den tatsächlichem Abbauverhalten in Bodenmaterialien festgestellt.

Obwohl zwei der Trennmittel als gut biologisch abbaubar eingestuft wurden, zeigten sich deutliche Unterschiede beim Abbau im Boden: Die beiden pflanzenölbasierten Produkte wurden innerhalb von acht Wochen auf ein niedriges Restniveau abgebaut, während die beiden mineralölbasierten Produkte, unabhängig von ihrer Einstufung nach gängigen Testverfahren in dem Bodenmaterial nicht oder nur zu einem sehr geringen Teil abgebaut wurden (Abbildung 1). Diese Ergebnisse stehen im Widerspruch zu der Beurteilung der Trennmittel nach OECD bzw. CEC Testverfahren, die keine Unterscheidung der Umweltverträglichkeit zwischen dem mineralölbasierten und dem pflanzenölbasierten Produkt zuläßt. Zur Abschätzung des Verhaltens der Öle im Boden sind die in aquatischen Medien durchgeführten Testverfahren nicht geeignet.

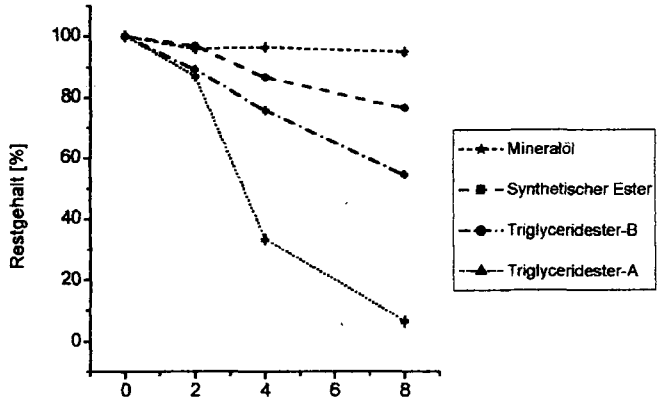


Abbildung 2: Biologischer Abbau von vier Hydraulikölen unterschiedlicher Rohstoffbasis

Des weiteren wurde der biologische Abbau von vier Hydrauliköle untersucht. Auch bei diesen Ölen zeigt sich, daß die pflanzenölbasierten Produkte besser abgebaut werden. Sehr gute Abbauraten zeigt allerdings nur ein Produkt auf Basis eines Triglycerids, während der synthetische Ester auf Basis nachwachsender Rohstoffe mit nur 20 % keinen befriedigenden Abbau zeigt (Abbildung 2).

Da alle drei Hydrauliköle auf Pflanzenölbasis das Umweltzeichen "Blauer Engel" tragen also als gut biologisch abbaubar eingestuft sind, zeigt sich auch hier, daß gängige Testverfahren, entwickelt für aquatische Medien, nur ein unzureichendes Bild über die mikrobiologischen Umsetzungen im Boden vermitteln.

3.1 Bestimmung wichtiger Einflußfaktoren

Zur Entwicklung eines geeigneten Testverfahrens für Bodenmaterialien wurden in einem ersten Schritt für den Abbau wichtige Einflußfaktoren bestimmt. Geprüft wurden der Einfluß von Wassergehalt, Kontaminationshöhe, Nährstoffgehalt, sowie der Einfluß der Vorbehandlung des Bodenmaterials.

Der Wassergehalt des Bodenmaterials spielt für Mikroorganismen eine entscheidende Rolle. Wasser ist das Transportmedium für die abzubauenden Schadstoffe und für essentielle Nährstoffe und Wasser ist das eigentliche Lebensmilieu der Mikroorganismen. Zum anderen bestimmt der Wassergehalt auch den Gehalt an luftgefüllten Poren im Boden und ist damit der entscheidende Faktor für

die Ausbildung aerober oder anaerober Milieubedingungen. Obwohl der Wassergehalt von 40 bis 80 % variiert wurde zeigte sich, daß die Bodenfeuchte in diesem Bereich nur einen geringfügigen Einfluß auf die Abbaugeschwindigkeit der Kontamination hat.

Die Ölkonzentration des Standardversuches ist mit 3 Gew. % relativ hoch eingestellt, jedoch sind solche Konzentrationen in Böden nach Unfällen oder Leckagen durchaus relevant. Um mögliche toxische Auswirkungen der Kontamination auf die Mikroorganismen zu prüfen wurde der Brutversuch auch bei niedrigeren Konzentrationen durchgeführt. Bei einer Konzentration von 0,3% wurde das mineralölbasierte Produkt, welches nach OECD Test als gut biologisch abbaubar eingestuft war, auch im Bodenmaterial abgebaut, was auf eine Überschreitung eines toxischen Schwellenwertes bei 3 % Ölgehalt hindeutet.

Die sehr geringen natürlichen Nährstoffgehalte in dem verwendeten Bodenmaterial wurden in einem Düngeversuch in zwei Stufen durch Zugabe von NPK Dünger verbessert In Abbildung 3 ist für das Trennmittel auf Basis von Fettsäuremethylester der Einfluß der Düngerzugabe dargestellt. Es ist eine Beschleunigung des Abbaus in der ersten Zeitspanne durch Zugabe von NPK Dünger zu beobachten. Diese Beschleunigung gilt nur für Öle die im Boden gut biologisch abbaubar sind, der Abbau ohnehin schlecht abbaubarer Öle, wie dem mineralölbasierten Betontrennmittel wird durch Düngezusatz nicht beeinflußt.

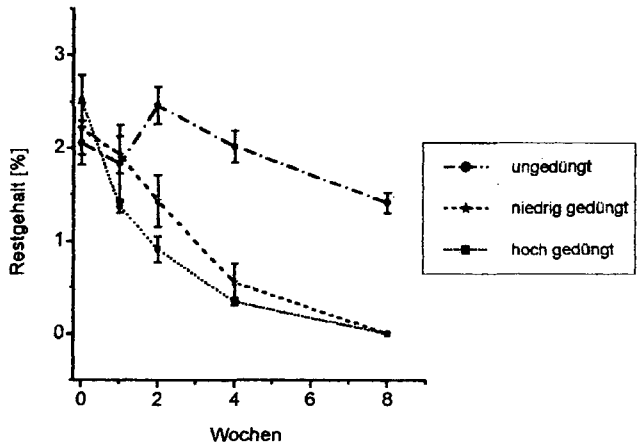


Abbildung 3: Einfluß des Nährstoffzugabe auf die Abbaugeschwindigkeit des pflanzenölbasierten Betontrennmittels

Den deutlichsten Effekt auf die Abbaugeschwindigkeit von Ölkontaminationen zeigte die Vorbehandlung des Bodenmaterials. Bei der Standardvariante wird der Boden nach der Entnahme im Feld luftgetrocknet und gelagert. Zu Beginn des Brutversuches wird mit Öl kontaminiert und das Material auf den gewünschten Wassergehalt gebracht In einer zweiten Variante („Vorbebrütung") wurde der Boden vor dem eigentlichen Brutversuch angefeuchtet, eine Woche vor dem eigentlichen Abbauversuch bebrütet und erst dann mit Öl kontaminiert. In einem weiteren Ansatz wurde das Bodenmaterial feldfrisch eingesetzt. Die Varianten unterscheiden sich also in der Art der benetzenden Phase (Öl oder Wasser) und darin ob das Bodenmaterial vor der Bebrütung getrocknet wurde.

	„Standard"	„vorbebrütet"	„feldfrisch"
Öl ist die benetzende Phase	+	–	–
Trocknung des Bodenmaterials	+	+	–

Durch die Vorbebrütung beschleunigt sich der Abbau des Öls auf Basis nachwachsender Rohstoffe in der Anfangsphase deutlich. Nach zwei Wochen ist ein deutlicher Unterschied zu der Standardvariante zu erkennen. Dieser Unterschied nivelliert sich allerdings bis zum Abschluss der Bebrütung in der achten Woche. Wurde der Boden dagegen feldfrisch eingesetzt, zeigte sich ein

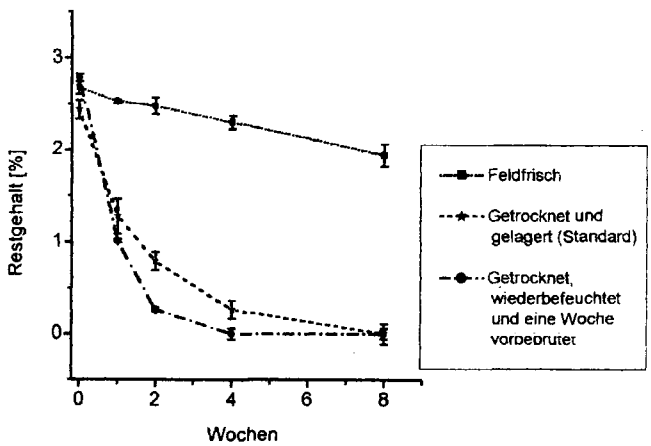


Abbildung 2: Einfluß der Vorbehandlung des Bodenmaterials auf den Abbau eines pflanzenölbasierten Betontrennmittels

deutlich negativer Effekt gegenüber den Varianten mit Trocknung des Bodenmaterials. Erst in der vierten Woche ist ein signifikanter Abbau zu beobachten, der jedoch mit 15 % sehr gering ausfällt.

Dieser deutliche Effekt ist auf eine Erhöhung der biologischen Aktivität durch die Trocknung und Wiederbefeuchtung des Bodenmaterials zurückzuführen. Er wird u.a. als priming- Effekt in den semi- ariden tropischen Böden beobachtet (Singer, 1993). Dort steigt der Umsatz der organischen Bodensubstanz nach längeren Trockenzeiten durch Wiederbefeuchtung sprunghaft an.

Die Einflüsse der Vorbehandlung des Bodenmaterials und der Milieubedingungen auf den biologischen Abbau zeigen die Bedeutung einer Standardisierung von Abbauversuchen an Bodenmaterialien. Eine vergleichbare Beurteilung technischer Öle nach ihrer Abbaubarkeit in Bodenmaterialien ist nur möglich, wenn die Öle mit festgelegten unter genau definierten Versuchsbedingungen getestet werden und die Testergebnisse durch Normierung von den Eigenschaften des Bodenmaterials weitgehend unabhängig gemacht werden.

Wir danken dem Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft und der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR) für die finanzielle Förderung dieses Forschungsprojektes.

4 Literatur

Goetz, D.; Landwehr, J. (1998): Biologischer Abbau und Mobilität von Betontrennmitteln auf Basis nachwachsender Rohstoffe im Vergleich zu herkömmlichen, mineralölbasierten Trennmitteln im Boden.; SUMOVERA, Kooperationsstelle Hamburg.

Landwehr, J.; Goetz, D. (2000): Biodegradation of Technical Oils in Soil Material: A Comparision of Vegetable Oil Based Products with Mineral Oil Based Products., In: Telford, T.: Contaminated Soil 2000 , 757 - 758, Thomas Telford Publishing, London.

Singer, S. (1993): The Turnover of ^{14}C Labelled Groundnut Straw, Soil Organic Matter Dynamics, and CO_2 Evolution in an Alfisol and a Vertisol of Semi-Arid Tropical India Hamburger Bodenkundliche Arbeiten

Wagner, R. (1988): Methoden zur Prüfung der biochemischen Abbaubarkeit chemischer Substanzen Weinheim.

„Verlagerung von Schadstoffen bei langjähriger Anwendung von Bioabfallkompost und Klärschlamm in einem Dauer-Feldversuch“

Ute Rost*

1 Einleitung

Die Schließung von Stoffkreisläufen ist ein umweltpolitisches Leitbild, welches im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (1996) zum Ausdruck kommt. Für die flächenbezogene Verwertung organischer Reststoffe kommt der Landwirtschaft die entscheidende Rolle zu. Obwohl die Landwirtschaft im Hinblick auf ihre Humus- und Nährstoffbilanz nicht auf die Anwendung von Sekundärrohstoffdüngern angewiesen ist, wird diese in beträchtlichem Umfang praktiziert. 1997 fielen bundesweit 2,2 Mio t TM Klärschlamm an, wovon 41 % auf landwirtschaftliche Flächen ausgebracht wurden (Statistisches Bundesamt, 1999). An Komposten fielen 1998 geschätzte 3-4 Mio t FM an (Kehres, 2000). Der Verwertungsanteil durch die Landwirtschaft für Komposte liegt etwa bei 19 % (Kranert, zit. nach Steinmann & Noell, 2000).

Aufgrund der begrenzten Nährstoffverfügbarkeit von Sekundärrohstoffdüngern kommt es durch ihre langjährige Anwendung zu einer Erhöhung des Gesamt-Nährstoffpools im Boden. Mit einem Anstieg der Menge an langfristig verfügbaren Nährstoffen erhöht sich auch die Menge der jährlich freigesetzten und potentiell auswaschbaren Nährstoffe (Scherer et al. 1985). Der Schadstoffgehalt von Klärschlamm und Bioabfallkompost ist in der Regel höher als der des Bodens und somit eine Schadstoffanreicherung des Bodens durch ihre Anwendung fast unvermeidlich. Es hängt von der spezifischen Filterleistung des Bodens ab, inwieweit erhöhte Boden-Schadstoffgehalte eine erhöhte Auswaschungsgefahr ins Grundwasser zur Folge haben (Schaecke 1999, Lübben et al. 1993). Insbesondere sorptionsschwache Böden und Böden mit einer Makroporenstruktur, die eine Umgehung der Filterleistung des Bodens erlauben, stellen diesbezüglich eine Gefahr dar.

2 Feldversuch und Methoden

Der Versuchsstandort liegt auf dem Versuchsfeld Rinkenbergerhof der LUFA Speyer im Oberrheintalgraben. Auf den ebenen Terrassenflächen hat sich aus den feinsandig mittelsandigen Ablagerungen eine tiefgründige Braunerde gebildet. Als Korngrößenverteilung im Oberboden wurden 5,9 % T, 3,6 % fU, 2,5 % mU, 7,5 % gU, 28,7 % fS, 46,3 % mS und 5,5 % gS ermittelt. Die Versuchsfläche befindet sich auf dem Speyerbach-Schwemmfächer auf der Frankenthaler Terrasse aus Flugsand-/Schwemmsand (Pleistozän/Holozän) über Terrassensand und -kies (Pleistozän). Die äolischen und fluviatilen Schichtungen führen zu sich ändernden Körnungsarten der Schichten innerhalb des Profils. Diese weisen im unteren Teil des Profils zunehmend mehr Grobsand bis Kiese (fluviatile Sedimente) auf (> 112 cm). Bis auf eine nicht durchgehende und wechselnd mächtige Schicht des chemischen Sedimentes "Rheinweiß" (182 cm) ist das Profil carbonatfrei. In einer Tiefe von 60-80 cm erhöht sich der Tongehalt von < 6 Gew.-% auf 10,5 Gew.-%.

Das Wasserspeichervermögen des Standortes ist durch eine geringe nFK von 8,4 Vol.-% im Oberboden und eine hohe Infiltrabilität gekennzeichnet. Bei ungünstigen Niederschlagsverteilungen ist das Wasser der ertragsbegrenzende Faktor. Auf Grund des geringen Tongehaltes und des standorttypischen Humusgehaltes (1,5 - 1,7 %) ist die Sorptionskapazität des Bodens als gering ein-

* Fachgebiet Bodenkunde, Universität Gesamthochschule Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, D-37213 Witzenhausen
urost@wiz.uni-kassel.de

zustufen. In Kombination mit dem geringen Wasserspeichervemögen ist der Standort als austragsgefährdet für Nähr- und Schadstoffe einzustufen.

Der Dauer-Feldversuch der LUFA Speyer wird seit 1958 fortgesetzt und ist in seltener Weise dazu geeignet, die Langzeitwirkungen der durchgeführten Düngungsmaßnahmen zu erfassen. In der Vergangenheit betrugen die beaufschlagten Mengen an Sekundärrohstoffdüngern etwa das Vierfache der heutigen gesetzlichen Mengenbegrenzungen nach AbfKlärVO (1992). Die aufgebrachten Mengen entsprechen daher in etwa einer 200jährigen Düngung nach den heute geltenden Höchstmengen. Die Schadstoffkonzentrationen lagen, soweit in der Vergangenheit ermittelt, teilweise über den heute zulässigen Höchstwerten.

Um mögliche Stoffverlagerungen aus dem Oberboden zu erfassen, wurde der Boden in 30 cm Schichten bis in 1,50 m Tiefe beprobt. Die Trennung zwischen der ersten und der zweiten Tiefenschicht wurde an der Horizontgrenze Ah-Bv vorgenommen, auch wenn diese etwas abweichend von der 30 cm Tiefenlinie verlief. In die Auswertung gingen zwei bisher durchgeführte Beprobungen vom August 1999 und vom Mai 2000 ein. Es wird jeweils der Mittelwert aus den Ergebnissen der beiden Beprobungen angegeben.

Vier Varianten wurden beprobt: eine Variante, die keine organische Düngung erhielt (Null), eine mit Stallmist gedüngte Variante (StM), eine mit Klärschlamm gedüngte Variante (KS) und eine mit Bioabfallkompost gedüngte Variante (BAK). Bis 1992 erhielten die Sekundärrohstoffvarianten C-äquivalente Mengen zur Stallmistdüngung, seit 1992 entsprechend der geltenden AbfKlärVO jährlich 1,7 t (TS) Klärschlamm bzw. dieselbe Menge an Bioabfallkompost.

Während der langen Laufzeit des Feldversuchs ergab sich eine deutliche Differenzierung der untersuchten Varianten im Hinblick auf den pH-Wert und den Gehalt an organischer Substanz. Die pH-Werte ($CaCl_2$) im Oberboden steigen von 5,2 (Null) über 5,9 (StM), 6,6 (KS) auf 7 (BAK), die C_{org}-Gehalte von 0,8 Gew.-% (Null) über 1,1 Gew.-% (StM) und 1,3 Gew.-% (BAK) auf 1,5 Gew.-% (KS).

Die Gehalte an P, Zn, Cu und Ni wurden aus dem Königswasserextrakt mittels AES-ICP und ICP-MS bestimmt, der AOX-Wert wurde nach Schüttelextraktion mikrocoulometrisch bestimmt. Der C_{org} - Gehalt wurde als C_t nach Verbrennung über Wärmeleitdetektion und nach Abzug des nach Scheibler ermittelten CO_3-C ermittelt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Bei dem beprobten Versuch zeigte sich ein deutlicher Serodünger-Effekt bei der AOX-Belastung des Oberbodens. Gegenüber der StM-Variante mit 23 mg Cl * kg $^{-1}$ Boden und der Nullvariante mit 19 mg Cl * kg $^{-1}$ Boden sind die Werte der KS-Variante mit 63 mg Cl * kg^{-1} Boden etwa verdreifacht, die der BAK-Variante mit 40 mg Cl * kg $^{-1}$ Boden etwa verdoppelt (Abb. 1).

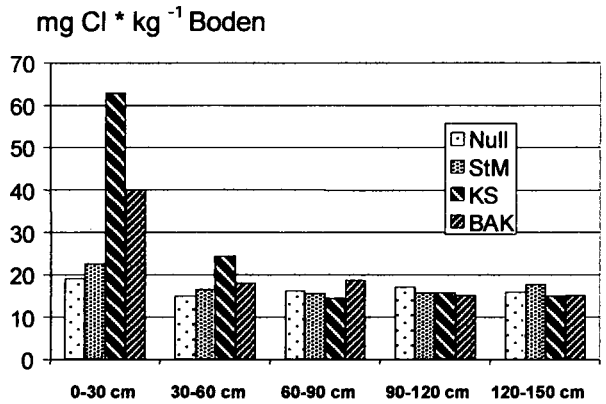


Abbildung 1. AOX –Gehalte im Tiefenprofil

Eintragspfade für AOX auf landwirtschaftliche Flächen sind über die Atmosphäre, durch chlorhaltige Pestizide (Fluor wird im AOX nicht erfasst), und durch Sekundärrohstoffdüngung. Sowohl durch die Anwendung von Pestiziden als auch durch die Aufbringung von Klärschlamm können AOX-Frachten eingetragen werden, die um ein Mehrfaches über dem Eintrag aus dem Niederschlag liegen (Fokuhl 1999).

Die AOX-Werte sind in der KS-Variante in der zweiten Tiefenstufe mit 24 mg Cl * kg^{-1} Boden gegenüber den anderen Varianten mit 15 (Null), 17 (StM), 18 (BAK) leicht erhöht, nicht jedoch in tieferen Schichten.

Durch die Sekundärrohstoff-Düngung werden beträchtliche Schwermetall-Bodenkonzentrationen erreicht. Dies ist der Fall bei Zn (Abb. 2), Cu (Abb. 3) und, weniger ausgeprägt, bei Ni (Abb. 4).

Zn und Cu zeigen auch in der zweiten Tiefenschicht höhere Werte in den Sekundärrohstoff-varianten, nicht jedoch Ni.

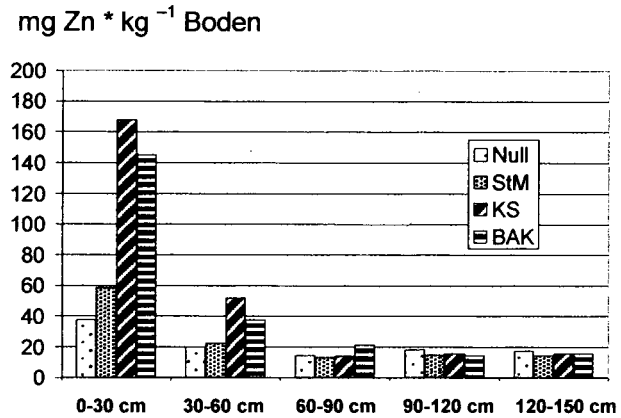


Abbildung 2. Zn-Gehalte im Tiefenprofil

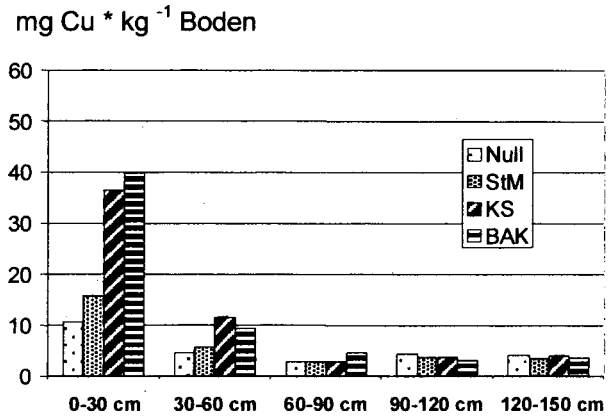


Abbildung 3. Cu-Gehalte im Tiefenprofil

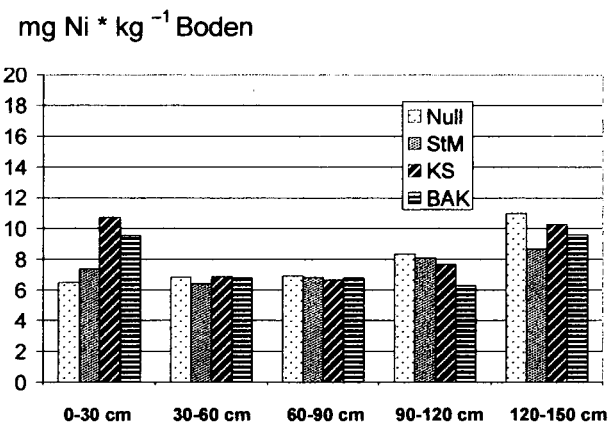


Abbildung 4. Ni-Gehalte im Tiefenprofil

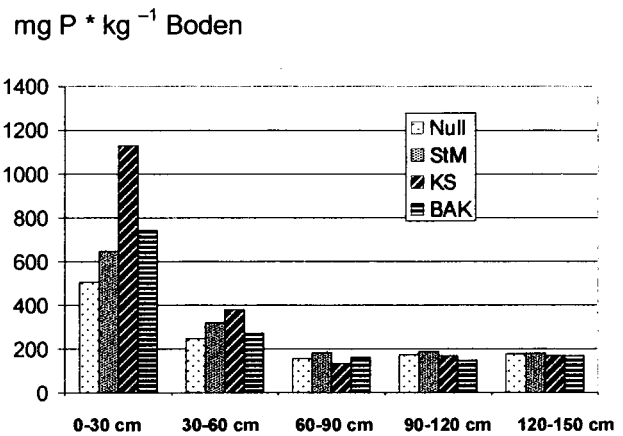


Abbildung 5. P-Gehalte im Tiefenprofil

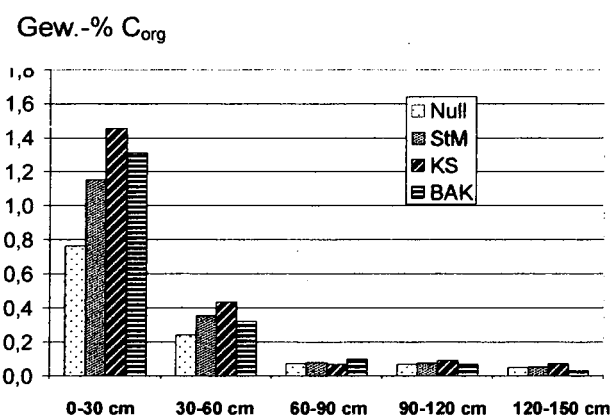


Abbildung 6. C_{org} im Tiefenprofil

Unter den untersuchten Nährstoffen sind die Ergebnisse der P-Gehalts-Bestimmungen von Interesse, da durch die Klärschlammdüngung eine starke Anreicherung des Gesamt-P im Vergleich zu den anderen Behandlungen im Oberboden stattgefunden hat (Abb. 5). Auch in der zweiten Tiefenschicht zeigt die Klärschlammvariante den höchsten P-Gehalt.

Die erhöhten Gehalte von AOX-Verbindungen, Zn, Cu und P in der zweiten Tiefenschicht (30-60 cm) in der KS bzw. der KS- und BAK-Variante unterhalb des bearbeiteten Oberbodens lassen auf eine Verlagerung dieser Substanzen schließen. Da die hier untersuchten Stoffe nicht gleichmäßig verlagert wurden, ist von verschiedenen beteiligten Verlagerungsvorgängen auszugehen.

Eine Anreicherung von organischer Substanz in der zweiten Tiefenschicht gegenüber der StM-Variante ist in der hier durchgeführten Untersuchung nur für die KS-Variante nachzuweisen (Abb. 6), wohingegen Cu und Zn in beiden Serodünger-Varianten erhöhte Werte in dieser Tiefenschicht gegenüber der StM-Variante aufweisen. Lübben et al. (1993) stellten eine Tiefenverlagerung von Cd, Zn, Ni und Cu als Folge von Klärschlammdüngung in Braunschweiger Klärschlamm-düngungsversuchen fest. Sie führten dies für Cu bei einer Parabraunerde auf die Verlagerung in gelöster Form durch gelöste organischer Komplexe zurück. Schaecke (1999) fand bei einem Klärschlammsteigerungsversuch Hinweise darauf, dass die Verlagerung von Zn, Cd, Cr, Cu, Ni und sogar Pb in einem lehmigen Sand teilweise an die DOC-Verlagerung gekoppelt ist.

Für die erhöhten P- und AOX-Werte in der zweiten Tiefenschicht besteht hingegen aufgrund der vorliegenden Ergebnisse als Ursache die Möglichkeit eines reinen Massentransports der organischen Substanz durch Bioturbation oder partikulären Transport.

Danksagung

Der LUFA Speyer sei für die Bereitstellung des Probenmaterials und die Auskünfte zum Feldversuch gedankt. Der HDLGN Kassel möchte ich für die durchgeführten laboranalytischen Arbeiten danken.

Literatur

FOKUHL, I. (1999): Halogenorganische Verbindungen in Umweltkompartimenten: Untersuchungen über Zusammensetzung, Herkunft und Verbleib des AOX in Umweltwasserproben. Oldenburg, Diss.

KEHRES, B. (2000): BHE (Bundesverband Humus- und Erdenwirtschaft)-Vortragsveranstaltung „Humus-Kolleg(en)" am 12. und 13. September 2000 in Oldenburg

LÜBBEN S., RIETZ E. & SAUERBECK D. (1993): Tiefenverlagerung von Schwermetallen in zwei verschiedenen Böden als Folge langjähriger Klärschlammgaben. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 72*, 1375-1378

SAUERBECK D. & LÜBBEN S. (1991): BMFT-Verbundvorhaben „Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen", Teil I – Gesamtüberblick; in: *Berichte aus der ökologischen Forschung*, Band 6, Forschungszentrum Jülich

SCHAECKE, W. (1999): Verhalten von Schwermetallen und organischen Schadstoffen in einem Langzeit-Klärschlammsteigerungsversuch unter Berücksichtigung ausgewählter Parameter der Bodenfruchtbarkeit. Verlag Grauer, Stuttgart, Diss.

SCHERER H. W., WERNER W. & KICK H. (1985): N-Fraktionen und N-Nachlieferungsvermögen einer Löß-Parabraunerde nach langjähriger Zufuhr von Stroh, Stallmist und Faulschlamm. *VDLUFA-Schriftenreihe 16*, 325-333

UMWELTBUNDESAMT (1999): Bericht der Bundesrepublik Deutschland über die Umsetzung und Anwendung der ‚Richtlinie des Rates vom 12.05.1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft'

STEINMANN, O. & NOELL, C. (2000): Entwicklungen auf dem Markt für landwirtschafliche Kompostdünger. Rheinisches Institut für Ökologie (RHINO), Köln

Diagnostik von Artefakten in der organischen Bodensubstanz

Gerd Wessolek und Christian Siewert, Beate Mekiffer

TU-Berlin, Institut für Ökologie, Salzufer 11-12, 10587 Berlin, Tel.: (030) 31473539

Eine Unterscheidung zwischen der organischen Substanz natürlicher Böden und eine Abgrenzung zu kohlenstoffhaltigen mineralischen Substraten ist bislang nur begrenzt möglich. Praxisrelevante Methoden zur Untersuchung der organischen Bodensubstanz umfassen eine Quantifizierung des C- und N-Gehaltes, des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs und von Glühverlusten. Sie liefern kaum Aussagen zur Zusammensetzung der erfassten OBS-Komponenten bzw. zu ihrer qualitativen Zusammensetzung. Forschungsrelevante Verfahren, wie z.B. die NMR- und Massen-Spektroskopie, die Chromatographie, die klassische Humusextraktion und -fraktionierung ermöglichen Aussagen zum Verhalten und zu Eigenschaften einzelner Komponenten der OBS. Sie sind für Routineuntersuchungen zu aufwändig und oft sehr teuer (Tab. 1). Eine Unterscheidung zwischen natürlichen Böden und einer Bodenbildung auf Substraten ist durch eine chemische Charakterisierung allein wegen der Vielfalt und Variabilität von Humusstoffen bislang nicht möglich.

Tab. 1: Methoden zur Untersuchung der organischen Bodensubstanz

	praxisrelevante Verfahren	**Grundlagenforschung**
Methodenbeispiele	C/N - Bestimmung, DOC-Bestimmung, Heißwasserextraktion, Glühverlustbestimmung, u.a.	NMR – Spektroskopie, Massenspektroskopie, Chromatographie, Fraktionierung, u.a.
Vorteile	relativ einfach, oft schnell, kostengünstig, erfassen Standard-Bodeneigenschaften	Detailkenntnisse zum Verhalten, zu Prozessen und Eigenschaften von Komponenten
Nachteile	keine Aussagen zur Humuszusammensetzung	keine Praxisrelevanz, aufwändig und teuer
	keine Unterscheidungsmöglichkeiten zwischen organischer Substanz unterschiedlicher Herkunft	

In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, inwieweit die Thermogravimetrie über unterschiedliche Zerfallscharakteristika in der Lage ist, zwischen natürlichen und anthropogenen Kohlenstoffkomponenten zu unterscheiden. Zu diesem Zweck wurden umfangreiche Untersuchungen zur thermischen Stabilität der organischen Substanz von Böden aus mehreren Klimazonen Ost- und Mitteleuropas, einzelnen tropischen Regionen und der Antarktis durchgeführt (Siewert, 2001) und mit anthropogen beeinflussten Böden gegenübergestellt.

Bei der Bearbeitung ist eine standardisierte Aufbereitung der Bodenproben wichtig. Sie beinhaltete eine Lufttrocknung und Siebung auf 2 mm mit anschließender Lagerung der Proben bei 76 % relativer Luftfeuchte zur Herstellung eines vergleichbaren Wassergehaltes. Hinsichtlich der Einstellung eines vergleichbaren Wassergehaltes unterscheiden sich die durchgeführten Untersuchungen von bisherigen Anwendungen der Thermogravimetrie in der Bodenkunde (Peschke u.a., 1991; Ševcova und Sidorina, 1988).

Alle Experimente wurden mit einer Thermowaage der Mettler-Toledo GmbH durchgeführt (STGA 851). Die Erwärmung erfolgte mit 5 K/min von 25 °C auf 970 °C.

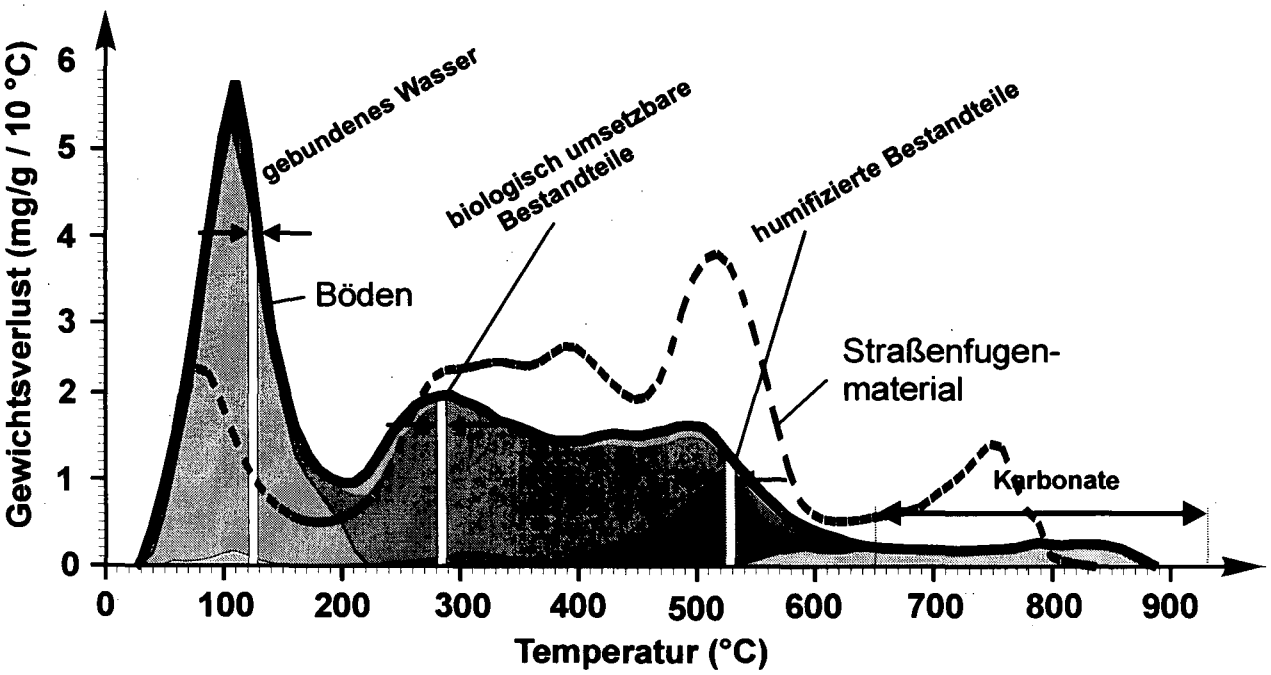


Abb. 1: Dynamik thermischer Gewichtsverluste bei Erwärmung von 25 auf 950 °C mit Zerfallsbereichen von Bestandteilen und Indikatorbereichen (stark vereinfachte Darstellung mit 4 von 12 Indikatorbereichen), Vergleich natürlicher Böden (durchgezogene Linie) mit Straßenfugenmaterial (gestrichelte Linie).

Abb. 1 zeigt Mittelwerte des thermischen Zerfalls von mehreren Bodenproben im Vergleich zu Straßenfugenmaterial. In einem Temperaturbereich von 25 bis ca. 190 °C wird der Gewichtsverlust vorrangig durch die Abgabe von Wasser verursacht. Oberhalb von 200 °C bis ca. 520 °C werden biologisch abbaubare Komponenten erfaßt. Thermisch stabile organische und humifizierte Bestandteile induzieren Gewichtsverluste zwischen 400 und 650 °C. Soweit es sich Gewichtsverluste humifizierter Bestandteile der OBS handelt, korrelieren diese mit dem Tongehalt (vergl. Rasmussen u.a., 1998). Oberhalb von 650 °C beginnt der thermische Zerfall von Karbonaten.

Zusätzlich wurden Indikatorbereiche für einzelne Komponenten festgelegt und in die Abbildung einbezogen. Sie beschreiben Gewichtsverluste von Komponenten, die durch ein Minimum an Überlagerungen mit Gewichtsverlusten anderer Komponenten gekennzeichnet sind.

Bei einer detaillierten Analyse dieser Indikatorbereiche zeigte sich, dass zwischen

- biologisch leicht umsetzbaren und
- thermisch stabilen, humifizierten Bestandteilen der organischen Bodensubstanz,
- und der Menge gebundenen Wassers
- sowie dem Ton-, C-, N- und Karbonatgehalt

ca. 15 statistisch abgesicherte Beziehungen existieren, die meistenteils ausschließlich für Böden natürlicher Ökosysteme ohne Beeinflussung durch den Menschen charakteristisch sind.

Bei der Analyse von kohlenstoffhaltigen Substraten anderer Herkunft (Straßenfugenmaterial, kohlehaltige Böden, Komposten, Seesedimenten, Rieselfeldböden u.a.) waren die für natürliche Böden charakteristischen Beziehungen hingegen nicht nachweisbar bzw. zeigten sich extreme Abweichungen. Eine thermogravimetrische Bestimmung von Bodeneigenschaften waren nur in Ausnahmefällen möglich.

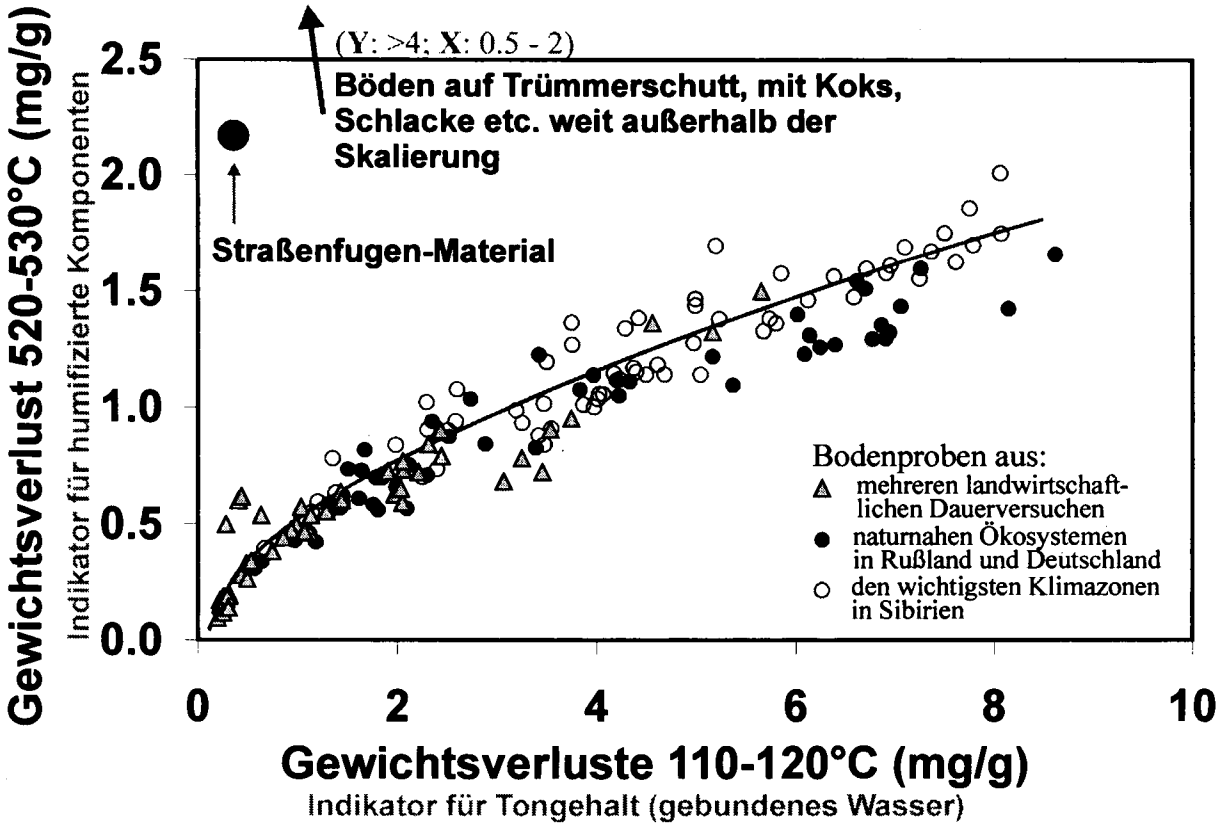


Abb. 2: Beziehungen zwischen Gewichtsverlusten von 510 bis 520°C und Gewichtsverlusten von 110 bis 120 °C für „naturnahe" Bodenproben und Böden auf anthropogenen Substraten unterschiedlicher Herkunft.

Abb. 2 zeigt dazu beispielhaft die Ergebnisse aus naturnahen Böden und landwirtschaftlichen Dauerversuchen im Vergleich zu Böden auf unterschiedlichen anthropogenen Substraten für die Beziehung zwischen dem Gewichtsverlust von 520 bis 530°C und dem Gewichtsverlust von 110-120 °C.

Während sich in Böden unter Ackerbau aus beliebigen Klimazonen und mit unterschiedlicher mineralogischer Zusammensetzung die Beziehungen zwischen dem Indikator für humifizierte Komponenten und gebundenem Wasser mathematisch eindeutig beschreiben lassen, trifft dies für Proben auf anthropogenen Substraten nicht zu. Im Gegenteil, die Gewichtsverluste thermisch stabiler Verbindungen sind im Vergleich zur Menge gebundenen Wassers extrem hoch, so dass die Punkte weit außerhalb der Skalierung für Böden liegen (Gewichtsverluste 520-530 °C: 2.2 mg/g bei Straßenfugenmaterial, bei Böden auf Koks, Trümmerschutt und Schlacke: > 4). Beimengungen an bodenfremden Kohlenstoff aus Schlacken, Kohlen oder Waldbränden in Bodenproben führten demnach zu überhöhten Mengen an thermisch stabilen Komponenten. Dies zeigt sich in Proportionen zwischen Gewichtsverlusten unterschiedlicher Indikatoren, die für Böden untypisch sind.

Analoge Resultate zeigten sich auch bei einem Vergleich von Proben aus anthropogenen Substraten bei der Beziehung zwischen Anteilen umsetzbarer Bestandteile und gebundenen Wasser sowie bei mehreren anderen der 15 bisher bekannten Korrelationen.

Eine Gegenüberstellung der Gewichtsverluste einzelner Indikatoren bzw. der Anteile einzelner Komponenten am Glühverlust ermöglicht hingegen keine Unterscheidung zwischen Böden und Substraten. Die natürliche Variabilität der Menge thermisch stabiler Bestandteile in Böden ist so groß, dass auch bei hohen Gehalten an bodenfremden Kohlenstoff in Substraten keine signifikanten Unterschiede zu Böden nachweisbar sind. Damit bestätigen diese Ergebnisse Erfahrungen aus der klassischen Humuschemie und der modernen Strukturanalytik, wonach eine Unterscheidung der or-

ganischen Substanz aus Böden und anthropogenen Substraten schwierig ist und eine einfache Quantifizierung einzelner Bestandteile nicht ausreicht.

Zukünftige Arbeiten sollen klären, ob die thermogravimetrische Bodenanalyse ein geeignetes Hilfsmittel zur Unterscheidung zwischen natürlichen Böden, anthropogen veränderter Böden und geologischen Substraten mit bodenfremden Kohlenstoff darstellt. Sehr geringe Aufwendungen bei der Analyse, eine einfache und zuverlässige Analysentechnik prädestinieren diese Methode für Serienuntersuchungen. Es ist geplant, eine Programmbibliothek herzustellen, die aus der thermischen Behandlung definierter organischer Bestandteile eine Bewertung zulässt und Abweichungsmuster von Beziehungen in natürlichen Böden für die Diagnostik von Veränderungen verwendet.

zitierte Literatur:

Peschke, H.; Kretschmann, S.; Zeise, S. (1991): Thermogravimetrische Untersuchung von Huminsäurepräparaten aus Böden kohlenstoffextremer Prüfgliedpaare statischer Dauerversuche. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 35, 1, 49-55.

Ševcova, L.K.; Sidorina, S.I. (1988): Vlijanie dlitel'nogo primenenija udobrenij na termograficeskie charakteristiki gumusovych kislot. [Einfluss langjähriger Düngeranwendung auf thermogravimetrische Charakteristika von Humussäuren]. Počvovedenie, 6, 130-136.

Siewert, C. (2001): Untersuchungen zur thermischen und biologischen Stabilität der organischen Bodensubstanz. Habilitationsschrift. Berlin

Rasmussen, P. E.; Keith, W. T.; Goulding, J. R.; Brown, P. R.; Grace, Henry Janzen, H.; Körschens, M. (1998): Long-Term Agroecosystem Experiments: Assessing Agricultural Sustainability and Global Change. Science. vol. 282, 893 - 896.

Weiterführende Informationen unter:

www.tgba.de und
www.csiewert.de

Informationen zu naturnahen Ökosystemen unter:

www.siberian-expedition.de und
www.uni-hohenheim.de/soilrus

Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 96, 51 - 392 (2001)

MITTEILUNGEN

DER

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN

GESELLSCHAFT

REFERATE

Bodenkundlicher Kongress der

Deutschen und der Österreichischen

Bodenkundlichen Gesellschaft

01. bis 09. September 2001 in Wien

Band 96

Heft 1

2001

Prognose der Sickerwasserqualität mit stochastischen Modellen – Berechnung der Überschreitungswahrscheinlichkeit von Prüfwerten der Bundesbodenschutzverordnung

Altfelder S.[1]; Duijnisveld, W.[1]; Streck, T.[2]

Die Feststellung einer Prüfwertüberschreitung nach Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) im Übergangsbereich gesättigte/ungesättigte Zone (Ort der rechtlichen Beurteilung) erfordert eine Prognose der dort zu erwartenden Stoffkonzentration. Laut BBodSchV kann eine derartige Prognose auch unter Verwendung von Modellen erfolgen.

Insbesondere in Situationen mit einer regionalen Schadstoffbelastung (z.B. bei Stäuben aus Verhüttungsbetrieben oder bei flächiger Ausbringung von Schlacken oder Hafenschlick) muß neben der Verwendung eines an die Standortbedingungen angepassten Transportmodells auch die Berücksichtigung von Variabilität und Unsicherheit der benötigten Eingangsgrößen gewährleistet sein. Der Zusammenhang zwischen Variabilität und Unsicherheit wird am Beispiel des für viele Stoffe sorptionsbestimmenden Parameters C_{org} in Abbildung 1 illustriert. Im oberen Teil der Abbildung sind die Variabilität in der Fläche sowie die dazugehörige Wahrscheinlichkeitsverteilung schematisch dargestellt. Die genaue Kenntnis dieser die Variabilität charakterisierenden Wahrscheinlichkeitsverteilung wäre ideal für eine Prognose der Sickerwasserkonzentration. Leider ist man in der Regel auf eine Stichprobe der tatsächlichen Variabilität z.B. aus Bohrungen angewiesen. Dies führt, wie im unteren Teil von Abbildung 1

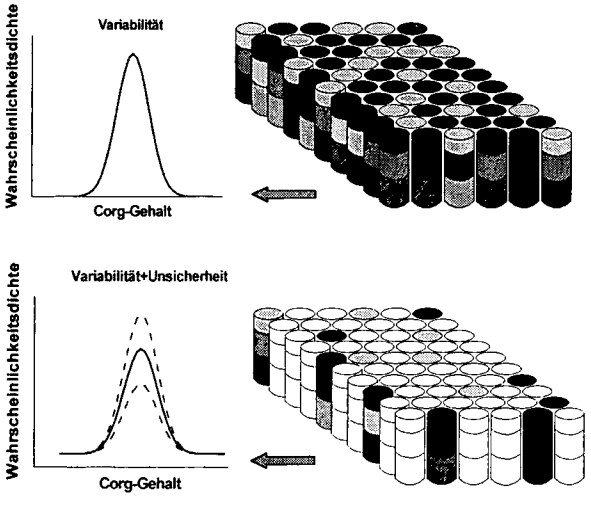


Abbildung 1: Schematische Darstellung von Variabilität und Unsicherheit in der Fläche

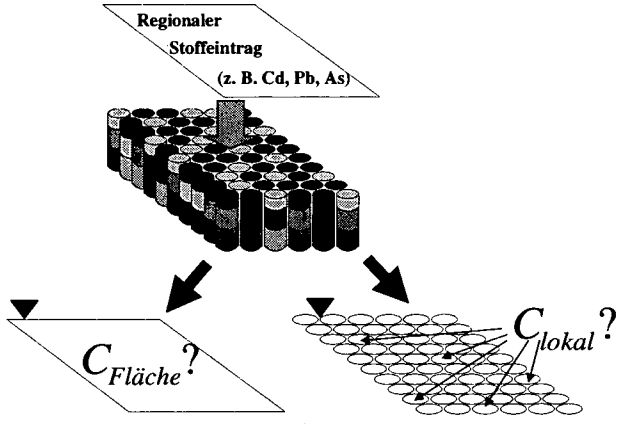


Abbildung 2: Unterscheidung zwischen lokalem oder flächenbezogenem Prüfwert.

verdeutlicht zu einer Unsicherheit in der die Variabilität charakterisierenden Verteilung. Es existiert daher in der Praxis nicht nur eine, sondern eine Schar möglicher Verteilungen zur Beschreibung der Variabilität des C_{org}-Gehalts in der Fläche

Weiterhin muß a priori festgelegt werden, ob die Gefahr einer Prüfwertüberschreitung lokal oder flächengemittelt betrachtet werden soll. Dies ist schematisch in Abbildung 2 dargestellt. Bei lokaler Betrachtung unterliegt der Prognosewert einer durch Variabilität und Unsicherheit verursachten Varianz, während der flächengemittelte Prognosewert lediglich aufgrund von Unsicherheit variiert. Nimmt man die flächengemittelte oder die lokale Konzentration als Bezugsgröße, so ergeben sich für den berechnete Prognosewert unterschiedliche Wahrscheinlichkeitsverteilungen. Nach Wahl der Bezugsgröße sollte man diese Information nutzen, um anzugeben, mit welcher Wahrscheinlichkeit ein Prüfwert überschritten wird. Sowohl die Bezugsgröße, als auch die Angabe einer Überschreitungswahrscheinlichkeit sind in der BBodSchV bisher nicht explizit vorgegeben.

Die beispielhafte Durchführung einer Sickerwasserprognose für Cadmium soll an einem belasteten Standort in Niedersachsen, Nordenham, unter praxisnahen Bedingungen durchgeführt werden. Zum Standort liegen bodenchemische Daten von 174 Profilen aus der Profildatenbank des Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLFB), sowie Immissionsdaten des Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NlÖ) vor. Aufgrund unterschiedlicher Meßverfahren und Quellen erfordern die Datensätze eine Homogenisierung. Zusätzlich müssen fehlende historische Belastungsdaten rekonstruiert werden. Mittels geostatistischer Methoden lassen sich die sorptionsbestimmenden Eigen-

[1]Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover
[2]Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Abteilung Biogeophysik, 70593 Stuttgart

schaften (pH-Wert, C_{org}), die heutige Cadmiumbelastung, und der Grundwasserspiegel regionalisieren. Die geplante Regionalisierungsstrategie zeigt Abbildung 3. Nach Ermittlung des Variogramms werden alle Größen auf Blöcken von 100 x 100 m Kantenlänge gekrigt. Die Dimension der Blöcke entspricht in etwa dem Maßstab, auf dem gemäß BBodSchV über Maßnahmen im Falle von Prüfwertüberschreitungen entschieden wird. Die Dispersionsvarianz der Blöcke ist ein Maß für die im Block auftretende Variabilität. Der Blockerwartungswert und seine Schätzvarianz sind ein Maß für die Unsicherheit. Unsicherheit und Variabilität von Immission und Klima müssen dagegen aufgrund der spärlichen Datenlage für jeden Block mit anderen Methoden abgeschätzt werden.

Die anschließenden Berechnung der Verlagerung mit einem einfachen konvektiv/dispersiven Transportmodell erfolgt nach einem Konzept von Streck (1993). Mit der Modellierung des Istzustands aus historischen Daten (Hindcastmodelling) wird versucht die heute gemessenen Profile abzubilden, um so den Ansatz zu testen. Anschließend sollen Prognosen über die zu erwartende Cadmiumkonzentration gemäß den Prüfwerten der BBodSchV beurteilt werden. Unsicherheit und Variabilität werden mittels Monte-Carlo Techniken berücksichtigt. Entscheidend ist hierbei, daß pro Block N Simulationen zur Variabilität, N mal in der Dimension Unsicherheit wiederholt werden (sog. double looping, Cullen und Frey (1999)). Man erhält als Berechnungsergebnis für die lokale Cd-Konzentration am Ort der Beurteilung zu einem Zeitpunkt nicht nur eine Wahrscheinlichkeitsverteilung, sondern eine Schar von Verteilungen, welche dann als kummulative Dichtefunktion (als Maß der Variabilität) mit Konfidenzintervallen (als Maß der Unsicherheit) dargestellt werden kann. Alternativ dazu können wichtige Perzentile (mit Konfidenzintervall) dieser Verteilung wie Median, Mittelwert und 95 % Percentil als Funktion der Zeit dargestellt werden. Exemplarisch für einen Block ist eine derartige Prognose in Abbildung 4 dargestellt. Wie kann diese Darstellung nun interpretiert werden?

Abbildung 4 zeigt zum einen, daß das 95 % Percentil bereits nach etwa 50 Jahren den Prüfwert überschreitet und erst nach 500 Jahren wieder unterschreitet. Die Varianz des Percentils aufgrund von Unsicherheit (95 % Konfidenzintervall) spielt bei dieser Betrachtung kaum eine Rolle. Über einen Zeitraum von 450 Jahren liegen also lokal mehr als 5 % der berechneten Konzentration (im wesentlichen aufgrund von Variabilität) über dem Prüfwert. Wäre nach BBodSchV bei einer lokalen Prüfwertüberschreitung in mehr als 5 % der Fälle eine Sanierung einzuleiten, müßte der Block saniert werden. Der Prozentsatz an erlaubten Überschreitungen mußte vom Gesetzgeber festgelegt werden und könnte z. B. auch 1 bzw. 10 % betragen.

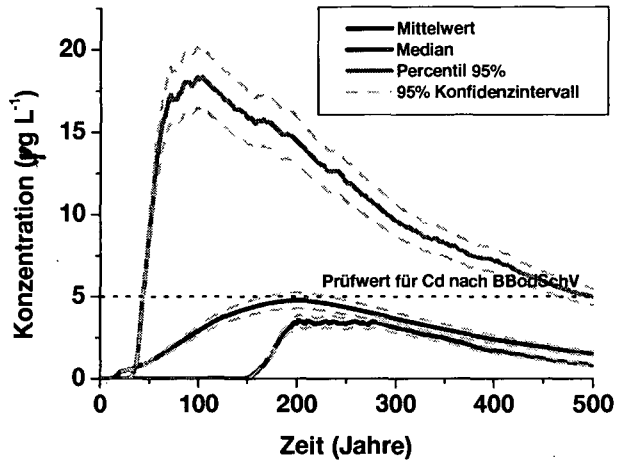


Abbildung 4: Percentile der lokalen berechneten Cd–Konzentrationen am Ort der Beurteilung in einem 100*100 m Block als Funktion der Zeit

Andererseits zeigt die Abbildung daß der Mittelwert der lokalen Konzentrationen (der unter Annahme konstanter Sickerwasserfrachten der flächengemittele Konzentration entspricht) unter dem Prüfwert bleibt. Allerdings gilt dies strenggenommen wiederum nur für den Mittelwert (also das 50 % Percentil) des Mittelwerts, denn die Varianz des Mittelwerts aufgrund von Unsicherheit darf bei dieser Betrachtung nicht vernachlässigt werden. Das 95 % Konfidenzintervall schneidet den Prüfwert, so daß die flächengemittelte Konzentration aufgrund von Unsicherheit in mehr als 2.5 % der Fälle aber nicht in mehr als 50 % der Fälle den Prüfwert überschreiten kann. Nimmt man also die flächengemittelte Konzentration als Maßstab für die Entscheidung über eine Maßnahme, so müßte in der BBodSchV festgelegt werden, mit welcher Sicherheit eine Prüfwertüberschreitung der flächengemittelten Konzentration ausgeschlossen werden muß.

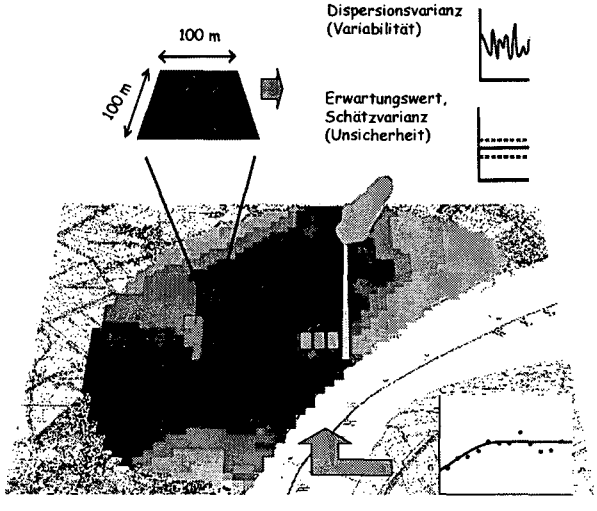


Abbildung 3: Schematische Darstellung der Regionalisierungsstrategie.

Literatur

Cullen, A. C. and H. C. Frey 1999. Probabilistic techniques in exposure assessment. Plenum Press, New York and London.

Streck, T. 1993. Schwermetallverlagerung in einem Sandboden im Feldmaßstab - Messung und Modellierung. Dissertation, Technische Universität Carolo-Wilhelmina, Braunschweig, Germany.

Gasflußmessungen unter Auflast mit GAFLOCOD

[1]T. Baumgartl*, A. Fichtner* und P. Hallett**

Einleitung

Die Kenntnis über Gasflüsse bzw. Gasmegen, die in Porensystemen bewegt werden können, ist von großer Bedeutung, wenn mikrobiologisch aktive Bodensubstrate untersucht oder auch Porenkontinuitäten bestimmt werden sollen. Diverse Versuchsansätze exisitieren hierzu, die konvektive Flüsse bei unterschiedlichen Randbedingungen meßbar machen. Werden Bodenauschnitte durch mechanische (oder auch hydraulische) Spanungen belastet, ändert sich sich das Porensystem und die Tortuosität der Poren. Die Gasmengen, die bewegt werden können, verringern oder erhöhen sich. Die Gasflußrate kann somit als Parameter für die Kontinuität von Poren verwendet werden, die in Abhängigkeit zum Wasserfüllungsgrad der Poren bzw. der herrschenden Wasserspannungen steht. Im Moment der Belastung werden Gasmengen aus einem Bodenvolumen verdrängt, die bei Entlastung z.T. wieder in das durch diesen Vorgang neu geschaffene Porensystem zurückfließen. Die Zusammensetzung der Gasphase kann sich bei diesem Vorgang ändern und nachfolgend die mikrobielle Aktivität beeinflussen. Durch Veränderung der Porenverteilung ändert sich der relative Sättigungsgrad. Dieser wiederum bestimmt die mikrobielle Aktivität einerseits und durch Öffnen bzw. Schließen von Fließwegen die aktuelle Kontinuität andererseits.

Ziel

Vor diesem Hintergrund war es das Ziel eine Meßmethodik zu entwicklen, mit der eine kontinuierliche Bestimmung der Änderung von Gasflüssen mit extern kontrollierten sich ändernden Spannungen auf relativ einfache Weise durchführbar ist.

Methode

Die Problematik im Standardverdichtungsversuch (Oedometerversuch) einen Abschluß zwischen Auflastplatte und Stechzylinderwandung herzustellen, wurde durch Einsatz eines Wellenbalges gelöst (Abb. 1). Der Durchmesser dieses Wellenbalges beträgt 105 mm. Die Höhe idt so dimensioniert, dass Bodenproben mit einer Höhe von 60 mm um mehr als 35 % verdichtet werden können. Der Wellenbalg ist an beiden Seiten mit einer Deckel- und Sockelplatte eingefaßt, die über einen Dichtring in der Sockelplatte die Dichtung zum Wellenbalg herstellen und das Aufbringen einer Auflast ohne unkontrollierte Luftentweichung ermöglichen. Die Endplatten sind des weiteren in eine Scheibe und einen Ring mit separaten Auslässen zweigeteilt mit dem Ziel hierüber die Gaphase bzw. die Wasserphase (Wasserspannungen) (Abb. 1) zu kontrollieren. Die Bodenprobe selbst ist von einer Latexmembran ummantelt, um horizontale Bodenbewegungen in die Zwischenräume der Lamellen des Wellenbalges zu minimieren.

Mit diesem als GAFLOCOD (gas flow-compaction-device) bezeichneten Meßaufbau ist es somit möglich, die Porenzifferänderungen und Gasfluß unter Auflast zu bestimmen bzw. bei gleichbleibender Auflast unter Variation der Wasserspannung die Kontinuität von Poren oder auch Konzentrationen von spezifischen Gasen (z.B. CO_2) oder deren Änderungen zu messen.

Die Materialprüfung des GAFLOCOD bestätigte die geforderte Luftdichtigkeit. Der Eigenwiderstand ist relativ gering und beträgt bei einer Kompression von 33% ca. 20 kPa. Aufgrund des nicht-hysterertischen Verhaltens des Wellenbalges können die bei der Bodenverdichtung gemessenen Werte um den jeweiligen Betrag korrigiert werden. Die Spannungen betragen ca. 5-8% der für eine entsprechende Verdichtung notwendigen Auflasten.

Material und Versuchsdurchführung

Ein auf 2 mm gesiebter Geschiebelehm wurde auf für diese Textur relativ geringe Lagerungsdichten von 1.48 g/cm^3 in einen Stechzylinder eingefüllt und auf Wassergehalte von 7, 13 und 19 Vol-% bewässert. Die Bodenproben wurden anschliessend in den GAFLOCOD überführt und in einem Lastrahmen unter Bestimmung der Setzungsraten stufenweise auf ca. 33% verdichtet. Gleichzeitig wurden die Gasflußraten nach Darcy bestimmt. Der Gradient hierfür wurde über Überdruck am Einlaß aufgebaut. Die Gasflußrate wurde mittels eines Gasflußmeters am Auslaß gemessen. Der Einfluß der Übergangswiderstände von Sockelplatte in den Wellenbalg und anschliessend wieder in die Sockelplatte sowie die

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel

** Scottish Crop Research Institute, Invergowrie, Scotland

Gültigkeit der Darcy-Beziehung für einen definierten Fluß-/Druckbereich wurde vor dem Test geprüft und als geeignet für die Versuchsdurchführung bewertet.

Ergebnis und Diskussion

Die Ergebnisse zur Setzung bzw. Porenzifferänderung sind den entsprechenden Luftleitfähigkeiten für die untersuchten Wassergehalte gegenübergestellt (Abb. 2). Es ist zu erkennen, dass die Porenzifferänderungen mit zunehmender Spannung zunächst im trockeneren Boden größer sind, mit zunehmender Verdichtung jedoch im feuchten Boden größer werden. Dies ist in erster Linie darauf zurückzuführen, dass das Bodensubstrat aufgrund der Kapillarkräfte im feuchteren Zustand bei geringer Verdichtung größer war und die Zugspannungen stabilisierend wirkten. Bei zunehmender Verdichtung nehmen die Wasserspannungen durch die Änderung des Wassersättigungsgrades ab und damit auch die gegen eine Verdichtung entgegenwirkenden Widerstände.

Ein analoges Bild zeigen die Luftleitfähigkeiten. Sie nehmen mit zunehmender Spannungsaufgabe ab, die Intensität der Abnahme ist im feuchtesten Boden am größten, da hier am meisten Wasser in die neu formierten Poren umverteilt und die Kontinuität der Poren blockieren kann.

Die Verläufe der Drucksetzungs- und Luftleitfähigkeitskurven sind sehr ähnlich. Abb. 3 zeigt, dass das Verhalten von Porenziffer- und Luftleitfähigkeitsänderung nahezu linear ist. Bodenmechanische Parameter wie Vorbelastung finden sich demnach für das homogenisierte Substrat direkt wieder im Verhalten der Porenkontinuitäten. Die Änderung des Wassersättigungsgrades im Zusammenwirken mit der Änderung der Porengrößenverteilung wird für das untersuchte Material direkt von den bodenmechanischen Eigenschaften bzw. dessen Verhalten bestimmt.

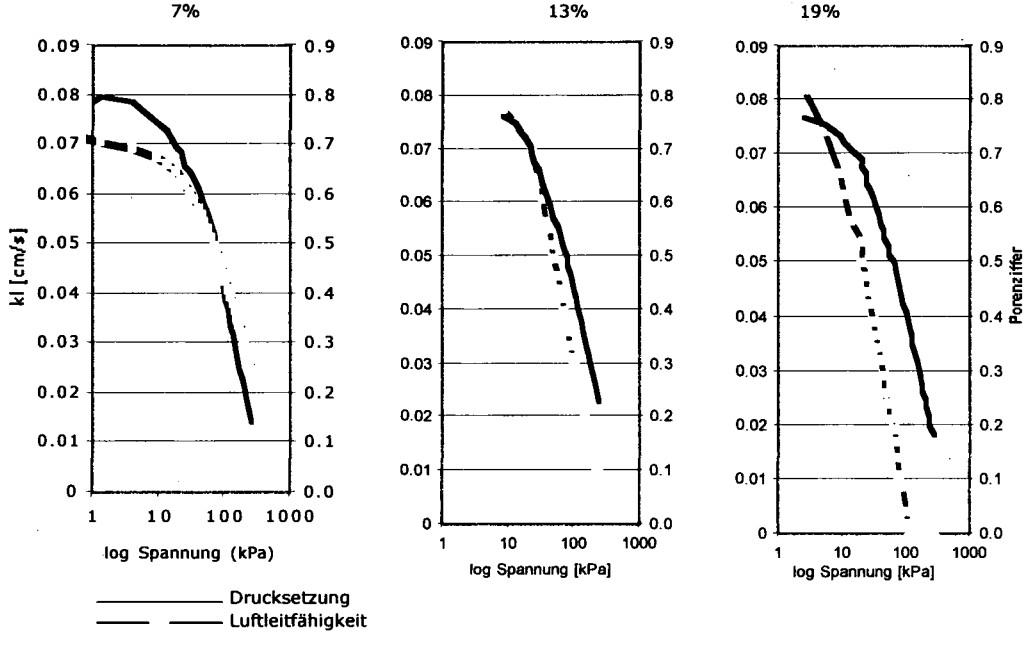


Abb. 2: Drucksetzungsverhalten und Luftleitfähigkeiten mit zunehmenden Spannungen bei drei Wassergehalten

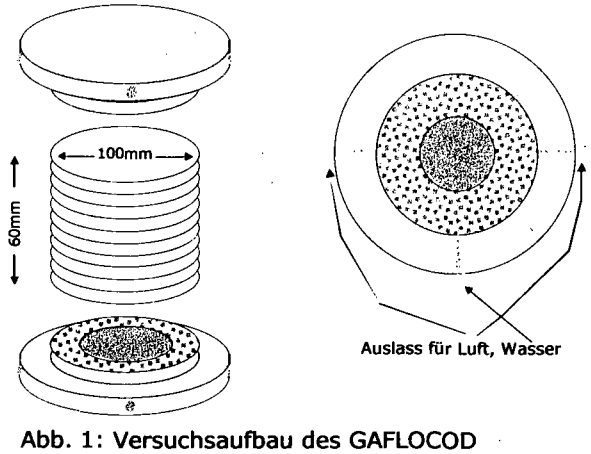


Abb. 1: Versuchsaufbau des GAFLOCOD

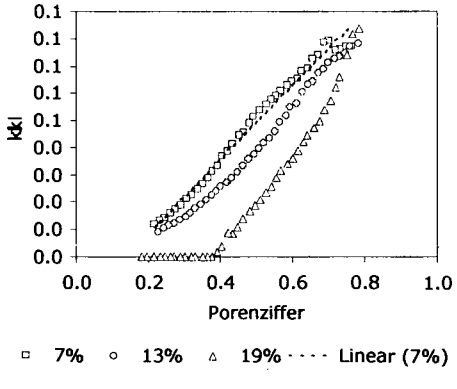


Abb. 3 Luftleitfähigkeit und Wassergehalt

Einfluß einer langjährigen, unterschiedlichen mineralischen Düngung auf bodenphysikalische Parameter eines Lößlehms

Dr.H.H.Becher*

Einführung

Bekanntlich wird durch die Verschlämmungsneigung eines Bodens die Erosion durch Wasser begünstigt (AUERSWALD, 1993) und der Saataufgang deutlich behindert (UPPENKAMP, 1986). Zusätzlich wird die besonders hohe Verschlämmungsneigung schluff- und feinsandreicher Böden durch eine starke Absättigung der Tonminerale mit einwertigen Kationen gefördert (MARTIN, 1988; STEINDL, 1988) mit der Folge, daß außer den Erosions- und Saatschäden auch der Wasserhaushalt dieser Böden infolge verminderter Infiltration ungünstig verändert wird. Die Nachhaltigkeit von Maßnahmen zur Senkung der Verschlämmungsneigung z.B. durch Kalkung (BECHER, 2001) können nur durch Langzeitversuche nachgewiesen werden. Am Beispiel eines 1932 angelegten Düngungsversuchs mit Natron- (NaS) und Kalkammonsalpeter (KAS), dessen NaS-Parzellen unter Schwarzbrache in früheren Jahren eine wesentlich stärkere Verschlämmung als die KAS-Parzellen zeigten (belegbar mit Photos aus 1976), wird der Einfluß dieser unterschiedlichen Düngung auf einige Gefügeparameter dargelegt.

Material und Methoden

Um den Versuch des Inst. f. Pflanzenernährung (TUM) nicht durch die Entnahme größerer Probenmengen zu stören, wurden zum Ende des Versuches (Mitte März 1999) aus je einem Profil (schwach pseudovergleyte Braunerde aus Löß über tertiärem Feinsand) einer NaS- und einer KAS-gedüngten Parzelle aus 4 bzw. 5 Horizonten bis etwa 1*m* Tiefe ungestörte und gestörte Bodenproben entnommen. Während an den ungestörten Zylinderproben k_f, ρ_b und Porengrößenverteilung ermittelt wurden, wurden an den gestörten Proben neben pH, C_{org} und Körnung die austauschbaren Kationen und an der 1-2*mm*-Fraktion die Verschlämmungsneigung (BECHER & KAINZ, 1983) bestimmt.

Ergebnisse

Die beiden untersuchten Braunerden weisen keine grundsätzlichen Unterschiede bezüglich der Basisdaten pH, C_{org} und Körnung auf (Tab. 1) ebenso bezüglich der austauschbaren Kationen und KAK mit Ausnahme des Na^+ (Tab. 2). Überraschenderweise konnten trotz unterschiedlicher Düngung kaum unterschiedliche Ca^{2+}-Gehalte festgestellt

Tabelle 1: Bodenkundliche Grunddaten der Braunerden

Hor.	Tiefe cm	pH	C_{org}	T	U	S
				Gew.-%		
Kalkammonsalpeter-Düngung						
Ap	0- 28	6,27	0,87	22,9	44,9	32,2
IIBv	28- 40	6,29	0,36	20,4	21,6	58,0
IIBv2	40- 60	6,23	0,27	18,7	18,8	62,5
IIBgv3	60- 75	6,23	0,18	17,0	21,6	61,4
IIIBgv	75->100	6,25	0,21	25,4	55,4	19,2
Natronsalpeter-Düngung						
Ap	0- 28	6,41	1,08	21,8	45,1	33,1
IIBv1	28- 50	6,32	0,36	20,9	20,0	59,1
IIBv2	50- 80	6,44	0,24	18,3	23,3	58,4
IIIBgv	80->100	6,40	0,21	22,9	47,6	29,5

Tabelle 2: Austauschbare Kationen der Braunerden

Hor.	Tiefe cm	Na	K	Ca	Mg	KAK
				cmol/kg		
Kalkammonsalpeter-Düngung						
Ap	0- 28	0,07	0,41	10,70	0,02	11,20
IIBv	28- 40	0,09	0,24	10,74	0,02	11,09
IIBv2	40- 60	0,10	0,21	9,32	0,02	9,64
IIBgv3	60- 75	0,08	0,19	8,29	0,02	8,59
IIIBgv	75->100	0,10	0,20	10,77	0,04	11,10
Natronsalpeter-Düngung						
Ap	0- 28	0,14	0,43	10,25	0,02	10,84
IIBv1	28- 50	0,36	0,22	10,55	0,02	11,15
IIBv2	50- 80	0,29	0,20	8,51	0,03	9,03
IIIBgv	80->100	0,37	0,22	9,12	0,04	9,75

werden, die jedoch stets bei KAS-Düngung sehr geringfügig erhöht sind.

Die an den ungestörten Proben gewonnenen Ergebnisse weisen für den A_p-Horizont und für Tiefen >50*cm* unter KAS eine geringere Lagerungsdichte und für Tiefen >50*cm* eine höhere gesättigte Wasserleitfähigkeit als unter NaS aus (Tab. 3). Die Wasserhaushaltskenngrößen PV, FK und PWP zeigen nur geringe Unterschiede. Der etwas erhöhte PWP für Tiefen >40*cm* unter KAS bedeutet bei gleichen FK-Werten, daß unter KAS die nutzbare Feldkapazität des Unterbodens geringer ist.

Tabelle 3: Bodenphysikalische Daten der Braunerden

Hor.	ρ_b g/cm³	k_f§ cm/sec	PV	FK	PWP
			Vol.-%		
Kalkammonsalpeter-Düngung					
Ap	1,652	1,18-3	41,3	32,4	21,2
IIBv	1,642	1,28-3	42,4	29,5	18,2
IIBv2	1,623	1,27-3	46,6	27,4	18,2
IIBgv3	1,678	3,87-3	47,1	27,9	18,7
IIIBgv					
Natronsalpeter-Düngung					
Ap	1,689	1,12-3	39,3	32,2	23,3
IIBv1	1,644	3,27-3	48,0	30,5	18,7
IIBv2	1,733	6,84-4	46,8	26,5	16,2
IIIBgv	1,749	1,10-3	46,7	28,7	16,8

§ -3 = $\times 10^{-3}$

Auch die Verschlämmungsneigung dieser unterschiedlich gedüngten Parzellen, die im Vordergrund

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

der Untersuchung stand, zeigt leider keine gravierenden Unterschiede zwischen vergleichbaren Horizonten (Abb. 1+2). Auffällig ist, daß nicht die A_p-Horizonte mit ihren hohen C_{org}-Gehalten die geringste Verschlämmungsneigung besitzen

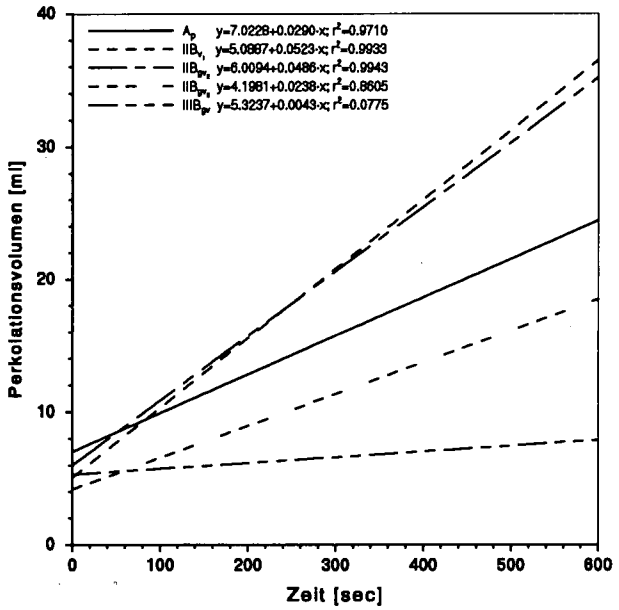


Abb. 1: Zeitlicher Perkolationsverlauf bei Kalkammonsalpeter-Düngung

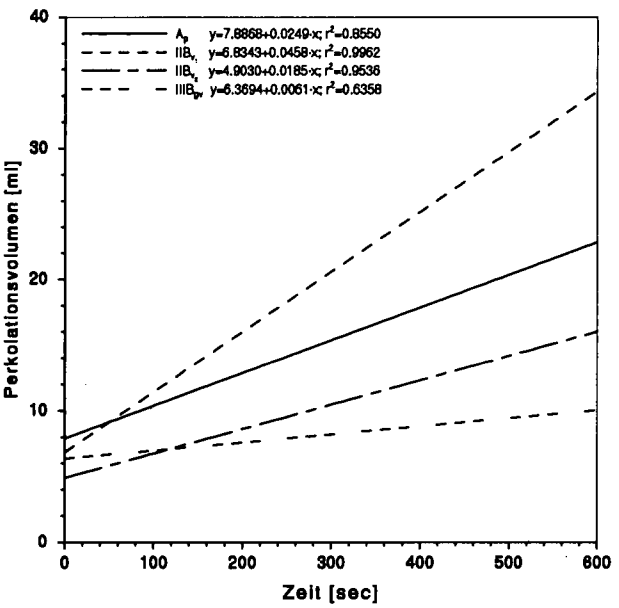


Abb. 2: Zeitlicher Perkolationsverlauf für Natronsalpeter-Düngung

(größte Steigung der Geraden), sondern die B_{v1}-Horizonte. Dies zeigen noch deutlicher die in ml/min umgerechneten Regressionskoeffizienten (Tab. 4) der besser angepaßten Wurzelfunktion $y = a + b \cdot \sqrt{x}$. Dabei wird auch offenbar, daß in allen Tiefen die KAS-Parzelle die – wenn auch nur geringfügig - geringere Verschlämmungsneigung besitzt.

Tabelle 4: Perkolationsraten [ml/min] bei unterschiedlicher Düngung

Hor.	KAS	NaS
Ap	1,81	1,49
IIBv1	3,15	2,75
IIBv2	2,92	1,11
IIBv3	1,40	1,11
IIIBgv	0,37	0,08

Diskussion

Das insgesamt eher recht enttäuschende Untersuchungsergebnis - nämlich daß unter Beachtung der Signifikanzschwellen eigentlich keine Auswirkung dieser über Jahrzehnte unterschiedlichen mineralischen Düngung auf Gefügeparameter festgestellt werden kann, sondern höchstens eine Tendenz - ist mit großer Wahrscheinlichkeit auf die Tatsache zurückzuführen, daß im Rahmen der allgemein geänderten Bodenbewirtschaftung in den 70er und 80er Jahren in größerem Umfang die Ernterückstände auf der Fläche verblieben, nach der Getreideernte die Flächen nicht mehr gepflügt, sondern gegrubbert wurden und häufig sogar Winterdeckfrüchte angebaut wurden, also auf jeden Fall die Schwarzbrache weitgehend unterblieb. Dadurch waren bessere Aggregierungsbedingungen gegeben, u.a. höherer C_{org}-Gehalt bei NaS, die einer geringeren Perkolationsstabilität = stärkeren Verschlämmung entgegengewirkt haben. Die durch Photos belegbaren großen Unterschiede in der Verschlämmungsneigung Mitte der 70er Jahre konnten deshalb auch Ende der 90er Jahre nicht mehr beobachtet werden.

Danksagung

Für die Möglichkeit der Probenahme wird dem Lehrstuhl für Pflanzenernährung (TUM) und insbesondere Herrn R.Manhardt für das Einmessen der Parzellen samt Versuchsplan gedankt.

Literatur

Auerswald,K. (1993): Bodeneigenschaften und Bodenerosion.- Borntraeger, Stuttgart.

Becher,H.H. (2001): Influence of long-term liming on aggregate stability of a loess-derived soil.- Int. Agrophysics **15**,67-72.

Becher,H.H.; Kainz,M. (1983): Auswirkungen einer langjährigen Stallmistdüngung auf das Bodengefüge im Lößgebiet bei Straubing.- Z. Acker- u. Pfl.-bau **152**,152-158.

Martin,W. (1988): Die Erodierbarkeit von Böden unter simulierten und natürlichen Regen und ihre Abhängigkeit von Bodeneigenschaften.- Diss., TU München, Freising.

Steindl,H. (1988): Die Erosionsanfälligkeit eines Lößlehm in Abhängigkeit von der Kaliumbelegung am Austauscher.- Dipl.-Arb., LS Bodenkunde, TU München, Freising.

Uppenkamp,N. (1986): Mechanische Maßnahmen zur Sicherung des Feldaufganges von Zuckerrüben bei verkrusteter Bodenoberfläche.- Forsch.-Ber. Agrartechnik (MEG) 127.

Makroporosität und Infiltrationseigenschaften von Ackerböden unter differenzierter Bewirtschaftung

Bens, O.[1], Wahl, N. A.[1], Buczko, U.[2] und Hüttl, R. F.[1]

Einleitung

Die Pedosphäre determiniert durch ihre Eigenschaften, welche Anteile des Niederschlags- und Schmelzwassers oberflächlich abfließen, versickern, oder in der Bodenzone gespeichert werden. Dabei sind die Infiltrationseigenschaften in erheblichem Maße abhängig von Porung und deren Kontinuität. Neben bodeneigenen Merkmalen werden diese bodenphysikalischen und -hydraulischen Eigenschaften besonders durch die Landnutzung und Bodenbearbeitung beeinflusst. Im Rahmen des Deutschen Forschungsnetzes Naturkatastrophen (DFNK) werden im Teilprojekt A4.3 für die einzugsgebietsbezogene Modellierung bodenhydrologische Parameter (Infiltration, Makroporosität) an Ackerstandorten erhoben. Die Angaben über die Durchmesser von Makroporen gehen in der Literatur weit auseinander (>50 µm: Carter, 1988; >2.500 µm: Smettem & Collis-George, 1985). Entsprechend stark variieren Angaben zur Makroporosität an Ackerstandorten je nach Untersuchungsmethode und Bodenart (0,0005 %: Trojan & Linden, 1998; 2 %: Logsdon et al., 1990). Ziel vorliegender Untersuchung ist die vergleichende Ermittlung der Makroporosität (hier: biogene Makroporosität) und Infiltrationsraten mittels unterschiedlicher Bestimmungsmethoden sowie die Charakterisierung der Eigenschaften des Makroporennetzwerks von differenziert bearbeiteten Lößböden an Agrarstandorten.

Methoden

Die Untersuchungen wurden auf konventionell und konservierend (seit 1990) bearbeiteten Ackerflächen in Adenstedt (ca. 60 km S Hannover) durchgeführt. Bodentyp ist eine Parabraunerde (Löß), Bodenart ein schluffiger Lehm. Die Bodenzahl für Ackernutzung beträgt 75. Zur Bestimmung der Makroporosität wurden die Methoden der Tensionsinfiltrometrie, Färbeversuch mit Farbtracer sowie die visuelle Bestimmung gefärbter und ungefärbter Makroporen eingesetzt. Der minimale Radius von Makroporen wird in dieser Studie mit 0,5 mm definiert.

Farbtracer: Einmalige Applikation von 10 mm 0,1 %-igem Methylenblau bei einer Rate von 30 mm/h auf einer Fläche von 70x70 cm bei ca. 0 cm. Dokumentation gefärbter und ungefärbter Poren mit r>0,5 mm in den Bodentiefen 5, 10, 20, 30, 40, 50, 80 und 120 cm.

Tensionsinfiltrometrie: Messungen in 0, 10, 30, 50 und 90 cm Bodentiefe bei jeweils -1, -5 und -10 cm WS. Ableitung von Anzahl und Flächenanteil der hydraulisch effektiven Makroporen, Berechnung der Porenklasse von r=0,5 mm sowie der biogenen Makroporosität.

Ermittlung der verschiedenen Makroporenklassen unter Annahme einer aus Kapillaren aufgebauten Porung gemäß dem Zusammenhang zwischen Porenradius $r[L]$ und hydraulischem Potential $\psi[L]$ nach

$$r = \frac{2\sigma \cos\alpha}{\rho g|\psi|} \qquad (1)$$

wobei α =Benetzungswinkel Wasser-Luft und Bodenpartikel (hier: 0°), g=Gravitation, σ =Oberflächenspannung des Wassers [MT^{-2}] (=73,4 mN/m bei 15°C), ρ =Dichte des Wassers [ML^{-3}]. Ableitung der Höchstgrenze hydraulisch wirksamer Makroporen pro Flächeneinheit (N_m) nach der Haagen-Poiseuille'schen Gleichung (Annahme: laminares Fließen durch eine Kapillare) nach

$$N_m = \frac{8\eta q_m}{\pi g \rho r_m^4} \qquad (2)$$

wobei η =Dynamische Viskosität von Wasser [$ML^{-1}T^{-1}$], $r_m[L]$=kleinster Makroporen-Radius (hier: 0,5mm). Abschließend erfolgt die Schätzung der effektiven Makroporosität (θ_m) nach

$$\theta_m = N_m \pi r_m^2 \qquad (3).$$

[1] Brandenburgische Technische Universität Cottbus
Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung
03044 Cottbus
E-Mail: bens@tu-cottbus.de

[2] Universität Bayreuth
Lehrstuhl für Hydrologie
95440 Bayreuth
E-Mail: Uwe.Buczko@uni-bayreuth.de

Ergebnisse

Der Anteil von Makroporen auf der reduziert bearbeiteten Variante ist ab ca. 20 cm Bodentiefe deutlich höher als auf der konventionell bearbeiteten (Abb. 1). Dort wurden an der Bodenoberfläche zahlreiche längliche Austrocknungsrisse beobachtet, die auf der reduziert bearbeiteten Variante fehlen. Die visuelle Bestimmung ergibt für die konservierend bearbeitete Fläche zudem noch zahlreiche ungefärbte Makroporen bis in ca. 120 cm Tiefe, während in dieser Tiefe auf dem konventionell bearbeiteten Plot keine Makroporen mehr festgestellt wurden (Abb. 1).

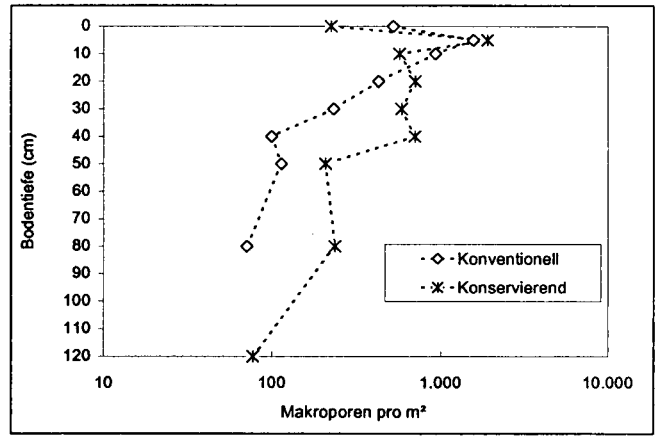


Abbildung 1: Tiefenverteilung der Makroporen pro m² auf konventionell und konservierend bearbeiteten Ackerparzellen auf Löß

Für den Zusammenhang zwischen Makroporenfläche/Tiefe zeigt sich ein ähnlicher Trend wie bei der Makroporenanzahl/Tiefe. Die Ergebnisse des Tracer-Experiments sowie der visuellen Bestimmung von Makroporen zeigen auf beiden Bearbeitungsvarianten ein deutliches Maximum bei ca. 5 cm Tiefe (Abb. 2). Die hohen Werte zwischen 3 und 4 % sind jedoch teilweise durch gefärbte Poren verursacht, deren Radius <0,5 mm beträgt und daher nicht als Makroporen gelten.

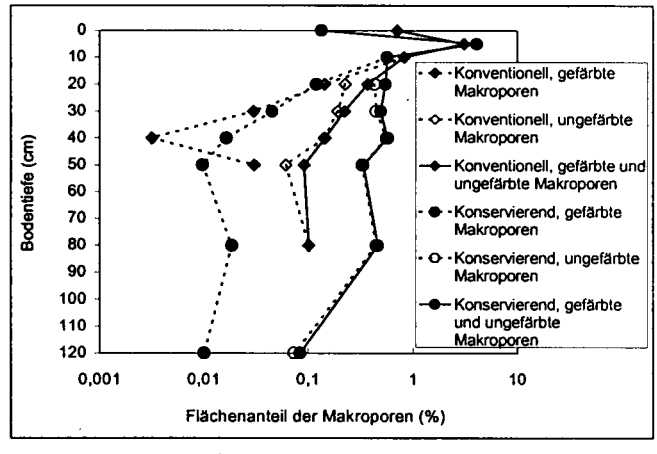


Abbildung 2: Flächenanteil der Makroporen in verschiedenen Bodentiefen bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung (konventionell/konservierend)

An der Bodenoberfläche betragen die Werte 0,13 % (konservierend) bzw. 0,72 % (konventionell). Dieser hohe Wert ist teilweise durch Schrumpfungs- und Austrocknungsrisse bedingt. Unterhalb 5 cm Bodentiefe nimmt die Makroporendichte kontinuierlich ab (Abb. 2). Für den konventionellen Plot ist die Makroporendichte an der Bodenoberfläche und bis ca. 10 cm Tiefe höher als auf der konservierend bearbeiteten Variante. Bei Tiefen >20 cm ist das Verhältnis umgekehrt. Dies spiegelt sich auch in der Verlagerung des Tracers wieder, der auf dem konventionellen Plot nur bis ca. 50 cm Tiefe verlagert wird, während dies auf dem konservierend bearbeiteten Plot bis ca. 120 cm der Fall war (Abb. 2).

Die Unterschiede der Infiltrationsraten bei Wassersättigung und den angelegten Wasserspannungen belaufen sich in der Regel auf mindestens die Größenordnung einer Zehnerpotenz. Dies erscheint auf den ersten Blick hoch, verdeutlicht andererseits jedoch die Bedeutung der Makro-

porosität für die Infiltration an diesem Standort. Auffällig ist der gegenläufige Gang der Infiltrationsraten der Bearbeitungsvarianten. Hier kann festgestellt werden, dass die Infiltration in den oberen 20 cm des konventionell bearbeiteten Plots um ca. eine Zehnerpotenz über der des konservierend bearbeiteten Plots liegt (Abb. 3).

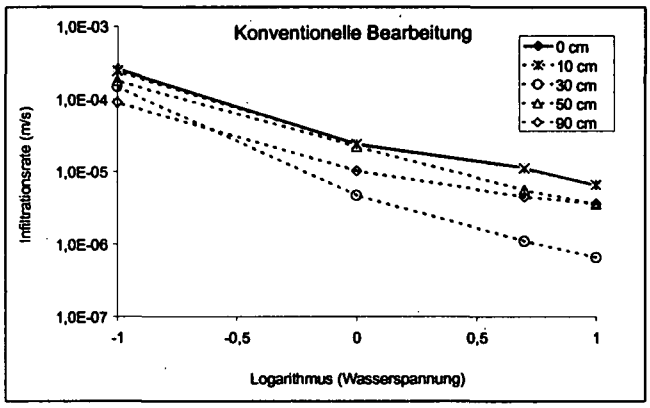


Abbildung 3: Infiltrationsraten des konventionell bearbeiteten Plots bei verschiedenen Wasserspannungen und Bodentiefen

Ab einer Bodentiefe von ca. 20 cm zeigt dann der konservierend bearbeitete Plot höhere Infiltrationsraten, die im Mittel um eine halbe Zehnerpotenz über denen des konventionell bearbeiteten Plots liegen (Abb. 4). Besonders deutlich ist die Grenze bei 30 cm Bodentiefe.

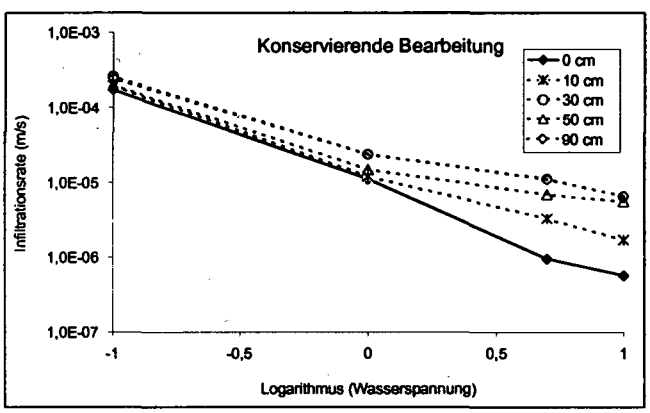


Abbildung 4: Infiltrationsraten des konservierend bearbeiteten Plots bei verschiedenen Wasserspannungen und Bodentiefen

Diskussion

Neben anderen Faktoren entscheidet die Art der Landnutzung Größe und räumliche Verteilung von hydraulisch relevanten Bodenparametern (Beisecker, 1994; Tebrügge & Düring, 1999). Zudem ist die Art der Bodenbearbeitung (insbesondere auf Agrarstandorten) und der Bewirtschaftungsweise von Bedeutung (z.B. Logsdon et al., 1990). Auf Ackerstandorten werden für sogenannte konservierende Bearbeitungssysteme mit reduzierter Eindringtiefe, nicht-wendender Bodenlockerung und einer Mulchschicht an der Bodenoberfläche oftmals eine Vergrößerung der Infiltrationskapazität, Wasserspeicherfähigkeit und hydraulisch wirksamen Makroporosität nachgewiesen, während die Verdunstung von der Bodenoberfläche durch die auflagernde Mulchschicht meist verringert ist (Übersicht z.B. Tebrügge & Düring, 1999; s. auch Buczko et al., 2001; Hangen et al., 2001). Konservierende Bodenbearbeitung begünstigt in der Regel auch die biologische Aktivität im Boden (Joschko et al., 1997; Tebrügge & Düring, 1999; Hangen et al., 2001), was sich u.a. in einer höheren Abundanz an Regenwürmern und insbesondere der anözischen Tiefgräber niederschlägt (Wahl, 1995), die in besonderem Maße für eine biogene Porung in größeren Bodentiefen verantwortlich sind (ebd.; Trojan & Linden, 1998).

Wie die Ergebnisse vorliegender Untersuchung zeigen, wirkt sich die konventionelle Bodenbearbeitung negativ auf die Anzahl und den Flächenanteil von Makroporen aus (Abb. 1 und 2). Dies ist in erster Linie auf die Unterdrückung der Bodenfauna zurückzuführen, die aufgrund der Bodenstörungen kein funktionierendes Makroporennetz aufbauen kann. Die im Oberboden auf den konventionellen Flächen leicht erhöhte Infiltrationskapazität (Abb. 3) ist auf die Bodenlockerung durch Pflügen zurückzuführen. Das Porungsmaximum beider Bearbeitungsvarianten bei ca. 5 cm Tiefe ist wahrscheinlich auf die durch die Bearbeitung hervorgerufene lineare Mikrotopographie und dadurch erhöhte horizontale Verteilung des Farbtracers zurückzuführen (*distribution flow*: Ritsema & Dekker, 1995; Hangen et al., 2001). Trotz 10-jähriger bodenschonender Bewirtschaftung ist auf den konservierend bewirtschafteten Flächen eine geringere Infiltrationskapazität zu verzeichnen. Dieses kann teilweise auf die Anwesenheit in den Oberboden eingebrachter sorptiver Ernterückstände zurückzuführen sein (Hangen et al., 2001) und evtl. auch mit einer geringeren Abundanz an epigäischen Regenwürmern (Wahl, 1995) aufgrund höherer Lagerungsdichten (Tebrügge & Düring, 1999) korrespondieren. Allerdings läßt sich für diese Flächen bei größeren Tiefen eine vergleichsweise höhere Infiltrationskapazität nachweisen (Abb. 4), was als Folge höherer biologischer Aktivität (Beisecker, 1994) und entsprechend einer größeren Anzahl und höherer Konnektivität von Makroporen (Abb. 2) gedeutet wird (Ehlers, 1975). Ähnliche Ergebnisse fanden auch Hangen et al. (2001).

Zusammenfassung

Beide Methoden zur Bestimmung der Makroporen ergeben für konventionell bearbeitete Lößböden eine höhere Makroporenzahl im Oberboden. Reduziert bearbeitete Flächen zeigen in Tiefen >20 cm eine höhere Makroporenzahl wie auch einen höheren Flächenanteil von Makroporen. Die vertikale Verlagerung des Tracers weist auf eine höhere Konnektivität und Kontinuität der Makroporen auf den reduziert bearbeiteten Flächen (bis ca. 120 cm) im Vergleich mit den konventionell bearbeiteten Flächen hin (bis 50 cm).

Es bleibt festzustellen, daß die angewendeten Bestimmungsmethoden stark divergierende Resultate erzielen. Mögliche Ursachen dafür sind u.a.

- unterschiedliche physikalische Affinität der Makroporen für eine Methode,
- unberücksichtigte räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften,
- physikalische Eigenschaften der Makroporen, die keine perfekt zylindrischen Röhren darstellen sowie
- durch Hydrophobizität verursachte Erhöhung der Kontaktwinkel deutlich größer als 0°.

Bodenschonende Bewirtschaftung kann insgesamt zu einer Erhöhung der Infiltration von Niederschlägen und einer Verringerung des Überflutungsrisikos in agrarisch genutzten Einzugsgebieten auf Lößböden beitragen.

Literatur

Beisecker, R. (1994): Einfluß langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Stoffverlagerung eines Löß- und eines Sandbodens. Bodenökologie und Bodengenese 12, 195pp

Buczko, U., Hangen, E., Bens, O. & Hüttl, R. F. (2001): Infiltration and macroporosity of a silt loam soil under two contrasting tillage systems. Geoderma (eingereicht)

Carter, M. P. (1988): Temporal Variability of Soil Macroporosity in a Fine Sandy Loam under Mouldboard Ploughing and Direct Drilling. Soil Tillage Res. 12, 37-51

Edwards, W. M., Norton, L. D. & Redmond, C. E. (1988): Characterizing Macropores that Affect Infiltration into Nontilled Soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 52, 483-487

Ehlers, W. (1975): Observations of Earthworm Channels and Infiltration on Tilled and Untilled Loess Soil. Soil Sci. 119, 242-249

Hangen, E., Buczko, U., Bens, O., Brunotte, J. & Hüttl, R. F. (2001): Infiltration patterns into two soils under conventional and conservation tillage: Influence of plant structure and soil animal activity. Soil Tillage Res. (im Druck)

Joschko, M., Rogasik, H. & Brunotte, J., (1997): Einfluß konservierender Bodenbearbeitung auf Bodentiere und Bodengefüge von Lehmböden. Landbauforschung Völkenrode SH 178, 69-82

Logsdon, S. D., Allmaras, R. R., Wu, L., Swan, J. B. & Randall, G. W. (1990): Macroporosity and its Relation to Saturated Hydraulic Conductivity Under Different Tillage Practices. Soil Sci. Soc. Am. J. 54, 1096-1101

Ritsema, C. J. & Dekker, L. W. (1995): Distribution flow: A general process in the top layer of water repellent soils. Water Resour. Res. 31, 1187-1200

Smettem, K. R. J. & Collis-George, N. (1985): The Influence of Cylindrical Macropores on Steady-State Infiltration in a Soil under Pasture. J. of Hydrology 79, 107-114

Tebrügge, F. & Düring, R.-A. (1999): Reducing tillage intensity - a review of results from a long-term study in Germany. Soil Tillage Res. 53, 15-28

Trojan, M. D. & Linden, D. R. (1998): Macroporosity and Hydraulic Properties of Earthworm-Affected Soils as Influenced by Tillage and Residue Management. Soil Sci. Soc. Am. J. 62, 1687-1692

Wahl, N. A. (1995): Vergleichende Erfassung der Bodenmakrofauna (Oligochaeta: Lumbricidae) typischer Ackerböden einer norddeutschen Jungmoränenlandschaft. Dipl.-Arb., Univ. Kiel, 144pp

Variabilität flächenhafter Austräge von Nitrat unter landwirtschaftlicher Nutzung

Wolf-Anno Bischoff, Stefan Köhler* und Martin Kaupenjohann#*

Problematik und Fragestellungen

Die räumliche und kurzzeitliche Variabilität der Nmin-Ergebnisse in der Landwirtschaft ist hinreichend bekannt. Wie sieht es aber mit der langfristigen, saisonalen Variabilität der N-Auswaschungen aus? Können bei als homogen kartierten Flächen gleicher Nutzung Unterschiede zwischen klein- und großräumiger Heterogenität in Bezug auf den Stoffaustrag gefunden werden? Welchen Anteil haben Sommer- und Winterauswaschungen am Gesamtverlust? Wie wirken sich Nutzungsunterschiede aus? Ergebnisse von ca. 1.000 Halbjahresmessungen der Nitratauswaschung werden vorgestellt und interpretiert.

Methode

In insgesamt 12 landwirtschaftlichen Regionen wurde auf 50 Flächen in je 10facher Wiederholung der N-Austrag in 60 bzw. 90 cm Tiefe über mehrere Jahre (Sommer /Winter getrennt) gemessen. Auf 4 Standorten waren die Messpunkte „nesterweise" zu je 3 oder 4 an 3 zufällig auf der Gesamtfläche verteilten Orten eingerichtet (3*3 Design). Auf 5 Standorten wurden 5 Messpunkte „nesterweise" an nur 2 Stellen der Fläche verteilt (2*5 Design). Auf 3 Standorten waren alle Messpunkte einzeln auf die Fläche verteilt (10*1 Design).

Zur Messung wurde eine flächenbezogene, einfache Methode zur Erfassung von Stoffflüssen, das bereits validierte und vorgestellte Monitoring Box Verfahren, eingesetzt. Das Verfahren funktioniert in etwa wie Unterdruck-Kleinlysimeter, nur dass die Anpassung der Tension passiv durch Ausgleich der Monitoring Box-Füllung mit der des umliegenden Bodens erfolgt. Eine ständige Probenahme entfällt, weil das Nitrat auf Ionentauschern sorbiert und bis zur Entnahme vor mikrobiellem Abbau geschützt wird. So kann mit geringem Aufwand über mehrere Monate kontinuierlich der Stoffluss erfasst werden. Der Einbau erfolgt von einer Profilgrube aus seitlich unter den ungestörten Boden. Das Profil wird für den Messzeitraum wieder verfüllt, so dass eine Bewirtschaftung (Pflügen etc.) nicht behindert wird.

Ergebnisse

Der Datensatz (Abb. 1) mit mehreren hundert je für eine Saison stehenden Austragswerten zeigt, dass auch die über längere Zeit integrierten Stoffflüsse jedes Standortes hoch variabel sind und über 2-3 Größenordnungen streuen.

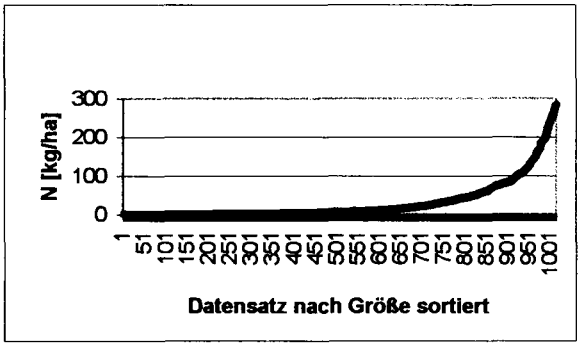


Abb. 1: Verteilung der Daten (n=1018)

Abb. 2 zeigt, dass die Sommerauswaschungen (im Mittel 13 kgN/ha) etwa 25 % der Winterauswaschungen (im Mittel 51 kgN/ha) beträgt und somit signifikant zum N-Verlust beiträgt. Wie in Abb. 3 reichen die Fehlerbalken nicht deshalb in den negativen Bereich, weil ‚negative Werte' gemessen wurden, sondern weil es sich um nicht-normalverteilte, linksschiefe Daten handelt.

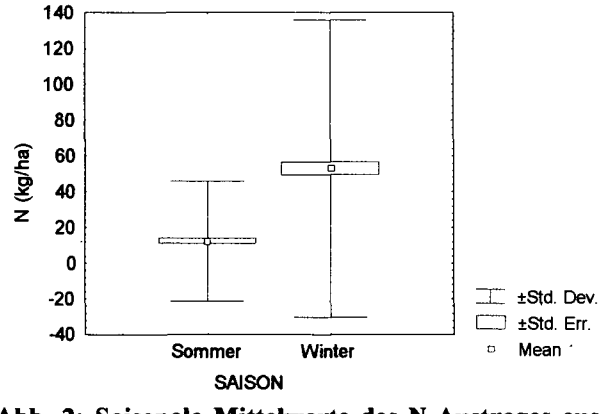


Abb. 2: Saisonale Mittelwerte des N-Austrages aus landwirtschaftlich genutzten Böden (n=987)

*Gutachterbüro TerrAquat; Schilfweg 8; 70599 Stuttgart; email: wolf-anno.bischoff@t-online.de
#Institut für Bodenkunde und Standortslehre; Universität Hohenheim; Emil-Wolff-Str. 27; 70599 Stuttgart

Das unterschiedliche Düngeniveau im Gemüse- und Ackerbau lässt sich mit der Methode ebenfalls gut erfassen, auch wenn die Standort- und Bewirtschaftungsunterschiede große Unterschiede zwischen Versuchsflächen gleicher Nutzung verursachen.

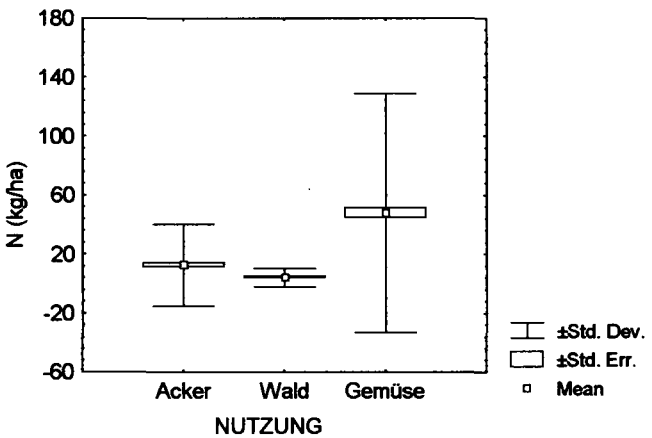


Abb. 3: N-Auswaschungsniveaus bei unterschiedlichen Nutzungsformen (n=966)

Betrachtet man die Heterogenität der Auswaschung auf verschiedenen Skalenebenen (Abb. 4), so kann man erkennen, dass die Variabilität vom 100er km-Maßstab zum 10er cm-Maßstab abnimmt und insgesamt sehr hoch ist, was auf die Heterogenität des Fließfeldes im Boden zurückgeführt wird.

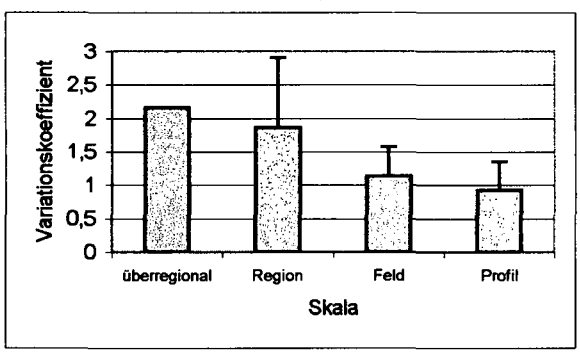


Abb. 4: Skalenabhängige Variabilität (n=1018)

Die Untersuchung einer unterschiedlicher Verteilung der Messpunkte auf der Fläche ergab keinen absicherbaren Unterschied. Alle Verteilungen (10*1; 3*3; 2*5, s.o.) hatten annähernd die gleichen Variationskoeffizienten, die mit 1,1-1,4 in der gleichen Größenordnung wie der der Feldskala lag. Daher kann angenommen werden, dass alle drei Designs die Feldheterogenität hinreichend erfasst haben.

Die Daten lassen sich mit gängiger Normalverteilungsstatistik nicht beschreiben, weil Extrema den Mittelwert stark beeinflussen und nicht vernachlässigt werden dürfen. Dies ergibt sich aus Tracertests (Abb. 5), die zu Validierungszwecken über 6 Monate unter Feldbedingungen durchgeführt wurden. Dabei hätte die Eliminierung der ‚Ausreißer' zu einer sehr deutlichen Unterschätzung der Stoffflüsse geführt.

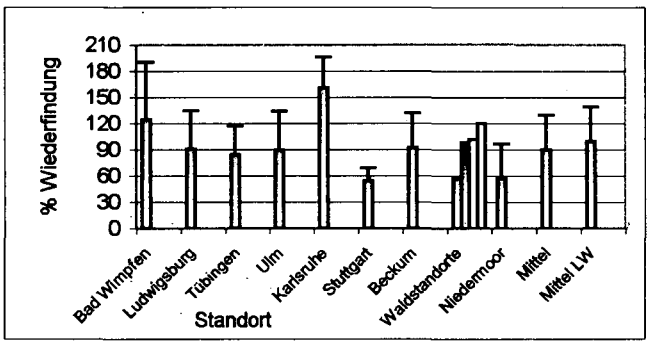


Abb. 5: Tracertests an 12 Standorten, Gesamtmittelwert und Mittelwert unter Landwirtschaft (n=90)

Schlussfolgerungen

Die N-Auswaschungen waren im Mittel so hoch, dass langfristig mit einer Belastung, die jenseits der 50 mg/L Nitrat aus der Trinkwasserverordnung liegt, in solchen Grundwassereinzugsgebieten zu rechnen ist, deren Fläche zum größten Teil landwirtschaftlich genutzt wird.

Dass der Datensatz weder logarithmiert noch natürlich an eine theoretische Verteilung anzupassen war, zeigt, dass die Annahme der Normalverteilung und die daraus abgeleiteten statistischen Signifikanztests keine angemessenen Fehlerschätzungen für die Stoffverlagerung im Boden liefern. Es bleibt offen, wie Ergebnisse solcher Datensätze adäquat ausgewertet und abgesichert werden können.

Das Fließfeld „homogener" Böden ist auch langfristig inhomogen. Um ernstzunehmende repräsentative Werte zum Stofftransport zu erhalten, waren die 10 Wiederholungen je Messfläche eher eine untere Grenze. Auch Außenstehenden muss vermittelt werden, dass ohne hohe Wiederholungszahl zu Fragen des Stoffaustrags aus Böden keine angemessene Aussage zu machen ist.

*Gutachterbüro TerrAquat; Schilfweg 8; 70599 Stuttgart; email: wolf-anno.bischoff@t-online.de
#Institut für Bodenkunde und Standortslehre; Universität Hohenheim; Emil-Wolff-Str. 27; 70599 Stuttgart

Bildanalytische Messung fraktaler Eigenschaften der Bodenstruktur am Beispiel der Grenzlinie Pore-Matrix und der Porengrößenverteilung

Annette Dathe, Siegfried Eins & Gerhard Gerold

Einleitung

Die räumliche Anordnung von Mineralkörnern im Boden formt ein äußerst komplexes Hohlraumsystem, das sich im Regelfall der direkten Betrachtung entzieht. So erfolgt die Beschreibung häufig qualitativ oder es wird durch die Erfassung von z.B. hydraulischen Prozessparametern auf die Porengrößenverteilung geschlossen. Eine in der Bodenkunde bisher wenig beachtete Methode stellt die digitale Bildanalyse dar. Sie erlaubt die quantitative Messung ausgewählter Strukturparameter.

In der hier vorgestellten Arbeit wurden licht- und rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen von Dünnschliffen mit einem Photomakroskop (M400, Wild, St. Gallis) und einem FE-REM (Leo Gemini 1530, Zeiss, Oberkochen) erstellt. Für fünf verschiedene Vergrößerungsstufen (s. Legende in Abb. 2) liegen je 19 - 21 Detailaufnahmen vor. Die Bodenproben stammen aus dem Bt-Horizont (70 cm Tiefe) einer Parabraunerde aus Löss. Es handelt sich um einen stark tonigen Schluff (Ut4).

Zielsetzung

Als Untersuchungsgegenstand dient die Grenzlinie zwischen Poren (dunkel) und Matrix (hell abgebildet, s. Abb. 1). An ihr wird die fraktale Dimension (D) mit den Methoden Boxcounting und Dilatation gemessen. D stellt eine quantitative Maßzahl für die Komplexität der untersuchten Struktur dar. Je größer D, desto höher die Komplexität. Für Längenfraktale (D_L) gilt $1.0 \leq D \leq 2.0$. Das Fraktal einer Oberfläche (D_S) ergibt sich nach Mandelbrot et al. (1984) aus $D_S = D_L + 1$. Die physikalische Bedeutung der Kennzahl D ist bisher weitgehend ungeklärt.

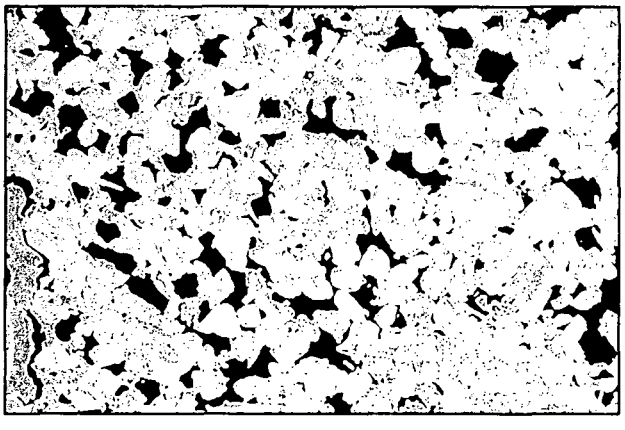


Abb. 1: Konturen der Grenzlinie Pore-Matrix über einem Originalbild der 2. Vergrößerungsstufe. Die Bildgröße beträgt 1024 · 680 Pixel bzw. 764 · 507 μm^2.

Die Verteilung der Porengrößen als Funktion des Porendurchmessers kann auch als Porenfraktal bezeichnet werden. Die Summenkurve der Porengrößenverteilung (PGV) wird mit der am gleichen Bodenhorizont erhobenen Retentionskurve verglichen.

Geographisches Institut, Georg-August-Universität Göttingen, Goldschmidtstraße 5, D-37077 Göttingen, adathe@gwdg.de

Methoden

Verwendet wurde das System KS400 (ZeissVision, Jena). Es erlaubt die Programmierung lauffähiger Makros (Eins, 1998). Nach einer Grauwertsegmentierung wird die Grenzlinie am Binärbild klar erkannt. Für das Boxcounting-Verfahren wird das Bild mit Quadraten einer zunehmenden Seitenlänge ε bedeckt und jeweils die Anzahl der Boxen N gezählt, die die Struktur beinhalten. D^b ergibt sich nach Gl. (1) aus der Steigung eines log-log-Plots. Für das Dilations-Verfahren wird die Länge der Grenzlinie L in Abhängigkeit ihres Durchmessers ε gemessen und D^d ergibt sich aus Gl. (2).

$$N(\varepsilon) \propto \varepsilon^{-D^b} \qquad (1) \qquad L(\varepsilon) \propto \varepsilon^{1-D^d} \qquad (2)$$

D^b und D^d werden für jedes Einzelbild und für jede Vergrößerungsstufe innerhalb des unteren und oberen Cutoffs bestimmt (Abb. 2). Berücksichtigt wurden jeweils 13 - 21 Bilder.

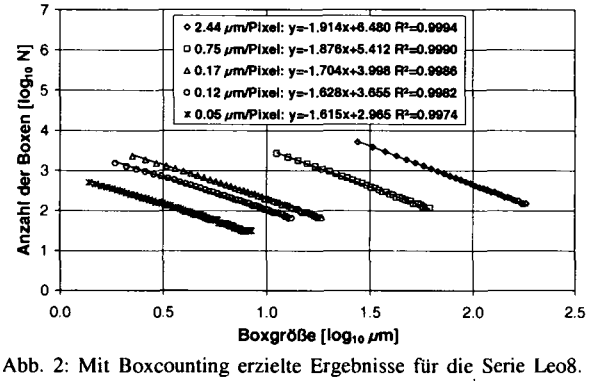


Abb. 2: Mit Boxcounting erzielte Ergebnisse für die Serie Leo8. Mit zunehmender Vergrößerung bzw. Auflösung nimmt D^b ab (Dathe et al., 2001, verändert).

Die in Abb. 3 gezeigte Anpassung von zwei Geraden erfolgte mit lokalen M-Schätzern und einer Optimierung der absoluten Abweichung. Eine kontinuierliche Funktion für die Abhängigkeit von D von der Bildauflösung ist in Abb. 4 und Gl. 3 dargestellt (A. McBratney und O. Richter, mündliche Mitteilungen, verändert).

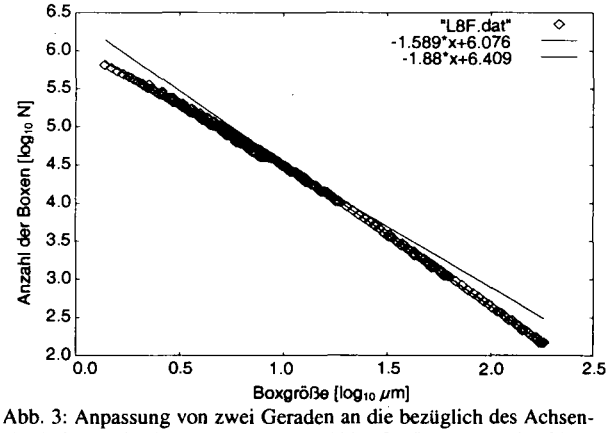


Abb. 3: Anpassung von zwei Geraden an die bezüglich des Achsenabschnitts adjustierten Daten der Abb. 2 (Dathe et al., 2001, verändert).

Die PGV wird mit dem Opening-Verfahren gemessen. Dieses besteht aus der morphologischen Prozedur Erosion, gefolgt von Dilatation. Das verwendete Strukturelement ist kreisförmig, sein Durchmesser wird sukzessiv vergrößert. Als Ergebnis erhalten wir die Porenfläche pro Bildfläche, die Flächenhäufigkeit von Poren definierter Größenklassen, und die jeweilige Anzahl der Poren. Auf die Klassenbreite normiert lässt sich die PGV aller Vergrößerungsstufen in einer Graphik darstellen (Abb. 5). Für die Summenkurve in Abb. 6 erfolgt die Addition der einzelnen Verteilungen an genau dem Punkt, wo der Variationskoeffizient der kumulierten Porenfläche der nächsthöheren Vergrößerungsstufe kleiner als 1 wird. Dargestellt sind jeweils die Mittelwerte aus 19 - 21 Bildern. Am gleichen Bodenhorizont wurden zusätzlich die Phasenanteile bestimmt sowie Retentions- und Leitfähigkeitskurven aufgenommen.

Ergebnisse

D wurde an drei und die PGV an zwei Bildserien gemessen und ausgewertet. D^d nimmt wie D^b mit zunehmender Vergrößerung ab. Die für alle Datensätze bestimmten Schnittpunkte bei der Anpassung von zwei Geraden liegen zwischen 5 und 17 μm. Dies korreliert sehr gut mit den Porendurchmessern, die direkt aus der Anordnung der Hauptkörnungsfraktion Grobschluff (45 %) abgeleitet werden können und - je nach Anordnung der Körner - zwischen 6 und 18 μm liegen.

Tab.1: Anpassungen von ein (D_T) und zwei (D_1, D_2) Geraden für lineare und exponentielle Schrittweiten des Strukturelements für Leo8. Die Schnittpunkte sind angegeben.

Schritt-weite	D_T^b	D_1^b	D_2^b	Schnitt-punkt [μm]
linear	1,747 (0,037)	1,589	1,880 (0,031)	14,022
exp.	1,746 (0,038)	1,601	1,886 (0,022)	14,579
Schritt-weite	D_T^d	D_1^d	D_2^d	Schnitt-punkt [μm]
linear	1,778 (0,030)	1,653	1,910 (0,013)	16,559
exp.	1,783 (0,038)	1,591	1,894 (0,017)	12,350

Die mit dem Programm ModelMaker (3.0.0, Cherwell Scientific) geschätzten Parameter der Gl. (3) betragen für die drei Datensätze, gemessen mit Boxcounting und Dilatation D_{smin}=2.558, D_{smax}=2.915, k=2.984, wobei R^2=0.9997.

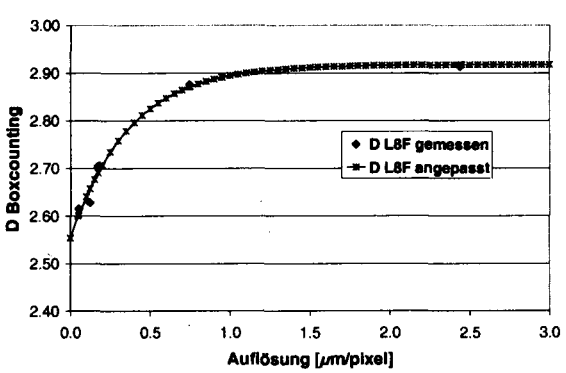


Abb. 4: Gemessene D (s. Abb. 2) in Abhängigkeit von der Bildauflösung. Die Anpassung erfolgte mittels folgender Sättigungsfunktion:

$$D_S = D_{Smin} + \left(D_{Smax} - D_{Smin}\right)\left(1 - e^{-\varepsilon k}\right) \qquad (3)$$

Die PGV zeigt zwei Maxima (Abb. 5): Eines bei rund 1 μm Porendurchmesser, wenn Poren <0.50 μm nicht berücksichtigt werden und das zweite zwischen 340 und 620 μm. Abb. 6 zeigt, dass im vorliegenden Fall (horizontal) der Anteil von Poren <40 μm von der Retentionskurve deutlich überschätzt wird. Für den Datensatz Leo7 (vertikal) liegen die Häufigkeitsmaxima ähnlich, die Abweichung von der Retentionskurve beginnt dagegen bereits bei Poren <11 μm.

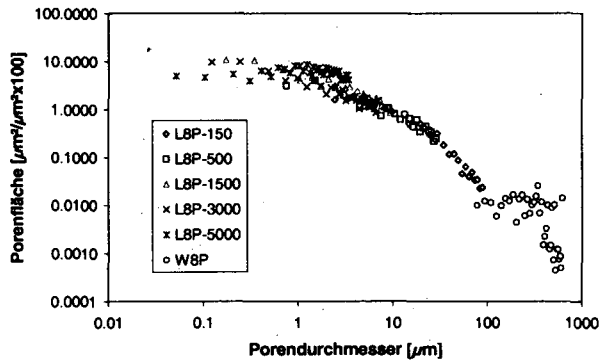


Abb. 5: Porengrößenverteilung aller Vergrößerungsstufen der Serie Leo8, logarithmische Darstellung.

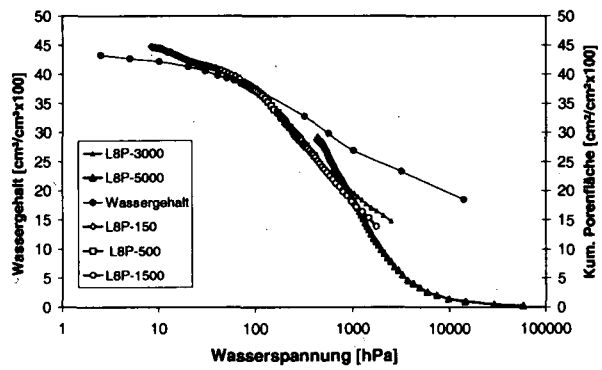


Abb. 6: Vergleich der Summenkurve der PGV mit der Retentionskurve.

Fazit

Die abnehmende Komplexität der untersuchten Porenraumgrenzlinie kann mit dem Unterschied zwischen der Anordnung der Körner zueinander und der Oberflächenrauhigkeit von Einzelkörnern erklärt werden, die auch als Struktur und Textur beschrieben wird (Orford & Whalley 1983). Die ermittelte Kennzahl D drückt somit sowohl die Tortuosität als auch die Anzahl der Verzweigungspunkte der Grenzlinie zwischen Poren und Matrix und somit potentieller Fließwege aus. Aus der Form der Retentionskurve, die die Konnektivität mit beinhaltet, kann nicht auf die Porengrößenverteilung rückgeschlossen werden (Vogel, 2000).

Literatur

Dathe, A., Eins, S., Niemeyer, J., Gerold, G., 2001. The surface fractal dimension of the soil-pore interface as measured by image analysis. Geoderma 103/1-2, 203-229.

Eins, S., 1998. Special approaches of image analysis for the measurement of fractal dimension. In: Losa, G.A., Merlini, D., Nonnenmacher, T.F., Weibel, E.R. (Editors), Fractals in Biology and Medicine II. Birkhäuser, Basel, pp. 86-96.

Mandelbrot, B.B., Passoja, D.E., Paullay, A.J., 1984. Fractal character of fracture surfaces of metals. Nature Vol. 308: 721-722.

Orford, J.D., Whalley, W.B., 1983. The use of the fractal dimension to quantify the morphology of irregular-shaped particles. Sedimentology, 30:665-668.

Vogel, H.-J., 2000: A numerical experiment on pore size, pore connectivity, water retention, permeability, and solute transport using network models. Europ. J. Soil Sci., 51:99-105.

Bestimmung parameterfreier bodenhydrologischer Eigenschaften aus instationären Fließexperimenten durch inverse Simulation

Wolfgang Durner[1], Sandro Bitterlich[2] und Peter Knabner[2]

Zur Bestimmung der hydraulischen Funktionen an größeren Bodenausschnitten ist die Verwendung von instationären Meßverfahren notwendig. Als Methode der Wahl hat sich hierbei in den letzten Jahren das Verfahren der "inversen Simulation" herausgestellt. Bei diesem Verfahren wird der Bodenausschnitt geeigneten Randbedingungen, z.B. einem mehrstufigen Ausflussprozess ("multi-step outflow") unterworfen, und die Reaktion (Ausfluss, Tensionen in der Säule) hochaufgelöst gemessen. Der Fließprozess wird dann unter Variation der hydraulischen Parameter solange numerisch simuliert, bis eine perfekte Deckung zwischen Beobachtung und Simulation erreicht ist.

Es konnte gezeigt werden, dass die Identifikation der hydraulischen Funktionen für ein multi-step outflow Experiment eindeutig und korrekt erfolgt, sofern (a) sowohl Potential- als auch Ausflussmessdaten in der Objektfunktion der inversen Simulation berücksichtigt werden, (b) das angenommene Prozessmodell (üblicherweise die Richards-Gleichung) für das Experiment adäquat ist, und (c) die gewählte Parametrisierung der hydraulischen Funktionen flexibel genug sind, die "wahren" hydraulischen Eigenschaften fehlerfrei darzustellen (Zurmühl, 1996; Durner et al., 1999). Da natürlich gelagerte Böden neben dem texturbedingten Primärporensystem in der Regel ein sekundäres Strukturporensystem besitzen, ist gerade der letztgenannte Punkt bei Verwendung eines einfachen sigmoidalen Modells für die Retentionsfunktion (z.B. van Genuchten/Mualem) oft verletzt. Anderseits ist die a priori Verwendung von sehr flexiblen und somit höher parametrisierten Funktionen (die z.B. bimodale Porengrößenverteilungen widerspiegeln) problematisch. Wir wollen in diesem Beitrag eine Methode vorstellen, bei der wir entgegen der bisher üblichen Methode, die hydraulischen Eigenschaften durch phänomenologisch motivierte Modelle zu beschreiben, von keiner starren Form der hydraulischen Eigenschaften ausgehen sondern Spline-Funktionen zu deren Approximation verwenden.

Theorie

Die Parametrisierung der hydraulischen Eigenschaften erfolgt durch geeignete Spline-Basen (Bitterlich und Knabner, 2001a). A priori ist hierbei nur der Grad der verwendeten Splines festzulegen, die Anzahl der erforderlichen Basisfunktionen wird durch die experimentellen Daten selbst bestimmt. Aus numerischen Gesichtspunkten (wie z.B. notwendige Glattheiteigenschaften) haben sich für die Parametrisierung quadratische Splines als vorteilhaft erwiesen.

Zunächst gehen wir von einer groben Parametrisierung aus. Anschließend wird eingebettet in einen Multi-Level Prozess jeweils nach erfolgter inverser Simulation eine Verfeinerung der Spline-Parametrisierung vorgenommen. Durch eine derartige Verfeinerung wird erreicht, dass sich die Flexibilität der verwendeten Funktionen erhöht und dadurch eine Verbesserung bei der Rekonstruktion der experimentellen Daten möglich ist. Diese Verfeinerung darf jedoch nicht beliebig fortgeführt werden, da mit steigender Flexibilität der Einfluss der Messfehler in den experimentellen Daten auf die durch inverse Simulation bestimmten hydraulischen Eigenschaften stark anwächst und somit zu großen Identifizierungsfehlern führt. Um eine optimale Spline-Parametrisierung zu erzielen, wird eine Fehleranalyse durchgeführt, die auf einer Singulärwertzerlegung der Sensitivitätsmatrix bezüglich der Freiheitsgrade der Spline-Parametrisierung beruht. Hierdurch kann ein Abbruchkriterium für den Multi-Level Prozess formuliert werden.

Da innerhalb des Multi-Level Prozesses mehrfach eine inverse Simulation durchzuführen ist, werden effiziente numerische Verfahren zur Simulation und zur Sensitivitätsberechnung wie sie durch Bitterlich und Knabner (2001b) beschrieben worden sind, eingesetzt.

Material und Methoden

Wir zeigen eine Anwendung der Methode an Daten eines Multi-Step-Ausfluss-Experimentes (Roth und Zurmühl, 1997). Die Messungen erfolgten an einer ungestört genommenen Bodensäule (Höhe 15.0 cm, Durchmesser: 12.0 cm) eines Ap-Horizonts (0-18 cm) eines landwirtschaftlich genutzten Bodens bei Rastatt, mit 92% Sand und 8% Schluffanteil. Der gesättigte Wassergehalt wurde zu $\theta_S = 0.35$ bestimmt, die gesättigte Leitfähigkeit betrug $K_S = 300$ cm d^{-1}. Nach Aufsättigung der Probe bis zum oberen Rand wurde der Ausfluss durch eine schrittweise Erniedrigung des Wasserdrucks am unteren Rand induziert (Abb. 1). Die Druckübertragung erfolgte über eine gesinterte Glasplatte (Robu, Porosität 3, Lufteintrittspunkt: –150 cm).

Die Auswertung des Experiments erfolgte durch inverse Simulation der Fließvorgänge unter Annahme der Gültigkeit der Richardsgleichung (Hopmans et al., 2002).

[1] Technische Universität Braunschweig, Institut für Geoökologie und Geographie. E-mail w.durner@tu-bs.de
[2] Universität Erlangen, Lehrstuhl 1 für angewandte Mathematik. E-mail bitterli@am.uni-erlangen.de

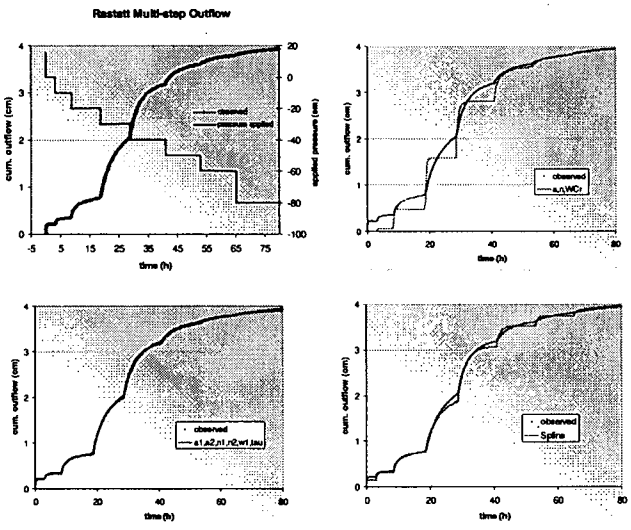


Abb. 1: Ausflussexperiment: Oben links: Untere Randbedingung und, beobachteter Ausfluß. Oben rechts: beobachteter (gepunktet) und simulierter Ausfluß (durchgezogen), Verwendung des unimodalen van Genuchten/Mualem-Modells; unten links: dto., bimodales van Genuchten/ Mualem-Modell; unten rechts: dto., Verwendung einer Spline-Repräsentation der hydraulischen Eigenschaften.

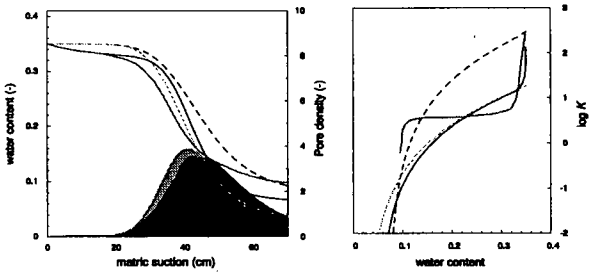


Abb. 2: Identifizierte hydraulische Eigenschaften. Links: Retentionskurven und Porengrößenverteilungen. Rechts: Leitfähigkeitskurven. Gestrichelt: unimodales van Genuchten/Mualem Model, durchgezogen: bimodales Modell; gepunktet: Spline Approximation.

Für die hydraulischen Funktionen wurde das gekoppelte unimodale und bimodale van Genuchten/Mualem - Modell, sowie entkoppelte Splines (d.h. unabhängige Splines für Retentions- und Leitfähigkeitskurve) vorgegeben. In der Objektfunktion wurden die gemessenen Ausflussdaten verwendet. Sowohl der gesättigte Wassergehalt als auch die gesättigte Leitfähigkeit wurden auf den gemessenen Wert fixiert.

Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1 zeigt die Messergebnisse sowie die simulierten Ausflussdaten. Der beobachtete Ausfluss wird durch die Simulation mit dem unimodalen van Genuchten-Modell nicht adäquat beschrieben. Die Verwendung der flexibleren Funktionen dagegen ergibt sehr viel bessere Übereinstimmungen zwischen Messungen und Simulation. Die Verwendung der Spline Approximation erbrachte im vorliegenden Fall jedoch noch kein optimales Ergebnis. Bemerkenswert gut ist dennoch die Übereinstimmung der bimodalen Retentionskurve und der Spline-Approximation nahe Sättigung. Auch der drastische Abfall der Leitfähigkeitsfunktion nahe Sättigung wird von beiden Modellen klar wiedergegeben. Gleichzeitig erkennt man jedoch, dass – entsprechend der theoretischen Erwartung – die Verwendung der entkoppelten Spline Funktionen aufgrund des Fehlens von Potentialdaten in der Objektfunktion insgesamt zweifelhafte Ergebnisse liefert. Für eine entkoppelte Optimierung der hydraulischen Funktionen müssen also zusätzlich Potentialdaten in der Objektfunktion berücksichtigt werden.

Dieses Beispiel sowie einige hier nicht dargestellte Anwendungen zeigen, dass die Methode ein großes Potential besitzt, korrekte hydraulische Eigenschaften aus instationären Fließexperimenten auch für Böden mit einem Sekundärporensystem zu gewinnen.

Literatur

Bitterlich S. und P. Knabner, P. (2001a): Formfree and cascadic identification of material laws in (un)saturated fluid flow from column experiments, Proc. in Applied Mathematics and Mechanics, *Zeitschrift für angewandte Mathematik und Mechanik* 81, Suppl.1, 13-16.

Bitterlich S. und P. Knabner, P. (2001b): An efficient method for solving an inverse problem for the Richards equation, *J. Computational and Applied Math.*, im Druck.

Durner W., B. Schultze B. und T. Zurmühl (1999): State-of-the-art in inverse modeling of inflow/outflow experiments. p. 661-681. *In* M.Th. van Genuchten, F.J. Leij, and L. Wu (eds.) *Proc. Int. Workshop on Characterization and Measurement of the Hydraulic Properties of Unsat. Porous Media*, Univ. of California, Riverside, CA.

Hopmans J.W., J. Šimunek, N. Romano und W. Durner (2002): Simultaneous determination of water transmission and retention properties – Inverse methods. p 000-000. *In* J.H. Dane and G.C. Topp (Eds.): *Methods of Soil Analysis, Part 1: Physical Methods. 3rd Edition.* Agron. Monogr. No. 9, Soil Sci. Soc. of Am., im Druck.

Roth K. und T. Zurmühl (1997): *Experimentelle Grundlagenarbeiten zum Transport organischer Stoffe in unterschiedlichen natürlichen Böden.* Abschlussbericht zum PWAB-Forschungsvorhaben PW 93 138. Bodenphysik, Universität Hohenheim.

Zurmühl T. (1996): Evaluation of different boundary conditions for independent determination of hydraulic parameters using outflow methods. In DuChateau P. and J. Gottlieb, *Parameter Identification and Inverse Problems in Hydrology, Geology and Ecology*, Water Science and Technology Libary, Vol. 23, Kluwer, Dordrecht, 162-184.

Räumliche Variabilität hydraulischer Bodeneigenschaften Vergleich von Labor- und Feldexperimenten

Torsten Eckelt[1] und Wolfgang Durner[1]

Die Kenntnis des Bodenwasserhaushaltes ist grundlegend für die Beschreibung vieler Prozesse in der Umwelt. Eine Voraussetzung für die Modellierung ist die Kenntnis der hydraulischen Funktionen. Aufgrund großer räumlicher Variabilität auf der Skala des Feldmaßstabs sind die erforderlichen Meßgrößen dem Experiment aber bislang nur schwer zugänglich.

Daher ist die Fragestellung in dem DFG-Projekt, dessen Ergebnisse hier vorgestellt werden sollen, inwieweit sich punktuelle Messungen, die an „ungestörten" Bodenproben im Labor ausgeführt werden, zur Vorhersage des Wasserhaushaltes im Feldmaßstab eignen.

Material und Methoden

Auf einem Versuchsfeld der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) im Nordwesten von Braunschweig wurden auf einem Raster von 45 m * 120 m Bodenproben für die Untersuchungen entnommen (**Abb. 1**). Es handelt sich um einen landwirtschaftlichen Standort mit einer Parabraunerde, wobei im Oberboden lehmiger Sand und im Unterboden heterogene eiszeitliche Ablagerungen von Sanden vorherrschen.

An 48 Punkten wurden Tiefen von 10, 20, 40 und 60 cm Stechzylinderproben von 340 cm^3 Volumen ungestört entnommen. Im Labor wurden daran die Retentionskurven mittels einer Unterdruckapparatur mit keramischen Platten bis pF = 2.5 bestimmt. Bis pF = 4.2 wurden zusätzlich Stechringe von 2.5 cm^3 verwendet. Zusätzlich sind die ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten im Bereich von –10 cm WS bis etwa –800 cm WS mit einer Evaporationsmethode nach Wind an denselben Stechzylindern gemessen worden.

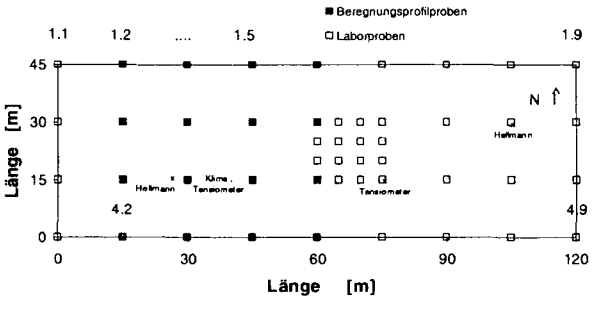


Abb. 1: Raster für die Probenahme.

Zur Validierung der Labordaten wurde ein Beregnungsexperiment mit einem Linearregner auf 16 Rasterpunkten ausgeführt. Dabei sind 50 mm in 1.5 Stunden verregnet worden. An 13 Terminen, innerhalb von 4 Monaten, wurden nachfolgend Wassergehaltsprofile bis 90 cm Tiefe genommen. Die Probenahme erfolgte über Bohrstockproben in 10 cm Schichten mit jeweils ca. 100 cm^3 Volumen

Ergebnisse

a) Laboruntersuchungen

Die gemessenen Wassergehalte der Retentionskurve weisen an den 48 Rasterpunkten eine hohe Variabilität auf. Im Oberboden beträgt die Standardabweichung 2-3 Vol% im Unterboden liegt sie bei 5-6 Vol%. Dargestellt sind exemplarisch die Retentionsdaten für die Tiefen 10 cm (**Abb. 2**) und 60 cm (**Abb. 3**). Die Häufigkeitsverteilungen sind im Oberboden normalverteilt, wogegen sie im Unterboden eine leichte Schiefe aufweisen.

Die hydraulischen Leitfähigkeiten zeigen eine Schwankungsbreite von bis zu drei Dekaden in ihren Meßwerten.

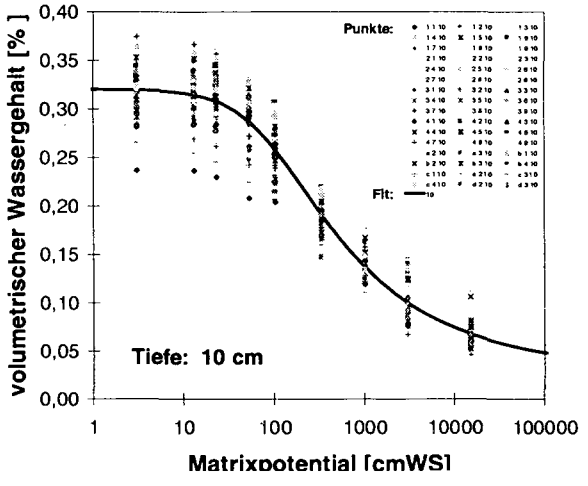


Abb. 2: Retentionswerte sowie mittlere angepaßte Kurve für die Tiefe von 10 cm.

[1] Technische Universität Braunschweig, Institut für Geoökologie
Kontakt: t.eckelt@tu-bs.de

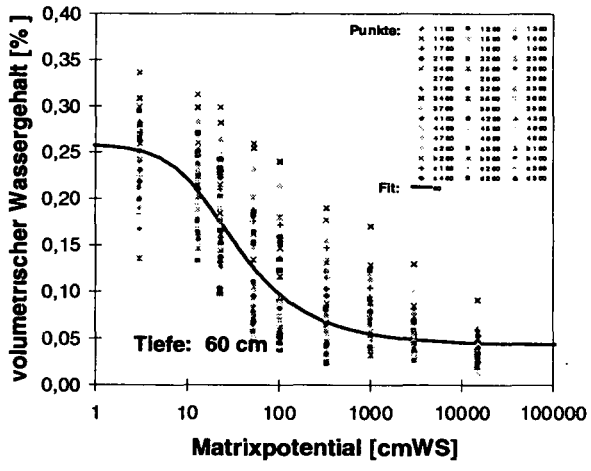


Abb. 3: Retentionswerte sowie mittlere angepaßte Kurve für die Tiefe von 60 cm.

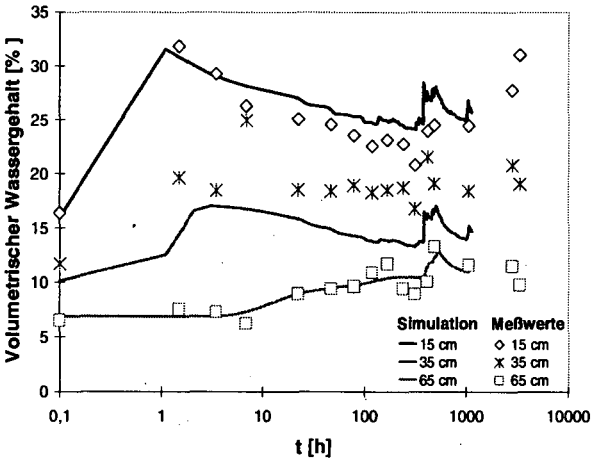


Abb. 5: Zeitreihen der Wassergehalte für drei verschiedene Schichttiefen.

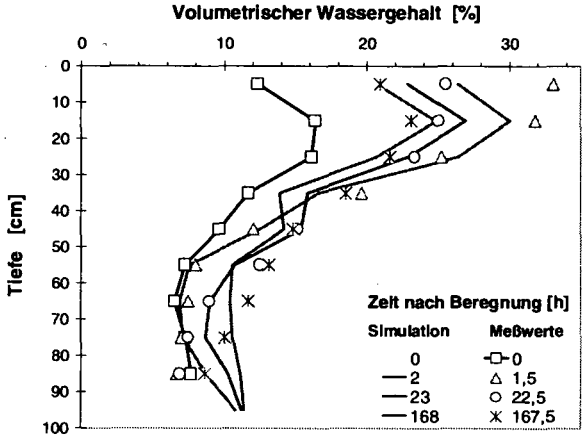


Abb. 4: Messung der Wassergehaltsprofile zu verschiedenen Zeiten.

b) Vorhersage der Felddaten aus den Labormessungen

Die Anwendbarkeit der Laborergebnisse für Feldprozesse wurde hier anhand des Beregnungsversuches getestet. Dazu wurden mit den Retentionsdaten und im Feld bestimmten gesättigten Leitfähigkeiten nach dem van Genuchten–Mualem–Modell eindimensionale Simulationsrechnungen mit den vorhandenen Klimadaten sowie der Beregnungsmenge ausgeführt. Als untere Randbedingung wurde dabei ein festes Potential von −100 cm WS willkürlich angesetzt.

In **Abb. 4** sind die gemessenen und simulierten Wassergehaltsprofile zu vier verschiedenen Zeiten dargestellt. Die Simulationsergebnisse sind für jeden Profilpunkt berechnet und dann gemittelt worden. Die Meßwerte werden durch die Simulationen in der Regel gut beschrieben. Abweichungen ergeben sich allerdings unmittelbar nach dem Beregnungsereignis im Oberboden sowie in der Nähe des Pflughorizontes.

Die zeitliche Entwicklung der Wassergehalte in drei verschiedenen Schichttiefen ist in **Abb. 5** dargestellt. Man erkennt auch hier zumeist geringe Abweichungen zwischen den gemessenen und simulierten Werten. Allerdings zeigt auch hier die Tiefe von 35 cm keine gute Anpassung. Dies liegt sicher in der unzureichenden Beschreibung der Leitfähigkeit des Pflughorizontes begründet, dessen Eigenschaften bei den vorliegenden Messungen nicht erfaßt werden können.

Zusammenfassung

- Die Retentionswerte weisen im Feldmaßstab ein hohe Variabilität auf.
- Die Mittelwertbildung bei einer genügenden Probenzahl reduziert die Variabilität der Retentionswerte gerade auch in Hinblick auf die Heterogenitäten im Unterboden beträchtlich.
- An Labormessungen gewonnene Parameter erlauben in bestimmten Fällen eine recht gute Beschreibung von Prozessen im Feld.
- Probleme bei der Vorhersage entstehen allerdings an speziellen Horizontgrenzen, die mit der gewählten Tiefenauflösung nicht ausreichend erfaßt werden, sowie bei der Beschreibung von schnell ablaufenden Prozessen.

Stabilitätskennwerte von Ober- und Unterböden in Abhängigkeit von Wasserspannung, Bodenart und Gefügeform auf Basis der CA-Database „Subsoil Compaction“

H.Fleige, R.Horn*

Einleitung

Im Rahmen zweier Concerted Action Programme seitens der EU (FAIR CA: „Experiences with the impact of subsoil compaction on soil crop growth and environment and ways to prevent subsoil compaction“, INCO-Copernicus CA: „Experiences with the impact of subsoil compaction on soil nutrient crop growth and environment and ways to prevent subsoil compaction“) wird gegenwärtig eine Datenbank erstellt, die physikalische, mechanische und pflanzenbauliche Parameter von Böden integriert (Trautner et al. 2000, van den Akker & Canarache 2001). Insgesamt waren Teilnehmer von 49 Instituten aus 14 EU-Ländern sowie der Schweiz, Norwegen und 11 Staaten aus Osteuropa beteiligt. In der Datenbank sind u.a. die mechanischen Kennwerte „Vorbelastung“ und die Scherwiderstandsparameter „Kohäsion und Winkel der inneren Reibung“ enthalten.

Theoretische Betrachtung

Die Vorbelastung ist ein Maß für die mechanische Stabilität von Böden. Die Bodenstabilität wird charakterisiert durch das Verhältnis von Normal- zu Scherspannungen im Bruchzustand, die durch die Mohr Coulomb'schen Bruchbedingungen ermittelt werden. Der Scherwiderstand wirkt an den Berührungspunkten der Bodenpartikel (Aggregate oder Einzelkörner) in Abhängigkeit von der Normalspannung stabilisierend und hat somit wesentlichen Einfluß auf den Wert der Vorbelastung. Die Vorhersage der Vorbelastung, wie sie in Form von Pedotransferfunktionen bereits möglich ist (DVWK 1995), basiert u.a. auf den Scherparametern: Kohäsion und Winkel der inneren Reibung. Die Vorhersagegenauigkeit der Vorbelastung steigt unter Hinzunahme der Scherparameter insbesondere bei tonreicheren Böden an (Lebert & Horn 1992).

Methodik

Auf Basis der Datenbank wurde die mechanische Stabilität (Vorbelastung) und die Scherwiderstandsparameter: Winkel der inneren Reibung und Kohäsion für die Hauptbodenarten Sand, Schluff, Lehm und Ton (nach KA4) bei verschiedenen Wasserspannungen (pF 1.8 und 2.5) und Gefügeformen für unter landwirtschaftlicher Nutzung stehende Ober- und Unterböden mit konventioneller Ackernutzung ermittelt.

*Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 24118 Kiel

Ergebnisse

Einfluß der Wasserspannung

Mit abnehmender Wasserspannung wird die mechanische Stabilität erwartungsgemäß reduziert, wobei die anthropogen gelockerten Oberböden empfindlicher als die Unterböden reagieren (Abb. 1). Die Oberböden weisen bei gleicher Vorentwässerungsstufe nur rund 50% der mechanischen Stabilität der Unterböden auf. Die Unterböden sind bei pF 1.8 stabiler als die Oberböden bei pF 2.5.

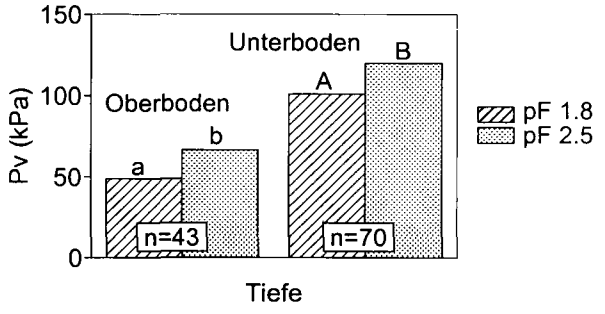


Abb. 1: Arithmetisches Mittel der Vorbelastung (Pv) von Ober- und Unterböden ($p < 0.05\%$)

Einfluß der Bodenart

Sandige und schluffige Ober- und Unterböden weisen tendenziell höhere Stabilitäten gegenüber den tonreicheren Böden auf (Abb. 2). Die sandigen Unterböden zeigen bei pF 1.8 eine höhere Eigenstabilität als lehmige und tonige Unterböden bei pF 2.5. Eine Wasserspannungsabnahme führt nur zu einer geringen Stabilitätsabnahme der sandigen Unterböden von rund 10%. Schluffige Unterböden zeigen bei pF 2.5 ähnlich hohe Stabilitäten wie die Sande, sind allerdings bei pF 1.8 deutlich instabiler. Statistische Unterschiede sind nicht festzustellen aufgrund der hohen Variabilität der Vorbelastungswerte innerhalb der einzelnen Bodenartengruppen.

Die Kohäsion ist in den lehmigen und tonreichen Böden sowohl bei pF 1.8 als auch bei pF 2.5 signifikant größer als in den sandigen und schluffigen Unterböden (Abb. 3). Der Wert der Kohäsion ist wasserspannungsabhängig. Der Winkel der inneren Reibung ist tendenziell bzw. signifikant mit zunehmendem Tongehalt geringer und ist wasserspannungsunabhängig.

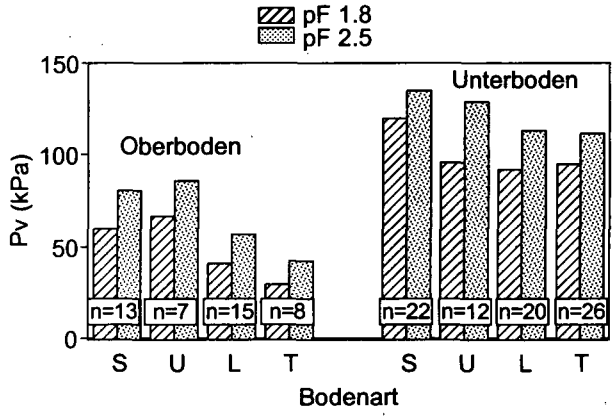


Abb. 2: Arithmetisches Mittel der Vorbelastung (Pv) von Ober- und Unterböden in Abhängigkeit von der Bodenart ($p < 0.05\%$) und der Wasserspannung

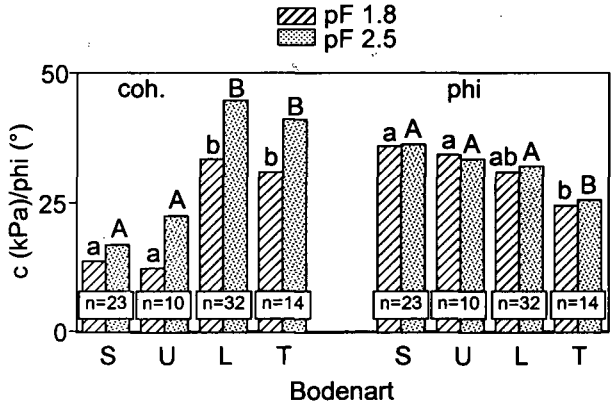


Abb. 3: Arithmetisches Mittel der Scherwiderstandsparameter von Unterböden in Abhängigkeit von der Bodenart ($p < 0.05\%$) und der Wasserspannung

Einfluß der Gefügeform

In Abb. 4 ist der Einfluß der Aggregierung auf die Vorbelastung am Bespiel der sandigen und tonigen Böden dargestellt. Die stärker aggregierten Unterböden (pol-, sub-Gefüge) weisen bei gleicher Wasserspannung tendenziell, aber auch signifikant höhere Stabilitäten als die nicht bzw. wenig aggregierten Unterböden (koh/pri-, ein-Gefüge) auf.

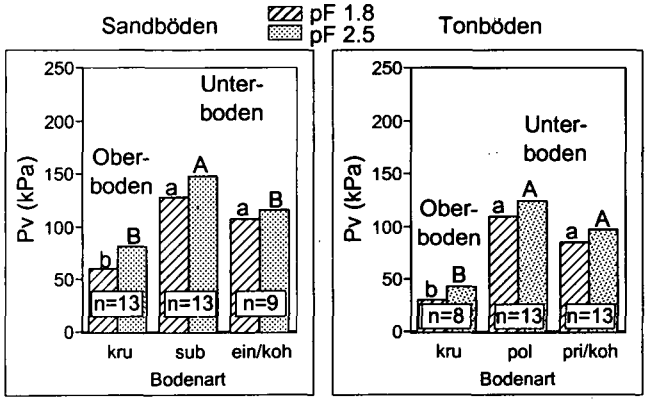


Abb. 4: Arithmetisches Mittel der Vorbelastung (Pv) von sandigen und tonigen Ober- und Unterböden in Abhängigkeit von der Gefügeform ($p < 0.05\%$) und der Wasserspannung

Diskussion

Mit abnehmender Wasserspannung wird der Wert der Vorbelastung und der Kohäsion geringer, da bei geringerem Vorentwässerungsgrad die kontrahierende Kraft der Wassermenisken abnimmt. Die ohnehin deutlich weniger stabilen, durch die Bodenbearbeitung aufgelockerten, Oberböden reagieren auf eine Zunahme des Wassergehaltes sensibler als die Unterböden und sind insgesamt als verdichtunsanfälliger einzustufen. Die Gefahr einer Unterbodenverdichtung erscheint bei sandigen Böden aufgrund der höheren Eigenstabilität gegenüber den anderen Bodenarten im feuchten Zustand (pF 1.8) geringer.

Die mechanische Stabilität scheint nicht nur in Abhängigkeit von Bodenart und Wasserspannung zu stehen, sondern wird auch von der Gefügeform bestimmt. Die Stabilität steigt mit zunehmender Aggregierung, da die Scherwiderstände durch einen erhöhten (strukturbedingten) Reibungswinkel zwischen den Aggregaten (Interaggregat-Reibungswinkel) und einer erhöhten Kohäsion in festen Einzelaggregaten (Intragaggregat-Kohäsion) ansteigen.

Die statistische Auswertung umfaßt eine Vielzahl verschiedener Bodentypen. Für weitere Schlüsse ist jeder Bodentyp individuell zu betrachten, da sowohl geogenetische Prozesse (z.B. glazial verdichtete Horizonte), pedogenetische Prozesse (z.B. Einlagerungsverdichtungen in Bt-Horizonten) und anthropgene Einflüsse (z.B. Pflugsohlen- und Unterbodenverdichtungen), erhebliche Auswirkungen auf die mechanische Stabilität innerhalb eines Profils haben.

Literatur

DVWK 1995: Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden. Teil I: Mechanische Belastbarkeit. – Vol. 234, S. 18.

LEBERT, M., HORN, R., 1992: Ein Verfahren zur flächendeckenden Erfassung der Bodenstabilität im Hinblick auf die Beurteilung der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 33, 85-99.

TRAUTNER, A., FLEIGE, H., van den AKKER, J.J.H., ARVIDSSON, J., HORN, R., PEDERSSON, K., 2000: Structure, development and use of a database about physical, mechanical and crop parameters as related to subsoil compaction. Catena, 169-174.

VAN DEN AKKER, J.J.H., CANARACHE, A.: 2001: Two Concerted Actions on Subsoil Compaction. Landnutzung und Landentwicklung 42, 15-22.

Hydraulische Parameter eines Löss-Ap-Horizonts im Jahresverlauf

Horst H. Gerke[1]

Einleitung

Neben der räumlichen Heterogenität unterliegen zahlreiche Bodeneigenschaften auch zeitlichen Änderungen als Folge von Bearbeitungs- und Witterungseinflüssen sowie einer Vielzahl von mechanischen, biotischen, chemischen und anderen Prozessen, insbesondere im bearbeiteten Ap-Horizont. In Modellen zur Beschreibung des Wasser- und Stoffhaushalts werden die hydraulischen Bodeneigenschaften in Form von Parameterfunktionen abgebildet. Während die meisten Arbeiten sich bislang vor allem mit der räumlichen Variabilität hydraulischer Bodenparameter befaßten, wurde die zeitliche Variabilität dieser Parameter bislang relativ wenig untersucht. Ziel dieser Arbeit war es, derartige zeitliche Veränderungen im Ap-Horizont im Verlauf eines Jahres experimentell zu ermittelten und mögliche Beziehungen zu Bearbeitungsmaßnahmen oder zur Vegetationsentwicklung abzuleiten, um daraus Vorstellungen zu gewinnen, mit denen sich die Beschreibungen der Wasserbewegung im Boden zukünftig weiter verbessern lassen.

Material and Methoden

Die Messungen erfolgten an 'ungestörten' 250 cm^3-Bodenproben aus 1 – 6 cm, 8 – 13 cm, und 15 – 20 cm Tiefe eines Ap-Horizonts einer Löß-Parabraunerde zu 5 Zeitpunkten im Verlauf einer Zuckerrüben-Winterweizen Fruchtfolge. Die Bodenproben waren mit je 5 - 15 Wiederholungen aus einem regelmäßigen Gitter auf einer 7 m x 7 m großen Fläche nach dem Zufallsprinzip entnommen worden. Desorptions-pF-Werte wurden mittels Plattenapparatur über eine hängende Wassersäule im unteren (<0.1 MPa) und mittels Drucktöpfen im oberen Saugspannungsbereich (0.1 - 1.5 MPa) bestimmt. Die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit wurde mittels Doppelmembranapparatur im Durchflußverfahren bei Matrixpotenzialen von -30 cm, -50 cm, und -70 cm bestimmt. Die van Genuchten/Mualem-Funktionen wurden an die Daten mittels RETC-Programm angepaßt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Porosität erhöhte sich nach der Bodenbearbeitung sowie im Frühjahr während der Entwicklung des Winterweizens. Nach der Bearbeitung waren die Anteile der Feinporen (Abb. 1) vermindert und die überkapillaren Porenanteile erhöht. Der Mittelporenanteil stieg während des Winterweizenwachstums im Frühjahr wieder an. Nach Rübenernte und Bodenbearbeitung mit Pflug und Packerwalzen lag die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit (Abb. 2) im Dezember im Matrixpotenzialbereich von -70 bis -30 cm bei Werten zwischen 0,1 und 0,3 cm/Tag; jedoch die Streuung der Werte war erhöht gegenüber denen vor der Bearbeitung. Die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit änderte sich stark zwischen April und Mai. In der Tiefenstufe 15 - 20 cm erhöhte sie sich um mehr als eine Größenordnung. Die Änderungen deuten auf die Wirkung biotischer Prozesse hin. Die pF-Daten im Bereich der kapillaren Grob- und Mittelporen konnten nicht optimal an die unimodalen Parameterfunktionen angepaßt werden. Überkapillare Poren waren aufgrund der Aufsättigungsmethodik nicht einbezogen worden.

Schlußfolgerungen

Zeitliche Veränderungen der hydraulischen Eigenschaften eines Löß-Ap-Horizont sind auch für den Bereich der kapillaren Porengrößen und besonders im Zeitraum Winter bisFrühjahr von Bedeutung. An den pF- und K(h)-Werten im Vergleich der 5 Termine lassen sich Effekte der Gefügezerstörung und -neubildung erkennen. Der Anstieg der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit zu Vegetationsbeginn im Frühjahr deutet auf Wechselwirkungen zwischen bodenbiologischen und -physikalischen Prozessen hin. Die kapillare Aufsättigung der Bodenproben war relativ schlecht in der Zeit vor Vegetationsbeginn. Eine kleinräumige Variabilität könnte vermutlich auch im 'homogenen' Löß vorkommen. Die pF-Messdaten ließen sich im Bereich der gröberen Porengrößen nicht mit einem unimodalen Parametermodell erklären. Die beobachteten zeitlichen Änderungen der hydraulischen Bodeneigenschaften haben vermutlich auch quantitative Auswirkungen auf die Infiltration sowie auf die Wasser- und Stoffbilanzen.

[1] Institut für Bodenlandschaftsforschung, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V., Eberswalder Strasse 84, D-15374 Müncheberg (hgerke@zalf.de).

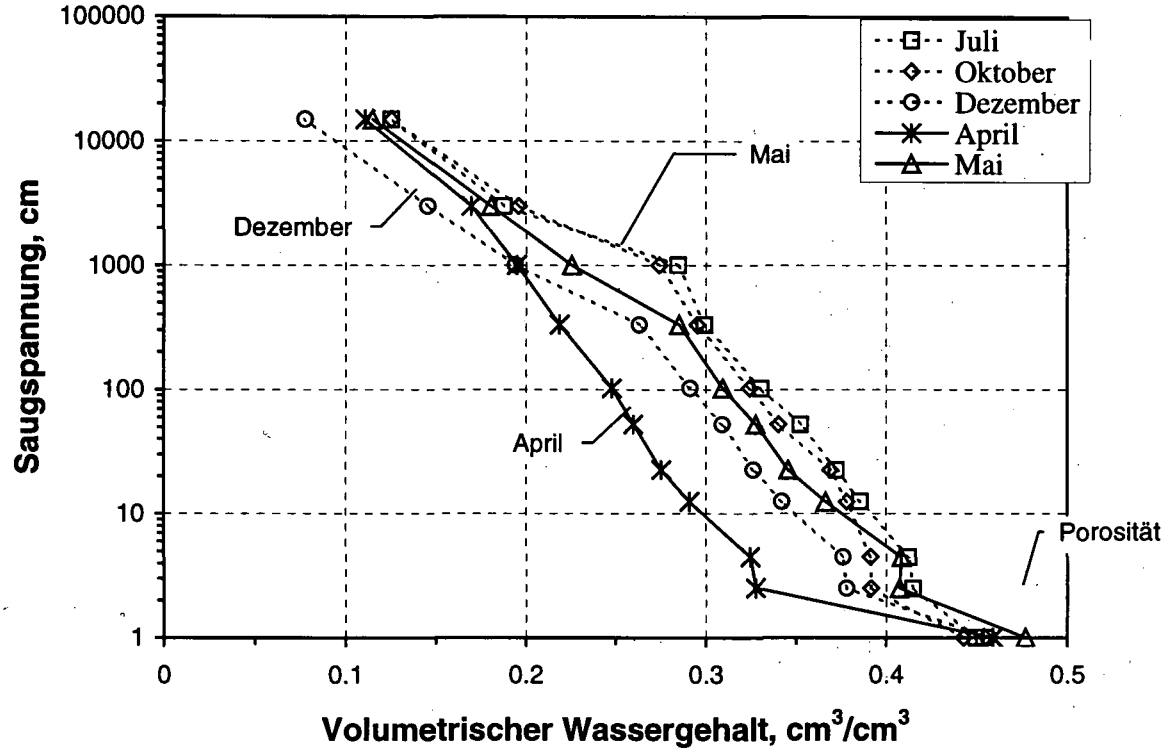


Abbildung 1: Mittlere Wasserretentionsdaten (1- 20 cm Tiefe) der Proben aus dem Ap-Horizont eines bearbeiteten Lößbodens zu 5 Zeitpunkten während einer einjährigen Untersuchungsperiode.

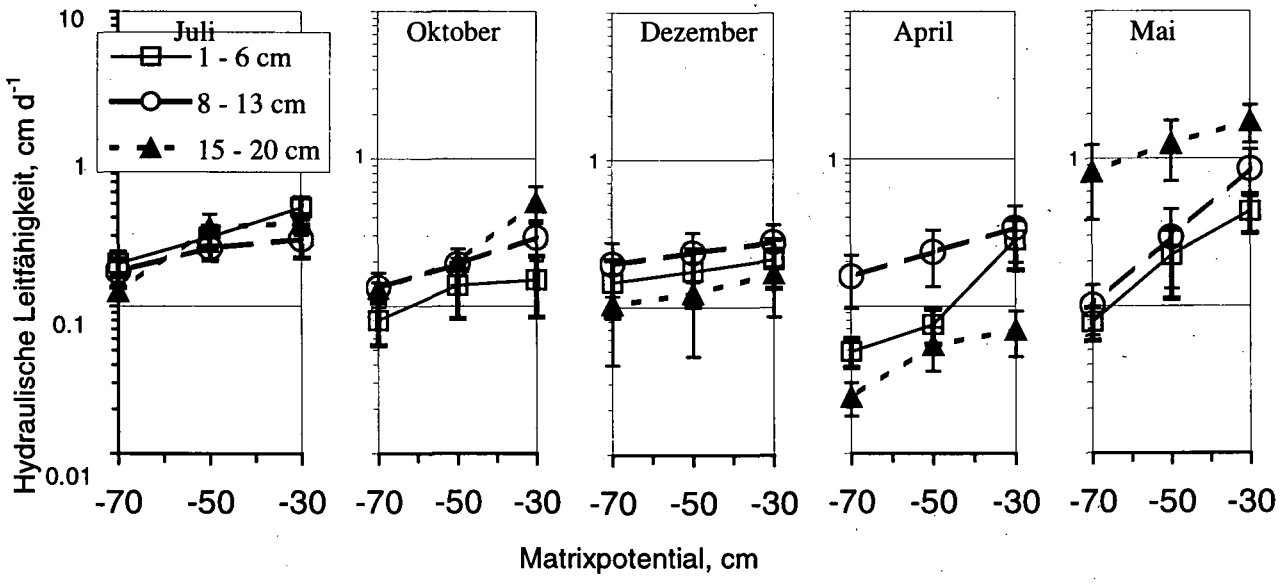


Abbildung 2: Ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit in drei Tiefenstufen aus dem Ap-Horizont eines bearbeitetetn Lößbodens zu 5 Zeitpunkten während einer einjährigen Untersuchungsperiode. Die Symbole zeigen die Mittelwerte und die Fehlerbalken die Streuung als Fehlers des Mittels ($s/n^{0.5}$) an.

Wasser- und Stofftransport in Sanden

Erkenntnisse aus Modellversuchen in Glaslysimetern

P. Gernandt und B. Meyer

Wasser Die Anordnung von Ton-, Humus- und Tonhumus-Lamellen in Sandbodenprofilen läßt mit ihrer „Kaskaden-Fließstruktur" darauf schließen, daß sie bedingt ist durch die Lamellenstruktur, die das Niederschlagswasser beim abwärts gerichteten Eindringen in den trockenen Sand ausbildet. Die Lage der Wasserlamellen ist im Wechsel von Austrocknung und Wiederbefeuchtung des Sandes variabel. Mitgeführte Kolloide aber, die sich in ihnen ablagern, können den Ort ihrer Neubildung räumlich fixieren und ihr seitliches Wachsen und damit den Kaskadenfluß variieren.

Der anfänglich reine Transport von Wasser ist so zu beschreiben: Die nach unten vordringende **Wasserfront** bildet an Unstetigkeitsflächen der Schüttungsstruktur des Sandes Ebenen „tragender Menisken" aus. Unter diesen befindet sich intergranular mit Luft gefüllter, stationäre Wassermenisken enthaltender Sand, über diesen eine völlig gesättigte Wasserlamelle. (Abb.1)

Röhrenfluß Nimmt die Dicke der Lamelle bei weiterer Zufuhr von Sickerwasser zu, d.h. steigt der hydrostatische Druck, bricht in vertikalen Röhren Wasser durch das „Luftkissen" und sammelt sich darunter wieder in einer neuen Wasserlamelle. Die Röhren haben sich durch Kurzschluß der in den Luftkissen enthaltenen Kornberührungs-Wassermenisken gebildet und verschwinden wieder. (Abb.2)

Lateralfluß Ist das Lamellensystem angelegt, vollzieht sich im Wechsel von Ablaufenlassen und Sickerwasserpulsen von oben nach unten ein wellenartiges Schwellen und Schrumpfen der Lamellen, im steady state korrespondiert die Dicke der Lamellen mit der Sickerrate. Die Front des Sickerwassers ist nie eine horizontale Ebene, sondern lobus-, zapfen- oder trichterförmig ausgebildet. Die Lamellen schwellen hier stärker. Bevor jedoch diese Lamellenbäuche durch Bildung vertikaler Röhren gedränt werden, löst der horizontale Druckgradient ein laterales Abfließen in der Wasserlamelle aus: Laterales Wachsen bei Erstbefeuchtung des Sandes, kaskadenförmiger Abfluß im Sättigungszustand. (Abb.2)

Mischsysteme Die mehr oder weniger konstanten Lamellenkaskaden und die intermediären Durchbruchsröhren bilden somit ein Mischfließsytem. Die Beteiligung der beiden Leitbahntypen am Gesamtdurchfluß ist abhängig von den ständigen Veränderungen im hydrostatischen Druckverteilungsnetz des Systems beim Fließen und variiert schon während eines einzelnen Fließvorganges. Sie ist kaum vorhersagbar. Bestimmte Kaskadenlamellen bleiben oft monatelang undurchflossen – weder vertikal noch lateral.
Die Abbildungen 3-5 bilden Wasserflußszenarien ab, welche in nicht quergeschichteten Sanden ablaufen, und zeigen eine deutliche Differenzierung des Fließens in Sanden mit unterschiedlich ausgeprägter Schichtungsstruktur.

Stoffe Während der Befeuchtung trockenen Sandes verteilt sich das Sickerwasser mit gleichbleibender Konzentration an Solut, Sorbend und Kolloiddispersion auf die Lamellen und Durchbruchsröhren bzw., nach Abreißen der letzteren, auf die verbleibenden Menisken der Luftkissen.
Eine örtliche Disproportionierung der Stoffverteilung im Bodenprofil wird verursacht durch:

1. Transpirative (Wurzelraum) oder evaporative Aufzehrung von Wasserlamellen unter Abscheidung von Inkrustationen aus Soluten, Sorbaten und Kolloidhäuten. Wird beim nächsten Befeuchtungsgang am selben Ort keine neue Wasserlamelle gebildet und bleiben Durchbruchsröhren aus, geht das stoffliche Relikt in die „Grundlast" des Bodens mit ein.
2. Unterschiedlichkeit der zeitlich-räumlichen Intensität lateraler und vertikaler Verdrängung im Leitnetz des Mischsystems (s.o.). Sorbenden (z.B. Farbstoffe) und Kolloide, die in den Ruhephasen des statischen Ablaufgleichgewichtes filtrativ zurückgehalten werden, zeigen diejenigen Bereiche an, in denen der Kaskadenfluß häufig bei Null oder wenig darüber liegt.
Der diffusive Ausgleich spielt gegenüber dem Massenfluß eine weit untergeordnete Rolle.
3. Tonablagerungen fixieren die Lage der Lamellen, verändern aber auch die Struktur des Kaskadensystems.Ton setzt sich im Meniskenspannungsbereich an den Untergrenzen, besonders aber an den Obergrenzen der Wasserlamellen hüllenförmig ab. Er ermöglicht auch das laterale Wachstum von Tonlamellen in vertikal geschichteten Sand hinnein. (Abb.5a)
4. Röhrendurchbrüche sind trotz der Kürze ihrer Existenz wirksame „Ausspüler". In ihnen werden bodeneigene Kolloide mobilisiert, wodurch die „Luftkissen" meist zu Verarmungszonen werden.

Die zeitbeanspruchende stetige Umorganisation des Kaskadensystems während des Durchlaufs von Sickerwasserpulsen, aber auch im steady state läßt derzeit keine modellfähigen Vorraussagen zum „dispersiven Transport" in Sanden zu.

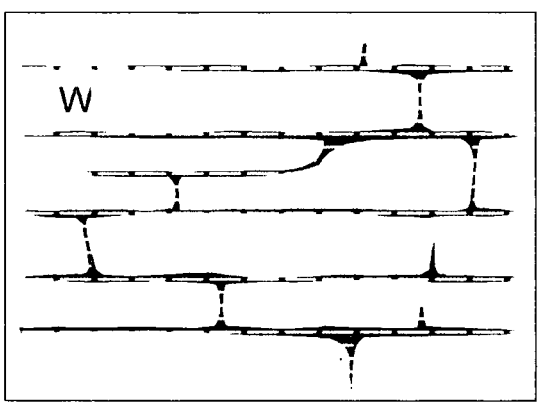


Abb.1: horizontal geschichteter Sand (statischer Zustand nach Abfluß)

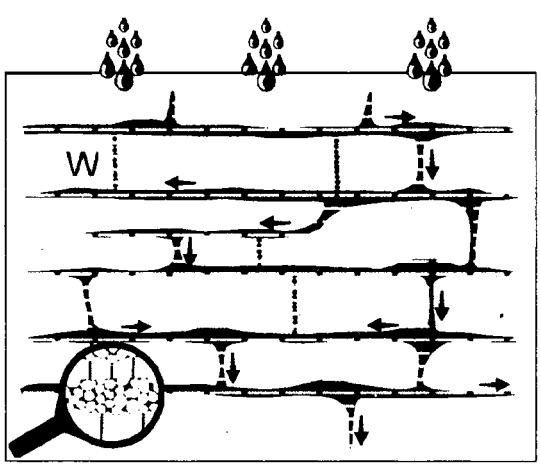


Abb.2: horizontal geschichteter Sand (dynamisches Fließgleichgewicht bei konstanter Sickerrate)
- Wasserlamellen und Durchbruchsröhren bilden ein komplexes System
- lateraler, lamellarer Fluß findet statt, vertikaler Fluß vollzieht sich in einem Kaskadensystem aus horizontalen Wasserlamellen und vertikalen Durchbruchsröhren

P. Gernandt und B. Meyer
Institut für Bodenwissenschaft
Von-Siebold-Str. 4
37075 Göttingen
Email: pgernan@gwdg.de / pgernandt@t-online.de
sekbod@gwdg.de

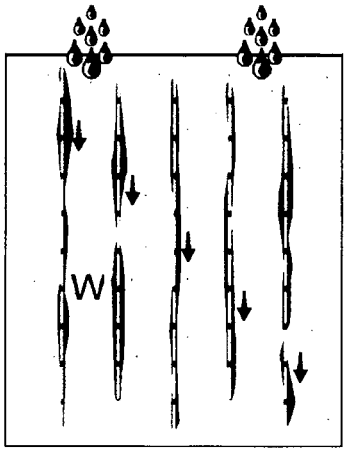


Abb.3: vertikal geschichteter Sand
- Wasserabfluß innerhalb ausgeprägter Abflußfinger
- Sandpakete bleiben über lange Zeit trocken und werden nur langsam befeuchtet

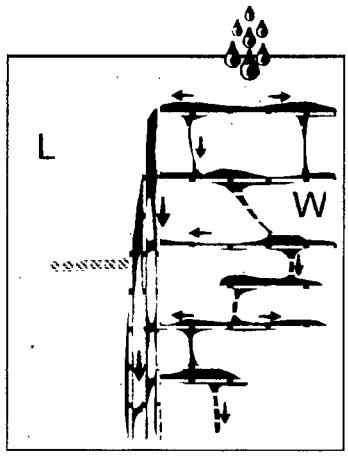


Abb.5a: vertikal- neben horizontal geschichtetem Sand
- im quergeschichteten Bereich Ausbildung eines Abflußsystems wie in Abb.2 hier
- mit lateralem Abfluß in vertikal geschichtete Zonen
- das Vordringen des Wassers bleibt auf einen engen Bereich beschränkt
- durch Kolloidablagerung können offenbar Lamellen in den vertikal geschichteten Sand hineinwachsen

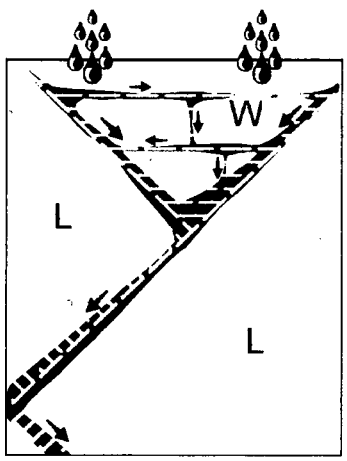


Abb.4: kreuzgeschichteter Sand
- Kaskadenfluß in Lamellen
- Fluß auf oberste Bereiche eines Schichtpakets konzentriert
- ganze Sandpakete sind oft völlig wasserfrei

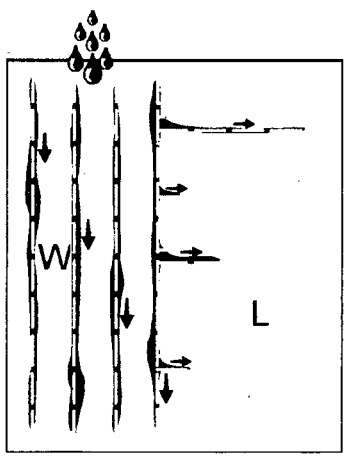


Abb.5b: vertikal- neben horizontal geschichtetem Sand
- im senkrecht geschichteten Bereich Ausbildung eines Ablaufsystems wie in Abb.3, hier mit langsamem Vorbau von Wasserlamellen in quergeschichtete Bereiche

Legende

Beregnung

Wasserlamellen mit ungespanntem bzw. Druckwasser auf „Luftkissen" auflagernd

Fließwasserdurchbruchsröhren

Vertikaler und horizontaler Wasserfluß

Sand mit kapillarem Korn-Meniskenwasser (W) bzw. nur mit Luft (L)

Schichtverlauf des Sandes

Wasserfront

Literatur

BECKER, K.W., MEYER, B., MUCH, W.:Versickerungsverhalten von Ackerböden auf glazialen Vorschüttsanden. 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., 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, 205-206, 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

EXPERIMENTELLER ANSATZ ZUR UNTERSUCHUNG VON MEHRPHASENFLUSS IN PORÖSEN MEDIEN

H. Graf, H.-J. Vogel und K. Roth[1]

Der Ansatz dieser Arbeit besteht darin, die Messungen effektiver Parameter für Fluss und Transport in porösen Medien auf der Laborskala zu verbessern. Um den Einfluss der Gasphase näher untersuchen zu können, werden neben den hydraulischen Eigenschaften simultan im Bereich nahe Sättigung Gasflussparameter gemessen. Die für diese Messungen konzipierte Messapparatur wird beschrieben.
Durch die Verwendung von speziell entwickelten porösen Medien aus gesintertem Borsilikat-Glas werden gleichförmige und konstante physikochemische Eigenschaften der Matrix sichergestellt. Der Porenraum in einer solchen Probe ist damit bezüglich seiner Porenoberfläche und Topologie sehr gut definiert. Dieses synthetische poröse Medium wurde in unterschiedlichen Porenweiten und Strukturen untersucht.

Einleitung

Im Rahmen des Projektes MUSKAT (MUltiSKAlen Transport), in dem Fluss- und Transportprozesse auf verschiedenen Skalen untersucht werden sollen, wurde eine Methode entwickelt, effektive hydraulische und pneumatische Parameter an porösen Medien auf der Laborskala zu bestimmen. Um den Einfluss der Gasphase näher untersuchen zu können, werden neben den hydraulischen Eigenschaften vor allem im Bereich nahe Sättigung simultan Gasflussparameter gemessen, um die Kontinuität der einzelnen Phasen bestimmen zu können. Die dafür entwickelte Messapparatur, die eine Separation der Gas- und Flüssigphase ermöglicht wird in diesem Beitrag vorgestellt. Die Messungen werden an einem standardisierten Medium demonstriert.

Messapparatur

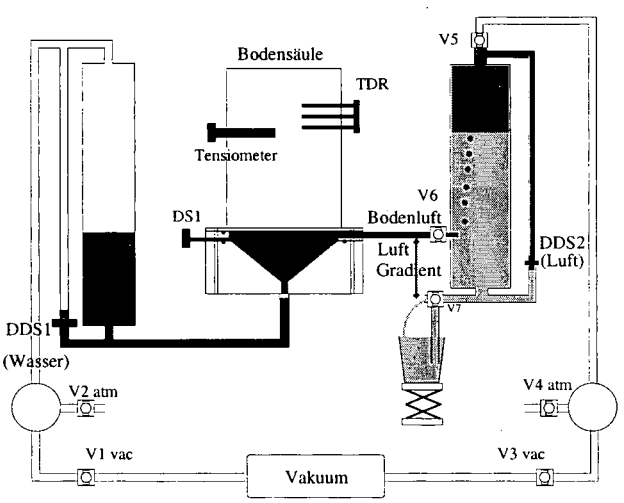


Abbildung 1: Aufbau der Messapparatur für simultane MSO- und Luftflussmessungen

Im Prinzip besteht der Messaufbau aus einem erweiterten Multi-Step Outflow Experiment (MSO). Die Bodensäule, die mit TDR und Tensiometern bestückt ist, befindet sich auf einer porösen Platte, die zur Phasenseparation in verschiedene Bereiche untergliedert ist. Der linke Teil der Anlage misst die Wasserphase. Über die Ventile V1 und V2 wird der Druck in der Wasserphase am unteren Rand geregelt. Ausgeflossenes Wasser wird in der Bürette gesammelt und das kumulative Volumen über den differenziellen Drucksensor DDS1 kontinuierlich protokolliert. Die Separation der Phasen erfolgt nach ihren Benetzungseigenschaften.

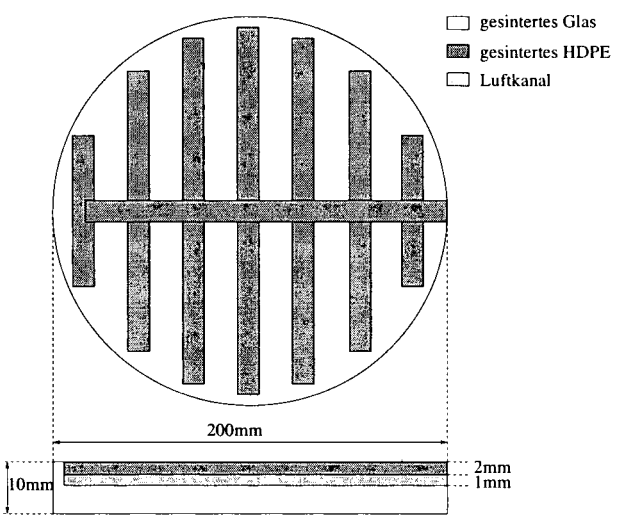


Abbildung 2: Poröse Platte zur Separation der Phasen

Basis des Separators ist eine Platte aus gesintertem Borsilikatglas, das den hydrophilen Teil des Separators darstellt. In diese Platte wurden Kanäle eingefräst, die mit einer dünnen Schicht aus gesintertem Polyethylen belegt wurden. Dieses Material hat Porenweiten > 500 μm und ist stark hydrophob. Um Distanzeffekte innerhalb dieses Luftkompartimentes zu verhindern, wurde ein offener Luftkanal eingearbeitet, der die Luftleitfähigkeit der Platte zusätzlich erhöht, sodass mit sehr geringen Druckgradienten in der Gasphase gearbeitet werden kann. Zu Beginn des Experiments wird der für die Gasseparation zuständige Teil der Separatorplatte vollständig drainiert, um bei eintretendem Luftfluss sofort zur Verfügung zu stehen. Der Luftdruckgradient von einigen hPa wird über eine Mariotte´sche Flasche im rechten Teil der Apparatur an den Separator angelegt. Der Druck wird wieder über die Ventile V3 und V4 geregelt und die angesaugte Luft kumulativ in der Flasche gesammelt, deren Füllhöhe über den Sensor DDS2 protokolliert wird. Trotz der beschränkten Messkapazität der Mariotte´schen Flasche hat sich diese Art

[1]Institut für Umweltphysik, Universtät Heidelberg
Im Neuenheimer Feld 229, D-69120 Heidelberg
email: hans.graf@iup.uni-heidelberg.de

der Messung als die präziseste und für unterschiedliche Volumenströme flexibelste bewährt. Kurze Unterbrechungen der Messung, die durch das Wiederbefüllen der Flasche bedingt sind fallen im Vergleich zur Gesamtdauer des Experiments nicht ins Gewicht.

Poröses Medium

Zur Durchführung reproduzierbarer Experimente wurden poröse Medien entwickelt, die aus gesintertem Glas in unterschiedlichen Porenklassen bestehen. Vorteile sind, unter anderem, mechanische Stabilität, bekannte Oberflächeneigenschaften und homogene Porenverteilung. Nachdem aus diesem Material hergestellte homogene Säulen auf der Porenskala bezüglich ihrer Homogenität untersucht wurden, wurde eine heterogene Säule konzipiert, die im wesentlichen aus der mittleren Porenklasse (Porenradien 50-130 μm) besteht. In diese Säule wurden zwei Linsen eingearbeitet, mit Porenweiten von 15-20 μm (fein) bzw. 200-300 μm (grob).

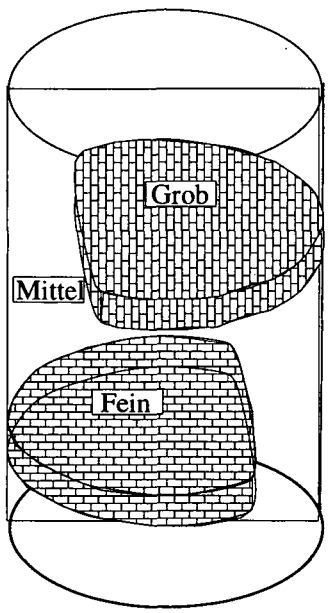


Abbildung 3: Standardisiertes strukturiertes poröses Medium

Messungen an homogenen Medien

Aus den drei unterschiedlichen Porenklassen wurden homogene Säulen mit einem Druchmesser von 5 cm und einer Höhe von ca. 10 cm hergestellt, deren hydraulische Eigenschaften mittels eines MSO-Experiments gemessen wurden. Als untere Randbedingung wurde immer dasselbe Schema verwendet. Das Wasserpotenzial wurde alle 30 Minuten um 5 hPa abgesenkt bis -60 hPa. Anschließend wurde die Säule in umgekehrter Richtung wieder aufgesättigt.

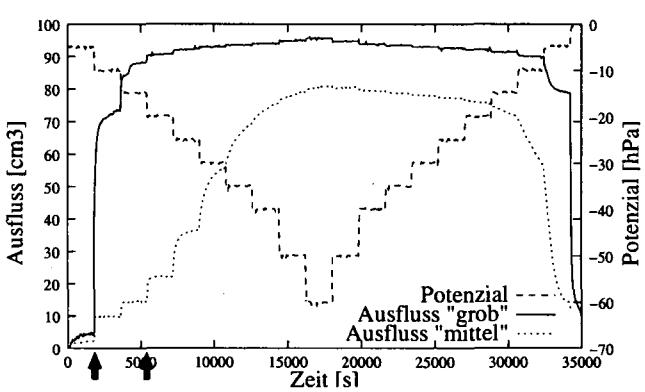


Abbildung 4: Messungen an homogenen Medien

Die Ergebnisse der Aus- und Rückflusskurven zeigt Abb. 4. Beim groben Medium erkennt man ganz deutlich die Homogenität des Materials. Die Säule drainiert quasi vollständig bei einem Potenzial von -10 hPa (linker Pfeil). Ebenso verhält es sich beim Aufsättigen. Nach einem langen Plateau fließt das Wasser ab -20 hPa in die Säule zurück. Die mittlere Porenklasse verhält sich ähnlich, wobei die Prozesse hier nicht so schlagartig ablaufen. Der Lufteintrittswert liegt bei ca. -20 hPa, wo die Säule auch zu Drainieren beginnt (rechter Pfeil). Beide Ausflusskurven zeigen eine eindeutige Hysterese am Ende eines Zyklus.

Heterogenes Medium

Am heterogenen Medium (Abb. 3) wurden MSO-Messungen mit simultaner Luftflussmessung durchgeführt. Die Säule wurde im Vakuum aufgesättigt und so eingebaut, dass nur der obere Rand in Kontakt zur Luft stand. Die untere Randbedingung war identisch mit den vorigen Experimenten. Zusätzlich lag an der Gasphase ein Unterdruck von 5 hPa an. Der Ausfluss aus dieser

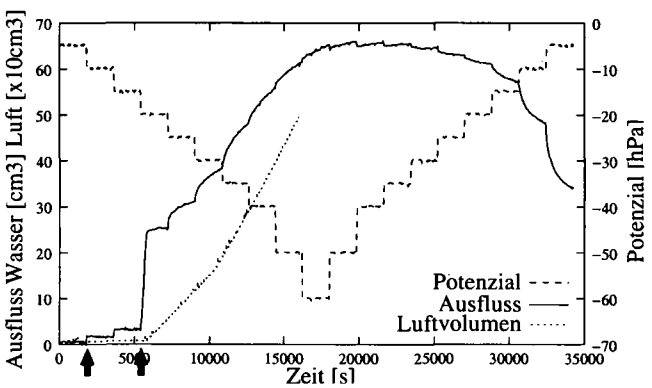


Abbildung 5: Messungen an heterogenem Medium

Säule (Abb. 5) beginnt erst bei -20 hPa, da erst ein durchgehender Luftpfad zur groben Linse vorhanden sein muss bis diese dann entwässern kann. Gleichzeitig sieht man ein Einsetzen der Luftleitung. Die Kurve des Luftvolumens steigt konstant an, bis es bei einer weiteren Druckstufe zu einer Zunahme der Luftleitfähigkeit kommt, wodurch die Kurve steiler wird. Die Ausflusskurve zeigt eine starke Hysterese. Dies lässt sich darauf zurückführen, dass beim Aufsättigen zunächst die mittlere Porenweite gesättigt wird, wodurch sämtliche Luftpfade geschlossen werden und die grobe Linse nicht mehr mit Wasser befüllt werden kann.

Zusammenfassung

Die simultane Messung von Luft- und Wasserfluss in porösen Medien ist möglich und, die erwarteten Effekte konnten gezeigt werden. Eine Ausweitung der Luftflussmessung auf den Sättigungsast der MSO-Messung wird weitere Einblicke in die einzelnen Prozesse ermöglichen und ist vorgesehen.

Erfassung räumlich differenzierter Wasser- und Stoffverlagerung im Kippenboden mittels Multitracerversuch und Zellenlysimeter

E. Hangen[1], H.H. Gerke[2], W. Schaaf[1], R.F. Hüttl[1]

Problemstellung

Die aufgeforsteten Kippenböden des Lausitzer Braunkohlereviers zeichnen sich durch eine hohe kleinräumige Heterogenität chemischer und physikalischer Eigenschaften aus. Die Heterogenität entsteht hauptsächlich bereits bei der Vermischung unterschiedlicher Abraumsedimente während der Kippenschüttung. Die Auswirkungen lassen sich u.a. an den relativ großen räumlichen Streuungen der punktbezogenen Messwerte der Saugspannung und der Bodenlösungskonzentration erkennen. Die Bilanzierung des Wasser- und Stoffhaushalts aufgeforsteter Kippen erscheint daher unsicher und kaum mit Standardmethoden durchführbar. Ohne Kenntnis der Sickerwasser- und Stoffaustragsraten ist jedoch eine langfristige Beurteilung der Stabilität eines stockenden Forstbestandes sowie der Neubildungs- und Versauerungsraten der Grundwässer unter Kippenflächen nicht möglich.

Ziel

Ziel dieser Feldstudie ist neben dem experimentellen Nachweis präferenzieller Wasserflüsse die Quantifizierung der räumlichen und zeitlichen Verteilung der Austragsraten saurer Sickerwässer aus dem Wurzelraum und damit des Eintrags in das ungesättigte Kippenmassiv, um darüber die Bilanzierung des Wasser- und Stoffhaushalts forstlich rekultivierter Kippen zu verbessern. Auch musste ein für die Untersuchung des heterogenen Kippenbodens geeigneter Versuchsaufbau gefunden werden.

Material und Methoden

Als 'Vorversuch' wurde auf einer kieferbestockten 1,25 m x 2,5 m großen Kippenparzelle ein Farbtracer-Infiltrationsexperiment zur Visualisierung der ungleichmäßigen Wasserverlagerung durchgeführt. Im nicht-durchwurzelten Unterboden waren hierbei einzelne präferenzielle Fließbahnen zu erkennen.

1) Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, PF 101344, 03013 Cottbus; E-mail: hangen@tu-cottbus.de

2) ZALF Müncheberg, Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

Entsprechend diesen räumlichen Mustern sowie methodischen Arbeiten von Trapp (1995) wurde eine benachbarte ungestörte und mit 16-jährigen Schwarzkiefern bestandene Fläche von 3,28 m² mittels Stahlrahmen in 110 cm Tiefe unterfangen. Das Oberteil der Stahlrahmen besteht aus 45 quadratischen Öffnungen, in die Lysimeterzellen von je 0,25 m x 0,25 m Auffangfläche von unten her angebracht wurden, um damit Sickerwasser räumlich getrennt auffangen zu können. Bodenwasser wird ereignisabhängig mittels angelegter Saugspannung abgesaugt. Eventuell auftretendes frei dränendes Sickerwasser wird separat abgeführt. Die verwendeten angelegten Saugspannungen orientieren sich je Zellenreihe an den Messwerten von Tensiometern, die oberhalb der Zellen im Boden eingebaut sind. Auf der mit Kiefern bestandenen Oberfläche des unterfangenen Bodenblocks wurde der Bestandesniederschlag kleinräumig mit 18 Regenfängern erfasst. Der Niederschlag wird auf einer benachbarten Freifläche automatisch registriert.

Für den Multitracerversuch wurden Deuterium (konservativer Tracer), Bromid (quasi-konservativer Tracer) und Terbuthylazin (reaktiver Tracer) verwendet. Auf die Bodenoberfläche wurden 1,6 mm eines angereichterten Deuteriumwassers, in dem Bromid (5 g/m²) und Terbuthylazin (0,1 g/m²) gelöst waren, ausgebracht. Das Tracergemisch sollte sich unter natürlichen Niederschlagsbedingungen verlagern. Die Beprobung der Sickerwässer am Zellenlysimeter erfolgte bisher über den Zeitraum von etwa einem Jahr.

Ergebnisse und Diskussion

Wasseraustrag aus dem Lysimeter beschränkte sich bislang auf eine kurze Periode im März 2001, in der Saugspannungen von <30 hPa in 70 - 90 cm Bodentiefe gemessen wurden, und in der neben relativ ergiebigen Regen-Niederschlägen auch Schneeschmelz-Perioden auftraten. Der gesamte Wasseraustrag aus dem Bodenblock (22.6 mm) war im Beobachtungszeitraum (8.11.2000 bis 22.8.2001) im Vergleich zur Menge des Bestandesniederschlags (145.3 mm) relativ gering.

Die linke Hälfte der Versuchsfläche hat im Zeitraum 8.11.2000 bis 22.8.2001 einen mittleren kumulierten Bestandesniederschlag von 143 bis 200 mm. Diese Mengen werden auf der rechten Seite des Flächenausschnitts nicht oder nur stellenweise erreicht (Abb.1a). Der Einfluss der Windrichtung und der Positionen der Kiefernstämme und Kronentraufen auf die räumliche Verteilung des Bestandesniederschlags (z.B. Leuschner, 1986) muss noch geprüft werden (Abb. 1a). Während aus den meisten Zellen kein oder kaum Sickerwasser austrat, lieferten einzelne Zellen Sickerwassermengen, die im Bereich der kumulierten Höhe des Bestandesniederschlags lagen oder diese sogar übertrafen (2. und 5. Zellreihe von links in Abb. 1b).

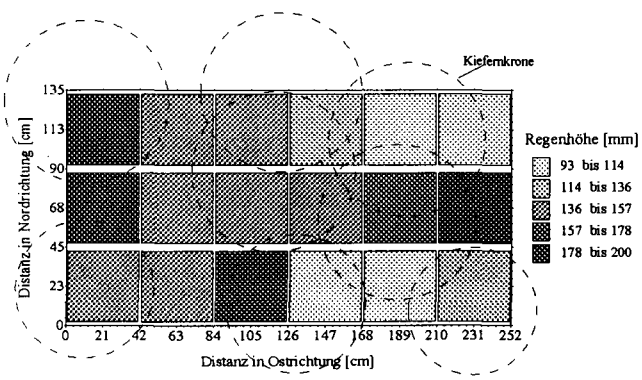


Abb. 1: a) kumulierter Bestandesniederschlag; b) kumulierte Zellensickerung (Zeitraum 8.11.2000 - 22.8.2001); durchbrochene Kreissignatur kennzeichnet den Kronenraum der Kiefern.

Die räumliche Verteilung der Austräge von Sikkerwasser, Bromid und Terbuthylazin am 2.4.2001 (Abb. 2) zeigt, dass beide Tracer zu diesem frühen Stadium bereits in einzelnen Zellenwässern nachgewiesen werden konnten. An einzelnen Zellen kann ein relativ hoher Wasseraustrag sowohl mit relativ hohem (z.B. Zelle 1), als auch mit relativ geringem (z.B. Zellen 2 und 3) Bromid- und Terbuthylazinaustrag einhergehen (Abb. 2).

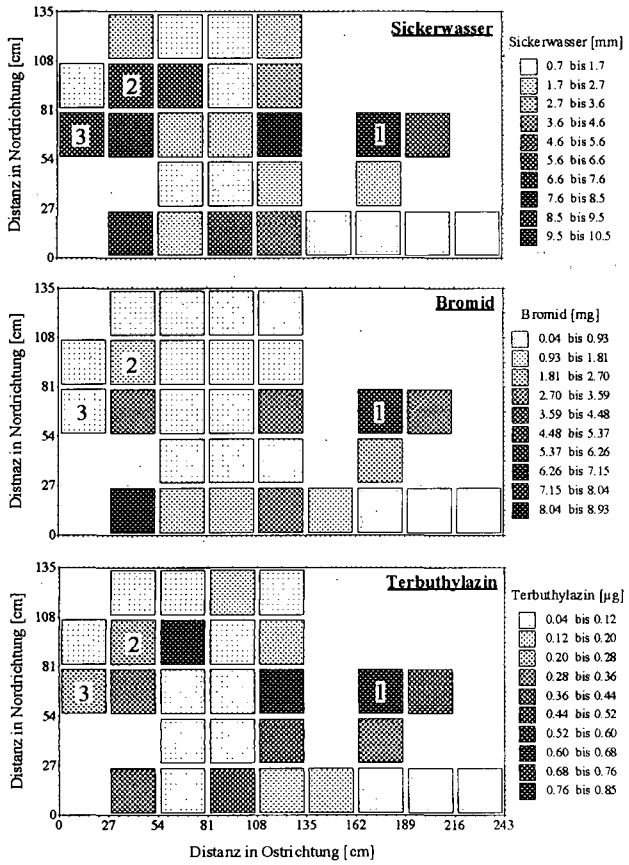


Abb. 2: Räumliche Verteilung des a) Wasser-, b) Bromid- und c) Terbuthylazinaustrags am 2.4.2001 aus Zellenlysimeter.

Schlussfolgerungen

Die Versickerung aus dem untersuchten Kippenboden erfolgt räumlich stark differenziert. Während der Sommermonate konnte keine Versickerung beobachtet werden. Zur näheren Lokalisierung der tracermarkierten Fließregionen ist die Untersuchung der Festphase des betrachteten Kippenausschnitts vorgesehen.

Literatur

Leuschner, C., 1986: Niederschlagsinterzeption aus ökologischer Sicht: Mikrometeorologische und physiologische Untersuchungen in krautigen Pflanzenbeständen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 23.

Trapp, G., 1995: Ergebnisse aus dem Betrieb eines Unterdruck-Zellen-Lysimeters als Feldinstallation im ungestörten Boden. 5. Gumpensteiner Lysimetertagung "Stofftransport und Stoffbilanz in der ungesättigten Zone", BAL Gumpenstein, 25.-26. April, 1995, 135-139.

Danksagung: Der DFG sie für die finanzielle Unterstützung dieser Arbeit (INK 4/B1-1; GE-990-2-1) gedankt.

Indikation der Bodenfeuchte mittels Eindringwiderstand in Auenböden

Christoph Helbach, Jörg Rinklebe, Heinz-Ulrich Neue

1. Einleitung

Auenböden werden regelmäßig überflutet und unterliegen einem jährlichen Zyklus der Befeuchtung und Trocknung. Dies verursacht ständige Wassergehaltsänderungen in verschiedenen Profiltiefen.
Der Eindringwiderstand (EDW) ist eine zeit- und kostengünstige Prospektionsmethode zur Erfassung der räumlichen Verteilung physikalisch unterschiedlicher Bodenbereiche (SCHREY, 1991). Der EDW ist eine Summengröße (LIPIEC ET HAKANSSON, 2000). Es wird zwischen starken Einflussfaktoren wie Bodenfeuchte (BF), Körnung, Trockenrohdichte (TRD), Humus (C_{org}) und Scherfestigkeit sowie schwachen Einflussfaktoren unterschieden wie z.B. Bodenstruktur, Partikelform, Tonminerale, Oxidgehalt, Steingehalt und die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung (CAMPBELL ET O'SULLIVAN, 1991).

2. Hypothese

Im wassergesättigten Zustand zeichnet der Tiefenverlauf des EDW die in den Horizonten verschiedenen Bodeneigenschaften nach. Der zeitliche Feuchtegradient verursacht einen Gradienten des EDW (HELBACH, 2000).
Zwischen EDW und BF existieren enge Korrelationen. Bei hoher BF ist der EDW gering und bei geringer BF relativ hoch. Der EDW ist eine Funktion aus der Bodenfeuchte, der Trockenrohdichte, dem C_{org} Gehalt und der Bodenart: EDW $\Rightarrow$ f(x) = (BF, TRD, C_{org}, Sand, Ton).
Hypothese: Die Bodenfeuchte lässt sich folglich aus EDW, TRD, C_{org}, Sand und Ton ableiten.

3. Standorte und Methoden

Im Biosphärenreservat Mittlere Elbe wurden an acht repräsentativen Bodenprofilen die Eindringwiderstände zu unterschiedlichen Feuchtebedingungen gemessen. Die Standorte wurden so ausgewählt, dass die weit verbreiteten Auenbodenformen Vega aus Auenlehm, Vega-Gley aus Auenschlufffton, Vega-Gley aus Auenschlufffton über sehr tiefem Auenreinsand, Gley aus Auenreinsand über Auentonschluff, Gley aus Auenschlufffton, Paternia-Vega aus Auensand über Auenschluff, Tschernitza aus Auenschluff über tiefem Auensand, Pseudogley-Gley aus Auenschlufftton über tiefem Auenreinsand erfasst wurden (RINKLEBE ET AL., 2000A). (Weiterführende Standortsbeschreibungen finden sich in RINKLEBE ET AL., 1999, 2000B,C). Die Messreihen wurden mit abgelaufenem Hochwasser im Frühjahr begonnen und bis in den September fortgesetzt.

Bei dem verwendeten Penetrometer handelt es sich um einen Penetrologger der Firma Eijkelkamp, NL. Die maximale Arbeitstiefe beträgt 80 cm. Gearbeitet wurde mit einer statischen Penetration von 2 cm/s und einem Konustyp von 1 cm^2, 60°. Je Standort wurden 10 Wiederholungen gemessen.

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig - Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle/Saale; e-mail: c.helbach@gmx.de, jrinkleb@bdf.ufz.de

4. Ergebnisse und Diskussion

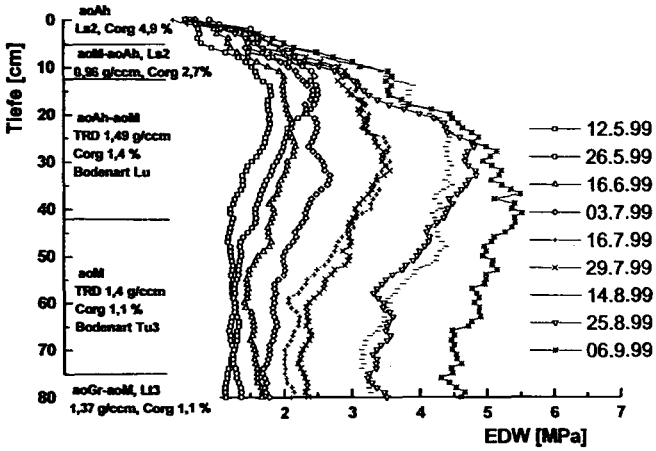


Abb. 1: Verlauf des EDW in einem Vega-Gley aus sehr flachem Auennormallehm über Auentonschluff über Auenschlufffton über sehr tiefem Auenreinsand (detaillierte Profilbeschreibung siehe RINKLEBE ET AL., 1999)

Abbildung 1 veranschaulicht die Dynamik des EDW in Abhängigkeit von der BF während einer viermonatigen Messperiode. Markant ist der sprunghafte Anstieg des EDW vom 29.07.99 zum 14.08.99. Innerhalb von 16 Tagen nimmt die BF in einer Tiefe von 30 cm von 30,12 auf 26,84 Vol. % ab, in einer Tiefe von 70 cm verringert sie sich um 2,1% auf 34,53 Vol. %. Vom 25.08.99 zum 06.09.99 erfolgt ein weiterer starker Anstieg. Die gleichmäßige Zunahme des EDW im Tiefenverlauf ist Folge der tiefen Bodendurchwurzelung der Vegetation.
Je enger die Bodenkörner aneinander gelagert sind, je höher mithin die Trockenrohdichte des Bodens ist, desto höher ist der Widerstand gegen eine Komprimierung und somit die Festigkeit. Bei steigender Masse pro Volumeneinheit nimmt aufgrund der steigenden Reibung zwischen den Partikeln die Möglichkeit, Partikel gegeneinander zu verschieben, ab. Der EDW steigt mit zunehmender TRD an.
Die Profile sind durch fluviatile Schichtungen gekennzeichnet. Bei konstantem Wassergehalt und gleicher Trockenrohdichte nimmt der Eindringwiderstand mit zunehmender Korngröße zu. Der EDW steigt mit zunehmendem Sandgehalt und abnehmendem Tongehalt.
In Auenböden unterliegt die Bodenfeuchte einer starken jahreszeitlichen Dynamik. Eine mehrmonatige, hochwasserbedingte Überstauung des Standortes führt nicht zu einer vollständigen Sättigung des Bodens.
Das Bodenwasser im Porenraum hat stets einen Einfluss auf die Stabilität der Lagerung. Ein ansteigender Wassergehalt verringert die Kräfte des Zusammenhaltes, der Verformungswiderstand sinkt. Der EDW zeigt eine enge Korrelation zur Bodenfeuchte (HELBACH, 2000; HELBACH ET AL., 2000). Bei hoher BF ist der EDW gering, bei abnehmender BF steigt der EDW an. Wasser übt einen stabilitätsmindernden Einfluss auf den Boden aus.
Über einen Zeitraum von 4 Monaten wurde die TRD, die Körnung und der C_{org} Gehalt als konstant betrachtet und

der Boden als statisches System, in dem nur die Bodenfeuchte variabel ist. Im gesättigten Zustand zeichnet der EDW die in den Horizonten verschiedenen Bodeneigenschaften nach. Der Tiefenverlauf des EDW ist im gesättigten Zustand eine Funktion von Körnung, TRD und C_{org}. Die Austrocknung des Bodens bedingt eine Erhöhung des EDW. Die fortschreitende Veränderung des EDW spiegelt somit seinen Verlauf in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte wider. Der EDW ist eine Funktion aus der Bodenfeuchte, der Trockenrohdichte, dem C_{org} Gehalt und der Bodenart: EDW $\Rightarrow$ f(x) = (BF, TRD, C_{org}, Sand, Ton). Die Bodenfeuchte lässt sich folglich aus EDW, TRD, C_{org}, Sand und Ton ableiten.

Nach Bodenformen und deren Aggregierungen differenziert wurden sehr exakte Gütemaße erzielt.
Regressionsgleichung für drei Vega(-Gleye) aus Auenlehmen und eine Tschernitza aus Auenschluff, $r^2 = 0{,}97$ (n = 45, F(5,39) = 228,1)

$$BF = 90{,}18 - 2{,}27 * EDW - 40{,}92 * TRD - 1{,}39 * C_{org} + 0{,}13 * Sand + 0{,}29 * Ton$$

Die aufgestellten Regressionsgleichungen zeigen, dass eine Ableitung des Eindringwiderstandes mittels multipler Regression mit wenigen Faktoren möglich ist. Messwertunterschiede in natürlich gewachsenen Böden lassen sich diskriminieren.

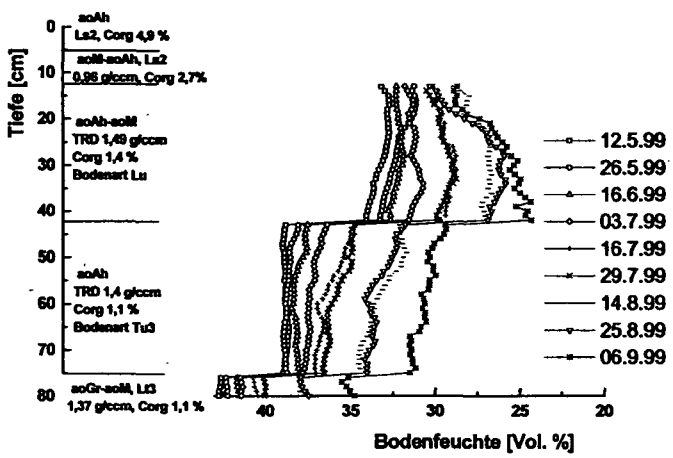


Abb. 2: aus dem EDW abgeleiteter Verlauf der Bodenfeuchte in einem Vega-Gley aus sehr flachem Auennormallehm über Auentonschluff über Auenschluffton über sehr tiefem Auenreinsand

Feuchteverläufe für Auenböden im räumlichen und im zeitlichen Verlauf lassen sich durch die Verrechnung der Bodenkennwerte mit den Eindringwiderständen bis zur maximalen Penetrationstiefe von 80 cm konstruieren (Abb. 2). Dies ermöglicht ein sehr exaktes Auflösungsvermögen von 1 cm.
Die aus dem EDW abgeleitete Bodenfeuchte ist sehr genau. Sie wird lediglich durch kleinräumliche Heterogenitäten und Profildifferenzierungen eingeschränkt. Es zeigen sich sprunghafte Veränderungen der BF entsprechend der ausgewiesenen Horizonte. Die Eindringwiderstandswerte bis in eine Tiefe von ca. 12 cm sind methodisch bedingt nicht verwertbar (HELBACH, 2000).

Eine Indikation der Bodenfeuchte mittels Eindringwiderstand ist über Bodenform und Bodenart hinweg möglich (HELBACH, 2000; HELBACH ET AL., 2001). Eine Beschränkung der Pedotransferfunktionen auf einzelne Landschaftseinheiten, z.B. Auen oder Bodenklassen, erlauben eine vereinfachte Erstellung von Regressionsgleichungen.
Eine weitere Vereinfachung ermöglicht wahrscheinlich die Verwendung des Verdichtungsgrades (D-Wert) anstelle der Trockenrohdichte. Der D-Wert ist abhängig von der Korngrößenverteilung, so dass die Textur in Pedotransfersysteme nur indirekt einbezogen werden müsste. Im weiteren ist er als einheitliche Bezuggröße aller Böden verwendbar. (LIPIEC ET HAKANSSON, 2000).
Die Vorzüglichkeit der dargestellten Methode gilt für steinfreie Böden. Strukturschäden können mittels Eindringwiderstandsmessungen nachgewiesen und bestimmt, beschränken jedoch die Ableitung der BF.
Der Penetrometer besticht durch einen einfachen apparativen Aufwand. Er ist sehr wartungsarm und flexibel einsetzbar.
Die Standardabweichung des EDW steigt mit abnehmender BF, damit sinkt unter trockenen Bedingungen die Güte der Ableitung.

Die vorgestellte Methode zur Indikation der Bodenfeuchte mittels Eindringwiderstand eignet sich insbesondere zur mehrfachen „flächenhaften Kartierung" der Bodenfeuchte zu unterschiedlichen Zeitpunkten (Witterungs- und Feuchtebedingungen) bei bekannter Bodenart und C_{org}. Eine kleinräumige horizontale und vertikale Auflösung der Bodenfeuchte ist dabei möglich.

Literatur

Campbell, D.J., O'Sullivan, M.F. (1991) The Cone Penetrometer in Relation to Trafficabillity, Compaction and Tillage. in Soil Analysis. Physical Methods. Hg. K.A. Smith and C.E. Mullins. Books in Soils, Plants and Enviroment. 399-429.

Helbach, C. (2000) Der Eindringwiderstand in Auenböden als Indikator der Bodenfeuchte. Dipl. Arbeit, Halle, Landw. Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg., Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle, 104 S. u. Anhang.

Helbach, C., Rinklebe, J., Neue, H.U. (2000) Der Einfluß der Bodenfeuchte auf den Eindringwiderstand in Auenböden. ATV-DKW-Schriftenreihe. bmbf. Gewässer, Landschaft, Aquatic Landscapes. ISBN: 3-933707-64-1.22 234-235.

Helbach, C., Rinklebe, J., Neue, H.-U. (2001) Der Eindringwiderstand in Auenböden als Indikator der Bodenfeuchte. UFZ-Bericht. Nr. 8/ 2001. 150-151.

Lipiec, J., Hakansson, I. (2000) Influences of degree of compactness and matric water tension on some important plant growth factors. Soil & Tillage Research. 53. 87-94.

Rinklebe, J., Heinrich, K., Neue, H.-U. (2000b) 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., 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., Helbach, C., Franke, F., Neue, H.-U. (2000a) 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. Heft 37. Bonn – Bad Godesberg. 325–328.

Rinklebe, J., Klimanek, E., Heinrich, K., Neue, H.-U. (1999) Tiefenfunktion der mikrobiellen Biomasse und Enzymaktivitäten in Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Mittlg. d. Dt. Bdkdl. Gesell. 91 II. 699-702.

Schrey, H.P. (1991) Die Interpretation des Eindringwiderstandes zur flächenhaften Darstellung physikalischer Unterschiede in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde 154. 33-39.

Die Oberflächenabdeckung von Halden des Uranbergbaus: Alternative Konzepte, Untersuchungsmethodik und erste Ergebnisse

U. Hoepfner [1], G. Neubert [1] u. H. Zepp [2]

1. Problemstellung

Der Uranerzbergbau in Ostthüringen hat große Bergematerialmassen im Umfang von 200 Mio. m³ an 16 Haldenstandorten hinterlassen. Die Verwahrung erfolgt im südlichen Teil des Ronneburger Reviers durch Umlagerung des Bergematerials in das Tagebaurestloch Lichtenberg [1, 2]. Wichtiges Sanierungsziel ist dabei, die durch Pyritoxidation hervorgerufene Säurebildung (acid rock drainage) im Haldenmaterial zu limitieren. Die Umlagerung wird anhand geochemischer Parameter gesteuert, die Einlagerung erfolgt in verschiedene Tiefenzonen des Tagebaurestloches in Abhängigkeit vom prognostizierten Flutungsspiegel.

Zur Abdeckung des eingelagerten Haldenmaterials ist für eine Fläche von 221 ha eine geeignete Oberflächenabdeckung zu konzipieren. Neben Aspekten des Strahlenschutzes, der Vegetationsentwicklung und des Erosionsschutzes ist die Minimierung der Sickerwasserperkolation in den liegenden Haldenkörper ein wichtiger Designparameter der Abdeckkonfiguration.

Eine Limitierung der Perkolation in das Haldenmaterial soll durch eine hohe Verdunstungsleistung der Vegetation gefördert werden. Dieses Konzept der "ET-caps" oder "ET-cover" [3, 4] soll im Raum Ronneburg bei mittleren (korrigierten) Jahresniederschlägen von 710 mm und einem Verhältnis von Sommer- zu Winterniederschlag von 4:3 durch die Bestockung der abgedeckten Fläche mit Gehölzbeständen umgesetzt werden.
Hier soll über den Aufbau von Versuchsfeldern zur Erprobung von Abdeckvarianten und erste Feldmessungen des Wasserhaushaltes eines einfachen Einschichtsystems berichtet werden.

2. Methodik

Zur Untersuchung des Wasser- und Gashaushaltes von Abdeckvarianten wurden von Januar bis April 2000 auf der bereits aufgebauten Endkontur des Verfüllkörpers des Tagebaus Lichtenberg vier 50 x 65 m große Testfelder angelegt, auf denen folgende Abdeckungen aufgebaut wurden:

- Variante 1: Zweischichtsystem (1,5 m Rekultivierungsschicht sandiger Lößlehm und 0,4 m Dichtschicht aus einem Gemisch Geschiebelehm/Lößlehm);
- Variante 2: Einschichtsystem (1,0 m Rekultivierungsschicht aus Altabdecksubstrat);
- Variante 3: Einschichtsystem (1,6 m Rekultivierungsschicht, bestehend aus 0,2 m Lößlehm und 0,8 m Geschiebelehm sowie 0,6 m Altabdecksubstrat).

Die Variante 1 wird derzeit von WISMUT als Abdeckung einer Halde realisiert [5]. Zum Vergleich wurde eine vierte, unabgedeckte Referenzfläche angelegt.

Auf den drei Flächen mit Endabdeckung wurde im Herbst 2000 eine Gras/Klee-Ansaat aufgebracht, im Frühjahr 2001 wurden Gehölze gepflanzt (Traubeneiche, Gemeine Kiefer, Hainbuche und Weißerle).

Die Erfassung der relevanten Wasserhaushaltsgrößen ist realisiert mittels Lysimeter (50 m² große Folienlysimeter im Haldenmaterial, 1 m x 0,3 m großer Auffangkasten für die Messung des Abflusses auf der Dichtschicht sowie 1 m² große Oberflächenlysimeter), Messungen von Bodentemperatur, Bodenfeuchte (TDR) und Saugspannung (u.a. Equitensiometer) im Profil sowie einer Wetterstation.
Kontinuierliche Meßreihen liegen seit Anfang Juli 2000 vor; im folgenden werden Ergebnisse der Variante 2 vorgestellt.

3. Ergebnisse

Auf der Versuchsfläche Variante 2 wurde vorhandenes Altabdecksubstrat dreilagig aufgebracht. Die beiden unteren Lagen von je 30 cm wurden auf > 90 % Proctordichte verdichtet, die obere Lage von 40 cm wurde mit einer Verdichtung von < 90 % aufgebracht sowie an der Oberfläche 20 cm tief aufgerissen.
Das Substrat ist stark steinhaltig (Skelettanteil 35 - 40 %), der Feinboden ist ein heterogener schluffiglehmiger Sand (Slu) mit Tongehalten von 11 - 12 %. Die Lagerungsdichten betragen im Mittel 1,8 g/cm³, die an gestörten Proben bestimmte nFK des Feinbodens beträgt etwa 13 Vol.%.
Die beim Einbau bestimmte hydraulische Durchlässigkeit liegt für die obere Lage im Mittel bei 1 x 10^{-7}

[1] Wismut GmbH, Jagdschänkenstr. 29, 09034 Chemnitz; u.hoepfner@wismut.de; g.neubert@wismut.de;
[2] Ruhr-Universität Bochum, Geographisches Institut; zepp@geographie.ruhr-uni-bochum.de

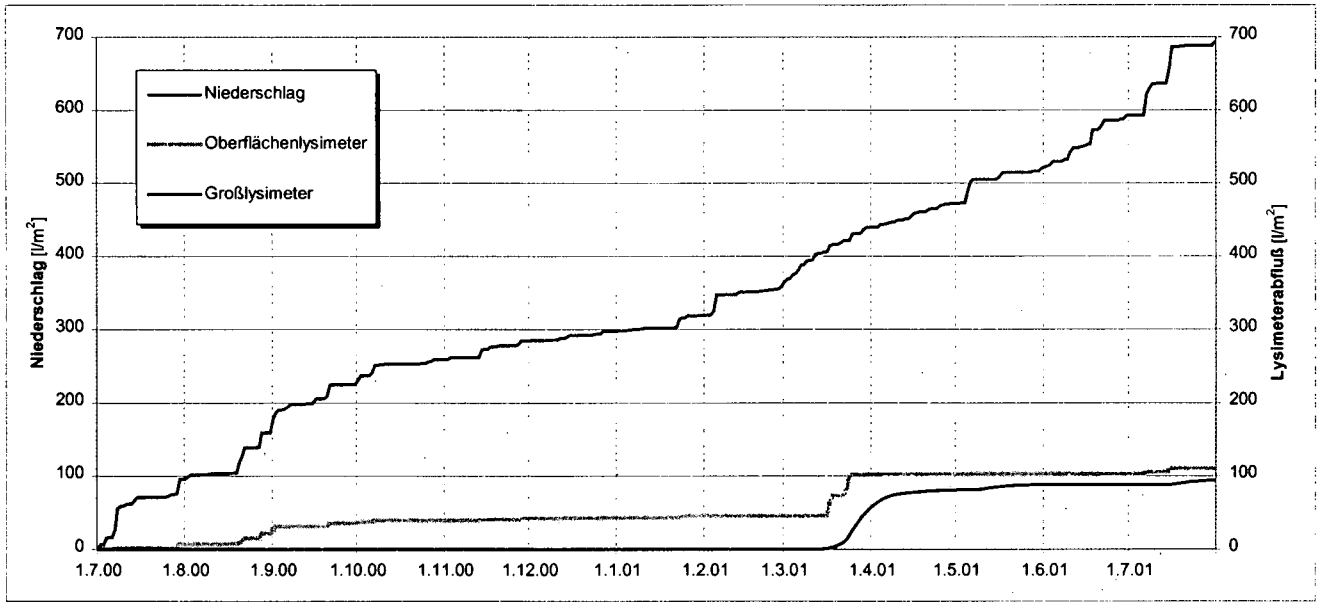


Abb. 1: Niederschlag und Lysimeterabfluß Versuchsfläche Variante 2, Tagebau Lichtenberg

m/s, für die unteren Lagen bei 3 x 10^{-8} m/s. Ein Haubeninfiltrometerversuch im Herbst 2000 ergab an der Oberfläche eine höhere Durchlässigkeit von 2 x 10^{-6} m/s.

Der relativ hohe Oberflächenabfluß der Fläche (Neigung 1 : 10) führte anfangs zur Ausbildung von Erosionsrinnen; seit einem Queraufreißen der Fläche im Sommer 2000 wurden trotz hoher Abflußereignisse keine weiteren Erosionsschäden festgestellt.

Die Fläche war bis zum Frühjahr 2001 nahezu vegetationsfrei, eine Austrocknung wurde nur oberflächennah beobachtet. Dabei wurden hohe Tensionen (bis 400 kPa, ermittelt mit Equitensiometern) auch in den Wintermonaten in 20 cm Tiefe registriert, bedingt durch unterdurchschnittliche Winterniederschläge (212 mm).
In den Sommermonaten 2001 wurde eine Austrocknung in 20 cm Tiefe bis > pF 4,2 festgestellt; der Feuchteentzug reicht Mitte August bis an die Unterkante des Abdecksystems und in die Oberkante des Haldenmaterials hinein.

Trotz der fehlenden tiefen Leerung der Wasserhaushaltsschicht im vorausgegangenen Sommerhalbjahr setzte die Tiefenperkolation mit hoher Dynamik (maximaler Abfluß von 6 mm/d) erst im März 2001 ein (Abb. 1).
Bilanziert man das erste Meßjahr (1.7.00 - 31.6.01), so ist (bei korrigierten 592 mm Niederschlag) mit 88 mm Abfluß eine Restperkolation von 15 % im Haldenmaterial gemessen worden. Diese Bilanzierung sollte als erste grobe Schätzung gesehen werden, da der Wasserhaushalt des Systems in der frühen Phase der Messungen durch die abklingende Setzung sowie den langsamen Ausgleich der Einbaufeuchtebedingungen mit geprägt wird.

Im weiteren Verlauf der Messungen soll der zunehmende Einfluß der aufwachsenden Vegetation auf die Perkolationsraten beobachtet werden sowie die Meßreihen zur Modellkalibrierung verwendet werden, um zu langfristigen Vorhersagen der Systemperformance zu gelangen.

Literatur

[1] WEISE, W.; PAUL, M.; JAHN, S. u. HOEPFNER, U. (1996): Geochemische Aspekte der Haldensanierung am Standort Ronneburg. *Geowissenschaften, Bd. 14, 495-499.*

[2] HOCKLEY, D.; PAUL, M.; CHAPMAN, J.; JAHN, S. u. WEISE, W. (1997): Relocation of waste rock to the Lichtenberg pit near Ronneburg, Germany. *Fourth Intern. Conf. Acid Rock Drainage, Vancouver 31.5-6.6.97, Bd. 3, 1267-1283.*

[3] DWYER, S. (1998): Alternative landfill covers pass the test. *Civil Engineering, Bd. 68, 50-52.*

[4] Alternative Cover Assessment Program. *http://www.dri.edu/Projects/EPA/.*

[5] GATZWEILER, R.; JAHN, S.; NEUBERT, G. u. PAUL, M. (2001): Cover design for radioactive and AMD-producing mine waste in the Ronneburg area, Eastern Thuringia. *Waste Management, Bd. 21, 175-184.*

Hochaufgelöste Erfassung von Sickerwasser an schwermetallkontaminierten Standorten

Luisa Hopp[1], Uwe Buczko[1], Matthias Singer[1], Stefan Peiffer[2] ,Wolfgang Durner[3]

Die Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999) fordert im Rahmen der Altlastenbewertung für die Risikoabschätzung im Hinblick auf den Wirkungspfad Boden-Grundwasser eine sogenannte Sickerwasserprognose, die sich aus einer Emissionsabschätzung und einer Transportprognose zusammensetzt. Bislang jedoch existieren zu dieser Fragestellung keine unumstrittenen Untersuchungs- und Bewertungsverfahren.

Deshalb wird am Lehrstuhl für Hydrologie der Universität Bayreuth mit Unterstützung des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft ein Forschungsvorhaben durchgeführt, das die Erarbeitung eines praktikablen Verfahrensvorschlages für Altlastensituationen mit anorganischen Schadstoffbelastungen zum Ziel hat. Das Projekt ist in drei parallel ablaufende und zusammenhängende Teile gegliedert. Zum einen sollen Laboruntersuchungsmethoden verglichen und gegebenenfalls weiterentwickelt bzw. neu konzipiert werden. Der nächste Schritt besteht in der prozessorientierten Modellierung von Stofffreisetzung und –transport. Unerlässlich ist hierbei die Validierung durch den Vergleich der Prognose mit in-situ gewonnenem Sickerwasser. Zu diesem Zweck werden an zwei Altlastenstandorten Anlagen zur automatisierten Sickerwassererfassung eingebaut, die eine differenzierte Erfassung von physiko-chemischen Parametern erlauben. Dabei steht – neben der bilanzmäßigen Aufzeichnung von Sickerwasserfrachten – die Aufnahme der zeitlichen Dynamik des Sickerwasseranfalls und damit verbunden der zeitlichen Dynamik des Schadstofftransports im Mittelpunkt des Interesses.

Angestrebt wird eine Auflösung im Bereich von 0,1 mm flächenspezifischer Perkolationsmenge. Bei hohen Perkolationsraten nach größeren Niederschlagsereignissen erfolgt das Auffangen des Sickerwassers mit einer angepassten, ereignisspezifischen Auflösung. Die quasikontinuierliche Beprobung soll bewirken, dass auch kurzzeitige, selten auftretende Sickerwasserereignisse, etwa aufgrund von Starkregen nach Trockenperioden, erfasst und in ihrer Bedeutung für die Gesamtfrachten beurteilt werden können.

Diese Zielsetzung stellt messtechnisch durchaus eine Herausforderung dar. Es muss eine möglichst ungestörte und repräsentative Erfassung des Sickerwassers gewährleistet sein, und die Anlage muss so konzipiert sein, dass sie auch den stoßartigen Anfall von großen Sickerwassermengen verarbeiten kann.

Vergleich frei dränender und Sauglysimeter

Das Sickerwasser kann auf unterschiedliche Arten erfasst werden:

Frei dränende Lysimeterplatten gestatten eine ungedämpfte Aufzeichnung der Eintragssignale und sind in der Lage, auch große Wassermengen ohne zeitlichen Verzug abzuführen. Allerdings ist ein Eintritt von Sickerwasser in die Auffangplatte nur unter gesättigten Bedingungen möglich.

Saugplatten bieten den Vorteil, auch unter ungesättigten Verhältnissen perkolierendes Wasser auffangen zu können. Voraussetzung für ein einwandfreies Funktionieren ist ein perfekter Kontakt zwischen Boden und gesättigter Filtermembran. Ein besonderes Problem ist die Drucksteuerung von Saugplatten, da die Nachbildung des in situ vorherrschenden Potentialgefälles am Lysimetereinbauort keineswegs trivial ist. Saugplatten mit fein porösen Kontaktmaterialien, die für höhere Unterdrücke ausgelegt sind, besitzen zudem eine geringe hydraulische Leitfähigkeit an der Eintritsfläche und dämpfen somit möglicherweise die Dynamik stoßartig auftretender hoher Flussraten im Sickerwasser.

Sammelcharakteristik frei dränender Lysimeter

Unter ungesättigten Wasserfließbedingungen im Boden können frei dränende Lysimeter eventuell völlig umflossen werden. Qualitative Überlegungen ergeben, dass folgende Faktoren das Umfließen von frei dränenden Lysimetern minimieren können:

- Bauart: hohe Seitenränder
- Größe: große Auffangfläche
- Infiltrationsintensität: hohe Flussdichten
- Bodentextur: kiesig (niedrige ungesättigte LF)

Um diese qualitativen Aussagen für einen konkreten Untersuchungsstandort zu quantifizieren, wurden mit dem Modell Hydrus-2D (Simunek et al., 1999) Simulationsrechnungen in einem zweidimensionalen Simulationsgebiet durchgeführt. Ziel war es herauszufinden, unter welchen Bedingungen ein Aufsättigen der

[1] Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Hydrologie. Kontakt: luisa.hopp@uni-bayreuth.de
[2] RWTH Aachen, Institut für Hydrogeologie
[3] Technische Universität Braunschweig, Institut für Geoökologie. Kontakt: w.durner@tu-bs.de

Bodenschicht unmittelbar über dem Lysimeter erfolgt, das schließlich zum Wassereintritt führt. Es wurde hierbei von einem Standardszenario ausgegangen, und dann die oben genannten Einflussfaktoren systematisch variiert. Das Standardszenario bestand aus folgenden Faktoren:

- Bauart: Seitenränder 10 cm hoch
- Größe: Breite 50 cm
- Infiltrationsintensität: extremes Starkregenereignis (2 x 2 h mit Intensität 24 mm/h innerhalb von 72 h)
- Bodentextur: 95% Sand, 3% Schluff, 2% Ton. Die hydraulischen Eigenschaften ergeben sich durch die Neuronale Netz-Vorhersage mit dem Programm Rosetta (Schaap et al., 1998)

Variation der Niederschlagsverteilung

Neben dem Starkregenereignis wurde eine konstante Infiltration (1 mm/d) sowie ein typisches Regenszenario gemäßigter Breiten (Jahresgang, 656 mm/a, auf Tageswerte aufgelöst) simuliert.

In keinem dieser Fälle konnte ein Wasserfluss induziert werden.

Variation der Auffangfläche

Auch durch eine Verdopplung der Breite der Auffangfläche von 50 cm auf 100 cm konnte keine Aufsättigung der Bodenschicht unmittelbar über dem Lysimeter erreicht werden (Abb. 1).

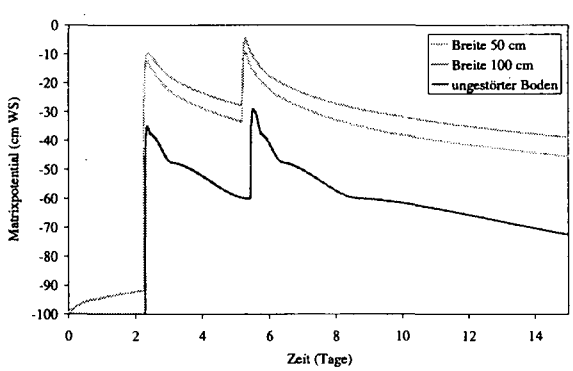


***Abb. 1**: Matrixpotential im ungestörten Boden, sowie im Zentrum der Lysimeterauffangflächen als Folge eines Regenszenarios mit zwei Extremereignissen.*

Variation der Seitenrandhöhe

Als Folge einer Erhöhung der Seitenrandhöhe konnte ab einer Höhe von 30 cm ein Wasserfluss in die Auffangplatte erzielt werden (Abb. 2). Nachteilig ist jedoch, dass durch den permanenten Kapillarsaum in der künstlichen „Wanne" ein Filterkörper über der Auffangfläche geschaffen wird, der möglicherweise die Zusammensetzung des frei perkolierenden Wassers nicht typisch widerspiegelt und zu einer Änderung der hydrochemischen Eigenschaften der Bodenlösung führt, was insbesondere auf redoxsensitive Spezies Auswirkungen haben kann.

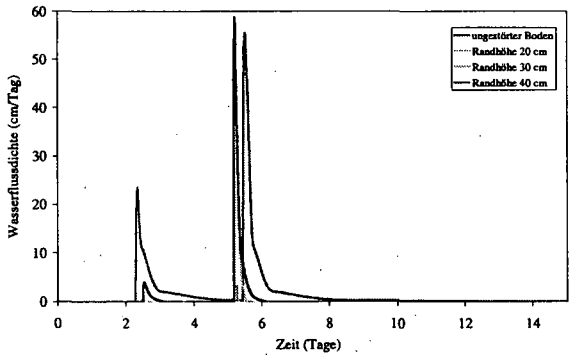


***Abb. 2**: Flußraten im ungestörten Boden, sowie im Zentrum der Lysimeterauffangflächen als Folge eines Regenszenarios mit zwei Extremereignissen.*

Variation der Textur

Eine Verringerung des Sandanteils von 95% auf 80% führte beim Starkregen-Szenario zu einem schnelleren Aufsättigen des Bodens und somit zu einem Wassereintritt ins Lysimeter.

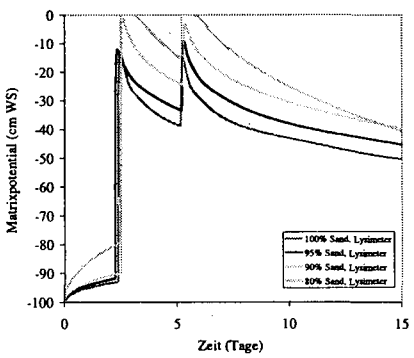


***Abb. 3**: Wie Abb. 1, Variation der Textur.*

Die Simulationen haben verdeutlicht, dass die Sickerwassererfassung in einem sandigen Boden mit frei dränenden Lysimetern nicht erfolgversprechend ist. Wenn perkolierendes Wasser aufgefangen wird, wird es höchstwahrscheinlich aus Makroporenfluss stammen. Zum Erfassen von Bodenlösung, die im Matrixbereich des Bodens fließt, müssen Saugplatten verwendet werden.

Literatur

Schaap, M.G., F.J. Leij, M. Th. van Genuchten (1998): Neural Network analysis for hierarchical predicton of soil water retention and saturated hydraulic conductivity. Soil Sci. Soc. Am. J. 62:847-855.

Simunek, J., M. Sejna, M.Th. van Genuchten (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, California.

Bewertung der mechanischen Stabilität von Marschböden

R.Horn, H.Fleige*

Einleitung

Als Maß für die mechanische Stabilität von Böden dient die Vorbelastung (HORN et al. 1991). Die bodenphysikalischen ökologisch relevanten Standorteigenschaften bleiben bei mechanischer Belastung bis zum Wert der Vorbelastung nahezu konstant. Bei Überschreiten der Eigenstabilität werden die Standorteigenschaften infolge plastischer Verformung in Abhängigkeit von insbesondere Wasserspannung, Textur und Struktur irreversibel verändert. Da Marschböden durch eine fortlaufende Gefügeausbildung als Folge von Entwässerungs/Bewässerungs- und Sackungsvorgängen geprägt sind, sind unterschiedliche mechanische Stabilitäten in Abhängigkeit vom Bodentyp zu erwarten.

Methodik

Untersucht wurden 4 verschiedene Marschbodentypen an der schleswig-holsteinischen Westküste:

- Salzmarsch (MRn,Vergleich mit und ohne Schafbeweidung, Hedwigenkoog),
- Kalkmarsch (MCn, Vergleich Acker mit Hochstaudenvegetation; nach Deichschluß im Jahre 1978 wurde ein 15 ha großes Areal im Speicherkoog der natürlichen Sukzession überlassen),
- Kleimarsch (MNn, Acker, Büsum),
- Knickmarsch (MKn, Acker, Wörden/Heide).

Die Horizonte der Salz-, Kalk- und Kleimarsch(en) sind aus sandig-schluffigen marinem Ausgangsmaterial hervorgegangen, während die Knickmarsch aus schluffig-tonigem Substrat besteht und im SqGo-Horizont mit 38% den höchsten Tongehalt aller untersuchten Horizonte aufweist.

Zur Ermittlung der Vorbelastung wurden ungestörte Stechzylinder (236 cm^3, d = 10 cm, h = 3 cm) entnommen und in einer Drucksetzungsapparatur einaxial mit Auflasten zwischen 10 und 400 kPa belastet (Methodik siehe HORN et al. 1991). Nach 23 h wurde die Gesamtsetzung bei den verschiedenen Belastungsstufen erfaßt. Die Ableitung wurde graphisch aus der Drucksetzungskurve nach CASAGRANDE bestimmt.

*Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 24118 Kiel

Die gewählte Vorentwässerung von -60 hPa (pF 1.8) entspricht im allgemeinen dem Sättigungsgrad von Böden im Frühjahr. In diesem Zustand sind Böden höchst instabil, unterliegen bei Auflast also der Gefahr einer plastischen Verformung. Die Klassifizierung der mechanischen Stabilität (Tab. 1) erfolgt nach DVWK 234/1995, Teil I bzw. HORN & FLEIGE (2001).

Tab. 1: Klassifizierung der mechanischen Stabilität (Vorbelastung)

Stufen	Vorbelastung (kPa)
Sehr gering	< 30
Gering	30-60
Mittel	60-90
Hoch	90-120
Sehr hoch	120-150
Extrem hoch	> 150

Diskussion der Ergebnisse

In Abb. 1 ist die Tiefenverteilung der Vorbelastung (Pv) als Maß für die mechanische Stabilität für die untersuchten Marschböden dargestellt.

Generell zeigen die Böden eine geringe bis sehr geringe Vorbelastung (Gr-, Gor-Horizonte) bzw. geringe bis mittlere Vorbelastung (Gro-Horizonte) im grundwassernahen Unterboden aufgrund der dort geringeren Strukturierung (koh-, pri-koh-Gefüge) und sind daher verdichtungsgefährdet. Damit unterscheiden sie sich beispielsweise deutlich von terrestrischen Böden aus geogen verdichtetem Geschiebemergel mit möglichen Vorbelastungswerten in C-Horizonten von >150 kPa.

Im nicht aggregierten Gr-Horizont kann die Eigenstabilität über das Matrixpotential erklärt werden, ebenso wie durch den Überlagerungsdruck eine gewisse Festigkeit erzielt wird.

Im grundwasserferneren Unterboden (Go-Horizonte) der Marschböden hat eine mehr oder weniger intensive Aggregierung durch Quellungs- und Schrumpfungsprozesse (sub-pri, sub-Gefüge) stattgefunden, so daß bereits mittlere, teilweise sogar hohe Vorbelastungswerte erreicht werden. Die sehr hohe mechanische Stabilität im SqGo-Horizont der Knickmarsch dürfte im wesentlichen vom bereits primär dispergierten und horizontal orientierten Gefüge des brackischen Marschsedimentes vorgeprägt sein (vgl. MÜLLER 1994).

Der Vergleich einer Kalkmarsch unter Ackernutzung sowie unter natürlicher Vegetation zeigt den anthropogenen Einfluß auf die Vorbelastung im Profilverlauf. Aufgrund der Pflugtätigkeit resultiert eine

Pflugsohle (App-Horizont) mit extrem hoher mechanischer Stabilität, die in Verbindung mit einem Plattengefüge ein erschwertes Wurzelwachstum und Ertragseinbußen erwarten läßt. Im Oberboden der Acker-Kalkmarsch ist die Bodenstabilität dagegen sehr gering. Unterhalb des Oberbodens gleichen sich die Pv-Werte der beiden Kalkmarschen unterschiedlicher Nutzung an.

Durch Schaftritt infolge Beweidung wurde die Salzmarsch im Oberboden verdichtet, so daß die mechanische Stabilität als hoch einzustufen ist, was im Hinblick auf Erosionsschutz des Deichvorlandes als durchaus positiv zu bewerten ist (vgl. ZHANG & HORN 1995).

Im Hinblick auf die gefügestabilisierende Wirkung von Ca wäre bei gleichem Grundwasserstand und vergleichbarer Textur eine höhere Gefügestabilität bei der Kalkmarsch gegenüber der Kleimarsch zu erwarten (vgl. MORALES-SANCHES 1994).

Literatur

DVWK 1995: Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Minaralböden. Teil I: Mechanische Belastbarkeit. – Vol. 234, S. 18.

HORN, R, Lebert, M., Burger, N. (1991): Mechanische Belastbarkeit von Böden Bayerns. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben: Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Böden als Pflanzenstandort auf der Grundlage von Labor- und in situ-Messungen. Bayerisches Staatsminesterium für Landesentwicklung und Umweltfragen, S. 178.

HORN, R. & FLEIGE, H., 2001: Prediction of the mechanical strength and ecological properties of subsoils for a sustainable landuse. Landnutzung und Landentwicklung 42 (1), 23-30.

Morales-Sanchez, M.A. (1994): Auswirkungen eingeimpfter Mikroorganismen auf die Gefügestabilität verschiedener Marschböden. Berichte aus dem FTZ Westküste Univers. Kiel, Nr. 5, S. 121.

Müller, W. (1994): Zur Genese der Marschböden I. Der Einfluß von Sediment und Bodengefüge. Z. Pflanzenerähr. Bodenk.,157, 1-9.

Zhang, H. & Horn, R.(1996): Einfluß der Beweidung auf physikalische Eigenschaften einer Salzmarsch im Deichvorland: die gesättigte Wasserleitfähigkeit und das Bodengefüge. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, 37, 24-31.

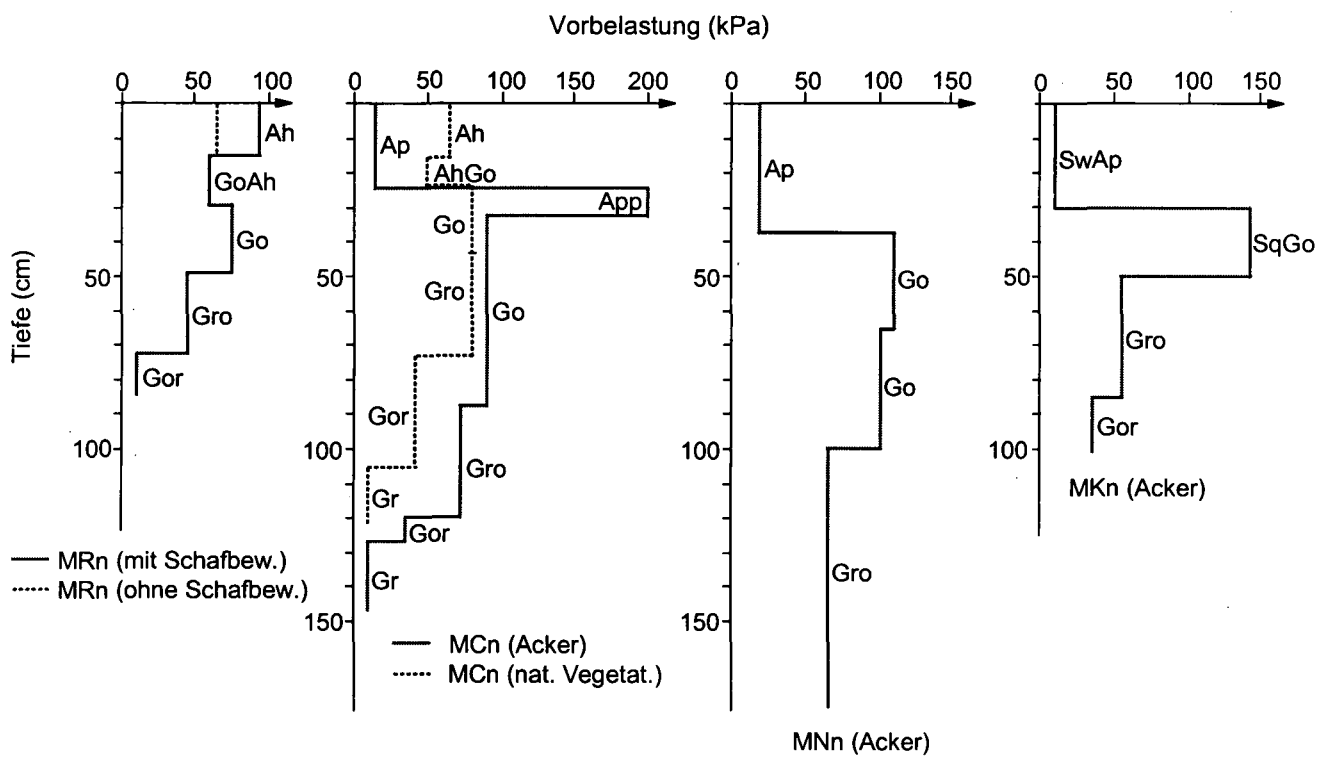


Abb. 1: Vorbelastung von Marschböden bei einer Wasserspannung von -60 hPa

Wasserinfiltration auf unterschiedlichen Raumskalen in strukturierten Böden

Jailani Husain[1], H.H. Gerke[2], R.F. Hüttl[3]

Einleitung

Der Infiltrationsprozess in strukturierten Böden wird vom Wechselspiel zwischen der relativ schnellen Wasserbewegung im Grobporensystem und der relativ langsamen Wasserabsorption der poröser Bodenmatrix bestimmt. Anteile von Grobporen und Bodenmatrix wechseln je nach Größe des vom infiltrierenden Wasser erreichten Bodenvolumens und der je nach Messmethodik untersuchten Raumskala. Da Verfahren zur Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit aus der Infiltration u.a. auf der Annahme basieren, dass der Boden homogen ist, können sich unrealistische (z.T. sogar negative) Werte ergeben. Auch sind Vergleichbarkeit zwischen Ergebnissen, die an unterschiedlichen Positionen und Proben erzielt werden, und Übertragbarkeit zwischen den mit unterschiedlichen Methoden ermittelten Werten eingeschränkt. Ziel ist es, für zwei unterschiedlich strukturierte Böden die an unterschiedlich großen Bodenvolumina auf Basis von Infiltrationsmessungen bestimmten Werte der hydraulischen Leitfähigkeit zu vergleichen.

Material und Methoden

Messungen wurden im Feld mittels Bohrlochpermeameter (BP), an Stechzylinder- und Bodenaggregatproben mittels Doppelmembranapparatur (DM) sowie an Aggregaten mittels Mini-Infiltrometer (MI) durchgeführt. Von BP-Infiltrationsmessstellen der Standorte im Oderbruch (Auenton) und in Indonesien (Oxisol / Lehm) wurden Stechzylinderproben entnommen. Aus diesen wurden später auch die Aggregate herauspräpariert. Aus der im Feld mittels BP bestimmten stationären Infiltrationsraten wurde die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (K_s) nach dem Einzeldruckverfahren (Reynolds et al. 1992) berechnet. Für die 300 cm^3 großen Stechzylinderproben (SZ) und die 15 - 36 cm^3 großen Bodenaggregatproben wurde der stationäre Wasserdurchfluss mittels DM bei Matrixpotenzialen von ψ = -1, -5 und -10 cm Wassersäule gemessen. Die Werte der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit ($K(\psi)$) wurden durch Lösung der Darcy-Gleichung (Klute und Dirksen, 1986) berechnet. Die Bodenaggregate aus den SZ-Proben wurden, außer an der Messstelle selbst, mit Paraffin ummantelt. Aus stationären Infiltrationsraten, die mittels Mini-Infiltrometer gemessenen wurden, konnten die „tensions-gesättigte" hydraulische Leitfähigkeit (K_{ts}) nach Leeds-Harrison et al. (1994) sowie eine abschnittsweise Näherung der $K(\psi)$-Werte nach Reynolds und Elrick (1991) berechnet werden. Der K_{ts}-Wert ist definiert für den Bereich voller Wassersättigung des Porenraums, bei dem das Bodenwasser zwar bereits eine Saugspannung aufweist, die Poren jedoch noch nicht entwässert sind.

[1]Institut für Bodenkunde, Landwirtschaftliche Fakultät, Sam Ratulangi Universität, Manado-95115, Indonesien.
[2]Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Straße 84, D-15374 Müncheberg (hgerke@zalf.de).
[3]Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität, Cottbus.

Ergebnisse und Diskussion

Der im Feld ermittelte K_s-Wert des Auentons ist größer (1459 cm/Tag) als der am Aggregat mittels MI berechnete K-Wert (K(ψ = -1,5 cm) = 842 cm/Tag) und größer als der mittels MI berechnete K_{ts}-Wert (153 cm/Tag) (Abb.1, links). Der mittels DM bei ψ = -1 cm am Aggregat gemessene $K(\psi)$-Wert ist mit dem K_{ts}-Wert relativ gut vergleichbar. Die mittels DM am Aggregat gemessenen $K(\psi)$-Werte sind beim Auenton niedriger als die mit gleichem Verfahren an der Stechzylinderprobe bestimmten Werte.

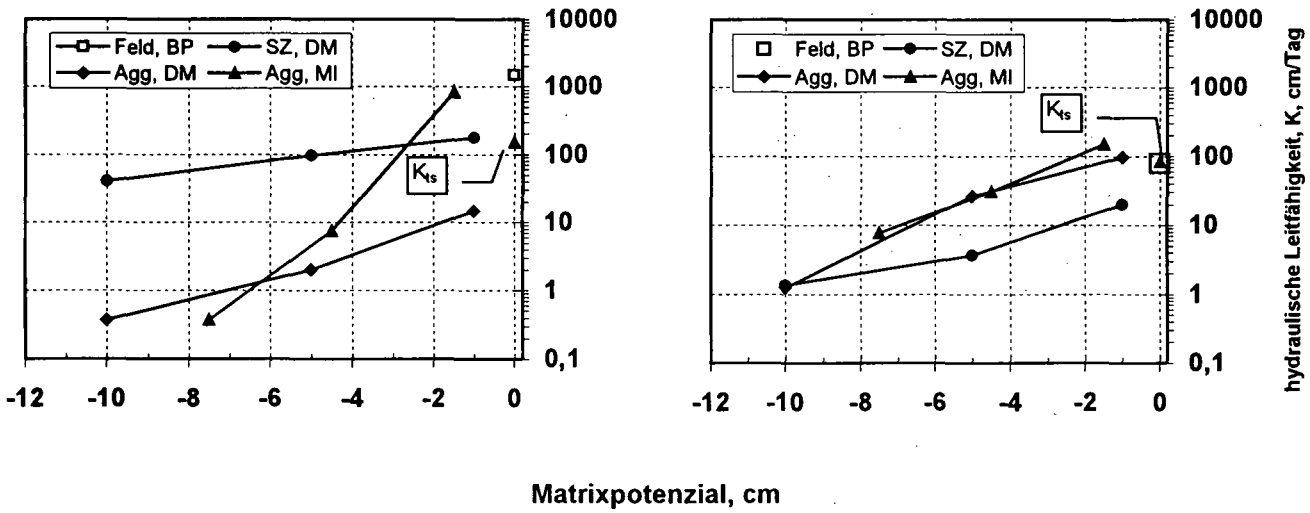


Abb. 1 Vergleich der mittels BP im Feld, mittels DM an 300 cm^3 Stechzylinderprobe und mittels MI am Aggregat gemessenen hydraulischen Leitfähigkeit bei unterschiedlichen Matrixpotenzialen eines Auentons (links) und eines Oxisols (recht).

Tab.1 Physikalische Eigenschaften eines Oxisols (Manado) und eines Auentons (Golzow).

	Sand	Schluff	Ton	ρ_b		ρ_s	ε	
				SZ	Agg.		SZ	Agg.
	----------%			----------g cm^{-3}----------			----------%	
Auenton	22,1	26,8	51,1	1,43	1,71	2,44	0,41	0,30
Oxisol	43,3	22,3	34,4	1,2	1,65	2,6	0,5	0,36

ρ_b: Lagerungsdichte, ρ_s: Partikeldichte, ε: Porosität

Makroporenfluss könnte den größeren K-Wert der Feldmessung des Auentons verursacht haben. Im Vergleich zur Aggregatprobe führt die höhere Porosität der SZ-Probe zu höheren K-Werte (Tab.1).

Für den Oxisol ist der Feld-K-Wert mit dem K_{ts}-Wert vergleichbar (Abb. 1 rechts). Die $K(\psi)$-Funktion zeigt für diesen Bodentyp, relativ höhere K-Werte des Aggregates (MI) im Vergleich zum SZ (DM). Die Geometrie der durchflossenen Poren und die unterschiedlichen Volumina der mit unterschiedlichen Methoden untersuchten Bodenproben können die gefundenen Unterschiede in der Infiltration verursacht haben.

Literaturverzeichnis

Klute, A. und Dirksen, C. 1986. Hydraulic conductivity and diffusivity: Laboratory methods. In: A. Klute (Editor). Methods of Soil Analysis. Part 1. 2nd., Ed. Agron. Monogr. 9, ASA und SSSA, Madison, WI.

Leeds-Harrison, P.B., Youngs, E.G. und Udin, B. 1994. A device for determining the sorptivity of soil aggregates. Europ. J. Soil Scí. 45, 269-272.

Reynolds, W.D. und Elrick, D.E., 1991. Determination of hydraulic conductivity using a tension infiltrometer. Soil Sci. Soc. Am. J. 55, 633-639.

Reynolds, W.D., Viera, S.R. und Topp, G.C., 1992. An assessment of the single-head analysis of the constant head well permeameter. Can. J. Soil Sci. 72, 489-501.

Modellgestütze Risikoanalyse in Braunkohleabraumhalden

B. Huwe[1], H. Schollenberger[2], P.Obermann[3]

Problemstellung und Methodik

Braunkohle wird auch zukünftig als Energieträger Einsatz finden. Damit wird der Tagebau und mit ihm die Rekultivierung von Abraummaterial von Bedeutung bleiben. Säuren als Produkte der Oxidation von Pyrit (FeS_2), das als Begleitmaterial im Abraum des Braunkohlentagebaus auftritt, bewirken eine starke Absenkung des pH-Wertes der Bodenlösung in Braunkohleabraumhalden. Dadurch wird die Tonmineralzusammensetzung des Materials negativ beeinflußt und die Mobilität vorhandener Schwermetalle erhöht. Diese stellen als Bestandteil des Perkolationswassers ein Gefährdungspotential für das Grundwasser dar.

Mit Hilfe des Modells *Hydrus-2D* (Simunek et al., 1999) werden der Wasserfluß und der Stofftransport innerhalb einer 20 x 20 m großen Modellhalde beschrieben. Der Pyritabbau wird durch einen äquivalenten Desorptionsprozeß erster Ordnung beschrieben. Dabei wird der Pyritschwefel in Form von Sulfat als adsorbiert angenommen. Die Reaktionskinetik der Oxidation wird durch eine äquivalente Desorptionskinetik ersetzt. Simuliert wird ein Zeitraum von 500 Tagen.

Der Heterogenität innerhalb der Fließregion kommt aufgrund der möglichen Ausbildung präferentieller Fließwege eine wichtige Bedeutung zu. Auch die auftretende Anisotropie als Folge der eingesetzten Schüttechnik ist von Interesse. Mit Hilfe stochastischer Simulation werden Datenfelder der Parameter Lagerungsdichte, Textur und Pyritschwefelgehalt auf der Grundlage ihrer räumlichen Zusammenhänge (Variogramme) in Anlehnung an die Arbeit von *Buczko* (2000) generiert. Auf der Grundlage der Werte für Lagerungsdichte und Textur wird jedem Knoten der Fließregion mit Hilfe des Programms *Rosetta* (Schaap und Leiji, 2000) eine Wasserspannungskurve nach van-Genuchten zugewiesen. Daraus werden die Skalierungsfaktoren des Wassergehaltes Q, des Matrixpotentials h und der Leitfähigkeit $K(h)$ in Anlehnung an *Vogel et al* (1991) berechnet.

Verschiedene Szenarien werden in Anlehnung an eine mögliche praktische Umsetzung bei der Errichtung von Abraumhalden entwickelt und berrechnet. Um die Bedeutung der Heterogenität herauszustellen erfolgt eine Rückführung der Ergebnisse auf den eindimensionalen Fall.

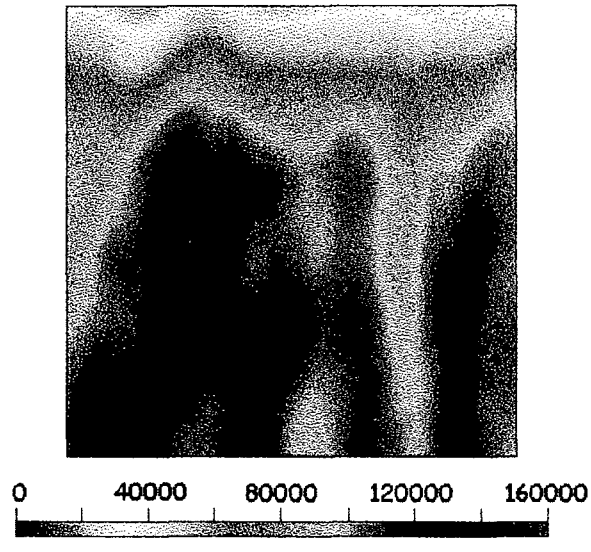


Abb. 1: Räumliche Verteilung der Sulfatkonzentration [g/m³] für das Grundszenario nach180 Tagen

Ergebnisse und Diskussion

Die Veränderung der räumlichen Verteilung der Lagerungsdichte zeigt einen Einfluß auf Wasserfluß und Stoffkonzentrationen. Eine Veränderung der Fließgeschwindigkeit und der Verteilung des Wassergehaltes in der Fließregion sind die wichtigsten Effekte. Eine höhere Varianz in den Ausgangsdaten als Folge anderer Meßpunkte beeinflußte die Ergebnisse hauptächlich quantitativ. Zeitliche Entwicklungen, wie die der Sulfatkonzentration im Sickerwasser, zeigten qualitativ ein ähnliches Verhalten.

Auch die räumliche Verteilung des Pyritschwefelgehalts hat einen erheblichen Einfluß auf die Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser und deren zeitlichen Verlauf. Die Hinzunahme des Parameters Sauerstoff zeigte quantitativ und qualitativ den größten Effekt auf die Simulati-

[1] Universität Bayreuth, Abt. Bodenphysik, 95440 Bayreuth, e-mail: bernd.huwe@uni-bayreuth.de

[2] Institut für Industriebetriebslehre und Industrielle Produktion (IIP), Uni Karlsruhe, Hertzstr. 16, 76187 Karlsruhe, e-mail: hannes.schollenberger@wiwi.uni-karlsruhe.de

[3] Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Angewandte Geologie 3, Universitaetsstrasse 150, D-44801 Bochum, e-mail: obermann@geol3.ruhr-uni-bochum.de

onsergebnisse. Die wichtige Bedeutung dieses Parameters für die Oxidation des Pyrits wird dadurch bestätigt. Die Kombination aus vertikal zunehmendem Pyrit und Sauerstofftiefenprofil führt zu den niedrigsten Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser.

Der Einfluß räumlicher Zusammenhänge auf das System zeigt sich in den unterschiedlichen Simulationsergebnissen der Szenarien mit verändertem Variogramm. Ein größerer *range* führt zu einem glätteren Sickerwassfluß, allerdings steigt gleichzeitig der Wertebereich der Konzentration an. Daraus kann gefolgert werden, daß eine bessere Durchmischung (= kleinere *range*) des Haldenmaterials zu geringeren räumlichen Schwankungen bei den Sulfatkonzentrationen des Sickerwassers führt.

Die Rückführung der Simulationen auf den eindimensionalen Fall mittels horizontaler Mittelung führt zu einem deutlichen Informationsverlust. Präferentielle Fließwege, die sich aufgrund der Heterogenitäten im Material ausbilden können nicht mehr abgebildet werden. Dies bestätigt die Bedeutung der Heterogenität und die Notwendigkeit ihrer Berücksichtigung mittels 2D-Modelle.

Den Ergebnissen dieser Arbeit zufolge, und unter Berücksichtigung der Beschränkungen des Modells, geht vom Abraummaterial mit geringem Durchmischungsgrad und unregelmäßig verteiltem Pyritschwefelgehalt das größte Risiko für das Grundwasser aus. Die hydraulischen Eigenschaften und ihre räumliche Verteilung spielen besonders aufgrund der Ausbildung präferentieller Fließwege eine wichtige Rolle. Zu berücksichtigen bei diesen Überlegungen ist der mit Beendigung der Abbautätigkeit wieder ansteigende Grundwasserspiegel. Dadurch kann das Grundwasser in höheren Schichten nach Wiederanstieg mit ausgefällten sekundären Sulfaten der Pyritoxidation in Kontakt kommen, die dann erneut in Lösung gehen.

Zusammenfassung

Hydrus-2D hat sich als ein einfach zu bedienendes Werkzeug zur Beantwortung der gestellten Fragen erwiesen. Trotz einiger Beschränkungen im chemischen Bereich ist es möglich die Reaktion der Modellhalde auf die Veränderung bestimmter Bedingungen abzuschätzen und die Bedeutung einzelner Parameter zu erarbeiten. Das im Modell integrierte Konzept der Skalierungsfaktoren stellt eine einfache und wirkungsvolle Methode zur Beschreibung der räumlichen Heterogenität dar.

Literatur

Buczko, U. (2000) - Modellierung des Wasserflusses und Stofftransports in der wasserungesättigten Zone heterogener Braunkohletagebau-Abraumkippen der Lausitz; Dissertation, TU Cottbus

Simúnek, J., Sejna, M. und van Genuchten, R. (1999) - The HYDRUS-2D Software Package for Simulation the Two-Dimensional Movement of Water, Heat and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media; U.S. Salinity Laboratory; Riverside, California, USA

Vogel, T., Cislerova, M. und Hopmans, J.(1991) - Porous Media with linearly variable hydraulic properties; Water Resour. Res., 27(10): 2735 - 2741

Schaap, M. Und Leij, F. (2000) - Improved prediction of unsaturated hydraulic conductivity with the Mualem-van Genuchten model; Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 843 - 851

Obermann, P. (1992) - Pyritoxidation im Tagebau Inden I und Grundwasserbeeinflußung durch Braunkohleabraumkippen; Technischer Bericht, Ruhr-Universität Bochum

Schollenberger, H. (2001) - Modellgestützte Risikoanalyse in Braunkohleabraumhalden; Diplomarbeit, Universität Bayreuth

Regionale Modellierung des Langzeitverhaltens von Cadmium im Boden: Modellbildung, Validierung und Anwendung

Ingwersen, J. [1] und T. Streck[1]

1 Einleitung

Um unser Verständnis über das Umweltverhalten von Schwermetallen in der „realen Welt" zu erweitern und zu überprüfen, sind wir gezwungen Untersuchungen unter Feldbedingungen und auf größeren Raumskalen durchzuführen. Beispiele solcher Studien sind die Arbeiten von Boekhold und Van der Zee (1992), Streck und Richter (1997a,b) und Tiktak et al. (1998). Boekhold und Van der Zee (1992) konnten die gemessenen Cd-Gehalte entlang eines 200 m Transekts mit Hilfe einer erweiterten Freundlich-Isotherme gut vorhersagen. Tiktak et al. (1998) haben für das Gebiet der Niederlande die Cd-Akkumulation in Ap-Horizonten untersucht. Die Übereinstimmung zwischen den beobachteten und den mit Hilfe eines prozeßorientierten Modells vorhergesagten Cd-Gehalten war gut. Streck und Richter (1997a,b) haben die Cd-Verlagerung im Feldmaßstab untersucht. Der untersuchte Standort befindet sich im Abwasserverregnungsgebiet (AVG) Braunschweig. In dem Gebiet wird seit 1957 kommunales Abwasser verregnet. Hierdurch ist es bis Mitte der 80er Jahre zu beträchtlichen Cd-Einträgen gekommen. Ein Stofftransportmodell konnte die gemessenen Konzentrationsprofile gut nachvollziehen.

Die folgende Arbeit greift die ermutigenden Ergebnisse und die Erfahrungen aus der Arbeit von Streck und Richter (1997a,b) auf. Die Untersuchung wurde im gleichen Gebiet durchgeführt, und es wurden die gleichen analytischen Methoden eingesetzt. Darüber hinaus bildet das Stofftransportmodell von Streck und Richter (1997b) die Grundlage für das in dieser Arbeit entwickelte Modell *SEFAH* (Simulating the Environmental FAte of Heavy Metals). Hierauf aufbauend wurde in der vorliegenden Arbeit (für Details siehe Ingwersen, 2001) 1) die Cd-Verlagerung im regionalen Maßstab untersucht und 2) das Modell um die pflanzliche Cd-Aufnahme (Weizen, Zuckerrübe und Kartoffel) erweitert.

2 Material und Methoden

Datengrundlage

In der 1. Meßkampagne (1996) wurden im Gebiet 161 Bodenmonolithe beprobt (0-0.3 m, 0.3-0.4 m, ..., 1.1-1.2 m). In der 2. und 3. Meßkampagne (1998, 1999) wurden 40 Kartoffel-, 40 Zuckerrüben- und 20 Weizenschläge untersucht. An den Pflanzenstandorten wurden ebenfalls Bodenproben entnommen. Alle Bodenproben wurden bodenchemisch untersucht. Es wurde die Cd-Lösungskonzentration, der EDTA-extrahierbare Cd-Gehalt, der *p*H-Wert und der organische Kohlenstoffgehalt bestimmt.

Beschreibung des lokalen Modells *SEFAH*

Unter stationären Bedingungen und unter der Annahme, daß der Wasserentzug durch die Pflanze proportional zur Wurzelverteilung ist, kann die Wasserflußdichte als Funktion der Tiefe wie folgt dargestellt werden,

$$q(z) = q_{\inf} - T_P\left(1 - \exp(-\varpi z)\right)$$

wobei q_{inf} (m s^{-1}) die Infiltrationsrate und T_P (m s^{-1}) die Transpirationsrate ist. T_P wird über einen Ansatz von Bierhuizen und Slatyer (1965) berechnet.

$$T_P = \frac{\Delta e}{\rho_W k_P} Y$$

Hierbei ist Δe (Pa) das mittleren Sättigungsdefizit während der Hauptvegetationsperiode, k_P (Pa) eine pflanzenspezifische Konstante, ρ_W (kg m^{-3}) die Dichte von Wasser und Y (kg m^{-2} s^{-1}) die Trockenmassenproduktion.

In jeder Bodensäule wird der Stofftransport („leaching") über die Konvektion-Dispersions-Gleichung beschrieben,

$$\frac{\partial \theta C}{\partial t} + \frac{\partial \rho S}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left(D_S \frac{\partial C}{\partial z}\right) - \frac{\partial qC}{\partial z} - \phi$$

wobei C (kg m^{-3}) die Lösungskonzentration, S (kg kg^{-1}) der Festphasengehalt, D_S (m^2 s^{-1}) der scheinbare Dispersionskoeffizient, q (m s^{-1}) die volumetrische Wasserflußdichte, ρ (kg m^{-3}) die Lagerungsdichte und ϕ (kg m^{-3} s^{-1}) ein Senkenterm ist. Für die Berechnung wird eine Gleichgewichts-Freundlichsorption angenommen. t (s) ist die Zeit und z (m) die Raumkoordinate. Die Freundlich-Koeffizienten wurden mit Hilfe einer erweiterten Freundlich-Isotherme als Funktion des *p*H-Wertes und des organischen Kohlenstoffgehalts ermittelt. Des weiteren beinhaltet das Modell ein jährliches Pflügen des Ap-Horizontes und Tiefpflugmaßnahmen infolge von Spargelrotationen.

Die Pflanzenaufnahme wird über einen transpirationsbasierten Ansatz beschrieben. Die Aufnahme ist proportional zum Massenfluß, d.h. dem Produkt aus transpiriertem Wasser und Cd-Lösungskonzentration,

$$\phi(z) = \varpi \eta T_P C(z) \exp(-\varpi z)$$

wobei ϖ (m^{-1}) und η (1) empirische Pflanzenfaktoren sind. Am Ende der Vegetationsperiode ist der mittlere Cd-Gehalt der Pflanze

$$\overline{C} = \varpi \eta \frac{\Delta e}{\rho_W k_P} \int_0^\infty C(z) \exp(-\varpi z) dz$$

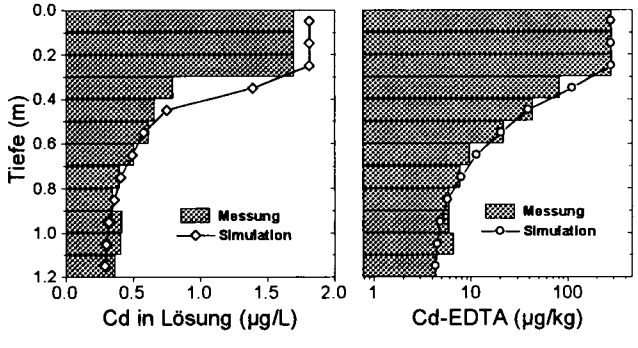


Abbildung 1: Gemessene und vorhergesagte Konzentrationsprofile der Cd-Lösungskonzentration und des EDTA-extrahierbaren Gehalts.

Scaling

Die Übertragung des lokalen Modells auf die Regionskala (scaling) erfolgte mit Hilfe eines Bodensäulenmodells („parallel soil column approach"). In jeder Bodensäule wird der Stofftransport und die Pflanzenaufnahme mit dem lokalen Modell berechnet. Die Parametrisierung der Bodensäulen kann dabei entweder direkt über Meßergebnisse erfolgen (deterministisch) oder über Monte-Carlo Simulationen (stochastisch). Das regionale Modellergebnis wird durch aggregieren der lokalen Simulationen erzeugt. Durch diesen Ansatz bleibt die räumliche Variabilität der Bodeneigenschaften bei Übergang auf die größere Skala erhalten. Ist bei der Cd-Verlagerung die lokale Dispersion im Vergleich zur Regiondispersion sehr klein, führt der Ansatz darüber hinaus

[1] Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Fachgebiet Biogeophysik, Emil-Wolff-Straße 27, 70599 Stuttgart

dazu, daß der Stofftransport auf der lokalen Skala konvektiv-dispersiv und auf der regionalen Skala quasi-stochastistisch-konvektiv ist.

3 Ergebnisse

Die Cd-Verlagerung ist im AVG im Mittel bis 0.5-0.6 m fortgeschritten (Abb. 1). Allerdings ist die Verlagerungstiefe im Verregnungsgebiet sehr variabel. Bei einigen Bodensäulen war selbst nach 40 Jahren intensiver Beregnung keine Verlagerung unterhalb des Ap-Horizontes zu beobachten. Bei anderen Bodensäulen, war die Verlagerung bis in die unterste Beprobungstiefe (1.1-1.2 m) fortgeschritten.

Ein deterministisches Bodensäulenmodell in Verbindung mit dem lokalen Modell *SEFAH* kann die beobachteten Konzentrationsprofile gut nachbilden (Abb. 1). Die Modelleffizienz, definiert als Anteil der Gesamtvarianz, der durch das Modell erklärt werden kann, ist für das Lösungskonzentrationsprofil 74% und für das Tiefenprofil des EDTA-extrahierbaren Gehalts 99%. Die größten Abweichungen zwischen gemessenen und beobachteten Konzentrationen tritt direkt unterhalb des Ap-Horizontes im Pflughorizont auf. Hier wird sowohl die Lösungskonzentration als auch der EDTA-extrahierbare Gehalt um den Faktor zwei überschätzt.

Das massenflußkontrollierte Pflanzenaufnahmemodell kann die gemessenen Cd-Gehalte im Weizenkorn der Jahre 1998 und 1999 gut vorhersagen (Abb. 2). Die Modelleffizienz (*EF*) beträgt 68%. Für die Berechnung wurde nur auf Literatur- und Meßwerte zurückgegriffen. Das Fitten von η führte nur zu einer geringfügigen Verbesserung der Modellgüte (*EF*=71%).

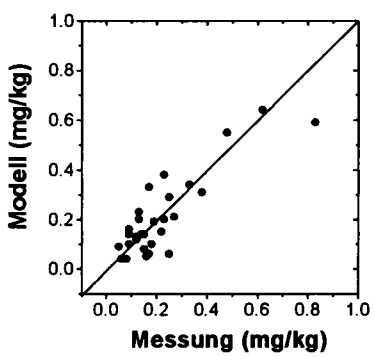


Abbildung 2: Scatterplot der gemessenen versus berechneten Cd-Gehalte im Weizenkorn.

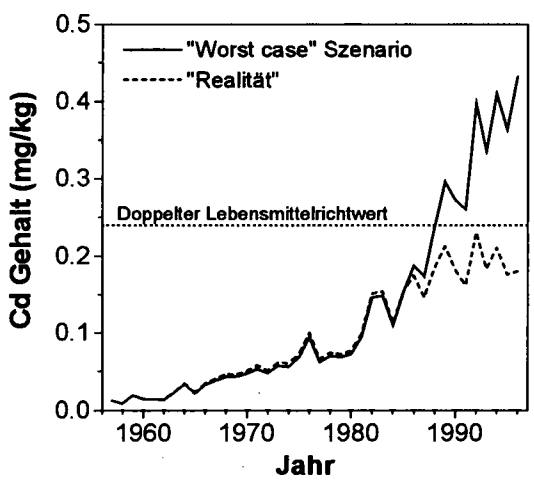


Abbildung 3: Entwicklung der Cd-Gehalte im Weizenkorn. Im „worst case"-Szenario wird angenommen, daß es Mitte der 80er Jahre zu keiner Reduktion der Cd-Einträge gekommen ist.

Abbildung 3 zeigt wie das Modell für eine Risikoabschätzung eingesetzt werden kann. Mitte der 80er Jahre konnten die Cd-Einträge in das AVG drastisch reduziert werden. In dem „worst case"-Szenario wird davon ausgegangen, daß es zu dieser Reduktion nicht gekommen ist, und daß die Cd-Einträge nach 1984 auf dem mittleren Niveau der Jahre 1980-1984 verbliebenen sind. Die Prognosesimulation zeigt, daß ohne eine Reduktion der Cd-Einträge es fraglich ist, ob die Böden des AVGs heute noch für eine landwirtschaftliche Produktion geeignet wären. Nach den Simulationsergebnissen müßte unter den gemachten Annahmen heute mit Cd-Gehalten im Weizenkorn von über 0.4 mg kg^{-1} gerechnet werden. Der Grenzwert für Weizen liegt bei 0.24 mg kg^{-1}.

4 Diskussion

Wenn die lokale Dispersion im Vergleich zur Regiondispersion sehr klein ist, beinhaltet der gewählte Ansatz, daß der Stofftransport auf der Regionskala quasi-stochastisch-konvektiv ist. Betrachten wir uns die räumliche Korrelationslänge des *p*H-Werts und des organischem Kohlenstoffgehaltes, so erscheint der gewählte Ansatz gerechtfertigt. Die Korrelationslänge der Bodeneigenschaften liegt bei mehreren hundert Metern (Ingwersen, 2001). Geht man davon aus, daß die Korrelationslänge der Transportgeschwindigkeit in der gleichen Größenordnung wie die der Sorptionseigenschaften liegt, scheint es unwahrscheinlich, daß die vertikale Transportstrecke (im Mittel 1.8 m), eine vollständige laterale Durchmischung erlaubt.

In vielen Untersuchungen wurde beobachtet, daß Stoffe über präferentielle Fließwege in die Tiefe verlagert werden können (Flury, 1996). Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit geben keine Hinweise darauf, daß präferentielles Fließen in den untersuchten Böden von großer Bedeutung ist. Über die Gründe hierfür kann nur spekuliert werden. Das untersuchte Gebiet besteht zum größten Teil aus gut sortierten, nicht geschichteten Sanden. Die Böden sind nicht aggregiert und Bioporen wurden extrem selten beobachtet. Auch Wiederbefeuchtungsphänomene scheinen aufgrund der hohen Beregnungshöhen unwahrscheinlich. Es muß allerdings darauf hingewiesen werden, daß ein in erster Linie nicht-präferentieller Transport eher zur Ausnahme als zur Regel gehört (Jury und Flühler, 1992).

Das transpirationsbasierte Modell konnte die gemessenen Cd-Gehalte im Weizen gut vorhersagen. Aus einer massenflußkontrollierten Cd-Aufnahme ergeben sich drei wichtige Konsequenzen: 1) bei gleicher Lösungskonzentration wird in Gebieten mit hohem Sättigungsdefizit die Cd-Aufnahme höher sein als in Gebieten mit niedrigem Sättigungsdefizit, d.h. das klimaabhängig Schwellengehalte (z.B. Grenzwerte) bei unterschiedlichen Lösungskonzentrationen überschritten werden, 2) ohne die Angabe des Sättigungsdefizites ist die Interpretation und die Vergleichbarkeit von Untersuchungen zur Pflanzenaufnahme eingeschränkt und 3) können Unterschiede im Aufnahmeverhalten von Pflanzen teilweise durch die Effizienz ihrer Wassernutzung erklärt werden.

Literatur

Bierhuizen, S.F. and Slatyer, R.O., 1965. Effect of atmospheric concentration of water vapour and CO_2 in determining transpiration-photosynthesis relationships of cotton leaves. Agr. Meteorol., 2: 259-270.

Flury, M., 1996. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - A review. J. Environ. Qual., 25: 25-45.

Ingwersen, J., 2001. The environmental fate of cadmium in the soils of the waste water irrigation area Braunschweig: Measurement, modelling and assessment. Dissertation, Technische Universität Carolo-Wilhelmina, Braunschweig.

Jury, W.A. and Flühler, H., 1992. Transport of chemicals through soil: Mechanisms, models, and field applications. Adv. Agronomy, 47: 141-201.

Streck, T. and Richter, J., 1997a. Heavy metal displacement in a sandy soil at the field scale: I. Measurements and parameterization of sorption. J. Environ. Qual., 26: 49-56.

Streck, T. and Richter, J., 1997b. Heavy metal displacement in a sandy soil at the field scale: II. Modeling. J. Environ. Qual., 26: 56-62.

Simulation des Wasser-, Wärme- und Stofftransports in gefrierenden Böden

Olaf Ippisch[1], Julia Boike [2], Peter Bastian[1], Kurt Roth[3]

In gefrierenden Böden sind Wasser-, Wärme- und Stofftransport stark miteinander gekoppelt. Durch langsame Verwitterung und periglaziale Mischungsprozesse sind gefrierende Böden ausserdem oft sehr heterogen. Zum Studium der Transportprozesse in gefrierenden Böden wurde deshalb ein neues Mehrphasenmodell entwickelt, mit dem zwei- und dreidimensionale Berechnungen möglich sind. Ein Vergleich von Simulationsergebnisse mit Messwerten von einem Permafroststandort nahe Ny Ålesund, Spitzbergen, zeigt eine gute qualitative Übereinstimmung, jedoch auch deutliche Abweichungen im Detail.

Gefrierende Böden sind insbesondere wegen der starken Kopplung von Wärme- und Wassertransport interessant.
Abbildung 1 zeigt die vielfältigen Transportprozesse und ihre Wechselwirkungen in einem gefrierenden Boden. Auf der Basis von Energie- und Massenerhaltung wurde ein Kontinuumsmodell gefrierender Böden erstellt. Der Transport von Wasser, Luft, einem gelösten Stoff (der im wesentlichen die Ionenstärke repräsentiert) und der Energietransport können berechnet werden. Weitere wichtige Annahmen die in das Modell eingehen sind die Ableitbarkeit des Kapillardrucks aus der Temperatur in gefrorenen Böden (mit Hilfe der Clausius-Clapeyron-Gleichung) und die Existenz einer eindeutigen Beziehung zwischen Kapillardruck und ungefrorenem Wassergehalt. Mechanische Prozesse und Hysterese wurden vorerst bewusst nicht berücksichtigt. Die Annahme eines völlig starren Mediums führt während des Gefrierens jedoch zu einem nicht mehr lösbaren Gleichungssystem. Deshalb kann sich im Modell der Boden bei ansteigendem Eisgehalt lokal dehnen. Dies führt zum Aufbau eines Eisdrucks, der der Wasserbewegung entgegenwirkt. Die genaue Änderung der Bodengeometrie und ihre Auswirkung auf den Transport wird jedoch nicht berücksichtigt.

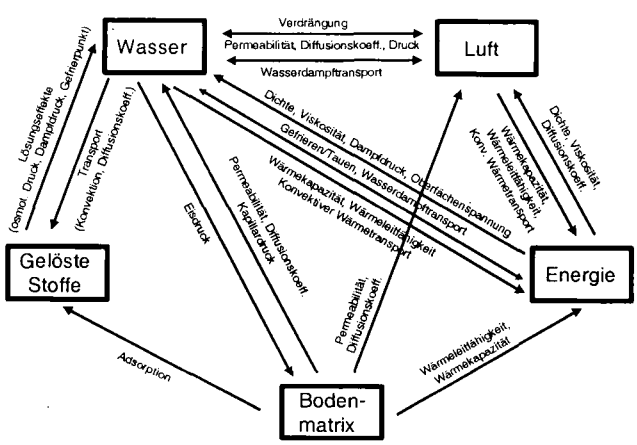


Abbildung 1: Wechselwirkung zwischen verschiedenen Transportprozessen in einem gefrierenden Boden

Das resultierende System partieller Differentialgleichungen wird mit einem voll impliziten, voll gekoppelten Finite-Volumen-Verfahren auf Basis der numerischen Toolbox UG (IWR Heidelberg) gelöst.
Mit dem Modell wurde der Wasser- und Energiehaushalt eines Permafrostbodens nahe Ny Ålesund für einen Zeitraum von 900 Tagen simuliert und die Ergebnisse mit Messdaten verglichen. Dabei wurden noflux-Randbedingungen an den Seiten und Dirichlet-Randbedingungen an der Ober- und Unterseite des Profils ver-

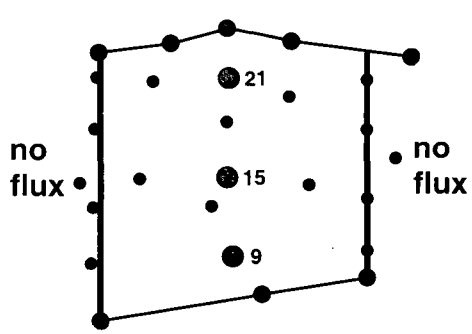


Abbildung 2: Position der Temperatur- und TDR-Sonden im Profil.

[1]Interdisziplinäres Zentrum für Wissenschaftliches Rechnen, INF 368, D-69120 Heidelberg
email: olaf.ippisch@iup.uni-heidelberg.de
[2]Alfred Wegener Institut Potsdam
zur Zeit: Institute of Northern Engineering
University of Alaska, Fairbanks
[3]Institut für Umweltphysik, INF 229, D-69120 Heidelberg

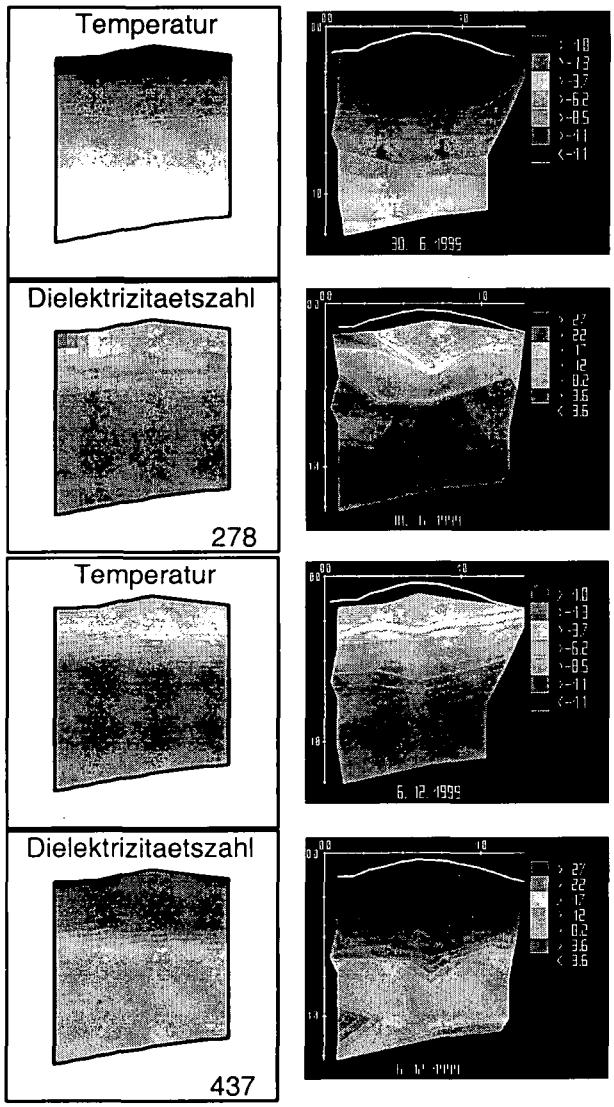


Abbildung 3: Gemessenene (rechts) und simulierte Daten (links) für Temperatur und Dielektrizitätszahl während des Auftauens (oben) und des Wiedergefrierens (unten).

wendet. Letztere wurden ebenso wie die Anfangsbedingungen aus Messwerten interpoliert. Wasser- und Eisgehalt wurden dabei erst während der Simulation aus der Dielekritzitätszahl berechnet, da hier neben der gemessenen Temperatur auch die gewählte Wasserspannungskurve eingeht und so Inkonsistenzen insbesondere bei der Sensitivitätsprüfung vermieden wurden.

Abbildung 3 zeigt Profile von Dielektrizitätszahl und Temperatur während des Auftauens und Wiedergefrierens. Die Übereinstimmung ist als gut zu bewerten. Die Abweichungen bei der Temperatur sind durch eine zu geringe Wärmeleitfähigkeit aber auch mit der starken Heterogenität des Profils, z.B einen in etwa 50cm Tiefe quer durch das Profil verlaufenden Horizont mit ca. 50% Steingehalt, zu erklären.

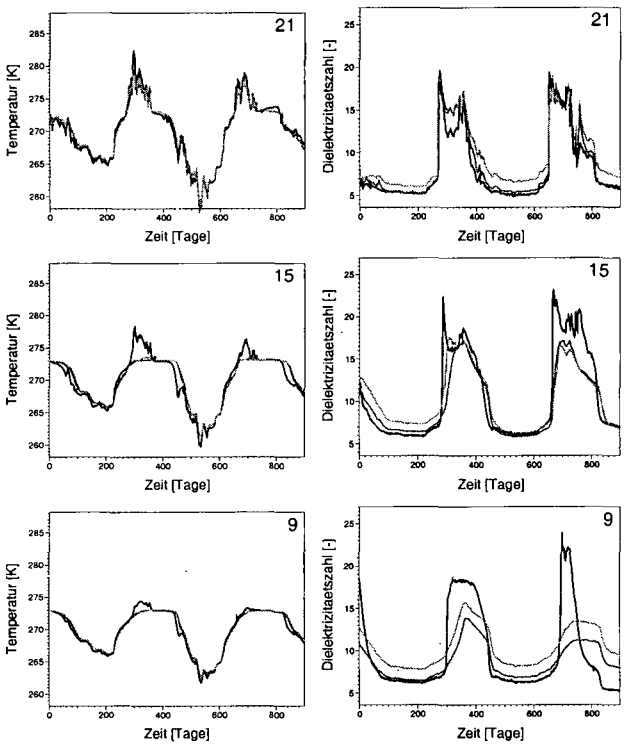


Abbildung 4: Vergleich von gemessenen und simulierten Werten über einen Zeitraum von 900 Tagen. Schwarz: gemessen, Dunkelgrau: simuliert mit van Genuchten Parametern $\alpha = 1.6$, $n = 1.25$, Hellgrau: $\alpha = 1.5$, $n = 1.20$.

Der Vergleich von Zeitreihen an den in Abbildung 2 hervorgehobenen Sonden zeigt (Abbildung 4), dass die Übereinstimmung mit zunehmender Tiefe schlechter wird. Bei den Sonden 9 und 15 taut der Boden im Sommer nicht vollständig auf, so dass die Temperatur nicht über $0°C$ ansteigt. Weder eine Veränderung der Wasserspannungskurve noch eine Erhöhung der Wärmeleitfähigkeit führten zu einer signifikanten Verbesserung der Übereinstimmung. Besonders die Infiltration des Schmelzwasser ist ohne präferentielle Fliessprozesse wohl nicht nachzuvollziehen. Aber auch die Nichtberücksichtigung der Mechanik und Fehler in den Anfangs- und Randbedingungen können zu den Abweichungen beitragen. 3D-Simulationen und Simulationen unter Einbeziehung von osmotischen Effekten führten zu keinen signifikanten Änderungen. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Lösungskonzentrationen im Profil sehr niedrig sind. Wasserdampftransport war von untergeordneter Bedeutung, während der Transport latenter Wärme mit infiltrierendem Schmelzwasser für das schnelle Auftauen des Profils wichtig war.

Einfluss von Bodenbearbeitungsmaßnahmen auf die Ausprägung des präferentiellen Stofftransports in einem Boden unter Abwasserverregnung

Andrea Kern[1], Bernd Schultze[1], Wolfgang Durner[2]

Auf einer Brachfläche der Fränkischen Alb (Hiltpoltstein, Ldkr. Forchheim) wird seit 30 Jahren mechanisch vorgereinigtes kommunales Abwasser verregnet. Die Fläche liegt im Bereich der lehmigen Albüberdeckung, die verkarsteten Riffdolomit überlagert. Vorangegangene Untersuchungen der Sickerwasserkonzentrati-onen wiesen hohe Zahlen stoffwechselaktiver coliformer Keime bis in die tiefsten Beprobungsstellen (3m) auf, was auf einen effizienten Transport durch präferentiellen Fluss schließen lässt. Ein Färbeexperiment mit Brilliant Blue FCF bestätigte diese Annahme (Durner und Schultze, 2001).
Da die schnelle Passage der ungesättigten Zone eine potentielle Gefährdung des darunter liegenden Karst-Grundwasserleiters darstellt, untersuchten wir die Möglichkeit, den präferentiellen Fluss durch einfache Bodenbearbeitungsmaßnahmen zu mindern.

Material und Methoden

Eine Teilfläche des Verregnungsfelds wurde mit Pflug und Egge bearbeitet (Pflugtiefe ca. 30 cm); eine Woche nach der Bearbeitung wurden Beregnungsexperimente mit einem Tracergemisch aus Bromid (1 $g \cdot l^{-1}$) und dem Farbstoff Brilliant Blue FCF (4 $g \cdot l^{-1}$) durchgeführt. Dabei wurden sowohl auf bearbeitetem als auch auf unbearbeitetem Boden jeweils zwei Flächen von 1,4 m x 1,4 m mit 30 mm der Tracerlösung beregnet; als Beregnungsintensität wurden 2 $mm \cdot h^{-1}$ bzw. 10 $mm \cdot h^{-1}$ gewählt.
Auf jeder der vier Flächen wurden am Tag nach der Beregnung drei Vertikalprofile im Abstand von etwa 30 cm gegraben. Die Farbmuster der Profile wurden fotografisch dokumentiert. Anschließend wurde das freigelegte Profil auf einer 1 m^2 großen Fläche in horizontalen Streifen von 1 m Länge und 1-1,5 cm Tiefe abgetragen und das Bodenmaterial in PE-Beutel gefüllt. Die Breite der Streifen wurde folgendermaßen gewählt: 0 - 10 cm unter GO: 2 cm, 10 - 50 cm unter GO: 5 cm, und 50 - 100 cm unter GO: 10 cm.
Zur Bestimmung der eindimensionalen Konzentrationsverteilung der Tracer in den Profilen wurden die Bodenproben mit Wasser extrahiert. Detaillierte Angaben zur Probenaufbereitung und Konzentrationsbestimmungen finden sich in Kern (2001).

Ergebnisse und Diskussion

Der Boden wies in 30-50 cm Tiefe (bearbeitete Flächen) bzw. 50-70 cm Tiefe (unbearbeitete Flächen) zahlreiche Sandsteinblöcke mit Durchmessern bis zu 50 cm auf. Diese führten zur Aufkonzentration der Tracerlösung im Bereich zwischen den Steinen. Abbildung 1 zeigt die Farbmuster der zwölf beprobten Profile. In allen vier Varianten trat präferentieller Fluss auf, der jedoch in den einzelnen Profilen - auch innerhalb einer Fläche - unterschiedlich stark ausgeprägt .
Nach dem Verlauf der Bromidkonzentrationen gegen die Tiefe lassen sich die Profile in drei Gruppen einteilen (Abb. 2): Während die Konzentration in Profilen der ersten Gruppe monoton fällt und bei ca. 30 cm Tiefe auf null zurückgeht, weisen die Profile der zweiten Gruppe bei ca. 50 cm Tiefe ein zweites Konzentrationsmaximum auf. Die Konzentrationsverläufe der dritten Gruppe zeigen ein langes "tailing" aufgrund des tiefen Eindringens der Tracerlösung. Lediglich die Profile der ersten Gruppe können mit dem Konvektions-Dispersions-Prozessmodell beschrieben werden.
Um die vier unterschiedlich behandelten Varianten vergleichen zu können, wurden aus den drei parallelen Profilen jeder Variante Mittelwerte und Standardabweichungen der Konzentration berechnet. Abbildung 3 zeigt die so erhaltenen mittleren Konzentrationsverläufe.
Die mit niedriger Intensität beregneten Flächen unterscheiden sich im wesentlichen in den obersten 6 cm des Profils: die bearbeitete Fläche weist höhere Bromidkonzentrationen auf als die unbearbeitete Fläche.

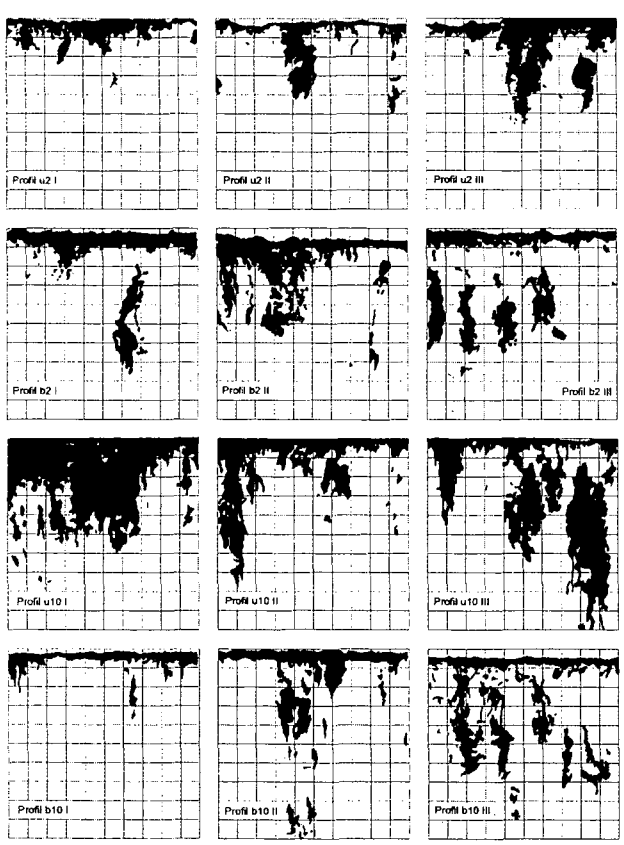


Abb. 1: Farbmuster der beprobten Profile. Die Gitterweite beträgt 10 cm.
***u2**: unbearbeiteter Boden, 2 $mm\ h^{-1}$; **b2**: bearbeiteter Boden, 10 $mm\ h^{-1}$; **u10**: unbearbeiteter Boden, 10 $mm\ h^{-1}$; **b10**: bearbeiteter Boden, 10 $mm\ h^{-1}$.*

[1] Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Hydrologie.
E-mail: andrea.kern@uni-bayreuth.de
[2] Technische Universität Braunschweig, Institut für Geoökologie.
E-mail: w.durner@tu-bs.de

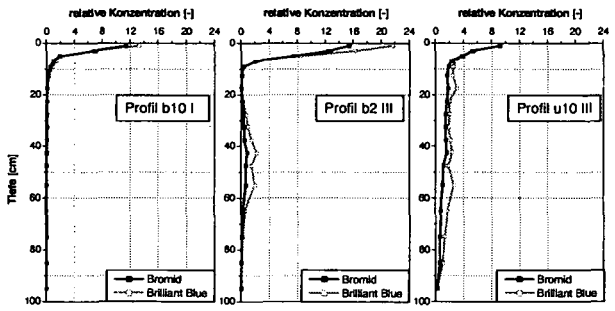


Abb. 2: Drei exemplarische Konzentrationsverläufe von Einzelprofilen.

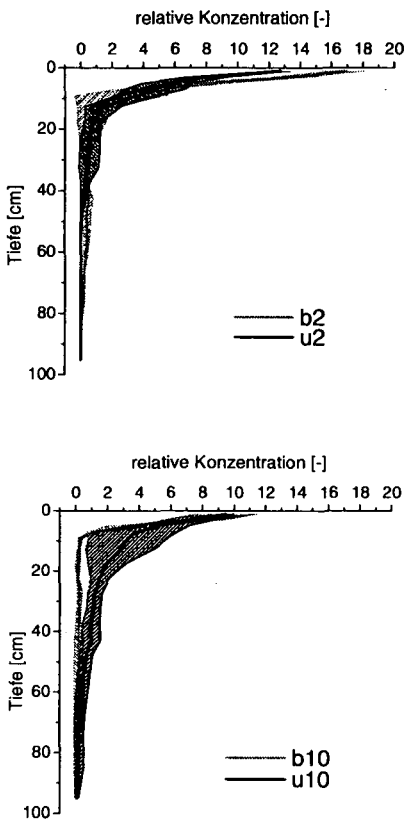


Abb. 3: Mittelwerte (durchgezogene Linie) und Standardabweichungen (Schraffur) der gemittelten Profile.

Gleiches gilt für die beiden mit hoher Intensität beregneten Flächen, hier ist der Unterschied allerdings schwächer ausgeprägt. Im weiteren Verlauf zeigt sich jedoch ein deutlicher Unterschied zwischen der bearbeiteten und der unbearbeiteten Fläche: während die Konzentration der bearbeiteten Fläche ab 10 cm Tiefe nahe 0 liegt, geht sie in der unbearbeiteten Fläche nur langsam zurück.

Diese Beobachtungen wurden durch die Rangvarianzanalyse bestätigt, die einen signifikanten Unterschied zwischen den Flächen u10 (unbearbeitet, 10 mm h^{-1}) und u2 (unbearbeitet, 2 mm h^{-1}) sowie u10 und b10 (bearbeitet, 10 mm h^{-1}) auf dem 5%-Niveau nachweist.

Der Vergleich der Flächenintegrale (Abb. 4) zeigt nochmals die von den drei anderen Flächen abweichende Konzentrationsverteilung der Fläche u10.

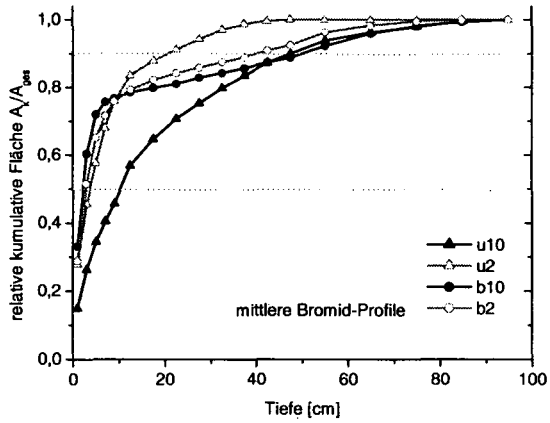


Abb. 4: Vergleich der Flächen unter den mittleren Konzentrationsverläufen, aufgetragen als kumulative relative Flächenanteile.

Die beiden bearbeiteten Flächen zeigen zuerst einen ähnlichen Verlauf wie die Fläche u2 (unbearbeitet, 2 mm h^{-1}), weichen aber im Bereich von 10 - 50 cm Tiefe davon ab, da die einzelnen Profile der bearbeiteten Flächen meist ein zweites Konzentrationsmaximum in ca. 50 cm Tiefe besitzen. Inwiefern dieser Konzentrationsverlauf auf die Bodenbearbeitung zurückzuführen ist, bleibt offen, da in den beiden bearbeiteten Flächen die zu Beginn beschriebenen Sandsteinblöcke bereits in 30 cm Bodentiefe auftreten, die Bodenlösung also früher "kanalisiert" wird als in den unbearbeiteten Flächen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass Bodenbearbeitung den Tracergehalt der obersten 10 cm des Bodenprofils erhöhte, während hohe Beregnungsintensität auf unbearbeitetem Boden zu stark ausgeprägtem präferentiellen Fluss führte. Geringe Beregnungsintensität hatte auf unbearbeitetem Boden einen ähnlichen Effekt wie die Bearbeitung des Bodens.

Die Bodenbearbeitung verhindert demnach den präferentiellen Stofftransport nicht, vermindert ihn jedoch, indem ein größerer Teil der Beregnungslösung in der Bodenmatrix der obersten Zentimeter verbleibt.

Wie lange der Effekt der Bodenbearbeitung anhält, bleibt bisher ungeklärt; ebenso die Frage, ob die Erosionsgefährdung der Abwasserverregnungsfläche bei großflächiger Bodenbearbeitung steigt, was bisher durch dichten Brennnesselbewuchs verhindert wird.

Literatur

Durner W. und B. Schultze (2001): Entwicklungsvorhaben Abwasserversickerung Hiltpoltstein, Landkreis Forchheim. Abschlussbericht zum Entwicklungsvorhaben. Lehrstuhl für Hydrologe, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth, 239 Seiten.

Kern A. (2001): *Beeinflussung des präferentiellen Flusses von gelösten Stoffen bei der Abwasserverregnung durch oberflächennahe Bodenbearbeitung.* Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth. Diplomarbeit (unveröffentlicht).

Anforderungen an die Güte von Inputdaten bei Regionalisierung von Grundwasserneubildung und Stick-Stoffverlagerung

E. Klaghofer, E. Stenitzer, F. Feichtinger u. E. Murer *)

Zur Erarbeitung von Lösungsstrategien für die Grundwassersanierung werden im Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt des Bundesamtes für Wasserwirtschaft das Bodenwasserhaushaltsmodell SIMWASER (Stenitzer 1988) und das darauf aufbauende Stofftransportmodell STOTRASIM (Feichtinger 1998) verwendet, um auf Basis der Österreichischen Bodenkarte die Auswirkungen verschiedener Massnahmen (Fruchtfolgen, Düngung, Bewässerung etc.) auf die Grundwasserneubildung und den Nitrataustrag abzuschätzen. Dabei werden die zur Simulation erforderlichen hydraulischen Bodenkennwerte (pF-Kurve, Ku-Kurve) der einzelnen Horizonte eines Bodenprofils aus der jeweiligen Kornverteilung, dem Humusgehalt und der verbalen Beschreibung der Gefügeausbildung und Dichtlagerung mit einem weitgehend standardisierten Verfahren (Murer 1998) abgeleitet. In der vorliegenden Arbeit wird das Fehlerausmaß bei dieser Vorgehensweise anhand eines Vergleiches zwischen Messwerten und den Simulationsergebnissen untersucht, die mit gemessenen und mit abgeleiteten („parametrisierten") Bodenkennwerten errechnet wurden.

Die Modelleichung erfolgte anhand der Messwerte von sieben Standorten (Abb.1) mit unterschiedlichen Klima- und Bodenverhältnissen (Abb. 2), bei welchen sowohl der Bodenfeuchteverlauf in den verschiedenen Bodenschichten bekannt war, als auch die Mengen und Nitratkonzentrationen des Sickerwassers mit Sickerwassersammlern oder Lysimetern gemessen wurden. Die hydraulischen Bodenkennwerte wurden an Stechzylinder-Proben gemessen, und durch entsprechende plausible Änderungen wurde eine möglichst gute Anpassung der berechneten an die gemessene Versickerung erreicht.

*) alle im Bundesamt f. Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik, A-3252 Petzenkirchen, Österreich. Email: ikt@baw.at

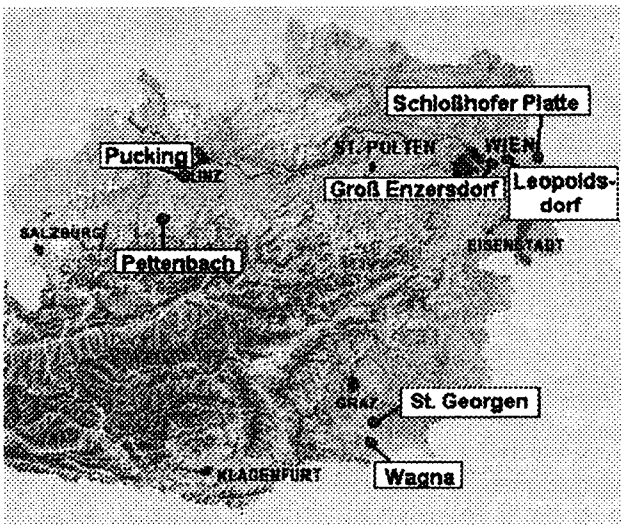


Abb. 1: Lage der Messpunkte

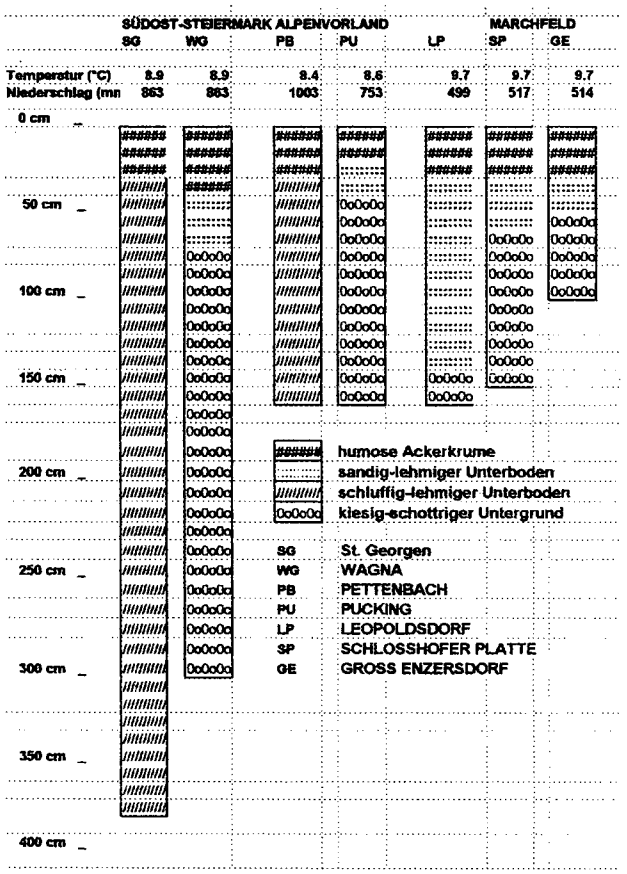


Abb. 2: Schematische Bodenprofile der Standorte

Die Simulation erfolgte sowohl mit den gemessenen als auch mit den aus der Bodenkarte abgeleiteten hydraulischen Bodenkennwerten für die in Abb. 2 dargestellten Bodenprofile, wobei letztere als Funktion der Bodenart und der Trokkendichte aus einer „Standard-Bodenkennwerte-Datenbank" entnommen werden. Die Ergebnisse der beiden Simulationsvarianten werden in den folgenden Abbildungen mit den entsprechenden

Messwerten verglichen: sie werden zur besseren Veranschaulichung der Abweichungen als Jahresmittelwerte ausgedrückt.

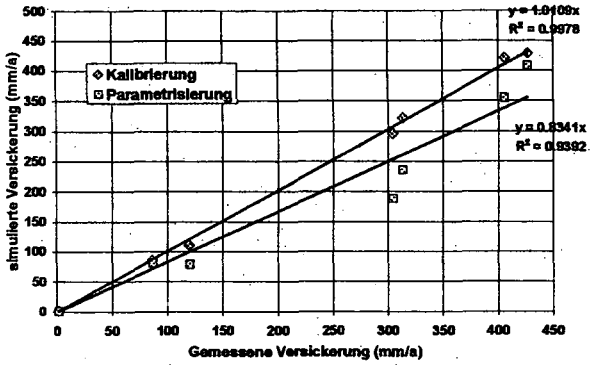


Abb.3: Gemessene und simulierte Sickerwasserbildung

Die mit den gemessenen Bodenkennwerten simulierte Sickerwasserbildung (s. Datenreihe „Kalibrierung") stimmt sehr gut mit den entsprechenden Messwerten überein, während bei der Simulation mit den aus der Bodenkarte abgeleiteten Bodenkennwerten (s. Datenreihe „Parametrisierung") die Versickerung deutlich unterschätzt wird.

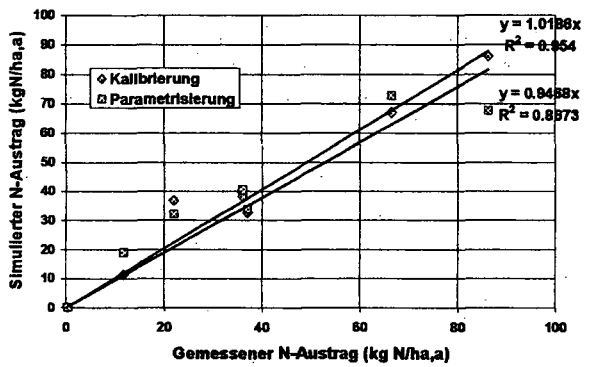


Abb. 4: Gemessener und simulierter mittlerer N-Austrag

Der mit den gemessenen Bodenkennwerten simulierte N-Austrag stimmt ebenfalls sehr gut mit den entsprechenden Messwerten überein; bei der Rechnung mit den aus der Bodenkarte abgeleiteten Bodenkennwerten ergibt sich auch hier eine - jedoch nur geringe - Unterschätzung des Stickstoffaustrages.

Nachfolgend wird in den Abb. 5 und 6 exemplarisch der Vergleich zwischen den gemessenen und den abgeleiteten mittleren Bodenkennwerten für den Standort Pucking (mit der grössten Abweichung bei der simulierten Sickerwasserbildung) durchgeführt: die abgeleitete pF-Kurve des Oberbodens bewirkt eine bessere Ausschöpfung des Bodenprofils und die abgeleitete Ku-Kurve ergibt eine höhere Bodenverdunstung, und damit eine höhere Evapotranspiration bzw. eine verringerte Sickerwasserbildung.

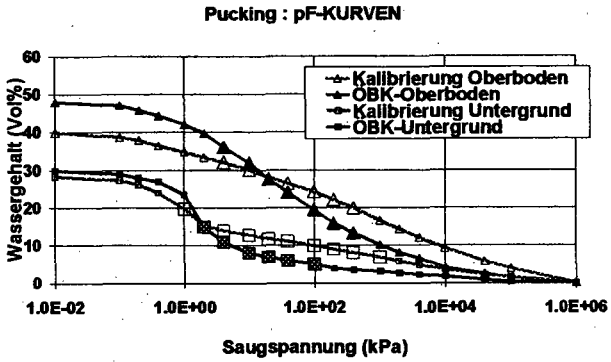


Abb. 5: Vergleich zw. gemessenen und aus der Bodenkarte abgeleiteten pF-Kurven

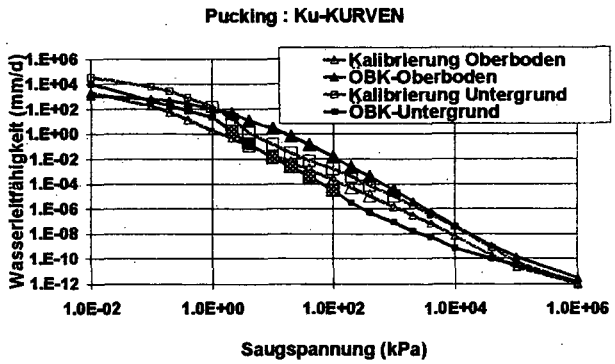


Abb. 6: Vergleich zw. gemessenen und aus der Bodenkarte abgeleiteten Ku-Kurven

Bei einer entsprechenden Verbesserung der Standard-Bodenkennwerte-Datenbank scheint die von uns angestrebte Anwendung der Bodenkarte bei der Regionalisierung der Grundwasserneubildung und des Nitrataustrages erfolgversprechend zu sein.

Literatur:

Feichtinger, F. (1998): STOTRASIM – Ein Modell zur Simulation der Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone eines Ackerstandortes. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 7, 14-41.

Murer, E. (1998): Die Ableitung der Parameter eines Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodelles aus den Ergebnissen der Bodenkartierung. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 7, 89 – 103.

Stenitzer, E. (1988): SIMWASER – Ein numerisches Modell zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes und des Pflanzenertrages eines Standortes. – Mitteilungen Nr. 31, Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, 3252 Petzenkirchen, 203. S.

Geoelektrische Widerstandstomographie - Raum-zeitliches Verhalten von Messungen und ihr Bezug zu Bodeneigenschaften

S. Koszinski und O. Wendroth

Einleitung und Ziel

Bodeneigenschaften und –prozesse in Landschaften lassen sich auf der Grundlage regionalisierbarer Erhebungen untersuchen und beschreiben. Eine Übertragung von punktuell erhobenen Messdaten auf größere Kartiereinheiten für Landschaftsanalysen ist nur möglich, wenn das Muster der Vergesellschaftung der Pedotope und der räumliche Gültigkeitsbereich der Bodeninformation bekannt sind. Geophysikalische Messverfahren sollen helfen, Strukturen und Eigenschaften im oberflächennahen Untergrund zu erkennen, Aufschluss über die heterogene Struktur der Bodendecke zu erlangen, sowie auf der Grundlage räumlicher Zusammenhänge flächenbezogene Informationen über Bodeneigenschaften und Bodenprozesse bereit zu stellen.

Der spezifische elektrische Widerstand von Gesteinen und Sedimenten charakterisiert Festsubstanz und Porenraumfüllung des untersuchten Mediums. In Bodengesellschaften beeinflussen sowohl variierende Substrateigenschaften, Dichtlagerung und Porosität als auch Bodenfeuchteverteilung und Stoffkonzentration der Bodenlösung den Messwert. Für homogene Körper geltende Grundzusammenhänge werden durch die Heterogenität des Bodens überlagert und erfordern insbesondere unter Feldbedingungen spezielle räumliche Auswerteverfahren.

Ziel der hier vorgestellten Untersuchung ist, das räumliche Muster und die zeitliche Variabilität des spezifischen elektrischen Widerstandes in einem Landschaftsausschnitt (Transekt) vor dem Hintergrund unterschiedlich vergesellschafteter Bodeneigenschaften zu analysieren und seinen Beitrag bei der Ableitung funktioneller Untereinheiten in Landschaftsausschnitten zu prüfen.

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-Mosaike mit Parabraunerden und Braunerden sowie durch das bewegte Relief entstandene hydromorphe Mineralböden (Gleye, Podsole) und Moorböden in Senken und Entwässerungsbahnen.

An einem Transekt von 500 m Länge wurde der spezifische elektrische Widerstand mit dem Multielektrodensystem IMPETUS-12F (Elektrodenabstand 50 cm) jeweils im Frühjahr und Herbst ermittelt. Das Ergebnis dieser Messungen in 5 Wirkungstiefen und der anschließenden Inversion ist ein Vertikalschnitt der Verteilung des

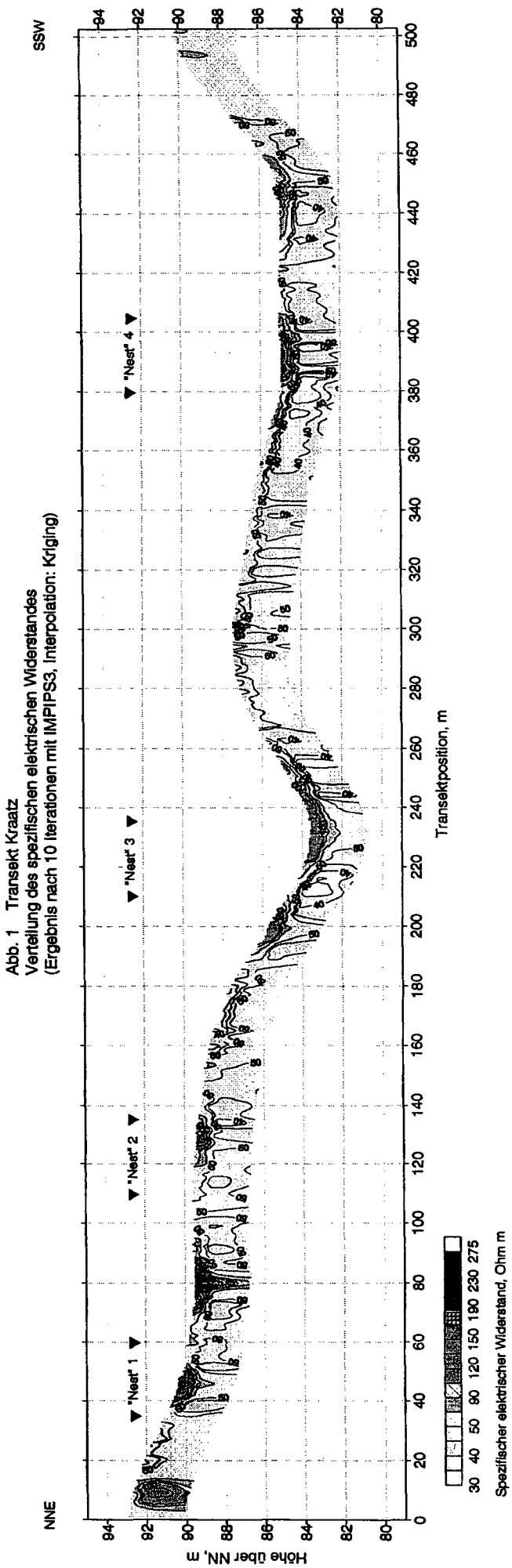


Abb. 1 Transekt Kraatz
Verteilung des spezifischen elektrischen Widerstandes
(Ergebnis nach 10 Iterationen mit IMPIPS3, Interpolation: Kriging)

Anschrift der Autoren
Dr. Sylvia Koszinski ; Dr. Ole Wendroth
ZALF
Institut für Bodenlandschaftsforschung
Eberswalder Str. 84
15 374 Müncheberg
skoszinski@zalf.de Tel. 03 34 32 - 82 389
owendroth@zalf.de Tel. 03 34 32 - 82 283

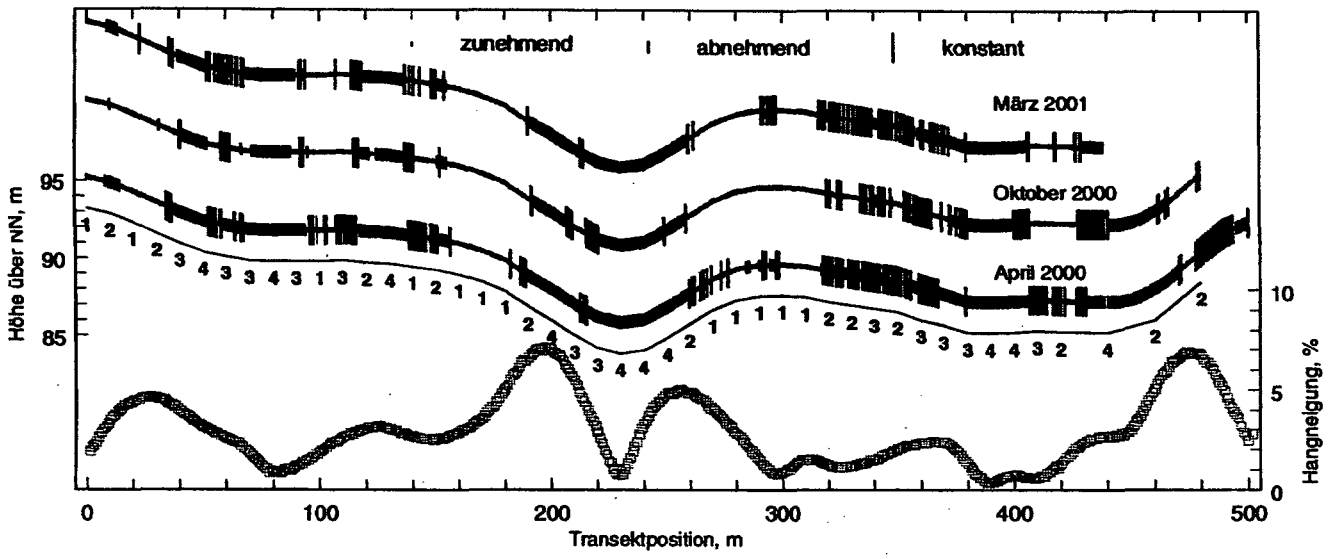


Abb. 2 Klassifizierung der vertikalen Widerstandsverteilung (zunehmend, abnehmned, konstant) entlang des Transektes zu verschiedenen Messterminen und Klassen des Zusammenhanges zwischen spezifischem elektrischen Widerstand und Tongehalt (für den April 2000 unter Berücksichtigung von Texturmessungen im 10-m-Abstand)

spezifischen elektrischen Widerstandes bis in etwa 3 m Bodentiefe. Neben dem Gesamttransekt wurden auch vier Intensivmessbereiche von je 25 m Länge festgelegt, in denen räumlich genestete Informationen mit kürzerem Messabstand (1 m) erhoben wurden. Textur, Lagerungsdichte, Penetrometerwiderstand und die aktuelle Bodenfeuchte wurden hier parallel zur Widerstandstomographie bestimmt. Die Untersuchungen in den Nestern sollen über die Korrelationsstruktur des spezifischen elektrischen Widerstandes und der erhobenen Bodeneigenschaften Aufschluss geben sowie zur Einschätzung der Skalenvarianz bzw. –invarianz beitragen.

Ergebnisse und Ausblick

Das Verteilungsmuster des spezifischen elektrischen Widerstandes weist innerhalb der untersuchten Flächeneinheit oberflächennahe Strukturen mit unterschiedlichen elektrischen Eigenschaften sowohl in horizontaler als auch vertikaler Richtung aus (Abb. 1). Während das mittlere Niveau des spezifischen elektrischen Widerstandes in Abhängigkeit von beeinflussenden Bodenfaktoren zeitlich variiert, bleiben lokale Maxima oder Minima über die Zeit nahezu stabil. Der vertikale Verlauf der elektrischen Widerstandsprofile wurde nach Peschel (1991) klassifiziert und in die Tendenzgruppen „zunehmend", „abnehmend" und „konstant" gegen die Tiefe verlaufend eingeteilt. Entlang des Transektes ergibt diese Einteilung der vertikalen Widerstandsverläufe ebenfalls ein zeitlich stabiles Bild (Abb. 2). Die drei Tendenzgruppen sind an bestimmte topographische Positionen entlang des Transektes (Auftrags- oder Abtragsbereiche) gebunden. Eine Untergliederung der Korrelation zwischen elektrischem Widerstand und Tongehalt in vier Klassen (Wendroth et al. 2001) und deren Zuordnung zu Transektpositionen zeigt einen Zusammenhang zur räumlichen Anordnung der vertikalen Widerstandsverläufe. Eine Bindung an topographische und bodentypabhängige Positionen entlang des Transektes erweist sich demzufolge als nicht zufällig. Der spezifische elektrische Widerstand ist über eine Länge von etwa 15 m autokorreliert und ist mit dem Tongehalt innerhalb von etwa 20 m räumlich crosskorreliert. Aus der Messung des spezifischen elektrischen Widerstandes kann auf die räumliche Verteilung von unterschiedlichen Körnungsarten entlang des Transektes und damit ebenfalls auf eine räumlich strukturierte Verteilung anderer bodenphysikalischer Eigenschaften geschlossen werden. Weitere Untersuchungen werden zeigen, ob auf der Grundlage der geoelektrischen Widerstandstomographie Landschaftsuntereinheiten ausgewiesen werden können, denen funktionelle Eigenschaften zuzuordnen sind. Weitere multivariate Datenanalysen sowie Inter- und Extrapolationen zur Coregionalisierung sind notwendig, um die Möglichkeiten dieses nichtinvasiven Verfahrens weiter kennen zu lernen und zu nutzen.

Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Förderung dieser Arbeit. Wir danken Prof. G. Peschel und Dr. H. Lubenow von der Big-M GmbH Greifswald für die wissenschaftliche Kooperation. Bei den aufwendigen Feldkampagnen unterstützten uns neben der Projektmitarbeiterin Frau E. Strehmann viele Kollegen und Mitarbeiter aus dem Institut für Bodenlandschaftsforschung sowie aus der ZALF-Forschungsstation Dedelow.

Quellenangaben

Peschel, G. (1991): Anschauliche Homogenitätsmaße.- In: Peschel, G. (Hrsg.): Beiträge zur mathematischen Geologie und Geoinformatik, Bd. 1, Klassifizierung geowissenschaftlicher Informationen. Verlag Sven von Loga.

Kampke, A. (1999): Focused imaging of electrical resistivity data in archeological prospecting.- J. of Applied Geophysics 41, 215-227.

Wendroth, O., P. Jürschik, K. C. Kersebaum, H. I. Reuter, C. van Kessel & D. R. Nielsen (2001): Identifying, understanding and describing spatial processes in agricultural landscapes – four case studies. In: Van Kessel, C. & O. Wendroth (Eds.): Special issue: Landscape Research – Exploring Ecosystem Processes and their relations at different scales in space and time.- Soil Till. Res. 58, 113-128.

Vergleichende Bodenfeuchtemessungen mit TDR-Sonden auf natürlichen und landwirtschaftlich genutzten Standorten in der Mikroregion Picos/Piaui im semiariden Nordosten Brasiliens zur Validierung eines lokalen Wasserhaushaltsmodells

F.-M. Lange[1], T. Gaiser[1] und K. Stahr[1]
(Universität Hohenheim)

Einleitung: Im Municip Picos/Pi, am Rande des nordostbrasilianischen Dürrepolygons gelegen (Abb. 1), wurden mehrere Bodenfeuchte –Messfelder (TDR-Messtechnik) in unterschiedlichen geomorphologischen Einheiten mit dem Ziel eingerichtet, punktuelle Wasserbilanzen in unterschiedlich genutzten Böden zu erfassen. Mit Hilfe der durchgeführten Bodenfeuchtemessungen sollte ein Wasserbilanzmodell (SIMPEL) überprüft werden.

Lage des Untersuchungsgebietes:

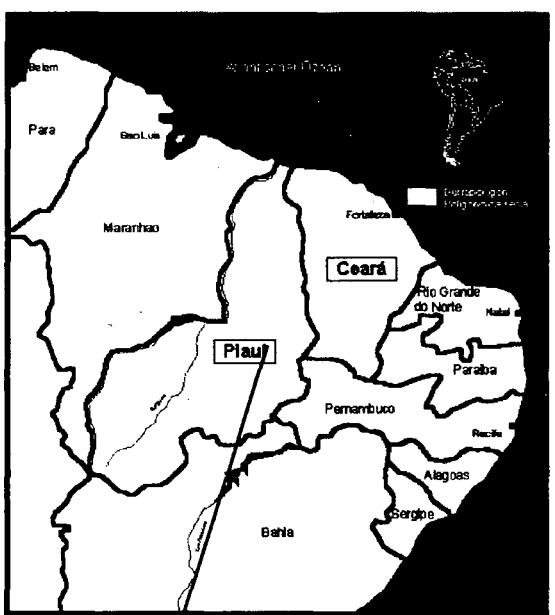


Abb. 1 Die Region Picos innerhalb des nordostbrasilianischen Dürrepolygons (grau)

Klima im Untersuchungsgebiet: Den für tropische Verhältnisse ungewöhnlich hohen und über das Jahr betrachtet mehr oder weniger konstanten Durchschnittstemperaturen von 27°-28° C stehen extrem schwankende Niederschläge (langjähriges Jahresmittel: 719 mm), unregelmäßig verteilt auf die Monate Dezember bis April (Abb. 3) sowie eine jährliche potentielle Evaporation von 1500 – 2000 mm gegenüber.

[1]Institut für Bodenkunde und Standortslehre Universität Hohenheim
70593 Stuttgart
Emil-Wolff-Str.27
Mail: fmilange@hotmail.com

Pedogenetische und botanische Charakterisierung von 2 ausgewählten Standorten:

1.Standort:Mi (TDR-Messfelder Mais/Bohnen-Mischkultur in Mirolandia/Piauí)

Der Standort Mi befindet sich auf einer Hochfläche („Chapada"). Die Bodenentwicklung des vorliegenden Acrisols erfolgte aus quartären Decksanden, die auf der kretazischen Itapecuru - Formation (Sandstein) aufliegen. Der Boden wurde während der Regenzeit mit einer Mais/Bohnen-Mischkultur bepflanzt. Während der Trockenzeit lag die Fläche brach.

2.Standort: BOC

Der Standort BOC besteht aus drei einzelnen Messfeldern: 1. in der natürlichen Caatinga-Vegetation, 2. Grenze Caatinga-Vegetation/degradierte Fläche außerhalb der Caatinga Vegetation, 3. degradierte Fläche außerhalb der Caatinga-Vegetation. Die Messfelder sind jeweils etwa 5 - 10 m voneinander entfernt – der anstehende Boden ist ein Chromic-Luvisol (Bodenbildung aus mitteldevonischen Tonsteinen der Pimenteiras – Formation). Die Caatingavegetation um die Caatinga-Messfelder ist hauptsächlich durch folgende Species geprägt: Croton sp. (Marmeleiro), Compretum leprosum Mart. (Mofumbo), Piptadenia stipulacea (Benth.) und Ducke (Jurema branca). Diese Pflanzen sind für die semiaride Caatingavegetation typisch und besitzen ihren Hauptwurzelraum in Tiefen bis zu 60 cm, einige Wurzeln (<10%) gehen jedoch tiefer als die installierten TDR-Sonden (120 cm). Außerhalb der Caatingavegetation ist der Boden während der Regenzeit mit Gras bewachsen.

Methodik:

Bodenfeuchtemessungen:

Messtechnik: TDR-Sonden (1,20 m - 5 Segmente)
Methode: Time-Domain-Reflection
Kalibrierung: TDR-Meßwerte werden mit gravimetrischen (Ofentrocknung 105° C) Meßwerten unter Einbeziehung der Lagerungsdichte kalibriert (Abb. 2)
Sondenauslesung: 2 - 3 mal wöchentlich unter Berücksichtigung des Niederschlages (feucht - öfter, trocken – weniger oft)
für punktuelles Bodenwasserhaushaltsmodell benötigte Sekundärdaten: Wetterdaten – v. a. Niederschlag (Klimastationen) und pF-Wn - Kurven (Labortensiometermessungen) .

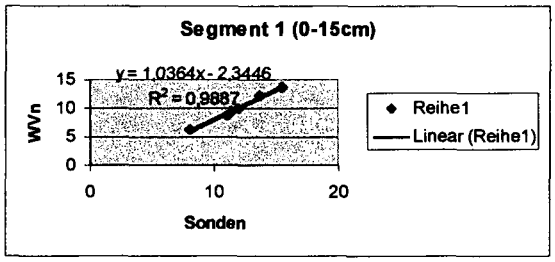


Abb. 2: Beispielkalibrierung der TDR-Sonden auf dem Acrisolstandort Mi

Bodenwasserhaushaltssimulation:

Die Bodenwasserhaushaltskomponenten für das Beispiel Mi1 wurden mit dem Speichermodell SIMPEL (1998) errechnet, die pot. ETP wurde nach dem Verdunstungsansatz aus EPIC nach Penman-Monteith berechnet.

Ergebnisse und Diskussion:

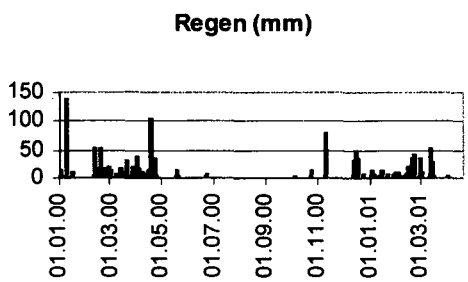


Abb. 3: Niederschlagsverteilung (Nov. 1999 – April 2001)

1. Standort BOC:

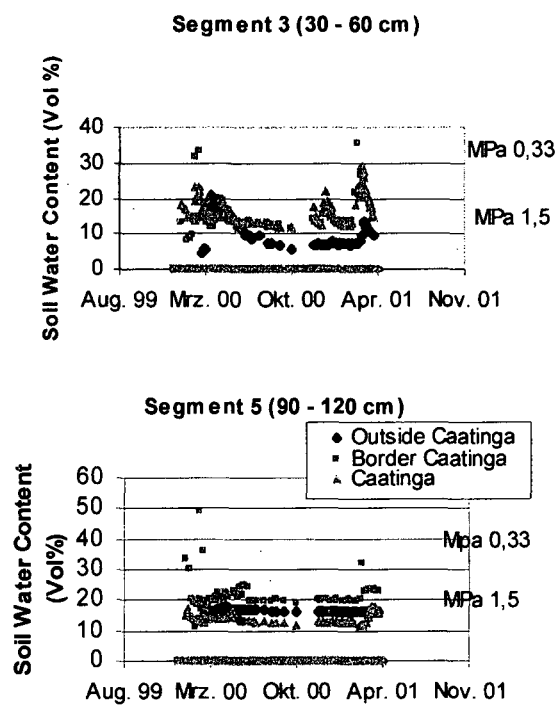


Abb. 4 Bodenfeuchteverlauf auf dem Luvisolstandort BOC

Die Abb. 4 zeigt die unterschiedlichen Verläufe der Bodenfeuchte in 30-60cm bzw. in 90-120cm Tiefe. Dabei zeigt sich, dass auf der Fläche außerhalb der Caatinga der Einfluß der Bodenevaporation bis in eine Tiefe von 60 cm überwiegt – da die Wassergehalte außerhalb der Caatinga niedriger sind. In einer Tiefe von 120 cm ist v. a. in der Trockenzeit der Wassergehalt innerhalb der Caatinga niedriger. Der Wurzelwasserentzug der Bäume spielt dabei eine wesentliche Rolle (Abb. 4).

2. Standort Mi

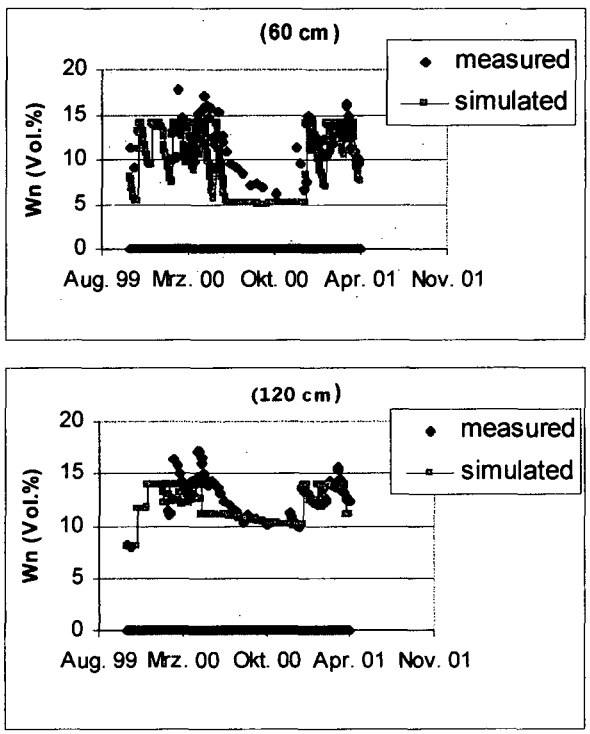


Abb. 5 Gemessene versus simulierte Bodenfeuchte auf dem Acrisolstandort Mi

Die mit "Simpel" simulierten Bodenfeuchten zeigen für die Tiefen von 60 und 120 cm eine gute Übereinstimmung mit gemessenen Bodenfeuchten. (Abb.5)

Schlussfolgerung und Zusammenfassung:

Mit Hilfe von kalibrierten TDR-Messungen kann die Bodenfeuchte unter semiariden Bedingungen auf unterschiedlichen Standorten zufriedenstellend gemessen werden. Die Ergebnisse ermöglichen eine hinreichende Überprüfung und Validierung von Bodenwassermodellen.

Literatur:

FAO 1990. Guidelines for soil profile description. 3rd edition. FAO; Rome. 70p.
Hörmann, G., 2000. Homepage: http://www.pz oekosys.uni-kiel.de/~schorsch
Halm, D., 2000. Soil water balance in the semi-arid Northeast of Brazil – characterisation, evaluation, and comparison of hydrological properties and processes in representative soils of the Picos region, Piauí. Hoh. Bodenk. Hefte. 55, 205 p.

Die Integration von Expertenwissen bei der Modellierung von Stickstoff-Bilanzen mit Hilfe von Fuzzyzahlen

M. Mertens[1]; B. Huwe[1]

Das Stickstoff-Bilanzmodell FuN-Balance dient zur schlagspezifischen Modellierung von Nitrat-Sickerwasserkonzentrationen. Die Verwendung von Fuzzyzahlen (sog. unscharfen Zahlen) ermöglicht Genauigkeitsabschätzungen der Ergebnisse auch dann, wenn für die Eingabeparameter keine statistischen Angaben möglich sind. Das Verfahren eignet sich daher hervorragend für Situationen, in denen das verfügbare Datenmaterial begrenzt ist, gleichzeitig aber quantitative Aussagen über die Zuverlässigkeit der errechneten Ergebnisse notwendig sind. Durch die Verschneidung verschiedener Standorteigenschaften mit einem geographischen Informationssystem entstehen als Endergebnis Karten der Nitrat-Konzentration sowie der Breite der Ergebnis-Intervalle auf verschiedenen Vertrauensgraden.

Am Beispiel des 32 km² großen Einzugsgebiets „Weißenstädter See" (Fichtelgebirge) wird die Berechnung von Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser dargestellt. Als Datengrundlage dienen Expertenschätzungen des zuständigen Landwirtschaftsamts zu Dünger- und Entzugsmengen. Obschon über diese Daten keine statistischen Aussagen getroffen werden können, werden aus Angaben über minimale maximale und häufigste Werte Fuzzyzahlen konstruiert, die eine Abschätzung der Ergebnisgenauigkeit ermöglichen (Mertens et al., 1999).

In Erweiterung bisheriger Ansätze (SCHULZ & HUWE, 1997) gehen auch Abhängigkeiten zwischen den verschiedenen Fuzzyzahlen in die Berechnungen ein. Die Stärke der Abhängigkeit wird durch die Lage sogenannter Restriktionsgeraden gesteuert. Damit wird berücksichtigt, dass die Unsicherheiten in den Eingabeparametern nicht unabhängig voneinander sind. Dies führt zu einer realistischeren Eingrenzung der Ergebnisintervalle.

Mit Hilfe des geographischen Informationssystems ArcView erstellte digitale Karten bilden die Grundlage für eine Regionalisierung des Bilanzansatzes (NESTLER et al., 1999). Aus digitalen Karten zu Geologie, Bodenschätzung, Nutzung, Grünlandtyp, Dränage, Niederschlagsverteilung, sowie einem digitalen Geländemodell, ergeben sich die Regionalisierungsebenen Landnutzung, Bodenprofiltyp und Klasse des effektiven Niederschlags. Die Zielgröße Nitratsickerung sowie die Spannbreite der Nitratsickerung auf verschiedenen Vertrauensgraden wird in Form von ArcView-Karten dargestellt.

Um FuN-Balance für Praktiker verfügbar zu machen, wurde das in Fortan 95 geschriebene Fuzzy-Bilanzmodell mit einer Benutzeroberfläche (Visual Basic 6.0) versehen. Das Programm wird zur Berechnung verschiedener Landnutzungsszenarien verwendet. Insbesondere werden die Auswirkungen verschieden intensiver Grünlandnutzung auf die Nitratsickerung betrachtet.
Abbildung 1 zeigt die Ergebnisse der Modellierung mit und ohne Berücksichtigung von Restriktionen. Hierbei wurde lediglich der Parameterraum der Parameterkombinationen Düngung-Ertrag und Düngung-Niederschlag eingegrenzt.

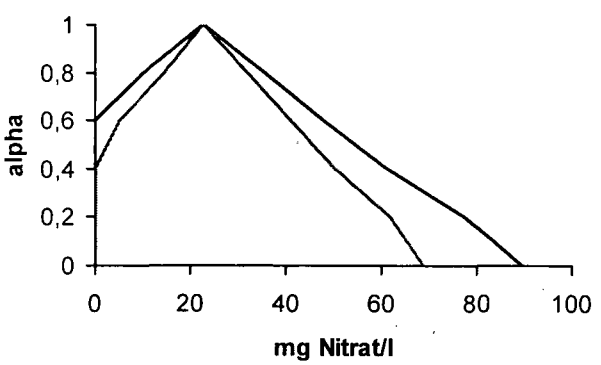


Abbildung 1: Nitratsickerung in mg/l ohne Restriktionen (äußere Linie) und mit Restriktionen (innere Linie)

Verwendet wurde ein Nutzungsszenario mit Braugerste (Düngung minimal 40 kg N/ha, typisch 60 kg N/ha, maximal 80 kg N/ha), angebaut auf einem schwach lehmigen Sand. Die Spitze des Diagramms (α=1) markiert die deterministische Lösung des Modells ohne Einbeziehung von Parameter-Unsicherheiten. Mit sinkendem α-Wert werden nach und nach alle nicht durch Restriktionen ausgeschlossenen Parameterkombinationen in das Modell inkorporiert bis schließlich bei α=0 die maximal mögliche Ergebnis-Intervallbreite erreicht wird.

Universität Bayreuth, Abteilung Bodenphysik,
95440 Bayreuth. e-mail: marion.mertens@uni-bayreuth.de

Abbildung 2 zeigt die Ergebnisse der schlagspezifischen Modellierung.

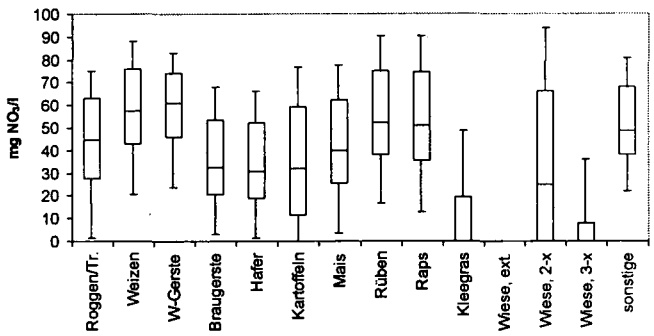


Abbildung 2: Nitrat-Sickerwasserkonzentration unter verschiedenen Kulturarten mit Angabe der Schwankungsbreite bei α=0,6 (breite Balken) und α=0 (dünne Linien)

FuN-Balance wurde für 8 im Gebiet ausgewiesene Bodenprofiltypen (Nestler et al., 1999) und alle Kulturarten durchgerechnet. In Abbildung 2 sind die Ergebnisse für einen schwach lehmigen Sandboden dargestellt. Die waagerechte Linie in der Mitte der Boxen gibt die deterministische Lösung der Modellierung wieder. Der α-level 0,6 markiert in etwa die Schwankungsbreite der Ergebnisse unter Feldbedingungen. Extreme Parameterkombinationen werden auf diesem α-level nicht berücksichtigt. Mit eingezeichnet ist jedoch auch die Schwankungsbreite der Ergebnisse bei α=0 (Einbeziehung aller nicht durch Restriktionen ausgeschlossener Parameter-Kombinationen).

Auffällig sind nicht nur die Unterschiede in der absoluten Höhe der Nitratsickerung unter verschiedenen Kulturarten, sondern auch die unterschiedlich große Schwankungsbreite der Ergebnisse. Insbesondere die kleereichen 2-Schnitt-Wiesen weisen eine hohe Schwankungsbreite der Ergebnis-Intervalle auf. Dies ist eine Folge der mit großen Ungenauigkeiten behafteten Abschätzung der symbiontischen Stickstoff-Fixierung auf diesen Flächen.

In einem weiteren Schritt werden die Ergebnisse mit Hilfe des geographischen Informationssystems ArcView auf das gesamte Untersuchungsgebiet übertragen und anschließend verschiedene Landnutzungsszenarien durchgerechnet.

Tabelle 1 zeigt die über das gesamte Untersuchungsgebiet gemittelten Ergebnisse, getrennt für Acker und Grünland. Angenommen wird die auf langjährigen Niederschlagsmessungen und einer Verdunstungsmodellierung beruhende mittlere Sickerwasserspende von 646 mm (Acker) (Neuner, 2000).

Flächenmittel	Acker [mg NO_3/l]	Grünland [mg NO_3/l]	Gesamt [mg NO_3/l]
1998	31,3	5,85	16,8
1999	30,6	5,85	16,5

Tabelle 1: mittlere Nitrat-Sickerwasserkonzentrationen im Untersuchungsgebiet

Szenarien mit Extensivierung der Grünlandnutzung infolge von Modifikationen des Bayrischen Kulturlandschaftsprogramms (KULAP) zeigen je nach Stärke der Maßnahmen eine Reduzierung der Nitratkonzentrationen bis zu 21%. Bei einer teilweisen Umwandlung von Acker- in Grünlandflächen beträgt die Reduktion 29% gegenüber der Ausgangsvariante. Diese eher geringen prozentualen Reduktionen sind im Zusammenhang mit dem bereits jetzt schon recht hohen Dauergrünlandanteil von 60% zu sehen (Mertens, 2001).

Insgesamt erweist sich die Verwendung von Fuzzyzahlen als ein geeignetes Tool zur Abschätzung von Ergebnisgenauigkeiten. Der Vorteil gegenüber statistischen Verfahren besteht in der Einbeziehung von Schätzwerten und Expertenwissen in die Modellierung. Dies ist insbesondere bei Anwendungen mit statistisch nicht absicherbarer Datenbasis von großem Nutzen.

Literatur

Mertens, M. and B. Huwe (1999): Die Verwendung von Fuzzy-Zahlen für die Modellierung von N-Bilanzen, Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 91/1, 219-222.

Mertens, M. (2001): Die Anwendung der Fuzzy-Set-Theorie auf die Modellierung von Stickstoffbilanzen im Weißenstädter Becken. Doktorarbeit, 215 S., Bayreuther Forum Ökologie, Band 85.

Nestler, I., Mertens, M. und B. Huwe (1999): GIS-gestützte Regionalisierung von Bodenprofilen unter Verwendung des Klassifikationsverfahrens CART. Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 91/1, 223-225, 1999.

Neuner, C. (2000): Anwendung des Evapotranspirationsmodells AMBETI auf die Verdunstungsberechnung im Raum Weißenstadt (Fichtelgebirge). Diplomarbeit, Universität Bayreuth.

Schulz, K., Huwe, B. (1997): Water flow modeling in the unsaturated zone with imprecise parameters using a fuzzy approach. J. of Hydrol. 201, 211-229.

Untersuchungen zur Erosionsminderung und Stabilisierung von Böden in hängigem Gelände unter Anwendung des reliefformenden Schmidt-Rekultivators

[1]F. Nahrwold, [1]R. Horn, [1]S. Becker, [2]G. Schmidt, [2]L. Rostek

Einleitung :

Die Gefährdung des Schutzgutes Boden durch Wassererosion in hängigem Gelände sowie Rutschungen an Böschungen und Steilhängen lassen den Einsatz einer alternativen Oberflächenmodellierungs- und Stabilisierungsmaschine zunehmend als sinnvoll erscheinen.
Während des Arbeitsvorganges wird durch eine rotierende Welle, auf der winklig und im Versatz elliptische Stahlelemente plaziert sind, ein Muster von Vertiefungen und leichten Aufwerfungen im Substrat generiert (Abb. 1).
Die Reduzierung der Bodenerosion wird dabei durch eine Erhöhung der Oberflächenrauhigkeit und dadurch bedingter Verlängerung des Fließweges zur Senkung der Fließgeschwindigkeit erreicht. Zusätzlich soll eine verbesserte Rückhaltung des Wassers in den Senken eine raschere Abführung durch Infiltration in den Untergrund fördern. Der Effekt der Oberflächenausformung auf die Scherfestigkeit bildet eine weitere Grundlage des neuen Konzeptes zur Stabilisierung von empfindlichem Bodenmaterial.

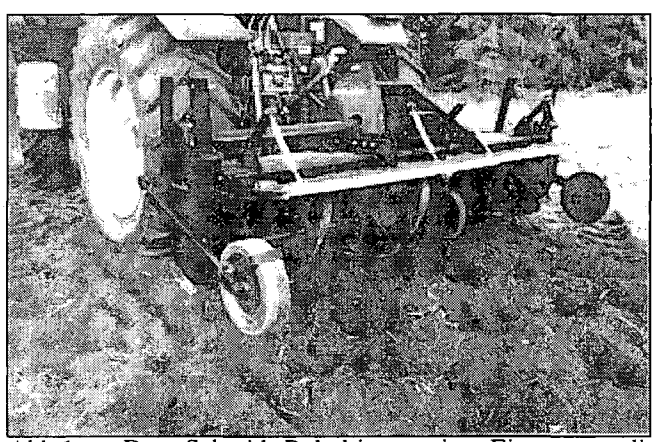


Abb.1 : Der Schmidt-Rekultivator im Einsatz – die erzeugte reliefierte Bodenoberfläche ist hier bei einer Arbeitsbreite von 2,50 m erkennbar.

Material und Methoden :

Den Ergebnissen liegen sowohl Labor- wie auch erste Freilandmessungen zugrunde. In Laborversuchen wurde auf einer Gesamtfläche von 0,37 m Breite und 2,40 m Länge homogenisiertes Bodenmaterial aus dem Ap Horizont einer aus Löß entstandenen Schwarzerde (Bodenart : Ut4) bei 3 verschiedenen Neigungen von 9, 18 und 27 % sowie konstanter Lagerungsdichte von 1,1 g/cm^3 beregnet. Zur Simulation unter Extrembedingungen wurde eine künstliche Beregnungsanlage mit einer Niederschlagsmenge von 30 l/ 10 min eingesetzt. Erfasst wurden hierbei der Substrataustrag im Oberflächenabfluss, das Erosions- und Akkumulationsverhalten der Oberfläche sowie Veränderungen der Scherfestigkeit. Es fand jeweils ein Vergleich einer reliefierten zu einer unbehandelten Fläche statt.
Eine erste Versuchsreihe fand mit normal elliptisch geformten Stahlelementen statt (Relief 1), während in einer zweiten Serie (Relief 2) Versuche mit einer elliptischen Form, deren kleiner Durchmesser *d* zur verbesserten Barrierenwirkung reduziert wurde, durchgeführt wurden. (Abb. 2+3)
Für Feldversuche unter natürlichen Niederschlagsbedingungen wurden 8 x 2 m große Messeinrichtungen zur quantitativen Bestimmung der Bodenerosion auf einer Parabraunerde aus Geschiebemergel (Bodenart : Sl3) bei ca. 18 % Hangneigung und einer konstanten Vegetationsbedeckung von etwa 10 % eingerichtet. Der Substrataustrag im Oberflächenabfluss wurde wiederum im Vergleich einer unbehandelten zu einer oberflächenbehandelten Fläche erfasst. Hier erfolgten die Versuche bisher mit dem Relieftyp 1.

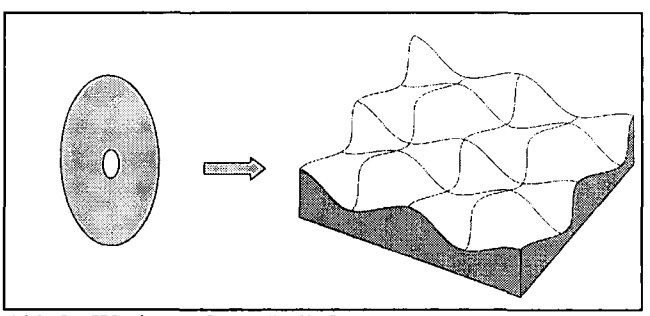


Abb.2 : Werkzeugform, Relieftyp 1

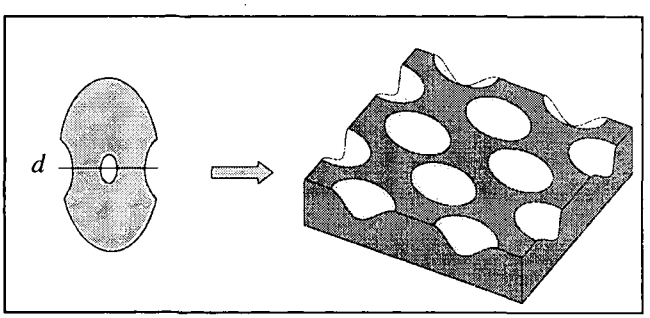


Abb.3 : Werkzeugform verbessertes System, Relieftyp 2

Ergebnisse :

Die Ausformung des Reliefs beim Typ 1 erzeugt eine durchgehend wellenartige Oberflächenstruktur die sich jedoch bei höheren Neigungsgraden bezüglich der Wasserrückhaltung als noch nicht optimal herausstellte. Die Laborversuche der 27 % Neigungsvariante zeigten eine Reduzierung des Substrataustrages im Oberflächenabfluss von über 40 % im Vergleich zur unbehandelten Oberflächenstruktur (Abb.4). Durch die Abänderung der Formwerkzeuge konnte eine Oberfläche mit einer erhöhten Barrierenwirkung zwischen den einzelnen Senken generiert

[1]Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstraße 40, D-24118 Kiel
[2]Schmidt Hallenbau Stahlbau Maschinenbau GmbH, Am Mühlenberg 54, D-31600 Uchte

werden, welche die Austragswerte z.B. bei der 27 % Neigungsvariante noch einmal um über 20 % im Vergleich zum Relieftyp 1 reduzierte.
Für das gegenüber Wassererosion deutlich sensitive Material der Schwarzerde (18,3 % Ton, 78,8 % Schluff, 2,9 % Sand) lässt sich durch die Oberflächenmodellierung bei den getesteten Neigungswinkeln unter Laborbedingungen ein positiver Effekt in den Bodenabtragsbeträgen erkennen.

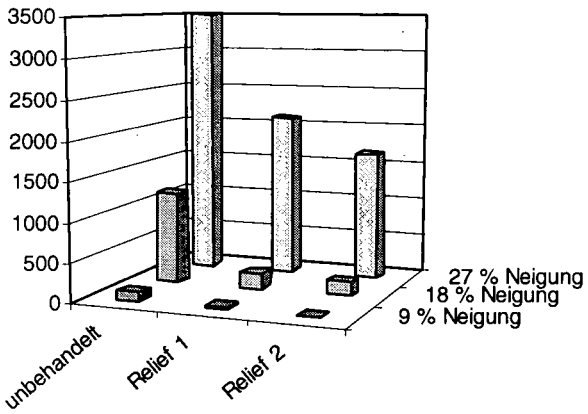


Abb.4 : Bodenabtrag der Schwarzerde in den Laborversuchen unter intensiver konstanter Beregnung. Angaben in g / 0,9m^2.

Die Abb.5 zeigt anhand von 42 punktuellen Höhenmessungen in Bezug zum Nullniveau einer Ausgangsreliefoberfläche vor der Bewässerung den Verbleib von erodiertem Substrat nach der Niederschlagssimulation. Die Oberflächenrauhigkeit begünstigt eine Akkumulation des zuvor erodierten Materials in den Senkenstrukturen und verhindert deren Weitertransport.

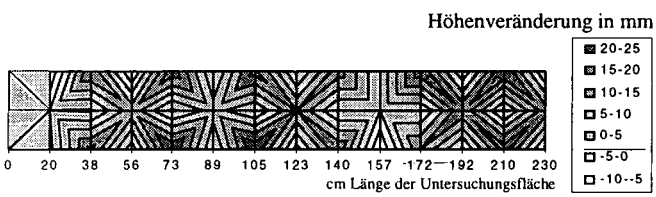


Abb.5 : Erosions- und Akkumulationsverhalten eines Reliefs der Laborversuche unter 18 % Neigung. Die dunkleren Flächen zeigen Akkumulationsvorgänge in den Senken. Das Gefälle verläuft von links nach rechts.

Das Scherfestigkeitsverhalten kann in einem ähnlichen Diagramm wie für das Erosions- und Akkumulationsverhalten dargestellt werden. Hierfür wurde in den Erhebungen und Senken die undrainierte Scherfestigkeit c_u in kPa gemessen.
Abb.6 zeigt eine Scherfestigkeitsverteilung des Relieftyps 1 aus den Laborversuchen, die auf 48 punktuellen Einzelmessungen beruht. Zu sehen ist eine heterogene Verteilung, die sich an die Reliefform anlehnt, mit höheren Werten in den Senkenstrukturen. Sie entsteht durch eine abwechselnde Struktur weicherer und verfestigter Bodenzonen, die beim Ausformungsprozess entstehen. Nach der Niederschlagssimulation wurde die wabenförmige Struktur undeutlicher, blieb jedoch bestehen.

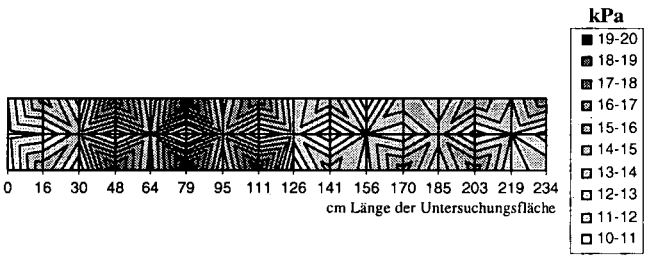


Abb.6 : Scherfestigkeitsverhalten der reliefierten Oberfläche im Laborversuch vor der Niederschlagssimulation. Dunkel gleich höhere Festigkeiten.

Für die Felduntersuchungen unter natürlichen Niederschlagsbedingungen kann für den in Abb.7 dargestellten Messzeitraum von 6 Wochen eine Reduzierung des Abtrages bezogen auf die Einzelmessungen von 85 % und mehr im Vergleich zur unbehandelten Oberfläche angegeben werden. Insgesamt umgerechnet auf die Fläche von 1 ha konnte der Abtrag von 1,21 t / ha auf 0,11 t / ha minimiert werden.

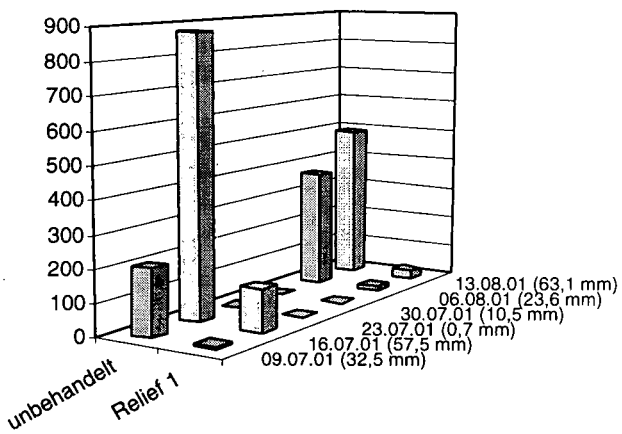


Abb.7 : Bodenabtrag der Parabraunerde im Feldversuch unter natürlichen Niederschlagsbedingungen. Angaben des Bodenabtrages in g / 16 m^2. Niederschlagsmenge pro Woche in Klammern.

Fazit :

Die Erhöhung der Oberflächenrauhigkeit durch den Einsatz des oberflächenbehandelnden Schmidt-Rekultivators reduziert den Oberflächenabfluss, dies beinhaltet somit eine Verminderung der Bodenerosion.
Die erzeugte Heterogenität der Festigkeit kann zur Stabilisierung von empfindlichen Böden in hängigem Gelände genutzt werden.

Die Untersuchungen wurden mit freundlicher Unterstützung der Firma Schmidt Hallenbau Stahlbau Maschinenbau GmbH durchgeführt.

Auswirkungen der Variabilität ausgewählter Eingangsparameter auf die Unschärfe der mit CANDY simulierten Bodenfeuchte und N-Mineralisierung unter Acker

Martina Puhlmann*, Uwe Franko

Einleitung

Im Rahmen des HGF Strategiefonds „Organische Substanz und mikrobielle Diversität als Parameter der Steuerung wichtiger Bodenfunktionen" wird im Teilprojekt 3 „Modellierung und Aggregierung" u.a. die Heterogenität in Ackerböden und deren Einfluss auf die Unschärfe von Modellergebnissen untersucht.
Üblicherweise werden bei der Modellierung homogene Standortbedingungen für ein abgegrenztes Gebiet (Acker, Bodenform, etc.) angenommen und mittlere Bodenkenngrößen als Eingangsparameter verwendet. In der Realität liegt jedoch eine mehr oder weniger große Heterogenität von Bodenkenngrößen im abgegrenzten Gebiet vor. Dies führt i.d.R. zu unscharfen Ergebnissen mit unbekannter Spannweite.
Mit dem Modell *CANDY* (**C**arbon and **N**itrogen **Dy**namics) wurde der Frage nachgegangen, wie groß die zu erwartende Unschärfe der Modellergebnisse (Bodenfeuchte und N-Mineralisierung) ist und welche Konsequenzen sich daraus ergeben.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet ist das Intensivmessfeld (konventioneller Ackerbau) des Forschungsbereichs Modellierung und Regionalisierung in Bad Lauchstädt (südöstlich des Harzes, s. Tabelle 1).

Tab. 1: Charakteristika des Standortes Bad Lauchstädt

Ø Jahresniederschlag	484 mm
Ø Jahrestemperatur	8,7 °C
Bodenform	Löß-Schwarzerde Haplic Phaeozem
nFK (bis 2m)	≈ 280 mm
Fruchtfolge	Kartoffel, Winterweizen, Zuckerrübe, Sommergerste

Das Messfeld ist mit jeweils 3 FDR-Sonden in den Tiefen 5 cm (Einstecksonden) sowie 45#, 90#, 180# cm (# horizontaler Einbau) ausgestattet. Vor Anlage des Intensivmessfeldes wurden aus den Einbautiefen der FDR-Sonden Proben entnommen und verschiedene Bodenkenngrößen (d_B, d_F, pF-Kurve, Hygroskopizität, T und fU, etc.) bestimmt, die als Eingangsparameter für das Modell *CANDY* dienen. Weitere Eingangsparameter (PV, nFK, pWP, Versickerungsparameter λ) wurden aus den gemessenen Daten abgeleitet. Aus den Daten wurden acht Profile zusammengestellt (s. Tabelle 2).

Tab. 2: Profilauswahl zur Berechnung mit *CANDY*.

Grenzprofile	jeweils 1 Profil für nFK- bzw. PV- Minimum, Maximum, Mittel	2 x 3 Profile
Median Profil	berechneter Median für jeden Parameter	1 Profil
angepasstes Profil	Anpassung an gemessene Bodenwassergehalte	1 Profil

Der Wasserhaushalt wird im Modell CANDY auf der Basis eines Kapazitätskonzeptes betrachtet. Der N-Umsatz ist über das C/N-Verhältnis an die C-Mineralisierung gekoppelt. Eine Ausführliche beschreibung des Modells findet sich bei FRANKO, 1996 und FRANKO et al., 1996.

Ergebnisse und Diskussion

a) Ausgangsdaten

Wie Abbildung 1 entnommen werden kann, erwiesen sich die gemessenen bzw. abgeleiteten Daten trotz des üblicherweise als homogen eingestuften Substrats Löß als überraschend variabel.
Die Spannweite der mit den FDR-Sonden gemessenen Bodenwassergehalte lagen in den Jahren 1999 und 2000 in den Tiefen 45, 90, 180 cm < 5 Vol %. Nur in 5 cm Tiefe wurde mit maximal 12,3 Vol % eine größere Spannweite ermittelt (o. Abb.).

* UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung
Theodor-Lieser Str. 4, 06120 Halle
phone: 0345/5585 425, fax: 0345/5585 449, e-mail: mpuhlm@bdf.ufz.de

Die Bodenwassergehalte schwankten im gleichen Zeitraum zwischen dem jeweiligen permanenten Welkepunkt und der Feldkapazität.

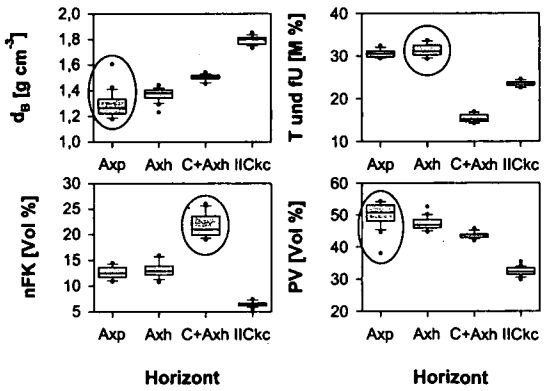


Abb. 1: Variabilität ausgewählter Bodenkenngrößen für die verschiedenen Horizonte.

b) Modellergebnisse

Die Spannweite des berechneten volumetrischen Bodenwassergehalts ist entsprechend der Variabilität der Eingangsparameter recht hoch und liegt mit < 10 Vol. % über der Spannweite der mit den FDR-Sonden gemessenen Bodenwassergehalte (o. Abb.). Das angepasste Profil liegt überwiegend innerhalb der Grenzen der FDR-Sonden (o. Abb.).

Wie aus Abbildung 2 hervorgeht, überträgt sich die Variabilität der berechneten Bodenwassergehalte nicht auf die Sickerwasserbildung. Hierfür werden die geringen Niederschläge im Untersuchungsgebiet verantwortlich gemacht.

Die Spannweite der berechneten N-Mineralisierung liegt mit 40 kg ha^{-1} a^{-1} in der Höhe einer Mineraldüngergabe.

Schlußfolgerungen

- Das Substrat Löß ist weitaus weniger homogen als weithin angenommen wird.
- Der Boden kann nicht ohne die Standortbedingungen (z.B. Niederschläge) beurteilt werden.
- Es müssen längere Zeiträume berücksichtigt werden, die eine Integration über die zeitliche Variabilität des Wetterablaufs ermöglichen.
- Die Angabe von Spannweiten ist bei Modellberechnungen notwendig.
- Es müssen Verfahren gesucht werden, die heterogenen Bedingungen in der Fläche zu parametrisieren.

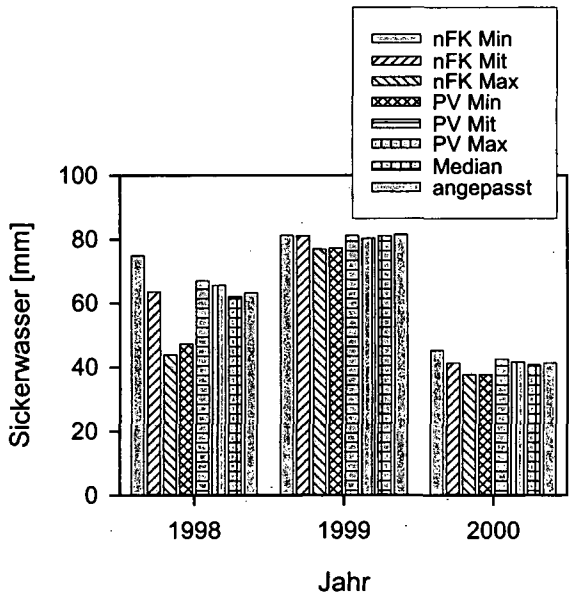


Abb. 2: Berechnete jährliche Sickerwasserbildung in 2 m Tiefe

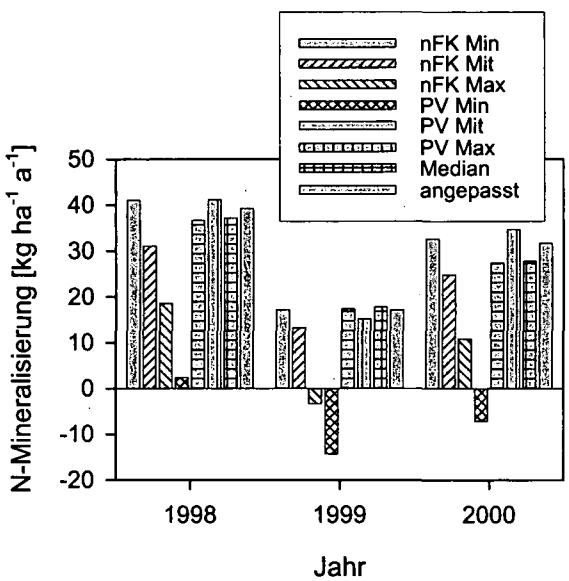


Abb. 3: Berechnete jährliche N-Mineralisierung für 0 bis 30 cm Tiefe.

Literatur

Franko, U., 1996: Modelling Approaches of Soil Organic Matter Turnover within the CANDY System. In Powlson, D.S., Smith, P., Smith J.U. (Eds.) Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-Term Datasets. NATO ASI Series I, Vol. 38, Springer Verlag, Heidelberg, S. 247-254.

Franko, U., Oelschlägel, B. und **S. Schenk, 1996:** Simulation of Temperature-, Water- and Nitrogen Dynamics using the Model CANDY. Ecol. Modelling 81, 213-222.

Einstrahlungsmodellierung– ein Ansatz zum Verständnis der Ertragsvariabilität innerhalb von Praxisflächen ?

von H.I.Reuter, K.C. Kersebaum, J.Schwarz und O.Wendroth

Einleitung:

Die Einstrahlung der Sonne ist die Hauptenergiequelle auf der Erde. Die räumliche Verteilung der Sonneneinstrahlung in Landschaften wurde bisher in einigen Arbeiten, z.B. zur unterschiedlichen Verbreitung von Eukalyptus-Bäumen in Australien (Kunmar and Skidmore, 2000), untersucht. Wenig Beachtung fand bis jetzt hingegen die Tatsache, daß die Differenzierung der Sonneneinstrahlung die Pflanzenproduktion innerhalb von Ackerschlägen beeinflussen kann. Für einen homogenen Boden mit einheitlicher Bewirtschaftung werden mitunter großen Ertragsunterschiede beobachtet, die unerwartet und bisher kaum zu erklären sind. Um zu überprüfen, ob das Relief einen Einfluß auf die Ertragsvariabilität ausübt, wurde die Verteilung der Sonneneinstrahlung für Bereiche im Ackerschlag, die reliefbedingt unterschiedlich abgeschattet werden, berechnet.

Hannes Isaak Reuter, Ole Wendroth Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg, Email: hreuter@zalf.de, owendroth@zalf.de
Kurt Christian Kersebaum, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, Institut für Landschaftssystemanalyse, Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg, Germany, Email: ckersebaum@zalf.de
Jürgen Schwarz; Institut für Agrartechnik ATB, Abteilung Technik im Pflanzenbau, Max-Eyth-Allee 100, 14469 Potsdam, Email:jschwarz@atb-potsdam.de

Methoden:

Für eine hügelige Landschaft in Lüttewitz (Sachsen) wurde ein digitales Höhenmodel (DHM) mittels Laserscan-Befliegung erstellt. In dieser Landschaft wird die Summe der eingestrahlten Energie am Punkt stark durch das Relief beeinflußt. Für einen gegebenen Punkt verändert sich der Betrag der Abschattung innerhalb eines Jahres und führt zu räumlichen Unterschieden in Einstrahlung und Temperatur. Unter Nutzung des GIS Arc/Info und des SRAD-Moduls aus dem TapesG-Programmpaket (Gallant et al., 1996) wurden verschiedene Parameter berechnet. Neben der Globalstrahlung (an der Bodenoberfläche, Abb.1) wurde die Zeitdauer der direkten Einstrahlung auf einer Zellengröße von 5 x 5 m für ein 20 ha großes Feld berechnet. Für weitere Untersuchungen wurden die Daten auf ein 27 x 27 m Raster aggregiert. Daten der lokalen Wetterstation wurden benutzt, um die benötigten Parameter für das SRAD-Modul zu gewinnen. Das Wachstums- und Stickstoff Model „HERMES“ (Kersebaum, 1995) wurde für die Parameterkombinationen der Rasterzellen angewandt. Als Eingabeparameter dienten die räumlich variablen Parameter Textur, C_{org}, N_{min}- und Wassergehalte des vorhergehenden Jahres, sowie die täglichen Daten der lokalen Wetterstation. Modelläufe ohne räumlich variable (cRAD-Run) und mit räumlich variabler (vRAD-Run) Strahlung wurden für 225 Punkte für die Parameter oberirdische Biomasse, Boden- und Pflanzenstickstoff und Ertrag durchgeführt. Die Daten wurden mit einer erweiterten Z-Transformation nach Wendroth et al. (2001) auf den jeweiligen Mittelwert normiert und mittels der relativen normierten Differenz (RSD) im Vergleich zu den jeweiligen gemessenen Ertragswerten evaluiert (vgl. [1]).

$$RSD = ABS(Ertrag_norm - cRAD_norm) - ABS(Ertrag_norm - vRAD_norm)[1]$$

Ergebnisse:

Die Mittelwerte der Modelläufe weisen keine großen Unterschiede zwischen den verschiedenen Varianten (Tabelle 1). Für den vRAD-Run zeigte sich eine leichte Erhöhung der Erträge sowie der Standardabweichung, bei gleichzeitiger Verringerung der mittleren Summe der Abweichungsquadrate (MSS). Diese Verringerung deutet auf eine Modellverbesserung hin. Wurde mit räumlich differenzierter Einstrahlung gerechnet, stimmten die simulierten Erträge besser mit den gemessenen Erträgen überein. Die insgesamt höhere Mittelwerte der simulierten Erträge sind darauf zurückzuführen, daß ein weiterer reliefabhängiger Stressfaktor (Topographischer Wetness Index) für diese Berechnungen herausgenommen wurde. In Abbildung 2 ist die RSD dargestellt.Wird die RSD positiv, hat der vRAD-Run die gemessenen Erträge besser abgebildet als der cRAD-Run. Dies wan in 64 % der 225 simulierten Punkte der Fall. Die Abweichungen im nördlichen Bereich (1) sind auf eine geologische Einheit mit einer geringmächtigeren Lößschicht, die im südöstlichen Bereich (2) auf leicht höhere Eindringwiderstände in tieferen Bodenschichten zurückzuführen.

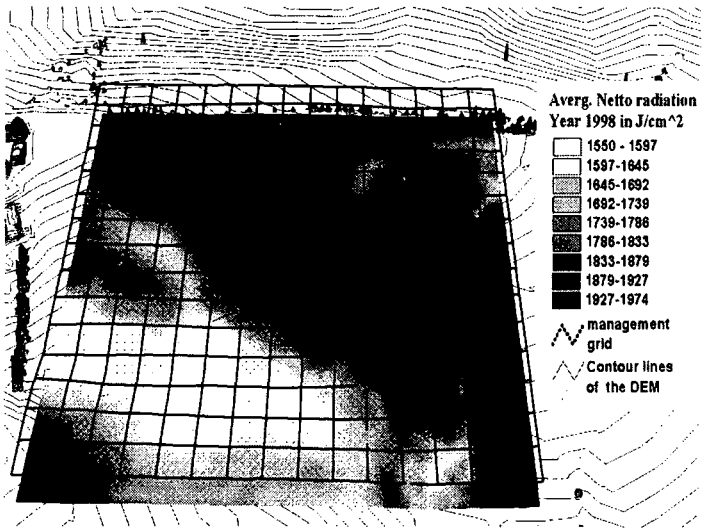


Abbildung 1: Durchschnittliche Einstrahlung in 1998 für den Schlag Sportkomplex

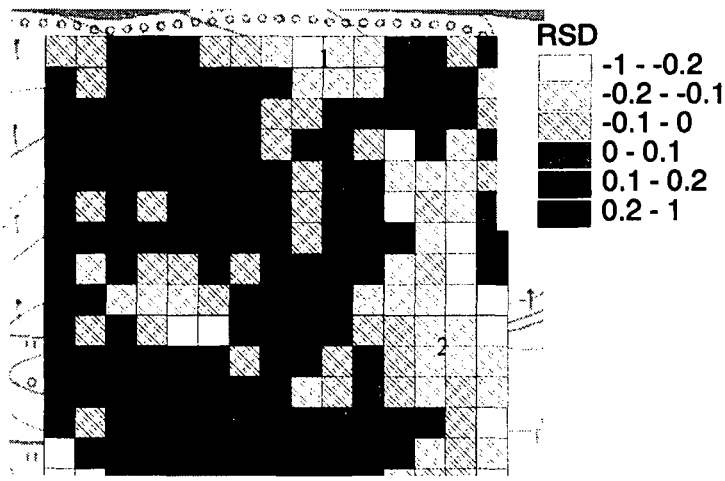


Abbildung 2: Modellevaluierung mittels RSD

Tabelle 1: Ergebnisse der Modelläufe

	cRAD-run	VRAD-run	Gem. Ertrag
MW dt/ha	54.84	55.99	47.51
S.D.	1.69	2.11	7.2
MSS	0.31	0.26	

Zusammenfassung:

Die räumliche Variabilität von Erträgen konnte mit Berücksichtigung räumlich variabler Sonneneinstrahlung besser erklärt werden als ohne. Monatliche Werte für Abschattungen, die anhand eines DHM und Daten einer lokalen Wetterstation berechnet wurden, führten zu einer Verbesserung der Modellresultate im Vergleich zu einem Modelllauf ohne räumlich variable Einstrahlung.

Literatur:

Gallant,J.C., Wilson,J.P. (1996) TAPESG: A Terrain Analysis Program for the environmental sciences. *Computers and Geosciences*, 22, pp. 713-722.

Hetrick,W.A., Rich,P.M., Weiss,S.B. (1993) Modelling insolation on complex surfaces, *Proceedings of the Thirteenth Annual ESRI User conference*, Redlands, California, (2), pp.447-458.

Kersebaum, K.C. (1995) Application of a simple management model to simulate water and nitrogen dynamics. *Ecological Modelling 81*, pp. 145 - 156.

Kunmar,L.,Skidmore,A.K.(2000)Radiation-Vegetation Relationships in a Eucalyptus Forest. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 66, 2, pp.192-204.

Wendroth,O.,Jürschik,P.,Kersebaum,K.C.,Reuter,H.I.,van Kessel,C.,Nielsen,D.R.(2001) Identifying, under-standing, and describing spatial processes in agricultural landscapes – four case studies, *Soil & Tillage Research*, 58,pp.113-127

Identifizierung quellungsbedingter mikroskaliger Veränderungen der Phasenzusammensetzung in einem Vertisol mittels Röntgen-Computertomographie

H. Rogasik, H.H. Gerke und I. Onasch

1 Aufgabenstellung

Die Auswirkungen von Quellungsprozessen auf Veränderungen der mikroskaligen Phasenzusammensetzung (Festsubstanz, Bodenwasser, Bodenluft) eines Vertisols sollten zerstörungsfrei mittels Röntgen-Computertomographie untersucht und mit Ergebnissen hydraulischer Untersuchungen verglichen werden

2 Material und Methoden

Die aus 60-70 cm Tiefe ungestört entnommene, zylindrische Bodenprobe von 300 cm³ Volumen (d: 80 mm, h: 60 mm) stammte von einem Vertisol im Kibbuz Sarid, etwa 35 km südöstlich von Haifa. Der als Paleustollic Chromustert (USDA) klassifizierte Boden hat über die Tiefe einen einheitlichen Tongehalt von ca. 50 %.

Die Bodensäule wurde synchron mit den Energiestufen 80 und 120 kV in feldfeuchtem und gequollenem Zustand in einem kommerziellen Tomographen gescannt. Die kleinräumige Phasenzusammensetzung von Festsubstanz, Wasser und Luft wurde nach Rogasik et al. (1999) auf der Grundlage des Meßwertes Hounsfieldeinheit berechnet. Die Schichtdicke betrug 1 mm, und die Pixelauflösung war 0,17 x 0,17 mm².

Die quellungsbedingten Veränderungen in der Vertisol-Bodensäule wurden durch den Vergleich der berechneten Volumenanteile der Festsubstanz (sv), des Wassers (wv) und der Luft (av), des gravimetrischen Wassergehaltes (w) und der Lagerungsdichte (d_B) in Volumenelementen von aggregierten 5 mm dicken Horizontalscheiben vor und nach der Quellung ausgewiesen. Zum Vergleich wurde die quellungsbedingte Volumenvergrößerung der Bodensäule experimentell durch Tauchwägung ermittelt (Chertkov et al., 2001).

3 Ergebnisse und Diskussion

In der Bodensäule lag ein über die Tiefe einheitliches Gefüge vor, gekennzeichnet durch eingelagerte Kalkkonkretionen, eine Vielzahl kleiner Bioporen (Nadelstichporen) sowie schwach ausgeprägte, nach dem Quellungsprozeß nicht mehr nachweisbare, Schrumpfrisse (Abb. 1). Die Bioporen schienen der Gefügedynamik nicht so stark zu unterliegen. Der Quellungsprozeß führte in den Volumenelementen der Horizontalscheiben zur Abnahme der Festsubstanz- und Luftvolumenanteile sowie zum Anstieg der volumetrischen Wassergehalte (Abb. 2 und Tab. 1). Die Ergebnisse der hydraulischen und röntgen-computertomographischen Untersuchungen stimmen im Ausgangszustand besser als nach der Quellung (Tab. 1) überein.

Abb. 1: Repräsentatives Röntgen-Schichtbild der Bodensäule vor (a) und nach (b) der Quellung (zyl. Bioporen, Schwächezonen bzw. Schrumpfrisse dunkelgrau - schwarz; Kalkkonkretionen weiß)

ZALF e. V. Müncheberg, Institut für Bodenlandschaftsforschung,
15374 Müncheberg, Eberswalder Straße 84

Tabelle 1: Volumina, gravimetrische Wassergehalte (w), Lagerungsdichten (d_B) und mittlere 3-Phasenzusammensetzungen der Vertisol-Bodensäule vor und nach der Quellung. Vergleich zwischen hydraulischen und röntgen-computertomographischen Untersuchungen.

Versuchs-methodik	Volumen cm^3	w $g\,g^{-1}$	d_B $g\,cm^{-3}$	wv	sv $cm^3\,cm^{-3}$	av
			vorher			
Hydr. Messungen	300,0	0,202	1,577	0,319	0,582	0,099
CT-Messungen	300,0	0,202	1,583	0,299	0.584	0,117
			nachher			
Hydr. Messungen	343,5	0,351	1,332	0,467	0,492	0,041
CT-Messungen	338,4	0,300	1,411	0,423	0,521	0,056

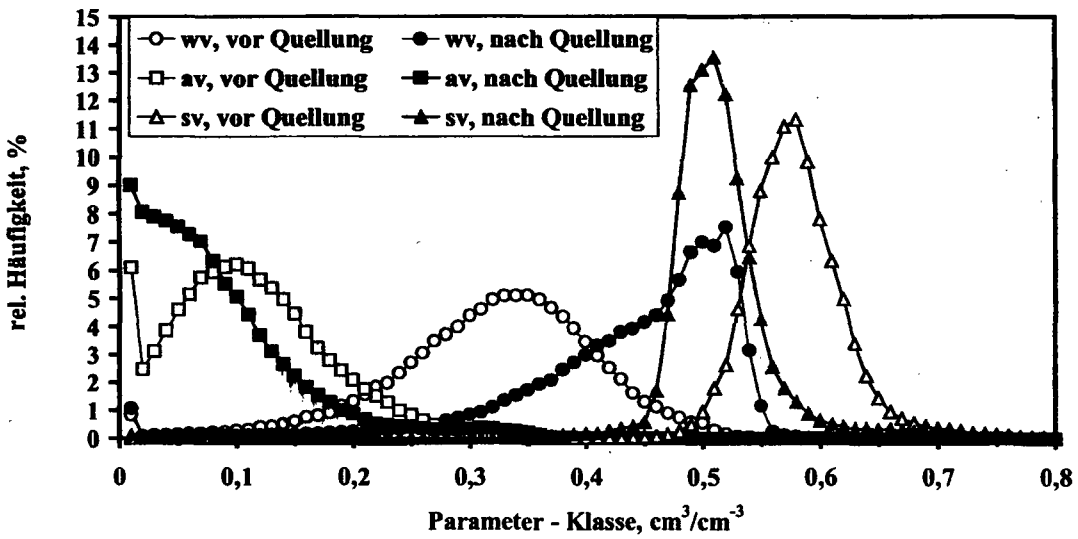


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der Festsubstanz-, Wasser- und Luftvolumenanteile von Volumenelementen in einer repräsentativen Horizontalscheibe der Bodensäule vor und nach der Quellung

Schlußfolgerungen

Mikroskalige Veränderungen der Phasenzusammensetzung des Vertisols beim Quellungsprozeß lassen sich mit Hilfe der Röntgen-Computertomographie quantifizieren. Zur vollständigen Bilanzierung der Veränderungen in der Phasenzusammensetzung der Volumenelemente während eines Infiltrationsvorganges wäre es erforderlich, den Infiltrationsversuch (zeitlich) kontinuierlich im CT-Scanner durchzuführen. Durch die detaillierten kleinräumigen Untersuchungen lassen sich im Vergleich zur Betrachtung mittlerer Eigenschaften definierter Volumina wichtige Erkenntnisse für die Prozeßanalyse gewinnen. In weiterführenden Experimenten wird die Bedeutung der zeitvariablen kapillaren Schrumpfrisse und der stabilen Bioporen für die hydraulischen Eigenschaften zu untersuchen sein.

Literatur

Chertkov, V.Y., H.H. Gerke, I. Ravina, and H. Rogasik. 2001. Modeling hydraulic properties of cracking soils. Scientific Report. German-Israeli Foundation for Scientific Research and Development (GIF). Grant No.: 609-207.12/98.

Rogasik, H., J.W. Crawford, O. Wendroth, I.M. Young, M. Joschko, and K. Ritz. 1999. Discrimination of soil phases by dual energy X-ray tomography. Soil Sci. Soc. Am. J. 63: 741-751.

Messungen an großvolumigen Lysimetern und zu beachtende Störeinflüsse

Rupp, H.; Meißner, R. UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, 39615 Falkenberg
Seyfarth, M.; Punzel, J.Umwelt-Geräte-Technik GmbH, 15374 Müncheberg

Aufgabenstellung:
Wägbare Lysimeter werden vorwiegend zur Untersuchung des Wasserhaushalts in einem abgegrenzten, für den untersuchten Standort repräsentativen Bodenvolumen verwendet.

An der oberen Randbedingung (Bodenoberfläche mit Vegetation) kann der Wasserstrom (Evapotranspiration) indirekt über eine Wägung des Lysimeters bestimmt werden.

Der Wasserstrom an der unteren Randbedingung des Bodenvolumens (Lysimeterboden) kann über eine Sickerstrommessung erfaßt werden.
Zur Gewährleistung einer standortgerechten unteren Randbedingung sollte das Lysimetergefäß eine Mindestlänge von 1,5m besitzen (Abhängig von Bodenart und Schichtung).

Das Gesamtgewicht dieser großvolumigen Lysimeter kann dabei 3 000 kp übersteigen.

Für die **Gewichtsänderung des Lysimeters im Zeitintervall** Δt gilt die **Bilanzgleichung:**

$$\Delta W = N - E - S \qquad \Delta G = \Delta W \cdot F_L \cdot \rho_W \cdot g$$

ΔW – Wassergehaltsänderung in mm,
N – Niederschlag, E -Evapotranspiration,
S - Sickerstrom (in mm)
ΔG - Gewichtsänderung des Lysimeters,
F_L – Querschnittsfläche Lysimeter,
ρ_W – Dichte des Wassers, g - Gravitation

Beim Standardlysimeter mit der Querschnittsfläche 1m² entspricht eine Gewichtsänderung ΔG = 1kp einer Wassergehaltsänderung ΔW =1mm.
Das geforderte Zeitintervall zur Beschreibung der Prozeßgrößen beträgt 1 h.

Niederschlag und Sickerstrom können mit einer Standardmeßtechnik in der Auflösung von 0.1mm sicher gemessen werden.
Für eine entsprechende Auflösung der Evapotranspiration nach der Bilanzgleichung entsteht die Forderung nach Erfassung des Lysimetergewichtes mit einer Auflösung ΔG < 0.1 kp.

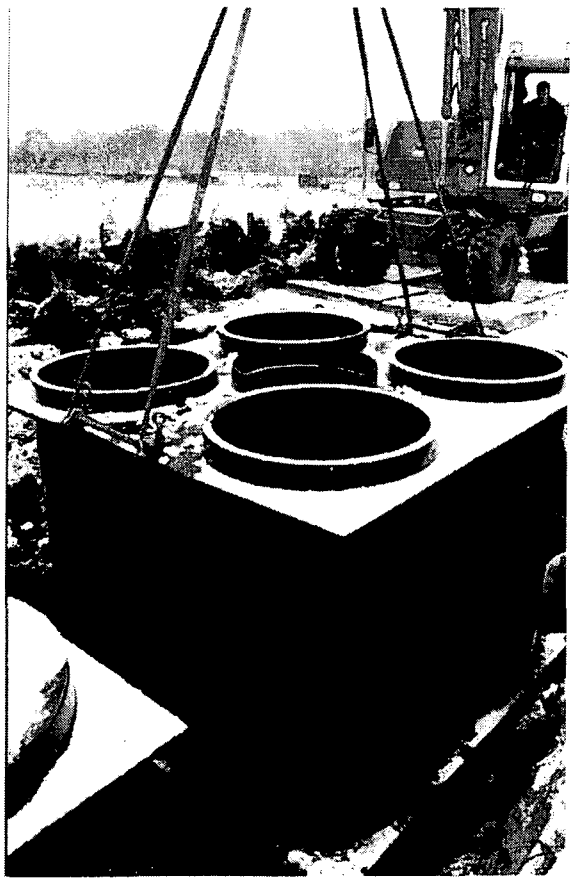


Bild1: Einbau großvolumiger Lysimeter

Lösung:
Mit einer „digitalen" Wägezelle (Basis Frequenzmessung) wird bis zur **Lastgrenze von 1 000 kp** mit einem elektronischen **Wägemonitor eine Auflösung von 0,001 kp** realisiert.
Eine symmetrische Dreipunktauflage des Lysimeters erlaubt damit ein **Lysimetergewicht bis zu 3t.**
Aus Kostengründen kann dabei auch mit nur einer Wägezelle über einen Auflagepunkt ein Drittel des Gewichtes erfaßt werden (resultierende Auflösung 3 x 0,001 kp).

Die **nutzbare Auflösung** ist durch den **Gesamtfehler der Wägetechnik** bestimmt, wobei die **Geschwindigkeit der Temperaturänderung der Wägezelle (dT/dt)** den Gesamtfehler dominiert.

Bei Isolation und Temperaturregelung innerhalb eines Gehäuses der Wägezelle kann die Temperaturänderung auf < 0,1K/h begrenzt werden.
Der Gesamtfehler der Wägezelle beträgt dabei < 0,01 kp.

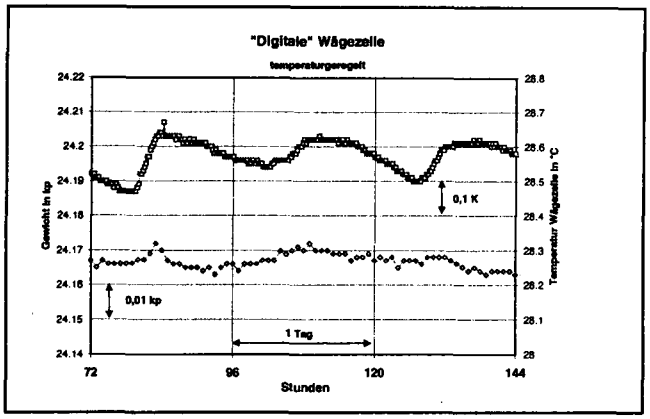


Abb.1: Signalverlauf an einer „digitalen" Wägezelle bei konstanter Last

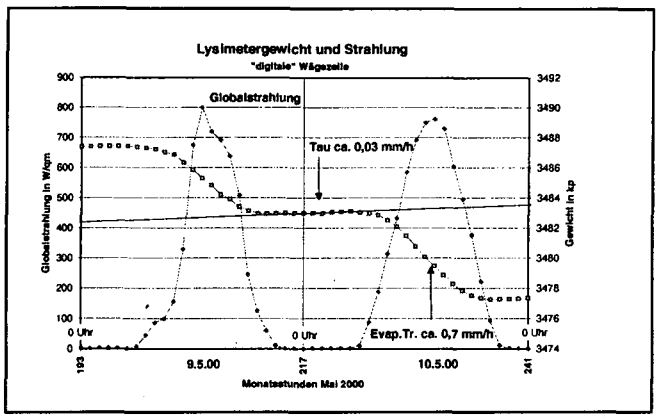


Abb. 2: Meßkurven Lysimetergewicht und Strahlung

Experimentell kann mit dieser Wägetechnik eine Gewichtsänderung des Lysimeters > 0,03 kp/h sicher nachgewiesen werden.
In einem gut isolierten Lysimeterkeller ist die geforderte Temperaturstabilität für die Wägezelle in der Regel erfüllt.

Bei stärkerer Temperaturänderung am Ort der Wägezelle muß dieselbe isoliert und wenn notwendig temperaturgeregelt werden.

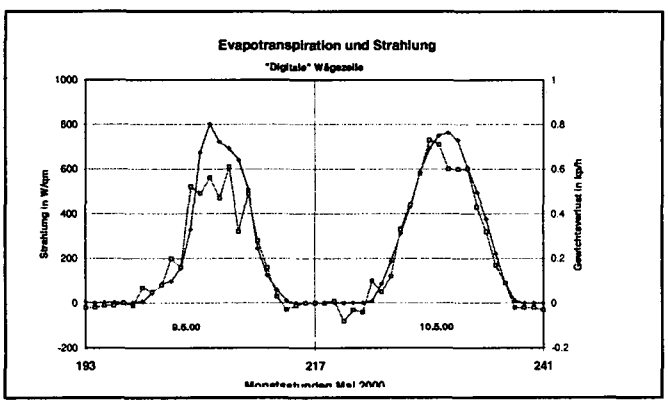


Abb. 3: Bilanzkurve für Evapotranspiration und Strahlung (digitale Wägezelle)

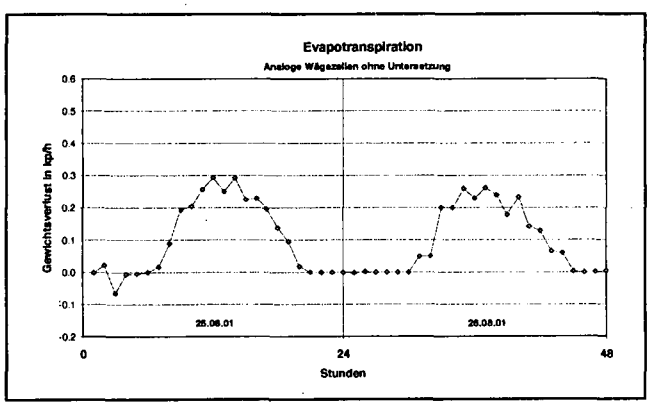


Abb. 4: Bilanzkurve für Evapotranspiration (3 Stück analoge Wägezellen)

Lysimetermassen über 3t erfordern für die digitale Wägezelle eine **zusätzliche Untersetzung** bei der Krafteinleitung, damit der Nennlastbereich nicht überschritten wird.
Diese mechanischen Konstruktionen sind **sehr empfindlich** für einen **zusätzlichen Temperatureinfluß**, da unsymmetrische Längenänderungen der Hebel infolge thermischer Ausdehnung das Untersetzungsverhältnis beeinflussen.

Eine temperaturstabile Untersetzung kann nur mit hohem technischen Aufwand realisiert werden.

Für Lysimetermassen über 3 t wird daher die Verwendung analoger Wägezellen ohne mechanische Untersetzung eine Alternative zur „digitalen" Wägezelle.

Einfluss differenzierter forstlicher Bewirtschaftungsweisen auf die Wasserspeicherfähigkeit von sandigen Böden Nordost-Brandenburgs

B. Schäfer[1], O. Bens[1], U. Buczko[2], R.F. Hüttl[1]

Einleitung

Im Kontext einer effektiveren Hochwasserprävention in Flusseinzugsgebieten wird die Bedeutung von Bewirtschaftungsmaßnahmen für den Bodenwasserhaushalt, u.a. für die Wasserkapazität, forstlich genutzter Böden untersucht. Es werden Studien zur Wasserspeicherfähigkeit in Sandböden vorgestellt, die im Rahmen des Deutschen Forschungsnetzes Naturkatastrophen (DFNK) durchgeführt werden. Die Arbeiten erfolgen zudem im Kontext der ökologischen Begleitforschung zum Waldumbauprogramm. Der aktuell großflächig durchgeführte Waldumbau bewirkt eine gezielte Veränderung der Baumartenwahl und Altersklassenverteilung und hat u.a. Einfluss auf den Humushaushalt, speziell auf Humusvorrat und -verteilung.

Für die Wasserspeicherung in Sandböden ist maßgeblich der Gehalt an organischer Bodensubstanz (OBS) von Relevanz, die primär in den Humusauflagen und dem humosen Mineralboden gespeichert ist. Die Wasserkapazität (WK) korreliert mit dem Gehalt an OBS aufgrund des Vermögens der OBS, ein Mehrfaches ihres Eigengewichts an Wasser zu speichern (Emerson, 1995; Hudson, 1994; Widmoser, 1992 ; de Jong et al., 1983).

Da die forstliche Bewirtschaftung unmittelbar den Humushaushalt beeinflusst, hat sie signifikante Auswirkungen auf die WK. Dieses gilt auch und insbesondere für die Sandböden im Nordostdeutschen Tiefland. Konkret wird im Rahmen dieses Vorhabens untersucht, inwieweit forstliche Maßnahmen im Zusammenhang mit Waldumbau die Wasserretention bewaldeter Flusseinzugsgebiete verändern.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Es wurden vier Standorte mit unterschiedlichen Waldumbaustadien aus Kiefern-, Kiefern-/Buchen- und Buchenbeständen über gleichem geologischen Substrat (Sander-Sande und -Kiese) im Revier Kahlenberg (südliche Uckermark, Brandenburg) vergleichend untersucht. Als Bodentyp herrschen großflächig schwach podsolige Braunerden vor.

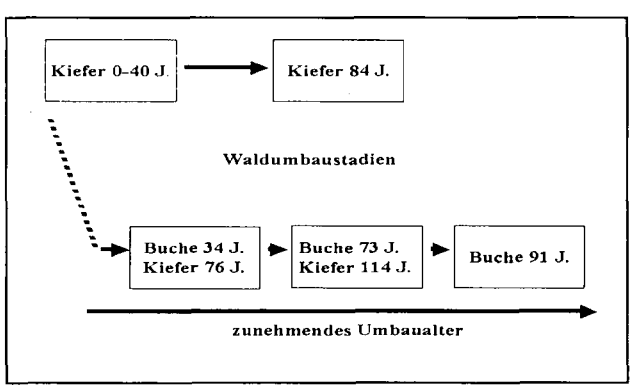


Abb.1: Chronosequenz der Untersuchungsstandorte im Revier Kahlenberg

Es erfolgte eine Kartierung der Humusformen und Auflagemächtigkeiten sowie eine Entnahme von ungestörten Proben aus dem humosen Oberboden (soil cores; d = 10 cm, h = 9 cm).

Zusätzlich wurde die maximale Wasserkapazität (WK_{max}) im humosen Oberboden an soil cores (Kretschmar, 1996) und der Gehalt an organischer Bodensubstanz mittels Elementaranalyse von Gesamt-C (DIN ISO 10694) bestimmt.

Ergebnisse

In der Folge des Umbaus von Kiefernreinbeständen zu Kiefern-Buchenmischbeständen ergibt sich zunächst eine relative Zunahme der Speicherung von OBS in der Humusauflage (Abb.2). Erst in einer zweiten Phase, etwa 30 Jahre nach Umbaubeginn, folgen ein verstärkter Abbau organischer Substanz in der Humusauflage und ein Humusformenwandel von Moder/Rohhumus hin zu Mull/Moder.

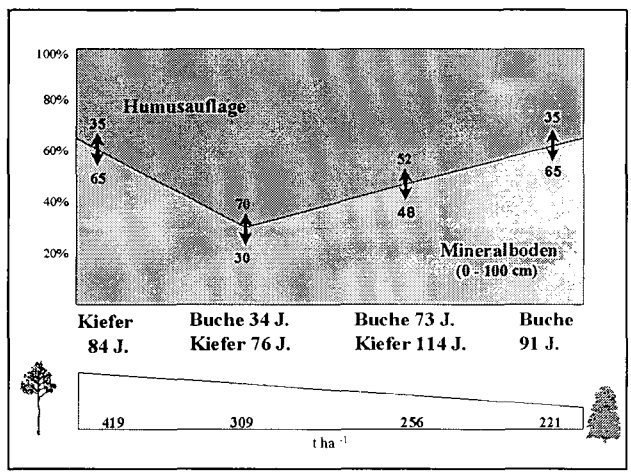


Abb.2: Humusvorrat und prozentuale Verteilung der Humusvorräte im Chronosequenzvergleich der Untersuchungsflächen

Eine Halbierung der Auflagemächtigkeiten und der Humusformenwandel werden durch eine kontinuierliche Zehrung des Gesamtvorrats an OBS in Humusauflage und Mineralboden mit steigendem Buchenalter begleitet (Tab.1).

Tab.1: Humusgehalt und Lagen-/Horizontmächtigkeit der Untersuchungsflächen

	Kiefer 84 J.		Kiefer 76 J. Buche 34 J.		Kiefer 114 J. Buche 73 J.		Buche 91 J.	
	Humus [%]	Mächtigkeit [cm]	Humus [%]	Mächtigkeit [cm]	Humus [%]	Mächtigkeit [cm]	Humus [%]	Mächtigkeit [cm]
Of	88	4	85	3	93	4	92	2
Oh	81	3	86	5	61	3	55	2
Ah/Aeh	26	6	6	5	8	11	6	20

Der Waldumbau führt zunächst zu einer Disintegration von OBS. Erst nachdem sich die Zönosen streuzersetzender Organismen mit deutlicher Verzögerung dem Baumartenspektrum angepasst haben, stellen sich im entstandenen Buchenreinbestand die selben Verteilungsmuster für die OBS (35% in Humusauflage/ 65% im Mineralboden; Abb.2) ein, wie sie vor der waldbaulichen Maßnahme herrschten. Allerdings wird die Veränderung dieses relativen Verteilungsmusters von einer kontinuierlichen Abnahme der Vorräte an organischer Bodensubstanz infolge steigender Mineralisationsraten begleitet. Die in der zweiten Phase des Umbaus steigende Bodenaktivität in Buchenwäldern führt zudem zu einer Zunahme der Ah-Mächtigkeit infolge wiedereinsetzender Humusintegration (Ulrich, 1980).

[1] Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, BTU Cottbus, Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus,
E-Mail: britta.schaefer@tu-cottbus.de
[2] Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth,
95440 Bayreuth, E-Mail: Uwe.Buczko@uni-bayreuth.de

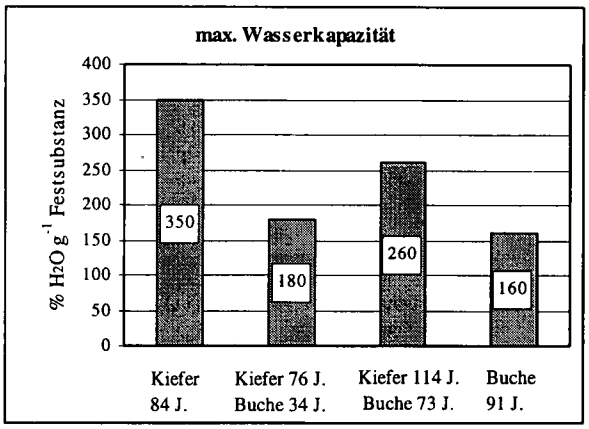


Abb.3: Durchschnittliche Werte der maximalen Wasserkapazität in den oberen 9 cm des Auflagehumus und des humosen Mineralbodens der Untersuchungsstandorte

Mit Blick auf die Bedeutung des beschriebenen Wandels auf bodenhydrologische Parameter, insbesondere die Fähigkeit des Bodens Wasser zu speichern und dadurch Abflussbildung zu verzögern oder zu vermindern, ist die maximale Wasserkapazität (WK_{max}) eine zentrale Größe.
Die WK_{max} im humosen Oberboden beträgt zwischen 160 und 350 Gew.-% (Abb.3) und nimmt nach dem Bewirtschaftungseingriff ab. Diese Entwicklung korreliert signifikant mit dem Verlust an OBS im Oberboden. Überträgt man die Abnahme der WK_{max} unter Berücksichtigung abnehmender Humusvorräte in die Fläche, so zeigt sich, dass ein Buchenreinbestand als mögliches Ziel des Waldumbaus 20 % weniger Wasser in den oberen 9 cm als der Vorbestand speichert, d.h. der Ausgangszustand mit Kiefer (Abb.4). Im Kontext der angestrebten Hochwasserprävention stellen die Mischbestandsstadien jedoch die ungünstigsten Varianten dar, die immerhin rund 90 Jahre lang nach dem Bewirtschaftungseingriff vorherrschen.

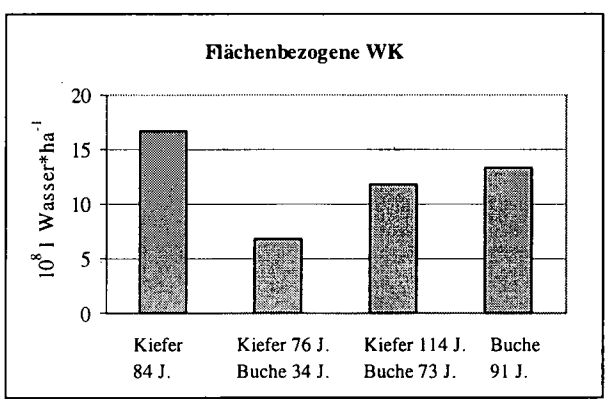


Abb.4: Flächenbezogene Wasserspeicherfähigkeit in den oberen 9 cm des Auflagehumus und humosen Mineralbodens der Untersuchungsstandorte

Schlußfolgerungen und Ausblick

Der großflächige Waldumbau in Wassereinzugsgebieten wirkt sich auf den Boden, speziell den Humushaushalt, aus. Es konnten Humusschwund im Auflagehumus und ein Wandel von Humusformen beobachtet werden. Bodenhydrologische Größen wie die Wasserspeicherkapazität, werden im Hinblick auf die Wasserretention langfristig verändert. Parallel zu den Veränderungen der Humusquantität liegen Hinweise auch für eine qualitative Veränderung von Eigenschaften der OBS vor, die sich auf die Wasserspeicherfähigkeit auswirken können. Konkret wurde eine Zunahme des Benetzungswiderstands der OBS (Hydrophobie) an umgebauten Mischbeständen belegt (Buczko et al., 2001).
Es gilt zu prüfen, inwieweit sich bei der OBS eine Abnahme der Wasserspeicherkapazität und eine Zunahme des Benetzungswiderstands gegenseitig in ihren bodenhydrologischen Effekten verstärken und den Wasserrückhalt in Waldböden nach forstlichen Bewirtschaftungseingriffen negativ beeinflussen. Andererseits ist nicht auszuschließen, dass nach Waldumbau zwar die Humusmenge und damit die flächenbezogene WK_{max} abnehmen, aufgrund der zunehmenden Streuzersetzung die Hydrophobie jedoch ebenfalls abnimmt, was wiederum eine Wasseraufnahme erleichtert und den Wasserrückhalt insgesamt, auch im Sinne einer verbesserten Hochwasserprävention, steigert.

Literatur

Buczko, U.; Bens, O., Fischer, H. und Hüttl, R. F. (2001): Water repellency in a sandy luvisol under different forest transformation stages in Northeast-Germany. Geoderma (submitted).

DIN ISO 10694: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse)

Emerson, W. W. (1995): Water retention, organic C and soil texture. Australian Journal of Soil Research, 33: 241-251.

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.

Kretschmar, R. (1996): Kulturtechnisch-Bodenkundliches Praktikum – Ausgewählte Labor- und Feldmethoden. Band 1: Physikalische Verfahren der Standortuntersuchung. Univ. Kiel.

Ulrich, B. (1980): Stoffhaushalt von Waldökosystemen. Inst. f. Bodenk. u. Waldernährung, Univ. Göttingen.

Widmoser, P. (1992): Boden- und Landschaftswasserhaushalt. In: Blume, H.-P. (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes. 2. Aufl., ecomed, Landsberg/Lech.

Skalenabhängigkeit von Invasionsperkolationsmodellen

Martin Schlather und Bernd Huwe

Einleitung

Für die Analyse und Modellierung von Muster des Wasserflusses in Böden sind neben der physikalischen Modellierung basierend auf zufälligen Verteilungen des Wassergehaltes und der Wasserleitfähigkeit auch rein stochastische Verfahren von Interesse (Flury und Flühler, 1995; Onody et al., 1995). Die stochastischen Modelle besitzen jedoch aufgrund ihrer einfacheren Struktur Einschränkungen, z. B. bezüglich der Skalierbarkeit. Exemplarisch untersuchen wir das Model von Onody et al. (1995). Wir zeigen, dass die Skalenproblematik durch Modifikation der stochastischen Annahmen, nämlich räumlich abhängige Zufallsfelder, abgemildert werden kann und untersuchen den Einfluss unterschiedlicher Kovarianzmodelle für die Zufallsfelder auf das Invasionsperkolationsmodell.

Invasionsperkolation

Bei der Invasionsperkolation wie wir sie im folgenden verwenden repräsentiert jeder Punkt eines regelmäßigen Gitters ein Volumen- oder Flächenelement des Bodens. Ein Gitterpunkt kann nur die Werte 0 oder 1 annehmen, wobei letzteres einen Wassergehalt oberhalb eines gegebenen Schwellwertes kennzeichnet. Zu Beginn der Infiltration werden alle Punkte am oberen Rand mit 1 markiert, der Rest mit Null; dem Gitter wird ein zweites Gitter hinterlegt mit unabhängigen auf [0,1] gleichverteilten Zufallszahlen. Bei jedem Schritt werden nun alle Nachbarn (rosa Felder in Abb. 1) der mit 1 markierten Felder (blaue Felder in Abb. 1) bestimmt. Der Nachbar der dem höchsten Wert des Zufallsfeldes (hier: 0.7) besitzt, wird nun mit 1 markiert. Die Einzelschritte werden solange wiederholt bis ein Feld des unteren Randes mit 1 markiert ist.

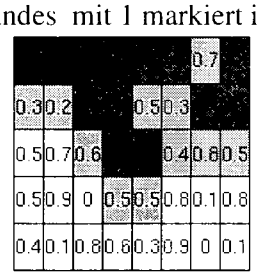


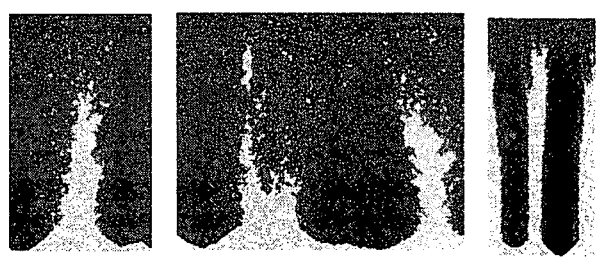
Abb. 1. Konstruktion

Abb. 2. Realisierung

Modifikation der Invasionsperkolation

Das ursprüngliche Modell der Invasionsperkolation kennt keine bevorzugte Fließrichtung nach unten und berücksichtigt beispielsweise auch nicht, dass bei räumlich homogener Leitfähigkeit sich der Wassergehalt eines Volumenelementes um so schneller erhöht je mehr Nachbarelemente hohe Wassergehalte aufweisen. Um physikalische Vorgänge besser abbilden zu können, wird das Invasionsperkolationsmodell modifiziert, was zumeist als Zu- oder Abschlag bei dem hinterlegten Zufallsfeld realisiert wird. Für die nachfolgenden Simulationen wurden die Modifikation von Onody *et al.* (1995) übernommen. Bei dieser Modifikation wird zusätzlich zur Modifikation des Zufallsfeldes bei jedem Einzelschritt anstelle von einem Feld n Felder mit den n höchsten Werten markiert, wobei n ein fester Anteil der Gitterbreite ist (Abb. 3a).

Die simultane Invasion von einem festen Anteil der Gitterbreite hat zur Folge, dass das Ergebnis bzgl. einer Vervielfachung der Gitterbreite im wesentlichen invariant ist (Abb. 3b). Die Verwendung unabhängiger Zufallszahlen für das Hintergrundfeld hat jedoch zur Folge, dass eine Verfeinerung des Gitters nicht zu einer höheren Auflösung des Bildes führt, sondern die Simulationen um den jeweiligen Verfeinerungsfaktor horizontal staucht. In Abb. 3c wurde jeder Gitterpunkt der Simulation in Abb. 3a durch 3x3 Gitterpunkte ersetzt.

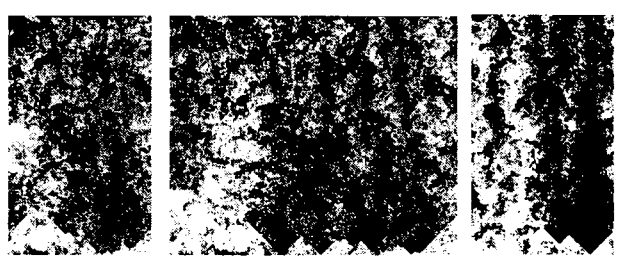


a. b. c.

Abb. 3. (Modifizierte) Invasionsperkolation mit einem Zufallsfeld unabhängiger Variablen

Zufallsfelder mit abhängigen Variablen

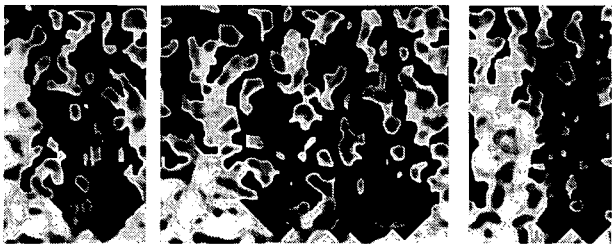
Invasionsperkolationsmodellen wurde bisher nur Zufallsfelder mit unabhängigen Variablen oder, in anderem Zusammenhang, selbstähnliche Felder zugrunde gelegt. Wir untersuchen das Verhalten des Modells in Abhängigkeit standardnormalverteilter, stationärer Zufallsfelder Z mit beliebiger Abhängigkeitsstrukur. Letztere kann eindeutig durch die Kovarianzfunktion $C(h)=Cov(Z(0),Z(h))$ oder das Variogramm $g(h)=\frac{1}{2}Var(Z(h)-Z(0))$ angegeben werden. Die Abb. 4 und 5 zeigen Simulationen mit dem exponentiellen und dem Gaußschen Variogramm. Analog zu Abb. 3 zeigen die Teile b und c Simulationen nach Verdopplung des Gitters bzw. nach Verfeinerung des Gitters um Faktor 3 in jede Richtung.



a. b. c.

Abb. 4. Zufallsfeld mit exponentieller Kovarianzstruktur

Abt. Bodenphysik, Univ. Bayreuth, 95440 Bayreuth

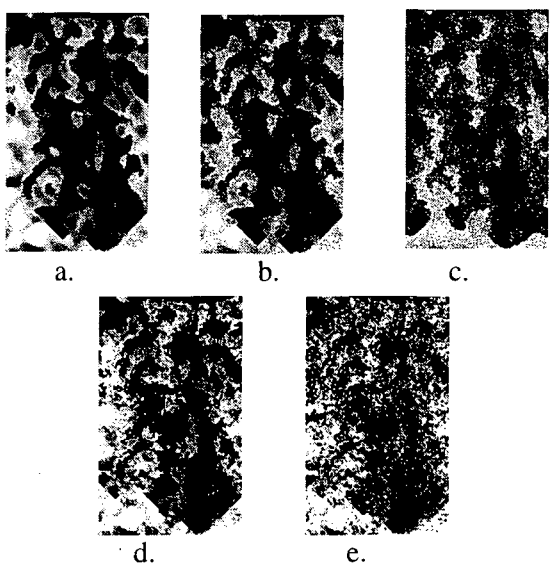


a. b. c.

Abb. 7. Zufallsfeld mit Gaußscher Kovarianzstruktur

Felder mit Variabilität auf unterschiedlichen Skalen

Das Zufallsfeld mit Gaußscher Kovarianzstruktur und das mit unabhängigen Zufallsvariablen läßt sich durch eine parametrisierte Familie verbinden, welche Felder mit unterschiedlichen additiven Anteilen an unabhängigen Zufallsvariablen enthält. Abb. 6a–c zeigt, dass die räumliche Kovarianzstruktur bis zu einem hohen Anteil von ca. 90% *nugget effect* erkennbar ist; vgl. Abb. 3a. Abb. 6d–e zeigen Simulationen, bei denen das Zufallsfeld einen gewissen Anteil kleinräumiger Variabilität besitzt. Hier wie in den Abb. 6a–c ist der Einfluss kleinräumiger Variabilität des Zufallsfeldes auf die Feinstruktur des Invasionsperkolationsmodells deutlich sichtbar.



a. b. c.

d. e.

Abb. 6. Überlagerung verschiedener Kovarianzstrukturen: a.–c. Feld mit Gaußschem Variogramm und bzw. 20%, 50% und 90% *nugget effect;* d.–e. Feld mit Gaußschem Variogramm und beziehungsweise 20% und 50% Anteil kleinskaliger Variabilität.

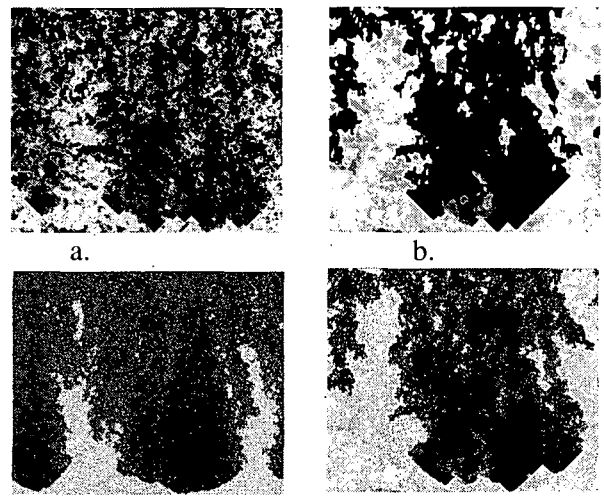
Fraktale Dimension und Langzeitgedächtnis des Zufallsfeldes

Die fraktale Dimension d eines Feldes gibt die lokale Rauigkeit an: bei einem Feld in der Ebene entsprechen die zwei Extreme d=2 und d=3 einem eher glatten bzw. sehr rauen, raumfüllenden Graphen des Feldes. Der Hurst–Parameter beschreibt das Abklingen der Kovarianz C(h) bei immer größeren Abständen h innerhalb des Feldes. Ist das Verhalten $C(h) \sim h^{-H}$ und H in (0,1) so ist das Abklingen von C(h) langsam und man spricht von *long memory dependence.*

Das verallgemeinerte Cauchy–Modell

Das verallgemeinerte Cauchysche Kovarianzmodell (Gneiting und Schlather, 2001) erlaubt beliebige Kombinationen von fraktaler Dimension d in [2,3) und Hurst–Parameter H<1:

$$C(h) = \left(1 + |h|^{6-2d}\right)^{-(1-H)/(3-d}$$



a. b.

c. d.

Abb. 7. Einfluss der fraktalen Dimension d und des Hurst–Parameters H auf die Invasionsperkolation. Oben: fraktale Dimension d=2.1, unten d=2.9; links Hurst–Parameter H=0.1, rechts H=0.9

Schlussfolgerungen

Traditionelle Invasionsperkolationsmodelle erlauben keine konsistente Verfeinerung des Simulationsgitters. Gewisse Abhilfe wird erreicht indem das zugrunde liegende Feld unabhängiger Variablen durch Felder mit räumlicher Kovarianzstruktur ersetzt werden. Die gewählte Kovarianzstruktur hat deutlichen Einfluss auf den Grad des Zusammenhanges und der Form der Berandung der Bereiche mit Wassergehalten oberhalb eines fest gewählten Schwellwertes und spiegelt im wesentlichen die Struktur des zugrunde liegenden Feldes wieder. Bei Feldern mit hoher fraktaler Dimension sind die Randbereiche stärker zerfächert; große Werte H der *long memory dependence fü*hren zu stärker zusammenhängenden Bereichen.

Literatur

Flury, M. Und Flühler, H. (1995) Modeling solute leaching in soils by diffusion limited aggreation: Basic concepts and application to conservative solutes. *Water Resour. Res.* **31**, 2443–2452.

Gneiting, T. und Schlather, M. (2001) Stochastic models which separate fractal dimension and Hurst effect. Tech. Rep. 69, NRCSE, University of Washington

Onody, R.N., Posadas, A.N.D., und Crestana, S. (1995) Experimental studies of the fingering phenomena in 2 dimensions and simulation using a modified invasion percolation model. *J. Appl. Phys.* **78**, 2970–2976.

Infiltrations- und Bodenabflussprozesse bei unterschiedlicher Landnutzung und verschiedenen Substraten

SCHOBEL, S., ALTMEIER, J., SCHNEIDER, R. & SCHRÖDER, D.*

1. Einleitung und Zielsetzung

Die Modellierung des Bodenwasserhaushaltes liegt nicht nur im Trend der aktuellen Forschung, sondern erscheint auch sinnvoll im Hinblick auf die Hochwasservorhersage oder zur planerischen Umsetzung von Hochwasserschutzmaßnahmen.

Oft stehen als Eingabeparameter für Modelle im Labor gewonnene Erkenntnisse oder abgeleitete Kennwerte zur Verfügung, deren Übertragung auf die heterogenen Freilandbedingungen kritisch überdacht werden muss. Auch bleibt die Beschreibung des Bodenwasserhaushaltes oft nur auf eine Modellierung der Matrixwasserflüsse beschränkt, obwohl die Bedeutung der auf Niederschlag schnell reagierenden Makroporenflüsse für die Infiltration und den Zwischenabfluss bekannt ist.

Ziele dieser Arbeit waren die Charakterisierung und Quantifizierung von Abflusskomponenten durch Feldversuche und die Ableitung von Indikatoren, die einen Erklärungsansatz für die Infiltrations- und Abflussprozesse bieten, deren Implementierung in Modellen hilfreich sein können.

2. Untersuchungsgebiete und Methodik

Als Substratvarianten wurden schluffig-sandige (*teol*) und tonig-lehmige (*mu, mm*) Substrate in der Trier-Bitburger Mulde gewählt. Die Nutzungsvarianten bildeten jeweils drei Acker-, Grünland- und Waldstandorte.

Die Beregnungsversuche (50 m²) erfolgten mit einer Anlage nach KARL & TOLDRIAN an Hangflächen bei annähernd wassergesättigten Bodenverhältnissen. An drei aufeinanderfolgenden Tagen wurde jeweils viermal in stündlichem Abstand mit 10 mm/15 min. beregnet. Die Erfassung der Abflusskomponenten erfolgte in einer drei Meter breiten Profilgrube, getrennt in Oberflächen- und Zwischenabfluss (zwei Tiefen). Begleitend erfolgten feldbodenkundliche, bodenphysikalische, -biologische und -chemische Untersuchungen sowie Infiltrationsversuche.

3. Ergebnisse

Die Abflusskomponenten und -beiwerte zeigten Unterschiede zwischen den Substrat- und Nutzungsvarianten, aber auch zwischen den Standorten einer Nutzung.

3.1 Schluffig-sandiges Substrat

Ackerstandorte

Prozesse: Bei allen Ackerstandorten kam es zu schnell reagierendem Oberflächenabfluss, der durch Oberbodenverschlämmung verursacht wurde. Der größte Teil des Beregnungswassers kam jedoch zur Absickerung (Abb.1; A1-A3).

Indikatoren: Aggregatstabilität, gesättigte Wasserleitfähigkeit und Infiltrationsrate.

Grünlandstandorte

Prozesse: Bei einem Grünlandstandort wurde die Infiltration durch einen Moos- und Wurzelfilz stark herabgesetzt („Schwammeffekt"), infolge dessen schnell reagierender Oberflächenabfluss einsetzte (Abb.1; G1). Zwei Standorte wurden als Wiese genutzt und gestriegelt, weshalb eine Infiltrationssperre fehlte und sämtliches Beregnungswasser infiltrieren und absickern konnte. (Abb.1; G2 u. 3)

Indikatoren: Auflagefilz vorhanden oder nicht, Infiltrationsrate und gesättigte Wasserleitfähigkeit.

Waldstandorte

Prozesse: Ein geringfügiger und nur über eine kurze Strecke fließender Oberflächenabfluss wurde durch die Hydrophobizität der Humusauflage verursacht (Abb.1; W1). Ansonsten kam sämtliches Beregnungswasser zur Absickerung.

Indikatoren: Hydrophobizität, Infiltrationsrate und gesättigte Wasserleitfähigkeit.

3.2 Tonig-lehmiges Substrat

Ackerstandorte

Prozesse: Die Infiltration und das Auftreten von Zwischenabfluss über tiefliegenden dichten Horizonten wurde durch präferentielle Fließwege (Wurmröhren) gesteuert. Bei einer Pflugsohlenverdichtung kann oberflächennaher Zwischenabfluss auftreten. Reichte die Anzahl der Wurmröhren nicht aus um sämtliches Beregnungswasser aufzunehmen, setzte Oberflächenabfluss ein (Abb.2, A 1).

Indikatoren: Anzahl der Regenwurmröhren, Infiltrationsrate und gesättigte Wasserleitfähigkeit,.

Grünlandstandorte

Prozesse: Infolge von Viehtritt und dem Schwammeffekt von Moosen und Wurzelfilz bestand eine Infiltrationssperre, die zu Oberflächenabfluss führte (Abb.2; G2 u. 3). War der Auflagefilz lückig ausgeprägt, konnte Niederschlagswasser zusätzlich durch die zahlreichen Regenwurmröhren infiltrieren und über dem Stauhorizont lateral abfließen.

Indikatoren: Auflagefilz vorhanden oder nicht, Infiltrationsrate und gesättige Wasserleitfähigkeit.

* Universität Trier • Bodenkunde • 54286 Trier

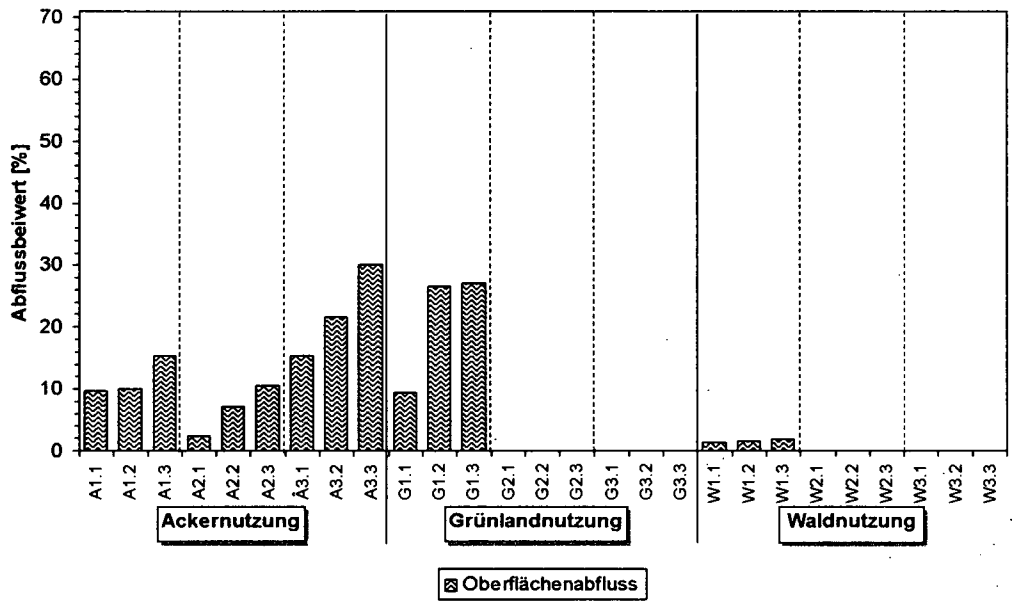


Abb. 1: Abflussbeiwerte und -komponenten der schluffig-sandigen Substratvariante

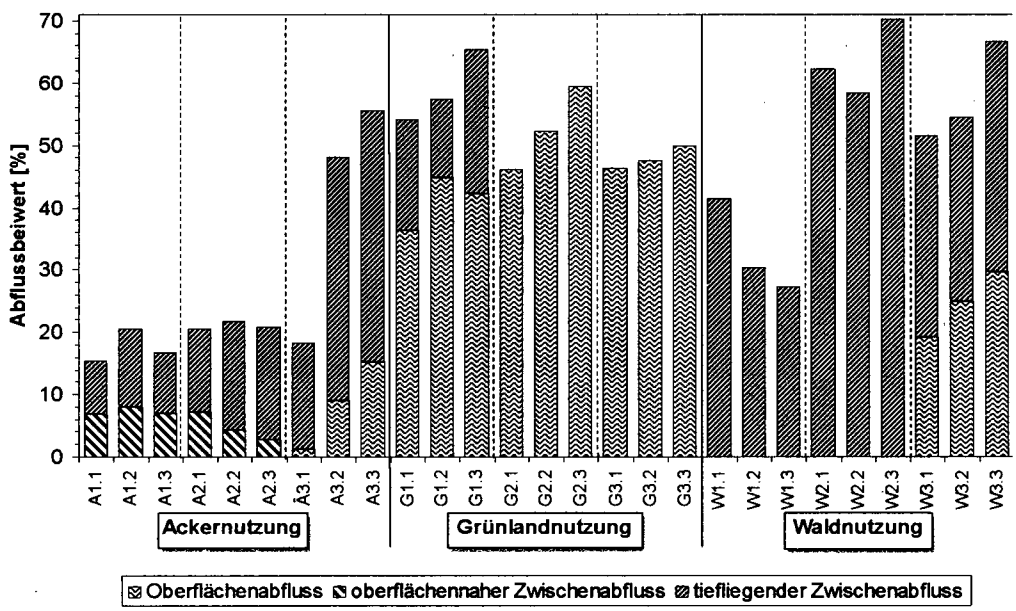


Abb. 2: Abflussbeiwerte und -komponenten der tonig-lehmigen Substratvariante

Waldstandorte

Prozesse: Die Infiltration und die Wasserbewegung im Boden wurde überwiegend durch die Röhren abgestorbener Baumwurzeln und Wurmröhren gesteuert. Reichte die Anzahl der Röhren nicht aus, um sämtliches Beregnungswasser aufzunehmen, setze gleichzeitig mit dem Zwischenabfluss Oberflächenabfluss ein (Abb.2; W3).

Indikatoren: Anzahl biogener Makroporen, Infiltrationsrate, gesättigte Wasserleitfähigkeit.

4. Fazit

Bei dem schluffig-sandigen Substrat waren die Infiltrations- und Abflussprozesse überwiegend texturgesteuert. Die Prozesse des lehmig-tonigen Substrates zeigten eine starke Abhängigkeit von der Anzahl biogener Makroporen, weshalb deren Implementierung in eine modellhafte Beschreibung der Hanghydrologie unerlässlich erscheint. Auch dem Schwammeffekt des Auflagefilzes bei Grünlandstandorten und der daraus resultierenden Infiltrationssperre kommt eine prozesserklärende Indikatorfunktion zu. Da sich die Abflusskomponenten auch bei den Standorten einer Nutzung unterschieden, sollte der Nutzungseinfluss in Abflussmodellen nicht pauschalisiert werden.

Erst umfassende Feld- und Laboruntersuchungen und deren Überprüfung durch Geländebeobachtung ermöglichen das Verständnis der regional unterschiedlichen Infiltrations- und Abflussprozesse, auf denen ein Modellansatz aufbauen sollte.

Eine Untersuchung zur Anwendbarkeit optischer Verfahren in der Rauhigkeitsmessung von Bodenoberflächen

-Ein Beitrag zur Methodenentwicklung -

von
Stefan Schrader[1], Roger Funk[2] & Helmut Rogasik[2]

Einleitung und Zielsetzung

Betrachtung findet die Bodenrauhigkeit nach Düwel (2000) auf unterschiedliche Art und Weise. Sei es im geomorphologischen, strömungsphysikalischen, meteorologischen oder bodenkundlich - ackerbaulichen Sinne. In letzt genannter Betrachtungsweise trägt die Bodenrauhigkeit als ein entscheidender Faktor zum Schutz unserer Böden gegenüber der Wind- und Wassererosion bei. Zum besseren Verständnis dieser Schutzfunktion ist es daher wichtig, sie messen und dadurch besser beschreiben und vergleichen zu können. Eine genaue Möglichkeit hierfür ergibt sich durch die Anwendung von zumeist aufwendiger und entsprechend teurer Messtechnik wie dem Laserreliefmeter. Die folgend vorgestellte Diplomarbeit soll einen Beitrag zur Entwicklung und Untersuchung der Anwendbarkeit der Optik in der Rauhigkeitsmessung liefern, um somit eine einfache Methode zur Messung der Rauhigkeit von Bodenoberflächen zu erhalten. Hierfür wurden die Rauhigkeiten von Bodenoberflächen hochauflösend charakterisiert um einen Zusammenhang zu dem Schattenanteil bei definiertem Lichteinfall herzustellen.
Es soll ein Beitrag zur Methodenentwicklung sein, der als Anstoß und zugleich als Grundlage für weiterführende Arbeiten in dieser Richtung der Rauhigkeitsmessung gesehen werden soll. Diese Arbeit entstand in Zusammenarbeit mit dem Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Institut für Bodenlandschaftsforschung, in Müncheberg.

Vorgehensweise und Methoden

Die Untersuchungen erfolgten zunächst an drei manuell erzeugten Bodenoberflächen, welche sich sowohl in ihrer Rauhigkeit aber auch in ihrer Textur, dem Gehalt an organischer Substanz und der Bodenfarbe unterschieden.
In einem Winkel von 17° wurden diese Böden künstlich beleuchtet, um die daraus ersichtlichen Schattenflächen fotografisch zu erfassen. Dies geschah einmal im gering feuchtem und einmal im trockenem Zustand der Bodenoberflächen, um die Auswirkung unterschiedlicher Bodenfarben auf die Bildbearbeitung zu ermitteln. Zu diesem Zweck wurde vor den jeweiligen Aufnahmen der Wassergehalt und die Bodenfarbe der Böden ermittelt.
Ihre Schattenflächenanteile wurden mit Hilfe von Bildbearbeitungsprogrammen (ERDAS Imagine und ArcView) klassifiziert. Anschließend erfolgte im Feld unter natürlichen Lichtverhältnissen mit denselben Arbeitsschritten zusätzlich die Aufnahme einer vierten Bodenoberfläche.

[1] Dianastr. 2, 49082 Osnabrück,
E-mail: stebbi.schrader@gmx.de
[2] Zentrum f. Agrarlandschafts- u. Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Inst. f. Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg

Bei allen vier Bodenoberflächen wurde die Rauhigkeit mit einem Laserreliefmeter in einer Auflösung von 2x2 mm erfasst. Die hier gewonnen Höhenwerte dienten einerseits der dreidimensionalen Darstellung der Flächen, andererseits der Berechnung und Darstellung von künstlichen Schattenflächen, welche dem Vergleich mit den zuvor klassifizierten Schattenflächenanteilen dienten (vgl. Abb.1 und 2, am Beispiel von Boden 1).

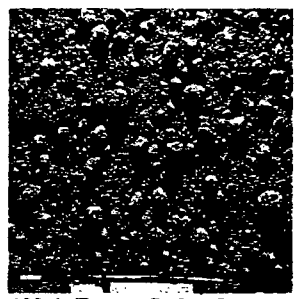


Abb.1: Fotografisch erfasstes Schattenbild (georeferenziert, als Grid)

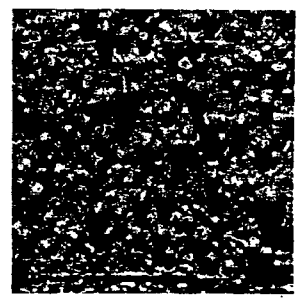


Abb.2: Schattenbild aus Höhenwerten (georeferenziert, als Grid)

Die Beurteilung und der Vergleich der Rauhigkeit der untersuchten Oberflächen basierten auf einer Identifizierung und Beurteilung der kleinräumigen Heterogenitätsstruktur durch einfache statistische Betrachtungen. Grundlage hierfür waren die rasterförmig sehr engräumigen und lückenlosen Untersuchungen mittels Laserreliefmeter sowie die Nutzung einer von ROGASIK et al. (1998) entwickelten Methodik zur Bodengefügebeurteilung. Aus den Pixelwerten dieser Rauhigkeitsuntersuchungen wurden schrittweise unterschiedlich große Flächenelemente aggregiert, die in ihrer Gesamtheit immer der untersuchten Gesamtfläche = Referenzfläche entsprachen. (vgl. Abb. 3)(Rogasik et al. 1998, S. 129).

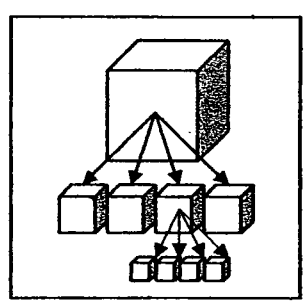


Abb. 3: Schema der Zerlegung der Referenzfläche in zunehmend kleinere Untereinheiten

Die Charakterisierung der jeweiligen aggregierten Untereinheiten (Flächenelemente) erfolgte durch die einfachen statistischen Parameter arithmetisches Mittel und Standardabweichung, der in den Untereinheiten befindlichen Pixelwerte der Rauhigkeit = Messwerte. Zur Beurteilung der Rauhigkeitsstruktur wurden auf deren Grundlage der Parameter äußere Heterogenität (ÄH) für jede Untereinheit wie folgt berechnet: *Zunächst wird aus den Messwerten separat für jedes einzelne Flächenelement das arithmetische Mittel berechnet und anschließend die Standartabweichung aus diesen Mittelwerten.* Schließlich wird untersucht, wie sich die ÄH mit schrittweiser Zerlegung der Referenzfläche erhöht.
Zusätzlich erfolgte bei den Rauhigkeitsstrukturen eine Betrachtung der mittleren Höhen, der Minimum- und

Maximumhöhen, der Standardabweichungen sowie die Häufigkeitsverteilung der Höhenwerte in definierten Klassen.

ERGEBNISSE

☞ Die Bildbearbeitung wird nicht von der wassergehaltsbedingten Differenzierung in der Bodenfarbe beeinflusst.

☞ Die Abnahme der prozentualen Schattenanteile der Böden verhält sich immer proportional zur Abnahme der jeweiligen Rauhigkeiten. *Daher besteht ein enger Zusammenhang zwischen Rauhigkeit und dazugehöriger Schattenfläche bei einem Bestimmtheitsmaß von 0,93 (vgl. Abb.4).*

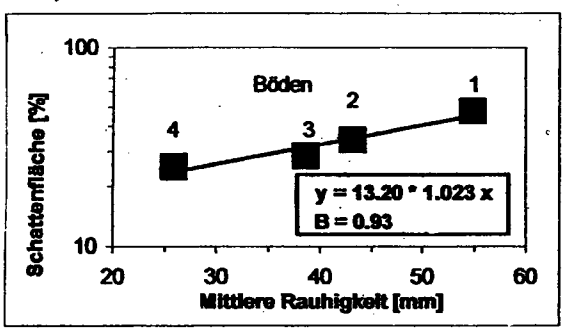


Abb. 4: Zusammenhang zwischen der Rauhigkeit der Bodenoberflächen und der Schattenfläche

☞ Auf Grund des engen Zusammenhanges zwischen der Rauhigkeit der Bodenoberflächen und den Schattenflächenanteilen kann prinzipiell im Umkehrschluss vom Schattenflächenanteil auf die Rauhigkeit geschlossen werden.

☞ Dieser Zusammenhang bezieht sich allerdings nur auf die vier hier untersuchten Grundrauhigkeitsstrukturen, so dass kein Universalzusammenhang für sämtliche Rauhigkeitsvarianten erarbeitet wurde. *Eine Beurteilung von anderen Bodenoberflächen ist nur dann möglich, wenn sie im Bereich der vier hier untersuchten Rauhigkeitsvarianten liegen.*

☞ Zur Beurteilung von Bodenoberflächen außerhalb des untersuchten Rauhigkeitsbereichens, müssen noch weiterführende Untersuchungen angeschlossen werden.

☞ Wie die Kurvenverläufe der äußeren Heterogenitäten der Rauhigkeit der Bodenoberflächen in Abhängigkeit von den gewählten Diskkretisierungsstufen zeigen, reichte die gewählte Auflösung bei der Rauhigkeitsmessung mit dem Laserreliefmeter von 2x2 mm zur Differenzierung der Rauhigkeitsunterschiede aus.
Der Parameter Rauhigkeit ist bei dieser Betrachtung daher der weniger sensible.

☞ Die Kurven der äußeren Heterogenitäten der Schattenflächenanteile zeigen bei höchster Auflösung noch keinen degressiven Verlauf.
Der Parameter Schattenflächenanteil ist bei dieser Untersuchung daher der sensiblere.

☞ Die Ergebnisse zeigen, dass die gewählte Auflösung von 2x2 mm für eine Beurteilung und ausreichende Differenzierung zwischen den Bodenoberflächen geeignet ist.

Aus diesen Ergebnisse zeigt sich, das wesentliche Grundlagen zur Rauhigkeitsmessung von Bodenoberflächen durch optische Verfahren gelegt wurden.

SUMMARY

The goal of this thesis (diploma) was to characterize the roughness from soil surfaces beam and to manufacture the connection to the shadow surface portion with defined lightangle of incidence. Roughness measurements are among other things needed for a better understanding of the protective function of a rough surface of soils in relation to wind - and water erosion. The investigations was at first three manually produced soil surfaces, which itself showed different characteristics in their roughness (very rough, means rough, light rough), in their texture, content of organic substance and the soil colour.
In an angle of 17° these soils were artificially lit up, in order to enter the shadow surfaces evident from it photographically and to classify their shadow surface portions by picture handling programs. Subsequently, additional accommodation of a fourth soil surface took place in the field under natural lighting conditions with the same work procedures.
From all the four soil surfaces the roughness was recorded with a laser relief meter. Those won elevator values served here on the one hand for a three-dimensional representation of the surfaces, and on the other hand for the calculation and representation of artificial shadow surfaces, which served the comparison with the shadow surface portions classified before. Parallel to this, a view took place from positive and negatively influencing factors, which could affect the picture handling.
The statistical view of the roughness - and shadow structures took place through calculation of the external heterogeneity. Additionally, a view of the middle heights, the minimum and maximum heights, and the standard deviations took place as well as the frequency distribution of the elevator values in defined classes of the roughness structures.
The dissolution of the roughness measurement with the laser relief meter for this of 2x2 mm, for this selected, was sufficient for the characterisation of the roughness structure, and could even still reduced to (= 4x4 mm). The evaluation of the Shadow surface portion is however mandatory necessary to achieve high resolution.
The result of these investigations is a close exponential connection between the roughness of the soil surfaces and the shadow surface portion; it can always be always closed in the reversal conclusion by the shadow surface portion on the roughness. For the evaluation of soil surfaces outside of the examined roughness area, resuming investigations would still have to follow.

DANK

Mein Dank gilt Herrn Dr. Funk, Herrn Dr. Rogasik und Herrn Reuter vom ZALF in Müncheberg für Ihre sehr gute fachliche Betreuung. Auch Frau Prof. Dr. M. Frielinghaus als Leiterin des Institutes für Bodenlandschaftsforschung sei für die Möglichkeit der praktischen Durchführung der Arbeit in ihrem Institut gedankt. Gedankt sei auch all denen, die durch Ihre Unterstützung am Gelingen dieser Diplomarbeit beteiligt waren.

LITERATUR

➢ DÜWEL, O.: Die Bedeutung der Bodenrauhigkeit für die Bodenerosion durch Wind. Geologisches Jahrbuch der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Staatlichen Geologischen Diensten in der Bundesrepublik Deutschland, Heft SF 1. Hannover, 2000.

➢ ROGASIK, H., BORG, E., KOSZNSKI, S. et al.: Ansätze zur Quantifizierung von feldskaligen Wasser und Stoffflüssen. Schriftenreihe des Institutes für Wasserwirtschft und Landschaftsökologie der Christian – Albrecht – Universität Kiel, Heft 27. Kiel, 1997.

Parameter - „Equifinality" und das Problem der robusten Kalibrierung von Stickstoffhaushaltsmodellen

Karsten Schulz[1], Wolfgang Durner[2], Keith Beven[3], und Bernd Huwe[4]

Bei der inversen Bestimmung von Modellparametern zeigt sich, dass bei vorhandener Datengrundlage meist schon sehr einfache Modellstrukturen überparameterisiert sind und viele verschieden Parameterkombinationen in der Lage sind, die beobachteten Daten (z.B. N_{min}-Gehalte) ähnlich gut zu beschreiben („Parameter Equifinality"). Aus diesem Sachverhalt ergeben sich Unsicherheiten bezüglich zu ermittelnder Prozesskenngrößen und vorhergesagter Zielgrößen, die jedoch mit traditionellen statistischen Verfahren nicht erfaßt werden können. In dieser Arbeit wird am Beispiel der Vorhersage der N-Dynamik auf einer landwirtschaftlich genutzten Fläche über eine Winterperiode mit Hilfe eines einfachen Mischzellen-Modells das Problem der Parameter-„Equifinality" demonstriert, und es wird ein neues Verfahren vorgestellt, das es ermöglicht Vorhersageunsicherheiten unter diesen Gegebenheiten abzuleiten.

GLUE-Methodik

Traditionelle statistische Parameter-Schätzverfahren gehen davon aus, dass die verwendeten Modelle korrekt sind und Abweichungen zwischen Modell und Daten nur aufgrund von Fehlern in den Meßdaten zustande kommen. Mit Hilfe verschiedener Verfahren (z.B. Maximum-Likelihood-Methode) werden durch Maximierung der „Likelihood" geeigneter Fehlertunktionen, die Modellparameter abgeschätzt. Diese Verfahren implizieren im allgemeinen, dass je mehr Daten zur Verfügung stehen, die „Likelihood-Funktionen" „spitzer" und die Modellparameter immer eindeutiger und präziser bestimmt werden können.

Eine Vielzahl von Untersuchungen in den letzten Jahren hat jedoch gezeigt, dass bei der Anwendung dieser Verfahren in der Ökosystemmodellierung große Probleme auftreten. So kann nicht davon ausgegangen werden, dass die verwendeten Modelle korrekt sind, und vor allem die Annahme klar definierter Parameteroptima ist in den meisten Anwendungen nicht gegeben (z.B. Duan et al., 1992, Beven et al., 2000). Häufig sind Parameterkombinationen aus einem weiten Bereich des Parameterraums in der Lage, die vorhandenen Daten ähnlich gut zu beschreiben.

Als Folge dieser Studien wurde die GLUE (Generalised Likelihood Uncertainty Estimation) – Methodik entwickelt (Beven und Binley, 1992), welche auf Bayesschen und Monte-Carlo Verfahren basiert und für die inverse Bestimmung von Modellparametern und Berechnung von Modellunsicherheiten unter oben beschriebenen Bedingungen genutzt werden kann.

Bei der Anwendung des GLUE-Verfahrens werden eine große Anzahl an Modellläufen durchgeführt, wobei die Parameter zufällig aus vorher festgelegten Wertebereichen ausgewählt werden (je nach a priori Information können statt der Gleichverteilung auch andere Verteilungen genutzt werden). Für jeden Modelllauf (jede Parameterkombination) wird dann die „Güte" der Simulation mit Hilfe eines geeigneten „Likelihood"- Maßes (Gl. 1, s. unten) durch Vergleich von simulierten mit gemessen Daten ermittelt. Parameterkombinationen, deren Gütemaß unter einem vorher auszuwählenden Grenzwert liegen, werden als „nonbehavioral" klassifiziert und von der weiteren Analyse ausgeschlossen. Die Gütemaße der verbleibenden Parameterkombinationen werden umskaliert und auf 1 normiert. Die vorhergesagten Zielgrößen für jede Parameterkombination werden entsprechend des Gütemaßes gewichtet und für jeden Zeitschritt sortiert. Hieraus werden kumulative Verteilungen bestimmt, aus denen dann Quantile zur Charakterisierung der erhaltenen Unsicherheiten abgeleitet werden können.

Modell

Zur Beschreibung der N-Dynamik über eine Winterperiode wird ein einfacher Mischzellenansatz verwendet: Eine eindimensionale Bodensäule der Länge D wird hierzu in M Zellen unterteilt, die jeweils durch eine effektive Wasserspeicherkapazität V^* [mm] gekennzeichnet sind. Für die N-Verlagerung wird davon ausgegangen, dass die Bodenlösung zu jedem Zeitpunkt in jeder Zelle komplett gemischt ist. Bei weiterer Annahme von stationären Infiltrationsbedingungen und einer konstanten N-Mineralisierung in den ersten p Zellen der Säule, kann die zeitliche Entwicklung der N_{min}-Konzentrationen mit der Tiefe über einen geschlossen Ansatz berechnet werden. Eine detaillierte Beschreibung der Prozesse findet sich in Schulz et al. (1999).

Simulationen

Die Daten für die Modellsimulation stammen von einem Ackerstandort im Weiherbachgebiet nahe

[1] TU Braunschweig, Institut für Geoökologie. E-mail k2.schulz@tu-bs.de
[2] TU Braunschweig, Institut für Geoökologie. E-mail w.durner@tu-bs.de
[3] Lancaster University, Hydrology and Fluid Dynamics. E-mail k.beven@lancaster.ac.uk
[4] Universität Bayreuth, Abteilung Bodenphysik. E-mail bernd.huwe@uni-bayreuth.de

Karlsruhe (Plate, 1992). Sie bestehen aus täglichen Werten für die Netto-Infiltration (mittl. Infiltrationsrate 1.43 mm d^{-1}], N_{min}-Gehalten für die Tiefen 0-30, 30-60 und 60-90cm, die an 10 verschieden Terminen im Zeitraum zwischen 15. Okt. 1991 und 15. Mär. 1992 bestimmt wurden (Abb.2) und jährlichen N-Depositionsraten.

Bei der Verwendung des oben kurz beschriebenen Models zur Beschreibung der N_{min}-Gehalte im Boden und der N-Austräge ist es notwendig eine durchschnittliche Infiltrationsrate sowie 5 Modellparameter anzugeben. Tabelle 1 listet diese mit Wertebereichen, die sich aufgrund von Messungen bzw. Abschätzungen ergeben haben.

Tabelle 1. Modellparameter und deren Wertebereiche

Param.	Beschreibung	Bereich
M	Anzahl der Zellen	15-110
D_{min}	Mineralisierungstiefe (mm)	180-630
V	Feldkapazität (mm)	50-400
R_{atm}	atm. N-Deposition (kg N $ha^{-1}d^{-1}$)	0.035-0.045
R_{min}	N-Mineralisierung (kg N $ha^{-1}d^{-1}$)	0.02-1.2

Im Rahmen der GLUE-Methodik wurden 50 000 Parameterkombinationen zufällig ausgewählt (Gleichverteilungen innerhalb der Wertebereiche, Tab. 1) und eine entsprechende Anzahl Simulationsläufe durchgeführt. Als Gütemaß („likelihood measure") wurde der sogenannte „Bestimmungskoeffizient" nach Nash und Sutcliffe (1970) verwendet:

$$L(\underline{Y} \mid \underline{\Theta}_i) = 1 - \sigma_i^2 / \sigma_{obs}^2 \qquad (1)$$

wobei $L(\underline{Y} \mid \underline{\Theta}_i)$ der "Likelihood"-Wert ist, den Datensatz Y bei gegebenen Parametern Θ_i zu simulieren, σ^2_i ist die Varianz der Residuen zwischen gemessenen und simulierten Werten für die Parameterkombination Θ_i, und σ^2_{obs} ist die Varianz der gemessenen Daten. In dieser Anwendung wurden die „Likelihood"-Werte zunächst unabhängig für jede Tiefe bestimmt, dann gemittelt und zu 1 normiert.

Ergebnisse

Für die fünf Modellparameter sind sogenannte „Scatter plots" der „Likelihood"-Werte (Gl. 1) in Abb. 1 dargestellt. Sie repräsentieren Projektionen des mehrdimensionalen Parameterraums auf jeweils eine Achse. Zunächst zeigt sich, dass das Modell trotz seiner vereinfachenden Annahmen sehr gut in der Lage ist, die gemessenen Daten nachzuvollziehen (Abb. 2) und Bestimmungskoeffizienten L (Gl. 1) von maximal 0.86 erreicht werden. Trotz geringer Anzahl an Modellparametern zeigt sich jedoch hier schon das Problem der Parameter-„Equifinality", nämlich, dass sehr gute Modellanpassungen über weite Bereiche der vorgegebenen Parameterwerte erzielt werden (z.B. für D_{min}, R_{atm}, M). Immerhin lässt sich für den Parameter V der vorgegebene Bereich aufgrund der Messdaten auf Werte oberhalb einer effektiven Wasserspeicherkapazität von 200mm einschränken.

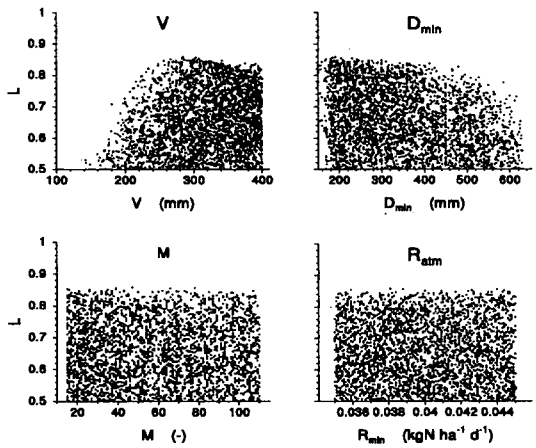


Abb. 1: „Scatter plots" der „Likelihood"-Werte (L, Gl. 1) für vier der fünf Modellparameter.

Durch Anwendung des GLUE-Verfahrens (wie oben beschrieben) können nun die Unsicherheiten bezüglich vorhergesagter N_{min}-Gehalte und N-Austräge wie in Abb. 2 dargestellt, abgeleitet werden.

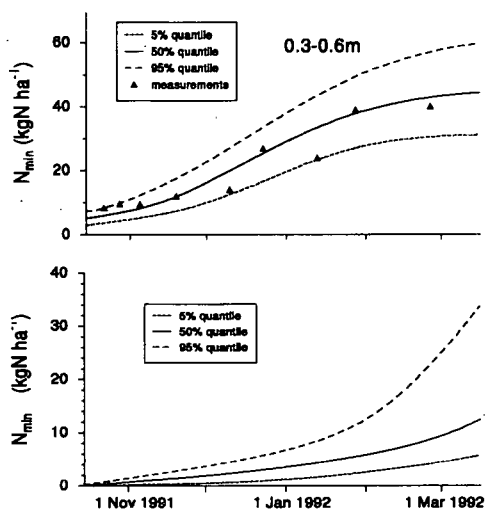


Abb. 2: Unsicherheiten (5%, 50% und 95% Quantile) der vorhergesagten N_{min}-Gehalt in 30-60cm Tiefe (oben) und der N-Austräge (unten).

Literatur

Die Literaturliste ist vollständig in unten genannter Publikation abgedruckt, und wird auf Anfrage gerne vom Erstautor zugesandt:

Schulz, K., Beven, K., und Huwe, B., 1999. Equifinality and the problem of robust calibration in nitrogen budget simulations. Soil Sci. Soc. Am. J., 63: 1934-1941.

Managementmodell zur Risikoabschätzung des Austrages von Pflanzenschutzmitteln aus Böden unter Berücksichtigung von Preferential Flow

Andreas Schwarz[1] und Martin Kaupenjohann[1]

Einleitung

Pflanzenschutzmittel (PSM) sind auf Grund ihrer hohen Affinität zur organischen Bodenfestphase im Boden prinzipiell nur wenig mobil. Trotzdem wurde eine Vielzahl von PSM bereits kurze Zeit nach ihrer Applikation im Grundwasser nachgewiesen (Übersicht z.B. in Flury, 1996). Ursache ist der schnelle Stofftransport in bevorzugten Fließwegen (preferential flow).

Bisher existiert für preferential flow keine einheitliche Definition. Verschiedene Prozesse (Bypass-Fluss, Fingering, Funneling) können dazu führen, dass Wasser und gelöste Stoffe in nur einem Teil des Bodens transportiert werden. Dadurch findet Stofftransport schneller statt, als auf Grund der Konvektions-Dispersions-Gleichung zu erwarten wäre, die Filterfunktion des Bodens ist eingeschränkt. Präferenzieller Stofftransport ist ein für stark sorbierende Stoffe wichtiger Transportpfad im Boden und eher die Regel als die Ausnahme (Flury et al., 1994).

Zentrale Steuergrößen für präferenziellen Stofftransport sind die Niederschlagsintensität und die zeitliche Verteilung von Niederschlägen (Lennartz et al., 1997) Diese sind jedoch zeitlich hoch variabel und auf Feldskala nicht voraussehbar. Daher ist es grundsätzlich nicht möglich, vorherzusagen, ob an einem bestimmten Standort zu einem Zeitpunkt präferenzieller Stofftransport stattfinden wird oder nicht. Um dennoch die Auswaschungsgefahr möglichst gering zu halten, wird für die landwirtschaftliche Praxis ein einfaches Modell zur Abschätzung des PSM-Austragsrisikos benötigt.

Ziel dieser Arbeit war es daher, ein solches Managementmodell zur Abschätzung des Risikos für Stofftransport mit preferential flow zu entwickeln und zu überprüfen.

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

Entwicklung des Managementmodells

Grundlage des Managementmodells bildet eine Literaturstudie, in die Felduntersuchungen zum präferenziellen Transport von Wasser, konservativen Tracern, Farbstoffen und PSM eingegangen sind. Anhand der umfassenden Datengrundlage wurden Boden- und Standortseigenschaften identifiziert, mit denen das Risikopotenzial eines Standortes bezüglich preferential flow abgeschätzt werden kann.

Um eine Anwendbarkeit im Gelände zu gewährleisten, wurden insbesondere solche Inputgrößen berücksichtigt, die in einer Grundansprache mit der Bodenkundlichen Kartieranleitung erhoben werden. Ergänzt wurde dies durch Klimadaten und Angaben zur Bewirtschaftung.

Einen weiteren Beitrag zum Verständnis des Phänomens preferential flow liefern Farbtracerversuche sowie Feldversuche zur PSM-Verlagerung unter Ackernutzung.

Farbtracerversuche

Auf zwanzig Äckern mit unterschiedlichen Standortseigenschaften wurden auf 4 m^2 innerhalb einer Stunde 30 mm mit dem Lebensmittelfarbstoff Brilliant Blue angefärbte Lösung ausgebracht. Im Zentrum der Applikationsfläche wurden anschließend auf 0,8 m^2 horizontale Schichten frei präpariert, fotografiert und anschließend mittels Bildverarbeitung auf die blau gefärbten Flächenanteile analysiert.

Das Managementmodell

Das Modell ist zweistufig gegliedert:

Das **Potenzial** bezüglich preferential flow dient als statische Kenngröße zur Beurteilung eines Standortes unabhängig von Witterung und aktueller Bodenbearbeitung.

Anhand geeigneter Parameter wird zunächst ermittelt, ob präferenzielle Fließbahnen grundsätzlich existieren, um anschließend zu beurteilen, ob sie für einen Transport des Sickerwassers und der darin gelösten Stoffe zur Verfügung stehen. Abschließend wird mit Hilfe des Grundwasserflurabstandes und des geologischen Untergrundes ermittelt, ob präferenziell transportierte Stoffe zur

Belastung von Grund- oder Oberflächenwasser beitragen können.

Das **aktuelle Risiko** wird anhand der Witterung der letzten Tage und der Wettervorhersage sowie der aktuellen landwirtschaftlichen Maßnahmen (Bodenbearbeitung) beurteilt.

Sowohl Potenzial als auch aktuelles Risiko werden entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung mit einer 6-stufigen Skala klassifiziert.

Die Inputparameter – unterteilt in die vier Mastervariablen Boden, Standort, Witterung/Klima und Bewirtschaftung – sind in Abbildung 1 grafisch dargestellt.

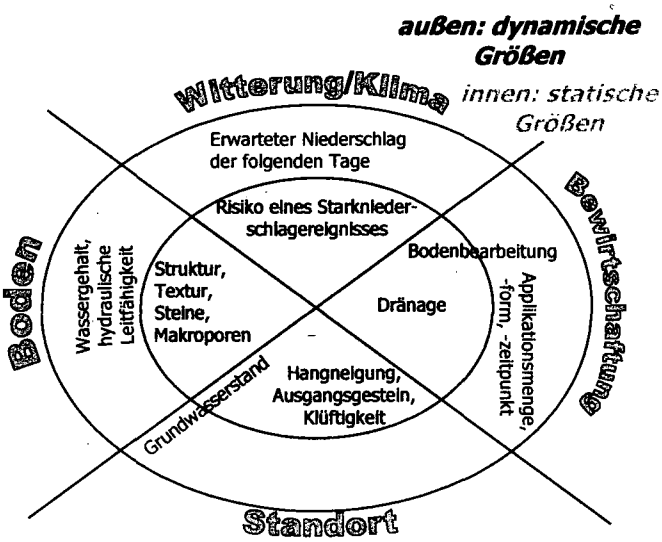


Abbildung 1: Inputparameter für das Managementmodell.

Beispiel: Einfluss der Bodenbearbeitung

Durch Bodenbearbeitung werden Makroporen und damit die Kontinuität der Fließbahnen für preferential flow zerstört. Die Bodenbearbeitung wirkt sich einerseits auf kleiner zeitlicher Skala (Tage, Wochen) auf das Fließverhalten aus. Andererseits zeigt der Pflugeinsatz auch langfristige Auswirkungen auf Bodenstruktur und präferenzielle Fließpfade. Während der auf einen regelmäßig gepflügten Acker (letzter Pflugeinsatz vor ca. drei Monaten) aufgebrachte Farbtracer vorwiegend im Pflughorizont verbleibt, dringt die Farbe in einem seit etwa zehn Jahren nicht mehr gepflügten, benachbarten Acker bis in über 100 cm Tiefe ein (Abbildung 2).

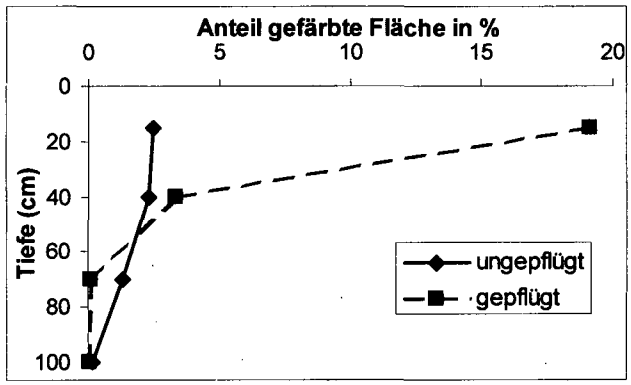


Abbildung 2: Anteile der gefärbten Fläche nach einem Farbtracerversuch in einem gepflügten und einem ungepflügten Acker.

Grenzen des Modells

In der jetzigen Form des Modells wird lateraler Transport nicht berücksichtigt, weshalb es nur für Flächen mit geringer Hangneigung (< 5 %) geeignet ist.

Über das Verhalten von PSM in der Tiefe ist bisher wenig bekannt. Präferenzielle Fließpfade, in denen Bypass-Fluss stattfindet (z.B. Regenwurmröhren, Schrumpfrisse), enden häufig in einem bis zwei Meter Tiefe. Bisher liegen nur wenige Untersuchungen darüber vor, ob die Wirkstoffe auf Grund der geringen Anzahl an Sorptionsplätzen auch durch Matrixfluss weiter transportiert werden können oder ob sie an der mineralischen Festphase sorbiert werden, sodass kein weiterer Transport in die Tiefe stattfinden kann.

Ausblick

Das Modell wird nach einer vollständigen Auswertung der Feldversuche ergänzt. Hierbei werden – wo nötig und möglich – weitere Faktoren (z.B. Hangneigung) berücksichtigt.

Anschließend wird das Managementmodell anhand weiterer Daten, die nicht zur Entwicklung des Modells berücksichtigt wurden, überprüft.

Literatur

Flury, M. (1996): Experimental evidence of transport of pesticides through field soils - a review. Journal of Environmental Quality **25**: 25-45.

Flury, M., H. Flühler, W. A, Jury und J. Leuenberger (1994): Susceptibility of soils to preferential flow of water: a field study. Water Resources Research **30**: 1945-1954.

Lennartz, B., W. Wichtmann, K. Weber und P. Widmoser (1997): Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer durch Dränung. Mitteilungen der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft **330**: 39-62.

Erfassung des Wasserhaushalts auf heterogenen Standorten im Bergland Nordwestthailands

Klaus Spohrer, Ludger Herrmann, Karl Stahr

1. Einleitung: Das Projekt ist Teil des Sonderforschungsbereichs 564 "Nachhaltige Landnutzung und ländliche Entwicklung in Bergregionen Südostasiens". Mit der zunehmenden Besiedlung der Bergregionen in Nordwestthailand ist eine Ausweitung der landwirtschaftlichen Nutzfläche verbunden. Als Folge nimmt der Wasserverbrauch für Bewässerung zu. Dies führt zu Wasserknappheit und Konflikten zwischen ethnischen Gruppen um die Ressource Wasser. Der Konfliktprävention kann ein ressourcenschonendes Wassernutzungskonzept dienen, das auf Wasserbilanzbetrachtungen im Wassereinzugsgebiet basiert. Ausgehend von der Punkt-Skala soll deshalb in mehreren Projektphasen durch schrittweises Upscaling die physikalisch-begründete Modellierung der Wasserflüsse in Wassereinzugsgebieten erreicht werden. Ziel der ersten Projektphase ist es, in einem heterogenen System Modellansätze für den Übergang von der Punkt- zur Feldskala zu finden. Als Arbeitsgebiet wurde eine Litchiplantage gewählt, die ein komplexes Vegetationsmuster (Litchibaum + Deckfrucht) aufweist.

2. Problemstellungen: Bei dem Übergang von Punkt- zu Flächenbetrachtungen muß die Variabilität der Einflußgrößen auf den Wasserhaushalt berücksichtigt werden. Sie kann sowohl strukturiert (Variabilität, die sich an räumlichen Strukturen orientiert), als auch stochastisch (zufällig) sein. Die strukturierte Variabilität der Wasserhaushaltsgrößen im Untersuchungsgebiet wird auf der Feldskala hauptsächlich durch die Topographie bestimmt. Dadurch entsteht ein topographieabhängiges Standortsmuster. Dieses wird durch die regelmäßige Litchibepflanzung (10m Baumabstand, 5m Baumzwischenraum) überprägt und verstärkt.

Bei Wasserhaushaltsbetrachtungen auf der Feldskala ergibt sich eine Problemstellung aus dem stark reliefierten Gelände. Der Wasserhaushalt einzelner Bäume kann zwar simuliert werden und zur Abgrenzung und Beschreibung unterschiedlicher Standorte dienen. Zur Modellierung des Wasserhaushalts reichen solche Punktbetrachtungen aber nicht aus, da topographisch bedingt mit lateralen Fließprozessen zu rechnen ist. Dies macht es erforderlich, daß Bäume entlang der Hanglinie in ein mehrdimensionales System zur Erfassung lateraler Komponenten eingebunden werden müssen.

Ein weiteres Problem stellt bei Wasserhaushaltsbetrachtungen auf der Feldskala der räumlich enge Vegetationswechsel von Litchibaum und Deckfrucht dar, der, kombiniert mit strukturbedingten Änderungen von Wasserhaushaltsgrößen im Hangverlauf räumlich hoch aufgelöste Inputdaten nötig macht.

3. Konzeptioneller Arbeitsansatz: Aus den Problemstellungen lassen sich zwei Teilziele ableiten:

Zum einen soll die strukturierte Variabilität innerhalb des Arbeitsgebiets erfaßt werden. Insbesondere folgende Einflußgrößen werden dabei untersucht:

- Bodeneigenschaften (Variabilität von Bodenmächtigkeit, Skelettgehalt, Teta-Psi- und Leitfähigkeitsfunktionen)
- Klima (Hochfläche- Hang- Unterschiede von Niederschlag und aktueller Transpiration)
- Vegetationscharakteristika (Hochfläche- Hang-Unterschiede von Wurzelverteilung und -dichte)

In einem zweiten Schritt sollen Grundlagen geschaffen werden, um mehrdimensionale Wasserhaushaltsbetrachtungen am Hang zu vereinfachen. Dafür werden Litchibaum und zugehöriger Zwischenraum zu Baumzellen zusammengefaßt (Abb.1), deren Wasserhaushalt mit effektiven Werten beschrieben werden kann. Dadurch ist es möglich, die kleinräumige strukturierte Variabilität zwischen Litchibaum und Deckfrucht vereinfacht darzustellen und die räumliche Auflösung der benötigten Inputdaten zu reduzieren. In diesem Zusammenhang müssen folgende Fragen geklärt werden:

Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart, e-Mail: kspohrer@uni-hohenheim.de

• Kann das Verhalten einer Baumzelle durch effektive Parameter beschrieben werden?
• Durch welche Methoden können effektiven Parameter einer Baumzelle ermittelt werden?
• Gibt es Gesetzmäßigkeiten für das integrale Verhalten von Baumzellen in Abhängigkeit von einzelnen Standortsgrößen?

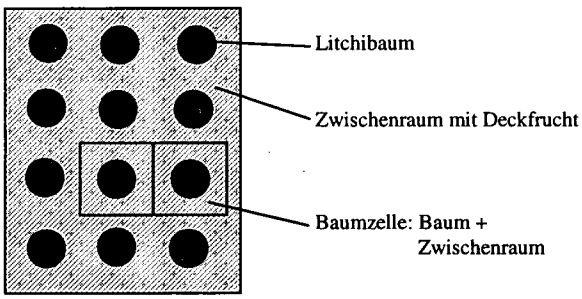


Abbildung 1: Unterteilung der Litchiplantage in Baumzellen

4. Versuchsdesign: Kriterium für die Installation der Meßinstrumente (TDR-Sonden, Tensiometer, Wetterstationen) war eine Versuchsanordnung, mit der Fragen der oben angeführten Teilziele beantwortet werden können. Um die Unterschiede zwischen verschiedenen Standorten zu erfassen, wurden in 3 Baumzellen unterschiedlicher topographischer Position Punktmeßstellen mit TDR-Sonden und Tensiometern eingerichtet. Die Standorte der Wetterstationen wurden so gewählt, daß sie sich nahe der drei Baumzellen befinden und somit repräsentative Klimadaten liefern. Die Positionen der Punktmeßstellen innerhalb der ausgewiesenen Baumzellen wurden nach dem Muster in Abb.2 festgelegt.

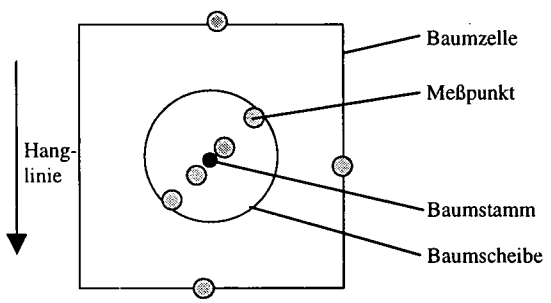


Abbildung 2: Geplante Position der Punktmeßstellen innerhalb einer Baumzelle

Dadurch können innerhalb jeder Baumzelle i) die Verteilung von Wassergehalt und Wasserspannung mit zunehmendem Baumabstand, ii) Übergänge von Bodenwassergehalt und Wasserspannung zwischen Baumscheibe und Zwischenfläche und iii) durch die Hangneigung verursachte räumliche Unterschiede im Bodenwasserhaushalts einer Baumzelle erfaßt werden.

Die Punktmessungen des Wassergehalts werden in 12, 25, 45, 70 und 100cm Tiefe mit je 2 TDR-Sonden durchgeführt. Die Wasserspannung wird doppelt in gleichen Tiefen seitlich der Rohre mit Tensiometern gemessen. Die Messungen finden im 3-Tages-Rhythmus statt. Als Zugang zu den TDR-Sonden dient ein PVC-Rohr, das in den Boden eingegraben wurde. Mittels eines Trichters auf dem Rohr kann zusätzlich Niederschlagswasser aufgefangen werden. Mit den Meßdaten können folgende Parameter ermittelt werden:

• Teta-Psi-Funktionen verschiedener Horizonte und Standorte
• die Niederschlagsvariabilität innerhalb einer Baumzelle
• die Interzeptionsleistung der Bäume.

Zusätzlich wird die *Instantaneous Profile Method* durchgeführt, um Leitfähigkeitsfunktionen im Gelände zu ermitteln.

5. Ausblick: Der Wasserhaushalt eines Hanges im Untersuchungsgebiet soll mit einem zweidimensionalen Wasserhaushaltsmodell simuliert werden. Bodenhydraulische Modellparameter werden dabei aus Baumzellen entnommen, die entlang des Hanges miteinander in Verbindung stehen. Für die Verifizierung der Modellergebnisse sind zusätzlich Daten notwendig, die am Hang erhoben werden. Dafür werden im Hangverlauf mehrere Dreifachmeßpunkte angelegt. Jeder Horizont eines Meßpunkts wird dabei mit 5 TDR-Sonden und 5 Tensiometer bestückt. Die Meßpunkte selbst unterscheiden sich in ihrer Lage und Ausführung: Sie befinden sich parallel zur Höhenlinie i) innerhalb der Baumscheibe ii) im Baumzwischenraum iii) im Baumzwischenraum mit Trennwänden versehen (um Oberflächenzufluß und Interflow auszuschließen). Zeitgleich werden entlang des Transekts Saftflußmessungen durchgeführt, um Transpirationsraten im Hangverlauf quantifizieren zu können.

Das Forschungsvorhaben wird von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) im, Rahmen des Sonderforschungsbereich 564 finanziert.

Unsicherheiten bei der räumlichen Interpolation von Umweltdaten: Analyse und Quantifizierung durch konditionierte Simulation

Streck, T.[1] und J. Ingwersen[1]

1 Einleitung

Räumliche Interpolationsverfahren werden in den Umweltwissenschaften häufig zur Visualisierung georeferenzierter Daten eingesetzt. Hierbei geht es meist um die eher qualitative Darstellung von räumlichen Strukturen. Ist die Aufgabenstellung dagegen quantitativ, wie zum Beispiel, wenn in einem Gebiet Flächen ausgewiesen werden sollen, bei denen ein bestimmter Schwellenwert (Grenz- oder Richtwert) überschritten wird, ist eine Abschätzung der Unsicherheit der Schätzwerte wichtig. Dies gilt insbesondere, wenn die Schätzungen dem Bodenmanagement dienen sollen. Im folgenden wird demonstriert, wie mit konditionierten Simulationen die Unsicherheit von Block-Kriging-Schätzern der Cd-Lösungskonzentration abgeschätzt werden kann.

2 Material und Methoden

Datengrundlage

In einem 4300 ha großen Gebiet nordwestlich der Stadt Braunschweig wird seit 1957 auf etwa 2800 ha Ackerfläche kommunales Abwasser verregnet. Bis Anfang der 80er Jahre war die Abwasserverregnung mit beträchtlichen Cadmiumeinträgen verbunden.

Im Rahmen einer umfangreichen Untersuchung (Ingwersen et al., 2000) wurde die Cd-Lösungskonzentration von 153 Ap-Horizonten im Gebiet untersucht. Sie beträgt im Mittel 1.8 µg L^{-1} und variiert zwischen 0.2 und 7.2 µg L^{-1}. Im Untersuchungsgebiet wird bei einer Lösungskonzentration von [Cd] >2.1 µg L^{-1} der doppelte Lebensmittelrichtwert (0.24 mg kg-1) im Weizenkorn überschritten (Ingwersen, 2001).

Der Cd-Gesamtgehalt (Königswasser) der Böden beträgt im Mittel 0.36 mg kg^{-1} und schwankt zwischen 0.1 und 1.49 mg kg^{-1}. Im Verregnungsgebiet finden wir überwiegend sandige Substrate (Tongehalt < 8%). Der pH($CaCl_2$)-Wert im Ap-Horizont beträgt zwischen 4.8 und 7. Die organischen Kohlenstoffgehalte bewegen sich im Ap-Horizont zwischen 0.4 und 4.9 Gew.%.

Unsicherheitsanalyse

Die Unsicherheitsanalyse wurde wie folgt durchgeführt:

1. Anpassung eines Variogramm-Modells an das experimentelle Variogramm der log-transformierten Lösungskonzentrationen.

2. Konditionierte Simulation an 50.000 zufällig ausgewählten Punkten mittels Gstat (Pebesma and Wesseling, 1998).

3. Erstellen der Referenzkarte: Block-Kriging (100 m x 100 m) auf der Basis der 50.000 Punkte und nachfolgende Rücktransformation (Journel und Huijbregts, 1991). Die Referenzkarte stellt eine mögliche Realisation der Lösungskonzentrationsverteilung im Gebiet dar.

4. Aus dem Probenkollektiv wurden zufällig 150, 250, 500, 1.000, 2.000, 4.000, 8.000, 16.000 und 32.000 Punkte gezogen und zum Block-Kriging verwendet.

5. Vergleich mit der Referenzkarte. Für jeden gekrigten Block wurde überprüft, ob der Schätzwert zu einer richtigen Klassifizierung führt oder ob ein Fehler 1. Art oder 2. Art vorliegt.

Fehler 1. Art: Die interpolierte Karte weist für einen Block keine Schwellenwertüberschreitung aus, obwohl in der Referenzkarte der Schwellenwert überschritten wird.

Fehler 2. Art: Die interpolierte Karte weist für einen Block eine Schwellenwertüberschreitung aus, obwohl in der Referenzkarte der Schwellenwert unterschritten wird.

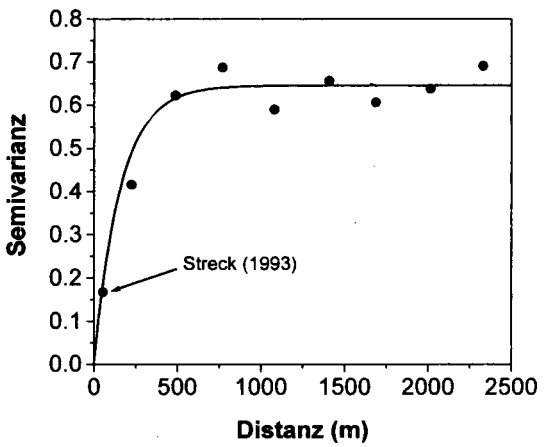


Abbildung 1: Experimentelles Variogramm der Cd-Lösungskonzentration in den Ap-Horizonten des Abwasserverregnungsgebietes Braunschweig. Die Konzentrationen (in µg L^{-1}) wurden log-transformiert. Die Linie zeigt das angepaßte exponentielle Variogramm-Modell.

3 Ergebnisse

An das Variogramm der log-transformierten Lösungskonzentration wurde ein exponentielles Variogrammodell mit einem Schwellenwert von 0.645 und einer praktischen Reichweite von 472 m angepaßt (Abb. 1).

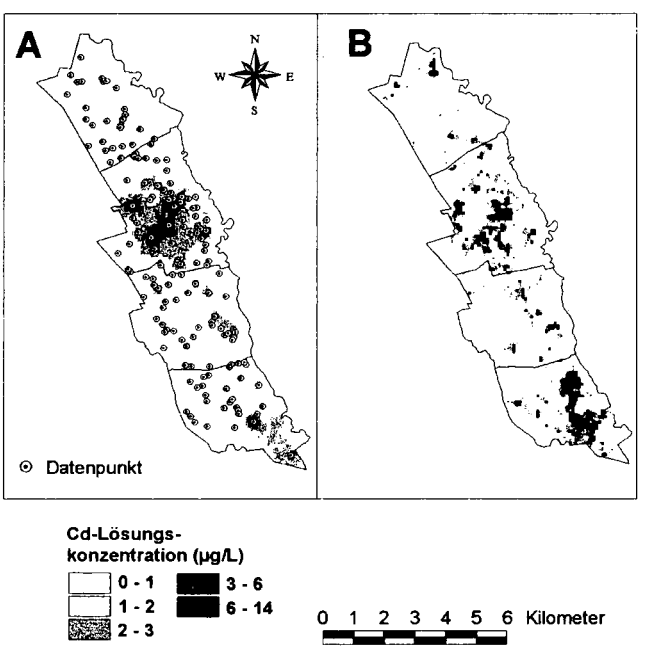


Abbildung 2: Block-Kriging-Schätzer (100 m x 100 m) der Cd-Lösungskonzentration auf der Basis von **(A)** N=150 und **(B)** N=50.000 (Referenzkarte).

[1] Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), Fachgebiet Biogeophysik, Emil-Wolff-Straße 27, 70599 Stuttgart

Abbildung 2 zeigt die Block-Kriging-Schätzung auf der Basis von 150 und 50.000 (Referenzkarte) Datenpunkten. Deutlich ist der beim Kriging auftretende „Smoothing"-Effekt zu erkennen (Abb. 2A). Die räumliche Variabilität der Lösungskonzentrationen wird deutlich unterschätzt.

Die Referenzkarte weist für insgesamt 677 Blöcke Lösungskonzentrationen größer 2.1 µg L^{-1} aus (Abb. 2B). Auf der Basis von 150 Datenpunkten wird dagegen für 519 Blöcke eine Schwellenwertüberschreitung (>2.1 µg L^{-1}) vorhergesagt. Für nur 304 Blöcke (45%) ist diese Vorhersage richtig. Bei 373 Blöcken liegt ein Fehler 1. Art vor und bei 215 Blöcken tritt ein Fehler 2. Art auf. Wird die Zahl der Datenpunkte auf 8000 erhöht, wird die Schwellenwertüberschreitung für 598 Blöcke korrekt angegeben. Abb. 3 läßt die räumliche Verteilung der Fehler bei unterschiedlichen Stichprobenumfängen erkennen.

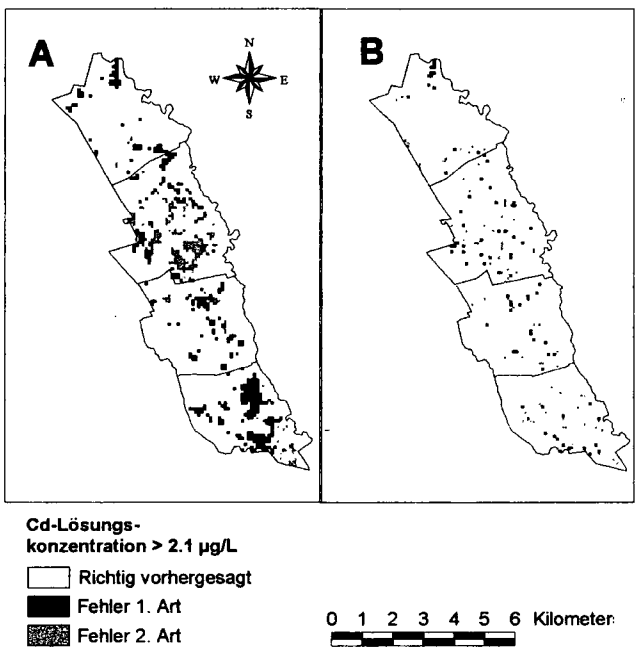


Abbildung 3: Fehlerkarte der Block-Kriging Schätzer für unterschiedliche Stichprobenumfänge, **(A)** N=150 und **(B)** N=8000.

Abbildung 4 zeigt den Effekt einer Beprobungsintensivierung auf die Verläßlichkeit der geschätzten Blockmittelwerte. Sowohl der Fehler 1. Art als auch der Fehler 2. Art nehmen mit wachsendem Stichprobenumfang deutlich ab. Um 90% der Blöcke richtig klassifizieren zu können, sind ~8.000 Probenahmepunkte (also etwa 3 pro ha) notwendig. Wird eine „Trefferquote" von nur 75% als zufriedenstellend angesehen, ist immerhin noch eine Beprobungsdichte von ~2000 Punkten im Gebiet (0.7 pro ha) erforderlich.

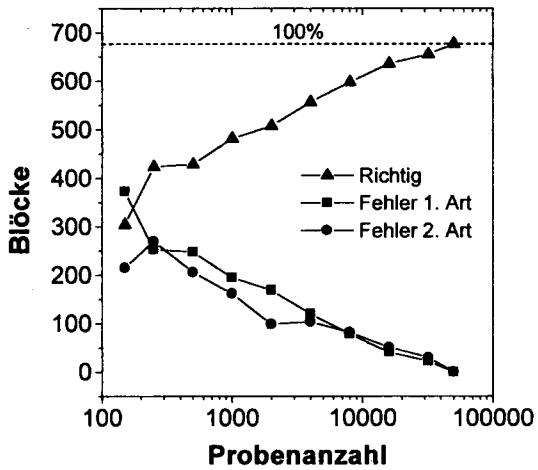


Abbildung 4: Zuverlässigkeit der Block-Kriging Schätzer für verschiedene Stichprobenumfänge.

4 Schlußfolgerung

Mit konditionierten Simulationen kann die Unsicherheit räumlicher Interpolationen untersucht und abgeschätzt werden. Aufgrund der hohen räumlichen Variabilität der Cd-Lösungskonzentration in den Ap-Horizonten des Abwasserverregnungsgebietes Braunschweig erfordert die verläßliche Ausweisung von Schwellenwertüberschreitungsflächen eine schlagbezogene Beprobung.

5 Literatur

Ingwersen, J., 2001. *The environmental fate of cadmium in the soils of the waste water irrigation area Braunschweig: Measurement, modelling and assessment.* Dissertation, Technische Universität Carolo-Wilhelmina, Braunschweig.

Ingwersen, J., Streck, T., Utermann, J. und Richter, J., 2000. Ground preservation by soil protection: Determination of tolerable total Cd contents and Cd breakthrough times. *J. Plant Nutr. Soil Sci. 163*: 31-40.

Journel, A.G. und Huijbregts, C.J., 1991. *Mining geostatistics.* Academic Press, London.

Pebesma, E.J. und Wesseling, C.G., 1998. Gstat: A program for geostatistical modelling, prediction and simulation. *Computers & Geosciences 24*: 17-31.

Streck, T., 1993. *Schwermetallverlagerung in einem Sandboden im Feldmaßstab - Messung und Modellierung.* Dissertation, Technische Universität Carolo-Wilhelmina, Braunschweig.

Einfluß gelöster organischer Substanzen auf den Bodenwasserfluß: Experimentelle Befunde und numerische Simulation

Kai Uwe Totsche[1]

1 Einführung

Gelöster und kolloidaler organischer Kohlenstoff (DOC) spielt eine herausragende Rolle im Verständnis des Transports und der Sorption in Böden. Er ist beteiligt bei den Prozessen der Podsolierung, Bodenversauerung und Verwitterung. In jüngerer Vergangenheit wächst das Interesse am Verständnis der Rolle von gelöstem organischen Kohlenstoff am Transport und der Sorption von Schadstoffen (Totsche et al 1997; Weigand & Totsche 1998; Kögel-Knabner & Totsche, 1998). Bisher wurde DOC vorwiegend unter den Gesichtspunkten seiner Reaktivität gegenüber der immobilen Phase oder im Hinblick auf seinen Einfluß auf die Mobilität von Nährstoffen und Schadstoffen untersucht. Die Polyfunktionalität von DOC und seine polyelektrolytischen Eigenschaften sollten jedoch auch die Eigenschaften der flüssigen Phase und damit den Fluß von Wasser, den Transport und Sorption von gelösten Stoffen beeinflussen. Im folgenden werden daher experimentelle Ergebnisse und Modellrechnungen zum Einfluß von DOC auf die Oberflächenspannung von Wasser vorgestellt. Die Modellierung konzentriert sich auf den Einfluß von DOC auf die Oberflächenspannung und damit auf den Wassertransport in Böden.

2 Material und Methoden

Messungen der Oberflächenspannung: Die Messung der Oberflächenspannung erfolgte an DOC-Lösungen, die als wässrige Extrakte aus der organischen Auflage eines Rohumus gewonnen worden sind. Die Obeflächen-spannung wurde dabei zu unterschiedlichen Zeitpunkten gemessen, um einen möglichen Alterungseffekt beobachten zu können.

Modellgleichungen: Der ungesättigte Wasserfluß und Stofftranport wurde mit der Richards-Gleichung bzw. mit der Advektions-Dispersionsgleichung modelliert. Die Kapillardruck-Sättigungsbeziehung wurde entsprechend der Formulierung von van-Genuchten und Mualem berücksichtigt, d.h. (Gleichungen 1)

$$\theta(\psi) = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) / (1+|\alpha\psi|^n)^m,\ m = 1-(1/n)$$

$$K(S(\psi)) = K_s S(\psi)^{0.5} [\,(1-(1-S(\psi)^{1/m})^m\,]^2$$

$$S(\psi) = (\theta - \theta_r)/(\theta_s - \theta_r)$$

Hierbei bezeichnet θ den volumetrischen Wassergehalt, θ_s *und* θ_r den volumetrischen Sättigungswassergehalt und den Residualwassergehalt. ψ bezeichnet das hydraulische Potential, K und K_s die gesättigte und ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit und α, n und m die Geometriefaktoren der Parametrisierung.

Der Einfluß von DOC auf den ungesättigten Wassertransport im Boden wird mit einer Funktion modelliert, die die ADE-Gleichung mit der Richards-Gleichung koppelt. Diese Prozedur ist gleichbedeutend mit einer Reskalierung der hydraulischen Druckhöhe aufgrund des Einflusses von DOC auf die Oberflächenspannung σ der wässrigen Bodenlösung (Gleichung. 2):

$$\psi_\sigma \rightarrow \psi\,(\sigma_0 / \sigma)$$

$$(\sigma_0 / \sigma)(C_{DOC}) = 1 / (1 - b\ ln([C_{DOC} / a) + 1])$$

Hierbei bezeichnet σ_0 und σ die Oberflächenspannung von reinem Wasser (72mN m^{-1}) bzw. die der DOC-Lösung, ψ_σ das reskalierte hydraulische Potential. Die Koeffizienten a und b sind wiederum Geometriefaktoren der Modellgleichung.

3 Ergebnisse

Oberflächenspannung als Funktion der Zeit: Abbildung 3.1 zeigt den Einfluß von DOC auf die Oberflächenspannung von Wasser als Funktion von Konzentration und Alterung des DOC Extraktes. In allen Situationen ist eine starke Abnahme der Oberflächenspannung zu beobachten. Die Abnahme ist dabei auf niedermolekulare organische Moleküle mit randständigen funktionalen Gruppen wie Alkohole oder Säuren, die tensidähnliche Strukturen besitzen, zurückzuführen.

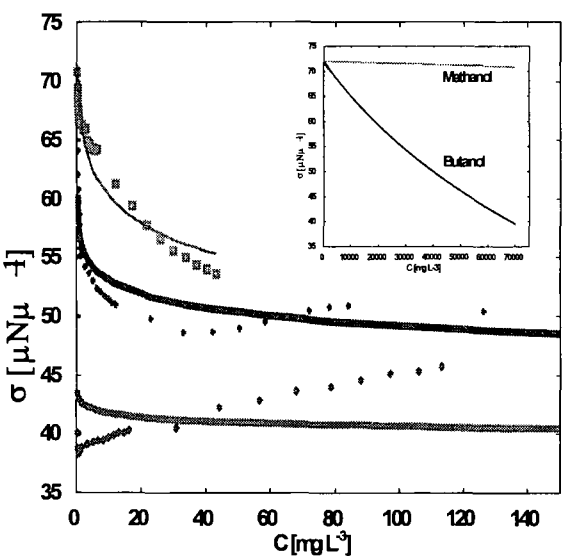


Abb. 3.1: *Einfluß von DOC auf die Oberflächenspannung von Wasser als Funktion der Konzentration. Dargestellt ist der Verlauf der Oberflächenspannung für das frische Extrakt (unten), das 4 Tage (mitte) und 10 Tage gealterte Extrakt. Durchgezogene Linien: Modellergebnisse. Einbeschriebene Grafik: Oberflächenspannung als Funktion der Konzentration zweier organischer Alkohole*

[1] Lehrstuhl für Bodenkunde
Technische Universität München
85350 Freising-Weihenstephan
Tel./Fax: 08161 71 3735/4466
e-mail: totsche@wzw.tum.de

Einfluss wechselnder Feuchtebedingungen auf die mikrobielle Aktivität sowie Bildung, Abbau und Emission von N_2O in Pseudogley-Profilen

Manfred Trimborn und Wilfried Werner

Einleitung

Die Denitrifikation eines Standortes bezieht sich nicht nur auf die Krume sondern auch auf tiefere Bodenschichten, wodurch sich der Nitrat-Austrag aus landwirtschaftlichen Flächen verringert. Über die Größenordnung der Denitrifikation im Unterboden, seine Steuerungsfaktoren und seinen Einfluss auf die N_2O-Emissionen ist wenig bekannt. Abschätzungen der Denitrifikation im Unterboden erfolgten bisher nur modellhaft (Denitrifikationspotenzial) oder anhand von Bilanzen (Nitrat-Bilanz, ^{15}N-mass balance). Untersuchungen an Bodenkernen (mit/ohne C-Zugabe) geben nur einen ungefähren Einblick in die „wahren" Prozesse, da sie nicht unter dem Einfluss des umgebenden Bodens durchgeführt werden (Funk et al. 1995, Castle et al. 1998, Clough et al. 1999). Bisher gab es keine direkten Messungen in verschiedenen Tiefen an ungestörten Bodenprofilen und somit liegen keine Erkenntnisse über die Lokalisierung der N_2 und N_2O-Bildung oder den Abbau von N_2O während der Diffusion an die Bodenoberfläche vor. Die Aufklärung dieser Prozesse, die vor allem für Pseudogleye von Bedeutung sein können, war Ziel der vorliegenden Untersuchungen.

Material und Methoden

Es wurden zwei unterschiedlich stark wasserstauende Pseudogleye (Ps1, Ps2) untersucht, für die umfangreiche Freilandergebnisse zum Stickstoff- und Wasserhaushalt vorlagen. Bei Ps1 kommt es durch eine hochanstehende Stauschicht (ab 40 cm Tiefe) häufig zu starken Vernässungen bzw. Austrocknungen in der Krume. Der Unterboden ist nur schwach durchwurzelt und besitzt eine geringe biologische Aktivität. Demgegenüber besitzt Ps2 einen dichten Stauwasserleiter (ab 70 cm Tiefe), der oft längere Zeit durch den Einfluss von Hangzugwasser wassergesättigte Bedingungen aufweist. Die Bodenfeuchte ist in der Krume von Ps2 ausgeglichener als bei Ps1.

Mit PVC-Rohren (75 cm, Ø 20 cm) wurden von beiden Böden jeweils 4 ungestörte Säulen entnommen. Über den Untersuchungszeitraum von 140 Tagen wurden definierte Feuchtebedingungen mittels Drainagen und Beregnungen gezielt eingestellt (Abb.1) und mit Mini-Tensiometer kontinuierlich überwacht.

Der Unterboden wurde in 53 cm Tiefe durch Injektion einer ^{15}N-KNO_3-Lösung (95 At.-% ^{15}N) markiert. Bodengas wurde aus künstlichen Makroporen gezogen.

Manfred Trimborn
Agrikulturchemisches Institut, Uni Bonn
Karlrobert-Kreiten-Str. 13; D-53115 Bonn
Tel.: ++49 – 228 – 733639 m.trimborn@uni-bonn.de

Die Gasproben wurden mittels GC-ECD bzw. IRMS analysiert. Die Berechnung der Denitrifikationsraten erfolgte in Anlehnung an ARAH (1992).

Ergebnisse

Mit der Wiederbefeuchtung des trocken Bodens stiegen die N_2O-Emissionen an (Abb.1), erreichten aber erst unmittelbar nach Überschreiten der Feldkapazität ihr Maximum. Es zeigte sich nur ein kurzer Emissions-Peak, obwohl die Bodenfeuchte in der anschließenden Nassphase konstant bei Feldkapazität gehalten wurde. Aus den N_2O-Gehalten ist abzuleiten, dass unter diesen Bedingungen die N_2O-Produktion (Denitrifikation) in Ps1 (hochanstehende Stauschicht) in erster Linie in der Krume statt fand, während bei Ps2 (tiefere Stauschicht) auch im Unterboden viel N_2O gebildet wurde.

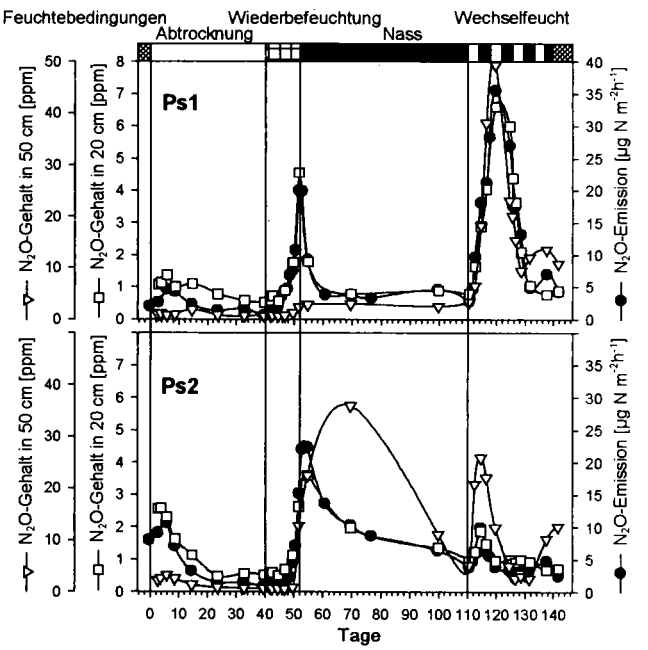


Abb. 1: N_2O-Emissionen und N_2O-Gehalt in 20 and 50 cm Tiefe unter verschiedenen Bodenfeuchte-Bedingungen.

Bei längeren Nassphasen war die Denitrifikation in der Krume vergleichsweise gering. Bei Ps2, kam es aber im Unterboden zu langanhaltend hohen N_2O-Konzentrationen, die sich jedoch nicht in entsprechend hohen Emissionen bemerkbar machten. Durch wiederholte Abtrocknungen und Wiederbefeuchtungen der Krume kam es nach der Nassphase zu Schwankungen der Bodenfeuchte im Bereich der Feldkapazität (85-103 % FK). Hierauf reagierte vor allem Ps1 mit hohen N_2O-Emissionen. Eine Erklärung hierfür konnte durch die ^{15}N-Markierung des Unterbodens am Ende der Nassphase gegeben werden.

Bei Ps1 wurden ca. 75% des emittierten N_2O im Unterboden gebildet, dagegen lag der Anteil bei Ps2 nur bei etwa 25 % (Tab.1). Das N_2:N_2O-Verhältniss bei den Emissionen der im Unterboden gebildeten Gase war bei Ps2 knapp 4 mal höher als bei Ps1 (Tab.1), obwohl sich in 50 cm Tiefe kein signifikanter Unterschied bei den N_2:N_2O- Verhältnis feststellen ließ (Abb.2).

Tab. 1: Kumulierte Emissionen des im Ober- und Unterboden gebildeten N_2O und Gesamt-Denitrifikation im Unterboden während der Wechselfeuchtphase [mg N /m²/30d]

	S1	S2	t-test[1)]
N_2O-Emissionen aus Oberboden	2,89	2,47	n.s.
N_2O-Emissionen aus Unterboden	8,08	0,85	*
Anteil des Unterbodens	74,5 %	26,3 %	**
Denitrifikation im Unterboden	93,6	30,5	*
N_2:N_2O-Verhältnis	11,7	39,0	*

1): n.s.: nicht signifikant; *: α = 5 %; ** α = 1 %

Bei Ps2 kam es im Bodenprofil zu einem Anstieg des N_2:N_2O-Verhältnisses bis zu einer Größenordung, die den N_2:N_2O-Verhältnissen bei den Emissionen entsprach (Abb.2). Daraus konnte auf einen N_2O-Abbau im Bodenprofil geschlossen werden, und es konnte berechnet werden, dass nur etwa 1/3 des im Unterboden gebildeten N_2O an der Bodenoberfläche emittierten.

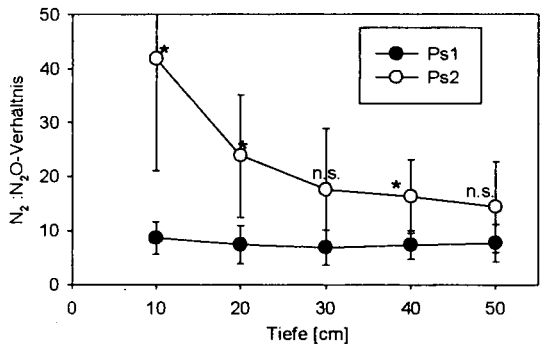


Abb. 2: Veränderung des N_2:N_2O Verhältnisses der denitifikationsbürtigen Gase des Unterbodens

Diskussion

Unter den Bedingungen des Versuchs (NH_4-Konzentration unter der Nachweisgrenze) wird die Nitrifikation als N_2O-Quelle ausgeschlossen. Die N_2O-Emissionen während der konstanten Trocken- und Nassphase lassen den bekannten Zusammenhang der Denitrifikation mit der Bodenfeuchte erkennen (Granli & Bøckmann 1994). Sie sind jedoch eher unbedeutend im Vergleich zu den Emissionspeaks bei wechselnden Bodenfeuchten. Die Korrelation der N_2O-Emissionen mit den Wassergehalten in der Krume brachte ein Bestimmtheitsmaß (R^2) von (nur) 0,115; obwohl die Bodenfeuchte der einzige Parameter war, der während des Versuchs variiert wurde. Dies mag eine Erklärung dafür sein, dass bei Freilanduntersuchungen oft nicht der Zusammenhang wie in Laborexperimenten mit konstanten Wassergehalten gefunden wird.

Der Bodentyp und die im Boden etablierte mikrobielle Population beeinflussen sowohl die Höhe als auch die Verteilung der Denitrifikation im Bodenprofil (Funk et al. 1996, Menyailo & Huwe 1999). Durch die hoch anstehende Stauschicht trocknet die Krume bei Ps1 stärker ab und wird bei gleicher Beregnung schneller wiederbefeuchtet. Deshalb reagierten die Denitrifikanten hier rascher als bei Ps2. Freilanduntersuchungen ergaben bei Ps2 höhere Gehalte an mikrobieller Biomasse im Unterboden als bei Ps1 und begründen die hohen N_2O-Gehalte während der Nassphase bei Ps2. Ein Abbau von N_2O im Bodenprofil, der mit der ^{15}N-Markierung in der Wechselfeuchtphase nachgewiesen werden konnte, erklärt, warum sich diese hohen N_2O-Gehalte nicht in entsprechend hohen N_2O-Emissionen bemerkbar machen. Nach Chèneby et al. (1998) kann sich die Fähigkeit zum Abbau von N_2O bei verschiedenen Mikroorganismen-Populationen deutlich unterscheiden. Es ist somit anzunehmen, dass die Mikroorganismen in der Krume von Ps2 an den Abbau des aus dem Unterboden aufsteigenden N_2O angepasst sind, zumal im Jahresverlauf im Unterboden von Ps2 häufig Stauwasser und somit günstige Bedingungen für die Denitrifikation zu finden sind.

Der Versuch belegt, die Bedeutung des Unterbodens bei der Denitrifikation in Pseudogleyen. Die Höhe der N_2O-Emissionen muss dabei nicht die Höhe der Denitrifikation bzw. der N_2O-Produktion widerspiegeln. Im Freiland ist dies jedoch möglicherweise bei den N_2O-Emissionen während Frost-Tau-Ereignisse der Fall. Nach Burton & Beauchamp (1994) wird das im Unterboden gebildete N_2O bei Frost unter Eisschichten eingeschlossen und beim Tauen des Bodens freigesetzt. N_2O-Emissionen, die innerhalb weniger Tage während Frost-Tau-Zyklen beobachtet werden, können die restlichen Emissionen eines Jahres übertreffen (Flessa et al. 1995). Es ist unwahrscheinlich, dass die N_2O-Produktion im Unterboden gerade während Frostperioden besonders ausgeprägt ist. Viel eher ist anzunehmen, dass dort auch außerhalb dieser Perioden – besonders während Versickerungsperioden – N_2O gebildet wird, dieses aber auf dem Weg zur Bodenoberfläche mehr oder weniger stark abgebaut wird und sich nicht in entsprechend erhöhten N_2O-Emissionen bemerkbar macht. Bei Frost wird dieser Abbau unterbunden.

Quellen

Arah, J.R.M. (1992): New formulae for mass spectrometric analysis of nitrous oxide and dinitrogen emissions. Soil Sci. Soc. Am. J. 56, 795-800.

Burton, D.L. & E.G. Beauchamp (1994): Profile nitrous oxide and carbon dioxide concentrations in a soil subject to freezing. Soil Sci. Soc. Am. J. 58, 115-122.

Castle, K., J.R.M. Arah & A.J.A. Vinten (1998): Denitrification in intact soil cores. Biol. Fertil. Soils 28, 12-18.

Chèneby, D., A. Hartmann, C. Hénault, E. Topp & J.C. Germon (1998): Diversity of denitrifying micoflora and ability to reduce N_2O in two soils. Biol Fertil. Soils 28, 19-26.

Clough, T.J., S.C. Jarvis, E.R. Dixon, R.J. Stevens, R.J. Laughlin & D.J. Hatch (1999): Corbon induced subsoil denitrification of ^{15}N-labelled nitrate in 1 m deep soil columns. Soil Biol. Biochem. 31, 31-41.

Flessa, H., P. Dörsch F. Beese (1995): Seasonal variation of N_2O and CH_4 fluxes in differently managed arable soils in Southern Germany. J. Geophys. Res. 100, 23115-23124.

Funk, R., F.-X. Maidl & G. Fischbeck (1996): Nitratabbau in tieferen Bodenschichten süddeutscher Ackerstandorte auf Löß. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 159, 207-213.

Granli, T. & O. Bøckmann 1994: Nitrous oxide from agriculture. Norwegian journal of agricultural sciences, supplement No. 12.

Menyailo, O.V. & B. Huwe (1999): Activity of denitrification and dynamics of N_2O-release in soil under six tree species and grassland in central Sibiria. J. Plant Nutr. Soil Sci. 162, 533-538.

Zusammenhang zwischen röntgentomographisch gemessenen Strukturen und Transport in Böden

Hans-Jörg Vogel[1] und Kurt Roth[1]

Die Röntgentomographie erlaubt die vollständige, zerstörungsfreie Messung 3-dimensionale Strukturen in Böden. Man erhält zum einen die Struktur der Lagerungsdichte, zum anderen die Struktur von Makroporen. Es wird angenommen, dass die Ausprägung dieser Strukturen die Phänomenologie von Transportprozessen wesentlich beeinflusst, was für Makroporen schon häufig demonstriert wurde. In diesem Beitrag wird auf einer grösseren Skala die Lagerungsdichte als Proxi für die hydraulische Permeabilität interpretiert. Als wesentlicher Strukturparameter auf dieser Kontinuumskala wird häufig die Autokovarianz der Permeabilitätsfelder betrachtet, während die Vernetzungseigenschaften nicht explizite berücksichtigt werden. Im Folgenden wird ein Verfahren zur quantitativen Charakterisierung der Topologie kontinuierlicher Felder vorgestellt und deren Relevanz für den effektiven Wasserfluss demonstriert. Letzteres geschieht am Beispiel von Zufallsfeldern mit vorgegebener Autokovarianz und Topologie.

Röntgentomografische Aufnahmen liefern die vollständige 3-dimensionale Struktur der Porosität mit einer typischen Auflösung von ca. 0.5 mm. Dabei wird angenommen, dass die Röntgenabsorption der Phasen Festsubstanz (μ_s) und Wasser (μ_w) konstant sind. Damit lässt sich aus der messbaren Röntgenabsorption μ_x die Porosität ϕ_x für jede Ortskoordinate x berechnen:

$$\mu_x = [1 - \Phi_x]\mu_s + \Phi_x \mu_w \ , \qquad (1)$$

vorausgesetzt die Probe ist wassergesättigt.

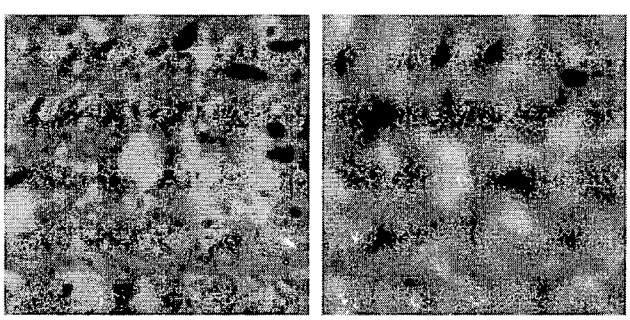


Abbildung 1: Struktur der Lagerungsdichte in einem horizontalen Schnitt durch einen Oberboden aus Löss (links, natürliche Bildbreite 11 cm, Auflösung 0.44 mm) und ein Zufallsfeld mit entsprechender Autokovarianz und Grauwertverteilung (rechts).

In Abb. 1 ist die 2D-Struktur der Röntgenabsorption einer natürlich gelagerten Bodenprobe dargestellt. Der Grauwert nimmt mit der Dichte zu, Makroporen sind schwarz. Für eine gegebenes Material kann angenommen werden, dass die Porosität proportional zur hydraulischen Permeabilität bei Wassersättigung ist. Damit sollten die effektiven Transporteigenschaften im wesentlichen von dieser messbaren Struktur abhängen. Neben der Verteilungsfunktion der Porosität ist deren Autokovarianz eine strukturelle Grösse, welche mit effektiven Transporteigenschaften wie etwa der Dispersivität häufig in Zusammenhang gebracht wird. In Abb. 1 ist neben der gemessenen Struktur auch ein Zufallsfeld dargestellt, dessen Verteilungsfunktion und Autokovarianz der gemessenen Struktur angepasst wurde [Robin *et al.*, 1993]. Dabei wurden die topologischen Eigenschaften nicht explizite berücksichtigt. Für natürlich gelagerte Böden ist aber anzunehmen, dass lockere Bereiche hoher Permeabilität nicht als isolierte Cluster vorliegen sondern über grössere Distanzen räumlich vernetzt sind. Diese Eigenschaft wird von der Autokovarianz nicht erfasst.

Zur Quantifizierung der Vernetzungseigenschaften verwenden wir die Euler Charakteristik χ für 3-dimensionale Strukturen,

$$\chi = N - C + H \ , \qquad (2)$$

wobei N die Anzahl isolierter Cluster, C die Anzahl redundanter Verbindungen und H die Anzahl vollständiger Einschlüsse darstellt [Vogel, 1997]. Dieses topologische Mass, welches nur auf binäre Strukturen anwendbar ist, wird für die kontinuierliche Grauskala der Porosität als Funktionen der Grauwertschwelle berechnet. Daraus ergibt sich eine kontinuierliche Konnektivitätsfiunktion, welche die Topologie von

[1]Institut für Umweltphysik, INF 229,
D-69120 Heidelberg
email: hjvogel@iup.uni-heidelberg.de

Graubildern charakterisiert.
In Abb. 2 ist die Konnektivitätsfunktion der gemessenen 3D-Struktur und die eines Zufallsfeldes mit gleicher Autokovarianz dargestellt. Es wird deutlich, dass, verglichen mit dem Zufallsfeld, die Vernetzung der lockeren Bereiche in der gemessenen Struktur wesentlich höher ist, was durch die deutlich niedrigeren Werten für χ bei niedrigen Grauwertschwellen zum Ausdruck kommt.

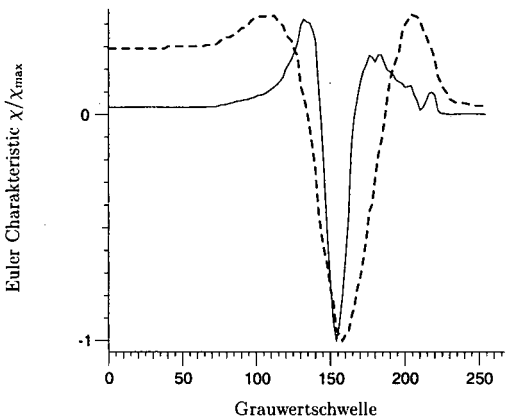


Abbildung 2: 3D-Konnektivitätsfunktion der gemessenen CT-Struktur und eines Zufallsfeldes (gestrichelt) mit gleicher Autokovarianz (2D Schnitte siehe Abb. 1).

Um die Frage zu klären, inwieweit die räumliche Vernetzung für effektive Eigenschaften relevant ist, wurden zwei verschiedene Zufallsfelder mit gleicher Autokovarianz aber unterschiedlicher Topologie generiert (Abb. 3). Die entsprechenden Konnektivitätsfunktionen sind in Abb. 4 dargestellt.

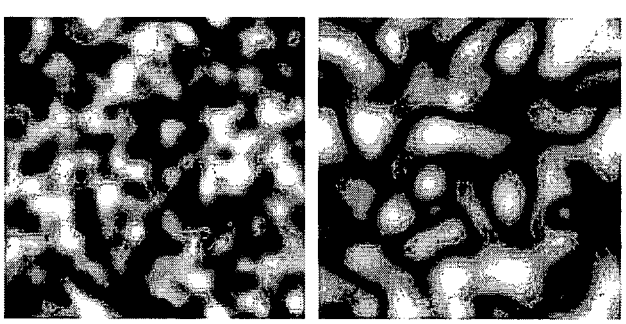


Abbildung 3: Zufallsfelder mit gleicher Autokovarianz aber unterschiedlicher Topologie.

Die Grauwerte dieser Zufallsfelder wurden als Logarithmen der Permeabilitäten bei Wassersättigung interpretiert, wobei die Permeabilität mit zunehmendem Grauwert abnimmt. Bereiche hoher Permeabilität sind im rechten Feld

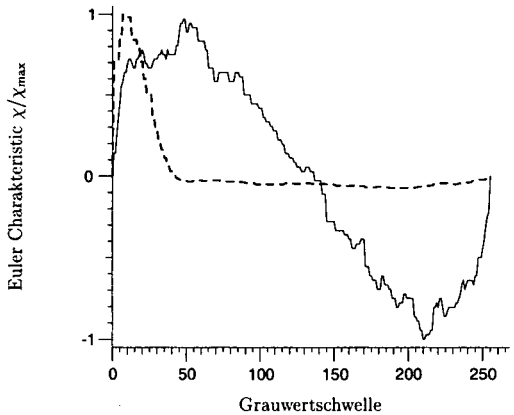


Abbildung 4: 2D-Konnektivitätsfunktionen der Zufallsfelder aus Abb. 3 rechts (Linie) und links (gestrichelt).

von Abb. 3 also wesentlich besser vernetzt als im linken. Für diese Permeabilitätsfelder wurde das Fliessfeld für einen Druckgradienten von links nach rechts unter Annahme des Gesetztes von Darcy mit einem Finite-Elemente Code berechnet. Die resultierenden Geschwindigkeitsfelder zeigt Abb. 5.

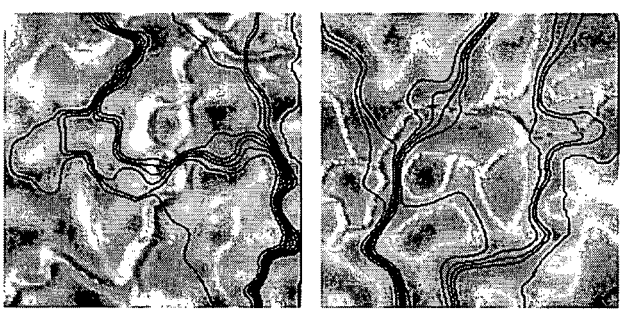


Abbildung 5: Autokorrelationsfunktion der verschiedenen Zufallsfelder.

In beiden Strukturen fokusiert sich der Fluss auf einzelne Fliesspfade. Die effektive Leitfähigkeit ist allerdings für die intensiver vernetzte Struktur um den Faktor 70 grösser. Die Topologie spielt also neben der Autokovarianz eine entscheidende Rolle für effektive Eigenschaften. Die hier vorgestellte Konnektivitätsfunktion ist eine Möglichkeit diese topologischen Eigenschaften mit Hilfe von der Röntgentomografie zu quantifizieren.

Robin, M. J. L., Gutjahr, A. L., Sudicky, E. A. & Wilson, J. L. 1993. Cross-correlated random field generation with the direct fourier transform method. *Water Resour. Res.*, **29**, 2385–2397.

Vogel, H. J. 1997. Morphological determination of pore connectivity as a function of pore size using serial sections. *Europ. J. Soil Sci.*, **48**, 365–377.

Einfluss verschiedener Waldernte- und Umbauverfahren auf die Standortökologie aus bodenphysikalischer Sicht

J. Voßbrink*, R. Horn, S. Becker, P. Köster

Einleitung

Das bmb+f Programm „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft" befasst sich mit dem Umbau von Forstbeständen in standortgemässe Mischbestände. Im Rahmen des Projektverbundes „Südschwarzwald" werden für verschiedene forstliche Arbeitsweisen die bodenmechanischen Folgen auf die Standortökologie untersucht.

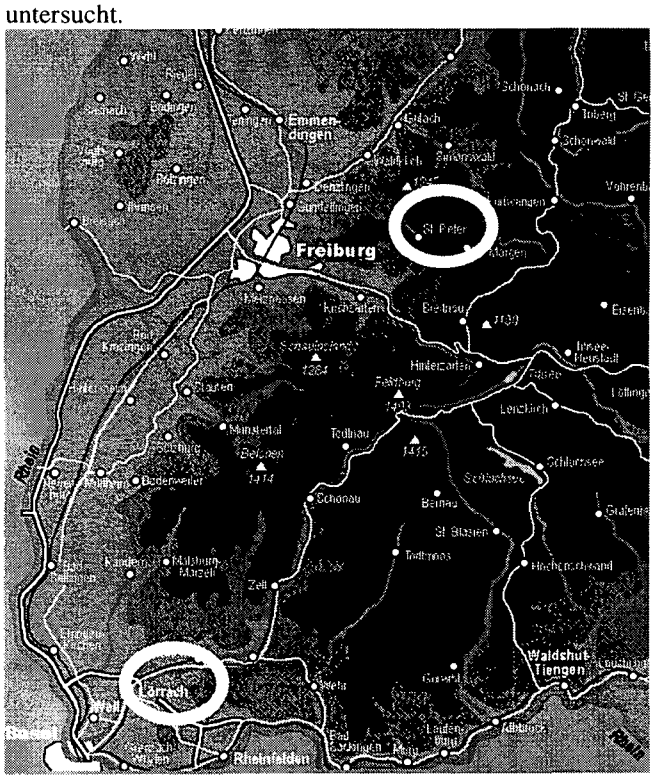


Abbildung 1 Die Untersuchungsgebiete im Südschwarzwald - St. Märgen und Lörrach

Material und Methoden

Für die Erfassung der Spannungszustände im Boden sowie der Bodendeformation kamen das SST sowie das DTS System zum Einsatz.

Für die Erfassung der Bodenspannungen wird der 1987 erstmalig von Nichols vorgestellte *Stress State Transducer (SST)* benutzt. Horn et al haben darauf basierend 1982 das Modell *Kiel1* und Kühner 1997 das Modell *Kiel2* vorgestellt. Die neuste Entwicklung stellt das Messsystem *Kiel3* dar, welches ausführlich von Wiermann (1998) und Pingpank (unveröffentlicht) beschrieben wird. Das *SST3* hat eine Kugelform mit einem Radius von 33 mm und sechs Dehnungsmessstreifen von je 11 mm Radius. Die Ausrichtung der Messstreifen ist bei Nichols oder Kühner ausführlich beschrieben, bei dem hier verwendeten *SST3* ist die Anordnung jedoch um 50,8° auf die vordere Halbkugel verschoben (vgl. Abbildung 2).

Die räumlich mehrdimensionale Bewegung während der Bodenbelastung wird durch das *Displacement Transducer System* (DTS) erfasst. Hierbei wird die lineare Bodenbewegung in alle drei Richtungen (X,Y und Z) auf einen Bezugspunkt ausserhalb des Bodenkörpers übertragen und anschliessend die vollständige Bodendynamik berechnet. Der vollständige Aufbau (und die Funktionsweise) sind bei Kühner 1997 ausführlich beschrieben. Die kombinierte SST-DTS Messeinheit ist in Abbildung 3 dargestellt.

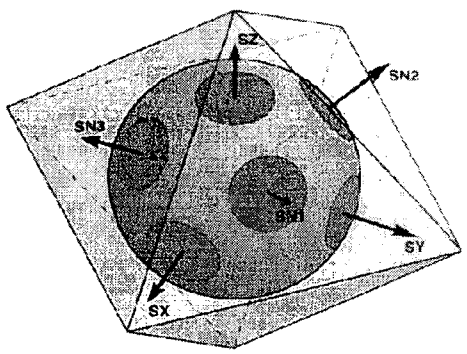


Abbildung 2 Anordnung der Messzellen im SST. Der Octaeder verdeutlicht die Orientierung der rechtwinklig (SX, SY, SZ) und der oktaedrisch ausgerichteten Messzellen, aus Gräsle 1999

Die SSTs werden von einer 1 x 1 m grossen Grube aus waagerecht unter die Fahrspur gebracht. Das DTS wird anschliessend auf einem ausgeloteten Podest in der Grube platziert. Der SST Kiel 3 wird mittels eines Adapters, und in einem Kugellager fixiert, mit dem DTS System verbunden. Das Kugellager ist in der Verschalung der Grubenwand fest verschraubt und gewährleistet so einen fixen Übertragungspunkt für die DTS Aufzeichnungen.

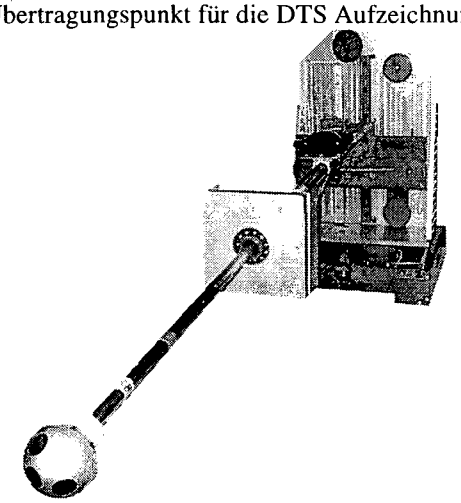


Abbildung 3 SST Messsensor Kiel3 (links) mit angeschlossenem DTS Messsystem (rechts)

Ergebnisse

Die Spannungs- und Deformationsmessungen erfolgten in 4 Grossversuchen, bei welchen Raupenharvestern mit und ohne schützende Reisigmatte, Forwardern, Zangenschlepper und Rückepferde untersucht wurden. Die Böden waren Braunerden und Parabraunerden aus Gneisen. Die schwersten Fahrzeuge waren Kettenharvester der Typen „Königstiger" (35t) und „Hannibal" (45t). Beim

*Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian Albrechts Universität Kiel, Hermann Rodewaldstr. 2, 24118 Kiel

letzteren erfolgten die Befahrungen mit einer 50cm mächtigen schützenden Reisigschicht. Die Pferdeversuche untersuchten die auftretenden Spannungen beim Vorliefern von Kurzholz. In Abbildung 4 sind die maximal in den Versuchen aufgetretenen Spannungen in 20 cm Tiefe dargestellt. Die Bodenbelastung durch das Vollerntersystem „Königstiger" ohne eine schützende Reisigmatte erreichte maximale Werte von 540 kPa, in keiner Befahrung lagen die gemessenen Maximalwerte unter 200 kPa. Das schwerere „Hannibal" System verursachte trotz der Reisigmatte Spannungen bis 450 kPa. Der schützende Effekt der Reisigmatte wird deutlich, wenn man sich vergegenwärtigt, dass dieses System ein weit höheres Leergewicht hat. Der Forwarder (Leergewicht 9t, Gesamtgewicht 18t) erreichte durch die, im Vergleich zum Harvester, geringere Kontaktfläche ebenfalls sehr hohe Maximalspannungen. Die Rückepferdeversuche zeigten, dass hohe Spannungen ausschliesslich unmittelbar unter den Pferdehufen auftreten. Somit ist hier die betroffenen Gesamtfläche entsprechend gering.

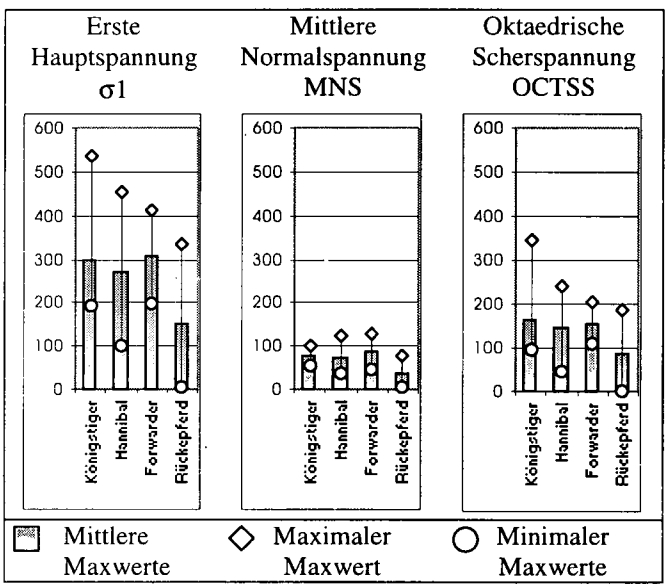


Abbildung 4 Maximale Spannungen [kPa] in 20 cm Tiefe während 21 verschiedener Befahrungsversuche mit Vollerntern, Transportfahrzeugen und Rückepferden

Der vertikale Versatz durch verschiedene Befahrungen unterscheidet sich sowohl in der Dimension als auch in der Art, abhängig von den verschiedenen Befahrungssystemen. Die schweren Kettenfahrzeuge zeigten sowohl ausgeprägte Fahrspuren (vgl. Abb. 5) als auch hohe Verstatze der Sensoren in 20 cm Tiefe. Der Boden wird stark versetzt aber, im Oberbodenbereich, wenig komprimiert. Der Forwarder hingegen zeigt eine deutlich stärkere Kompression des Oberbodens mit geringem Versatz des Sensors. Die Reisigmatte zeigte stark dämpfende Wirkung, sowohl die Fahrspuren als auch der Versatz in 20 cm Tiefe waren deutlich geringer als während Versuchen ohne diesen Schutz. Trotzdem sind die aufgetretenen Deformationen enorm.

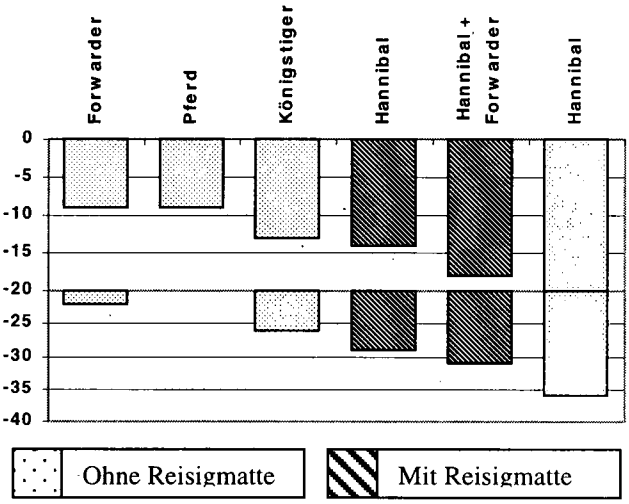


Abbildung 5 Vertikaler Versatz an der Oberfläche und in 20 cm Tiefe durch verschiedene Befahrungsmethoden

Fazit und Ausblick

Die bisherigen Versuche zeigen deutliche Beeinflussungen der Standortökologie durch schweres Walderntegerät. Die Bodenbelastungen unter Ketten als auch Radbetrieben Fahrzeugen lagen weit über den anzunehmenden Vorbelastungswerten. Deutliche Unterschiede treten jedoch im bereich starker Durchwurzelung und bei starker Bedeckung durch z. B. Reisig auf. Reisigmatten können die enorme Last von Vollerntern zwar abfedern aber nicht neutralisieren. Die Werte der Hannibalversuche belegen dies eindeutig. Die Versuche mit Rückepferden zeigten vergleichsweise geringe Belastungen der Böden, unmittelbar unter den Tritten der Hufe können lokal hohe Werte auftreten, die Gesamtbelastung bleibt jedoch gering. Der Einsatz schwerer Maschinen hingegen muss standortökologisch als sehr schwierig angesehen werden. Hier sollte der Einsatz im Einzelfall geprüft werden und wenn möglich so gering wie möglich ausfallen.

Literatur

Hartge, K. H. & Horn, R. (1999): Einführung in die Bodenphysik; Enke Verlag

Kühner , S. (1997): Simultane Messungen von Spannungen und Bodenbewegungen bei statistischer und dynamischer Belastung zur Abschätzung der dadurch induzierten Bodenbeanspruchung; Inst. für Pflanzenernährung & Bodenkunde der Uni Kiel, Band 39

Lindstrom, M. J. & Voorhees, W. B. (1994): Response of temperature crops in North America on soil compaction; in Soane et al.: Soil Compaction in Crop Production, Elsevier

Nichols, T. A. et al. (1987): A Stress State Transducer for Soil; Transaction of the ASAE, Vol 30

Nissen, B. (1999): Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von repräsentativen Ackerböden der Bundesrepublik Deutschland - Bodenphysikalischer Ansatz; Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, Band 50

Pingpank, H. (2001):Dissertation Uni Kiel, unveröffentlicht

Rieppo, K. (2001): Forwarder werden immer schwerer; Forst & Technik, 2

Russanov, V. A. (1991): Effect of wheels and track traffic on the soil and on crop growth and yield; Soil Tillage Res., 19

Sommer, C. (1988): Soil compaction and water uptake of plants; in Drescher et al Ed. Impact of Water and External Forces on Soil Structure; Catena Supplement 11

Tylor, M & Brar, G. S. (1991): Effect of soil compaction on root development; Soil Tillage Research 19

Wiermann, C. (1998): Auswirkung differenzierter Bodenbearbeitung auf die Bodenstabilität und das Regenerationsvermögen lößbürtiger Ackerstandorte; Institut für Pflanzenernährung & Bodenkunde der Universität Kiel, Band 45

Eignung verschiedener Methoden zur Bestimmung des Wassergehaltes und der Wasserspannung eines mit Hydroabsorber behandelten sandigen Bodens

Wegener, Hans-Richard[1], *Krämer, Andreas*[1] *und Wegener, Oliver*[2]

1 Einleitung und Zielsetzung

Durch den sachgemäßen Einsatz von Hydroabsorbern (Super Absorbent Polymers, SAP) auf sandigen bis lehmigen Böden können u.a. bodenphysikalische Eigenschaften verbessert und damit das Ertragspotenzial gesichert bzw. gesteigert werden (Wegener & Wegener, 2000). Aufgrund des starken Quellverhaltens des Hydroabsorbers verändern sich u.a. Wasserspeicherkapazität, Lagerungsdichte, Porenvolumen bzw. Porenziffer. In einer umfangreichen Messreihe wurde untersucht, ob sich trotz stark veränderter bodenphysikalischer Eigenschaften die Wasserspannung bzw. der Wassergehalt des Bodens bei unterschiedlichem Austrocknungsgrad mit verschiedenen Methoden (Time Domain Reflectometry, Tensiometer, Gipsblock) erfassen lässt.

2 Material und Methoden

Vegetationsloser Austrocknungsversuch unter kontrollierten klimatischen Bedingungen:

Gefäß: Kunststoff-Box (BxLxH: 36x28x23 cm),

Boden: Boden 2.1 der LUFA Speyer (1,8 % Ton, 9,9 % Schluff, 88,3 % Sand),

Hydroabsorber: Stockosorb Agro der Fa. Stockhausen (Krefeld), pH-neutrales Acrylamid-Acrylsäure-Copolymer auf Kalium-/Ammoniumsalzbasis, Wirkdauer von mindestens 5 Jahren, Wasserspeicherkapazität: bei freier Quellung ca. 200 g/g SAP, eingearbeitet im Boden ca. 100 g/g SAP, gespeichertes Wasser zu annähernd 100 % pflanzenverfügbar,

Aufwandmengen: 0, 1, 3 und 5 g SAP je l Boden; homogen mit Rührwerk eingemischt,

Bewässerung: Aufsättigung zu Versuchsbeginn mit Leitungswasser,

Messmethoden:

1. ***Wägung*** (Gravimetrische Bestimmung des Wassergehaltes),
2. ***Time Domain Reflectometry*** (TDR) (Volumetrischer Wassergehalt über Dielektrizitätskonstante): Zweistabmesssonden ohne Balun (15 cm lang, 0,6 cm ∅, 4,8 cm Stababstand), Messung mit Kabeltester 1502 C der Fa. Tektronix, Auswertung mit dem Programm WinTDR'99.
3. ***Gipsblockmethode*** (Wasserspannung über elekt. Leitfähigkeit): Gipsblöcke der Fa. Eijkelkamp (2,3 cm ∅, 3,6 cm Höhe), Messung mit Multimeter und selbstgefertigtem Ablesegerät.
4. ***Tensiometermethode*** (Wasserspannung über Druckänderung): Plexiglasrohr (50 cm lang, 2 cm Außendurchmesser), Keramik 90° abgewinkelt
   Typ 1: mit P80-Keramik (5,4 cm lang, 2 cm ∅),
   Typ 2: mit P80-Keramik (8,0 cm lang, 0,8 cm ∅),
   Messung mit Einstich-Druckaufnehmersonde.

Wiederholungen: vier.

Versuchsdauer: 230 Tage.

3 Ergebnisse und Diskussion

Der Versuch hat gezeigt, dass verschiedene bodenphysikalischen Eigenschaften durch in den Boden eingearbeitete Hydroabsorber deutlich und nachhaltig verändert werden **(Tab. 1)**.

Tab. 1: Veränderung bodenphysikal. Eigenschaften durch die Anwendung eines Hydroabsorbers.

	Aufwandmenge SAP [g/l Boden]			
	0	1	3	5
Wasserspeicherkapazität [ml/l Boden]	345	370	543	725
Lagerungsdichte [g/cm³]	1,67	1,57	1,28	1,05
Porenvolumen [%]	37	41	52	60
Porenziffer	0,59	0,69	1,07	1,52

3.1 Time Domain Reflectometry

Die Messung des volumetrischen Wassergehaltes ergab erwartungsgemäß, dass zu Versuchsbeginn in den Gefäßen mit höherer Aufwandmenge Hydroabsorber auch der Wassergehalt höher ist. Die Austrocknung der Varianten verläuft auf unterschiedlichem Wassergehaltsniveau annähernd parallel **(Abb. 1)**.

Unter den gegebenen Versuchsbedingungen wurde nach 69 Tagen bei der Kontrolle der permanente Welkepunkt erreicht, während bei den SAP-behandelten Varianten die pF-Werte z.T. deutlich niedriger lagen **(Abb. 1)**. Der niedrige pF-Wert deutet darauf hin, dass das im Hydroabsorber gebundene Wasser sehr leicht pflanzenverfügbar ist. Dieses zusätzlich gebundene Wasser konnte sowohl gravimetrisch als auch volumetrisch erfaßt werden.

Die Korrelation zwischen gravimetrischem und volumetrischem Wassergehalt ist für alle Varianten sehr hoch (B = 98,2 % bis 99,7 %) und nimmt mit steigender Aufwandmenge Hydroabsorber leicht ab.

[1]Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung
der Justus-Liebig-Universität Gießen
Heinrich-Buff-Ring 26-32 (IFZ), D-35392 Gießen
E-Mail: hans-r.wegener@agrar.uni-giessen.de
[2]AGROFOR Consulting
Poststraße 14, D-35435 Wettenberg
E-Mail: agrofor@t-online.de

3.2 Tensiometer

Der Messbereich des Typs 1 reicht bis zu einer Wasserspannung von etwa 350 hPa **(Abb. 2)**, der Messbereich des Typs 2 geht bis ca. 300 hPa.
Bedingt durch die Bauweise (90°-Abwinkelung) kann sich Luft im oberen Bereich der keramischen Zelle sammeln und der Wasserfaden in diesem Bereich abreißen. Das Tensiometer reagiert in diesem Fall träge und liefert nur zeitversetzt die tatsächlich im Boden herrschende Wasserspannung, wenn durch Erschütterungen die angesammelte Luft zum Septum aufsteigt. Der Einbau von Tensiometern dieser Bauart und des Typs 2 kann für die Praxis nicht empfohlen werden.
Aus **Abb. 2** ist deutlich zu erkennen, dass bei der höchsten Aufwandmenge die Wasserspannung auf einem stabilen Niveau (etwa pF 1,5) verweilt und dann vor dem kontinuierlichen Anstieg sogar noch einmal abfällt. Wodurch diese Abnahme der Wasserspannung bei allen Wiederholungen der Variante 5 g SAP/l Boden bedingt ist, konnte noch nicht geklärt werden. Hier sind weitere Untersuchungen geplant.

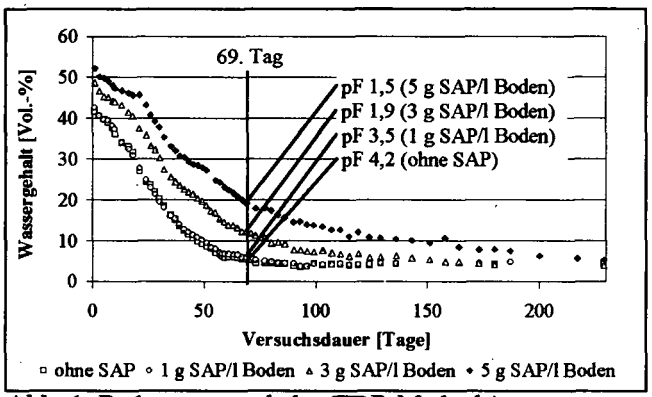


Abb. 1: Bodenwassergehalte (TDR-Methode).

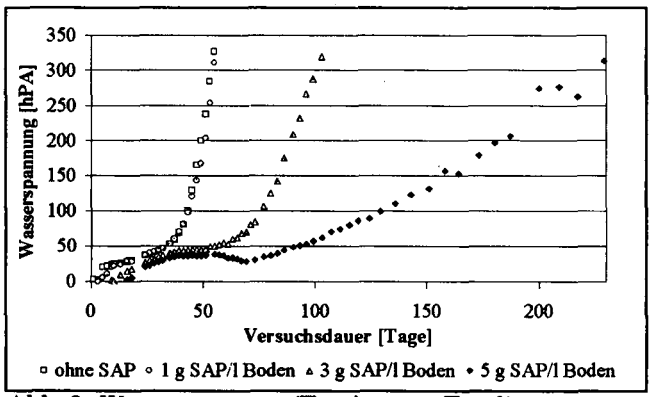


Abb. 2: Wasserspannung (Tensiometer-Typ 1).

3.3 Gipsblock

Diese Methode konnte in einem pF-Bereich zwischen 2,5 und 4,2 eingesetzt werden, was in etwa einem Wassergehalt zwischen 10 und 4 Vol.-% entspricht.
Beim Übergang von der Tensiometer- zur Gipsblockmessung konnte durch die Verwendung der Standard-Gipsblock-Eichkurve ein Messwertsprung festgestellt werden, der bei der höchsten Aufwandmenge am deutlichsten ausgeprägt war **(Abb. 3)**.

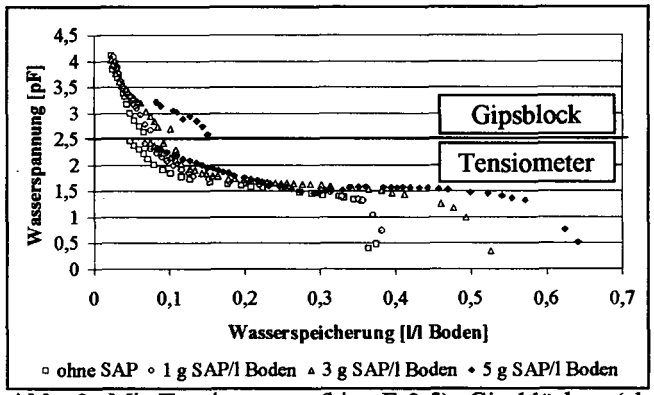


Abb. 3: Mit Tensiometern (bis pF 2,5), Gipsblöcken (ab pF 2,5) und Time Domain Reflectometry bestimmte Wasserspannungskurven.

4 Schlussfolgerungen

Die TDR-Methode erwies sich als zuverlässig zur Bestimmung des Wassergehaltes auf hydroabsorberbehandeltem Sandboden. Dem Einsatz zur Bewässerungssteuerung stehen allerdings noch die derzeit hohen Kosten für das System entgegen.
Sowohl die Tensiometer- als auch die Gipsblockmethode können bei Sand-SAP-Gemischen ebenfalls eingesetzt werden: Die Tensiometermethode eignet sich zur Bewässerungssteuerung bei Kulturen mit höherem Wasserbedarf, während die Gipsblockmethode eher für trocken geführte Kulturen sinnvoll ist. Allerdings ist bei der Bewässerung die Bestimmung eines optimalen Endpunktes bzw. einer optimalen Wassermenge schwierig, so dass vor der Hydroabsorber-Applikation zunächst Kenntnisse über die bodenphysikalischen Eigenschaften des zu behandelnden Bodens zu erlangen sind.
Da die Austrocknungskurven in pF-Bereichen oberhalb 2,5 annähernd parallel verlaufen und mit steigenden Aufwandmengen Hydroabsorber die Wassergehaltskurve über einen längeren Zeitraum auf einem pF-Niveau von ca. 1,5 verweilt, kann davon ausgegangen werden, dass das Wasser im Hydroabsorber sehr leicht pflanzenverfügbar ist.
Die Kombination einer Bewässerungssteuerung mit der Anwendung eines Hydroabsorbers verspricht ein effizientes Wassermanagement. Hier sind allerdings weitere Untersuchungen zur optimierten Anwendung notwendig.

5 Literatur

KRÄMER, A. (2001): Eignung verschiedener Methoden zur Untersuchung des Wasserhaushalts eines mit Hydroabsorber behandelten Sandbodens. Unveröffentlichte Diplomarbeit im Fachbereich Agrarwissenschaften, Ökotrophologie und Umweltmanagement am Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen.

WEGENER, H.-R. & WEGENER, O. (2000): Die Wirkung von Hydroabsorbern auf Kenndaten des Wasserhaushalts sandiger bis lehmiger Böden. Postervortrag auf dem 112. VDLUFA-Kongress in Stuttgart-Hohenheim, 18. - 22. September 2000.

Untersuchungen zum Stickstoffumsatz während der Boden- und Grundwasserpassage im pleistozänen Tiefland – Methoden und erste Ergebnisse -

Gunter Wriedt*, B.Blank, R.Meißner, M.Rode

Problemstellung

Hinsichtlich der qualitativen und quantitativen Beschreibung des Umsatzes von N-Komponenten im Grundwasser bestehen erhebliche Wissensdefizite. In Gebieten mit einem hohen Anteil von Grundwasserabfluß ist die Berücksichtigung des Grundwasserpfades neben den Bodenprozessen jedoch unumgänglich, sowohl zur Beurteilung von Ein- und Austragsbilanzen als auch zur korrekten Planung von Managementmaßnahmen in Hinblick auf den Grundwasser- und Gewässerschutz.

Untersuchungsziele

Im Rahmen der laufenden Untersuchungen werden folgende Ziele verfolgt:

- Experimenteller Nachweis von Stickstoffumsätzen (z.B. Denitrifikation) im oberflächennahen Grundwasser,
- Zusammenhängende Beschreibung des N-Transportes und Umsatzes vom Oberflächeneintrag bis zur Exfiltration in den Vorfluter,
- Untersuchung des Zusammenhanges zwischen Gebietseigenschaften und N-Austragsverhalten, z.B. Identifikation von Steuergrößen, Ausweisung belastungsrelevanter Teilflächen.

Untersuchungsgebiet

Das Hauptuntersuchungsgebiet ist das Einzugsgebiet des Schaugrabens bei Erxleben in der Altmark (nördliches Sachsen-Anhalt). Das Gebiet (ca. 25 km²) ist von warthezeitlicher Grundmoräne mit überwiegend sandig-lehmigen Böden geprägt, lokal begrenzte Talsande und Geschiebesande bilden hier den ersten, oberflächennahen Grundwasserleiter. Die Landnutzung verteilt sich auf 62% Ackerland, 22% Grünland und 15% Wald.

Gunter Wriedt, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ), Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, wriedt@gm.ufz.de

Methoden

Felduntersuchungen finden im Feldmaßstab als auch einzugsgebietsbezogen statt. Auf Einzugsgebietsebene erfolgt die Bestimmung der Stoffausträge über den Vorfluter und die Erfassung meteorologischer Parameter, sowie die Inventarisierung von Landnutzung, Geologie und Bodendecke. Auf einer Grünlandfläche erfolgen gezielte Tracerexperimente zum N-Transport im Boden und Grundwasser, sowie ein Monitoring von Grundwasserständen und –qualität. Darüber hinaus laufen Untersuchungen zur natürlichen Isotopenverteilung im Meßfeld und am Gebietsauslaß. Aufbauend auf den experimentellen Untersuchungen erfolgt die Modellierung von N-Umsatz und Transport.

N-Umsatz im oberflächennahen Grundwasser

Zur Untersuchung von N-Transport und –Umsatz im oberflächennahen Grundwasser wurde ein Meßfeld errichtet, auf dem ein Tracerexperiment durchgeführt wird. Als Tracer werden KNO_3 und KBr verwendet. Das Meßfeld für das Tracerexperiment setzt sich aus zwei Reihen von Grundwassermeßstellen im Abstand von 3 bzw. 8 m von der Tracereingabestelle zusammen. Die Filterstrecke liegt zwischen 1-2m unter der Grundwasseroberfläche (2-3m unter Flur). Ergänzt wird das Meßfeld durch weitere Grundwassermeßstellen zur wöchentlichen Analyse der Grundwasserqualität und zur Bestimmung der Fließrichtungen. Seepage-Sammler in der Grabensohle dienen der Beprobung das exfiltrierenden Grundwassers. Am 06.06.01 erfolgte im Messfeld Schaugraben die Eingabe von 800 g KNO3. Parallel dazu wurde KBr in einer Konzentration eingeben, die dem N-Gehalt des KNO3 entspricht. Am 10.7.01 wurde in der ersten Messreihe an der Messstelle T1-3 die maximale Konzentration an Nitrat und Bromid gemessen. Die Abstandsgeschwindigkeit zwischen Eingabestelle und erster Messreihe beträgt in diesem Bereich 0.09 m/d.

Die Konzentration von NO3-N liegt bei 83% der Br-Konzentration – Es findet also eine relative Abnahme der N-Konzentration im Vergleich zur Br-Konzentration statt, die auf Denitrifikationsprozesse zurückgeführt wird. Dafür spricht auch die deutliche Zunahme der Nitrit-Konzentration während des Tracer-durchganges.

Modellierung

Parallel zu den Felduntersuchungen wird ein Modellkonzept entwickelt, mit dem der N-Transport und –umsatz vom Eintrag in den Boden bis zum Austrag in den Vorfluter beschrieben werden soll. Die Prozesse in den einzelnen Kompartimenten (Boden-Grundwasser-Vorfluter) werden durch bestehende Modelle beschrieben. Die Austräge aus dem einen Modell werden jeweils als Eingangsdaten an das nachfolgende Modell übergeben. Die Umsatz- und Transportprozesse im Boden werden mit dem Bodenstickstoffmodell (CANDY) beschrieben, die Modellierung des Grundwassertransportes erfolgt mit MODFLOW, der N-Umsatz und Stofftransport wird mit dem geochemischen Modell PHT3D beschrieben. Dabei werden als wichtigste Prozesse der Abbau von DOM und POM sowie Pyritoxidation berücksichtigt. Fließgewässerprozesse werden zur Zeit noch nicht integriert. Die Modellanwendung erfolgt a) auf Feldmaßstab zur Kalibrierung anhand der experimentellen Untersuchungen (Tracer-experimente) und b) auf Einzugsgebietsebene zur flächendifferenzierten Beschreibung der N-Einträge, Fließwege und N-Umsätze sowie der N-Austräge in die Gewässer. Szenarien und Sensitivitätsanalysen erlauben die Identifikation von Steuergrößen und geben Aufschluß über das Zusammenspiel von Gebietseigenschaften und N-Austrag.

Ausblick

Die laufenden Untersuchungen werden ergänzt durch a) eine hydrochemische Charakter-isierung des oberflächennahen Grundwassers im Einzugsgebiet sowie b) detailliertere Untersuchungen zum N-Umsatz in der Bodenzone im Bereich des Meßfeldes. Im September 2001 läuft ein ergänzendes Projekt zur Untersuchung von N-Umsätzen im Fließgewässer und der hyporheischen Zone an. Auf Basis dieser Untersuchungen soll auch ein Modell zum N-Umsatz im Vorfluter integriert werden.

Literatur

Meißner, R. (Hrsg.)(2000): Quantifizierung von diffusen Stoffausträgen aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung in den Einzugsgebieten von Oka und Elbe. UFZ-Bericht 13/2000.

Abbildung 1: Untersuchungsgebiet Schaugraben, Situationsdarstellung

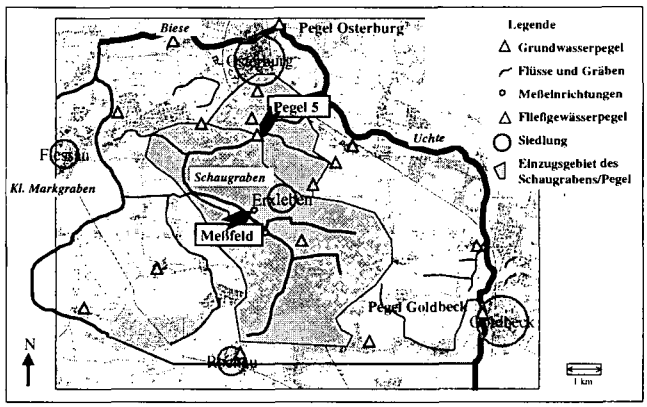


Abbildung 2: Meßfeld im Querschnitt

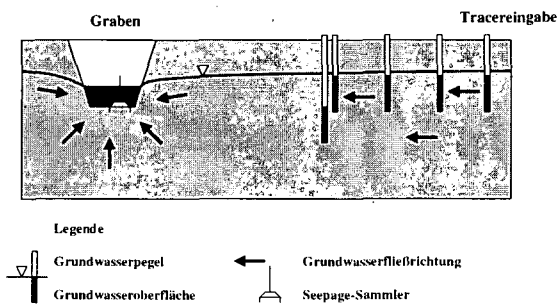
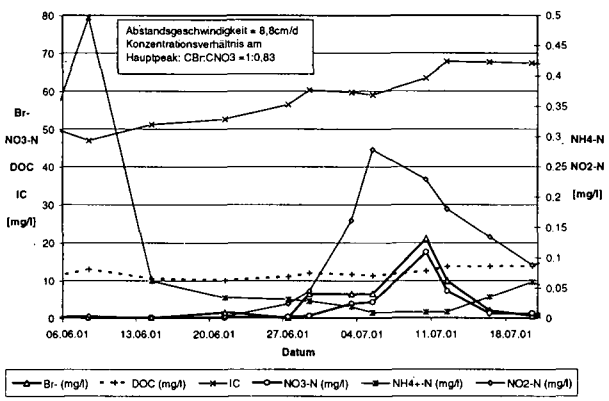


Abbildung 3: Tracerdurchgang in der ersten Meßreihe



IMPACT OF COMPOSITION AND STRUCTURE OF SOIL ORGANIC MATTER IN CONTAMINATED SOILS ON THE SORPTION BEHAVIOUR OF HYDROPHOBIC ORGANIC POLLUTANTS

Kerstin Abelmann[a], Sybille Kleineidam[b], Heike Knicker[a], Peter Grathwohl[b], Ingrid Kögel-Knabner[a]

Introduction

Contamination of soils by hydrophobic organic compounds (HOC) occurs frequently in the environment. Sorption kinetics and sorption capacity of the contaminants are mainly controlled by origin and structure of the soil organic matter (SOM). Chiou et al. (1998) emphasised the impact of anthropogenic organic matter on the sorption of HOC in soils, which causes non-linear sorption isothermes. The objectives of this study are (1) the characterisation of SOM using different solid state ^{13}C NMR pulse techniques and (2) the prediction of the sorption behaviour based on physical and chemical properties. The investigations ought to facilitate the estimation of sorption capacity and kinetics for HOC in contaminated soils.

Geosorbents

Coals and their combustion residues are frequently found as contaminants in top soils (Blume et al., 1997). Therefore, natural coals with increasing degree of coalification from lignite to bituminous coal and thermally altered coals serve as references (homogeneous geosorbents). Peat samples are included as homogeneous geosorbents. The soil samples (heterogeneous geosorbents) were obtained from several contaminated and non-contaminated sites located in Germany, varying in their chemical and physical properties as well as in their pedogenetic history. All contaminated soils are situated in industrialised regions, where coal processing was the main industry. The organic carbon content (f_{oc}) increases within the homogeneous geosorbents with increasing coalification. Compared to the non-contaminated soils the contaminated soils exhibit remarkably high f_{oc} values.

^{13}C NMR Spectroscopy

Specific ^{13}C NMR pulse techniques were used to characterise molecular properties like mobility, cross linking and the relative carbon distribution. The main attention was directed to the aromatic chemical shift region.

The examination of the cross polarisation dynamics (Voelkel, 1988) reveals differences in hetero- and homonuclear interactions and spin diffusion. Additionally the optimum contact time for the prevailing functional groups is obtained. The interpretation of the measurements shows a completely different cross polarisation behaviour for homogeneous and heterogeneous geosorbents. A contact time of 1 ms as approved for "normal soils" or the selection of a particular contact time is not suitable for most samples, without discrimination of single molecule domains. Due to additional Gaussian distortions, caused by strong carbon-proton interactions (Müller et al., 1974), the calculation of the exponential time dependence is complicated.
The VACP/MAS (variable amplitude cross polarisation magic angle spinning) spectra (Peersen et al., 1993) were recorded to determine the relative contribution of the functional groups. The polarity (R) is calculated as the ratio of the relative intensities of polar groups and non-polar groups [R=(CO+O-alkyl-C)/(aryl-C+alkyl-C)] (Schmidt et al., 1996). The ratio of the aryl content and the sum of carbon [fa=aryl-C/ΣC] provides the aromaticity (fa). In contrast to the non-contaminated soils, both, the coals and the contaminated soils, reveal a high aromatic carbon content and a low polarity.
The "dipolar dephasing" pulse sequence (Wilson, 1987), was applied using the optimum contact time for the carbon or hydrogen substituted aryl groups. A brief interruption in proton spin decoupling causes a decay of the ^{13}C-spin-spin-magnetisation (dephasing). The dephasing is described as the sum of two exponential functions (Alemany et al., 1983). It enables the estimation of the relative proportions of carbon substituted, cross-linked or condensed aromatic structures, which are consistent with the bridge head carbon (fa_B) (Pugmire, 1996). The coals and several of the contaminated soils show a higher fraction of bridge head carbon, whereas this type of structure is lower in the Histosols and the non-contaminated soils.

Sorption experiments

Sorption isothermes were determined in batch experiments using HOC with different structural, chemical and physical properties (tetrachloroethene, 1,4- and 1,2-dichlorobenzene, phenanthrene and benzene). The Freundlich sorption isotherm was used to describe non-linear sorption phenomena. It

[a]Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München, 85350 Freising-Weihenstephan

[b]Lehrstuhl für Angewandte Geologie und Hydrogeologie, Universität Tübingen, 72076 Tübingen

corresponds to the partitioning concept (Chiou et al., 1979), if the sorption is independent of the sorbate concentration. To analyse further sorption mechanisms, the model of Polanyi-Dubinin (Sontheimer et al., 1985), which describes the adsorption in micro pores and the model of Xia and Ball (1999), which considers a combination of partitioning and adsorption, were included. The analysis of the data reveals an increasing sorption capacity and increasing non-linearity of the isotherms with increasing pore volume of the sorbents. The sorption capacity also depends on the water solubility of the sorbates. Considering the different sorption models, the partitioning is the prevailing sorption process for the Histosols and the non-contaminated soils. Partitioning and pore filling are the predominant processes for the natural coals and for the contaminated soils. Thereby the adsorption in micro pores increases for the natural coals with increasing coalification. In contrast, the sorption of the thermally altered coals is dominated by the pore filling mechanism.

Summary

To estimate the impact of soil organic matter on the sorption behaviour the correlation of NMR and sorption data was performed. The sorption data were calculated using the Freundlich sorption isotherm regarding the water solubility of the sorbents [K_{Fr}*-values]. Additionally they were normalised to the organic carbon content [K_{OC} (K_{Fr}*) values]. The polarity is known to affect the sorption of organic compounds as shown previously by Schoone et al. (1998) for a limited data set. Ahmad et al. (2001) observed the impact of the aromatic carbon of soils on the sorption of pesticides. Similar to this the analysis of the NMR and sorption data shows a negative correlation between polarity and sorption capacity (Fig.) and a positive correlation between aromaticity and sorption capacity.

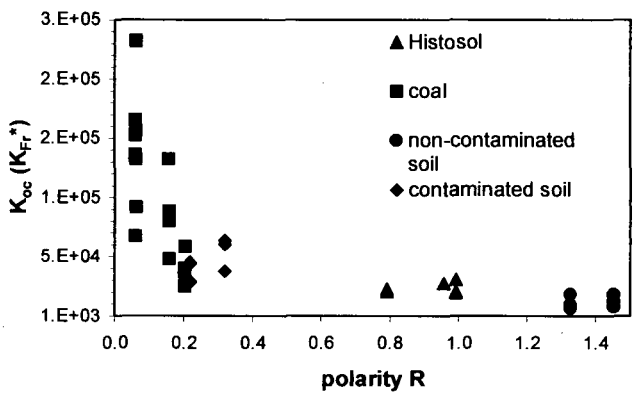


Fig.: Relationship between polarity and K_{oc} (K_{Fr}*) values for different HOC.

The impact of the bridge head carbon proportion on the sorption capacity can be observed, indicating the influence of cross-linked or condensed structures. These results demonstrate that the dissimilarities of SOM have to be considered while examining the sorption capacity of SOM for HOC.

References:

Ahmad R., Kookana R. S., Alston A. M., Skjemstad J. O., 2001. The nature of soil organic matter affects the sorption of pecticides. 1. Relationship with carbon chemistry as determined by ^{13}C CPMAS NMR spectroscopy. Environmental Science Technology, 35, 878-884.

Alemany 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}C-^{1}H dipolar interaction on cross polarisation and carbon-proton dephasing. Journal of the American Chemical Society, 105, 6697-6704.

Blume H.-P., Wu Q., Rexilius L., Strehl M., Schleuß U., 1997: Sorption organischer Chemikalien. In: Blume H. P.,Schleuß U. (Ed.): Bewertung anthropogener Stadtböden. Landsberg, 38, p. 136-147.

Chiou C. T., Kile D. E., 1998. Deviations from sorption linearity on soils of polar and nonpolar organic compounds at low relative concentrations. Environmental Science Technology, 32, 264-269.

Chiou C. T., Peters L. J., Feed V. H., 1979. A physical concept of soil-water equilibria for nonionic organic compounds. Science, 206, 831-832.

Müller L., Kumar A., Baumann T., Ernst R. R., 1974. Transient oscillations in NMR cross polarisation experiments in solids. Physical Review Letters, 32, 1402-1406.

Peersen O. B., Wu S., I.Kustanovich, Smith S. O., 1993. Variable-Amplitude Cross-Polarization MAS NMR. Journal of Magnetic Resonance, 104, 334-339.

Pugmire R. J., 1996: Coal structure from solid state NMR. In: (Ed.): Encyclopedia of NMR. John Wiley and Sons, Chichester, 2, p. 1355-1372.

Schmidt M. W. I., Knicker H., Hatcher P. G., Kögel-Knabner I., 1996. Impact of brown coal dust on the organic matter in particle-size fractions of a Mollisol. Organic Geochemistry, 25, 29-39.

Schoone M., Schmidt M. W. I., Kögel-Knabner I., 1998: The effect of organic matter composition on the interaction between PAHs and organic sorbents in soil. Proc. Sixth International FZK/TNO Conference, MAY 17-21, Edingburgh, UK, p. 953-956.

Sontheimer H., Frick B. R., Fettig J., Hörner G., Hubele C., Zimmer G., 1985. Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe,

Voelkel R., 1988. Hochauflösende Festkörper-^{13}C-NMR Spektroskopie von Polymeren. Angewandte Chemie, 100, 1525-1549.

Wilson M. A., 1987: Solid State N.M.R. In: Wilson M. A. (Ed.): NMR techniques and applications in geochemistry and soil chemistry. Pergamon Press, Oxford, p. 62-329.

Xia G., Ball W. P., 1999. Adsorption-partitioning uptake of nine low-polarity organic chemicals on a natural sorbant. Environmental Science Technology, 33, 262-269.

Beitrag der Wurzelreste wachsender Maispflanzen zur Bildung stabilisierter organischer Bodensubstanz - Aufklärung und Quantifizierung Teil 1: Methodenentwicklung

Jürgen Augustin*, Jürgen Pörschmann** und Jörg Plugge*/**

Einleitung und Zielstellung

Obgleich die Reste pflanzlicher Wurzelsysteme eine der Hauptquellen für den Eintrag organischer C-Verbindungen in den Boden darstellen, sind die Informationen über die tatsächlich als Wurzelreste anfallenden Mengen und die Kenntnisse zum Einfluß dieser Stoffe, speziell der darin enthaltenen Zellwandreste, auf die Humusbildung und Erhaltung des Vorrates an stabilisierter organischer Bodensubstanz lückenhaft und widersprüchlich. Dies ist ganz maßgeblich auf das Fehlen geeigneter Untersuchungsmethoden zurückzuführen. Anliegen der vorgestellten Untersuchungen ist es daher, im Rahmen des DFG-Schwerpunktprogrammes „Böden als Quelle und Senke für CO_2" einen Beitrag zur Behebung dieser Defizite zu leisten. Im Mittelpunkt stehen dabei folgende Zielstellungen:

- Weiterentwicklung und Überprüfung eines Verfahrens zur Quantifizierung der unterirdischen Primärproduktion und der Menge absterbender Pflanzenwurzeln, insbesondere der Wurzelzellwandreste.
- Testung von Fraktionierungsverfahren zur Isolierung von Wurzelrestfraktionen (Lipide, Kohlenhydrate, Lignine etc.) sowie deren Charakterisierung durch Kombination chromatographischer und spektroskopischer Methoden.

Letzteres stellt eine wesentliche Voraussetzung zum Verfolgen der Umsetzungsdynamik dieser Stoffgruppen in den verschiedenen Fraktionen der organischen Bodensubstanz dar.

Methodenentwicklung und –anwendung

Grundlage für die Quantifizierung des Eintrages von Wurzelzellresten ist eine Methode nach Swinnen et al. (1994). Charakteristisch für dieses Verfahren ist die Kombination von experimentell gestützten Modellen des Pflanzenwachstums mit der Assimilatverteilung im System Pflanze-Boden-Atmosphäre, die auf der Basis der ^{14}C-Isotopentechnik (^{14}C-Impulsmarkierung von Pflanzen) bestimmt wird.
Darauf basierend lässt sich der Eintrag von Wurzelzellwandresten in den Boden wie folgt berechnen:

Wurzelzellwandreste (ΔC)	=	Assimilateintrag in Wurzelstrukturbestandteile (berechnet über ^{14}C-Verteilung)	-	^{12}C-Zuwachs der Wurzeln nicht markierter Vergleichspflanzen

Zur Ermittlung der ^{14}C-Verteilung wurde ein Impulsbegasungsverfahren unter kontrollierten Laborbedingungen nach Richert et al. (2000) verwendet. Die Weiterentwicklung und Validierung des Verfahrens erfolgte an Maispflanzen unterschiedlichen Alters, aufgewachsen in Gefäßversuchen auf Sandlöß vom Versuchsstandort Kühnfeld bei Halle (Saale).
Zur Fraktionierung der Wurzelbestandteile wurde ein kombiniertes Verfahren, bestehend aus spezifischen Oxidations- und Hydrolyseschritten auf der Grundlage von Allen et al. (1974) und abgestuften Extraktionen unter Verwendung der ASE (accelerated solvent extraction) entwickelt.

Ergebnisse

Das hier eingesetzte Impulsbegasungsverfahren gestattet die exakte Quantifizierung der ^{14}C-Verteilung im System Pflanze-Boden-Atmosphäre (siehe Tab. 1). Die Wiederfindung der applizierten ^{14}C-Aktivität beträgt mehr als 90%. Es zeigte sich, daß mit zunehmendem Pflanzenalter der relative Assimilateintrag in

*Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V., Institut für Primärproduktion und Mikrobielle Ökologie, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

**Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (UFZ) GmbH, Sektion Sanierungsforschung, Permoserstr. 15, D-04318 Leipzig

Wurzel und Boden abnimmt. Im besonderen Maße gilt dies für das Boden-CO_2, d. h. die Summe aus Wurzelatmung und mikrobieller Veratmung der Rhizodeposition. Inwieweit dies auch für den Eintrag der Wurzelzellwandreste zutrifft, lässt sich aufgrund zur Zeit noch laufender Untersuchungen zur Quantifizierung dieser Eintragsgröße bisher nicht abschätzen.

Tab. 1: ^{14}C-Verteilung im System Mais-Boden-Atmosphäre zu unterschiedlichen Pflanzenwachstumsstadien 14 d nach Impulsbegasung (in % der Nettoassimilation)

	Pflanzenalter		
Kompartiment	**17 Tage**	**35 Tage**	**77 Tage**
Sproß/Kolben	69	83	84
Wurzel	13	9	10
Boden	6	4	3
Boden-CO_2	12	4	3

Darüber hinaus geht aus dem Vergleich von ^{14}C-Impuls- und Dauermarkierungsexperimenten hervor, daß die dem Modell von Swinnen et al. zugrundeliegenden Annahmen im wesentlichen zuzutreffen scheinen. Denn mit Hilfe beider Markierungsverfahren wurden sehr ähnliche ^{14}C-Assimilatverteilungen erhalten (Ergebnisse nicht dargestellt). Dennoch bleibt im Detail zu prüfen, zu welchem Zeitpunkt eine homogene Verteilung der ^{14}C-markierten sog. neuen Assimilate in den verschiedenen C-Pools bzw. Organen der Pflanze erreicht wird. Dies stellt eine wesentliche Voraussetzung für die exakte Berechnung der C-Einträge einschl. der Wurzelzellwandreste in den Boden während der gesamten Wachstumsperiode dar.

Durch die Kombination von modernen Extraktionstechniken wie der ASE und klassisch-chemischer Methoden läßt sich eine effektive Fraktionierung von Wurzelbestandteilen erreichen (siehe Tab. 2). Die Gesamtausbeute beträgt durchschnittlich 82 – 90 %. Dadurch ist eine quantitative Gewinnung von Wurzelfraktionen zur Durchführung von Inkubationsexperimenten möglich.

Tab. 2: Anteil der Wurzelfraktionen an der Wurzeltrockenmasse

Fraktion	**%**
Lipide	0,9 - 1,4
Heißwasserextrakt	14 - 24
Cellulose	25 - 27
Hemicellulose	19 – 21
Lignin	13 – 19

Ausblick

Neben der Weiterführung der Experimente zur Quantifizierung des Eintrages von Wurzelzellwandresten bei wachsenden Pflanzen ist vorgesehen, die Umsetzungsdynamik von Wurzelzellwandfraktionen in ausgewählten organischen C-Pools des Bodens mit Hilfe von Inkubationsexperimenten aufzuklären und zu quantifizieren. Besondere Aufmerksamkeit gilt dabei auch dem Einbau der genannten Wurzelzellwandfraktionen in die verschiedenen C-Pools. Dies soll im wesentlichen durch die Kombination von ^{14}C- und ^{13}C-Isotopenmethoden (Tracertechniken, Isotopenverdünnung) und chemisch-analytischen Verfahren, z. B. der in-column-Pyrolyse-GC/MS nach Gorecki und Pörschmann (2000) zur Bestimmung charakteristischer Verbindungen (Ligninmonomere etc. in Boden und Pflanze) erreicht werden.

Literatur

Allen, S. E. et al. (1974), Chemical analysis of ecological materials, Blackwell scientific publications, Oxford

Gorecki, T. und Pörschmann, J. (2000), In-column pyrolysis: a new approach to an old problem, Anal. Chem., 73, 2012 – 17

Richert, M. et al. (2000), Distribution of assimilated carbon in the system *Phragmites australis*-waterlogged peat soil after carbon-14 pulse labelling, Biol. Fertil. Soils, 32, 1 – 7

Swinnen, J. et al. (1994), Rhizosphere carbon fluxes in field-grown spring wheat: model calculations based on ^{14}C partitioning after pulse-labelling, Soil Biol. Biochem., 26, 171 – 182

Das Benetzungsverhalten von Böden in Abhängigkeit von Bodenfeuchte und Aggregierung

Teilprojekt in dem DFG-SPP
"Böden als Quelle und Senke für CO_2"

Jörg Bachmann*, Walter R. Fischer,
Susanne K. Woche, Marc-O. Göbel

Einleitung

Durch physikalische Prozesse (Aggregierung, Benetzungswiderstände) können prinzipiell Mikrohabitate im Boden geschaffen werden, die potentiell die Umsatzkinetik der organischen Substanz beeinflussen. Zur Zeit besteht aber ein erheblicher Klärungsbedarf hinsichtlich der Identifizierung und der Auswirkung der einzelnen Prozesse auf die Stabilisierung der organischen Bodensubstanz. In dem vorliegenden Projekt wird daher von den folgenden Hypothesen ausgegangen:

Hypothese 1:
Oberflächen von Bodenpartikeln sind in der Regel nicht -wie bisher allgemein angenommen- gut benetzbar durch Wasser, sondern weisen Benetzungshemmungen in unterschiedlichem Ausmaß auf.

Die bisherigen Untersuchungen an den Böden des SPP bestätigen diese Hypothese signifikant, wobei eine ausgeprägte Differenzierung im Tiefenprofil erkennbar ist. Auch "reine" Mineralphasen weisen unterschiedliche Kontaktwinkel (KW) auf (Tab. 1). Ferner ist erkennbar, dass nährstoffreichere Ackerböden im Durchschnitt geringere Kontaktwinkel als Waldböden zeigen (Abb. 1).

Tab. 1: Kontaktwinkel für ausgewählte Minerale.

Material	Goethit (synth.)	Hämatit (Fluka)	Calcit (gefällt)	glaukonitischer Quarzsand
KW [°]	84	60	70	41

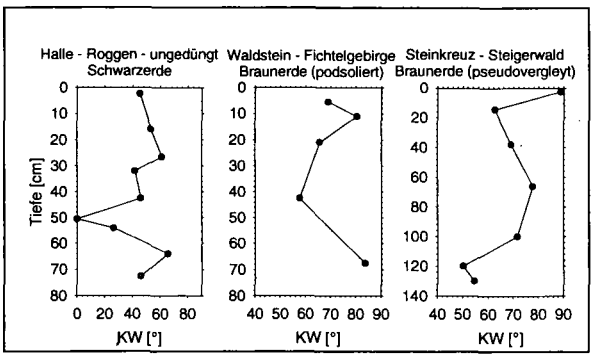


Abb. 1: Kontaktwinkel als Funktion der Tiefe.

Hypothese 2:
Die an homogenem Material beobachteten Benetzungshemmungen (s. Hypothese 1) können wahrscheinlich Aggregierungsprozesse unterstützen und/oder Aggregate stabilisieren.

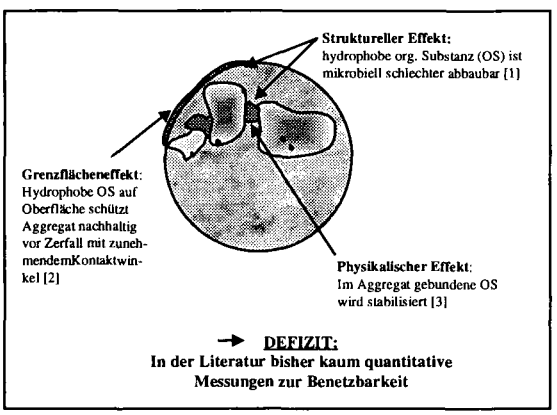


Abb. 2: Stabilisierungseffekte durch Hydrophobie.

Methodik

Die Untersuchungen wurden mit einem Präzisionstensiometer (DCAT 11, Data Physics, Auflösung 0.00001 g) durchgeführt. Aufgezeichnet wird die Massenzunahme einer Bodenprobe im Kontakt mit Wasser (Oberflächenspannung σ_l=72 mN m^{-1}) und einer vollständig benetzenden Flüssigkeit (Hexan, σ_l=18 mN m^{-1}). Aus dem Verhältnis der Steigungen der Flüssigkeitsaufnahmeraten von Wasser und Hexan kann der Kontaktwinkel (Vorrückwinkel) be-rechnet werden (siehe Abb. 3).

* Institut für Bodenkunde Universität Hannover,
Herrenhäuser Str. 2, D-30419 Hannover
e-mail: bachmann@ifbk.uni-hannover.de

Ergebnisse

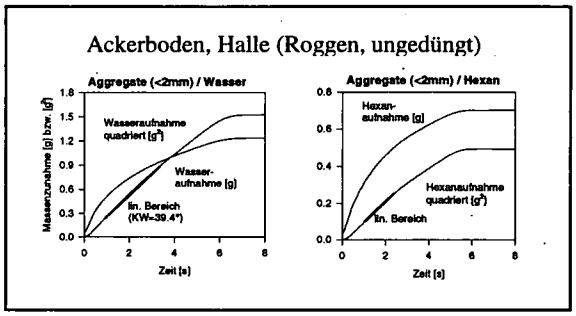


Abb. 3: Auswertung der zeitabhängigen Massenzunahme.

Es wurden die Kontaktwinkel von Aggregaten des Bodens Bad Lauchstädt (Raum Halle) untersucht. Typisch sind kleine Kontaktwinkel der Aggregatoberfläche, aber große Kontaktwinkel im Inneren. Ein Referenzboden aus entkaltem Löß (Ap-Horizont, Parabraunerde, Hildesheimer Börde) zeigt eine abweichende Tendenz: Dort scheint der Kontaktwinkel der äußeren Oberfläche und des Aggregatinneren groß zu sein. Desweiteren zeigt sich, dass der Kontaktwinkel dynamisch mit dem Feuchtestatus des Bodens im Bereich von 0% rel. Luftfeuchte (ofentrocken) bis 100% (über Wasser equilibriert) größer wird.

Biogene Aggregate (Regenwurmkot) weisen ein analoges Verhalten auf: Die erstmalige Trocknung mittels Gleichgewichtseinstellung bei definierten Luftfeuchten zeigt deutlich die Abhängigkeit des Kontaktwinkels vom Matrixpotential, wobei zwischen Aggregatäußerem und -innerem zu unterscheiden ist (Abb. 4; ΔKW=f(rh): Dreiecke). Dabei nimmt der Kontaktwinkel der Aggregatoberfläche mit zunehmender Feuchte zu (KW=f(rh): gefüllte Kreise). Die homogenisierten Proben zeigen eine gegenläufige Tendenz (offene Kreise).

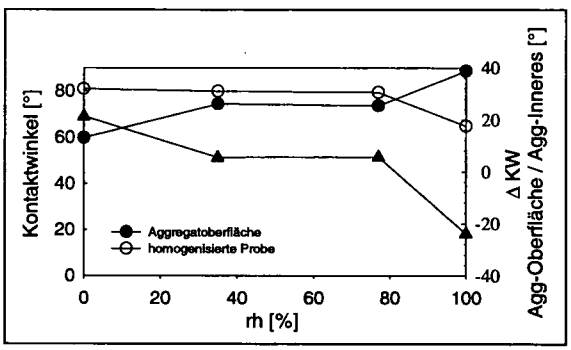


Abb. 4: KW in Abhängigkeit vom Feuchtegrad (Agg.=Aggregat).

Fazit

Die bisherigen Ergebnisse zeigen exemplarisch, dass:

1. alle untersuchten Böden Benetzungshemmungen in einem weiten Spektrum von Kontaktwinkeln bis zu 90° aufweisen. Hydrophobe Eigenschaften mit Kontaktwinkeln ab 90° (oder größer) deuten sich für Oberböden des Profils Steinkreuz an.
2. Aggregatoberfläche und -inneres sich bezüglich der Benetzbarkeit verhältnismäßig stark unterscheiden, wobei Unterschiede durch Feuchtewechsel verstärkt werden können.

Nach heutiger Einschätzung erscheint besonders die Zunahme des Kontaktwinkels mit zunehmender Feuchte ein relevanter Prozess bei der physikalischen Stabilisierung von Aggregaten im plötzlichen Kontakt mit freiem Wasser zu sein.

Folgerungen

Weitere Untersuchungen sollen die Beziehung zwischen Benetzbarkeit und Aggregatstabilität aufzeigen. Parallel dazu müssen die physikalischen Eigenschaften der flüssigen Phase spezifiziert werden. Vorgesehen sind ferner Experimente zu Wechselwirkungen adsorbierter DOM und deren Einfluss auf die Grenzflächeneigenschaften der festen Phase.

Literatur

[1] Capriel, P. (1997): European J. of Soil Sci 48, 157-462.

[2] Piccolo, A. and J. S.C. Mbagwu (1999): Soil Sci. Soc. Am. J. 63, 1801-1810.

[3] Shang, C. and H. Tiessen (1998): Soil Sci. Soc. Am. J. 62, 1247-1257.

Auswirkung der Aggregierung auf die Umsatzraten, räumliche Verteilung und Art der organischen Substanz sowie deren chemische Aktivierbarkeit

O. Bartdorff*, Th. Baumgartl, R. Horn, H. Wetzel

Einleitung

Die Bedeutung der Bodenstruktur im Zusammenhang mit Fragen des Wasser- und Lufthaushaltes von Böden, ebenso wie bei der Betrachtung der Durchwurzelbarkeit und der Nährstoffverfügbarkeit werden seit vielen Jahren/Jahrzehnten intensiv diskutiert.

Die Strukturbildung in Böden führt neben den positiven Effekten einer besseren Durchlüftung und Durchwurzelbarkeit auch zu nachteiligen Eigenschaften. Mit der bei der Strukturbildung einhergehenden Verfeinerung und der damit abnehmenden Zugänglichkeit von Austauscheroberflächen kommt es zur Verminderung der Filter- und Pufferfunktion von Böden.

Die Mobilisierung oder Imobilisierung der organischen Substanz ist in strukturierten Böden daher neben den rein biotischen und abiotischen Abhängigkeiten eine Funktion zeitlicher und räumlicher Zugänglichkeiten. Die Zugänglichkeit relevanter Prozeßräume ist ihrerseits wieder ein Produkt aus Entwässerungsintensität und -häufigkeit, der physikalisch-mechanischen Stabilitätsbereiche und den Oberflächeneigenschaften von Aggregaten sowie deren Porenwände (Abb.1).

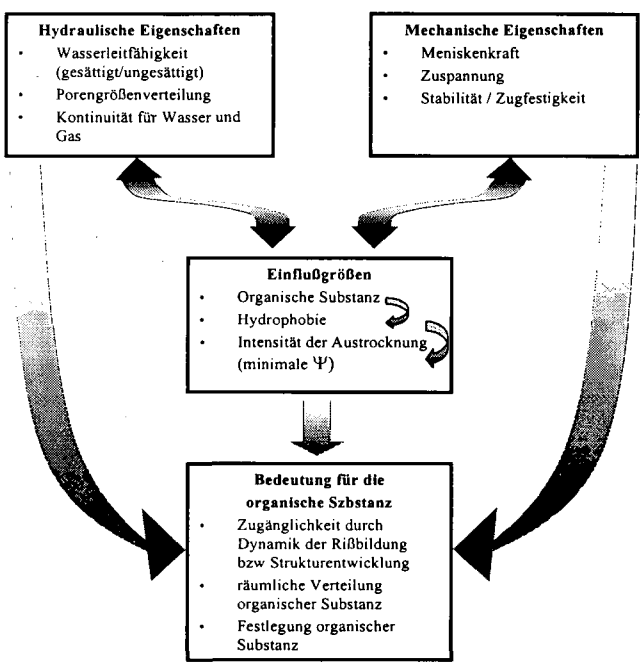


Abb.1: Steuerung der Festlegung von organischer Substanz durch physikalische Prozesse in Böden

*Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität Kiel, Olshausenstraße 40, 24118 Kiel

Methodik

Untersucht wurden drei unterschiedliche Düngungs- und Nutzungsvarianten einer lessivierten Schwarzerde des Julius-Kühne-Versuchsfeldes in Halle:

- Winterroggen-Monokultur, mit Stallmist- (12t/ha a) und NPK-Düngung (60/24/75, kg/ha a)
- Winterroggen-Monokultur ohne Düngung
- Schwarzbrache

Das Probenmaterial wurde dabei sowohl als ungestörte Proben mit Hilfe von Stechzylindern (100 cm^3 und 236 cm^3) als auch in Form von Einzelaggregaten (ϕ 1-5 cm) und in gestörter Lagerung horizontbezogen bis zu einer Tiefe von 75 cm gewonnen. Neben der Bestimmung der hydraulischen Eigenschaften (ϕ :θ, k: θ) werden die ungestörten Proben auch für Perkolationsexperimente mit einer Pyrophosphat-Lösung eingesetzt (POSNER 1966). Zur Erfassung der Desorptionskinetik des organischen Kohlenstoffs im Kontakt mit der Pyrophosphat-Lösung wurden die zeitabhängigen Konzentrationen an organischem Kohlenstoff in einem Batch-Experiment an homogenisiertem Material untersucht. Mit Hilfe von Sorptivitätstests (Mikroinfiltration) an Aggregaten können hydrophobe Effekte detektiert werden (Baumgartl et al., 2000). Für Aggregate unterschiedlicher Vorentwässerungen (-3, -6, -30, -50 kPa, lufttrocken) wurde die Sorptivität mit Wasser und Ethanol bestimmt. Der Benetzungswinkel, ebenfalls ein Maß für die Hydrophobizität von Oberflächen, wurde an luftgetrockneten homogenisierten Bodenproben von der Arbeitsgruppe Bachmann (Hannover) untersucht und dient hier der vergleichenden Betrachtung.

Ergebnisse und Diskussion

Die Sorptivität von Aggregaten der lessivierten Schwarzerde unter Schwarzbrache zeigt für drei von vier Horizonten (Axp –Pflugsohle, Axp und Bv Axh2) ein deutliches Minimum bei pF 2,18 (Abb.2). Dieses Minimum ist dabei beim Axp (0-20cm) am stärksten ausgeprägt. Über den gesamten untersuchten Saugspannungsbereich besitzt der Axp aber die höchsten Sorptivitäten, wohingegen die Pflugsohle mit den geringsten Werten charakterisiert ist.

Die deutliche Abgrenzung im Niveau der Sorptivität der beiden durch die Pflugarbeit geprägten Horizonte verdeutlicht deren herausragende Bedeutung für den Kohlenstoffumsatz als auch den mit den Wasserflüssen gekoppelten Transport von gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen. Während der homogenisierte Bereich des Axp hohe Infiltrationsraten in die Aggregate aufweist führen die geringen Werte im Pflugsohlenbereich zu einer Separierung

von Prozessräumen in diesem und aufgrund der Konzentrierung der Wasserflüsse auch in allen darunter folgenden Horizonten. Die Sorptivität kann prinzipiell durch die Belegung der Aggregatoberflächen mit hydrophob wirkenden organischen Substanzen (PICCOLO et al. 1999) oder durch Veränderungen des Porensystems mit eingeregelten Partikeln im Randbereich erklärt werden (HORN et al. 1987).
Die Hydrophobizität kann an homogenisierten Materialien über den Benetzungswinkel bestimmt werden. Ein Vergleich der Sorptivitätswerte mit den Benetzungswinkeln zeigt, dass die Sorptivitätsunterschiede für die Pflughorizonte mit den ebenfalls großen Unterschieden im Benetzungswinkel erklärt werden können. Wohingegen die Wertepaare für die Unterbodenhorizonte (Bv Axh 1 und Bv Axh 2) keinen direkten Hinweis auf diese Wechselwirkung ergeben. Dies kann aufgrund der ungestörten und damit auch dauerhaften Strukturbildung im Unterboden auf größere Porendiskontinuitäten vom Aggregatrand- in den Innenbereich erklärt werden.
Da der Grad der Hydrophobie durch die Intensität der Austrocknung festgelegt ist, muß auch die zeitliche Änderung des Matrixpotentials in die Betrachtung mit einfließen. Insbesondere auf dem klimatisch kontinental geprägten Standort Halle ist mit langen sommerlichen Trocknungsphasen zu rechnen, die die Intensität der Austrocknung über die Tiefe prägen (BAUMGARTL et al, 1993) aber auch die nachfolgende Wiederbefeuchtung einer zuvor sehr trockenen hydrophoben Aggregatoberfläche verlangsamen. So ist auch das Minimum der Sorptivität bei pF 2,18 als ein erster Hinweis zu verstehen, dass für die Dynamik des organischen Kohlenstoffs neben den klassischen Vorstellungen der biotischen und abiotischen Randbedingungen auch langwirkende Austrocknungsphasen als „historisches Gedächtnis" die Zugänglichkeiten von Prozessräumen und damit deren Speicherfunktion für den organischen Kohlenstoff mit bestimmen. In enger Verknüpfung zur räumlichen Erreichbarkeit steht die zeitliche Komponente der Sorptionsprozesse. Die Kinetik der Freisetzung von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) mittels einer Pyrophosphatlösung zeigt den langsamen Verlauf der Desorption und damit deren Bedeutung beim Tranfer von Kohlenstoff in Böden (Abb.4).

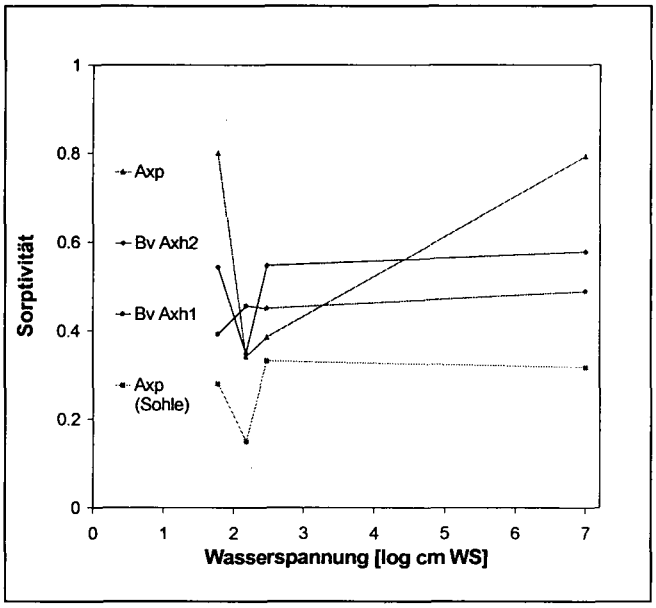


Abb. 2: Sorptivität von Aggregaten bei unterschiedlichen Wasserspannungen

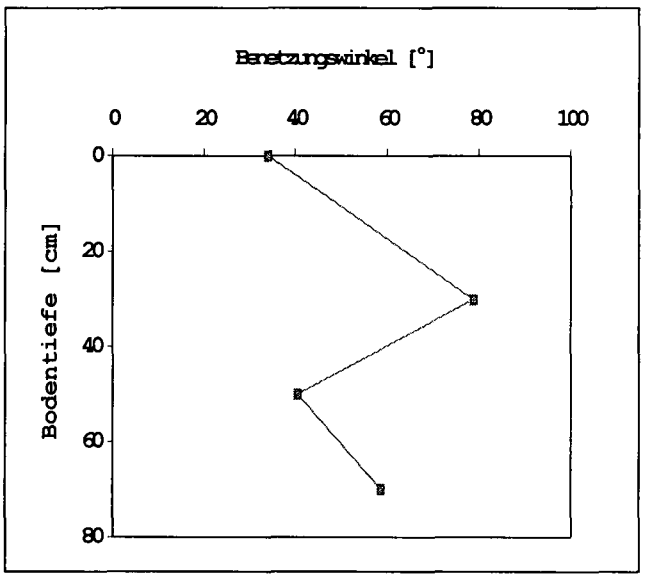


Abb. 3: Benetzungswinkel als Maß der Hydrophobizität an luftgetrocknetem Substrat

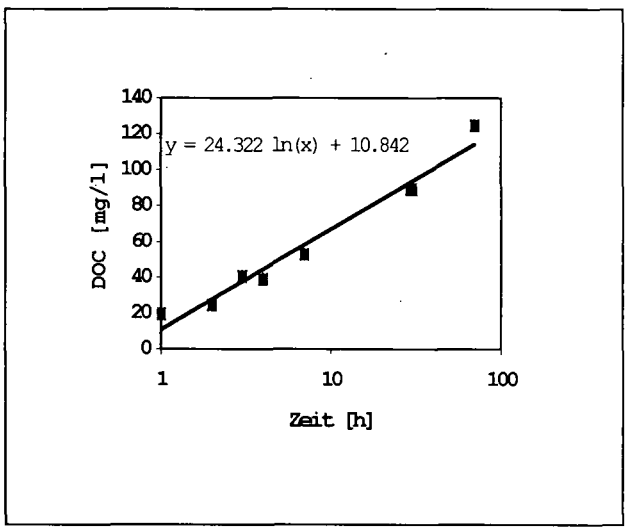


Abb. 4: Kinetik der Desorption von organischem Kohlenstoff im Kontakt mit einer Pyrophosphatlösung

Literatur

Baumgartl, T., Horn, R. (1993): Die Ermittlung der Aggregatstabilität - ein Methodenvergleich. Z. f. Pflanzenernähr. und Bodenkunde, 156: 385-391.

Horn, R., Stork, J., Dexter, A.R. (1987): Untersuchungen über den Einfluß des Bodengefüges für den Eindringwiderstand in Böden. Z. f. Pflanzenernähr. und Bodenkunde, 150: 342 - 347.

Piccolo, A., Spaccini, R., Haberhauer, G., Gerzabek, M.H. (1999): Increased sequestration of organic carbon in soil by hydrophobic protection. Naturwissenschaften, 86: 496-499.

Posner, A.M. (1966): The humic acids extracted by various reagents from a soil. Part I. Yield, inorganic components, ant titration curves. Journal of Soil Science, 17: 65-78.

Extrahierbarkeit von PAK in Abhängigkeit von Wassergehalt und Befeuchtungsdauer

S. Berger[1], K. Sieg[1], J. Weber[1], G.E. Schaumann[1], W. Rotard[1], B. Kocher[2], G. Wessolek[2]

1 Einleitung

Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es, einen möglichen Einfluss der Parameter Wassergehalt, Befeuchtungsdauer und Ausgangszustand der Böden auf die Extraktionsausbeute von PAK zu erkennen. Bei dem Ausgangszustand wurde zwischen dem original feldfrischen Zustand und einem lufttrockenen Zustand unterschieden. Es wurden Wassergehaltsstufen zwischen 1% und 30% untersucht. Der Einfluss des Zeitfaktors wurde durch drei verschiedene Befeuchtungsdauern näher betrachtet. Unter Befeuchtungsdauer verstehen wir die Dauer zwischen dem Einstellen des Wassergehaltes und der Extraktion der Probe (s. Abb.1).

2 Material & Methoden

Bei den untersuchten Böden handelte es sich um Sandböden von Autobahnrandstreifen aus Berkhof (A7 Niedersachsen, Boden N) und Berlin-Grunewald (A115, Boden G). Aus Tabelle 1 und 2 wird deutlich, dass beide Böden vergleichbare Eigenschaften aufweisen. Unterschiede sind in den Klimadaten sowie im geschätzten Alter der Kontamination zu finden. Boden und klimarelevante Standortdaten sind in den Tabellen 1 und 2 zusammengefasst. Je Standort wurden drei Probeschürfungen durchgeführt und das Bodenmaterial aus 0-10 cm Tiefe entnommen. Die Extraktion erfolgte in Anlehnung an die VDLUFA-Methode, d.h. der Boden wurde für 16 h in einem Horizontalschüttler mit einem Gemisch aus Aceton/ Dichlormethan und NaCl-Lösung geschüttelt. Eine Probenaufreinigung geschah an einer Kieselgel/ Aluminiumoxid/ Natriumsulfat - Säule. Aus den Proben wurden die 16 EPA - PAK, von denen 11 quantifiziert werden konnten, mit einer HPLC-Anlage mit Fluoreszenz-Detektion gemessen. Jede Probe wurde dreifach angesetzt.

3 Ergebnisse

Beide Bodenproben weisen hohe PAK-Gesamtgehalte auf. Der niedersächsische Boden (N-Proben) weist einen durchschnittlichen Gehalt von 13,1 mg/kg TS auf (als Summe aus 11 PAK aus dem feldfrischem Boden*). Der Berliner Boden (G-Proben) ist etwa halb so stark kontaminiert mit einer Gesamtkonzentration von 6,4 mg/kg TS. Damit überschreiten beide Bodenproben den bestehenden Vorsorgewert, der laut Bundesbodenschutzverordnung für einen Boden mit weniger als 8% Humusgehalt bei einer Konzentration von 3 mg/kg TS als Summe der 16 EPA-PAK liegt. In den Abb. 2 und 3 ist exemplarisch für Benzo(a)pyren die Abhängigkeit der Extrahierbarkeit von der Befeuchtungsdauer (Abb.2) und vom Wassergehalt

TU-Berlin, Franklinstrasse 28/29, 10587 Berlin
Kontakt: G.E. Schaumann; Email: Gabi.Schaumann@TU-Berlin.de
1) FG Umweltchemie, Sekr. OE1
2) FG Standortkunde/Bodenschutz, Sekr. BK

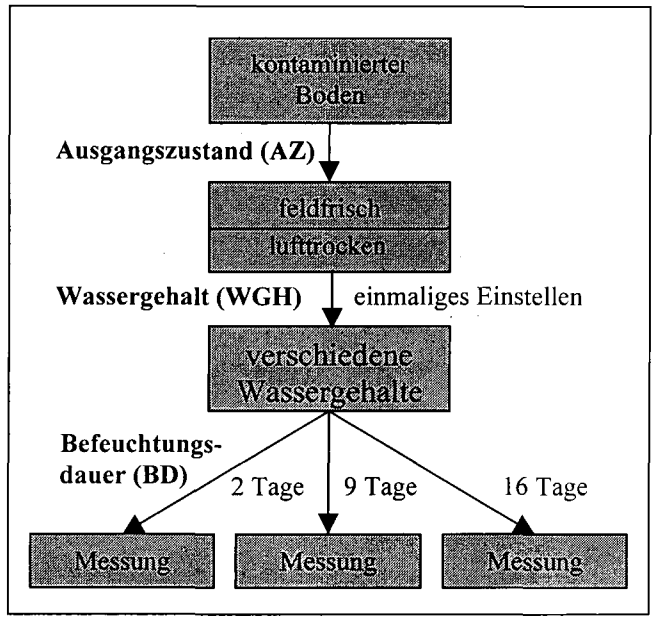


Abbildung 1: Ablaufschema

Tabelle 1: Klimadaten

Klimadaten	Boden N	Boden G
Jahresdurschnitts-temperatur	9,0°C	10,3°C
Jahresniederschläge	707 mm	600 mm
max. Sonnenscheindauer	14 h	16 h

Tabelle 2: Bodendaten

Bodendaten	Boden N	Boden G
Bodenart	mSfs	mSfs
Bodentyp	überdeckter Podsol	Auftrags-boden
pH-Wert(H_2O)	7,2	7,3
Humusgehalt in Gew.-%	5,3	4,4
PAK-Gesamtgehalt in mg/kg TS*	13,1	6,4
Benzo(a)pyren in mg/ kg TS	1,8	0,6
Alter der Kontamination in a	ca. 1-5	ca. 10-15

*) gemessene PAK:

- Phenanthren
- Anthracen
- Fluoranthen
- Pyren
- Benzo(a)anthracen
- Chrysen
- Benzo(b)fluoranthen
- Benzo(k)fluoranthen
- Benzo(a)pyren (BAP)
- Dibenzo(ah)anthracen
- Benzo(ghi)perylen

(Abb.3) dargestellt. Die Ergebnisse zeigen tendenziell eine Zunahme der extrahierten Menge BAP mit zunehmender Befeuchtungsdauer für Boden N, jedoch eine Abnahme für Boden G (Abb.2). Ein ähnliches Verhalten wurde für 9 der 11 quantifizierten PAK gefunden (nicht dargestellt). Auch hinsichtlich des Wassergehaltes verhalten sich die Böden N und G unterschiedlich. Während für Boden N die Extrahierbarkeit bei Wassergehalten über 10% größer ist als bei 5%, nimmt sie bei Boden G mit zunehmendem Wassergehalt ab. Vergleichbare Tendenzen zeigen die Böden auch für die anderen, nicht dargestellten Bedingungen.
Nicht dargestellt ist die Abhängigkeit der Extrahierbarkeit vom Ausgangszustand. Hier gab es für beide Böden nach 9 Tagen einen einheitlichen Trend: aus feldfrisch befeuchteten Proben konnten mehr PAK extrahiert werden als aus dem aus lufttrockenem Zustand befeuchteten Proben. Die Proben zeigten nach Befeuchtung aus feldfrischem Zustand höhere Extraktionsausbeuten als aus luftgetrocknetem Zustand. Die beschriebenen Tendenzen konnten für unterschiedliche Bedingungen und für die Mehrzahl der quantifizierten PAK (Ausnahme: Dibenzo(a,h)anthracen) reproduziert werden. Sie sind jedoch aufgrund der geringen Anzahl von Wiederholungen (N=3) noch nicht als statistisch abgesichert zu betrachten. Hierfür sind weitere detaillierte Untersuchungen erforderlich.

4 Diskussion

Das untersuchte Bodenmaterial reagiert nachweislich auf die Änderung seines Feuchtezustandes mit veränderten Extraktionsausbeuten an PAK. Auffällig ist im Falle der Wassergehaltsabhängigkeit sowie auch bei der Veränderung der Befeuchtungsdauern das unterschiedliche Verhalten der Bodenmaterialien. Unerwartet war dieses gegensätzliche Verhalten insbesondere wegen der Ähnlichkeit der Bodenproben.
Ein Erklärungsansatz für die auftretenden Abhängigkeiten liegt möglicherweise im Altersunterschied der PAK-Belastung in Zusammenhang mit den klimatischen Unterschieden der beiden Probenahmeorte. Sehr wahrscheinlich ist, dass die PAK im Boden in verschiedenen Bindungsformen vorliegen.

5 Schlussfolgerung

Die Untersuchungsergebnisse zeigen eindringlich, dass nicht nur der Wassergehalt, sondern auch der Ausgangszustand und die Quellzeit nach Befeuchtung wichtige, nicht zu vernachlässigende Parameter für die Extraktion darstellen. Da Bodenmaterial unterschiedlicher Herkunft gegensätzliches Verhalten aufweisen kann, zeigen diese Untersuchungen außerdem, dass keine einheitliche Kombination von Ausgangszustand, Wassergehalt und Befeuchtungsdauer für eine maximale Extrahierbarkeit gefunden werden können. Dies muss bei der Diskussion von PAK-Gesamtgehalten berücksichtigt werden.

Literatur:
VDLUFA-Methodenhandbuch; Band II, VDLUFA-Verlag, Darmstadt 1999
Bundesbodenschutzverordnung: Anhang 2, 4.Vorsorgewerte für Böden, BGBL.1999 I Nr.36 vom 16.07.99, S.1554 ff.

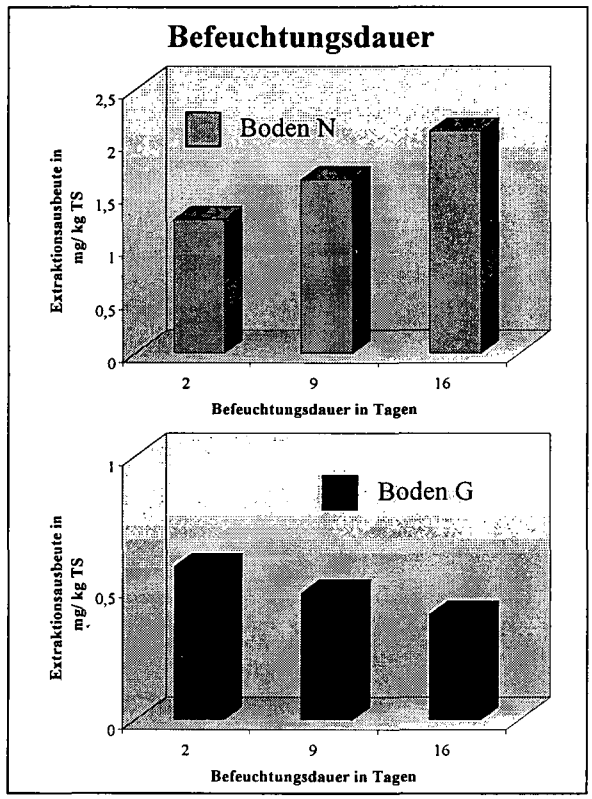


Abbildung 2: Extrahierbarkeit von Benzo(a)pyren in Abhängigkeit von der Befeuchtungsdauer (Quellzeit) am Beispiel des vom feldfrischen Zustand auf 25% Wassergehalt befeuchteten Bodens

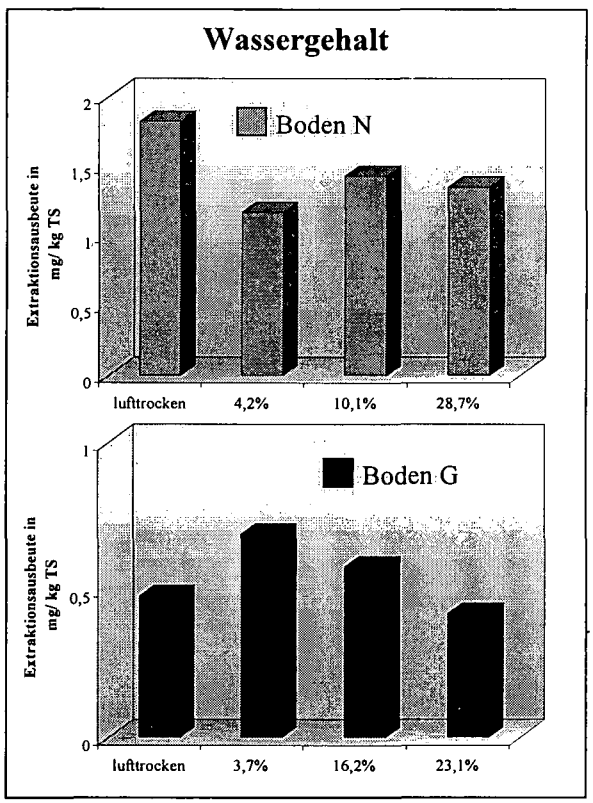


Abbildung 3: Extrahierbarkeit von Benzo(a)pyren in Abhängigkeit vom Wassergehalt am Beispiel des vom luftgetrockneten Zustand befeuchteten Bodens (Befeuchtungsdauer 9 Tage)

RELATION BETWEEN THE CONTENT OF SELECTED TRACE METALS AND ENZYMATIC ACTIVITY OF CLAYEY SOILS ON AN AFFORESTED DUMPING GROUND OF A SULFUR MINE

Elżbieta Jolanta Bielińska, Henryk Domżał

Soil enzymes are very sensitive to environmental stresses and therefore the enzymatic activity of the soil may be used for evaluating the degree of environment pollution (Januszek, 1999). Contents of the selected trace metals and the enzymatic activity of the loamy formations of the dumping ground of the sulfur mine were investigated in this paper in order to evaluate the ecological situation of the examined ecosystem.

Material and methods

The research was localized on the afforestated outer dumping ground of the sulfur mine in Piaseczno near Tarnobrzeg. The area is on the left bank of the Vistula river, on the wide inundation terrace (50^0 35' N; 21^0 47' E). The dumping ground was created in years 1959-1965 and afforestated in 1967-1969, after finishing the measurements concerning technical recultivation (Ziemnicki, 1980). In relation to the geological composition of the overlay of the sulfur deposit, the Tertiary loamy formations with fraction contents of: >1 mm - 7.6-8.2%; 1-0.1 mm - 17-21%; 0.1-0.002 mm - 12-17%; 0.02-0.002 mm - 22-26%; <0.002 mm - 37-40%, dominate on the dumping ground. The species composition of the afforestation material included over a dozen species of trees and bushes using different forms of mixing.

The following sites were selected for the investigation of the trace metal content and enzymatic activity of the loamy material:

1. on the top-soil in the monoculture of verrucose birch (*Betula verrucosa*) - 15 m high stand of trees, weakly developed brushwood - 20% of the cover, undergrowth with a great part of tree and bush seedlings - 70% of the cover, 0.5-1 cm thick litter layer;
2. on the top-soil in the monoculture of verrucose birch and fine-leafed line (*Tilia cordata*) in a group mixture - two story stand of trees (1 story - 17 m high birch, 2 story - 10 m high line), brushwood - 10% of the cover, poor undergrowth - about 5% of the area, about 5 cm thick litter layer;
3. on the slope (northern exposure), in a one-specie stand of aspen trees (*Populus tremula*) with a brushwood of repent cornel (*Cornus stolonifera*), 12 m high stand of trees, brushwood - 70%. very poor undergrowth - 5%, moss layer - 20%, 0.5 cm thick litter.

Ground samples were taken for research from the mineral horizon, from two depths of 0-5 cm and 10-15 cm. They were taken in the second decade of October 1999. Contents of Cd, Cu, Pb, Zn were measured in the samples: using the method of emission spectrometry ICP and the Leeman Labs PS 950 apparatus. The initial mineralization of the soil samples was carried out in microwave ovens Prolabo using the mixture of nitrogen acids and ultrachlorine acids (1:1 v/v). The total content of the investigated elements was measured.

The activity of the investigated enzymes was analyzed in the ground samples of natural humidity and the results were calculated into the ground dry mass. Determined was the activity of the following: dehydrogenase (Thalmann 1968); phosphatase (Tabatabai et al. 1969); urease (Zantua et al. 1975); protease (Ladd and Butler 1972).

The physical-chemical propertied of the investigated ground were determined using the following methods (Lityński and Jurkowska, 1982): granulometric composition using the Bouyoucose-Casagrande's method modified by Prószyński; soil pH in 1 M of KCl potentionmetrically; density of the still phase of the soil using the piknometric method; total organic carbon using the Tiurin's method; total nitrogen using the Kjeldahl's method; available phosphorus and potassium using the Egner-Riehm's method.

Results

The content of the analyzed trace metals in the investigated loamy material usually did not exceed the values considered as a natural background (Table 1). Only the loamy formations taken from the slope of the dumping ground from underneath the one-species stand of aspen trees (*Populus tremula*) with a brushwood of repent cornel (*Cornus stolonifera*) contained the higher content of Cd. Within the samples taken from the top-soil, the content of Cd, Cu, Pb, and Zn in the ground under the monoculture of verrucose birch was not significantly different from the content of those elements in the ground under the stand of verrucose birch and fine-leafed line trees in the group mixture. It was also twice as small (and the difference was statistically significant) as compared to their content in the ground from the slope of the dumping ground. The content of the investigated trace metals in the surface horizon (0-5 cm) was higher than in the deeper horizon (5-10 cm).

Table 1. Content of selected trace metals of the loamy material ($mg \cdot kg^{-1}$)

Site#	Depth (cm)	Cd	Cu	Pb	Zn
1	0-5	0.62	12.80	10.20	41.5
	5-10	0.58	11.00	7.60	36.1
2	0-5	0.71	14.70	12.00	45.7
	5-10	0.66	13.20	9.53	40.4
3	0-5	1.42	27.20	6.68	70.7
	5-10	1.27	25.84	3.97	62.4
$LSD_{0.01}$	site	0.10	1.22	1.39	7.7
for	depth	0.06	0.81	0.92	5.1

see: Material and methods

The greatest content of TOC and total TN was found in the loamy formations from the slope of the dumping ground, whereas the top-soil underneath the monoculture of verrucose birch contained the smallest amounts of those elements. The average content of TOC and TN in the ground samples taken from the slope was higher comparing to the content of those elements in the ground from the top-soil, by 30% and 40-50% respectively. Twice as high amounts of TOC and total TN were found in the 0-5 cm layer, comparing to the 10-15 cm layer (Table 2). Values of the C:N ratios in the ground of the investigated sites were close - they remained within 12.3-12.8. The investigated loamy material showed a natural reaction (pH_{KCl} 7.1).

The smallest Bulk Density of the loamy formations was stated in the ground from the slope of the dumping ground, while the greatest density was found in the ground from the top-soil underneath the monoculture of verrucose birch.

Ground compaction in the 0-5 cm horizon was smaller that in the 10-15 cm horizon (Table 2).

Elżbieta Jolanta Bielińska, Henryk Domżał
Institute of Soil Science and Environment Management,
University of Agriculture, Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin,
Poland, e-mail: domzal@consus.ar.lublin.pl

The content of the available phosphorus (which stayed at the level appropriate for rich soils) in the ground samples from the top-soil underneath the site and fine-leafed line site almost reached the content of that element in the dumping ground. It was also twice as high as in the ground from the top-soil underneath the monoculture of verrucose birch. In the case of phosphorus, which is not a very mobile component, there were no significant differences in its vertical distribution within the investigated horizons (Table 2).

The content of available potassium in the ground of the investigated sites was highly differentiated (from a low level up to the level that matched very high richness). In the ground from the top-soil, the average content of that form of potassium was 4 times lower that the content of that element in the material from the slope of the dumping ground. The differences in the vertical distribution of potassium were stated only in the ground samples from the slope of the dumping ground. The surface horizon (0-5 cm) showed a greater content of that element than the deeper horizon (5-10 cm), (Table 2).

Table 2. Properties of loamy material

	Depth (cm)	Site 1	2	3
TOC (%)	0-5	1.52	2.38	2.86
	5-10	0.90	1.27	1.60
TN (%)	0-5	0.12	0.19	0.23
	5-10	0.07	0.10	0.13
Bulk density (Mg/m^3)	0-5	2.61	2.55	2.46
	5-10	2.58	2.43	2.40
Available P (mg/kg)	0-5	41	95	79
	5-10	38	97	88
Available K (mg/kg)	0-5	204	124	618
	5-10	191	124	478

Enzymatic activity of loamy formations was significantly differentiated depending on the object and depth (Table 3).

Table 3. Enzymatic activity of the loamy material

Site	Depth [cm]	Dehydrogenase [µg TPF/g/24h]	Phosphatase [µg PNP/g/24h]	Urease [µg NH_4^+/g/24h]	Protease [µg tyrosine/g/1 h]
1	0-5	6.67	74.50	892.0	32.47
	5-10	3.14	43.37	486.3	21.77
2	0-5	7.32	134.23	997.3	49.73
	5-10	3.55	99.37	720.7	33.87
3	0-5	7.62	137.17	1049.3	53.67
	5-10	4.33	111.57	752.4	36.30
$LSD_{0.01}$ For	site	0.09	0.26	2.1	0.55
	depth	0.06	0.18	1.4	0.37

The greatest activity of the investigated enzymes (dehydrogenase; phosphatase; urease; and protease) was observed in the loamy formations from the slope of the dumping ground under the stand of aspen trees (*Populus tremula*) with a brushwood of repent cornel (*Cornus stolonifera*). Among the top-soil samples, higher enzymatic activity was stated in the soil from the stand of verrucose birch (*Betula verrucosa*) and fine-leafed line (*Tilia cordata*) in the group mix, comparing to the soil from the verrucose birch monoculture. In all the sites, the activity of the investigated enzymes in the 0-5 cm layer was 30-40% that that in the layer of 5-10 cm.

Conclusions

The content of Cu, Pb, and Zn in the investigated loamy material did not exceed the values considered a natural background.

The loamy formations taken from the slope of the dumping ground from the one-specie stand of aspen trees (*Populus tremula*) with the brushwood of repent cornel (*Cornus stolonifera*) contained greater amounts of Cd (stage I).

The content of Cd, Cu, and Zn in the ground from the slope of the dumping ground was significantly higher than the content of those elements in the ground from the top-soil.

A greater content of Pb was stated in the loamy material from the top-soil than in the material from the slope of the dumping ground.

The greatest activity of the investigated soil enzymes (dehydrogenase; phosphatase; urease; and protease) was found in the loamy formations from the slope of the dumping ground.

In the top-soil, the enzymatic activity of the ground from under the stand of verrucose birch and fine-leafed linden trees in the group mixture was higher that that of the ground from under the monoculture of verrucose birch.

The enzymatic activity of the loamy material in the 0-5 cm horizon was higher than the activity of the same material in the 10-15 cm horizon.

Intensification of the investigated enzymatic processes corresponded to the growth of the content of biogenic components in the ground and with the decrease in the ground compaction.

References

1. Januszek K. 1999 – Aktywność enzymatyczna wybranych gleb leśnych Polski południowej w świetle badań polowych i laboratoryjnych [Enzyamatic activity of selected forest soils of Southern Poland - field and laboratory research]. Zesz. Naukowe AR, Kraków, ser. Rozprawy, no. 250.
2. Ladd N., Butler J.H.A. 1972 - Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. Soil Biol. Biochem., 4: 19-30.
3. Lityński T., Jurkowska H. 1982 – Żyzność gleby i odżywianie się roślin [Soil fertility and plant nutrition] - PWN - Polish Scientific Publishers, Warszawa.
4. Tabatabai M. A., Bremner J.M. 1969 - Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. Soil Biol. Biochem., 1: 301-307.
5. Thalmann A. 1968 - Zur Methodik derestimmung der Dehydrogenaseaktivit(t in Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). Landwirtsch. Forsch., 21: 249-258.
6. Zantua M.I., Bremner J.M. 1975 - Comparison of methods of assaying urease activity in soils. Soil Biol. Biochem., 7: 291-295.
7. Ziemnicki S. 1980 – Rekultywacja zwału kopalni odkrywkowej [Recultivation of the strip mine dump] - PWN - Polish Scientific Publishers, Warszawa.

Neue Methoden zur Untersuchung des Langzeitverhaltens von Schwermetallphasen in Böden

Andreas Birkefeld, Bernd Nowack und Rainer Schulin (1)

Posterzusammenfassung

Einführung

Böden stellen eine große Senke für anthropogene und natürlich freigesetzte Schwermetalle dar. Darunter befinden sich auch Schwermetallphasen oxidischen und sulfidischen Charakters, die z.B. aus dem Bergbau, der Verhüttung oder von Schießplätzen emittiert werden.
Das Auflösungs- und Umwandlungsverhalten dieser Schwermetallphasen bestimmt ihren Verbleib im Boden und trägt dazu bei, ob die Metalle bioverfügbar werden oder ins Grundwasser eingetragen werden.

Ziel des Projektes

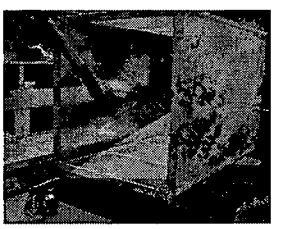
Es soll das Langzeitverhalten von ausgesuchten Schwermetallphasen in Böden *in situ* untersucht werden. Die Voraussetzung dafür soll ein kontrolliertes Einbringen und Wiedergewinnen von ausgesuchten Schwermetallphasen sein. Um dieser Anforderung zu genügen, wird eine neue Methode zur *in situ*-Beobachtung von Schwermetallen in Böden entwickelt.

Methodenbeschreibung

Acrylglas wurde als inertes und verwitterungsresistentes Trägermaterial für die Schwermetallphasen gewählt. Epoxydharz wurde als Adhesivmittel zwischen Acrylglasträgern und aufzubringenden Schwermetallphasen eingesetzt. Auf die mit Epoxydharz präparierten Acrylglasplatten wurde mit Hilfe einer Sandstrahlpistole die feinkörnigen Schwermetallphasen aufgetragen. Nach der Aushärtung des Epoxydharzes wurden die Polymerplatten mit einer Kreissäge in 2 cm x 2 cm große Plättchen geteilt.

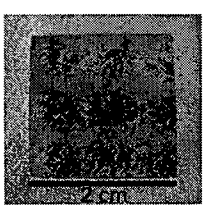
Ablauf der Polymerplättchenherstellung

Bestreichen der Plexiglasplatten mit Epoxydharz



Bestäuben der Platten mit Schwermetallstaub

Sägen der bestäubten Plexiglasplatten

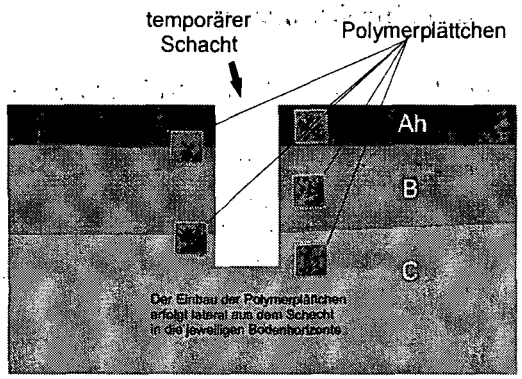


Ergebnis: 2cm x 2cm große Polymerplättchen

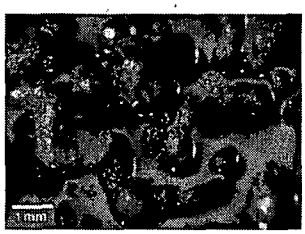
Methodenanwendung

Die schwermetallbelegten Plättchen können kontrolliert in ausgesuchte Bodenprofile eingebaut und nach bestimmten Zeitabständen wieder entfernt werden.
Die Plättchen werden mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) vor und nach dem Ausbringen in die Böden quantifiziert. Um die möglichen Phasenveränderungen der Schwermetalle während der Versuchszeit zu untersuchen, sollen ausgewählte Plättchen mit EXAFS analysiert werden.
SEM- und Mikrosondenuntersuchungen sollen über lokale Struktur- und Konzentrationsänderungen aufschluss geben.

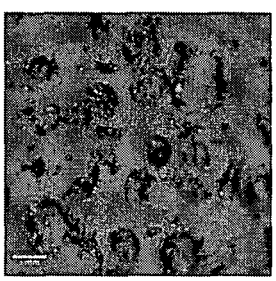
Einbau der Plättchen in Bodenprofile



Lösungsversuch der Polymerplättchen



Mikroskopansicht eines mit Schwermetall (PbO) bestäubten Polymerplättchens



Mikroskopansicht des mit Schwermetall bestäubten Polymerplättchens nach Auflösen mit EDTA (1mM, pH=5) nach einer Woche

Literatur

Tsaplina, M.A.; *Transformation and transport of lead, cadmium and zinc oxides in a sod-podzolic soil.* Eurasian Soil Science, 1996. 28(1):p. 32-40

Ranger, J., et al., *Study of current soil-forming processes using bags of vermiculite and resins placed within soil horizons.* Geoderma, 1991. 48:p. 335-350.

Hatton, A., et al., *Weathering of a mica introduced into four acidic forest soils.* Journal of soil science, 1987. 38: p. 179-190.

Bostick, B.C., et al., *Seasonal Fluctuations in Zinc Speciation within a Contaminated Wetland.* Environ. Sci. & Technol., ASAP Aug. 2001

Adresse

(1) Eidgenössische Technische Hochschule Zürich,
Institut für Terrestrische Ökologie
Grabenstrasse 3 - CH-8952 Schlieren

Mechanismus und Geschwindigkeit der Oxidation von Chrom(III) in Böden

Brigitte Böhm* und Walter R. Fischer

1. Einleitung

Das Schwermetall Chrom stellt in seiner dreiwertigen Form einen essentiellen Nährstoff dar, während das sechswertige Cr(VI) sehr toxisch ist. Die *hinreichend* erforschte Reduktion des Cr(VI) zu Cr(III) führt zu einer abnehmenden Umweltbelastung. Das Gefährdungspotential steigt jedoch, wenn es zu einer Oxidation des Cr(III) in die sechswertige Form kommt. Diese Reaktion kann auch im Boden stattfinden, wenn in Anwesenheit entsprechender Oxidationskatalysatoren die dazu nötigen Redoxpotentiale erreicht werden [1]. Dabei ist weder genau bekannt, unter welchen Umständen im Boden eine Cr(III)-Oxidation möglich ist, noch gibt es Erkenntnisse im Hinblick auf den Mechanismus und die Geschwindigkeit der Oxidation.

2. Material und Methodik

Material	Beschreibung
MnO_2 (Katalysator)	Mangankonkretionen; isoliert aus einem IIjC-Horizont (70 cm Tiefe) eines Regosols (Auftragsboden aus natürlichem Material, Stadtgebiet Hannover [2]; auf < 2mm gesiebt; Oxalatextrakt [3]: Fe: 37.2 g/kg, Mn: 25.2 g/kg
$Cr(NO_3)_3$-Lösung	10, 1 bzw. 0.1 mmol/L, jeweils mit einer 0.1 M Acetat-Essigsäurelösung auf pH-Werte innerhalb des Bereichs 2.8 bis 5.3 eingestellt

Parameter	Analytik
Cr(VI)-Konzentration	Differential-Pulspolarografie (626 Polarecord, 663 VA Stand Metrohm)
Mn- und Cr-Gesamtkonzentration	Atomabsorptionsspektrometrie (AAnalyst 300, Perkin Elmer)
pH-Wert und Redoxpotential	Labor-pH-Meter (CG 843 P, Schott)

*Institut für Bodenkunde, Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, D-30419 Hannover
e-mail: boehm@ifbk.uni-hannover.de

3. Versuchsdurchführung

Um sich den tatsächlichen Verhältnissen im Boden zu nähern, werden Säulenversuche bei Wassersättigung durchgeführt. Dabei wird die Cr(III)-Lösung im geschlossenen Kreislauf durch die Bodensäule geführt. Unter Verwendung des in Abb. 1 dargestellten Reaktionsgefäßes werden ca. 160 ml Cr(III)-Lösung durch eine Luftblasenfolge umgewälzt, wodurch die ständige Aufsättigung der Lösung mit Luftsauerstoff gewährleistet ist. Bei konstanter Raumtemperatur (20°C) werden mindestens zwei Parallelen angesetzt.
In zeitlichen Abständen wird ca. 3 ml Lösung entnommen und die Parameter ermittelt.

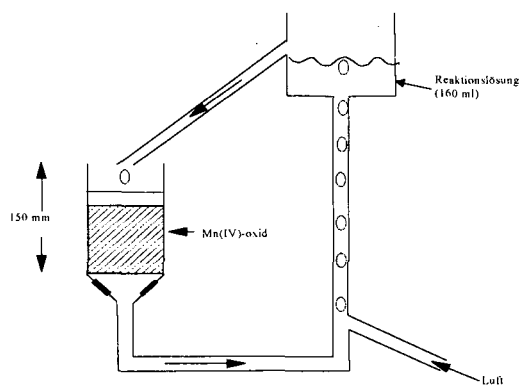


Abb. 1: Reaktionsgefäß für Säulenversuche bei Wassersättigung

4. Ergebnisse

4.1 Kinetik

Die Meßwerte lassen sich mit zwei Reaktionen beschreiben (Abb. 2):

1. rasche Reaktion 1. Ordnung
2. langsame Reaktion; Anpassung nach 1. und 2. Ordnung möglich

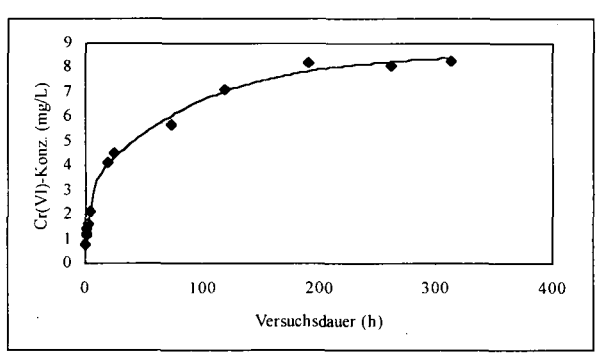


Abb. 2: Zeitverlauf der Cr(III)-Oxidation
(Start 1 mmol Cr(III)/L, pH 3.9)
— Anpassung ♦ Meßwerte

Der Unterschied der Geschwindigkeitskonstanten beider Reaktionen hängt von der Cr(III)-Startkonzentration ab: je höher die Startkonzentration ist, desto stärker differieren die Konstanten (Tab. 1).

Tab. 1: Mittelwerte der Geschwindigkeitskonstanten k 1. Ordnung in Abhängigkeit der Cr(III)-Anfangskonzentration

	k (h^{-1})	
Konz. Cr(III) (mmol/L)	1. Reaktion	2. Reaktion
10	0.27 ± 0.14	0.003 ± 0.002
1	0.66 ± 0.54	0.016 ± 0.006
0.1	0.62 ± 0.27	0.035 ± 0.019

Wie Abb. 3 zeigt, wirkt sich außer der Cr(III)-Startkonzentration auch der pH-Wert auf das Ausmaß der Cr(III)-Oxidation aus.

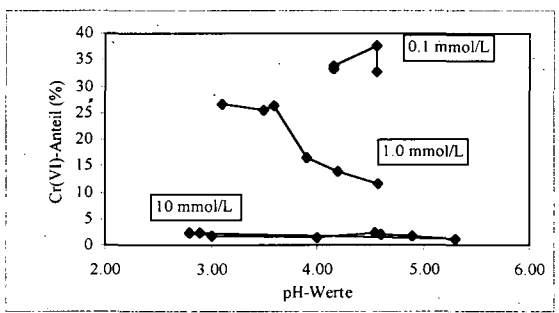


Abb. 3: pH-Abhängigkeit der Cr(III)-Oxidation

4.2 Stöchiometrie

Bei einer einfachen Stöchiometrie sollte der Elektronenumsatz bei der Cr(III)-Oxidation durch Mn(IV) durch folgende Reaktionsgleichung widergegeben werden können:

$2\ Cr^{3+} + 3\ MnO_2 + 2\ H_2O = 2\ CrO_4^{2-} + 3\ Mn^{2+} + 4\ H^+$

Das Verhältnis von oxidiertem Cr zu reduziertem Mn sollte dann 2:3 (dargestellt in den Abb. 4 und 5 durch eine Gerade) entsprechen.

Tatsächlich ergibt eine Bilanzierung von gelöstem Cr(VI) zu reduziertem Mn abweichende stöchiometrische Verhältnisse:

Der parallele Versatz der Meßwerte zur Geraden (Abb. 4) stellt einen katalytischen Anteil dar. Vermutlich wird ein Teil des Mn^{2+} durch Luftsauerstoff oxidiert.

Der Verlauf der Meßwerte unterhalb der Geraden (Abb. 5) kann durch folgende Gleichung beschrieben werden:

$Cr^{3+} + Mn(IV) \rightarrow Cr(VI) + Mn^{2+} + Mn^{3+}$

Mn^{3+} kommt in der Natur vor, obwohl es in der Literatur als instabil beschrieben wird.

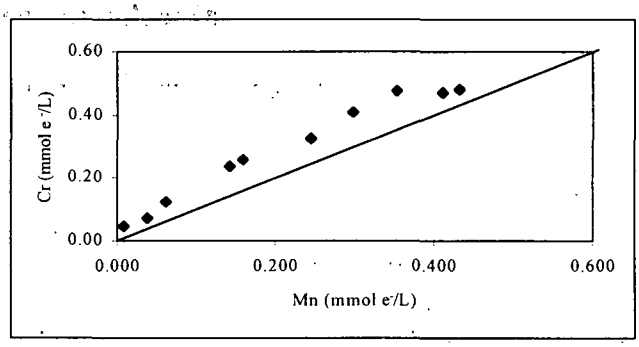


Abb. 4: Stöchiometrie der Cr(III)-Oxidation
(Start 1 mmolCr(III)/L, pH 3.9)

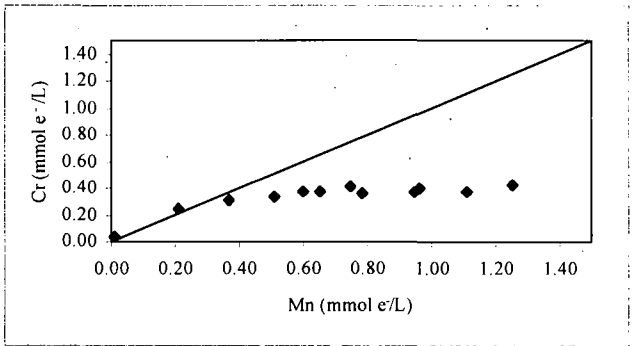


Abb. 5: Stöchiometrie der Cr(III)-Oxidation
(Start 10 mmolCr(III)/L, pH 4.0)

Fazit

- in Anwesenheit von MnO_2 wird Cr(III) zu Cr(VI) oxidiert
- Zeitverlauf:
  dieAufteilung der Reaktion in einen schnellen und einen langsamen Teil entspricht vermutlich der Wirkung von zwei verschiedenen Mn-Spezies
- pH-Abhängigkeit:
  bei hoher Cr(III)-Konzentration keine pH-Abhängigkeit
  bei mittlerer Cr(III)-Konzentration starke pH-Abhängigkeit
  bei niedriger Cr(III)-Konzentration geringe pH-Abhängigkeit
- Stöchiometrie:
  die Stöchiometrie der Reaktion weicht stets von der einfachen Stöchiometrie ab

5. Literatur

[1] Bartlett,R. und James, B. (1979): Behavior of Chromium in soils: III. Oxidation. J. Environ. Qual. 8 (1), 31-34

[2] Schneider, J. (1999): Böden im Ballungsraum Hannover (engeres Stadtgebiet). Exkursionsführer Hannover. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 90,353-367

[3] Blume, H.-P. und Schlichting, E. (1966): Bodenkundliches Praktikum. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin

Wir danken der DFG für die finanzielle Förderung dieses Projekts.

Kohlenstoffspeicherung im Auflagehumus saurer Sandböden unter Wald – Modellbildung und erste Ergebnisse

Jürgen Böttcher[1], Carolin Penne[1] und Günther Springob[1]

Anlass

Die Akkumulation von Auflagehumus ist typisch für saure Böden unter Wald. Im Auflagehumus wird u.a. Kohlenstoff (C), aber auch Stickstoff (N) und Schwefel (S) gespeichert. Diese Stoffe können – je nach Standortgegebenheiten – akkumuliert (sink Funktion) oder abgebaut (source Funktion) werden, ein steady state ist aber auch möglich. Je nach Richtung der Prozesse sind Auswirkungen auf Bodenazidität, Beschaffenheit von Bodenlösung und Sickerwasser und auch auf die Atmosphäre zu erwarten. Veränderungen von Standortfaktoren, wie sie z.B. durch forstlichen Bestandesumtrieb (siehe Abb. 1) oder durch Umbau von reinen Nadelbeständen in Nadel/Laub-Bestände bedingt werden, haben einen großen Einfluss auf sink-, source- oder steady state-Funktion von Humusauflagen.

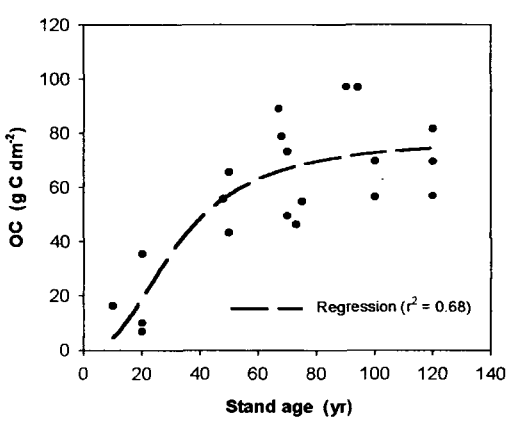


Abb. 1: Kohlenstoffspeicherung (OC) im Auflagehumus von Podsolen und Gley-Podsolen aus Sand unter Kiefernforst in Abhängigkeit vom Bestandesalter (Fuhrberger Feld bei Hannover).

Da die genannten Prozesse (Akkumulation, Gleichgewicht, Abbau) für verschiedene Stoffe i.d.R. an den C-Haushalt gekoppelt sind, kommt diesem eine Schlüsselfunktion zu.

Modellbildung

Böttcher & Springob (2001) haben ein Modell entwickelt, das die zeitliche Dynamik der C-Speicherung im Auflagehumus beschreibt. Das Modell berücksichtigt zwei räumliche Kompartimente, den L- und den O-Horizont. Der C-Input erfolgt als Streufall auf den L-Horizont. Der C-Abbau in den Horizonten ist als Prozess 1. Ordnung formuliert, als Prozess 1. Ordnung formuliert, wobei der gesamte C-Vorrat im L- und O-Horizont als abbaubar angenommen wird. Die Horizonte sind durch C-Transport von L nach O verbunden, und aus dem O-Horizont kann C in den Mineralboden transportiert werden.

Um die grundsätzliche Eignung des Modells für die Simulation der C-Speicherung im Auflagehumus in Abhängigkeit vom Bestandesalter zu prüfen, haben *Böttcher & Springob* (2001) eine erste Abschätzung der Modellparameter anhand eines ausgewählten Gelände-Datensatzes (C-Speicherung im Auflagehumus von Podsolen aus Sand unter Kiefernforst, vgl. Abb. 3) sowie Literaturdaten zum Streufall durchgeführt. Da gemessene Werte der steady state C-Speicherung die Basis der Parametrisierung bilden, ist das Maximum der berechneten C-Speicherung durch die Parameter und den C-Input determiniert, nicht jedoch die zeitliche Dynamik. Diese wird aber mit der vorläufigen Parameterschätzung von *Böttcher & Springob* (2001) ziemlich gut modelliert (Abb. 3,."field parameter"). Somit ist das erste Simulationsergebnis mit dem Modell anhand der „Gelände-Parametrisierung" zwar sehr akzeptabel, jedoch erfolgten Parameterschätzung und Modellprüfung am selben Datensatz, und es stecken einige Annahmen in der Parametrisierung.

Daher soll ein Teil der Modellparameter, nämlich die Abbaukonstanten, aus unabhängigen Messungen bestimmt werden.

Material und Methoden

Unter einem Kiefernbestand und einem Kiefern/Buchen-Mischbestand auf Gley-Podsol aus Sand wurden Proben vom Auflagehumus genommen. Unter Kiefernbestand erfolgte eine Aufteilung in L- und O-Horizont, unter Mischbestand in L-, Of- und Oh-Horizont. Mit feldfrischem Material wurden Standard-Inkubationsversuche bei 5, 10, 20 und 28 °C durchgeführt. Die kumulative CO_2-Freisetzung wurde über 112 Tage gemessen. An die Freisetzungskurven wurden Funktionen vom Typ

$$Y = Y_{\max}\left(1 - e^{-kt}\right) \qquad (1)$$

zur Ermittlung der Abbaukonstante k angepasst.

Ergebnisse

Als Beispiel der Untersuchungsergebnisse wird die Temperaturabhängigkeit der Abbaukonstante k im O-Horizont in Abb. 2 gezeigt, da die C-Speicherung in

[1] Institut für Bodenkunde der Universität Hannover
boettcher@ifbk.uni-hannover.de

diesem Horizont für die gesamte Auflage dominierend ist (*Böttcher & Springob* 2001).

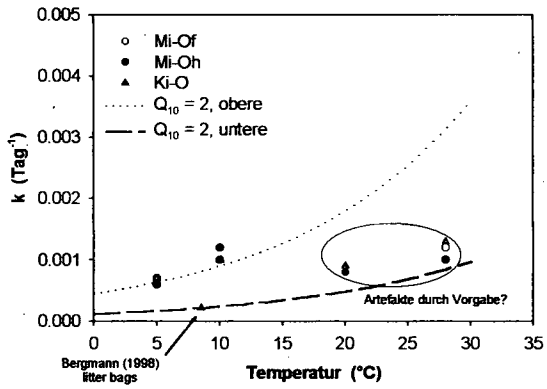


Abb. 2: Temperaturabhängigkeit der Abbaukonstante k im O-Horizont von Humusauflagen unter Kiefernbestand und Kiefern/Buchen-Mischbestand.

Bei allen Temperaturen sind die Unterschiede zwischen den Beständen bzw. zwischen Horizonten unwesentlich. Entgegen sonstiger Befunde, steigt *k* aber nicht durchgehend mit der Temperatur an. Eine einheitliche Beschreibung der Temperaturabhängigkeit, z.B. mit einer Q_{10}-Funktion, ist daher auch nicht möglich (Abb. 2). Für die L-Horizonte sind die Ergebnisse entsprechend. Eine denkbare Erklärung dafür könnte sich aus der etwas problematischen Anpassung der Gleichung 1 an die Messdaten ergeben. Da die Inkubationsversuche „nur" über 112 Tage durchgeführt wurden und der asymptotische Bereich der Freisetzungskurve noch nicht erreicht war, genügen oft geringe Abweichungen der Messwerte bei einzelnen Temperaturen, um zu ganz unterschiedlichen Parameterkombinationen von Y_{max} und *k* zu kommen. Nicht selten ist es auch nötig, für Y_{max} den gemessenen C-Gehalt (C_{total}) vorzugeben, damit keine unsinnigen Parameter ($Y_{max} > C_{total}$) zustande kommen. Es ist daher beim jetzigen Untersuchungsstand nicht klar, ob alle berechneten Abbaukonstanten „sichere" Parameter darstellen. Zieht man aber die gekennzeichnete Abbaukonstante (Abb. 2), die *Bergmann* (1998) für ähnliche Gegebenheiten aus litterbag-Versuchen abgeleitet hat, hinzu, dann ergibt die untere Q_{10}-Funktion eine „denkbare" Temperaturabhängigkeit.

Errechnet man aus der jeweils unteren Q_{10}-Funktion für L- (nicht dargestellt) und O-Horizont einen Wert für *k* bei der Jahresmitteltemperatur im Fuhrberger Feld (8,9 °C) und simuliert damit (bei sonst gleichen Parametern) die Dynamik der C-Speicherung, dann erhält man ein völlig unrealistisches Ergebnis (Abb. 3, niedrigste Kurve). Dieses weist darauf hin, dass der Abbau anhand der „Labordaten" in Relation zum C-Input mit dem Streufall (2 g C dm^{-2} yr^{-1}) viel zu groß ist. Es liegt daher die auch schon von *Böttcher & Springob* (2001) geäußerte Vermutung nahe, dass neben Streufall auch direkte Deposition von C in die Humusauflage durch Wurzeln der im Kiefernbestand reichlichen Bodenvegetation eine wesentliche C-Quelle darstellt. Um auf die aus den Messungen abgeleitete steady state C-Speicherung zu kommen, muss ein C-Input durch Wurzeln (C_r) von rund 4,9 g C dm^{-2} yr^{-1} angenommen werden. Bezieht man diesen zusätzlichen Input in die Modellierung ein, dann erhält man einen realistischeren Kurvenverlauf, der die zeitliche Dynamik allerdings z.T. etwas überschätzt (Abb. 3).

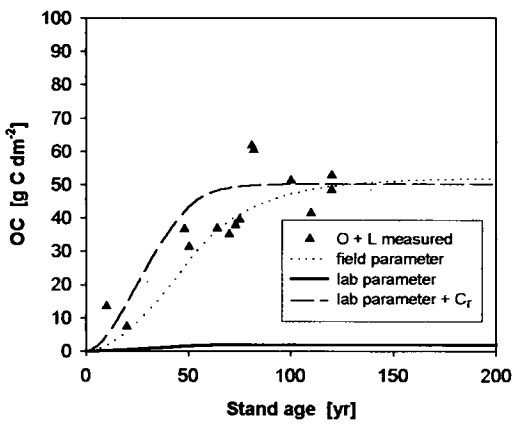


Abb. 3: Gemessene und modellierte Kohlenstoffspeicherung (OC) im Auflagehumus von Gley-Podsolen aus Sand unter Kiefernforst.

Schlussfolgerungen

- Die Dynamik der C-Speicherung in Auflagehumus ist mit dem vorgestellten Ansatz modellierbar.
- Laborinkubationen zur Quantifizierung von Abbaukonstanten sollten über > 200 Tage durchgeführt werden, damit *k* sicher parametrisiert werden kann.
- Simulationen mit „denkbaren", aber vorläufigen, Temperaturfunktionen für *k* weisen darauf hin, dass direkte C-Deposition durch Wurzeln in den Auflagehumus eine wesentliche C-Quelle ist und bei Modellrechnungen unbedingt berücksichtigt werden muss.
- Insgesamt ist noch erheblicher Forschungsbedarf nötig, um Modelle der Stoffdynamik im Auflagehumus zuverlässig parametrisieren zu können.

Literatur

Bergmann, C. (1998): Stickstoff-Umsätze in der Humusauflage unterschiedlich immissionsbelasteter Kiefernbestände (*Pinus sylvestris* L.) im norddeutschen Tiefland. Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung **1**, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, 1 – 128.

Böttcher, J. and G. Springob (2001): A carbon balance model for organic layers of acid forest soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. **164**, 399 – 405.

Mechanismen und Regulation der Bildung von langfristig stabilem Humus aus pyrogenem Kohlenstoff

S. Brodowski, W. Amelung, L. Haumaier und W. Zech

Schwarzerden enthalten stabile, schwarze Humusbestandteile, die aus Kohlepartikeln entstanden sein können. Dieser pyrogene Kohlenstoff (C_{pyr}) kann für die Quellen- und Senkenfunktion von Böden für CO_2, sowie für die Humusstabilität und Bodenfruchtbarkeit von Bedeutung sein. Ziel unserer Arbeiten ist es, die Gehalte, die Verteilung sowie Reaktivität von C_{pyr} in Böden näher zu untersuchen. Die Untersuchungen konzentrieren sich zunächst auf die Oberböden (0 – 25 cm) und Tiefenprofile der Schwarzerden der Dauerdüngungsversuchsflächen der Standorte Halle und Bad Lauchstädt, Deutschland.

Wir verwenden ein Feldemissionsrasterelektronenmikroskop (FE-REM), das mit einem Energie-Dispersiven Röntgen-Spektrometer (EDX) ausgestattet ist, um pyrogene Partikel innerhalb der Dichte- und Korngrößenfraktionen im Boden zu lokalisieren. Die Quantifizierung erfolgt mittels der Methode von Glaser et al. (1998). Benzolpolycarbonsäuren (BPCS) dienen dabei als spezifische Marker für C_{pyr}.

Zur Isolierung des pyrogenen Kohlenstoffs für ^{14}C-Datierung und Isotopenmessungen schließen wir den Boden unter Druck bei 170°C mit 65 % HNO_3 über 8 h auf. Die Reinheit des Extraktes wurde mittels der ^{13}C-NMR-Spektroskopie bestätigt.

Die Identifizierung des pyrogenen Kohlenstoffs im REM gelingt mittels EDX. Die REM-Aufnahme der Tonfraktion (Abb. 1) lässt vermuten, dass pyrogener Kohlenstoff auch in der Tonfraktion partikulär vorliegt.

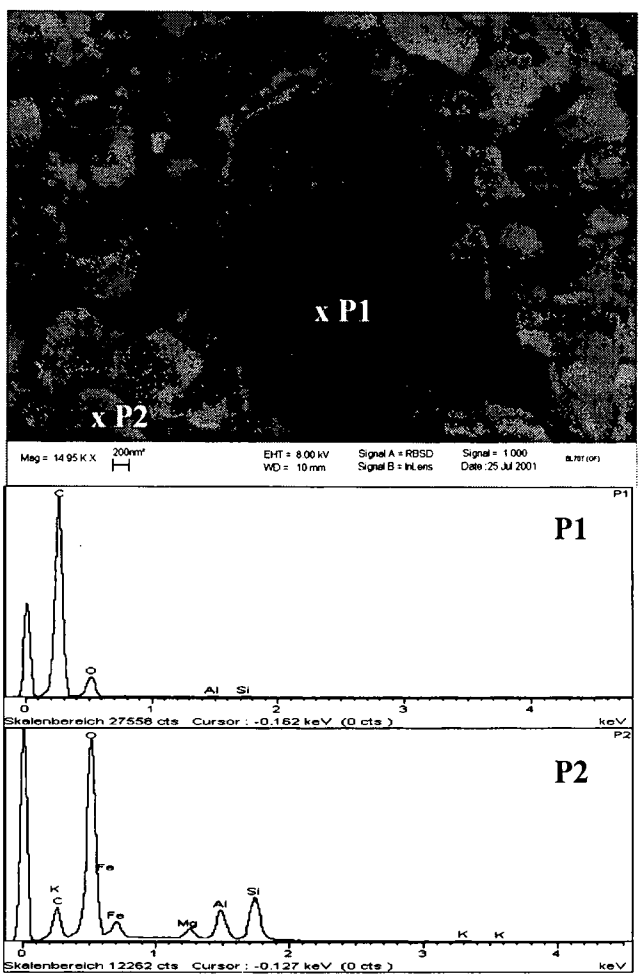


Abb. 1: Rasterelektronemikroskopische (REM) Aufnahme der Tonfraktion eines Oberbodens inclusive zweier Energie-Dispersiver-Röntgenspektren (EDX).

Im EDX-Spektrum erkennt man bei 0,25 keV den Kohlenstoffpeak; der Peak bei 0,5 keV wird dem Sauerstoff zugeordnet. Das O/C-Verhältnis auf dem Partikel (P1) ist um ein Vielfaches

Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie,
Universität Bayreuth, D-95440 Bayreuth
e-Mail: sonja.brodowski@uni-bayreuth.de

kleiner als im umliegenden Mineralsubstrat (P2). Dies deutet an, dass es sich hier um aromatische Strukturen handelt, die für pyrogenen Kohlenstoff typisch sind. Weitere, nicht gezeigte EDX-Aufnahmen weisen auf eine randliche Oxidation des pyrogenen Partikels hin.

Die zerstörenden chemischen Analysen zeigen, dass pyrogener Kohlenstoff in der Feinerde im Oberboden zu 10 bis 20 % zu C_{org} beiträgt. Die Gehalte an pyrogenem C nehmen mit der Tiefe auf < 5 % des organischen C-Gehaltes bei ca. 80 cm Bodentiefe ab. Erste Ergebnisse der Korngrößenfraktionierung deuten an, dass pyrogener Kohlenstoff hauptsächlich in der Tonfraktion (64 – 96 %) zu finden ist, gefolgt von der Schlufffraktion (2 – 35 %). Die Tonfraktionen dieser Böden weisen mindestens so hohe Gehalte an pyrogenem Kohlenstoff auf wie die Schlufffraktionen. Dies lässt vermuten, dass pyrogener Kohlenstoff gegenüber Reaktionen mit der Mineralphase nicht inert ist. Wir nehmen an, dass eine partielle Oxidation mit zunehmender Aufenthaltszeit des pyrogenen C im Boden diese Reaktionen begünstigt. Um diese Hypothese zu überprüfen, werden wir mit oberflächen-sensitiven spektroskopischen Verfahren arbeiten.

Literatur

Glaser B., Haumaier L., Guggenberger G., Zech W. (1998). *Organic Geochemistry* **29**, 811-819.

Dank

Wir danken der DFG, die dieses Projekt im Rahmen des SPP 1090 (Ze 154/48-1) fördert, und der Hanns-Seidel-Stiftung e.V. für die Unterstützung.

Mobile und mobilisierbare Fraktionen anorganischer Schadstoffe in Böden: Konzeptionelle Grundlagen und Analysenbefunde

Brümmer, G.W. und G. Welp*

Einleitung

Zur Bewertung des öko(toxiko)logischen Risikopotentials anorganischer Schadstoffe in Böden sind deren lösliche, mobile und mobilisierbare Anteile von entscheidender Bedeutung; sie bestimmen sowohl den Stofftransfer „Boden – Grund-/Oberflächenwasser" als auch den Transfer „Boden – Pflanze" und „Boden – Tier/Mensch". Der Gesamtgehalt an Schadstoffen ist für diese Transfervorgänge nur dann bedeutsam, wenn sich aus ihm – in Abhängigkeit vom jeweiligen bodenchemischen Milieu – der Gehalt an mobilen und mobilisierbaren Schadstoffen ableiten lässt (Hornburg & Brümmer, 1993; Liebe et al., 1997).

Für die Quantifizierung der löslichen, mobilen und mobilisierbaren Anteile, die z.T. nur einen Bruchteil der Gesamtgehalte bilden, stehen mittlerweile verschiedene erprobte Verfahren zur Verfügung. Dennoch ist ihre routinemäßige Bestimmung nach wie vor nicht Standard, da die analytischen Anforderungen i.d.R. höher sind als bei den Gesamtgehalten; zur bislang mangelnden Akzeptanz trägt daneben auch bei, dass die konzeptionellen Grundlagen für die vorgenommene Fraktionenbildung in den betroffenen Fachkreisen unterschiedlich beurteilt werden.

Konzeptionelle Grundlagen

Folgendes Konzept zur Differenzierung verschiedener Schadstofffraktionen in Böden hat sich bei unseren Arbeiten als nützlich erwiesen: Der gesamte Vorrat eines Schadstoffes setzt sich zusammen aus einer schwer mobilisierbaren Fraktion (z.B. in Silicaten oder pedogenen Oxiden gebundene Anteile), einer mäßig mobilisierbaren Fraktion (sehr fest [spezifisch] an äußeren Kolloidoberflächen adsorbierte Anteile) sowie einer mobilen Fraktion, die sich in einen leicht mobilisierbaren (unspezifisch [locker] adsorbierte Anteile) und einen löslichen (in der Bodenlösung vorliegenden Anteil) differenzieren lässt (Abb. 1). Zwischen der Konzentration in der Bodenlösung und dem Gehalt in der leicht mobilisierbaren Fraktion stellen sich sehr schnell Gleichgewichtsbedingungen ein (Minuten – Tage). Der Austausch zwischen der leicht und mäßig mobilisierbaren Fraktion erfordert mittlere Zeiträume (Monate – Jahre). Für Austauschvorgänge zwischen der mäßig und schwer mobilisierbaren Fraktion infolge von solid-state diffusion sowie Mineralumwandlung und -zerstörung sind Jahrzehnte bis Jahrtausende charakteristisch.

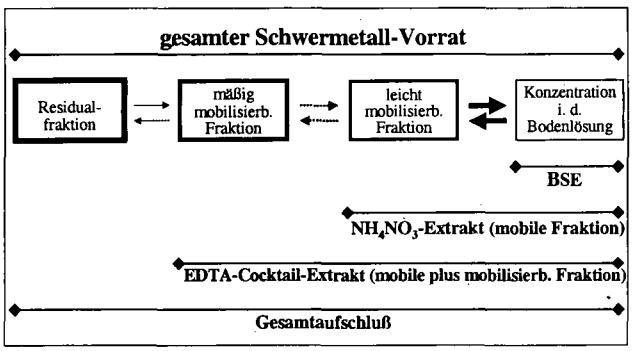


Abb. 1: In Böden vorliegende Fraktionen anorganischer Schadstoffe und Verfahren zu deren Erfassung (BSE: Bodensättigungsextrakt)

Wie in Abb. 1 dargestellt ist, lassen sich die vier wesentlichen Schadstofffraktionen nach Differenzbildung analytisch recht gut mittels Bodensättigungsextrakt (BSE; DIN 19735), 1 M NH_4NO_3-Extrakt (Zeien und Brümmer, 1989; DIN 19730), EDTA-Cocktail-Extrakt (Liebe et al., 1997) und Gesamtaufschluss erfassen.

Beziehungen zwischen den Schadstoffgehalten in verschiedenen Fraktionen

Da sich zwischen der löslichen und leicht mobilisierbaren Fraktion rasch Gleichgewichte einstellen (vgl. Abb. 1), sind deutliche Beziehungen zwischen den löslichen Schadstoffkonzentrationen und den Gehalten an mobilen Schadstoffen zu erwarten. Die in Abb. 2 dargestellten Ergebnisse für Cd und Bodenproben Nord- bis Süddeutschlands mit sehr variablen Eigenschaften (u.a. bezüglich pH, Corg, Körnung und Cd-Gesamtgehalten) belegen den engen Zusammenhang, der für mitteleuropäische Böden kennzeichnend ist. Neben Cd weisen auch andere Metalle wie z.B. Pb, Ni und Zn sowie auch als Oxyanionen vorliegende Schadstoffe wie As hoch signifikante Beziehungen zwischen den Gehalten in der mobilen und löslichen Fraktion auf. Selbst bei einer gleichzeitigen Verrechnung von Daten für 15 Elemente mit sehr unterschiedlichen chemischen Charakteristika ergibt sich noch eine deutliche und sehr hoch signifikante Beziehung (Abb. 3). Die analytisch einfach zu bestimmenden Gehalte an mobilen Schadstoffen ermöglichen damit Ableitungen zur Zusammensetzung der Bodenlösung (BSE) und darüber hinaus auch zur Verlagerbarkeit und zur Pflanzenverfügbarkeit von Schadstoffen.

*Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Nußallee 13, D-53115 Bonn; WELP@BODEN.UNI-BONN.DE

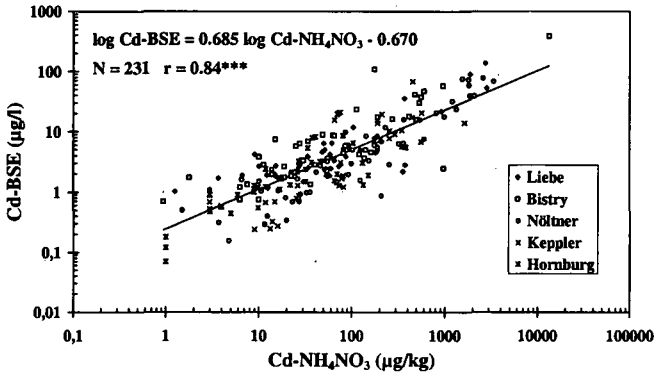


Abb. 2: Beziehung zwischen den Cd-Gehalten der mobilen Fraktion ($Cd\text{-}NH_4NO_3$) und den Cd-Konzentrationen der Bodenlösung (Cd-BSE) (n. Brümmer et al., 1998)

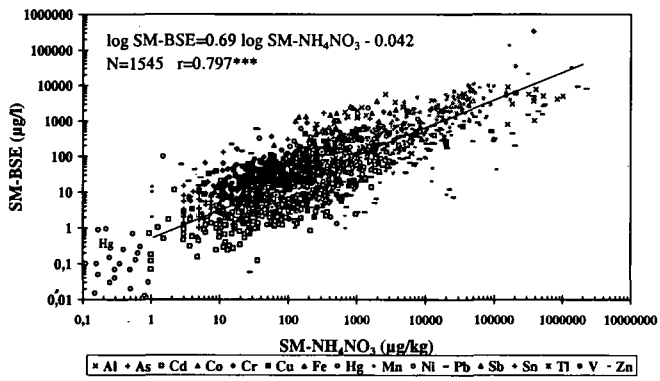


Abb. 3: Beziehung zwischen den Elementgehalten in der mobilen Fraktion (NH_4NO_3-extr.) und den Elementkonzentrationen in der Bodenlösung (BSE) (n. Brümmer et al., 1998)

Ein solcher Zusammenhang besteht nicht bei Fraktionen mit sehr differierenden Mobilitäten und Bindungsformen. So sind entsprechend dem vorgestellten Konzept (Abb. 1) keine engen Beziehungen zwischen den Gehalten in der mobilen Fraktion und den Gesamtgehalten eines Elementes zu erwarten. Risikoabschätzungen auf der Basis von Gesamtgehalten sind konsequenterweise vor diesem Hintergrund mir großer Unsicherheit behaftet.

Die Beziehungen zwischen den Elementgesamtgehalten - hier als Königswasser-extrahierbare "ökologisch relevante Gesamtgehalte" - und den EDTA-Cocktail-extrahierbaren Gehalten sind bei der Mehrzahl der Schwermetalle trotz unterschiedlicher Güte der Zusammenhänge sehr hoch signifikant (s. Bsp. Cd in Abb. 4). Sehr enge Korrelationen bei Cd, Pb, Mn und Cu (r-Werte 0,93 - 0,98) lassen sich vor allem durch die hohen Extraktionsausbeuten des EDTA-Cocktails (40 - 68 % des Gesamtgehaltes) erklären, da diese Elemente nur zu relativ geringen Anteilen in silicatischer Bindung vorliegen. Deshalb kann bei diesen Elementen für eine Schätzung der mobilisierbaren Gehalte der Gesamtgehalt herangezogen werden. Das ist nicht möglich bei Elementen wie As, Fe, Cr und Hg, die überwiegend fest gebunden vorliegen (<1 - 7 % des Gesamtgehaltes mit EDTA-Cocktail extrahierbar) und durch nur lockere oder nicht signifikante Beziehungen zwischen diesen Fraktionen gekennzeichnet sind. Die überaus variablen mit EDTA-Cocktail extrahierbaren Anteile verdeutlichen dabei auch, dass das Risiko einer Schwermetallmobilisierung bei veränderten Milieubedingungen bei den verschiedenen Elementen sehr unterschiedlich ausgeprägt ist. Für eine Abschätzung des mittel- bis längerfristig möglichen Elementtransfers vom Boden in andere Kompartimente sollte in jedem Fall der mobilisierbaren Fraktion gegenüber dem Gesamtgehalt der Vorzug gegeben werden.

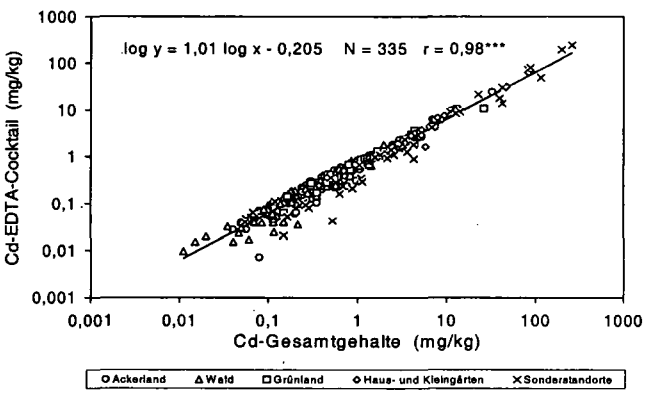


Abb. 4: Beziehung zwischen den Cd-Gesamtgehalten (Königswasseraufschluß) und den Cd-Gehalten in der mobilisierbaren Fraktion (EDTA-Cocktail-Extraktion) (n. Liebe et al., 1997)

Summary: Mobile and mobilizable fractions of inorganic toxicants in soil: Concept and analytical data. The total stock of heavy metals in soils can be divided into four pools: hardly mobilizable (aqua regia digestion), medium mobilizable (EDTA-Cocktail extraction), easily mobilizable (NH_4NO_3 extraction) and concentration in soil solution (soil saturation extract). Analytical data are given for Cd which demonstrate relations between metal contents in different pools. The concept proves to be a useful tool in assessing the dynamics of heavy metals in soil.

Literatur: *Brümmer, G.W., G. Welp, F. Liebe & J. Keppler (1998): DVWK-Schriften 122, 403-419. Hornburg, V. & G.W. Brümmer (1993): Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 156, 467-477. Liebe, F., G. Welp & G.W. Brümmer (1997): Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz 2, 383 S. Zeien, H. & G.W. Brümmer (1991): Mitteilgn Dtsch. Bodenkundl. Ges. 66, 439-442.*

Steuergrössen der Schwermetallmobilisierbarkeit in sauren Waldböden: Die Methodenwahl bestimmt das Untersuchungsergebnis

Büchel, A.[1], F. Lang[1], M. Joneck[2], M. Kaupenjohann[1]

Motivation und Methodik

Zur Beurteilung des Risikopotenzials von Schwermetallen in sauren Waldböden werden pH_{stat}-Verfahren eingesetzt. In unserer Untersuchung haben wir zwei Methoden zur Bestimmung der Schwermetallmobilisierbarkeit verglichen. Ziel dabei war es, die Steuergrössen der Schwermetallmobilisierbarkeit sauerer Waldböden zu ermitteln und zu testen, ob die Anreicherung freigesetzter Schwermetallionen in der Extraktionslösung die Aussagekraft von Versauerungsexperimenten zur Bestimmung der Schwermetallquellstärke einschränkt.

Durchgeführt wurde die Untersuchung in Zusammenarbeit mit dem Bayerischen Geologischen Landesamt (GLA) in Marktredwitz. An Bodenproben von 30 Waldstandorten (60 bis 80-jährige Fichten(misch)bestände, lehmig-schluffige Böden) wurde im Labor die Mobilisierung von Pb, Cd, Cu und Zn bestimmt.

Die herkömmliche **Titrationsmethode** mit Titroprozessor (verändert nach OBERMANN & CREMER 1991) wurde mit einer **Austauscherharzmethode** (AH) verglichen, welche von KAUPENJOHANN & WILCKE (1995) vorgestellt wurde. Freigesetzte Schwermetallionen werden an das zugegebene, H^+-belegte Austauscherharz sorbiert und dadurch dem Gleichgewicht entzogen, gleichzeitig gehen H^+ vom Austauscher in die Lösung und sorgen so für einen konstanten pH-Wert während der Extraktion (Abbildung 1).

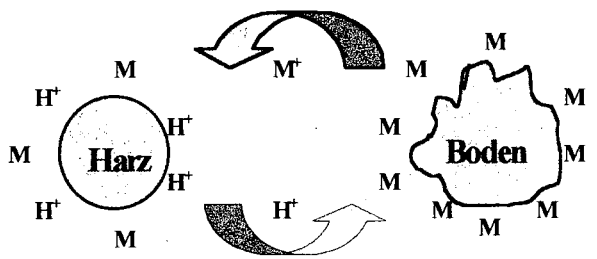


Abbildung1: Prinzip der Austauscherharzmethode; H: Protonen, M: Metallkationen.

Im Versuch mit Titroprozessor reichern sich die Schwermetallionen im Verlauf der Titration im Versuchsreaktor an. Produktlimitierung kann nicht ausgeschlossen werden (Abb.2).

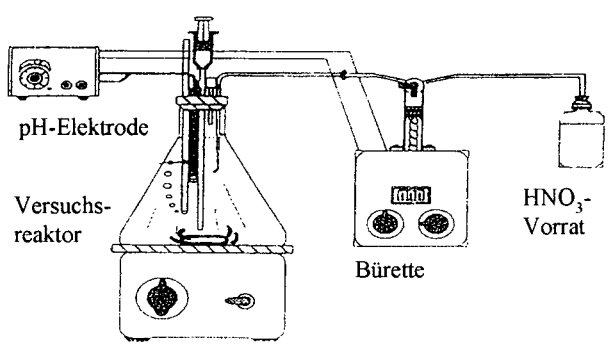


Abbildung.2: Versuchsaufbau des Schwermetallmobilisierungstests mit Titroprozessor.

Die Schwermetallmobilisierung wurde mit beiden Methoden bei pH 3 nach einer Versuchsdauer von 24h und einem Boden/Lösungsverhältnis von 1:10 ermittelt.

[1]Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), Universität Hohenheim, D-70599 Stuttgart,
[2]Bayerisches Geologisches Landesamt, Außenstelle Marktredwitz

Ergebnisse

In allen Fällen wurden mit der Austauscherharzmethode mehr Schwermetalle extrahiert als mit Titroprozessor. Abbildung 3 zeigt dies exemplarisch für die Oberböden. Besonders ausgeprägt sind die Unterschiede für Pb und Cu. Auch die DOM-Freisetzung ist im AH-Versuch höher als bei der Titrationsmethode (Abbildung 4).

Die Ursache für diese Beobachtung könnte sein, dass durch die Simulation eines offenen Systems in der Austauscherharzmethode verstärkt Schwermetalle aus metallorganischen Verbindungen und aus weniger mobilen Fraktionen freigesetz werden. Dies bestätigen die Korrelationen der austauscherharz-extrahierbaren Schwermetallionen zu DOM und zu den Gesamtgehalten, die bei der Titrationsmethode nicht oder weniger deutlich zu finden sind. Beide Methoden zeigen ähnlich gute Zusammenhänge zu den NH_3NO_4-extrahierbaren Schwermetallgehalten.

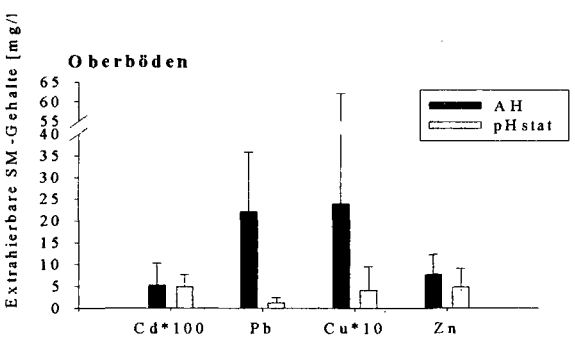


Abb.3: Extrahierbare Schwermetallgehalte, Vergleich zwischen Titrations- und Austauscherharzmethode exemplarisch für die Oberböden

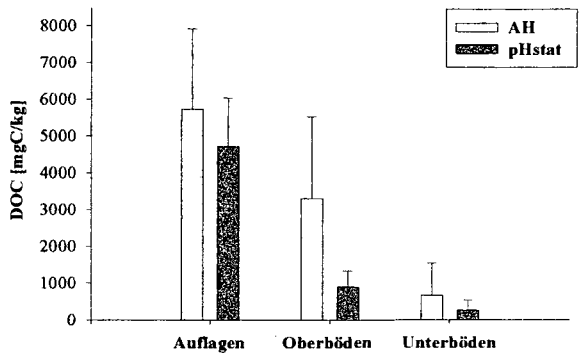


Abb.4: Extrahierbare DOM-Gehalte, Vergleich zwischen Titrations- und Austauscherharz-methode

Fazit

Von der Wahl des Mobilisierbarkeitstests hängt es ab, welcher Mechanismus die Freisetzung der Schwermetallionen während der Extraktion steuert. Die ermittelten Steuergrössen der Schwermetallfreisetzung sind damit methodenabhängig. Ob die Simulation eines offenen oder geschlossenen Systems zur Vorhersage der Schwermetallmobilität im Gelände besser geeignet ist, entscheiden vermutlich Standortfaktoren wie die Fließgeschwindigkeit des Sickerwassers. Soll das Schwermetallfreisetzungspotenzial im Sinne eines „worst case"-Szenarios abgeschätzt werden, scheint die Austauscherharzmethode die geeignetere zu sein, da die Schwermetallfreisetzung im Titrationsversuch produktlimitiert ist.

Literatur

KAUPENJOHANN, M., W.WILCKE (1995), Mitt. Dt. Bodenk. Gesellsch., 76, 1441-1444.

OBERMANN, P., S.CREMER (1991), Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Landesamt für Wasser und Abfall NRW, Band 6, 1-127.

Multitracing-Versuche mit gelösten Tracern und funktionalisierten Mikrosphären zur Erfassung präferentieller Stofftransportwege

Michael Burkhardt, Harry Vereecken

Forschungszentrum Jülich GmbH
Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre IV: Agrosphäre
52425 Jülich
e-mail: m.burkhardt@fz-juelich.de

Präferentieller Stofftransport stellt in strukturierten Böden für unterschiedliche Substanzen einen Austragspfad dar, der sowohl von ökonomischer als auch ökologischer Relevanz sein kann. Dabei verbindet sich mit der strukturellen Variabilität des Bodens das methodische Problem, die transportrelevanten Parameter räumlich und zeitlich zu erfassen. Das Ziel der Arbeit ist, die Stoffkonzentrationen der applizierten Substanzen durch eine hohe Probenahmedichte räumlich hoch aufgelöst hinsichtlich ihres Transportverhaltens auszuwerten und somit die präferentiellen Fließwege der gelösten und insbesondere der partikulären Tracer in Abhängigkeit zur Bodenbearbeitung, Beregnungsintensität und der witterungsabhängigen Infiltration aufzuklären.

Auf einer intensiv ackerbaulich genutzten Parabraunerde aus Löß, in der Jülicher Börde

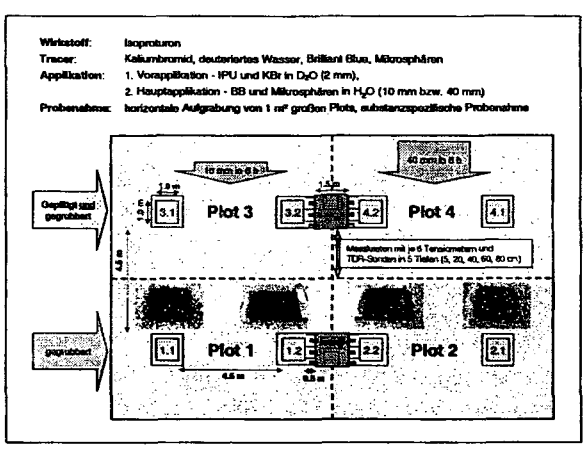


Abbildung 1: Versuchskonzeption.

gelegen, sind auf acht Plots von je 2 m² Fläche Multitracing-Versuche durchgeführt worden. (Abb.1). Die Applikation von KBr, Brilliant Blue (BB), deuteriertem Wasser, zwei unterschiedlich grossen, fluoreszenzmarkierten, funktionalisierten Mikrosphären (Abb.2) und des Herbizids Isoproturon (IPU) erfolgte zu zwei Zeitpunkten nach jeweils zwei unterschiedlichen Bodenbearbeitungsschritten.

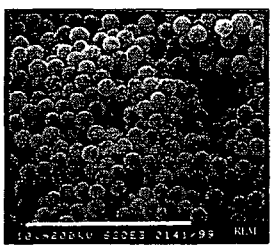


Abbildung 2: Mikrosphären.

Die Probenahme erfolgte substanzspezifisch auf horizontal präparierten Flächen in Abständen von 5 cm, bzw. unterhalb der Plugsohle in 10 cm Schritten. Bromid wurde nach der Extraktion mittels IC, IPU mit HPLC quantifiziert. Nachdem die BB-Verteilung fotografisch für jede Tiefe erfasst worden ist, konnte mit Hilfe einer Regressionsfunktion die Korrelation zwischen den Farbintensitäten und Farbkonzentrationen hergestellt und durch digitale Bildanalyse Konzentrationsverteilungen berechnet werden. Die Mikrosphären wurden nach einer Filtration des Extraktes im Fluoreszenz-Mikroskop ebenfalls fotografisch erfasst und durch digitale Bildanalyse quantifiziert.

Die mittlere Konzentrationsverteilung von Bromid zeigt vor allem aufgrund der Beregnungsintensitäten Unterschiede in der Verlagerung (Abb.3: Plot 1.1/3.1 vs. 2.1/4.1).

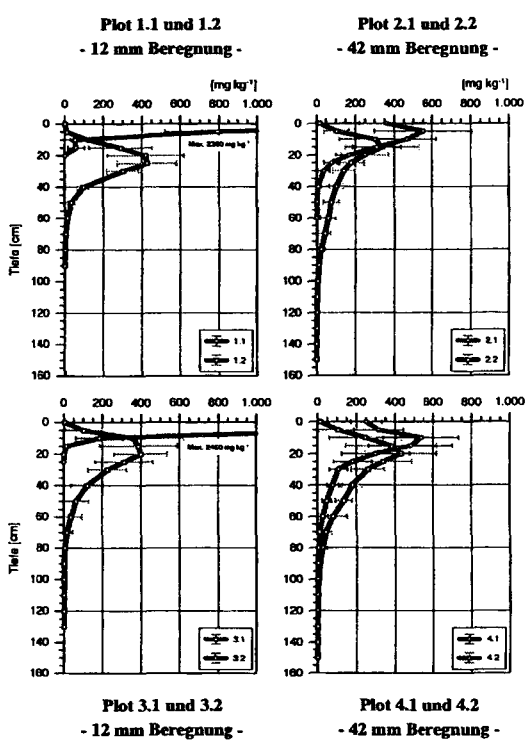


Abbildung 3: Mittlere Konzentrationsverteilung von Br^-.

So wurde nur bei einer Beregnungsmenge von 42 mm präferentieller Trannsport ausgelöst, wie dies die mittlere Konzentrationsverteilung schon andeutet. Die vorausgehende Bodenbearbeitung scheint von untergeordneter Bedeutung (Plot 1.1/2.1 vs. 3.1/4.1). Wird der Zeitfaktor, d.h. die witterungsabhängige Infiltration hinzugezogen, so nivellieren sich die Konzentrationsverteilungen aus. Für Br^- konnte ein deutlicher Zusammenhang zwischen den berechneten Massenschwerpunkten und den gemessenen

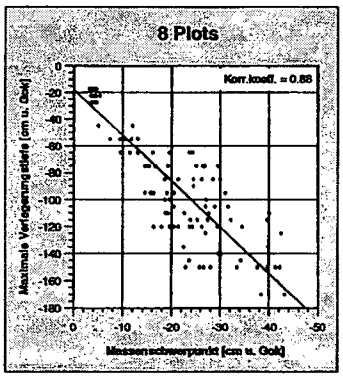


Abbildung 4: Korrelation von max. Transportdistanz und Massenschwerpunkt.

maximalen Transportdistanzen, d.h. unterhalb der Pflugsohle in der Regel präferentiellen Fliesswegen, festgestellt werden (Abb.4). Tendenziell findet zwar auf sämtlichen Plots präferentieller Transport statt, doch sind die maximalen Transportdistanzen für die Flächen mit hoher Anfangsberegnung immer deutlich grösser (Tab.1). Dabei wird Bromid tiefer als der Farbtracer wie auch der partikuläre Tracer verlagert. Die Ergebnisse zeigen, dass BB, Br^- und die Mikrosphären präferentiell bis in >1,50 m Tiefe in den C-Horizont (originärer Löss)

Tabelle 1: Max. Transportdistanzen der Substanzen.

Maximale Transportdistanz [cm u. Gok]	12 mm		42 mm		12 mm		42 mm	
	1.1	1.2 260 mm	2.1	2.2 290 mm	3.1	3.2 125 mm	4.1	4.2 155 mm
Bromid	45	105	110	170	27	120	110	190
BB	25	25	110	160	25	25	85	170
Mikrosphären 1µm	23	23	105	125	-	-	85	170
Mikrosphären 10µm	18	23	105	115	-	-	75	170
Isoproturon	13	23	13	-	-	-	-	-

transportiert wurden, wobei BB vorwiegend an Aggregatgrenzflächen oder in Regenwurmgängen, Br^- auch in die Bodenmatrix hineindiffundierten.

Bemerkenswert ist, dass der gelöste Farbtracer und die beiden funktionalisierten Mikrosphären im Prinzip die gleichen Transportwege nahmen,

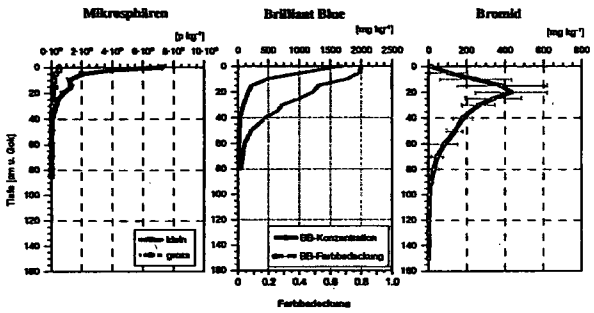


Abbildung 5: Mittlere Konzentrationsverteilung auf Plot 4.1

d.h. auch beide gleichartig präferentiell verlagert werden können. Die mittlere Konzentrationsverteilung für Plot 4.1 und die berechneten Transportparameter zeigen dies für die drei Tracer sehr anschaulich. (Abb.5, Tab.2). Br^- weist einen ca. doppelt so tiefen Massenschwer-

Tabelle 2: Transportverhalten auf Plot 4.1.

	Br^- (132,9 g)	BB (200 g)	1 µm Mikrosphären (400 mg bzw. $5{,}1*10^{13}$ Partikel)
Wiederfindung (0.Moment)	1.17	0.99	1.13
Massenschwerpunkt (1.Moment) [cm]	17.8	9.3	11.6
2.Moment [cm²]	170.0	79.8	112.4
Porengeschwindigkeit v [cm/mm Beregnungsmenge]	0.42	0.23	0.28
Max. Transportdistanz [cm]	110	85	85

punkt und höhere Porengeschwindigkeit auf als die beiden anderen Tracer.

Mit Hilfe des vorgestellten Multitracing-Ansatzes konnten zum einen unterschiedlich mobile Stoffkomponenten miteinander verglichen, zum anderen ein möglicher partikel-gebundener, präferentieller Transport auf Feldmaßstab simuliert werden. Durch die Färbung sind jedoch nicht nur präferentielle Transportwege identifiziert, sondern auch die Probenahme gezielt gesteuert worden. Die Bodenbearbeitung war in diesem Versuch von untergeordneter Bedeutung, so dass allein durch die höhere Beregnungs-/Niederschlagsmenge ein Schwellenwert überschritten wurde, der präferentiellen Fluss auslöste. Sobald die Tracer die Pflugsohle verliessen, wurden sie in der Regel in nur wenigen Makroporen transportiert und erreichten nur dadurch die maximalen Transportdistanzen. Die fluoreszenzmarkierten, funktionalisierten Mikrosphären bewährten sich als Tracer zur Beschreibung partikulären Transports in der ungesättigten Bodenzone. Die Quantifizierung der Mikrosphären mittels Fluoreszenzmikroskopie und digitaler Bildbearbeitung stellt die sensitivste aller eingesetzten analytischen Methoden dar.

Das Mineralinventar des Statischen Dauerdüngungsversuches V120 Bad Lauchstädt

Stefan Dreibrodt[1], Markus Kleber[1], Elke Schulz[2], Reinhold Jahn[1] und Heinz-Ulrich Neue[2]

1. Einleitung und Zielstellung

Der Statische Dauerdüngungsversuch Bad Lauchstädt ist einer der wenigen Schlüsselstandorte von internationalem Ruf innerhalb der Erforschung des Umsatzverhaltens organischer Bodensubstanz und Referenzstandort des Schwerpunktprogramms 1090 der DFG. Die Interaktion mit Bodenmineralen kann zu einer Stabilisierung der organischen Bodensubstanz beitragen, aber die bisher vorliegenden Informationen über den Mineralbestand der Versuchsfläche sind unvollständig und widersprüchlich (Reuter u. Leinweber, 1989; Kretschmann u. Peschke, 1990; Dultz, 1998). Aus diesem Grund haben wir eine erneute Inventarisierung des Mineralkörpers durchgeführt. Dabei haben wir uns folgende konkrete Ziele gestellt:

- Gewissheit über den gegebenen Mineralbestand
- Feststellung der Heterogenität der Fläche
- bewirtschaftungsinduzierte Mineralveränderungen (via K-Entzug) entsprechend Tributh (1987) prüfen.

2. Material und Methoden

Wir haben den Mineralbestand einer 98 Jahre ungedüngten Variante („18") und einer kontinuierlich gedüngten Variante („1") bestimmt. Aus den in Abb. 1 gekennzeichneten Flächen wurden entlang kreuzförmiger Traversen Oberbodenproben entnommen. Dazu wurde ein Bohrstock jeweils 30 mal eingeschlagen und die oberen 30 cm zu einer Mischprobe vereinigt. Somit standen je Variante 4 Wiederholungen zur Verfügung, um die flächige Homogenität des Mineralkörpers zu prüfen.

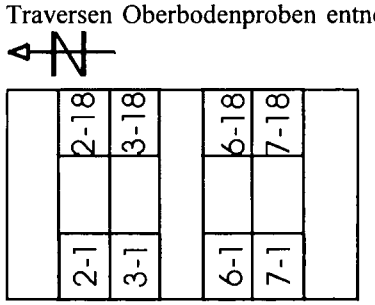


Abb. 1: Versuchsanlage

Neben Grunduntersuchungen (Textur, pH-Wert und potentielle Kationenaustauschkapazität) haben wir zur Kennzeichnung des Mineralbestandes die Röntgendiffraktometrieanalyse (XRD), die Röntgenfluoreszenzanalyse (XRF) und Gehaltsbestimmungen an pedogenen Oxiden durchgeführt. Zusätzlich haben wir zwei C-Horizonte beprobt und deren Textur bestimmt.

3. Ergebnisse

Die Textur der Versuchsfläche weist einen Gradienten auf (Abb. 2). Der A-Horizont der Variante „1" enthält signifikant ($p<0,05$, n=4) mehr Sand und weniger Schluff als der A-Horizont von Varianten „18". Die Tongehalte unterscheiden sich nicht signifikant. Ähnliche Texturunterschiede finden wir in zwei untersuchten C-Horizonten (Abb. 2).

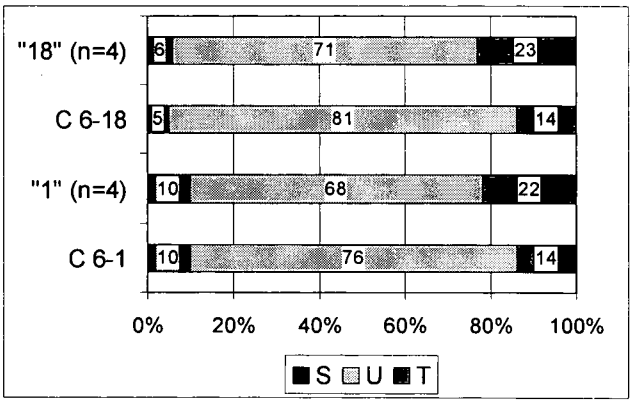


Abb. 2: Textur der A-Horizonte und 2 C-Horizonte

Die Feinerde wird von Quarz (ca. 80 Gew.-%) dominiert. Daneben sind Feldspäte (ca. 14 Gew.-%) und Glimmer (ca. 6 Gew.-%) enthalten. Die KAK_{pot}–Werte der silikatischen Tonfraktion zeigen wie der Mineralbestand keine Unterschiede zwischen den untersuchten Varianten (Tab. 1).

Tab. 1: KAK_{pot} der silikatischen Tonfraktion und Mineralbestand der Tonfraktion der Varianten (Qz=Quarz, K=Kaolinit, Ill=Illit, C=Chlorit, SC=SekundärChlorit, W=Wechsellagerungen, V=Vermikulit, Sm=Smektit)

	KAK_{pot} (pH 7,0)	Mineralbestand Gew.-%							
		Qz	K	Ill	C	SC	W	V	Sm
„1"	**42** $cmol_c/kg$	**12**	**6**	**76**	**6**	**<1**	**<1**	**<1**	**<1**
„18"	**46** $cmol_c/kg$	**11**	**6**	**77**	**6**	**<1**	**0**	**<1**	**0**

Die Tonfraktion besteht vorrangig aus Illit (Tab. 1). Weiterhin wurden Quarz, Kaolinit und primärer Chlorit festgestellt. Aufweitbare Dreischichtsilikate sind nicht vorhanden, wie aus dem Fehlen von Signalen im Mg-Glycerin-belegten Präparat ersichtlich ist (Abb. 3).

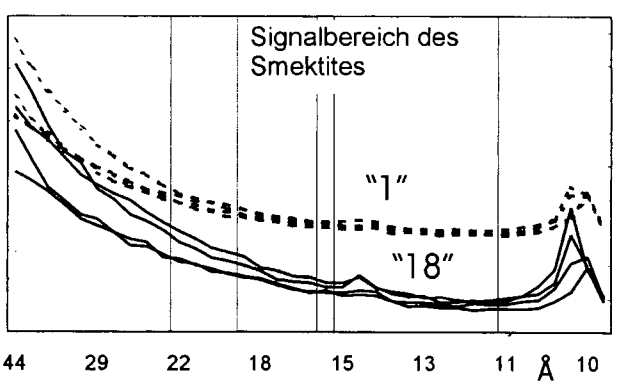


Abb. 3: Ausschnitt aus den XRD-Diagrammen der mit Mg-Glycerin belegten Präparate

Im Elementgehalt sind geringe und für Si, Fe und Ca signifikante Unterschiede zwischen Variante „1" und „18" vorhanden (Tab. 2). Die K-Gehalte unterscheiden sich jedoch weder in der Feinerde, noch in der silikatischen Tonfraktion. Unterschiedliche Verhältnisse der Elementgehalte in Feinerde und silikatischer Tonfraktion sind durch Differenzen im Mineralbestand der Fraktionen erklärt.

[1] Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, D-06108 Halle (Saale), e-mail: dreibrodt@landw.uni-halle.de

[2] Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Bodenforschung, Theodor-Lieser-Straße 4, D-06120 Halle

Tab. 2: Elementgehalte in Oxidform; a,b signifikanter Unterschied (p<0,05, n=4)

Probe	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	K_2O	CaO	MgO	Na_2O
	g / kg						
Feinerde							
„1“	698[a]	131	45[a]	**32**	15[a]	12	7
„18“	687[b]	128	43[b]	**33**	17[b]	12	7
Silikatische Tonfraktion							
„1“	531	221	65	**39**	2	23	1
„18“	518	219	74	**40**	2	24	1

Die Gehalte an pedogenen Oxiden sind gering und zeigen keine signifikanten Unterschiede zwischen Variante „1“ und „18“ (Tab. 3). Die niedrigen Variationskoeffizienten vor allem für Fe und Mn zeigen die gute Reproduzierbarkeit der Ergebnisse.

Tab. 3: Gehalte an pedogenen Oxiden; cV = Variationskoeffizient (%, n=4)

Probe	Fe_d	Al_d	Si_d	Mn_d
	g / kg			
„1“ mean	**6,5**	**0,9**	**1,4**	**0,5**
cV	4,1	12,1	3,4	3,7
„18“ mean	**6,9**	**1,0**	**1,4**	**0,5**
cV	3,4	15,0	6,4	4,1

4. Diskussion

Die gefundenen Unterschiede in der Textur der Oberböden lassen sich auf einen texturiellen Gradienten im C-Horizont zurückführen. Im Ausgangsmaterial sind bereits ähnliche Differenzen wie in den Oberböden vorhanden (Abb. 2).

Der Befund unserer Mineralinventarisierung widerspricht den Ergebnissen von Reuter u. Leinweber (1989), Kretschmann u. Peschke (1990) und Dultz (1998). Das ist auf die unterschiedlichen angewandten Methoden zurückzuführen. Auch Ottner et al. (2000) stellten fest, dass die Nutzung verschiedener Methoden bei identischen Proben zu verschiedenen Ergebnissen des Mineralbestandes führen. Aus Sicht unserer Ergebnisse müssen wir nachdrücklich auf das Fehlen von aufweitbaren Dreischichtsilikaten hinweisen. Weder die XRD-Aufnahmen (Abb. 3) noch die KAK_{pot} (Tab. 2) liefern Hinweise auf die von anderen Autoren angegebenen Gehalte an Smektit oder Vermikulit.

Weitere Argumente für einen gleichartigen Mineralbestand der unterschiedlich behandelten Varianten liefern die recht ähnlichen Elementgehalte, insbesondere die K-Gehalte der Gesamtböden und Tonfraktionen (Tab. 2) und der Gehalt an pedogenen Oxiden (Tab. 3). Als Indikator für die Verwitterungsintensität können die Werte der pedogenen Oxide herangezogen werden. Sie sind gering und unterscheiden sich zwischen den Varianten „1“ und „18“ nicht. Das geht konform mit der von Kahle et al. (2001) festgestellten geringen Bedeutung dieser Komponenten hinsichtlich der Kohlenstoffspeicherung in Böden des Mitteldeutschen Lössgebietes.

In einer parallelen Untersuchung fanden Kussmaul et al. (200) auch in Tonsubfraktionen der Varianten keine Mineralveränderungen.

Eine bewirtschaftungsinduzierte Veränderung der Illite durch Aufweitung und Transformation zu aufweitbaren Dreischichtsilikaten (Tributh, 1987) ist nach 98 Jahren K-Entzug auf Variante „18“ ausgeblieben. Trotz des extrem verschiedenen Düngungsregimes der Varianten „1“ und „18“ (Tab. 4) sind die K-Bilanzen wenigstens für die letzten 30 Jahre ähnlich: von 1961-1994 wurden auf den Flächen von Variante „1“ im Mittel 40 kg ha^{-1} a^{-1} entzogen, von Variante „18“ 45 kg ha^{-1} a^{-1}. Tributh (1981) fand Mineralveränderungen bei Entzügen von bis 90 kg ha^{-1} a^{-1}.

Tab. 4: K-Düngung der untersuchten Flächen (1961-99)

Variante	1961-70	1971-80	1981	1982-99
	kg ha^{-1} a^{-1}			
„1“	185	181	157	116
„18“	0	0	0	0

Körschens (1996) berichtet zudem von atmogenen K-Einträgen in die Fläche, die er mit 50 kg ha^{-1} a^{-1} beziffert. Damit wären die ohnehin geringen Entzüge ausgeglichen und es hätte kein Netto-K-Entzug auf der Fläche stattgefunden.

5. Fazit

Es gibt einen texturellen Gradienten innerhalb der Versuchsfläche.

Der Mineralbestand der Tonfraktion des Statischen Dauerdüngungsversuches ist von Illiten geprägt. Daneben sind Quarz, Kaolinit und primärer Chlorit vorhanden. Aufweitbare Dreischichtsilikate sind nicht nachweisbar. Dieser Mineralbestand ist auf den untersuchten Flächen auch quantitativ recht homogen. Es gibt keine meßbare bewirtschaftungsinduzierte Mineralveränderung durch K-Entzug. Dies ist auf geringe K-Entzüge durch die Pflanzen zurückzuführen. Zudem sind die K-Entzüge möglicherweise durch atmogene Einträge kompensiert worden. Es ist nicht auszuschliessen, dass neben K auch andere Nährelemente eingetragen wurden. Deshalb müssen Anstrengungen zur stofflich-zeitlichen Quantifizierung der atmogenen Deposition unternommen werden, damit Ergebnisse des Versuches für die Fragestellungen des SPP 1090 korrekt interpretiert werden können.

6. Dank

Das Vorhaben wird durch die DFG (KL 1139/3-1) gefördert.

7. Literatur

Dultz, S.: Ergebniszusammenstellung zur Bestimmung der mineralogischen Zusammensetzung der Tonfraktion von Bodenproben aus Dauerdüngungsversuchen; (1998, pers. Mitt.)/ Kahle, M.; Kleber, M.; Jahn, R.: Mechanismen der Kohlenstoffspeicherung: Einfluss der Kationenaustauschkapazität und der Oberfläche der Tonfraktion in Lössböden, (dieses Heft)/ Körschens, M. : Probleme der P- und K-Anwendung; Novi izzivi v peljedelstvu Zbornik simpozija Radenci 9. -10. dezembra 1996; Proc. of Symposium, Ljubljana, 1996; S. 15-24/ Kretschmann, S.; Peschke, H.: Zum C- und N-Status der Extremvarianten von Dauerversuchen der DDR; Tagungsber. Akad. der Landw.wiss. DDR, 1990; S. 161-167/ Kussmaul, C.; Kleber, M.; Schulz, E.; Jahn, R.; Neue, H.-U.: Veränderung im Mineralinventar und in der Zusammensetzung der organischen Substanz entlang einer Zeitreighe (dieses Heft)/ Ottner, F.; Gier, S.; Kuderna, M.; Schwaighofer, B.: Results of an inter-laboratory comparision of methods for quantitative clay analysis; Clay Science, 17; 2000, S. 223-243/ Reuter, G.; Leinweber, P.: Die Ton- und Feinschluff-minerale der Böden von 8 Dauerfeldversuchen der DDR; Arch. Acker- P. Bodenkunde; 33, 11; 1989; S. 651-659/ Tributh, H.: Erste Ergebnisse über die Reduzierung der Illitgehalte durch Kaliumentzug der Pflanzen; Mitt. D. Bodenk. Gesell., 32, 1981; S 827-834/ Tributh, H.: Development of K containing Minerals during Weathering and Suitable Methods for their Determination; in: Proc. of the 20th Coll. of the Intern. Potash Inst., 1987; S. 65-83

Schwermetalldynamik in Abdeckmaterialien von Bergbauhalden

Jörg Dilling[1], Klaus Kaiser[1], Ludwig Haumaier[1], Wolfgang Zech[1]

Bergbauhalden von Erzbergwerken weisen gegenüber der natürlichen Hintergrundbelastung häufig erhöhte Schwermetallgehalte auf. Dringt Regenwasser in den Haldenkörper ein und perkoliert in ihm, ergibt sich daraus eine Gefährdungspotential des Grundwassers. Um die Halden in die umgebende Landschaft zu integrieren, sind umfangreiche Aufforstungsmaßnahmen geplant. Als Maßnahmen zur erfolgreichen Etablierung von Forstbäumen, werden wie Kalkung oder die Aufbringung von Kompost bzw. Klärschlamms diskutiert. Dadurch kann es zu einer starken Eintrag von HCO_3^- bzw. zur Freisetzung von Phosphat kommen.

Ziel unserer Untersuchung war es, den Einfluss gerade dieser Meliorationsmaßnahmen bezüglich der Mobilität von Schwermetallen zu untersuchen. Dazu führten wir sowohl Batch- als auch Säulenversuche mit HCO_3^- und HPO_4^{2-}.

Material und Methoden

Die Böden für unsere Untersuchungen stammen von einer carbonathaltigen (Pararendzina) sowie einer silikatischen Halde (Lockersyrosem) des ehemaligen Bergbaurevier Freiberg/Sachsen. Die lufttrockenen Proben wurden auf 2mm gesiebt.

Die Proben wurden bei einem Boden zu Wasser Verhältnis von 1:5 in dreifacher Wiederholung mit 10^{-5}, 10^{-4}, 10^{-3} und 10^{-2} M HCO_3^- bzw. HPO_4^{2-} 24h überkopfgeschüttelt, dann 15min bei 2.000g zentrifugiert und schließlich über einen Cellulose-Acetatfilter auf <0,45 µm filtriert. In den Filtraten wurde neben DOC (TOC-Analyzer, Shimadzu) die Schwermetalle Pb, Cu und U mittels AAS (Varian) bzw. ICP-MS (GBC) bestimmt.

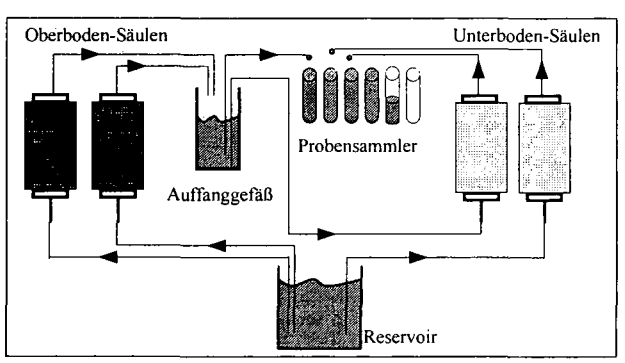


Abb. 1: Schematischer Aufbau der Säulenanlage

Die Säulenversuche wurden unter gesättigten Bedingungen mit einer Pumprate von 5,5ml min^{-1} im Gegenstromverfahren durchgeführt. Die Plexiglas-Säulen hatten eine Länge von 150mm und einen Innendurchmesser von 40mm. In jedem Versuch wurden vier Säulen gleichzeitig betrieben, jeweils 2 mit Ober- bzw. Unterbodenmaterial befüllt. Nach Aufsättigen mit einer einheitlichen Lösung erfolgte folgender Versuchsaufbau: Die beiden Oberbodensäulen und eine Unterbodensäule werden weiterhin aus einem gemeinsamen Reservoir gespeist. Die Eluate der Oberbodensäulen werden in einem Auffanggefäß gesammelt, von dem sowohl der Probennehmer als auch die zweite Unterbodensäule beschickt werden. Die Eluate der beiden Unterbodensäulen gehen direkt zum Probensammler (Abb. 1). Die Analyse der Eluate erfolgt analog den Batchversuchen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Batchversuche zeigten für den carbonathaltigen Oberboden mit steigender HPO_4^{2-}-Konzentration eine zunehmende Freisetzung von DOC, Cu und U. Die Zunahme von DOC und Cu erfolgte parallel; die von U fiel weniger stark aus (vgl. Abb. 2). In den Ansätzen mit HCO_3^- konnte dagegen nur für DOC und U eine erhöhte Lösungskonzentration festgestellt werden, während der Konzentrationsgradienten der Ausgangslösung für Cu keinen Einfluss auf dessen Mobilität hatte.

Im Unterboden zeigte sich bei Zugabe von HPO_4^{2-} für U eine Abnahme und für DOC und Cu eine Zunahme der Lösungskonzentration. In den Versuchen mit HCO_3^- nahm die Konzentration von Cu leicht ab, während U und DOM verstärkt in Lösung gingen.

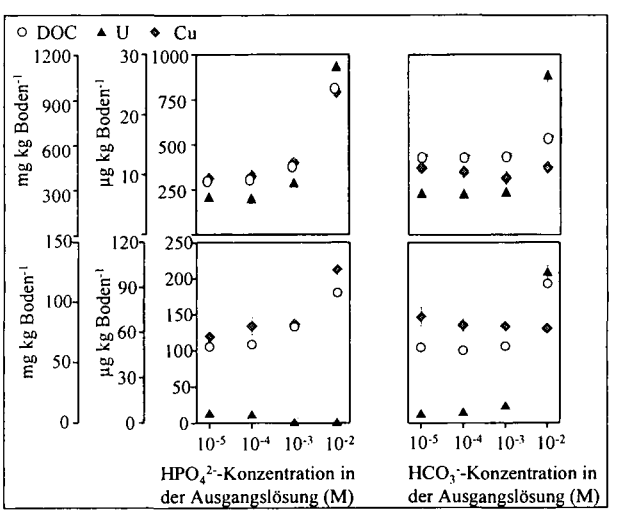


Abb. 2: Ergebnisse des Batchversuchs der Rendzina (oben: Ah-, unten Cv-Horizont)

[1]Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie. E-mail: joerg.dilling@uni-bayreuth.de

Die DOC-Freisetzung in den Versuchen mit HPO_4^{2-} kann durch den Eintausch des bindungsstarken HPO_4^{2-} gegen sorbierte organische Substanz zurückgeführt werden. Der enge Zusammenhang zwischen der Freisetzung von Cu und DOC bestätigt die in der Literatur (z.B. Romkens & Dolfing, 1998) beschriebene starke Affinität von Cu zu gelöster organischer Substanz. Bei Zugabe von HCO_3^- ist war solcher Zusammenhang allerdings nicht zu beobachten.

U wird in den Oberböden beider Versuchsvarianten ähnlich stark mobilisiert. Als Ursacheb vermuten wir die Bildung von leicht löslichen Uran-Carbonato Komplexen (z.B. Mason et. al., 1997) sowie von löslichen organischen U-Komplexen. In den Unterböden wird U nur bei Zugabe von HCO_3^- mobilisiert. Die Bildung von Uran–Carbonato-Komplexen scheint hier zu dominieren, da im Versuch mit HPO_4^{2-} bei vergleichbarer DOM-Konzentration die Freisetzung von Uran vermindert ist.

Auf der linken Seite von Abb. 3 sind jeweils die Konzentrationen für Pb, Cu und U der Eluate aus den Säulenexperimente für den Ober- bzw. Unterboden dargestellt. Die gute Reproduzierbarkeit der Versuche ist jeweils am sehr ähnlichen Kurvenverlauf der beiden Ober- bzw. Unterbodensäulen zu erkennen. Die mit dem Pfeil angedeutete Konzentrationserhöhung von 10^{-3} auf 10^{-2} M hat bei beiden Versuchsansätzen verschiedenen Auswirkungen. Für Cu in den Ober- und Unterböden sowie für U in den Oberböden Varianten zeigt sich keiner Effekt aufgrund der erhöhten Ionenstärke. Die U-Konzentration in den Unterböden ist bei Zugabe von HCO_3^- ist nach einem gegenüber dem Experiment mit HPO_4^{2-} erhöht. Durch die Konzentrationserhöhung der Ausgangslösung kommt es zu einer weiteren U-Mobilisierung, die der Bildung von Uran–Carbonato-Komplexen zuzuschreiben ist.

Bei Blei ist der Sachverhalt etwas komplexer. Die Zugabe einer 10^{-2} M HCO_3^--Lösung hat eine kurzzeitige Konzentrationserhöhung in den Eluaten von Ober- und Unterboden zur Folge (Faktor 3 bzw. 1,2). Diese Erhöhung ist durch die erhöhten Ionenstärke verursacht. Bei Verwendung von HPO_4^{2-} kommt es im Oberboden ebenfalls zu einer kurzzeitigen, um den Faktor 11 höheren Pb-Konzentration in dem Eluat. Ursache ist einerseits die erhöhte Ionenstärke andererseits erhöht sich zeitgleich die DOC-Konzentration. Daher kann es zu einem Cotransport von Pb mit DOM kommen (z.B. Sparks, 1995). Im Unterboden bewirkt die Phosphatsorption an Sesquioxide möglicherweise eine Zunahme von Bindungsplätzen für Pb.

Die rechten Seite der Abb. 3 zeigt die Konzentrationen der simulierten Bodenpassage. Der experimentelle Wert ist einem rechnerischem Wert gegenübergestellt. Dieser Wert ergibt sich aus der Addition der jeweiligen Konzentrationen der Einzelhorizonte (siehe oben). Kausalzusammenhänge können auf diese Weise nicht erklärt werden, wir erhalten jedoch Hinweise, wie die Sorptionsbilanz während der Bodenpassage ausfällt. Die drei ausgewählten Fallbeispiele zeigen 3 mögliche Sorptionsphänomene.

Im Falle des Cu ist in beiden Versuchen kein signifikanter Unterschied zwischen der theoretischem und dem experimentellem Wert vorhanden. Das gelöste Cu aus dem Oberboden passiert ohne feststellbare Interaktion die Unterbodensäule. Auch sind lösungsvermittelnde Substanzen in dem Oberbodeneluat nicht festzustellen.

Die experimentellen Messwerte für U sind in beiden Experimenten zu Versuchsbeginn oberhalb der theoretischen Daten. Die sich daraus ergebende zusätzliche Mobilisierung von U kann nicht ausschließlich mit der Zugabe von HCO_3^- erklärt werden; möglicherweise finden Interaktionen mit DOC statt.

Im Falle des Pb sind die theoretischen Werte oberhalb der experimentellen. Die Schlussfolgerung ist eine verringerte Lösungskonzentration, die vermutlich auf eine Sorption der aus dem Oberboden gelösten Pb im Unterboden hindeutet.

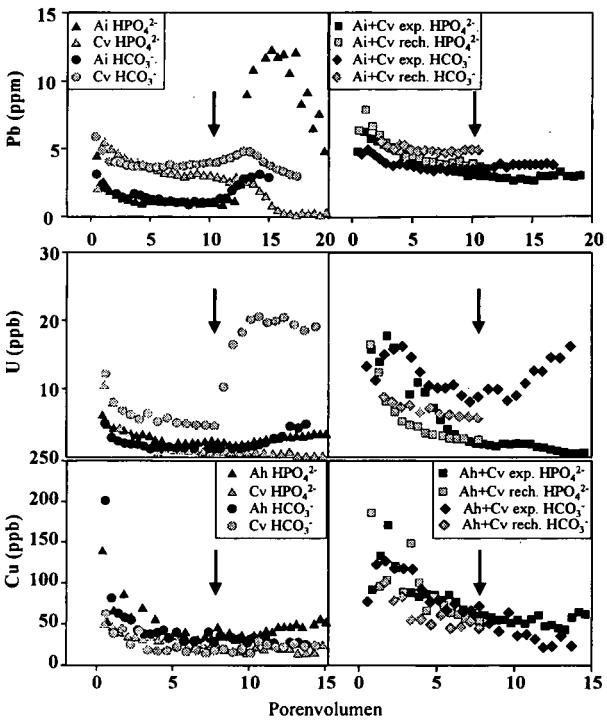


Abb. 3: Ergebnisse des Säulenversuche: oben Blei (Lockersyrosem), mitte Uran und unten Kupfer (beides Rendzina).

Unser Dank gilt der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung, sowie dem Bayreuther Institut für terrestrische Ökosystemforschung, die einen Teil der Analysen durchführte.

Literatur

Romkens, P.F.A.M. & Dolfing J. (1998). Environ. Sci. Technol.. 32, 363-369

Mason, C.F.V., Turney, W.R.J.R., Thomson, B.M., Lu, N., Longmire, P.A. & Chishol-Brause, C.J. (1997). Environ. Sci. Technol. 31, 2707-2711

Sparks, D.L. (1995). Environmental Soil Chemistry, Academic Press, San Diego.

Langfristige Entwicklung von Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung aus einer podsolierten Braunerde unter einem Kiefern-Eichen-Mischbestand

Michael Dohlen*, Bernd Marschner* und Frank Darius§

Einleitung

In Berlin werden seit 1986 ökosystemare Untersuchungen zum Stoffhaushalt von Waldstandorten durchgeführt. Die langjährigen Messreihen dokumentieren die Veränderungen der Eintragssituation nach der Deutschen Wiedervereinigung in einem für den Berliner Raum repräsentativen Kiefern-Eichen-Mischbestand. Die Frage, ob die verminderten Depositionen auch zu einer signifikanten Veränderung der Elementkonzentrationen in der Bodenlösung geführt haben, soll am Beispiel für die Elemente Sulfat, Nitrat und die Säure-Neutralistationskapazität nachgegangen werden (DOHLEN 2000).

Vegetationstyp: Mischbestand aus ca. 90 bis 140 Jahre alten Waldkiefern (*Pinus sylvestris*) und deutlich jüngeren Eichen (*Quercus petraea* und *Qu. robur*).

Bodentyp: podsolierte Braunerde aus Geschiebesand mit 6-10 cm mächtigem rohhumusartigem Moder.

Probennahme: Gewinnung der Bodenlösung mit jeweils 10 Saugkerzen in 200 cm Tiefe, Probennahme 14-tägig, Analyse von Monatsmischproben.

Ergebnisse

Im Zuge der Wiedervereinigung nahmen die SO_4-Einträge in den Bestand von etwa 55 kg ha^{-1} a^{-1} (1987) bis auf ca. 8 kg ha^{-1} a^{-1} (1997) ab (s. Tab. 1).

Tab. 1: Zeitliche Entwicklung der Bestandes- und Freilanddeposition in kg ha^{-1} a^{-1} im Kiefern-Eichen-Mischbestand von 1987 bis 1997 (aus: FISCHER 1998).

	Bestand		Freifläche	
Jahr	mm	SO_4-S	mm	SO_4-S
1987	570	54,9	696	24,7
1988	444	56,1	542	25,8
1989	329	54,8	454	25,3
1990	497	49,8	602	21,1
1991	354	28,4	418	12,2
1992	381	23,4	531	11,6
1993	488	19,2	652	11,2
1994	523	16,8	671	11,0
1995	446	13,9	537	7,5
1996	385	11,2	474	6,4
1997	340	8,2	399	4,5

Diese immissionsbedingten Änderungen führten dazu, dass sich zwei sehr unterschiedliche Zeiträume unterscheiden lassen:

1. Von 1986 bis zur Deutschen Wiedervereinigung (1991), den sehr hohe SO_4- und Ca-Einträge kennzeichnen;
2. Die Zeit nach 1991 ist durch den drastischen Rückgang der SO_4-Depositionen charakterisiert. Gründe sind der Zusammenbruch stark luftverschmutzender Industrien, die Einführung der Rauchgasentschwefelung in Großkraftwerken in den Neuen Bundesländern und die Ablösung von Kohleöfen in privaten Haushalten Berlins.

SULFAT

- Gut zu erkennen sind die sehr hohen SO_4-Gehalte von durchschnittlich 44 mg L^{-1} für den Zeitraum von 1986 bis 1990.
- Nach 1990 zeigt sich ein tendenzieller Abwärtstrend, der allerdings von saisonal ausgeprägten Peaks - besonders im Jahr 1999 - unterbrochen wird. Diese sind besonders auf die Zunahme der Ionenkonzentration vor der Wiederbefeuchtung des Profils zurückzuführen.

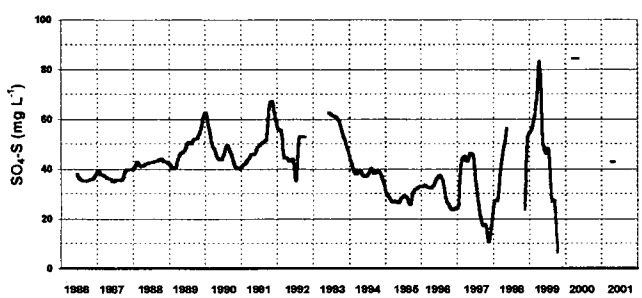


Abb. 1: Verlauf der Sulfat-S-Konzentrationen (mg L^{-1}) in der Bodenlösung aus 200 cm Tiefe aus dem Kiefern-Eichen-Mischbestand von 1986 bis 2001 (Gleitender Mittelwert aus 5 Monaten).

NITRAT

- Die Nitrat-Konzentrationen in der Bodenlösung nehmen seit Mitte der 90 Jahre zu (Abb. 2)

* Geographisches Institut - Ruhr-Universität Bochum - Universitätsstr. 150 - D-44780 Bochum

§ Institut für Ökologie - Technische Universität Berlin - Rothenburgstr. 12 - D-12165 Berlin

E-Mail: Michael.Dohlen@ruhr-uni-bochum.de

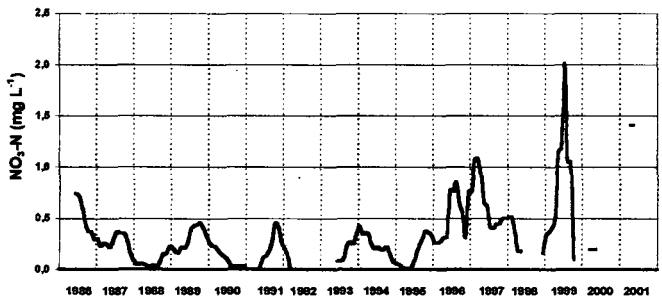


Abb. 2: Verlauf der Nitrat-N-Konzentrationen (mg L^{-1}) in der Bodenlösung aus 200 cm Tiefe aus dem Kiefern-Eichen-Mischbestand von 1986 bis 2001 (Gleitender Mittelwert aus 5 Monaten).

SÄURE-NEUTRALISATIONSKAPAZITÄT

Die Säure-Neutralisationskapazität (SNK) beschreibt das Vermögen, Säuren zu neutralisieren, d. h. Protonen (H^+) zu konsumieren. Eine negative SNK in der Bodenlösung bedeutet, dass diese Pufferkapazität im Boden erschöpft ist und daher Säure in die Tiefe verlagert wird.

- Die SNK in der Bodenlösung hat sich seit der Deutschen Wiedervereinigung im Trend verbessert.
- Trotzdem wirkt sich die starke Reduzierung der Einträge an Säuren und Säurenbildnern in den letzten 10 Jahren nicht so deutlich aus. Die Folge ist, dass die natürliche Säure-Neutralisationskapazität des Bodens weiterhin überschritten wird (Abb. 3), wie die negativen Verläufe der SNK in der Bodenlösung demonstrieren (MARSCHNER ET AL. 1998).

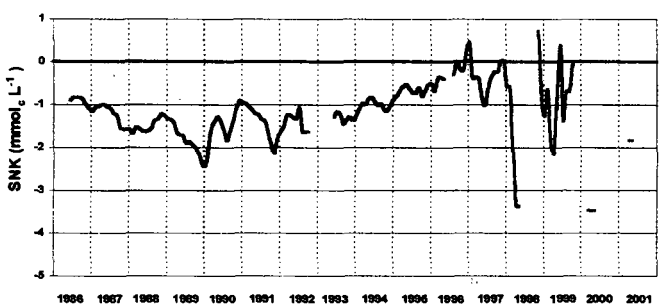


Abb. 3: Verlauf der SNK ($mmol_c$ L^{-1}) in der Bodenlösung aus 200 cm Tiefe aus dem Kiefern-Eichen-Mischbestand von 1986 bis 2001 (Gleitender Mittelwert aus 5 Monaten).

DISKUSSION

Zu Beginn der Messungen in den achtziger Jahren war der Bestand einer hohen Belastung durch Sulfat ausgesetzt, die aber seit 1990 signifikant zurückgegangen ist. Zusammen mit den hohen depositionsbedingten Ca-Einträgen und den geringen Niederschlägen, wurde die Säurefracht bereits in der Atmosphäre gepuffert, wodurch die Protoneneinträge auch zu Beginn der Messung relativ gering waren. Die anhaltende Überschreitung der SNK hat eine auf niedrigem Niveau anhaltende Bodenversauerung zur Folge. Längerfristig betrachtet lässt sich jedoch ein Anstieg der SNK feststellen.

Beim Nitrat ist ein Trend zu höheren Konzentrationen in der Bodenlösung zu erkennen. Da die Sandböden nur über ein geringes Rückhaltevermögen für das mobile Anion Nitrat verfügen und gleichzeitig N-Mengen in einer Größenordnung von ca. 15 - 20 kg über den Luftpfad eingetragen werden, deutet sich eine Abnahme der N-Festlegung im System an.

FOLGERUNGEN

Die Berliner Wälder sind seit Jahrzehnten einer Vielzahl von Einflüssen ausgesetzt, die den ökosystemaren Stoffhaushalt beeinflussen. Hierbei sind besonders die anhaltende Bodenversauerung und die Düngungseffekte durch N-Verbindungen zu nennen. Selbst bei einer konsequenten Ausrichtung der zukünftigen Luftreinhaltepolitik an den Erfordernissen des Waldökosystemschutzes ist mittelfristig nicht damit zu rechnen, dass sich die Böden, die durch jahrelange Überschreitung ihrer Toleranzen beeinträchtigt wurden, sogleich erholen. Allerdings konnte anhand der Daten gezeigt werden, dass bei einer drastischen Senkung der Depositionen (z. B. Sulfat) eine Abnahme in der Bodenlösung innerhalb weniger Jahre festzustellen ist. Allerdings ist es aufgrund der hohen Variabilität schwierig, einen eindeutigen Trend nachzuweisen.

DANKSAGUNG

Die Autoren danken der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, besonders Herrn Ulrich von Dewitz-Krebs, für die Unterstützung.

LITERATUR

DOHLEN, M. (2000):
http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/monitoring/de/boden/

FISCHER, U. (1998):
Ökologische Dauerbeobachtung - Deposition. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin - Jahresbericht 1997.

MARSCHNER, B.; GENSIOR, A. u. U. FISCHER (1998): Response of soil solution chemistry to recent declines in atmospheric deposition in two forest ecosystems in Berlin, Germany. Geoderma, 83, S. 83-101.

Untersuchung organischer Bodensubstanz aus Aggregat-Randschichten und Bioporen mittels FT-IR

R. H. Ellerbrock[1], H. H. Gerke[1]

Problemstellung und Ziele

Auskleidungen von Wurmröhren und Wurzelgängen (Bioporen) oder Cutane (Aggregatrandschichten) können einen von der Matrix abweichenden Ton- und C_{org}-Gehalt haben. Ob sich die organische Bodensubstanz (OBS) auch in ihrer Zusammensetzung unterscheidet ist allerdings unklar. Morphologische Kompartimente, wie Bioporen oder Aggregatrandschichten, können als bevorzugte Fließ- und Transportwege dienen und somit Auswirkungen auf die Bilanzierung des Stoffhaushaltes haben (z.B. Meyer-Windel et al., 1997). Obwohl visuell erkennbar, gibt es kaum quantitative kleinräumige Analysen der OBS, da standardmäßig meist Mischproben verwendet werden. Die Untersuchungen wurden durchgeführt, um derartig kleinräumige Unterschiede in der OBS-Zusammensetzung in zwei unterschiedlichen Böden nachzuweisen und deren Ursachen zu diskutieren.

Material und Methoden

Dazu wurden von einem Sandbodenprofil unter Wald in der Nähe von Müncheberg Proben aus dem Ah-Horizont und von verfüllten Wurzel- und Tiergängen aus 40-60 cm Tiefe entnommen. Von einem strukturierten, lehmigen Ackerboden in der Nähe von Kiel wurden aus dem Ap- (0-30 cm Tiefe) und CSd-Horizont (40-60 cm Tiefe) sowohl Mischproben als auch 1 - 2 cm große Aggregate entnommen. Die Aggregate wurden manuell geschält, um Bodenmaterial vom Rand und Kern getrennt zu erhalten.

Die Proben wurden luftgetrocknet und auf 2 mm gesiebt. Der pH-Wert wurde in 0.01 M Calciumchlorid-Lösung bestimmt. Die C_{org}-Bestimmung erfolgte mittels Elementaranalyse nach trockener Verbrennung als CO_2 mit einem Meßfehler von ± 0.05 g/kg. 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 ± 0,5 $cmol_c/kg$ bestimmt. Die OBS wurde mit Heißwasser und Natriumpyrophosphatlösung extrahiert (Ellerbrock et al. 1999). Die erhaltenen Extrakte wurden dialysiert, gefriergetrocknet und danach mittels Fourier-Transform Infrarot (FT-IR) Spektroskopie untersucht (Ellerbrock et al., 1999). Die FT-IR Spektren der Heißwasser-Extrakte wurden mit einem BioRad® FTS 135 als Transmissionsspektren aufgenommen.

Ergebnisse und Diskussion

Die pH-Werte aller Proben des Ackerbodens zeigen eine nahezu neutrale Reaktion an (Tabelle 1). Unterschiede zwischen den pH-Werten aus dem Ah- und dem CSd -Horizont sind gering. Der C_{org}-Gehalt (Tabelle 1) im Ah- ist zwar höher als der im CSd Horizont, die Unterschiede zwischen Aggregatrand- und -kernmaterial sind jedoch nicht signifikant.

Tabelle 1: C_{org}-, KAK- und pH-Werte der Proben.

	Proben	C_{org} [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	-
Bioporen Wald	Ah	32,2*	111*	3,0*
	Hum. Verfüllung	16,36	8,19	3,58
	vert. Wurzel	7,36	4,19	3,55
	horiz. Wurzel	6,37	3,11	3,34

*Angaben aus Dotterweich (1998)

Der pH-Wert der Waldbodenproben liegt zwischen 3 und 3,6. Der die Bioporen umgebendende helle Sandboden ist nahezu C_{org} frei (nicht aufgeführt). Die vertikal und horizontal verlaufenden Wurzelkanäle unterscheiden sich kaum im C_{org} Gehalt (Tabelle 1). Die humose Verfüllung weist einen halb so hohen C_{org}-Gehalt auf, wie der Ap-Horizont. Vermutlich handelt es sich bei der humosen Verfüllung um einen Tiergang, der mit Material aus dem Ah-Horizont verfüllt wurde.

Während sich die KAK-Werte der Ackerbodenproben (Aggregatränder und -kerne) kaum voneinander unterscheiden zeigen die der Waldbodenproben deutliche Unterschiede (Tabelle 1). Der Ah-Horizont des Waldbodens hat die höchsten KAK-Werte; gefolgt

[1] Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung ZALF e.V.; Eberswalderstr. 84, D-15374 Müncheberg

von der humosen Verfüllung und den Wurzelkanälen. Die FT-IR Spektren aller Extrakte zeigen sowohl den Einfluss der Bodenarten (Sand/ Lehm) als auch den der Landnutzung (Wald/Acker) auf die Zusammensetzung der OBS. Im Folgenden werden nur die Spektren der Heißwasserextrakte vorgestellt. Die Spektren der Ackerbodenproben (Abbildung 1) zeigen, dass sich der leichtlösliche OBS-Anteil aus Aggregaträndern und -kernen in seiner Zusammensetzung unterscheidet.

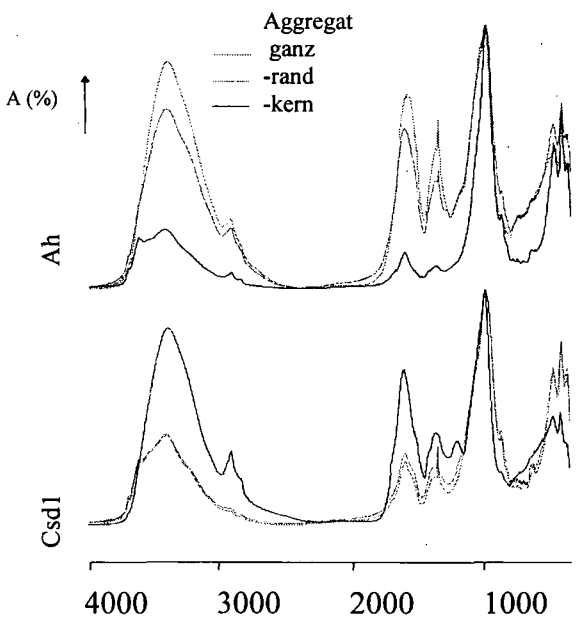


Abbildung 1: FT-IR Spektren der Heißwasserextrakte der Bodenproben des Ackerstandortes.

Die FT-IR Spektren der OBS von Aggregatkern- und Gesamtaggregatmaterial 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 von Aggregatkern- und Gesamtaggregatmaterial des CSd-Horizontes zeigen hingegen geringere und die des Randmaterials eine höhere Absorptionsintensität der C=O Bande. Es ist zu vermuten, dass im Ap-Horizont carboxylhaltige OBS verstärkt von den Aggregaterändern gelöst und in tiefere Bodenschichten ausgewaschen wurde. Diese OBS-Anteile wurden vermutlich an den Aggregaträndern im CSd-Horizont wieder angereichert. Die Vermutung wird dadurch unterstrichen das im CSd-Horizont die OBS aus Aggregaträndern höhere Carboxylgehalte aufweist als die der Aggregatkerne (Abbildung 1 unten).
Auch die FT-IR Spektren der leichtlöslichen OBS des Materials aus den Bioporen des Waldstandortes unterscheiden sich voneinander (hier nicht dargestellt). Das FT-IR Spektrum der leichtlöslichen OSB der humosen Verfüllung ist dem des Ah-Horizontes ähnlicher als dem der Wurzelkanäle. Die heißwasserlösliche OBS repräsentiert allerdings nur einen relativ geringen OBS-Anteil. Die FT-IR Spektren des relativ höheren und schwerer löslichen OBS-Anteils (mit Na-Pyrophosphat isolierbar) zeigen für den Ackerboden jedoch kaum eine Differenzierung in Rand- und Kernbereiche. Für den Waldstandort wurde allerdings eine ähnliche Differenzierung gefunden, wie sie auch in den hier vorgestellten FT-IR Spektren der Heißwasserextrakte zu finden ist.

Schlußfolgerungen

Die Bioporen bilden in der Sandmatrix des Waldbodens räumlich eng begrenzte Zonen stark erhöhter Reaktivität und Sorptionskapazität. Die Aggregatrandschicht des hydromorphen lehmigen Ackerbodens (CSd-Horizont) hat, bei relativ geringerer Kationenauschkapazität 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. Die vorliegenden Untersuchungen zeigen erste Befunde. 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. Frau Mäder und Herr Rath führten die KAK und FT-IR Analysen durch.

Literatur

Dotterweich M. W. (1998): Klimaabhängigkeit der Stoffbilanzen an der Wolfsschlucht. Diplomarbeit, Potsdam.

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.

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.

Waldbodenmelioration in einem stadtnahen Trinkwasserschutzgebiet

Vergleich der bodenchemischen Auswirkungen von dolomitischem Kalk und basaltischem Gesteinsmehl

Karl-Heinz Feger[a], Martin Armbruster[a], Markus Zorniger[b] und Klaus Lorenz[b]

Einleitung

Großflächige Kalkungen haben in der forstlichen Praxis in den letzten Jahren weite Verbreitung gefunden. Dabei überlagern sich häufig ganz unterschiedliche Interessen (Melioration, Kompensation, Düngung, Boden- bzw. Grundwasserschutz: vgl. Feger, 1996). Neben der Neutralisation atmogener Protoneneinträge muss auch dem Ernährungszustand des Waldbestandes, der Akkumulation von Schwefel und Schwermetallen sowie dem C- und N-Umsatz der Böden Rechnung getragen werden. Der angestrebten Verbesserung des Bodenzustandes steht eine Reihe möglicher Risiken gegenüber. Die Frage nach dem Risiko einer Stoffmobilisierung und einer daraus resultierenden Belastung der Hydrosphäre stellt sich besonders in Wasserschutzgebieten. Um dort das Auswaschungsrisiko zu minimieren, ist deshalb der Einsatz silikatischer Gesteinsmehle (v.a. Basalt) alternativ zu karbonatischen Materialien vorgeschlagen worden. Jedoch liegen hierzu bislang kaum Daten von Feldversuchen vor (vgl. Sauter & Foerst, 1987; Schüler, 1994).

Die vorliegende Untersuchung dient der Bewertung der Wirksamkeit von Bodenmeliorationen, besonders im Hinblick auf den Stoffaustrag mit dem Sickerwasser.

Material und Methoden

In einem mit *Pinus sylvestris* bestockten Trinkwasserschutzgebiet im Ballungsraum Rhein-Neckar (Stadtwald Mannheim-Käfertal) wurden im Dezember 1997 begleitend zu großflächigen Praxismaßnahmen Versuchsflächen (je 60 m x 60 m) angelegt. Ausgebracht wurden manuell 3 t ha^{-1} Dolomitkalk bzw. 9 t ha^{-1} basaltisches Gesteinsmehl (Tab. 1).

Tab. 1 Elementzusammensetzung (Gew.-%)

Element	*Angabe als*	Dolomit	Basalt
Si	SiO_2	6,5	40,7
Ca	CaO	26,7	13,8
Mg	MgO	19,4	8,2
K	K_2O	0,6	2,3
Na	Na_2O	0,01	2,0
P	P_2O_5	0,1	0,7

Eine Fläche blieb als Kontrolle unbehandelt. Es erfolgten wiederholt Bodeninventuren (9 Einstiche pro Fläche). Im Oktober 1997 (vor Ausbringung) wurden die organische Auflage (Of, Oh) sowie der Mineralboden in verschiedenen Tiefenintervallen bis 80 cm beprobt. Im Mai 1998, Nov. 1998 bzw. Nov. 1999 wurden nur der Auflagehumus sowie der oberste Mineralboden beprobt. Seit Januar 1998 wurden auch Sickerlösungen gewonnen (30 cm und 80 cm Tiefe). Für die Bestimmung bodenmikrobiologischer Kenngrößen wurden 3 Proben pro Fläche verwendet.

Bei den Böden handelt es sich um humusarme saure Sande mit erhöhten Schwermetall- und S-Gehalten im Auflagehumus. Die Humusformen sind vergleichsweise günstig mit C/N-Verhältnissen zwischen 20 und 25, was den Einfluss erhöhter N-Einträge widerspiegelt (Ries et al., 2000). In Laborbrutversuchen mit Kalkzugabe war die N-Netto-Mineralisation und das Nitrifikationspotential deutlich erhöht.

Ergebnisse und Diskussion

Die pH-Veränderungen blieben auf den Auflagehumus beschränkt, wobei auf der Dolomitfläche die pH-Werte erwartungsgemäß etwas höher lagen (Tab. 2).

Tab. 2 Zeitliche Veränderung der pH-Werte ($CaCl_2$) (Mittelwerte und Standardabweichung, $n = 9$)

	Okt. '97	Mai '98	Nov. '98	Nov. '99
Kontrolle				
F-Lage	3,56 *(±0,20)*	3,70 *(±0,25)*	3,67 *(±0,23)*	3,77 *(±0,20)*
H-Lage	3,11 *(±0,10)*	3,09 *(±0,10)*	3,16 *(±0,13)*	3,13 *(±0,08)*
0 - 5 cm	3,29 *(±0,08)*	3,09 *(±0,09)*	3,23 *(±0,10)*	3,22 *(±0,09)*
5 – 10 cm	3,53 *(±0,09)*	3,34 *(±0,09)*	3,46 *(±0,09)*	3,44 *(±0,11)*
Dolomit				
F-Lage	3,48 *(±0,20)*	5,20 *(±0,19)*	5,86 *(±0,62)*	5,65 *(±0,29)*
H-Lage	3,01 *(±0,10)*	4,00 *(±0,47)*	3,95 *(±0,46)*	4,41 *(±0,47)*
0 - 5 cm	3,14 *(±0,07)*	3,19 *(±0,38)*	3,20 *(±0,08)*	3,27 *(±0,14)*
5 – 10 cm	3,42 *(±0,12)*	3,21 *(±0,11)*	3,45 *(±0,05)*	3,61 *(±0,12)*
Basalt				
F-Lage	3,44 *(±0,21)*	4,76 *(±0,22)*	4,89 *(±0,33)*	5,00 *(±0,16)*
H-Lage	3,12 *(±0,11)*	3,56 *(±0,28)*	3,61 *(±0,24)*	3,80 *(±0,27)*
0 - 5 cm	3,24 *(±0,06)*	3,25 *(±0,24)*	3,26 *(±0,12)*	3,22 *(±0,08)*
5 – 10 cm	3,47 *(±0,06)*	3,34 *(±0,15)*	3,46 *(±0,08)*	3,48 *(±0,06)*

[a] Institut für Bodenkunde und Standortslehre, TU Dresden, Pienner Str. 19, 01735 Tharandt
fegerkh@forst.tu-dresden.de

[b] Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27, 70593 Stuttgart

Die KAK_e (Daten nicht gezeigt) weist ein ähnliches Muster mit deutlich erhöhten Werten der Basensättigung in der Auflage der Dolomitfläche auf. Allerdings ist hierbei zu beachten, dass bei der NH_4Cl-Extraktion auch karbonatisch gebundene Ca- und Mg-Anteile mit erfasst wurden. Nach den vorliegenden Karbonat-Analysen ist 2 Jahre nach Ausbringung erst die Hälfte des Dolomits gelöst.

Das Bodensickerwasser (Tab. 3) zeigt nur geringe behandlungsbedingte Veränderungen. Die Interpretation wird dadurch erschwert, dass die Beprobung erst nach Ausbringung einsetzte. Somit lässt sich nicht entscheiden, inwieweit bereits *a priori* Unterschiede bestanden. Außerdem liegen keine durchgängigen Zeitverläufe vor (zu geringe Probenmengen, Ausfall der Anlage).

Tab. 3 Zusammensetzung des Sickerwassers (Saugkerzenlösungen) in 80 cm Bodentiefe (Mittelwerte und Standardabweichungen, Zeitraum 1/98 – 7/00).

		Kontrolle	Dolomit	Basalt	*n*
pH		**4,65** *±0,24*	**4,70** *±0,20*	**5,01** *±0,38*	*15/13/12*
DOC	mg L^{-1}	**26,0** *±4,4*	**20,7** *±3,1*	**23,8** *±5,5*	*14/14/13*
K	"	**2,2** *±0,9*	**1,9** *±1,0*	**2,1** *±1,2*	*16/15/14*
Na	"	**3,0** *±0,6*	**2,9** *±0,4*	**7,4** *±2,9*	*16/15/14*
Mg	"	**1,2** *±1,2*	**1,5** *±0,4*	**0,8** *±0,45*	*16/15/14*
Ca	"	**5,3** *±2,4*	**4,4** *±1,5*	**4,0** *±2,2*	*16/15/14*
Al	"	**3,3** *±0,9*	**3,1** *±1,0*	**2,6** *±1,2*	*16/15/14*
Cd	µg L^{-1}	**0,65** *±0,24*	**0,44** *±0,42*	**0,40** *±0,22*	*6/5/4*
Zn	"	**157** *±40*	**145** *±53*	**144** *±68*	*6/5/4*
Ni	"	**10,0** *±6,3*	**8,6** *±4,8*	**9,5** *±3,1*	*6/5/4*
Cu	"	**6,3** *±3,9*	**7,2** *±3,8*	**6,0** *±3,6*	*6/5/4*
NO_3^-	mg L^{-1}	**2,3** *±3,9*	**1,6** *±1,6*	**4,3** *±7,0*	*16/15/14*
SO_4^{2-}	"	**19,1** *±4,0*	**18,9** *±4,3*	**20,4** *±3,8*	*16/15/14*

Die pH-Werte auf der Basalt-Fläche sind tendenziell höher als auf der Dolomit-Fläche. Interessant ist, dass beim DOC trotz der behandlungsbedingt höheren mikrobiellen Aktivitäten (s.u.) keine Unterschiede feststellbar sind. Auch die Konzentrationen der untersuchten Schwermetalle blieben weitgehend unverändert. Bei den M_b-Kationen zeigen sich bei Na auf der Basalt-Fläche signifikant höhere Konzentrationen. Dies entspricht dem Na-Gehalt des basaltischen Gesteinsmehls (Tab. 1), was durch leicht verwitterbare Feldspäte bzw. Feldspatvertreter bedingt ist. Der Mg-Austrag erscheint auf der Dolomit-Fläche leicht erhöht. Die Ca-Konzentrationen sind wegen der großen Variabilität nur schwer interpretierbar. Trotz erhöhter mikrobieller N-Umsätze (s.u.) sind keine statistisch absicherbaren Unterschiede in den NO_3^--Konzentrationen erkennbar. Die stark variablen NO_3^--Werte im Sickerwasser der Basalt-Fläche resultieren vermutlich aus Störungen (v.a. Vandalismus).

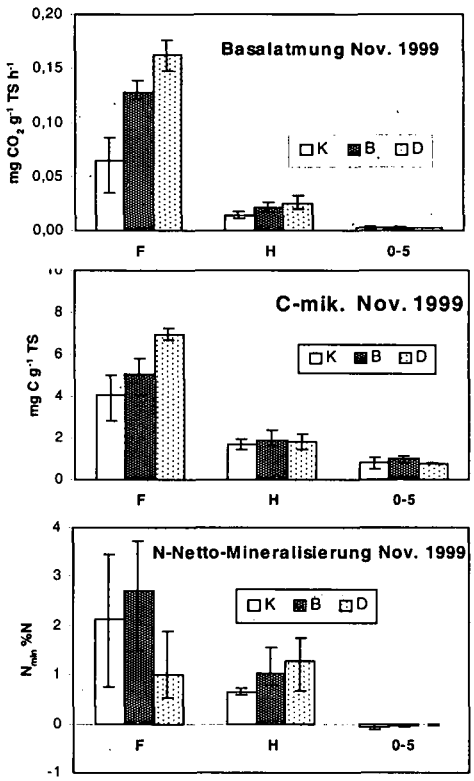


Abb. 1 Mikrobielle Biomasse und Aktivitäten

Entsprechend der pH-Veränderungen (Tab. 2) zeigten sich deutliche Behandlungseffekte bei den bodenmikrobiologischen Kenngrößen der Auflagenhorizonte (Abb. 1). Trotz erhöhter mikrobieller Biomassen und Aktivitäten ging die anfänglich erhöhte N-Netto-Mineralisierung und Nitrifikation (Dolomit > Basalt, Daten hier nicht gezeigt) deutlich zurück. Dies wird auf eine mikrobielle N-Immobilisierung im Zuge zunehmender C-Umsetzungen zurückgeführt. Die bodenmikrobiologischen Befunde bei Basaltmehl-Ausbringung decken sich im übrigen weitgehend mit den Ergebnissen von v. Mersi et al. (1992).

Schlussfolgerungen und Ausblick

Die behandlungsbedingten Effekte waren bis 2 Jahre nach Ausbringung erwartungsgemäß gering. Eine abschließende Bewertung ist erst nach einer für Herbst 2002 (5 Jahre nach Ausbringung) geplanten Schlussinventur möglich.

Literatur

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

v. Mersi, W.; R. Kuhnert-Finckernagel & F. Schinner (1992): The influence of rock powders on microbial activitiy of three forest soils. – Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 155, 29-33.

Ries, J.; G. Fischer; A. Bächle; K.H. Feger; P. Pawellek und B. Mayer (2000): Multiple Untersuchungen zur langfristigen Entwicklung von Gesamthärte und Sulfatkonzentrationen im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Mannheim-Käfertal. - GWF Wasser-Abwasser 141, 39-46.

Sauter, U. & K. Foerst (1987): Hinweise für den Einsatz von Silikatgesteinsmehlen zur Waldbodenverbesserung. – Forst und Holz 42, 27-30.

Schüler, G. (1994): Forstliche Stabilisierungsmaßnahmen bei Luftschadstoffeinträgen durch silikatische Gesteinsmehle im Vergleich zur Bodenschutzkalkung. – Die Naturstein-Industrie 1/94, 18-23; 2/94, 36-40.

Das Untersuchungsprogramm wird durch die Wasserversorgung der Stadt Mannheim (MVV-RHE) finanziert.

Stofftransport in einer Kleinlandschaft des Mittleren Schwarzwalds
(I) DerEinfluss geochemischer Barrieren

Sabine Fiedler[1], Markus Kleber[2], Hermann Jungkunst[1] & Peter Dominik[1]

1 Kontext

Böden stellen offene Systeme dar, welche mit angrenzenden Systemen über Stoffflüsse (Transport- als auch Transformationsprozesse) in wechselseitigem Austausch stehen. So stellen gasförmige Stoffflüsse (z.B. N_2O, CH_4 Jungkunst et al., 2001) den Austausch mit der Atmosphäre her, während die wässrige Phase innerhalb einer Landschaft die Böden miteinander verbindet. Der Stofftransport über den lateralen Wasserfluss erfolgt hierbei entlang geochemischer Potentialgefälle. Aufgrund verringerter Migrationsintensität kommen sie an geochemischen Barrieren zum Erliegen. Bodengesellschaften, in denen hydromorphe Böden einen entschiedenen Bestandteil bilden, sind vor allem *oxidative* (O_2)-Barrieren für den Stofftransport relevant. Infolge von Redoxgradienten können hier inter- und/oder intrapedonale Element-Anreicherungen und -Verluste in der Festphase beobachtet werden. Aus den Stoffflüssen der unterschiedlichen Phasen wiederum ergeben sich Konsequenzen für den Humushaushalt oder den Mineralbestand (Kleber et al., 2001). Die folgenden Untersuchungen sind ein Teil des skizzierten Gesamtkonzepts, unterschiedliche Phasen eines Systems zu verknüpfen, um geochemische Prozesse in Ökochoren quantifizieren zu können.

2 Ziel

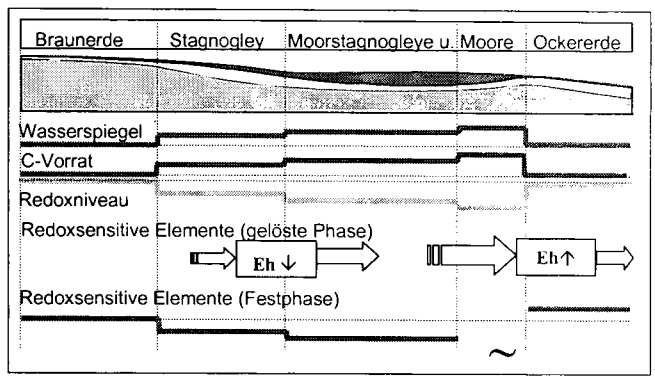
Innerhalb einer hydromorph geprägten Landschaft soll geprüft werden, ob (i) zwischen den aktuellen Redoxbedingungen und der regelhaften, räumlichen Variabilität von Elementflüssen innerhalb der flüssigen Phase sowie den (ii) Elementgewinnen bzw. –verlusten der Festphase ein Zusammenhang besteht.

3 Untersuchungsobjekte

Als Untersuchungsgebiet wurde ein repräsentativer Landschaftsausschnitt (4ha) des Mittleren Schwarzwaldes (Wildmooswald, Gemeinde St. Märgen) ausgewählt, da hier (i) die Differenzierung der Bodentypen hauptsächlich durch den Wasserhaushalt gesteuert wird, (ii) der kleinräumig wechselnde Vernässungsgrad oxidative Barrieren vermuten lässt und (iii) Pedogeneseprozesse aufgrund klimatischer Bedingungen (5.5°C, 1.600mm a^{-1}) besonders intensive ablaufen.

Entlang eines Vernässungsgradientens wurden typische Böden (Lockerbraunerde, Stagnogley, 2 Moorstagnogleye, Ockererde (Jahn & Fiedler, 2001) und Moore (Übergangsmoor, Erdübergangsmoor) für die Untersuchungen ausgewählt (s.a. Thesen).

4 Thesen



5 Ergebnisse und Diskussion

Der Bodentyp spiegelt regelhaft die Vernässung, den C-Vorrat sowie das Redoxnivieau wider (Abb.1).

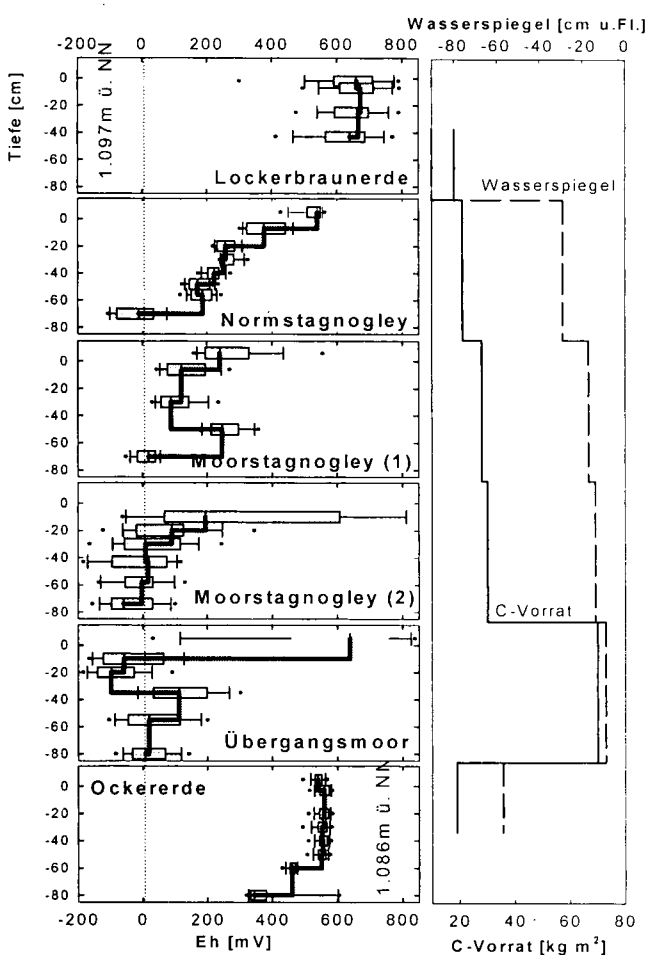


Abb. 1: Eh-Häufigkeitverteilung (95-bis 5-percentil), mittlerer Wasserspiegel, durchschnittliche C-Vorräte (Wildmooswald, Messzeitraum 21.07.00-21.07.01)

[1] Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, e-mail: fiedler@uni-hohenheim.de

[2] Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, MLU Halle-Wittenberg, e-mail: kleber@landw.uni-halle.de

Zusammenhang zwischen Redox-Niveau und Elementfracht in der flüssigen Phase

Der Stofftransport über das Bodenwasser wurde mittels Monitoring-Boxen (Austauscherharze) erfasst, welche aufgrund überwiegend lateralen Flusses senkrecht zur Profilwand installiert wurden. Die Querschnittfläche (0.4m², 100x40cm), die die Elemente (Mn, Co, Fe) über einen Zeitraum von 6 Monaten passierten, wurde hinsichtlich der Variabilität von Elementkonzentration charakterisiert.

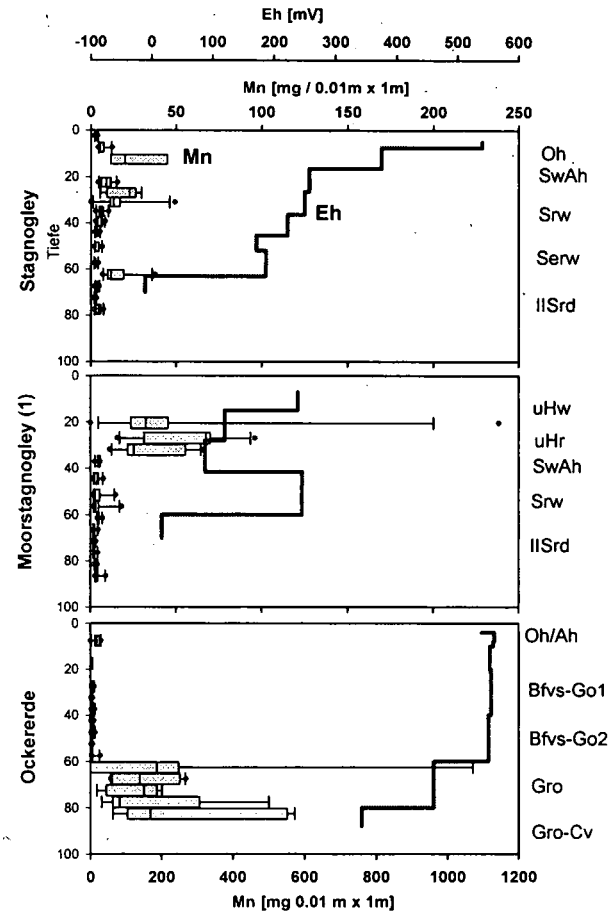


Abb. 2: Tiefenfunktionen der Redoxpotentiale (Median) und der Mn-Frachten (Box plots, 24.07.00 –24.07.01)

Das Verteilungsmuster (Abb. 2), welches Mn, Co und Fe bei unterschiedlichem Niveau gleichermassen aufwiesen, deuten sowohl auf intra- als auch interpedonale Verlagerungen hin: In allen Horizonten der Stauwasserböden (Ausnahme Oh, SG) liessen vorherrschende Eh-Bedingungen eine ähnlich hohe Mobilität erwarten. Innerhalb der Profile konnten jedoch Zonen mit deutlich erhöhten Frachten detektiert werden. Demnach zeigten Torfhorizonte auf eine Fläche von 1x100cm bezogen, signifikant höhere Frachten (mittlere Fracht im Stagnogley = 9.2 bzw. 50.6 mg Mn im Moorstagnogley) als die wasserführenden Horizonte (8.9 bzw. 4.7). Letztere wiesen jedoch deutlich höhere Frachten als die wasserstauenden Horizonte auf (3.5 bzw. 2.9 mg Mn). Hieraus kann geschlossen werden, das (i) niedrige Eh-Bedingungen eine notwendige Bedingung für die Mobilisierung sind, (ii) der Elementtransport jedoch wesentlich durch hydraulische Barrieren beeinflusst wird, und (iii) die Anwesenheit organischer Substanz mobilisierungsverstärkend wirkt.

Im Gegensatz hierzu signalisieren mittlere Eh-Werte, im Oberboden (0-60cm) der Ockererde eine Immobilisierung. Lediglich unter 60cm Tiefe wurden redoxabhängige Elementflüsse erwartet, was anhand der tiefenabhängigen Frachten bestätigt werden konnte. Demnach sind nur die oxidativen Bereiche der Ockererde als Eh-Stoffbarrieren in der Landschaft anzuerkennen.

Zusammenhang zwischen flüssiger und fester Phase

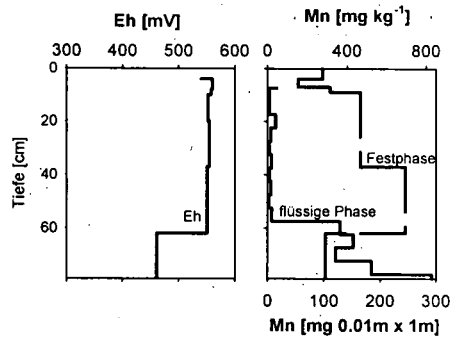


Abb.3: Vergleich zwischen Mn-Gesamtgehalt (Festphase) und Mn-Fracht (flüssige Phase, 24.07.00-24.07.01)

Die Elementflüsse der wässrigen Phase spiegeln tendenziell die Elementgehalte der Festphase wider, d.h. hohe Mn-Konzentrationen der flüssigen Phase im reduktiven Bereich der Ockererde korrespondieren mit einer Mn-Abreicherung der Festphase (Abb.3).

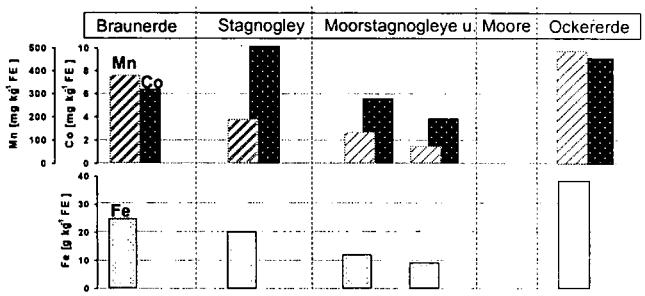


Abb. 4: Gesamtelementgehalte [mg kg^{-1} Feinerde]

Innerhalb der Landschaft stehen die Böden über Elementflüsse entlang von Redoxgradieneten (SG→OE) in Wechselwirkung. Stark *reduzierende* Verhältnisse führen zu einer Mobilisierung und folglich zu einer Verarmung redoxsensitiver Elemente (Stauwasserböden). Die Migration der Elemente ist an *oxidativen* Barrieren stark verringert, welche durch Immobilisierung und Akkumulation gekennzeichnet sind (Ockererde, Go-Horizont).

Literatur

Kleber M., S. Fiedler, H. Jungkunst & P. Dominik (2001): Stofftransport in einer Kleinlandschaft des mittleren Schwarzwaldes (II) Die Tonmineralogie als Indikator für geochemische Rahmenbedingungen (s. Beiträge d. Kommissionssitzung II+VII in diesem Band)

Jahn, R. & S. Fiedler (2001): Zur systematischen Einordnung und Abgrenzung von "Ockererden" (s. Beiträge d. Kommissionssitzung VI in diesem Band)

Jungkunst H., S. Fiedler & K. Stahr (2001): Lachgas- und Methanflüsse repräsentativer Böden des Mittleren Schwarzwaldes. (s. Beiträge d. Kommissionssitzung II in diesem Band)

Specific Immobilization of Heavy Metals in Soil Using Modified Montmorillonite

Gerhard Furrer[1], André Scheidegger[2], Michael Plötze[3], Günter Kahr[3], Björn Studer[1], Barbara Lothenbach[1] and Rainer Schulin[1]

Methods of gentle remediation for soils contaminated by heavy metals have gained a lot of attention in recent years. Many efforts have been made to find or to develop plants that are particularly able to extract heavy metals from soil. However, under field conditions, all available plants exhibit either limited growth or insufficient uptake rates for heavy metals. The time span for remediation by phytoextraction is much too long to be practical. Abiotic techniques of immobilization have been criticized often because they do not implicate removal of heavy metals from soil and because the metals can be remobilized if the treated soils become acidified. Our long-term study with modified montmorillonite reveals a mechanism of immobilization that involves a new binding form for small heavy-metal cations such as Co^{2+}, Ni^{2+}, Cu^{2+} and Zn^{2+}.

It is known that the sorption properties of montmorillonite for heavy metals can be improved by modification with aluminum (Harsh and Doner, 1984). In our previous work we found that the two modified clay minerals Al-montmorillonite and Al_{13}-montmorillonite are effective binding agents for the small cations Ni^{2+}, Cu^{2+} and Zn^{2+}, but not for the larger cations Cd^{2+} and Pb^{2+}. Nickel, copper and zinc were adsorbed specifically on both montmorillonite compounds (Lothenbach et al., 1997). The specific binding was identified by the finding that the three cations remained immobilized completely in the solid phase after a large excess of barium cations was applied. In contrast, most of the adsorbed heavy metals were remobilized from untreated montmorillonite, which is explained by nonspecific adsorption based on electrostatic interactions.

Aging during approximately one year revealed that the d(001) spacing of Al_{13}-montmorillonite converged with that of Al-montmorillonite at 14-15 Å. This indicates that the Al_{13} structure in the interstitial space of montmorillonite is converted to an aluminumhydroxide interlayer as found in Al-montmorillonite. In the case of the small cations, aging also improved the effect of immobilization by almost one pH unit, whereas the large cations were remobilized to a significant amount after thirty weeks. The binding agents Al-montmorillonite and Al_{13}-montmorillonite were most effective in the pH ranges 5.5-8 for nickel, 5-8 for zinc and 4-6 for copper (Lothenbach et al., 1997).

The examination of five year old aqueous suspensions of Ni(II) in presence of untreated montmorillonite, Al-montmorillonite and Al_{13}-montmorillonite by Ni-XAFS spectroscopy revealed a new result. Nickel, which was present at approximately 2000 ppm in the solid phases of Al-montmorillonite and Al_{13}-montmorillonite, was found to be surrounded by 5 to 6 oxygen and aluminum atoms at a distance of 2.04 and 2.99 Å, respectively (Figure 1). In the

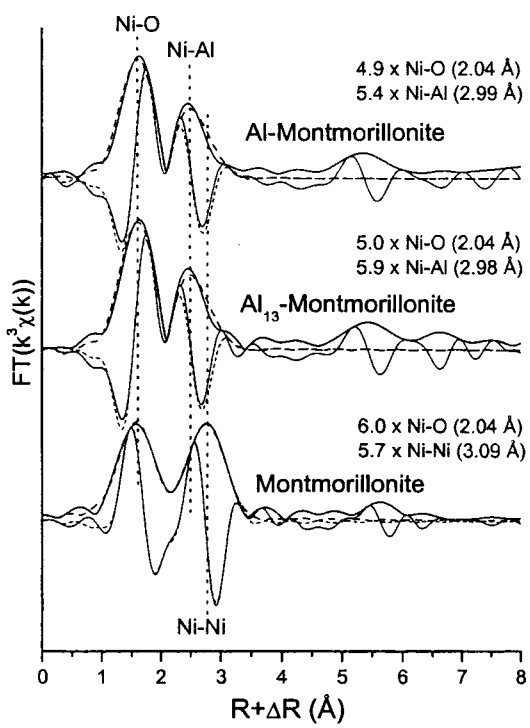


Figure 1. RSFs of Ni K-edge XAFS spectra of different montmorillonite compounds treated with ca. 2000 ppm Ni(II) and aged in aqueous suspensions for 5 years at 6.5<pH<7.5. Solid lines: experimental; dashed lines: modeled.

[1] Institute of Terrestrial Ecology, ETH Zurich, Grabenstr. 3, CH-8952 Schlieren; [2] PSI, Waste Management Laboratory, CH-5232 Villigen; [3] Laboratory of Clay Minerals, ETH Zurich, CH-8093 Zurich, Switzerland

suspensions with untreated montmorillonite, we found no Ni-Al bonding but instead, a Ni-Ni bonding with a length of 3.09 Å, which is a typical value for most $Ni(OH)_2$ solids.

The most plausible explanation for the Ni-O and Ni-Al signals in the samples with Al-montmorillonite and Al_{13}-montmorillonite is the formation of a Ni^{2+}-doped gibbsite monolayer (Figure 2) in the interstitial space of montmorillonite. The positively charged monolayer is stabilized by the permanent negative charge of the clay mineral. The Ni^{2+} cations do not diffuse into the octahedral layer of the montmorillonite lattice, otherwise we would find Ni(II) in such coordination environments also in the experiments with untreated montmorillonite (compare Figure 1).

From the aging experiments reported by Lothenbach et al. (1997) and the new findings by XAFS spectroscopy we know that the formation of this kind of Ni-Al-OH-montmorillonite lasts between 0.5 and 5 years. This kind of process may occur also naturally, without deliberate intervention. However, such a process in natural samples is not easy to detect since the available analytical methods are not sensitive enough yet. With respect to the techniques of gentle soil remediation, this is a reasonable time span. Although we do not have the data yet from analogue suspensions with other cations that are small enough to fit into the empty octahedral positions of gibbsite, we expect that the new kind of doped gibbsite monolayers in montmorillonite will be found also for Co^{2+}, Cu^{2+} and Zn^{2+}. However, this immobilization method does not work for the larger cations Cd^{2+} and Pb^{2+}. For these elements, we investigate techniques based on natural zeolites (see article by U. Wingenfelder et al. in this volume).

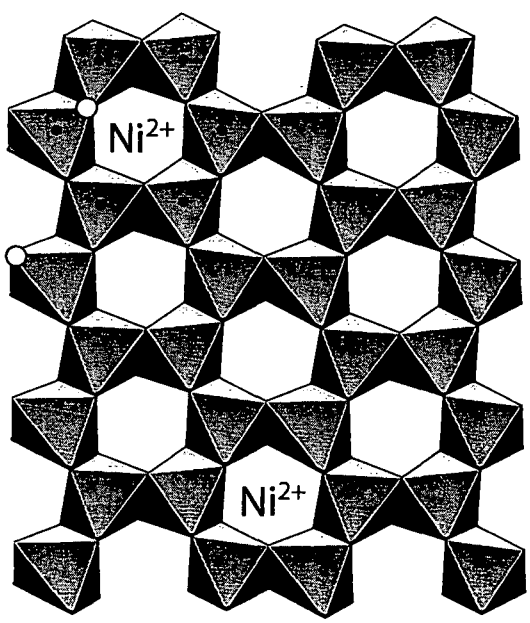


Figure 2. Gibbsite monolayer doped with Ni^{2+} cations as it can exist in the interstitial space of montmorillonite.

Data analysis

Ni K-edge XAFS spectra were collected at beam line X-11 A at the National Synchrotron Light Source, Brookhaven National Lab, Upton, NY, using a Si(111)-crystal monochromator fluorescence spectra were measured at RT using a 13-element Ge solid-state detector (Canberra). Higher-order harmonics were suppressed by detuning the monochromator by 20% from the maximum intensity. For data reduction the WinXAS 97 2.0 package (Ressler, 1998) was used in combination with FEFF 8.02 (Rehr et al., 1991). Radial structure functions (RSFs) were obtained by Fourier transforming k^3-weighted $\chi(k)$ functions between 3.8 and 10 $Å^{-1}$ using a Bessel window function with a smoothing parameter of 4. The precision on the XAFS distances (R) was estimated to be ±0.02 Å for R_{Ni-O} and ±0.03 Å for R_{Ni-Ni}, R_{Ni-Al} and R_{Ni-Si}, and ±0.5 for the coordination numbers (Scheidegger et al., 1998; Schlegel et al., 2001).

References

Harsh, J.B. and H.E. Doner, Soil Sci. Soc. Am. J. 48 (1984) 1034.

Lothenbach, B., G. Furrer and R. Schulin. *Environ. Sci. Technol.* 31 (1997) 1452.

Ressler, T., *J. Synchr. Rad.* 5 (1998) 118.

Rehr, J.J., J. Mustre de Leon, S. Zabinsky and R.C. Albers, *J. Am. Chem. Soc.* 113 (1991) 5135.

Scheidegger, A.M., D.G. Strawn, G.M. Lamble and D.L. Sparks, *Geochim. Cosmochim. Acta* 62 (1998) 2233.

Schlegel M.L., A. Manceau, L. Charlet and J.L. Hazemann, *Am. J. of Science*, in press.

Molekulare Aspekte der Stabilität von organischer Bodensubstanz

Gerd Gleixner, Christiane Kramer, Volker Hahn & Natacha Poirier

Zusammenfassung:
Die ansteigenden CO_2 Konzentrationen in der Atmosphäre und die damit in Verbindung gebrachte Erwärmung des Erdklimas stehen im Mittelpunkt der „global change" Forschung. Einen wichtigen Aspekt stellt dabei die Möglichkeit dar, atmosphärischen Kohlenstoff in organischer Bodensubstanz (OBS) zu speichern. Dies setzt allerdings voraus, daß die Mechanismen und die Regulationen der Stabilisierung von Kohlenstoff in Böden weitgehender erforscht werden. Insbesondere moderne Untersuchungsmethoden mit stabilen Isotopen in natürlichen Markierungsexperimenten versprechen neue Erkenntnisse zur Stabilisierung der organischen Bodensubstanz.
In einem methodisch neuen Ansatz wurden daher die thermische Erzeugung von Molekülbruchstücken aus der OBS mit der substanzspezifischen Isotopenanalytik gekoppelt. Isotopengehalte von Fettsäuren in einem Buchen-Fichten Vegetationswechsel deuten selbst nach 100 Jahren nur einen geringen Einfluß des Bestandesabfalls auf die OBS an. Untersuchungen der molekularen Umsatzraten der OBS an Pyrolyseprodukten aus Böden 23 Jahre nach Vegetationswechsel von Weizen zu Mais zeigen hingegen überraschende lange Umsatzzeiten für Kohlenhydrate und Proteine der OBS. Diese Ergebnisse deuten an, dass weniger chemische oder physikalische Mechanismen die Stabilität der OBS steuern, sondern eher biologische Ursachen, wie das Recycling von Kohlenstoff, verstärkt zu berücksichtigen sind.

Max-Planck-Institut für Biogeochemie,
Postfach 100164
D-07701 Jena
Tel.: ++49 3641 643707
Fax.: ++49 3641 643710
m@il: gerd.gleixner@bgc-jena.mpg.de

Material und Methoden:
Bodenproben der L, Oh und Bsh Horizonte zweier cambic Podsole vom Standort „Schacht" im Fichtelgebirge wurden zur Extraktion von freien Fettsäuren entnommen. Einerseits handelte es sich um einen autochtonen Buchenwald und andererseits um eine Teilfläche, die seit ca. 100 Jahren mit Fichten bewachsen war; Fichtenstreu ist natürlicher Weise an ^{13}C angereichert.
Bodenproben des Ap Horizonts eines dystric Cambisols in Boigneville/Frankreich aus Weizenmonokultur bzw. einer 23-jährigen Umstellungsvariante zu natürlich ^{13}C angereichertem Mais wurden für thermische Extraktion verwendet.
Freie **Fettsäuren** wurden mit Chloroform/ Methanol aus luftrockenem Boden extrahiert und durch anschließende Festphasenextraktion isoliert (Mc Carthy and Duthie, 1962). Substanzspezifische Isotopengehalte wurden in der Kopplung eines Gaschromatographen an ein Isotopenverhältnis-Massenspektrometer (GC-IRMS) bestimmt (Kramer and Gleixner, submitted).
Substanzspezifische Isotopengehalten von **Pyrolyseprodukten** wurden mit einer on line Curie Punkt Pyrolyse- GC/MS-IRMS Kopplung bestimmt (Gleixner et. al 1999, Gleixner et al., submitted).

Ergebnisse:
Der **Vegetationswechsel von Buche zu Fichte** hatte lediglich geringe Auswirkung auf die Zusammensetzung der isolierten Fettsäuren. Ebensowenig veränderte sich die Zusammensetzung der Fettsäuren mit der Profiltiefe. Die größten Veränderungen waren in der isotopischen Zusammensetzung der Fettsäuren zu beobachten (Fig.1). Fettsäuren mit einer Kettenlänge kleiner gleich 18, die auf Bodenmikroorganismen zurückzuführen sind, änderten durch die ^{13}C angereicherte

Fichtenstreu ihre Isotopenverhältnisse nicht. Lediglich mit der Horizonttiefe war eine Zunahme der ^{13}C Gehalte zu verzeichnen, die jedoch auf einem Trophiestufeneffekt beruhen. Im Gegensatz dazu zeigen Fettsäuren mit einer Kettenlänge größer gleich 20 die zu erwartende Anreicherung an ^{13}C. Allerdings verschwindet dieses Signal bereits im Oh-Horizont (Abb.1). Dieses Ergebnis bestätigt, dass Kohlenstoff aus Bestandesabfall kaum zur Bildung der OBS beiträgt.

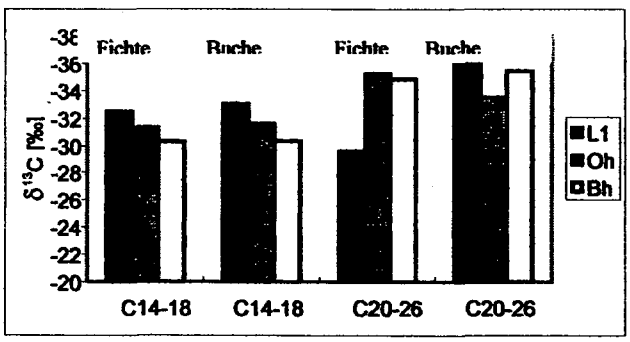


Abbildung 1: ^{13}C Gehalte von Fettsäuren aus dem L, Oh und Bhs Horizont nach Vegetationswechsel von Buche zu Fichte. Angegeben sind Mittelwerte der Kettenlängen C14 bis C18 und C20 bis C26.

Die Änderungen der Isotopengehalte von Pyrolysebruchstücken aus dem Vegetationswechsel von Weizen zu Mais, kann zur Berechnung von molekularen Umsatzraten genutzt werden (Gleixner et al., 1999). Unerwarteter Weise zeigen Pyrolyseprodukte von Lignin keine besondere Stabilität im Boden und sind bereits nach wenigen Jahren vollständig zersetzt (Fig. 2). Pyrolyseprodukte von Kohlenhydraten und Proteinen zeigen hingegen eine unerwartet lange Umsatzzeit zwischen 20 und 70 Jahren. Dieses Ergebnis kann lediglich durch biologisches Kohlenstoffrecycling erklärt werden, d.h. die Organismen des Bodens bauen ständige identische Moleküle ihrer Zellwände (Proteine und Kohlenhydrate) unter Verwendung unterschiedlicher Kohlenstoffpools auf. Die langsamsten Kohlenstoffpools die in den Böden bestimmt werden konnten weisen lediglich eine Umsatzzeit von 100 bis 130 Jahren auf. Hinweise auf einen Kohlenstoffpool mit 1000 Jahren Umsatzzeit konnten nicht gefunden werden.

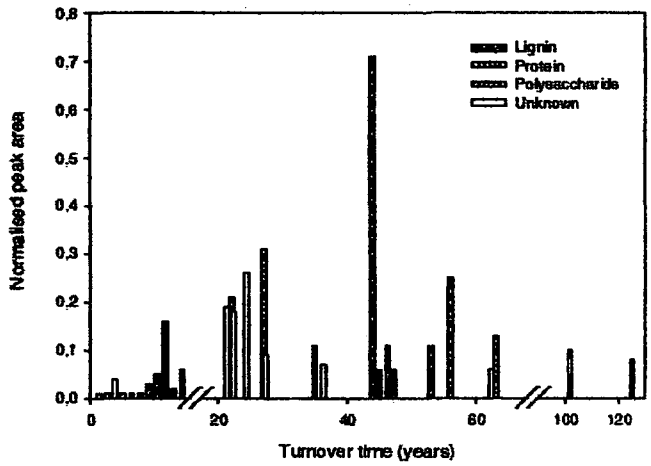


Abbildung 2: Molekulare Umsatzzeiten von Pyrolyseprodukten aus OBS. Pyrolysebruchstücke sind nach ihrer Herkunft zu den Gruppen Lignin, Kohlenhydraten, Proteinen und unspezifische Herkunft zugeordnet.

Literatur:

R.D. Mc Carthy and A.H. Duthie, (1962), A rapid quantitative method for the separation of free fatty acids from other lipids. *Journal of Lipid Research* 3, 117-119.

G. Gleixner, R. Bol and J. Balesdent (1999) Molecular insight into soil carbon turnover. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 13, 1278-1283.

C. Kramer and G. Gleixner (2001) Isotopic signature of changing vegetation on forrest soils: free fatty acids, European Journal of Soil Science, submitted.

G. Gleixner, N. Poirier, R. Bol and J. Balesdent (2001) Molecular dynamics of organic matter in a cultivated soil. Organic Geochemistry, revised version.

Heterogenität von Bodeneigenschaften unter einem Bergregenwald in Ecuador

Rainer Goller[1], Katrin Fleischbein[2], Syafrimen Yasin[1], Wolfgang Wilcke[1], Carlos Valarezo[3] und Wolfgang Zech[1]

1. Einleitung

Mehr als 90% des besonders artenreichen nordandinen Bergwaldes sind inzwischen verschwunden (Hamilton et al., 1995). Der Schutz der verbleibenden Reste erfordert es, das Funktionieren dieses Ökosystems zu verstehen. Im Rahmen einer interdisziplinären Forschergruppe, die sich mit den ökosystemaren Prozessen in einem tropischen Bergregenwald Südecuadors befasst, untersuchen wir Bodeneigenschaften und Stoffflüsse in kleinen Wassereinzugsgebieten unter Bergwald. Die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen zeigen eine große Heterogenität der chemischen Bodeneigenschaften in dem makroskopisch homogenen Bergwald, v.a. in der für die Nährstoffversorgung der Vegetation besonders wichtigen organischen Auflage (Wilcke et al., 2001).

Das Ziel unserer Arbeit ist die Untersuchung möglicher Ursachen dieser Bodenheterogenität. Dabei kommen Redoxprozesse im Unterboden, die einen großen Einfluss auf die Ausbildung eines kleinräumigen Musters unterschiedlicher pedochemischer Milieus haben, als eine wesentliche Ursache in Frage.

2. Material und Methoden

Drei 30-50° steile, 8-13 ha große Kleineinzugsgebiete wurden auf der dem Amazonas zugewandten Abdachung der Andenostkordillere in Südecuador ausgewählt.

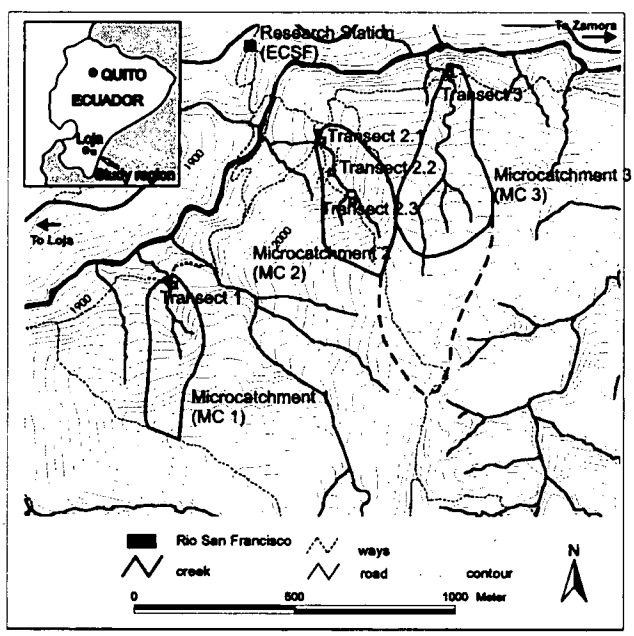


Abb. 1: Lage der Wassereinzugsgebiete in Südecuador.

In jedem der Einzugsgebiete wurde im unteren Teil auf ca. 1900 m ü. NN und in einem Einzugsgebiet zusätzlich auf ca. 1950 m ü. NN bzw. 2000 m ü. NN je ein Versuchstransekt mit Saugkerzen, Tensiometern und Redoxelektroden in den Tiefen 15 und 30 cm des Mineralbodens instrumentiert. In den Einzugsgebieten wurden insgesamt 47 Bodenprofile horizontweise beprobt und chemisch charakterisiert.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Böden im Untersuchungsgebiet zeichnen sich durch eine hohe chemische Heterogenität aus. So wird in der organischen Auflage auf kleinem Raum nahezu das gesamte für Waldböden bekannte pH-Spektrum überstrichen (3,1-7,4, Abb. 2).

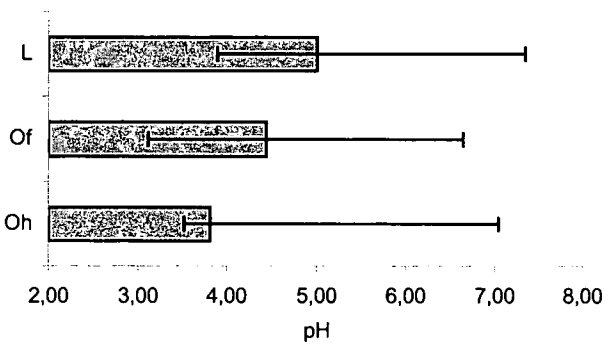


Abb. 2: Mittelwerte und Spannen des pH-Wertes in den organischen Auflagehorizonten von 47 Bodenprofilen unter Bergwald in Südecuador.

Die Ca-Gehalte der Auflagehorizonte korrelieren eng mit dem pH-Wert (Abb. 3). Dies gilt auch für im Labor und im Freiland bestimmte Mineralisationsraten (Wilcke et al., 2001), so dass sich ein kleinräumig heterogenes Muster unterschiedlicher Nährstoffversorgung der Vegetation ergibt.

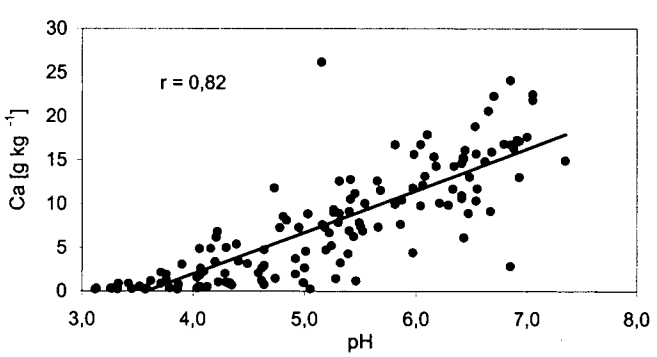


Abb. 3: Zusammenhang zwischen dem pH und den Ca-Gehalten in den organischen Auflagehorizonten unter Bergwald in Südecuador.

[1] Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth
[2] Institut für Angewandte Geowissenschaften, Universität Gießen, D-35390 Gießen, Deutschland
[3] Universidad Nacional de Loja, Unidad Operativa de la Facultad de Ciencias Agricolas, Loja, Ecuador

Die Ursache für diese große Heterogenität ist unklar. Eine Erklärungsmöglichkeit bieten chemische Prozesse im Boden wie kleinräumig unterschiedliche Redoxverhältnisse. Erste Ergebnisse deuten an, dass es einen Zusammenhang zwischen den Redoxpotenzialen im tieferen Unterboden und dem pH-Wert und Basenstatus der organischen Auflage gibt (Abb. 4). Dies könnte darauf hindeuten, dass in Bereichen, in denen im Unterboden reduzierende Bedingungen herrschen und daher der pH-Wert ansteigt, weniger Basen ausgewaschen werden als in stärker oxidierten (und damit auch sauren) Bereichen.

Die rechnerische Eliminierung des pH-Einflusses auf das Redoxpotenzial (Eh_7-Wert, Rowell, 1994, Abb. 4) veranschaulicht, dass die Heterogenität der Redoxpotenziale nicht nur durch die unterschiedliche Bodenazidität auf den Messtransekten zustande kommt, sondern noch von weiteren Einflüssen gesteuert wird. Wir vermuten ein zeitweiliges Auftreten von Stauwasser als Ursache für die Ausbildung reduzierender Milieus im Unterboden. Die Redoxpotenziale zeigen, dass für vier Messtransekte (T1, T2.2, T2.3, T3) ein Einfluss von Stauwasser wahrscheinlich ist, da die mittleren Werte nur zwischen 235-288 mV liegen (Abb. 4).

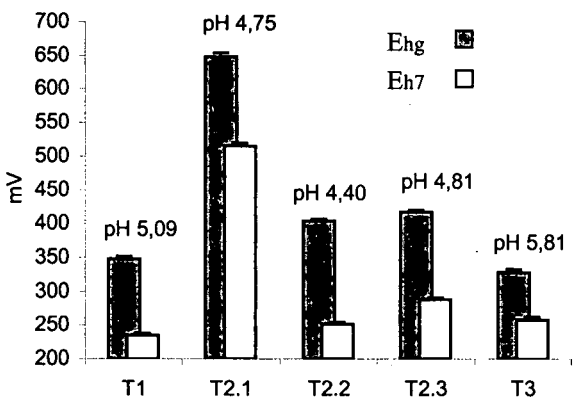


Abb. 4: Mittlere gemessene (Eh_g), pH-korrigierte (Eh_7) Redoxpotenziale und Gleichgewichts-pH-Werte in 30 cm Mineralbodentiefe im Zeitraum Juni bis November 2000 auf 5 Messtransekten unter Bergwald in Südecuador.

Für ein Messtransekt (T2.1) kann dieser Einfluss aufgrund des hohen gemessenen mittleren (Eh_g = 648 mV) und pH-korrigierten (Eh_7 = 515 mV) Redoxpotenzials und des niedrigen Gleichgewichts-pH-Wertes im Unterboden (4,75) ausgeschlossen werden. Dieses Transekt zeichnet sich durch ganzjährig anhaltend oxidierendes Milieu aus.

Abbildung 5 zeigt beispielhaft für Transekt 3, dass niedrige Redoxpotenziale mit hohen Wassergehalten und hohen pH-Werten in der Bodenlösung einhergehen. Der pH-Wert der Bodenlösung (6,5–7) liegt in Zeiten niedrigen Redoxpotenzials (250–300 mV) deutlich oberhalb des Gleichgewichts-pH-Wertes von 5,8. Durch Stauwasser ausgelöste Reduktionsprozesse führen also zu einer zeitweiligen pH-Erhöhung in der Bodenlösung, die die Basenversorgung der Pflanzen verbessern könnte. Über den Streufall gelangt basenreiches Pflanzenmaterial in die Waldbodenauflage, wo sich ein hoher pH-Wert einstellt.

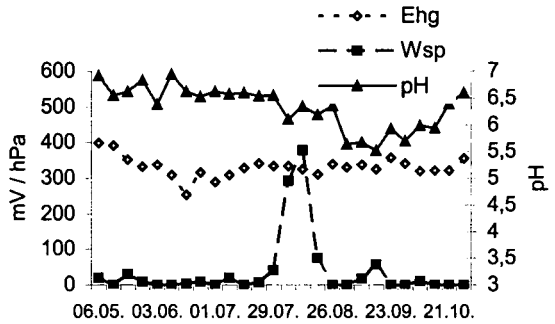


Abb. 5: Verlauf von Eh_g, pH der Bodenlösung und Wasserspannungen (Wsp.) in 30 cm Mineralbodentiefe von Transekt 3 im Zeitraum Mai bis Oktober 2000 unter Bergwald in Südecuador.

4. Schlussfolgerungen

- Reduktionsprozesse im Unterboden, ausgelöst durch zeitweilig auftretendes Stauwasser, spielen vermutlich eine wichtige Rolle bei der Entstehung der großen chemischen Heterogenität der Böden des betrachteten tropischen Bergwaldökosystems.

- Der Einfluss von Stauwasser sorgt stellenweise für ein zeitweiliges Absinken des Redoxpotenzials im Unterboden, wodurch wahrscheinlich auch der Basenstatus der organischen Auflage und damit die Nährstoffversorgung des Bergwaldes beeinflusst wird.

5. Dank

Wir bedanken uns bei der DFG für die Förderung dieser Untersuchung (Ze 154/34-1, -3, -4, -5, FOR 401/1-1 TP2) und bei der Fundación Científica San Francisco (FCSF) für die Bereitstellung des Arbeitsgebietes.

6. Literatur

Hamilton, L.S., J.O Juvik & F.N. Scatena (1995): The Puerto Rico tropical cloud forest symposium – Introduction and workshop synthesis. Ecological Studies 110: 1-19.
Rowell, D.L. (1994): Soil Science UK: Methods and Applications, Longman, Burnt Mill, p. 127.
Wilcke, W., S. Yasin, U. Abramowski, C. Valarezo & W. Zech (2001): Nutrient storage and turnover in organic layers under tropical montane rainforest in Ecuador. Eur. J. Soil Sci., in press

VERTEILUNG VON ORGANISCHER SUBSTANZ IM INTRAPARTIKULÄREN PORENRAUM VON MINERALCLUSTER

G. Guggenberger, K. Kaiser[1]

Einleitung

Eine Möglichkeit der Akkumulation und Stabilsierung organischer Substanz im Boden ist ihre Bindung an Mineraloberflächen. Während die Akkumulation durch eine starke Affinität zu verschiedenen Mineralphasen (z.B. Al- und Fe-Oxide) erklärt werden kann (Kaiser und Guggenberger, 2000), sind die Ursachen der stabilisierenden Wirkungen unklar. Ein denkbarer Mechanismus ist, dass organische Substanz in den intrapartikulären Porenraum primärer Bodenpartikel (Ø <50 nm) eindringt, dort festgelegt wird und durch Größenausschluss hydrolytischer Enzyme vor Abbau geschützt ist. Erstes Ziel unserer Arbeiten war daher zu prüfen, ob und inwieweit die Bindung organischer Substanz an Mineraloberflächen mit der Belegung intrapartikulärer Poren einhergeht. Als Maß hierfür dient die Veränderung der mittels Gasad-/desorption erfassbaren Oberfläche sowie die Porengrößenverteilung.

Material und Methoden

Mineralreinphasen (Ferrihydrit, Goethit, Illit) sowie vier Unterbodenhorizonte (Waldstein Bsv, Steigerwald Sd-Bv1, Bad Lauchstädt Cv1, Halle Sw1) wurden im Batch-Verfahren mit Lösungen unterschiedlicher Konzentration (5 Stufen) an DOM (Lösungs:Feststoff-Verhältnis 40:1) 24 h lang bei 5°C equilibiert. Anschließend wurde der Überstand membran-filtriert (0.2 µm). Die auf dem Filter verbliebenen Mineralphasen werden aufgrund der kleinen Diffusionskoeffizienten in den Mikroporen und zur Stabilisierung der Bindung der organischen Substanz in feuchtem Zustand bei 5°C für die Laufzeit des Projekts gelagert. Für die hier vorgestellten Untersuchungen fand eine Probenahme nach 48h statt. An diesen Proben wurde eine Desorption mit 0.1 *M* KH_2PO_4 nach Kaiser und Zech (1999) durchgeführt.

An den unbelegten, belegten und desorbierten Proben wurden Mehrpunkt-Gasad- und Gasdesorptionsexperimente mit N_2 und CO_2 an einem Micromeritics ASAP 2010 durchgeführt. Da die Adsorptionstemperatur für CO_2 (273 K) deutlich über jene für N_2 (77 K) liegt, ist die kinetische Energie der CO_2-Moleküle bei gleicher Ausdehnung höher als für N_2-Moleküle. Dies ermöglicht eine schnellere Diffusion in und aus engen Poren. CO_2 erschließt im Gegensatz zu N_2 nicht nur Mikroporen, die mit organischer Substanz belegt sind, sondern auch den Porenraum der polymer vorliegenden organischen Substanz selbst (De Jonge und Mittelmeijer-Hazeleger, 1996). Aus einem Vergleich von N_2- und CO_2-Oberfläche kann daher auf die Inkorporation von organischer Substanz im Porenraum von Mineralclustern geschlossen werden. Die Berechnung der Mesoporen (2-50 nm) erfolgte mittels der Barrett-Joyner-Halenda-Methode mit Korrektur für Multilayer-Sorption an Porenwänden (Gregg und Singh, 1982). Die Mikroporosität (<2 nm) wurde mit der *t*-plot-Methode errechnen (Gregg und Singh, 1982).

Ergebnisse and Diskussion

Sorptionsexperiment

Steigende Belegung von Mineralreinphasen und von mineralischen Unterböden mit organischer Substanz führt zu einer deutlichen Abnahme der mit N_2 messbaren Oberfläche (Abb. 1). Demgegenüber bleiben die für CO_2 zugänglichen Oberflächen nahezu unverändert. Die Abnahme der Oberfläche betrifft sowohl die Mesoporen- als auch die Mikroporenoberfläche, wobei der Unterschied zwischen den N_2- und CO_2-Oberflächen bei den mit organischer Substanz belegten Proben v.a. auf die Mikroporosität zurückzuführen ist. Nach De Jonge und Mittelmeijer-Hazeleger (1996) besitzt organische Bodensubstanz eine polymere Struktur mit einem großen Anteil an Oberflächen im Mikroporenbereich. CO_2 ist im Gegensatz zu N_2 in der Lage diese Porengrößenbereiche in der organischen Substanz zu erschließen.

Dieses Ergebnis kann als Hinweis darauf interpretiert werden, dass durch die Belegung der Mineralphasen mit organischer Substanz ein Teil der Meso- und Mikroporen mit organischer

[1] Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth.

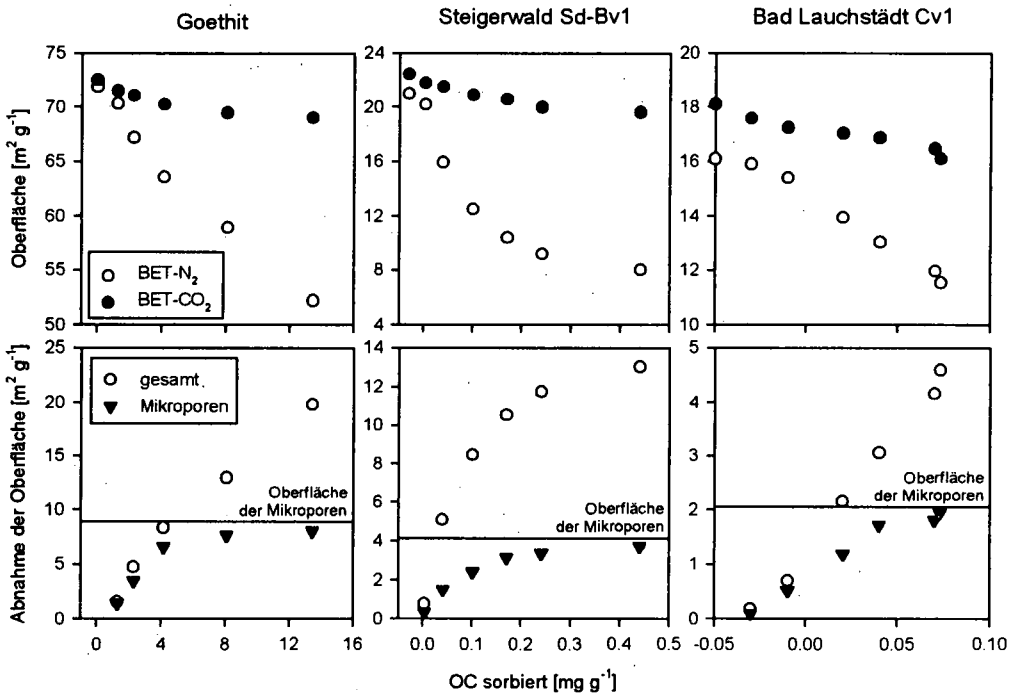


Abb. 1. Veränderungen der Gesamt- und Mikroporenoberfläche nach Sorption von organischer Substanz an Goethit und mineralische Unterbodenhorizonte

Substanz verfüllt wurde und dadurch für N_2 nicht mehr zugänglich ist.

Desorptionsexperiment

Eine Extraktion mit 0.1 *M* KH_2PO_4 bewirkt wie bereits von Kaiser und Zech (1999) beschrieben nur eine sehr unvollständige Desorption von organischer Substanz. Dies führt daher auch nur zu einem geringen Wiederanstieg der Gesamtporenoberfläche (Abb. 2). Da sich die Mikroporenoberfläche nicht ändert, ist zu schließen, dass organische Substanz nur aus den weiteren Poren entfernt wurde.

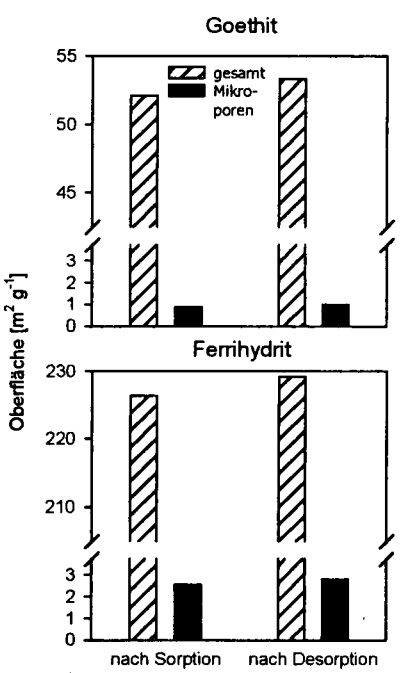


Abb. 2. Veränderungen der Gesamt- und Mikroporenoberfläche nach Desorption von organischer Substanz von Goethit und Ferrihydrit mit 0.1 M KH_2PO_4

Folgerung und Ausblick

Die Sorption von organischer Substanz führt zur irreversiblen Verminderung der Mikroporenoberfläche. Dies kann z.B. durch deren Ausfüllen verursacht sein. Einschränkend kann aber auch eine oberflächliche Versiegelung diesen Befund erklären. Deshalb ist die Lokalisierung der organischen Substanz mittels verschiedener mikroskopischer und mikrospektroskopischer Verfahren der nächste logische Schritt.

Dank

Diese Arbeiten wurden im Rahmen des DFG SPP 1090 durchgeführt. Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Förderung unseres Teilprojektes.

Literatur

De Jonge, H. und M.C. Mittelmeijer-Hazeleger, M.C. 1996. Adsorption of CO_2 and N_2 on soil organic matter: nature of porosity, surface area, and diffusion mechanisms. Environ. Sci. Technol. 30, 408–413.

Gregg, S.J. und K.S.W. Singh. 1982. Adsorption, Surface area and Porosity. Academic Press, London.

Kaiser, K. und G. Guggenberger. 2000. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. Org. Geochem. 31, 711-725.

Kaiser, K. und W. Zech. 1999. Release of natural organic matter sorbed to oxides and a subsoil. Soil Sci. Soc. Am. J. 63, 1157-1166.

Modeling of molecular interactions of soil components with organic compounds

G. Haberhauer[1], A. Aquino[1], D. Tunega[1,2], M.H. Gerzabek[1,3], Hans Lischka[2]

Introduction

Understanding soil processes at a molecular level is crucial for the interpretation of the vast manifold of information available from experiments. The molecular processes are very complex, and much effort is being spent to understand them in detail using physical and chemical methods. Molecular modeling is a powerful tool to get direct insight into molecular processes by means of computer simulations. This technique has been in use in chemistry and molecular biology for a long time. Until now, there have been published a number of possible applications in environmental chemistry (for a review see Gerzabek et al., 2001).

Adsorption- and desorption processes in soil can occur on organic and inorganic soil material. Distribution coefficients are commonly measured and can be regarded as a standard output of many sorption experiments. Many different processes are contributing to the distribution coefficients. So, distribution coefficients alone do not reveal information on the contribution of specific processes – like diffusion, chemisorption or physisorption .

More insight could be obtained using computational chemistry tools and might lead to a qualitative understanding of the role and possible contributions of different processes to the overall sorption behavior. The strength of specific sorption interaction could be estimated and compared.

First, a model has to be selected. The model should be an accurate description of the process or at least part of the process of interest. On the other hand, the model size is still limited by capacity of the computers, which still requires to reduce the number of interactions and to build models as small as possible. Structural input is commonly obtained from spectroscopic data. The results of the calculations are compared to experimental thermodynamic data to validate the model. Computational chemistry offers calculation approaches of different accuracy.

(1) Department of Environmental Research, Austrian Research Centers, -2444 Seibersdorf, Austria and (2) Institute for Theoretical Chemistry and Structural Biology, University of Vienna, A-1090 Vienna, Austria and (3) Institut of Soil Research, University of Agricultural Sciences Vienna, A-1180 Vienna, Austria.

Force fields or so called empirical derived potential functions has been developed for specific types of compounds (e.g. DNA or proteins). Force fields enable to handle very large systems and to give accurate description of specific compounds. Since force fields are designed for specific groups of molecules, they have to be used with care for new untested systems until the application is validated. On the other hand, quantum mechanics (e.g. density function method (DFT)) gives accurate results, and do not need experimental input. But because of its computational demand, it is still restricted to small systems.

The objectives of this work was to examine the possibility and investigate the limitations in studying the interactions of model substances with soil constituents by means of molecular modeling techniques. Modeling the whole soil system in full complexity on a molecular level is practically impossible. Thus, one has to introduce several idealizations and simplifications for the construction of appropriate models. We have focused on several particular problems.

Three different examples are summarized in this paper. The first is about the interaction of aluminum and organic acids, the second is about clay – mineral interactions and third deals about possible approaches to estimate the interaction of organic compounds with humic substance moieties.

Al – Organic Acids Interactions

Aluminum is a major constituent of the soil, which becomes mobilized and is phytotoxic at low pH (pH < 4.5). The formation of aluminum complexes with organic ligands reduces the aluminum-toxicity significantly because the penetration of membranes seems to be inhibited for those complexes as compared to "free" aluminum. The aluminum-triggered release of root-derived organic acids, such as citrate, into the external solution of the soil is one of the key mechanisms for relieving the aluminum toxicity in the rhizosphere.

Information on stability and formation of complexes of Al^{3+} with organic acids such as acetic, oxalic or citric acid and respective deprotonated species can supply fundamental data on the aqueous chemistry and geochemistry of aluminum.

Aluminum complexes with citrate ligands in water solution were found to be most stable in a calculation comparing aluminum-hexaaquo complex and various aluminum-acetate, aluminum-oxalate and aluminum-citrate complexes. In all calculations the release of

water seems to be the driving force of the formation of multi ligand complexes (Tunega et al., 2000; Aquino et al., 2001).

Interaction with Clay Minerals

Based on the this experience, interactions of a model pesticide with regular 001 surfaces of the kaolinite group of clay minerals are investigated. The adsorption processes can be studied experimentally e.g. by the measurement of adsorption isotherms. However, it is practically impossible to describe in detail at an atomistic level interaction sites and bonding of the molecular systems to the surface by such macroscopic experiments. It is also very difficult to distinguish experimentally the energetically different adsorption sites on mineral surfaces (e.g. regular 001 surfaces and edge surfaces with broken bonds of clay minerals) or to extract other effects accompanying adsorption (e.g. intercalation).

Computer simulation methods are very useful for giving detailed descriptions of the just-described adsorption processes. Conventional molecular dynamic or Monte Carlo methods have been used in the study of the interaction of water with clay mineral surfaces or inside of the interlayer space.

A cluster model approach is used to study the adsorption sites on the 001 surface of kaolinite (Tunega et al., 2001). The molecules water, acetic acid and acetate are selected as model compounds in order to characterize the structural and energetic aspects of adsorption on the two sides of a single kaolinite layer. These model compounds should be the basis for future investigations of interactions of more complicated molecules such as pesticides with mineral surfaces. In general, the water molecule and the acetate anion each form several relatively strong hydrogen bonds with the surface hydroxyls on the octahedral side with interaction energies of –8 kcal/mol and –70 kcal/mol, respectively. These values should be typical for individual interactions with neutral and ionized carboxylic acids. The octahedral side offers more possibilities to form hydrogen bonds with the adsorbate than the tetrahedral side. Thus, the octahedral side is more attractive for polar species and adsorption energies will be higher than in case of the tetrahedral side.

Modeling of Interaction with Humic Substances

The inclusion of a model for humic substances adds an other level of complexity. Due to the highly polymer and complex structure of HS , its molecular structure is still unknown. So in contrast to the before presented examples no structural information on possible sorption surfaces of humic substances is available. Due to the complexity of HS, molecular analysis is limited to average sum parameters. Structural properties of HS are best described as distribution probabilities of certain functional groups. The deduction of structural models based on the available functional moiety information is restricted to hypotheses. Thus, modeling of interactions of organic compounds with humic substances is restricted to moieties only (Haberhauer et al., 2001b).

The lack of structural models of humic substances prevents direct modeling of interactions of organic compounds with humic material. However, interactions between specific functional groups, which are known to be present in humic materials, and model pesticides can be calculated (Haberhauer et al., 2001a). Using such simplified models the calculation can only supply limited information. Since specific interactions are only considered, no information on diffusion, non specific interactions, or partitioning can be obtained. Thus, relative trends can only be estimated. In future studies such trends could be utilized to compare structure dependent behavior of certain organic compounds with respect to their interaction to selected humic functional groups.

References:

Aquino, A., D. Tunega, G. Haberhauer, M.H. Gerzabek, H. Lischka, 2001. Ab-initio investigation of Aluminium(III) - citrate complexes. Physical Chemistry Chemical Physics, 3, 1979-1985.

Gerzabek, M.H., A. Aquino, G. Haberhauer, D. Tunega, H. Lischka, 2001. Molecular modelling - opportunities for soil research. Bodenkultur, 52, 137-150.

Haberhauer, G., A. Aquino, D. Tunega, M.H. Gerzabek, H. Lischka, 2001a. Modeling of molecular Interactions of soil components with organic compounds. In: Humic Substances: Structures, Models and Functions, E. Ghabbour & G. Davis (Eds.), Royal Chemical Society, Cambridge, 201-212.

Haberhauer, G., L. Pfeiffer, M.H. Gerzabek, H. Kirchmann, A. Aquino, D. Tunega, H. Lischka, 2001b "Response of Sorption Processes of MCPA to the Amount and Origin of SOM in a Long-Term Field Experiment" European Journal of Soil Science, 52, 279-286.

Tunega, D., G. Haberhauer, M. H. Gerzabek, H. Lischka, 2000. Interaction of the Acetate Anion with the Hydrated Al^{3+} Cation - A Theoretical Study. Journal of Physical Chemistry A, 104, 6824-6833.

Tunega, D., G. Haberhauer, M. H. Gerzabek, H. Lischka, 2001.ONIOM study of adsorption sites on the 001 surface of 1:1 clay minerals. Langmuir accepted.

Lachgasaustrag mit Dränagewässern: Bedeutung für die N_2O-Bilanz landwirtschaftlich genutzter Böden

Joachim Hack und Martin Kaupenjohann *

Einleitung und Problemstellung

Lachgas besitzt eine relativ hohe Wasserlöslichkeit (HEINCKE & KAUPENJOHANN, 1999). Der Austrag von in Böden gebildetem N_2O mit dem Sickerwasser und anschließender Ausgasung aus Dränagerohren, Quellen oder Oberflächengewässern könnte daher einen bedeutenden, bisher weitgehend vernachlässigten, zusätzlichen N_2O-Emissionspfad darstellen. Zur Klärung dieser Frage wurde eine breit angelegte, sondierende Untersuchung des N_2O-Austrags über Dränagewasser landwirtschaftlich genutzter Flächen in einer möglichst einheitlichen Klimaregion durchgeführt. Ziel der Untersuchung war es, den Austrag von Lachgas über Dränagewasser aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in einer Klimaregion möglichst quantitativ abzuschätzen und mögliche Zusammenhänge mit den Gehalten an mineralischem Stickstoff (NO_3^- u. NH_4^+) und gelöster organischer Substanz (DOC) sowie anderen Faktoren (wie Fluss, Salzgehalt oder Temperatur) des Dränwassers zu ermitteln.

Material und Methoden

Die Untersuchung des N_2O-Austrags über Dränagen wurde auf 28 drainierten Flächen (5 reine Grünlandstandorte (4 Wiesen und 1 Weide), 11 reine Ackerflächen (Getreide-, Hackfrucht-, Ölfrucht-, Hülsenfrucht- und Feldfutterbau) und 12 Flächen mit gemischt Acker- und Grünland (gleiches Anbauspektrum wie bei reinen Ackerbau- und Grünland-Flächen); Flächengrößen der Dränageeinzugsgebiete von 0,25 bis 23 ha) mit für die Region üblicher konventioneller Bewirtschaftung und Düngung in der Klimaregion 'Oberes Neckarland' in den Gebieten 'Heckengäu', 'Filder', 'Schönbuch' und 'Mittleres Albvorland' (Kreise Böblingen, Esslingen, Tübingen und Reutlingen) durchgeführt. Diese Klimaregion ist mit einer Jahresmitteltemperatur von 8 bis 9 °C und einem mittleren Jahresniederschlag von 700 bis 800 mm charakterisiert. Die Höhenlage der Untersuchungsstandorte reicht von 350 bis 600 m ü. NN. Bei den Böden der Dränageflächen handelt es sich vor allem um Parabraunerden, Pseudogleye und Pelosole auf den geologischen Formationen Keuper (ku, km5-Hangschutt), Lias α (Verwitterungslehm), Dogger δ+ε, Malm-Hangschutt und Löß. Die Dränagewässer sind alle kalkhaltig und weisen pH-Werte im Bereich von 7,5 bis 8 auf. Ihre Leitfähigkeit liegt i.a. zwischen 300 und 1050 µS cm^{-1}, bei einem Wiesenstandort am Rand der Schwäbischen Alb bei bis zu 2000 µS cm^{-1}.

Dränwasser der 28 Dränageflächen wurde von November 1999 bis April 2000 einmal pro Monat an den Dränageauslaufrohren entnommen, indem es direkt in 250 ml-Flaschen eingefüllt und diese sofort mit Überstülpkappen aus Gummi verschlossen wurden oder indem es mit einer 50 ml-Spritze aufgesogen und in die mit Gummiüberstülpkappen verschlossenen und vorher 3 mal evakuierten und mit N_2 gespülten Flaschen bei ca. 200 mbar Unterdruck eingespritzt wurde. Vom entnommenen Dränwasser erfolgte anschließend im Labor eine Analyse auf N_2O, indem die Flaschen mit Inhalt im Wasserbad auf 75 °C erhitzt wurden, wobei das N_2O weitgehend aus dem Wasser in die Flaschenatmosphäre ausgetrieben wurde. Mit evakuierten Vakutainern wurden dann Gasproben aus dem Headspace der Flaschen gezogen und diese im Gaschromatographen (mit gepackten Säulen und ECD) auf N_2O analysiert. Ferner wurden im entnommenen Dränwasser NO_3^- und NH_4^+ mit einem Autoanalysator von Skalar und DOC (dissolved organic carbon) mit dem Wasseranalysator Dimatoc 100 sowie die Leitfähigkeit mit einem Leitfähigkeitsmeßgerät bestimmt.

Vor Ort wurden bei jeder Probenahme die Dränwasserflussrate mittels Messgefäß und Stoppuhr sowie die Wassertemperatur mittels Thermometer gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Die N_2O-Konzentrationen (Mittelwerte aus 3 Wiederholungen; i.a. gleiche Ergebnisse mit beiden Entnahmemethoden) schwankten während des Untersuchungszeitraumes von November 1999 bis April 2000 zwischen 0,4 und etwas mehr als 50 µg N l^{-1} (Abb. 1). Hierbei gab es sehr große Unterschiede zwischen den einzelnen Dränageflächen, während die zeitliche Variabilität der gleichen Dränageflächen meist gering blieb, d.h. die Wasserproben der gleichen Dränageflächen wiesen im Großen und Ganzen über das gesamte Winterhalbjahr N_2O-Konzentrationen auf etwa demselben Niveau auf. Höchste Werte verzeichneten Gemüse- und Getreidebauflächen und eine Weide, während alleinige Grünlandflächen unter Wiesennutzung in allen 4 Fällen immer sehr niedrige N_2O-Konzetrationen hatten. Niedrigere Konzentrationen in der Bodenlösung unter Grünland wiesen auch DAVIDSON & FIRESTONE (1988) nach. Die maximalen Mittelwerte von ca. 40 bis über 50 µg N l^{-1} waren einhalb bis einviertel so groß wie Maximalwerte anderer Dränagewasseruntersuchungen ackerbaulich genutzter Flächen (DOWDELL et al., 1979; MINAMI & FUKUSHI, 1984; MINAMI & OHSAWA, 1990; UEDA et al., 1993).

* *Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde, 70593 Stuttgart*

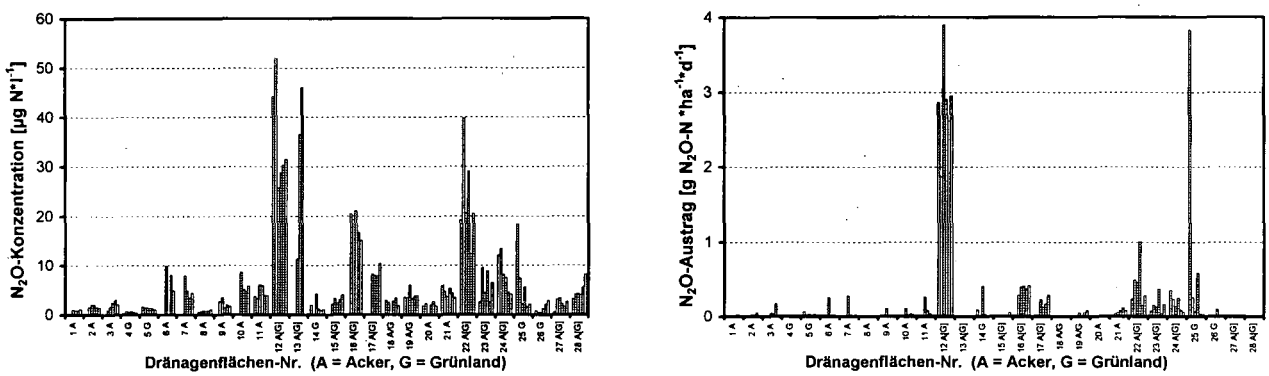


Abb. 1: N_2O-Konzentrationen und N_2O-Austräge der Dränagewässer des Oberen Neckarlandes von November 1999 bis April 2000 (je 1 Messwert pro Monat, insgesamt 3 bis 6 Werte pro Dränagefläche)

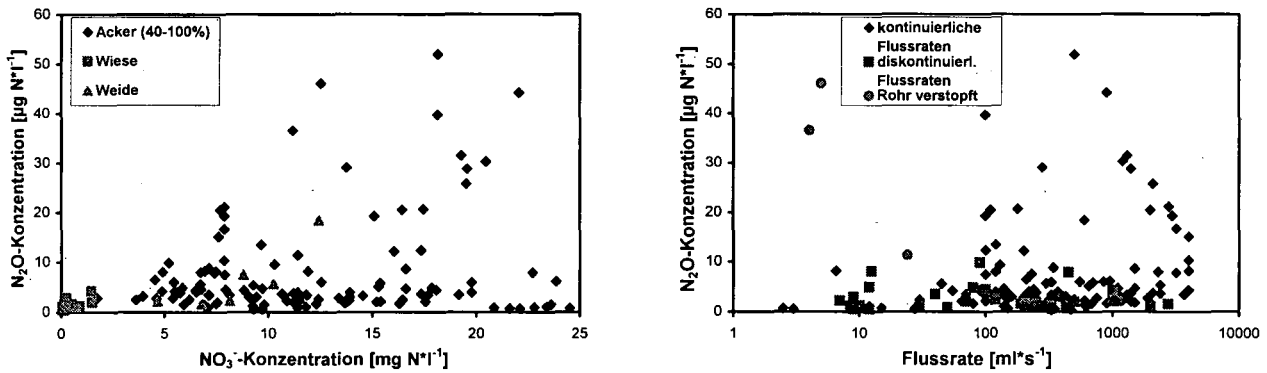


Abb. 2: N_2O-Konzentrationen in Abhängigkeit von NO_3^--Konzentrationen (links) und Flussraten (rechts) der Dränwässer

Höhere N_2O-Konzentrationen mit deutlich über 10 µg N l^{-1} traten nur bei Nitrat-Konzentrationen von mehr als 7 mg N l^{-1} auf, wobei im Dränwasser der Wiesenflächen die NO_3^--Konzentrationen wie die N_2O-Konzentrationen sehr gering waren (Abb.2). Höhere N_2O-Konzentrationen wurden auch fast ausschließlich nur auf Flächen mit kontinuierlich höheren Flussraten gemessen. Des weiteren fielen auf Ackerstandorten höhere N_2O-Konzentrationen mit einer höheren Leitfähigkeit des Dränwassers zusammen. Abgesehen davon, dass die reinen Grünlandstandorte häufig leicht höhere DOC-Konzentrationen im Dränwasser aufwiesen als viele Ackerstandorte, konnte kein Zusammenhang zwischen DOC- und N_2O-Konzentrationen im Dränagewasser ausgemacht werden. Ebensowenig schienen weitere Faktoren die N_2O-Konzentrationen zu beeinflussen.

Die N_2O-Austräge mit dem Dränagewasser variierten auch aufgrund sehr unterschiedlicher Flussraten beträchtlich zwischen den Standorten und erstreckten sich von weniger als 100 mg N bis vereinzelt 4 g N ha^{-1} d^{-1}. Hochgerechnet auf die 6-monatige Winterperiode bedeutet dies N_2O-Austräge von weniger als 1 bis höchstens 500 g N ha^{-1}. Dies sind ähnliche Größenordnungen wie Austräge mit dem Sickerwasser aus Bodensäulen bei RUSSOW et al. (1999), die N_2O-Frachten von 100 g N ha^{-1} a^{-1} aus einer Braunerde-Fahlerde und von 8 g N ha^{-1} a^{-1} aus einem Braunerde-Staugley ermittelten. Verglichen mit direkten N_2O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden von i.a. 1 bis 10 kg N ha^{-1} a^{-1} scheint damit der Austrag von N_2O mittels Sicker- und Dränagewasser weitgehend unbedeutend zu sein und höchstens auf vereinzelten Standorten eine gewisse, jedoch nicht große Rolle zu spielen.

Literatur

DAVIDSON, E.A. & M.K. FIRESTONE (1988): Soil Sci. Soc. Am. J. 52: 1201-1203.

DOWDELL, R.J., J.R. BURFORD & R. CREES (1979): Nature 278: 342-343.

HEINCKE, M. & M. KAUPENJOHANN (1999): Nutrient Cycling in Agroecosystems 55: 133-157.

MINAMI, K. & S. FUKUSHI (1984): Soil Sci. Plant Nutr. 30: 495-502.

MINAMI, K. & A. OHSAWA (1990): In: Bouwman, A.F. (Hrsg.): Soils and the greenhouse effect, 503-509, Wiley and Sons, Chichester, England.

RUSSOW, R., S. KNAPPE & U. HAFERKORN (1999): Mitteilgn. Dtsch. Bodenk. Ges. 91: 867-870.

UEDA, S., N. OGURA & T. YOSHINARI (1993): Wat. Res. 27: 1787-1792.

Kohlenstoffpools von Modell-Waldökosystemen unter erhöhtem atmosphärischem CO_2

Frank Hagedorn [a], Peter Blaser [a], Jürg. B. Bucher [a] und Rolf Siegwolf [b]

Einleitung. In den derzeitigen Verhandlungen zur Reduzierung der CO_2 Emissionen spielen Wälder als mögliche Senken für erhöhtes atmosphärisches CO_2 eine wichtige Rolle. Wälder speichern zwischen 60 und 80% des gesamten terrestrischen C. Hiervon enthalten Böden ungefähr 70%. Erhöhte CO_2 Konzentrationen regen grundsätzlich die Photosynthese von Pflanzen, wodurch mehr C in Biomasse gebunden wird. Dies könnte wiederum die Gehalte an organische Bodensubstanz (OBS) erhöhen. Allerdings limitiert nicht nur CO_2, sondern häufig auch andere Ressourcen wie Nährstoffe, Wasser und Temperatur die Produktivität von Ökosystemen. Deshalb spielen möglicherweise Böden, die bestimmen wieviel Nährstoffe Bäumen zur Verfügung stehen, eine entscheidende Rolle für die Reaktion von Wäldern auf erhöhtes CO_2.

Material und Methoden. In diesem Versuch wurden Modell-Waldökosysteme in 16 grossen 'open-top'-Kammern für 4 Jahre erhöhten CO_2 Konzentrationen (+200 ppm_v CO_2) ausgesetzt. Jede dieser 'open-top'-Kammern bestand aus je zwei Lysimetern, in die ein saurer Lehm und kalkhaltiger Sand eingefüllt wurden (Details siehe Brunold *et al.*, 2001). Da das hinzugegebene CO_2 im Vergleich zur Luft mit ^{13}C abgereichert war, konnten wir das von den Bäumen aufgenommene CO_2 in den Bäumen und im Boden verfolgen.

[a] Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, Schweiz. Hagedorn@wsl.ch

[b] Paul Scherrer Institute, 5232 Villigen PSI, Schweiz.

Ergebnisse und Diskussion

Baumwachstum. Der Bodentyp hatte einen entscheidenden Einfluss auf die Reaktion des Waldökosystems (Abb. 1): Auf dem kalkhaltigen Sand wurde insgesamt 40% mehr Biomasse gebildet als auf dem sauren Lehm, wobei der Unterschied bei der unterirdischen Biomasse weniger ausgeprägt war (Abb. 2). Erhöhtes CO_2 förderte das Baumwachstum nur auf dem nährstoffreichen, kalkhaltigen Sand (+30%), nicht aber auf dem sauren Lehm. Das Verhältnis zwischen ober- und unterirdischer Biomasse veränderte sich durch erhöhtes CO_2 nicht signifikant. Bei dem kalkhaltigen Sand handelte es sich um einen nährstoffreichen Boden mit einer hohen N-Verfügbarkeit, während der saure Lehm N limitiert war (Hagedorn *et al.*, 2000). Die Reaktion des Baumwachstums zeigt daher, dass Bäume nur dann von erhöhten CO_2 Konzentrationen profitieren und mehr C aufnehmen, wenn der Boden ausreichend mit Nährstoffen versorgt ist.

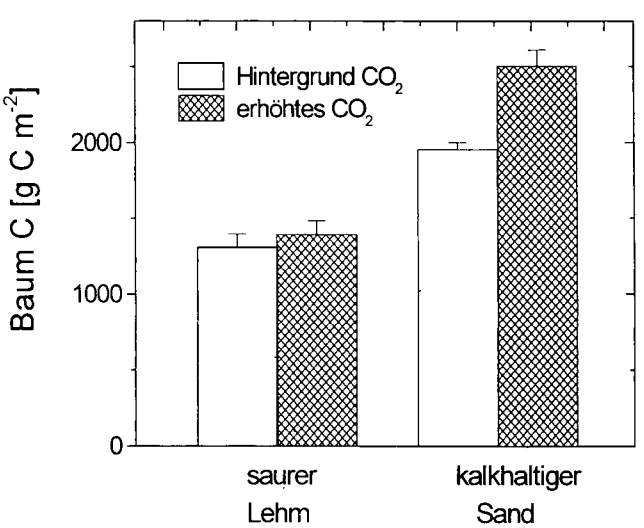


Abbildung 1: In dem Jungwald gespeicherter Kohlenstoff (ober- und unterirdische Biomasse; n=4).

Tabelle 1: C-Konzentrationen und $\delta^{13}C$-Werte der organischen Bodensubstanz (n=4).

Boden		OBS	$\delta^{13}C$
		% C	‰ vs. PBD
saurer	vor Versuch	1.29	-26.2
	370 ppm_v CO_2	1.38	-27.0
Lehm	570 ppm_v CO_2	1.43	-29.4***
kalkhaltiger	vor Versuch	1.31	-27.5
	370 ppm_v CO_2	1.17	-27.6
Sand	570 ppm_v CO_2	1.21	-29.4***

***CO_2-Effekt: $p<0.001$

Boden. Wie bei dem Baumwachstum, spielte der Bodentyp bei der organische Bodensubstanz die Hauptrolle (Tab.1). Während der 4 Versuchsjahre nahmen die OBS-Gehalte der obersten 10 cm im sauren Lehm um ungefähr 8% zu, während sie im kalkhaltigen Sand um 9% zurückgingen. Die Auswirkungen erhöhten CO_2 auf die OBS waren gering (n.s.), was angesichts des grossen C-Vorrates im Bodens zu erwarten war.

Durch die Hinzugabe von CO_2 nahmen die $\delta^{13}C$-Werte der Luft in den 'Open-Top'-Kammern von -8 auf -16 ‰ ab. Diese Abnahme spiegelte sich auch in der Baumbiomasse wieder, in der die $\delta^{13}C$-Werte um ca. 10 ‰ abnahmen. Im Boden zeigen die deutlich niedrigeren $\delta^{13}C$ Werte (Tab. 1), dass die Bäume einen beachtlichen Anteil ihres aufgenommen C an den Boden über die Streu und Rhizodeposition weitergegeben haben.

Aus der Verschiebung der $\delta^{13}C$-Werte unter erhöhtem CO_2 sowie den C-Gehalten des Bodens lässt sich die Menge an neuem C im Boden errechnen (Details hierzu siehe Hagedorn *et al.*, 2001). Damit kann eine Gesamt-Netto-Bilanz des von den Bäumen während 4 Jahren aufgenommen C erstellt werden (Abb. 2). Im sauren Lehm betrug der Netto-Einbau von 'neuem' C in den Boden 650 g C m^{-2}, während im kalkhaltigen Sand nur 350 g C m^{-2} festgelegt wurden. Damit kehrte sich das Verhältnis zwischen de beiden Böden von der oberirdischen Biomasse (70% mehr im Kalkboden) bis in den Boden (70% mehr neuer C

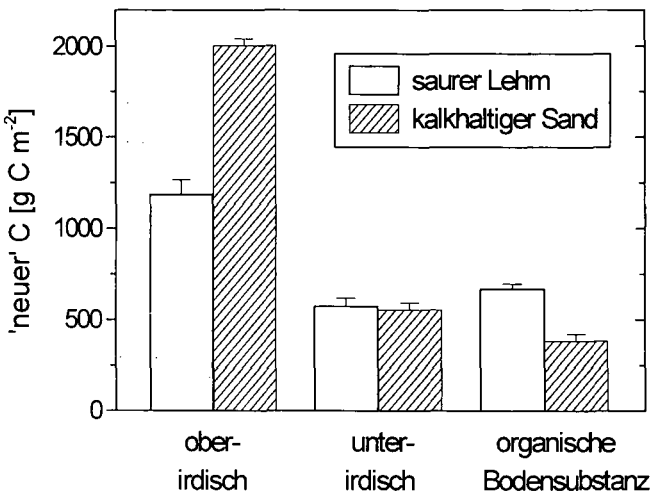


Abbildung 2: Netto-Bilanz des von den Bäumen während 4 Jahren aufgenommenen 'neuen' C. Mittelwerte und Standardfehler von n=4.

im sauren Boden) um. Zum einen zeigt dies, dass Bäume unter Nährstoff-limitierenden Verhältnissen mehr C in den Boden investieren. Zum anderen weist dies auf eine bessere Stabilisierung des 'neuen' C im sauren Lehm hin, der höhere Gehalte an Ton- und Sesquioxiden als der kalkhaltige Sand hat. Respirationsmessungen unterstützen diese Annahme. Sie zeigen einen grösseren C-Umsatz im Kalkboden, so dass netto weniger C in diesem Boden verbleibt (Brunold *et al.*, 2001).

Zusammenfassung. Böden spielen eine entscheidende Rolle bei der Festlegung von C in Wäldern. Bäume bilden nur auf nährstoffreichen Böden mehr Biomasse unter erhöhtem CO_2. Der Verbleib von 'neuem' C im Boden hängt entscheidend vom Bodentyp ab, der bestimmt inwiefern der neue C stabilisiert bzw. veratmet wird.

Literatur

- Brunold, C., Balsiger, P., Bucher, J.B., Körner, C. (2001): Wald und CO_2. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf; Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien. 224p.
- Hagedorn F., Bucher J.B., Tarjan D., Rusert P., Bucher-Wallin I. (2000): Responses of N fluxes and pools to elevated atmospheric CO_2 in model forest ecosystems with acidic and calcareous soils Plant Soil 224: 273-286.
- Hagedorn F., Maurer S., Egli P., Blaser P., Bucher J.B., and Siegwolf R. (2001): Carbon sequestration in forest soils - effects of soil type, atmospheric CO_2 enrichment, and N deposition. Eur. J. Soil Sci. (in press).

Priming-Effekte wasserlöslicher organischer Substanzen auf die Stabilisierung und den Abbau organischer Modellsubstanzen

Ute Hamer und Bernd Marschner [1]

1 Einleitung

Mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden verlaufen fast ausschließlich unter Beteiligung einer gelösten Phase. Dabei kommt der gelösten organischen Substanz (DOM) eine entscheidende Rolle zu. Der Abbau der organischen Bodensubstanz kann durch Zufuhr organischer Substrate gefördert oder auch gehemmt werden. Liegt eine Abbauförderung vor, spricht man von einem positiven Priming-Effekt, im Fall einer Hemmung von einem negativen Priming-Effekt (Kuzyakov et al. 2000). Ziel dieser Studie ist es, zunächst DOM-typische Einzelverbindungen zu identifizieren, die positive oder negative Priming-Effekte hervorrufen, also den Abbau der organischen Bodensubstanz fördern oder hemmen.

2 Material und Methoden

Anstelle von Bodenproben wird zunächst ein System verwendet, das aus 50 g Seesand besteht, in den Cellulose, Lignin oder Torf als Modellsubstanzen eingemischt sind (3 % C_{org}). Der pH-Wert des Systems wird mit $Ca(OH)_2$ auf 6,5 angehoben. Außerdem werden eine Nährlösung (NH_4NO_3, K_2HPO_4, KH_2PO_4) und ein Inokulum zugesetzt. Es werden zwei verschiedene Inokula getestet. Ein Inokulum wird aus einer Bodenprobe des Ap-Horizontes der Nullvariante unter Mais des Versuchsfeldes „Ewiger Roggenbau" in Halle gewonnen (Merbach et al. 1999) und das zweite aus Proben des Of- und Oh-Horizontes eines Braunerde-Podsols aus dem Fichtelgebirge (Manderscheid & Göttlein 1995). Als DOM-typische Einzelverbindungen werden dem System die ^{14}C-markierten Verbindungen (UL) Glucose, Fructose, Glycin, Oxalsäure und Brenzcatechin zugegeben (0,4 mg C / g Seesand bzw. 0,08 mg C / g Seesand und ca. 3000 Bq pro Ansatz). Diese Modellsysteme werden 26 Tage bei 20°C und einer WHK von 60 % in der Respicond-Anlage der Firma Nordgren inkubiert, wobei die CO_2-Entwicklung stündlich erfaßt wird (Nordgren 1988). Das freigesetzte $^{14}CO_2$ wird an Tag 4, 6, 12, 19 und 26 mit Hilfe der Flüssigkeitsszintillation bestimmt (Beckmann LS 6000 TA).

3 Ergebnisse

Im folgenden werden beispielhaft die Ergebnisse der Inkubationsversuche mit Lignin als Modellsubstanz und Wald-Inokulum unter Zugabe von 0,4 mg Fructose- bzw. Oxalsäure-C dargestellt. Abbildung 1 zeigt, daß die Zugabe von Fructose zu einer deutlichen Steigerung der CO_2-Freisetzung im Vergleich zur Kontrollvariante ohne Substratzugabe führt. Die Lag-Phase ist im Vergleich zur Kontrolle verkürzt. Oxalsäure führt dagegen zu einer CO_2-Freisetzung in der gleichen Größenordnung wie die Kontrolle. Hier ist die Lag-Phase verkürzt.

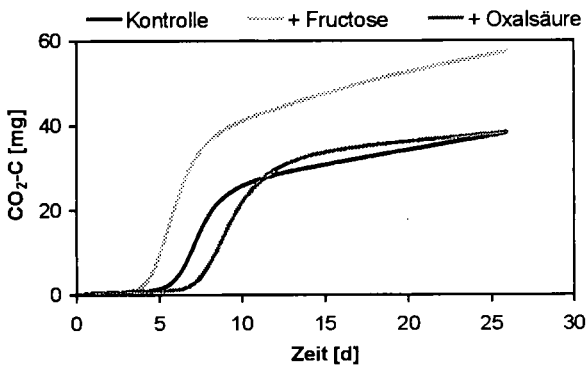


Abb. 1: Gesamte CO_2-Entwicklung aus den Proben der Variante Lignin, Wald-Inokulum und 0,4 mg Substrat-C (Mittelwerte, n = 4).

Abbildung 2 läßt erkennen, daß nach 26 Inkubationstagen 54 % der Fructose, aber nur 29 % der Oxalsäure mineralisiert worden sind, wobei die Lag-Phase bei der Oxalsäure länger ist.

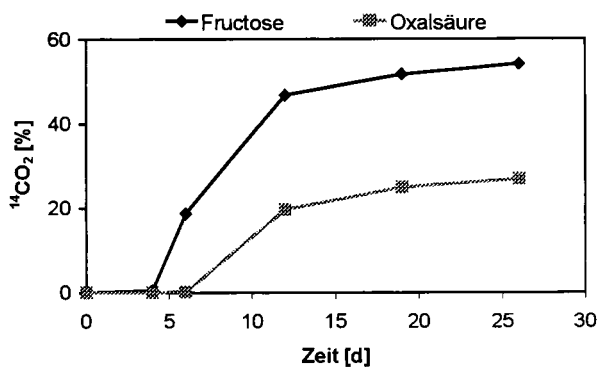


Abb. 2: Kumulative $^{14}CO_2$-Freisetzung aus den Proben der Variante Lignin, Wald-Inokulum und 0,4 mg Substrat-C (Mittelwerte, n = 4).

Dies bedeutet, daß 10,8 bzw. 5,8 mg des in Abbildung 1 dargestellten Gesamt-CO_2-C aus der Fructose bzw. der Oxalsäure stammen. Subtrahiert man diese CO_2-C-Menge und das aus der Kontrollvariante entwichene CO_2-C vom Gesamt-CO_2-C, erhält man den CO_2-C-Anteil, der aus dem zusätzlich mineralisierten Lignin stammt. Der zeitliche Verlauf dieser Entwicklung ist in Abbildung 3 dargestellt. Es wird deutlich, daß die stärksten Effekte zwischen Tag 4 und 6 auftreten. Durch Fructose-Zugabe wird der Ligninabbau kurzfristig um das Vierfache gesteigert. Es liegt ein positives Priming vor, bei der Oxalsäure ein negatives.

[1] AG Bodenkunde und Bodenökologie, Geographisches Institut, Ruhr-Universität Bochum, D-44780 Bochum

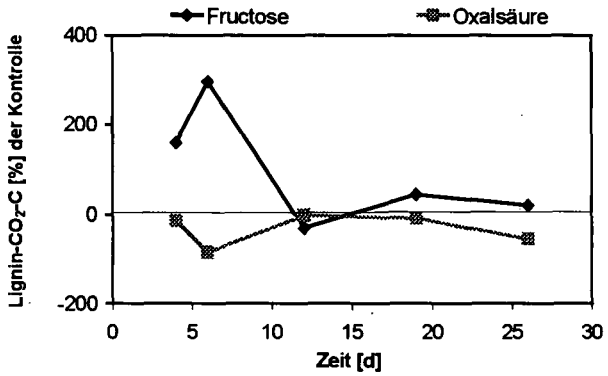


Abb. 3: Zeitlicher Verlauf der prozentualen CO_2-Freisetzung aus dem Lignin nach Abzug des $^{14}CO_2$ und des CO_2 aus der Kontrolle.

In Abbildung 4 sind auch die Ergebnisse der restlichen Varianten mit Lignin und Wald-Inokulum dargestellt. Es zeigt sich, daß Fructose und Glycin nach 26tägiger Inkubation in beiden Konzentrationen positive Priming-Effekte hervorrufen, Brenzcatechin und Oxalsäure negative, wobei die um 1/5 reduzierte Substratzugabe fast genauso effektiv ist wie die Zugabe von 0,4 mg Substrat-C. Glucose beeinflußt den Abbau des Lignins nicht signifikant.

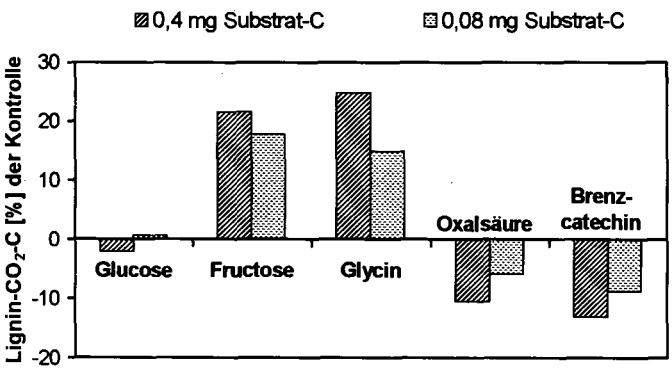


Abb. 4: Stimulierung und Hemmung der Lignin-Mineralisation nach 26 Inkubationstagen, Wald-Inokulum.

Vergleicht man die Lignin-Daten mit denen von Cellulose und Torf (Tab. 1 und 2) stellt man fest, daß der Abbau von Cellulose und Torf z. T. wesentlich stärker beeinflußt wird.

Tab. 1: Veränderungen der **Cellulose-Mineralisation** im Vergleich zur Kontrolle nach 26 Inkubationstagen, Wald-Inokulum (< 0: negatives Priming, > 0: positives Priming, 0: kein Priming)

	0,4 mg Substrat-C	0,08 mg Substrat-C
Glucose	157	0
Fructose	97	34
Glycin	-77	0
Oxalsäure	-51	-67
Brenzcatechin	-60	0

[% der Kontrolle]

So wird der Lignin-Abbau maximal um 25 % gefördert, der von Cellulose und Torf um bis zu 157 %. Stärke und Richtung des Priming sind auch hier wieder von Substratart und –konzentration abhängig. Der Cellulose-Abbau wird bei einer Zugabe von 0,4 mg Substrat-C durch Glucose und Fructose gefördert und durch Glycin, Oxalsäure und Brenzcatechin gehemmt. Bei 0,08 mg Substrat-C-Zugabe rufen nur Fructose und Oxalsäure ein Priming hervor (Tab. 1). Der Torf-Abbau wird bei der höheren Substratzugabe von Glucose, Fructose und Brenzcatechin gefördert, in der niedrigeren Konzentration rufen nur Glycin und Oxalsäure starke positive Priming-Effekte hervor (Tab. 2).

Tab. 2: Veränderungen der **Torf-Mineralisation** im Vergleich zur Kontrolle nach 26 Inkubationstagen, Wald-Inokulum (< 0: negatives Priming, > 0: positives Priming, 0: kein Priming)

	0,4 mg Substrat-C	0,08 mg Substrat-C
Glucose	23	0
Fructose	31	0
Glycin	0	149
Oxalsäure	-118	157
Brenzcatechin	23	0

[% der Kontrolle]

4 Fazit

Es sind Priming-Effekte vorhanden, die je nach Substratart und –konzentration unterschiedlich ausgeprägt sind, wobei die stärksten Effekte innerhalb der ersten Inkubationstage zu beobachten sind. Dies ist im Vergleich zur Kontrolle teilweise auf eine verkürzte oder verlängerte Lag-Phase zurückzuführen. Bei den Modellsubstanzen rufen die Substrate oft sehr gegensätzliche Effekte hervor. Fructose ist das einzige Substrat, das nach 26tägiger Inkubation bei fast allen Varianten zu positiven Priming-Effekten führt. Oxalsäure und Brenzcatechin rufen vorwiegend negative Priming-Effekte hervor. Beim Glycin ist positives, negatives oder kein Priming zu beobachten. Glucose beeinflußt den Abbau nur in der höheren Konzentration. Generell ruft die niedrigere Substratmenge bei Cellulose und Torf oft kein Priming hervor, der Abbau des Lignins wird dagegen vergleichsweise stark beeinflußt. In der Literatur findet man die These, daß das zusätzlich freigesetzte CO_2 nicht aus der organischen Bodensubstanz sondern aus den endozellularen Reserven der Mikroorganismen stammt (De Nobili et al. 2001). Dies soll in weiteren Versuchen überprüft werden. Außerdem ist geplant reale DOM-Lösungen zu testen.

5 Literatur

De Nobili, M., Contin, M., Mondini, C., Brookes, P. C., 2001: Soil microbial biomass is triggered into activity by trace amounts of substrate. Soil Biology and Biochemistry 33: 1163-1170.

Kuzyakov, Y., Friedel, J. K., Stahr, K., 2000: Review of mechanisms and quantification of priming effects. Soil Biology and Biochemistry 32: 1485-1498.

Nordgren, A., 1988: Apparatus for the continuous, long-term monitoring of soil respiration rate in large numbers of samples. Soil Biology and Biochemistry 20: 955-957.

Manderscheid, B., Göttlein, A., 1995: Wassereinzugsgebiet „Lehstenbach" – das BITÖK-Untersuchungsgebiet am Waldstein (Fichtelgebirge, NO-Bayern). Bayreuther Forum Ökologie 18: 1-84.

Merbach, W., Schmidt, L., Wittenmayer, L. (Hrsg.), 1999: Die Dauerdüngungsversuche in Halle (Saale). Leipzig: Teubner.

Organische Kohlenstoffgehalte der Bodenregionen des Tieflandes im Land Sachsen-Anhalt

Hartmann, K.-J.[1], Grabe, M.[2], Kleber, M.[2] & R. Jahn[2]

Einleitung und Problemstellung

Die C-Vorräte der Böden resultieren im wesentlichen aus der Zufuhr und dem Abbau organischer Substanz und hängen neben klimatischen Faktoren stark von Nutzung und Art der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung (HAAS & KÖPKE 1995) sowie den Eingriffen des Menschen ab.

Der weltweite C-Vorrat in Böden ist schätzungsweise dreimal größer als in der oberirdischen Biomasse und zweimal so groß wie in der Atmosphäre. Das Verhältnis von in geologischen Senken (u.a. fossilen Brennstoffen) und im Boden gebundenen C beträgt 2,7 zu 1 (ESWARAN ET AL. 1993). Diese Zahlen zeigen den globalen Einfluss, den der Boden als C-Senke, auch in Hinblick auf die Klimaentwicklung, hat. Andererseits liegen kaum Kenntnisse über die Vorräte in regionalen Größenordnungen, die allgemein für den Bodenschutz und besonderst für die Wirkungsabschätzung planerischer Entscheidungen von Bedeutung sind, vor. Bei den vorhandenen Informationen handelt es sich im wesentlichen um %-Angaben zum Humusgehalt in Bodenhorizonten und –profilen (u.a. ALTERMANN & SCHRÖDER 1992), ohne konkret auf die Fläche beziehbare Mengenangaben. Die Auswertung bodenkundlicher Profil- und Analysendaten erlaubt über die Entwicklung von Flächendatensätzen (DEHNER ET AL. 1999; HARTMANN ET AL. 1999) eine konkrete Bestimmung quantitativer Kennwerte zum C-Gehalt. Mit Bezug auf die Einheiten von Bodenkarten können derartige Kennwerte in die Fläche übertragen werden und ermöglichen in Abhängigkeit des Maßstabes des Bezugskartenwerkes eine regional differenzierte, quantitative Aussage zum C-Vorrat.

Material und Methoden

Für das Landes Sachsen-Anhalt liegen bodengeographische Karten zu den Bodenregionen, -großlandschaften und –landschaften (KAINZ 1999) sowie Bodenübersichtskarten im Maßstab 1: 200.000 analog und digital vor. Aufgrund der flächenmäßigen Bedeutung des Tieflandes in Sachsen-Anhalt findet eine ausführliche Untersuchung der Tieflandsregionen "überregionale Flusslandschaften" (2), "Jungmoränenlandschaften" (3), "Altmoränenlandschaften" (4) sowie "Löß- und Sandlößlandschaften" (6) statt.

Die Verschneidung der Bodenregionen mit den Legendenkonturen der BÜK 200 führt zur Beschreibung das Bodenformeninventars der Bodenregionen. Zur Bereitstellung von Sachdaten dient die Profildatenbank SABO_P, die für über 3000 Profile mit 13.000 Horizonten Gelände- und Analysendaten enthält. Auf Grundlage der substrat- und bodensystematischen Einordnung der Bodenformen werden entsprechende Datenbankabfragen durchgeführt und die benötigten Daten selektiert. Im einzelnen handelt es sich um horizontbezogene Informationen zu:

- Horizontmächtigkeiten in dm,
- Ober- und Untergrenzen der Horizonte in dm,
- Humus- bzw. C_{org}-Gehalte in %
  [% C_{org} * 1,74 = % Humus],
- Trockenrohdichten.

Nach den bodensystematischen Vorgaben der KA 4 (AG BODEN 1994) wird für die flächenhaft verbreiteten Bodenformen (Flächenanteil an der Bodenregion > 2 %) eine typische Horizontabfolge gebildet. Die Beschreibung der Horizonteigenschaften und ihrer Ausprägung erfolgt mittels statistischer Maßzahlen wie Median oder Mittelwert (DEHNER ET AL. 1999; HARTMANN ET AL. 1999). Bei den weiteren Betrachtungen findet aufgrund seiner statistischen Robustheit der Median Verwendung. Unter Nutzung dieser Daten erfolgt für die einzelnen Legendeneinheiten die Berechnung des C_{org}-Gehaltes in kg/m^2. Durch Multiplikation dieses Wertes der jeweiligen Bodenform mit dem Flächenanteil an der Bodenregion kann die Menge C_{org}, die diese Bodenform bindet, berechnet werden. Zur Belegung der Fläche, die aufgrund ihres geringen Anteils von nicht berechneten Bodenformen eingenommen (Flächenanteil < 2 %) wird, dient das Mittel aller berechneter Bodenformen dieser Region. Durch Aufsummieren der Ergebnisse der einzelnen Bodenformen ergeben sich die Mengen und Anteile der einzelnen Bodenregionen.

Ergebnisse

Die Bodenregionen des Tieflandes nehmen in Sachsen-Anhalt mit einer Fläche von 17.390 km^2 85% der Landesfläche ein. Der durchschnittliche Gehalt an C_{org} beträgt 10,9 kg/m^2. Die C_{org}-Gehalte der einzelnen Bodenregionen (Tab. 1) weichen bis zu 20 % vom mittleren Gehalt ab, was mit den auftretenden Bodenformen und ihrer Vergesellschaftung zusammenhängt. Die C_{org}-Gehalte der einzelnen Bodenformen beeinflussen das Ergebnis für die Bodenregionen

[1] Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt, Köthener Str. 34, 06118 Halle (Saale), kjhartmann@glahal.mw.lsa-net.de
[2] Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, Institut für Bodenk. und Pflanzenernährung, Weidenplan 14, Halle

Tab. 1: C_{org}-Gehalte und Flächenverhältnisse für die Bodenregionen des Tieflandes in Sachsen-Anhalt

Bodenregion	Flächenanteil [%]	C_{org} [kg/m²]	Anteil C_{org} in [%]	C_{org} [%] / Flächenanteil [%]
2	22,9	13,0	27,2	1,19
3	1,9	13,2	2,3	1,20
4	39,8	9,1	33,1	0,83
6	35,3	11,6	37,4	1,06

Zusammenfassend lassen sich folgende Ergebnisse für die Höhe des C_{org}-Gehaltes der einzelnen Bodenregionen festhalten:

- Das Verhältnis an gebundenen C_{org} in den einzelnen Bodenregionen des Tieflandes entspricht nicht ihren Flächenanteilen am betrachteten Raum (Tab. 1).
- Moorige und anmoorige Bodenformen haben einen großen Einfluss auf das Ergebnis. Der relativ hohe Gehalt an C_{org} der Bodenregion 3 ist hierauf zurückzuführen. Alle anderen, sandigen Bodenformen dieser Bodenregionen liegen unter dem Durchschnitt des Tieflandes bzw. dem der jeweiligen Bodenregion. Unter diesem Aspekt sollten auch auf der Ebene der Bodenregionen mineralische und organische Böden getrennt betrachtet werden.
- Bei mineralischen Bodenformen besteht eine Zusammenhang zwischen Substrat und C_{org}-Gehalten. Sandige Substrate weisen geringere C_{org}-Gehalte auf als lehmige, tonige bzw. schluffige Substrate (KÖRSCHENS 1980).
- Erosions- und Sedimentationsprozesse führen einerseits zum Abtrag und Verlust bzw. Anreicherung von organischen Kohlenstoff im Oberboden. Hierbei sind weniger die absoluten Kohlenstoffgehalte, als vielmehr die Tiefgründigkeit humoser Horizonte von Bedeutung.

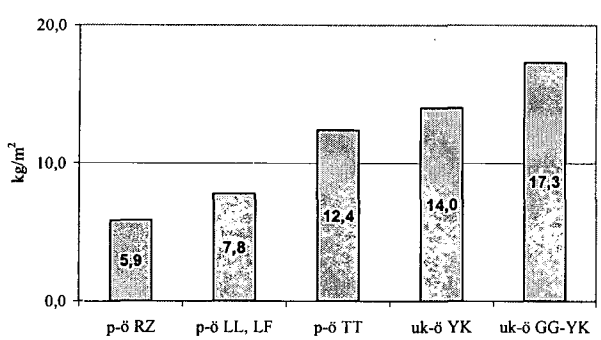


Abb. 1: Mittlere C_{org}-Vorräte von Bodenformen aus Löß

Beispielsweise lässt sich in der Bodenregion 6 eine bodentypologische Reihe von durch Erosion entstandenen RZ (Pararendzinen) bzw. beeinflussten LL und LF (Parabraun- und Fahlerden) über TT bzw. BB-TT (Tschernoseme bzw. Braunerde-Tschernoseme) aus Löß (p-ö) zu sedimentationsbedingten YK (Kolluvien) bzw. GG-YK (Gley-Kolluvien) aus umgelagerten Löß (uk-ö) beobachten.

- Stau- und Grundwasser beeinflussen die C_{org}-Gehalte. In der Bodenregion 6 weisen die durch Hydromorphie charakterisierten Bodentypen GG-YK (Gley-Kolluvien) und SS-TT (Pseudogley-Tschernoseme) höhere Kohlenstoffgehalte auf als TT bzw. BB-TT (Tschernoseme bzw. Braunerde-Tschernosme).

Literatur

AG BODEN (1994) : Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl., Hannover

ALTERMANN, M., SCHRÖDER, H. (1992): Zur Kennzeichnung der Schwarzerden aus Löß in Sachsen-Anhalt, Kühn-Arch., 86/1, 9-20

DEHNER, U., HARTMANN, K.-J., KAINZ, W., KRUG, D. (1999) : Vom Punkt in die Fläche - zur Generierung von Flächendatensätzen für Bodenübersichtskarten im Maßstab 1 : 200.000, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 91/2, 957 – 960

ESWARAN, H., VAN DEN BERG, E., REICH, P. (1993): Organic carbon in soils of the world, Soil Sci. Soc. Am. J., 57, 192-194

HAAS, G. KÖPKE, U. (1995): Böden als Senke für Kohlenstoff: Vergleich Organischer und Konventioneller Landbewirtschaftung, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 76/II, 783-786

HARTMANN, K.-J., DEHNER, U., DOBLER, L., KRUG, D. KAINZ, W. (1999) : Entwicklung von Flächendatensätzen für die Bodenübersichtskarte im Maßstab 1 : 200.000, Blatt Leipzig, Mitt. Geol. Sachsen-Anhalt, 5, 135-146

KAINZ, W. (1999): Die Bodenlandschaften Sachsen-Anhalts. – In: KAINZ, W., STRING., P., WELLER, M., HARTMANN, K.-J., KNAUF, C., MÖBES, A., & D. FELDHAUS: Bodenatlas Sachsen-Anhalt, Teil I, S. 8-24, Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt, Halle.

KÖRSCHENS, M. (1980): Beziehungen zwischen Feinanteil, Ct- und Nt-Gehalt des Bodens, Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk., 9, 585-592

Zur Kennzeichnung von Schwefelformen der Kippsubstrate in der Lausitz

Th. Heinkele[1], Z. Strzyszcz[2] und R.F. Hüttl [3]

Die Schwefelgehalte der meisten natürlichen, gewachsenen, terrestrischen Böden in Mitteleuropa betragen zwischen 0,02 und 0,2%. Dabei liegt der Schwefel überwiegend in organischen und sulfatischen Formen vor.
Die kohlehaltigen Abraumsubstrate der tertiären Schichtenfolge, die auf den Kippen der Lausitz vielfach als Deckschichten verkippt wurden, weisen häufig Gesamtschwefelgehalte von über 0,5%, teilweise aber auch von über 2% auf, die vor der Umlagerung der Substrate überwiegend als Disulfide vorliegen.
Nach der Verkippung dieser Substrate und dem Zutritt von Luftsauerstoff kommt es in den sich entwickelnden Kippböden zur Oxidation der Disulfide und zur Bildung von Sulfat und Schwefelsäure und damit zu teilweise dramatischen ökologischen Effekten.
Die Untersuchungsergebnisse sollen einerseits Aussagen über die Geschwindigkeit und das Ausmaß der Sulfidoxidation erlauben. Andererseits kann von den Ergebnissen auf das noch vorliegende Versauerungspotential an den Versuchsstandorten geschlossen werden.
Die Untersuchungen wurden an 7 Profilen einer Chronosequenz von ca. 12- bis 32-jährigen Kiefernbeständen durchgeführt. Vergleichend wurden aus der tertiären Schichtenfolge im Tagebau Jänschwalde zwei Proben der oberen Briesker Folge (BF) analysiert. Proben der folgenden Standorte wurden untersucht: Bärenbrücker Höhe (Bä, 12 Jahre), Meuro (18 Jahre), Domsdorf (Doms., 32 Jahre), Nowe Czaple (NCZ, 24 Jahre).
Um Aussagen über das Ausmaß der Sulfidoxidation machen zu können, wurden die quantitativen Anteile von Monosulfid-Schwefel, Sulfatschwefel, elementarem Schwefel, Disulfid-Schwefel und organischem Schwefel an ausgewählten Proben nach der Methode von Ponomariev (1961) bestimmt.
Zusätzlich wurde zur Kontrolle der Ergebnisse der sequentiellen Schwefelbestimmung an allen Proben der Gesamtschwefelgehalt durch Elementaranalyse (Leco SC 432) bestimmt. Dabei zeigte sich eine gute Übereinstimmung der beiden Methoden (Abb. 1).

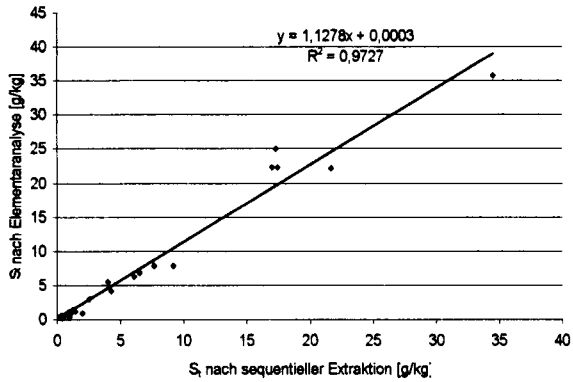


Abb. 1: Beziehung zwischen Gesamtschwefegehalten nach sequentieller Extraktion und nach Elementaranalyse

In den Unterböden der Versuchsstandorte nehmen die relativen Gehalte an Disulfidschwefel und den übrigen Schwefelformen (= Summe aus Monosulfid-, elementarem und organisch gebundenem Schwefel, in den Proben jeweils nur von untergeordneter Bedeutung) ab und die relativen Gehalte an Sulfatschwefel von dem noch unverkippten Substrat der Briesker Folge bis zu dem 32 Jahre alten Standort Domsdorf erwartungsgemäß zu (Abb. 2). Eine Ausnahme bildet lediglich der Standort Nove Czaple (siehe unten).

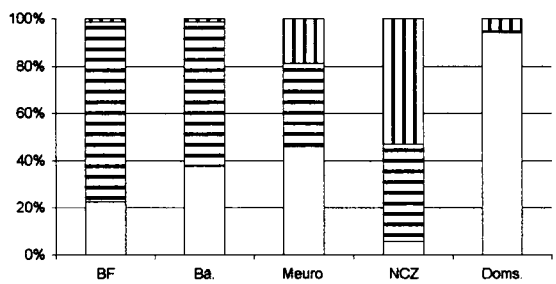


Abb. 2: reltive Anteile von Sulfat-S, Disulfid-S und übrigen Schwefelformen der Briesker Folge und den Unterböden (80-90 cm) der Versuchsstandorte (Legende siehe Abb. 7)

In den Oberböden der Versuchsstandorte trifft dieser Zusammenhang nicht zu.. Die älteren Versuchsstandorte Meuro und Nove Czaple weisen relativ geringere Gehalte an oxidierbaren Schwefelformen (Disulfidschwefel und übrige Schwefelformen) als der jüngere Versuchsstandort Bärenbrück auf (Abb. 3). Dieses ist möglicherweise in meliorationsbedingt höheren pH-Werten in den Oberböden von Nove Czaple und Meuro begründet.
Die Auswirkung einer Melioration, die die durch Disulfidoxidation entstehende Säure puffert, verdeutlicht der Vergleich des unmeliorierten Standortes Nove Czaple 0 mit dem Standort Nove Czaple 1, der mit 50 to CaO/ha melioriert worden war (Abb. 4 und 5).

[1] Dr. Heinkele Bodenconsult, Emmastr. 207, 28213 Bremen
[2] Institut für Umweltwissenschaften, Polnische Akademie der Wissenschaften, Zabrze, Polen
[3] Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Postfach 101344, 03013 Cottbus Cottbus,

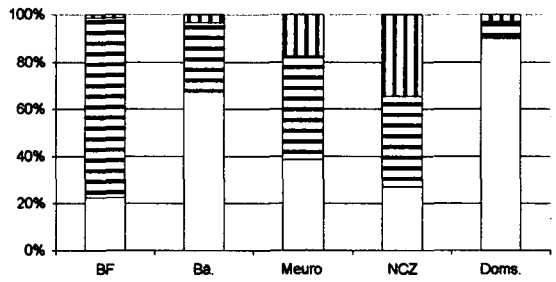


Abb. 3: relative Gehalte an Sulfat-S, Disulfid-S und übrigen Schwefelformen in der Briesker Folge und den Oberböden (0-10 cm) der Versuchsstandorte (Legende siehe Abb. 7)

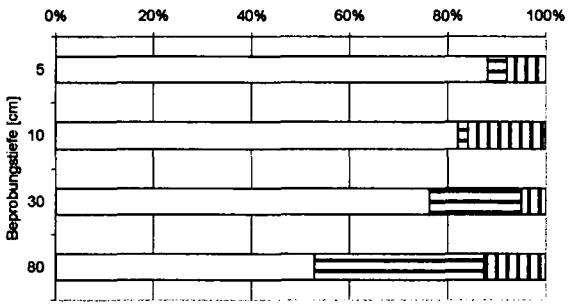


Abb. 4: relative Gehalte an Sulfat-S, Disulfid-S und übrigen Schwefelformen in dem Profil Nove Czaple 0 (Legende siehe Abb. 7)

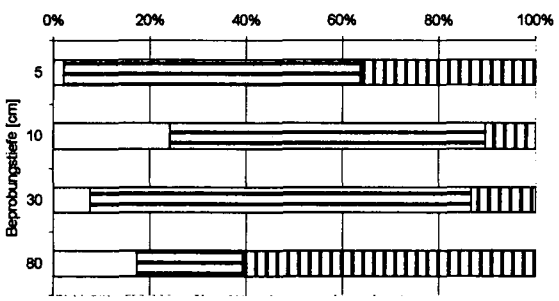


Abb. 5: relative Gehalte an Sulfat-S, Disulfid-S und übrigen Schwefelformen in dem Profil Nove Czaple 1 (Legende siehe Abb. 7)

An dem unmeliorierten Standort Nove Czaple 0 (Abb. 4) entspricht die Tiefenverteilung der Schwefelformen in etwa den Erwartungen: Die relativen Gehalte an Sulfat-S nehmen mit der Tiefe ab, die relativen Gehalte der oxidierbaren Schwefelformen (Disulfid- und übriger S) nehmen mit der Tiefe zu, entsprechend der von oben nach unten fortschreitenden Oxidationsfront. In dem unmittelbar benachbarten, jedoch meliorierten Standort Nove Czaple 1 (Abb. 5) zeigen die untersuchten Schwefelformen keine deutliche Tiefenfunktion, tendenziell sind im meliorierten Oberboden 0 – 30 cm die relativen Sulfat-S-Gehalte sogar geringer als in dem Unterboden (80 cm). Die Disulfidoxidation verläuft an diesem Standort offenbar stark gehemmt (vgl. Evangelou, 1995). Im Vergleich zu dem Unterboden am Standort Nove Czaple 0 ist am Standort Nove Czaple 1 der relative Sulfatgehalt deutlich geringer; dieses ist möglicherweise durch die Tiefenwirkung des verabreichten Meliorationsmittels (CaO) am Standort Nove Czaple 1 verursacht.

An dem noch jungen Profil Bärenbrücker Höhe liegt eine ausgeprägte Tiefenfunktion der untersuchten Schwefelformen vor (Abb. 6). Diese zeigt das Bild einer von oben nach unten vordringenden Oxidationsfront, mit erhöhten relativen Sulfat-S-Gehalten im Oberböden und erhöhten oxidierbaren Schwefelgehalten im Unterboden.

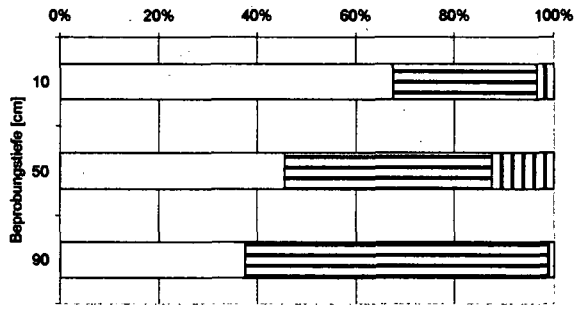


Abb. 6: relative Gehalte an Sulfat-S, Disulfid-S und übrigen Schwefelformen in dem Profil Bärenbrück (Legende siehe Abb. 7)

In dem ältesten Untersuchungsstandort Domsdorf (32 Jahre) ist die Disulfidoxidation bis an die Untersuchungsbasis weitgehend abgeschlossen. Im gesamt Profil dominiert eindeutig Sulfat-S (Abb. 7).

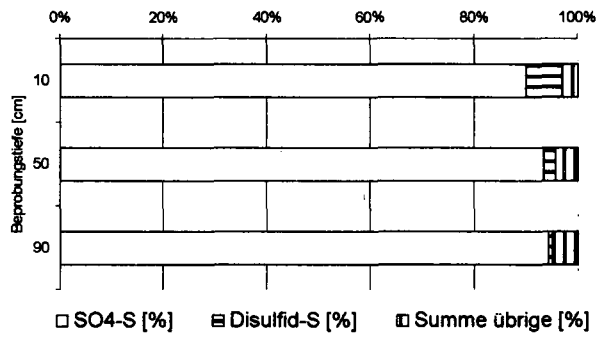


Abb. 7: relative Gehalte an Sulfat-S, Disulfid-S und übrigen Schwefelformen in dem Profil Domsdorf

Literatur:
Evangelou, V.P. 1995. Pyrite Oxidation and its Control. CRC Press, Boca Raton
Ponomariev, A.J. 1961. Methoden zur chemischen Analyse von silikatischen und karbonatischen Gesteinen (in russisch). Moskau, Izdl., ANSSSR.

Danksagung: Die Untersuchungen wurden im Rahmen der BTUC-Innovationskollegs Bergbaufolgelandschaften von der DFG finanziert (Förderungskennzeichen INK4/A1)

Charakterisierung des Transport- und Abbauverhaltens von PAK in der ungesättigten Zone eines Gaswerksstandortes

D. Hensel, K.U. Totsche, I. Kögel-Knabner

1. Einleitung

Transport, Abbau und Transformation von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in der ungesättigten Zone sind wesentliche Prozesse für die Abschätzung der Gefährdung der Schutzgüter Boden und Grundwasser (Weigand et al., 2001). Die folgende Arbeit charakterisiert diese Prozesse für einen in Süddeutschland gelegenen Gaswerksstandort („Testfeld Süd"). PAK-Abbau und -Transformation wurden im Rahmen eines Respirations-/Abbauversuches, die Verlagerungsmechanismen anhand von PAK-Tiefenprofilen und Lysimeterdaten untersucht.

2. Material und Methoden

Weigand (1998) hat für die Untersuchungsfläche vier dominierende Bodensubstrate unterschieden. (Auelehm, Gipskeuper, Bauschutt, Produktionsrückstände (Stäube, Aschen, Teer etc.), reich an organischem Kohlenstoff; nachfolgend "OC-reiches Material" genannt).

a) Respirations- und Abbauversuche

Die Messung der mikrobiellen Aktivität in den Böden wurde an der SIR-SBA (Substrate induced respiration –soil biomass analysis) Respirationsmessanlage (MarCo Analytik) durch Quantifizierung der CO_2 – Produktion mittels CO_2–Infrarot-Gasanalysator (ADC-MK 225) vorgenommen (Heinemeyer et al., 1989). Für die Quantifizierung des PAK-Abbaus wurde deuteriertes Anthracen als Modellsubstanz verwendet.

b) PAK-Tiefenprofile

Die ungesättigte Zone der Untersuchungsfläche wurde an 42 Punkten via Rammkernsondierungen (max. 2m Bohrteufe, Durchmesser: 6cm) horizontbezogen beprobt. Die Konzentrationen der 16 EPA-Prioritäts-PAK in den Bodenmaterialien wurden am GC/MS (Fisons, GC 8060, MD 800) bestimmt. Die Festphasenextraktion erfolgte durch alkalische Verseifung mit KOH, flüssig/flüssig Extraktion mit Hexan und Aufreinigung über Silica-Alox-Säulen.

c) Lysimeteruntersuchungen

Auf dem Gelände wurden an vier Lokalitäten Sickerwasserlysimeter installiert. Die Lysimeter haben eine Grundfläche von 0,25m und eine Tiefe von 40cm. Die Analytik von PAK-Konzentration und -Muster (16 EPA-PAK) der Sickerwasserpartikel- und kolloidfracht erfolgt analog wie unter 2b beschrieben. Die Extraktion der Flüssigphase erfolgt mittels Elution der Lösung über C18-Material und dessen anschließender Extraktion mit Hexan.

3. Ergebnisse

a) Respirationsversuch

Die Respirationsraten der bodenbildenden Substrate des Gaswerkstandortes zeigen deutliche Unterschiede (Abbildung 1).

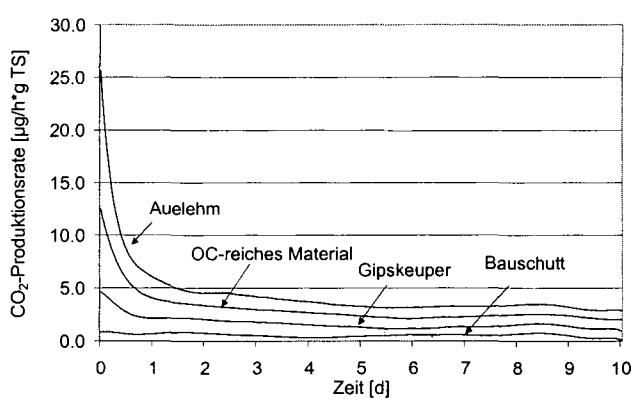


Abb.1: Respirationsraten der dominierenden bodenbildenden Substrate

In den ersten 12 Stunden der Messung treten bei Auelehm und OC-reichem Material sehr hohe CO_2 – Produktionsraten auf, nach ca. 4 Tagen wird in allen Substraten ein Fließgleichgewicht

TU München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Department für Ökologie, Lehrstuhl für Bodenkunde, Am Hochanger 2, 85350 Freising-Weihenstpehan, e-mail: Dirk.Hensel@weihenstephan.de

erreicht. Eine Unterscheidung in Initial- und Fließgleichgewichtsphase kann für die Bauschuttprobe nicht getroffen werden. Die hohen initialen Respirationsraten im Aulehm und OC-reichem Material deuten auf leicht abbaubare organische Verbindungen (Aminosäuren, organische Säuren, Polysaccharide) hin. Im Gipskeuper und vor allem im Bauschutt sind diese offenbar von untergeordneter Bedeutung.

b) Anthracentransformation/-abbau

Die Bodensubstrate zeigen unterschiedlich hohe Anthracenverluste bezogen auf die Initialkonzentration: (Auelehm: 44%, Gipskeuper: 15%, Bauschutt: 6%,). Diese orientieren sich an der Reihenfolge der kumulierten CO_2 - Produktion in den einzelnen Bodensubstraten (Auelehm: 43,5 µg CO_2, Gipskeuper: 17,7 µg CO_2, Bauschutt: 5,9 µg CO_2).

c) PAK-Tiefenmuster

Das PAK-Muster der EPA-Prioritäts-PAK (Abb. 2) zeigt mit zunehmender Tiefe keine wesentlichen Veränderungen.

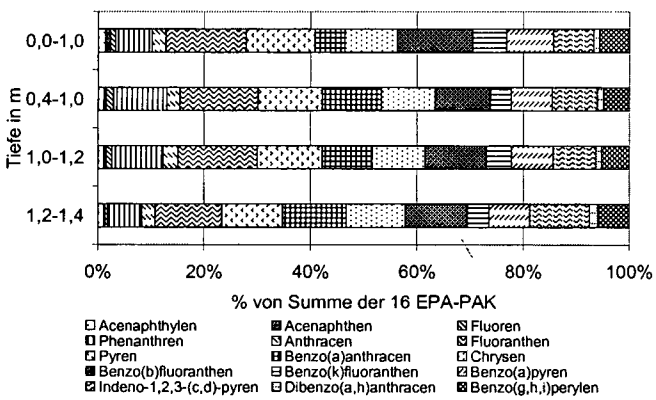


Abb. 2: PAK-Tiefenprofil der EPA-Prioritäts-PAK

Bei dominierendem advektiven/dispersiven PAK-Transport im Profil würden sich mit zunehmender Tiefe die Gehalte der leichter mobilisierbaren niedermolekularen PAK (NMPAK) relativ zu den höher molekularen PAK (HMPAK) erhöhen, was nicht beobachtet werden kann.

d) Lysimeteruntersuchungen

Die PAK - Muster des Lysimeterbodenmaterials und der aus dem Sickerwasser abfiltrierten Partikel-/Kolloidfracht zeigen kaum Unterschiede im Verhältnis der niedermolekularen zu den höhermolekularen PAK. Die PAK-Summenkonzentration der Flüssigphase liegt mit 0,1 µg/l weit unterhalb der theoretischen Löslichkeit einzelner PAK. Das Verhältnis von NMPAK zu HMPAK verschiebt sich hier zugunsten der NMPAK (Abb.3).

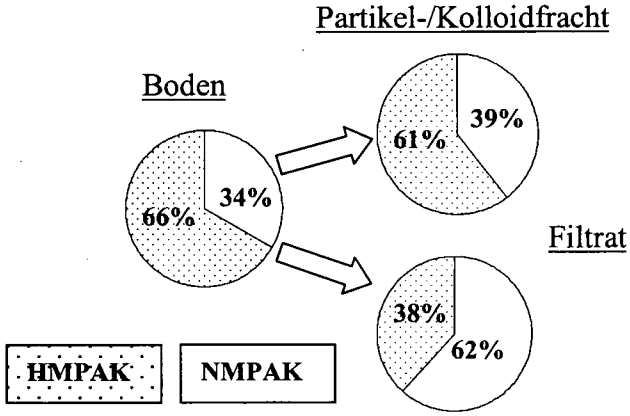


Abb. 3: Verhältnis von HMPAK zu NMPAK von Lysimeterboden, -filtrat und -partikel/-kolloidfracht

Die Befunde der PAK-Tiefenprofile und Lysimeteruntersuchungen zeigen, dass am Untersuchungsstandort Partikel- und Kolloidtransport dominieren; advektiver/dispersiver PAK-Transport in Lösung ist demnach von untergeordneter Bedeutung.

5.) Literatur

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

Weigand, H., Totsche, K.U., Kögel-Knabner, I., Huwe, B. (1998): Heterogenität der Bodeneigenschaften und der Schadstoffbelastung eines ehemaligen Gaswerkstandortes. Grundwasser 4/3, 175-182.

Weigand, H., Totsche, K.U., Kögel-Knabner, I., Annweiler, E., Richnow, H.H., Michaelis, W. (2001): Fate of anthracene in contaminated soil - transport and biodegradation under unsaturated flow conditions. Eur. J. Soil. Sci., in press.

UNTERSUCHUNG VON STICKSTOFFFLÜSSEN IM TIROLER KALKALPIN

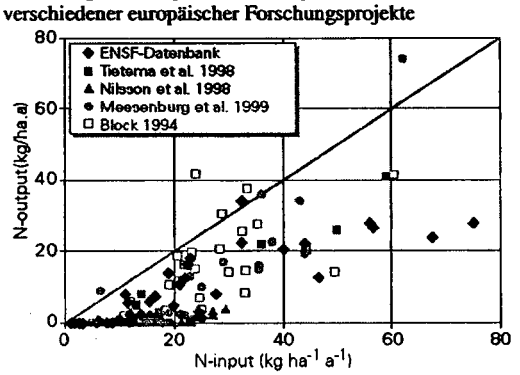
ZIELE UND METHODISCHER ANSATZ

F. Herman, St. Smidt, M. Englisch

1. Einleitung

Überhöhte Einträge von Stickstoffverbindungen in Waldökosysteme werden in Zusammenhang mit Waldschädigungen gebracht. Da der Waldzustand in den Nordtiroler Kalkalpen durch überdurchschnittliche Kronenverlichtungen charakterisiert ist und überdies kritische Belastungsgrenzen für Stickstoffeinträge ("Critical Loads") überschritten werden, wurde ein Standort in Achenkirch/Tirol gewählt. Auf diesem wird der Stickstoffzyklus, über den für Kalkstandorte keine Informationen vorliegen, seit Ende 1997 untersucht. Untersuchungen aus europäischen Projekten zeigen, dass bei Einträgen von mehr als etwa 10 kg ha^{-1} a^{-1} mit Austrägen in den Unterboden zu rechnen ist (Abbildung 1).

Abbildung 1: N-Input vs. N-Output auf Waldstandorten gemäß verschiedener europäischer Forschungsprojekte



Die **Hauptziele** der Untersuchungen sind die Quantifizierung der Stickstoffpools und -flüsse, die Interpretation des Stickstoffstatus, die Erstellung einer Input-Output-Bilanz unter Einbeziehung systeminterner Flüsse sowie die Untersuchung der Eutrophierung bzw. die Abschätzung des Sättigungszustandes. Dabei war auch die Belastung des Grundwassers mit Nitrat von Interesse.

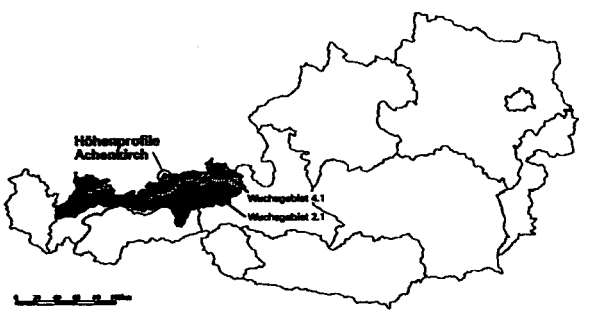
Forstliche Bundesversuchsanstalt, Seckendorff-Gudent-Weg 8, 1130 Wien; http://fbva.forvie.ac.at

Friedl.herman@fbva.bmlf.gv.at
Stefan.smidt@fbva.bmlf.gv.at
Michael.englisch@fbva.bmlf.gv.at

Standort

Der Standort ist für die Nordtiroler Kalkalpen (Abbildung 2) im Hinblick auf ökologische Faktoren des Wuchsgebietes „Nördliche Randalpen - Westteil" als repräsentativ anzusehen. Der Boden ist ein kleinräumiges Mosaik von Kalk-Braunlehm bzw. Rendzina, die potentielle natürliche Vegetation Carici albae - Fagetum.

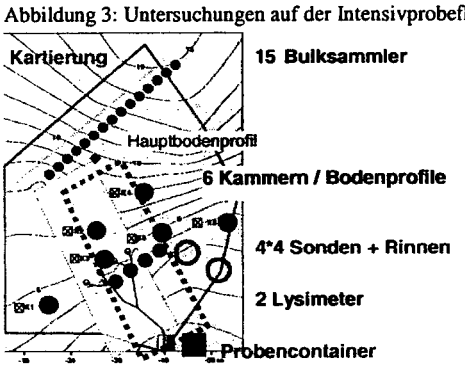
Abbildung 2: Lage der Wuchsgebiete 4.1 und 4.1 sowie der "Höhenprofile Achenkirch" mit dem Intensiv-Untersuchungsstandort



2. Messungen

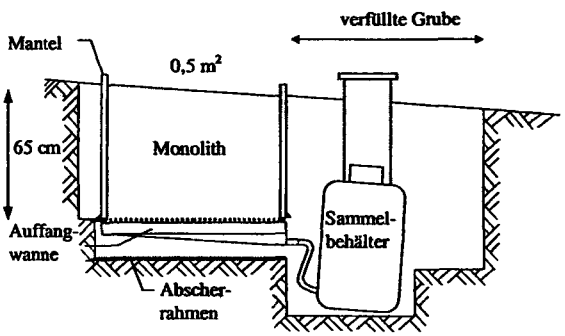
Die Ausstattung der Intensiv-Untersuchungsfläche st in Abbildung 3 wiedergegeben.

Abbildung 3: Untersuchungen auf der Intensivprobefläche



- **Meteorologie** (Lufttemperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Niederschlag, Evapotranspiration)
- **Gase** (NO, NO_2, NO_x)
- **Depositionen** (Hauptionen im Freilandniederschlag und im Kronendurchlass, Wet-only-Niederschlag)
- **Oberflächenwasser** (Menge, Ionen)
- **Bodenwasser** (Lysimeter [Abbildung 4], Thetasonden, Saugkerzen) und **Bodenwasserchemie** (Ionen, ^{15}N-NO_3, ^{18}O-NO_3)

Abbildung 4: Lysimeter



- **N_2O- und CO_2- Ausgasung**
- **Bodenchemie** (N-Komponenten, C/N)
- **Bodenmikrobiologie** (mikrobieller N, Mineralisierung)
- **Bodentemperatur**
- **Streu** (Menge, N-Konzentration)
- **Oberirdische Biomasse**

Waldzustand im Untersuchungsgebiet

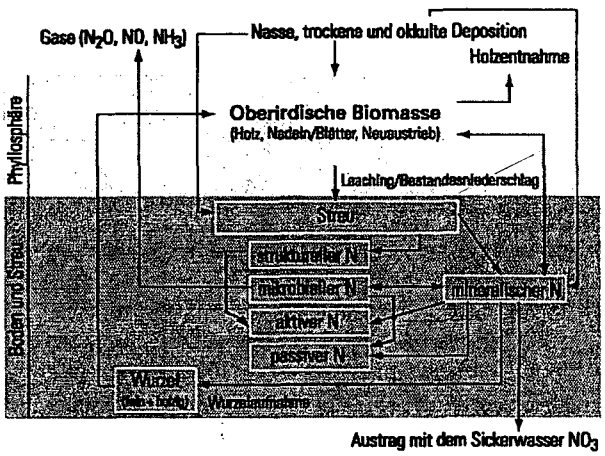
Die terrestrische **Kronenbeurteilung** im Untersuchungsgebiet Achenkirch ergab Verlichtungsgrade zwischen 1,3 ("verlichtet" laut ECE) und 2,8 ("geschädigt" laut ECE), wobei die besten Werte am Untersuchungsstandort ("Catchment") Mühleggerköpfl lagen. Eine Beurteilung der Kronenverlichtung mittels Stichprobeninventur auf der Basis von Farbinfrarot Luftbildern wies das Gebiet im Bereich von Achenkirch (110km² ausgewertete Fläche) erkennbare Waldschäden aus (Gärtner et al. 2000, Gärtner 2001).

Die N-Vorräte in den **Böden** sind hoch, die engen C/N-Verhältnisse (16-18) weisen auf günstige Umsetzungsbedingungen für die N-Mineralisierung bzw. Nitrifizierung hin. Der Boden ist aus Hauptdolomit entstanden und daher karbonathaltig. Der N-Freilandeintrag liegt im Mittelfeld österreichischer Waldgebiete und in der Größenordnung von 0,1 % des Gesamt-N-Vorrates.

Stoffffluss-Schema

Basierend auf dem Schema von Schenk (1998) werden Stickstoff-Flüsse und Stickstoff-Pools berechnet bzw. modelliert (Abbildung 5).

Abbildung 5: Schema der Stickstoffpools bzw. Stickstoff-Flüsse



Literaturverzeichnis

Block J. 1994: Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser aus Waldökosystemen. IMA Querschnittsseminar "Wirkungskomplex Stickstoff und Wald", Umweltbundesamt 21./22. Woche Nov. 1994. Texte 28/95.80-96.

Herman F., Smidt S. & Englisch M. (Hrsg., 2001): Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen. FBVA-Berichte 119.

Gärtner M., Regner B., Wiesinger R., Salbaba T., Weszenbacher L. 2000: Untersuchungsgebiet Achenkirch 1998. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Abteilung Forstliches Luftbild und Informationssystem.

Gärtner M. 2001: Terrestrische Kronenbeurteilung der Probebäume der Höhenprofile im Raum Achenkirch / Nordtiroler Kalkalpen. FBVA-Berichte 119, 17-20.

Meesenburg H., Rademacher P. & Meiwes K.J. 1999: Stoffeintrag über atmogene Depositionen in verschiedene Ökosysteme Niedersachsens und deren Auswirkungen. Arbeitshefte Boden, im Druck.

Nilsson S.I., Berggren D. & Westling O. 1998: Retention of deposited NH_4-N and NO_3-N in coniferous forest ecosystems in Southern Sweden. Scand. J. For. Res. 13, 393-401.

Schenk B. 1998: Das Stoffumsatzmodell. In: Cornelius R., Faensen-Thiebes A., Marschner B. & Weigmann G. (1994): Ballungsnahe Ökosysteme Berlin: Ergebnisse aus dem Forschungsvorhaben. Handbuch der Umweltwissenschaften V - 4.9, 3 - 36.

Tietema A., Boxman A.W., Bredemeier M., Emmett B.A., Moldan F., Gundersen P. & Schleppi P. 1998: Nitrogen saturation experiments (NITREX) in coniferous forest ecosystems in Europe. A summary of results. Environ. Pollut. 102 (1), 433-438.

Ammoniakdeposition bei Böden unter Fichte und Buche am Standort Höglwald

Huber Christian*, Baumgarten Manuela, Oberhauser Anja und Kreutzer Karl

1. Fragestellung

Besonders in den Niederlanden aber auch in Deutschland sind Forstökosysteme insbesondere in landwirtschaftlichen Gebieten hohen Stickstoff-immissionen ausgesetzt. Die dominierende Stickstoffverbindung im Bestandesniederschlag ist dort in der Regel Ammonium. So werden im Höglwald, einem kleinflächigen Fichtenökosystem in Süddeutschland jährlich ca. 20 kg NH_4-N sowie 10 kg NO_3-N eingetragen. Trotz dieser hohen Stickstoffrachten geht aus langfristigen Input-Output-Bilanzen aufgrund hoher Stickstoffausträge (v.a. Nitrat) ein Fehlbetrag auf der Inputseite von 10-20 kg N ha^{-1} y^{-1} hervor. Auch durch die kürzlich im Höglwald ermittelte NO_x und NH_3-Aufnahme von ca. 4 kg N ha^{-1} y^{-1} über die Baumkrone konnte der Fehlbetrag auf der Inputseite nicht erklärt werden. Ein möglicherweise bisher wenig beachtete Eintragsgröße in das Ökosystem ist dagegen die NH_3-Deposition auf den Boden, von der hier berichtet wird.

2. Material und Methoden

Bestand: Der Höglwald liegt 50 km Westnordwest von München. Der Bestand ist umgeben von intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen (insbesondere Schweine- und Rinderhaltung). Der Fichtenaltbestand stockt auf einer im Oberboden stark versauerten Parabraunerde. Die Humusform ist Moder. Der Mineralboden wird bedeckt von einer 7-8 cm mächtigen Humusauflage (pH: 2.8-3.8 (1 M KCl)) mit 60-85 % Moosbedeckung und 15-30 % *Oxalis acetosella*. Der pH der gekalkten Fläche beträgt 3.3.-5.2. Die Humusform unter Buche ist Mull (2.9 cm, pH: 3.9-4.5) mit geringer Bodenvegetation (Bedeckung <5%). Die untersuchten Bestände sind älter als 90 Jahre, voll bestockt und sehr wüchsig.

Dr. Christian Huber
Wissenschaftszentrum Weihenstephan
Department für Ökologie
Fachgebiet für Waldernährung und Wasserhaushalt
Am Hochanger 13
85354 Freising

Die **Messungen** wurden mit einer sogenannten "open chamber methode" durchgeführt. Die Kammer besteht aus einem Aluminiumrahmen in die Plexiglasscheiben eingelassen sind (12.5 cm * 50 cm *15 cm). Die Luft in der Kammer wurde mit einem Ventilator umgewälzt. Umgebungsluft bzw. mit Ammoniak angereicherte Luft wurde mit einer Flußrate von 180 l min^{-1} durch die Kammer gepumpt und die Ammoniakkonzentration am Inlet vor Passage (mit einer Referenzkammer) und am Outlet nach Passsage der Kammer bestimmt. NH_3 wurde mit einem „wet anular denuder-system (AMOR, ECN, Petten, Niederlande) gemessen. Der Ammoniakfluß zum Boden wurde aus der Konzentrationsdifferenz zwischen Inlet und Outlet der Kammer, der Gasflußrate und der mit Boden bedeckten Fläche berechnet. Aus den Flußraten wurde die Depostionsgeschwindigkeit vd berechnet: vd= Fluß/delta C. Aus kontinuierlichen Langzeit-meßungen der Ammoniakkonzentration am Standort Höglwald und den Depositionsraten, ermittelt in Freiland und Klimakammerversuchen, wurde die Ammoniakdeposition abgeschätzt.

3. Ergebnisse und Schlußfolgerung

Die Ammoniakdeposition im Boden zeigte bei Klimakammerversuchen auch bei Werten über 50 µg NH_3 m^{-3} Luft keine Sättigung sowie eine ausgeprägte Linearität (Abb.1). Temperatur (Abb. 2), Wassergehalt (Abb.3) und Bodenvegetation (Abb.4) hatten einen geringen Einfluß auf die Aufnahme.

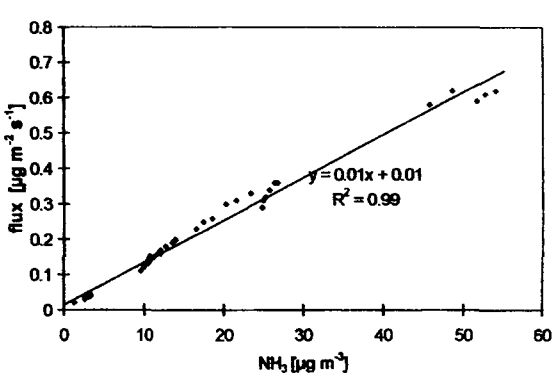


Abb.1: Beziehung zwischen Ammoniakkonzentration in den Klimakammern und Ammoniakfluß bei Fichte ungekalkt

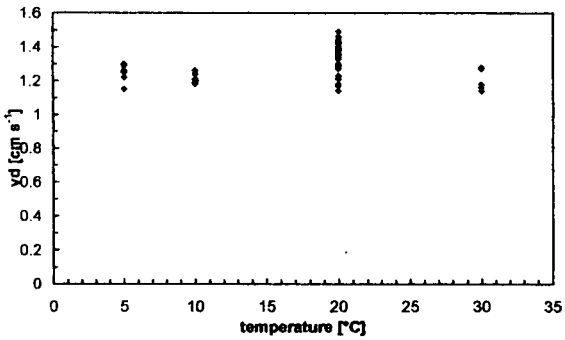


Abb.2:
Lufttemperatur und Depositionsgeschwindigkeit (vd)

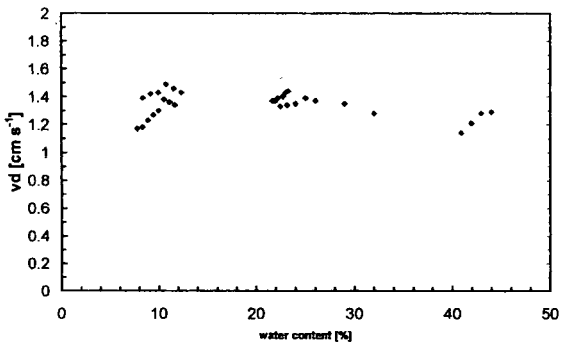


Abb.3: Wassergehalt im Humus und vd

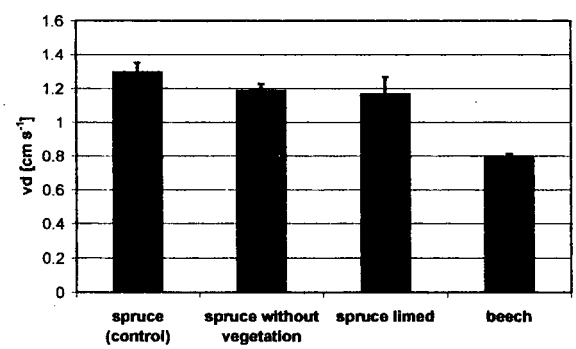


Abb.4: Humussubstrat und vd

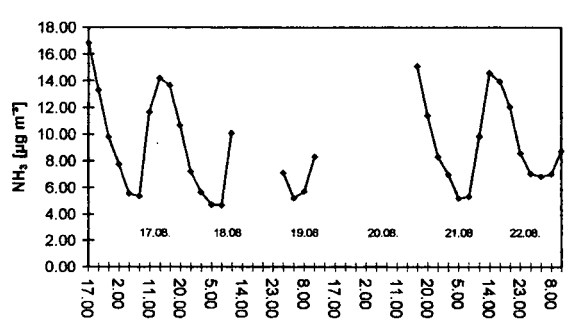


Abb. 5:Ammoniakkonzentration im Freiland

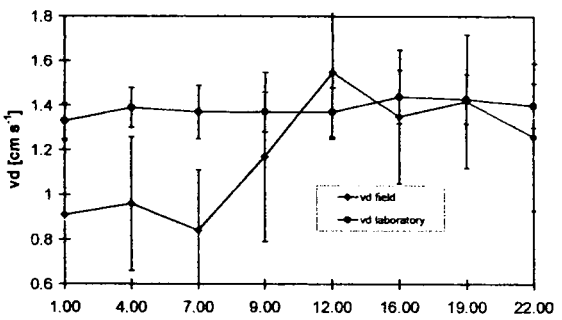


Abb.6:Tagesgang von vd im Freiland im Vergleich zum Labor

Die Deposition war höher bei Fichte und gekalkter Fichte als bei Buche (Abb.4).
Die Ammoniakkonzentrationen waren während einer Freilandmeßkampagne auch im Bestand des Höglwalds auf einem relativ hohem Niveau (Abb. 5)
In Freilandexperimenten könnte im Gegensatz zu Laborexperimenten ein Tagesrhythmus beobachtet werden, mit höheren Depositionsraten am Tag gegenüber der Nacht (Abb. 6). Mögliche Ursachen hierfür bleiben noch weitgehend unklar.
Nach ersten Schätzungen beträgt der Fluß von Ammoniak zum **Boden immerhin ca. 10 kg N ha^{-1} y^{-1} , 9 kg N ha^{-1} y^{-1} nach Kalkung und 6 kg N ha^{-1} y^{-1} bei Buche.**
Aufgrund dieser ersten Ergebnisse handelt es sich damit um eine signifikante Eintragsgröße in den Höglwald. Wegen des allgemein geringen Wissens über Depositionsmechanismen von Ammoniak ist jedoch noch enormer Forschungsbedarf vorhanden.

4. Literatur

Huber C., Oberhauser, A. & Kreutzer, K., 2001: Deposition of ammonia to the forest floor under spruce and beech at the Höglwald site. Plant and Soil. Accepted.

Huber C. & Kreutzer, K. , 2001: Three years of continuous measurements of atmospheric ammonia concentrations over a forest stand at the Höglwald site in southern Bavaria. Plant and Soil. Accepted.

Huber C. , 1997: Untersuchungen zur Ammonik-immission und zum Stoffhaushalt auf ungekalkten und neugekalkten Flächen in einem stickstoff-übersättigten Fichtenökosystem (Höglwald). Hieronymus Verlag, München.

Kreutzer, K. & Weiss, T. ,1998: The Höglwald field experiment – aims, concept and basic data. Plant and Soil 199, 1-10.

UNTERSUCHUNG VON STICKSTOFFFLÜSSEN IM TIROLER KALKALPIN

ERSTE ERGEBNISSE

R. Jandl [1], F. Herman [1], St. Smidt [1], M. Englisch [1], F. Feichtinger [2], M. Gerzabek [3], G. Haberhauer [3], E. Härtel [4], M. Kalina [5], F. Mutsch [1], S. Zechmeister-Boltenstern [1]

1. Einleitung

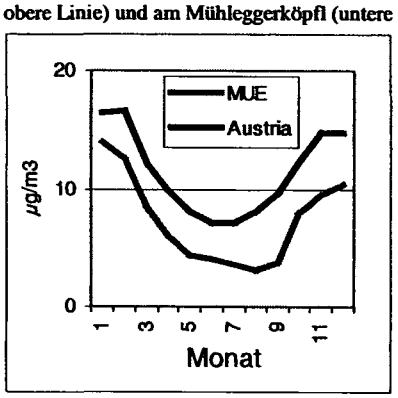
Seit 1997 werden am Standort Mühleggerköpfl Umsetzungs- und Transportprozesse gemessen, die zur Erstellung einer Input/Output-Bilanz des Stickstoffs und zur Erfassung des Stickstoff-Sättigungsgrades wichtig sind. Der untersuchte Standort ist ein montaner Fichtenwald. Der geolgische Untergrund wird vom Hauptdolomit der Nördlichen Kalkalpen gebildet. Die Besonderheit des Standortes liegt darin, dass aufgrund der orographischen Lage erhebliche Stickstoffmengen mit dem Niederschlag eingetragen werden, obwohl nur wenige lokale Emittenten vorliegen. Die 1997 im Raum Achenkirch kontinuierlich untersuchten Stickstoff-Pools und Stickstoff-Flüsse wurden erstmals an einem Standort im Kalkalpin untersucht. Erste Ergebnisse wurden publiziert (Herman et al. 2001).

2. Ergebnisse

NOx-Messungen

Wirkungsbezogene NO_2- bzw. NOx-Grenzwerte (jeweils 30 $\mu g\ m^{-3}$ für das Jahresmittel) wurden im Raum Achenkirch nicht überschritten. Im Mittel zeigte sich - analog zu anderen Waldmessstellen - ein Wintermaximum und ein Sommerminimum (Abbildung 1).

Abbildung 1: Mittlerer Jahresgang der NO_2-Konzentrationen an österreichischen Waldmessstellen (Mittel 1991-1999, 44 Stationen, obere Linie) und am Mühleggerköpfl (untere Linie)

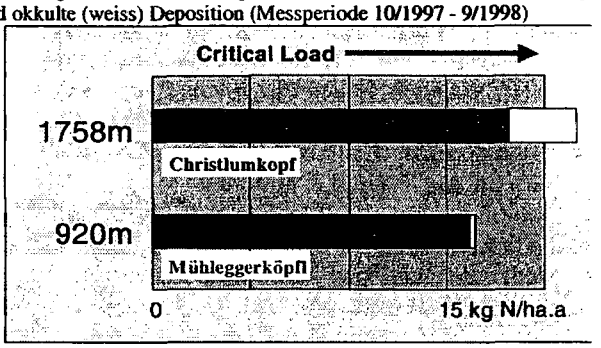


Depositionsmessungen

Nasse, trockene und okkulte Depositionen wurden kontinuierlich mit Wet-only Sammlern, Passivsammlern and Nebelsammlern erfasst. Die jeweiligen Anteile wurden mit Depositionsmodellen der Technischen Universität Wien berechnet. Diese beziehen den Vegetationsaufbau, die Schadstoffkonzentrationen sowie chemische und meteorologische Parameter mit ein.

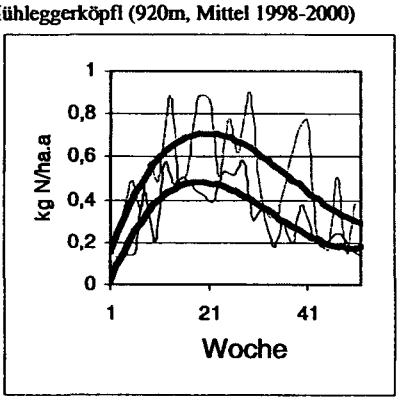
Im langjährigen Mittel beträgt der Stickstoffeintrag durch nasse Deposition rund 12 kg ha^{-1} a^{-1}. Der Anteil an okkulter Deposition an der Gesamtdeposition ist am Standort Mühleggerköpfl mit 1% gering. Der Gesamteintrag beträgt rund 17kg ha^{-1} a^{-1} (Abbildung 2).

Abbildung 2: Stickstoffeinträge durch nasse (schwarz), trockene (grau) und okkulte (weiss) Deposition (Messperiode 10/1997 - 9/1998)



Im Mittel zeigte sich ein Frühjahrs- bzw. Frühsommermaximum bei den Einträgen von mineralischem Stickstoff (Abbildung 3).

Abbildung 3: Mittlerer Jahresgang der Stickstoffeinträge an den 20 Level II Messstellen (obere Linie; Mittel 1996-2000) und der Station Achenkirch/Mühleggerköpfl (920m, Mittel 1998-2000)



1) Forstliche Bundesversuchsanstalt, Seckendorff-Gudent-Weg 8, A-1130 Wien; http://fbva.forvie.ac.at
2) Institut für Kulturtechnik, A-3252 Petzenkirchen
3) Forschungszentrum Seibersdorf, A-2444 Seibersdorf
4) Universität für Bodenkultur, A-1180 Wien, Peter Jordanstraße 82
5) Technische Universität Wien, Getreidemarkt 9, A-1060 Wien

N_2O Ausgasung
Nitrifikation und Denitrifikation im Boden führen zur Bildung des Treibhausgases N_2O. N_2O-Emissionen wurden in 32 Kampagnen alle 2 Wochen mit Hilfe von geschlossenen Gasmesskammern gemessen. Die mikrobielle Verfügbarkeit von Mineralstickstoff wurde mit Ionenaustauscherharzen bestimmt.
Die N_2O-Produktion lag im Untersuchungszeitraum Mai 1998 bis Oktober 1999 bei 0,9 kg N_2O-N ha^{-1} a^{-1}. Sie war von der Temperatur, dem Ammoniumgehalt des Bodens, der Nitratverfügbarkeit und der Bodenatmung abhängig. Hohe Werte wurden im Frühjahr und nach Regenfällen gemessen.

Mineralisation und Stickstoffverfügbarkeit
Die Stickstoffnettomineralisation betrug rund 13 kg NH_4-N bzw. 14 kg NO_3-N $ha^{-1}a^{-1}$. Diese Werte sind im Vergleich zu den Einträgen (je etwa 6 kg NO_3-N bzw. NH_4N ha^{-1} a^{-1}) hoch.
Der mittels Ionenaustauschern gemessene Nitrat-Umsatz im Oberboden war größer als der oberflächennahe NH_4-Umsatz. Der extrahierbare Mineralstickstoff (insgesamt 11 kg N $ha^{-1}a^{-1}$) lag vorwiegend als NH_4 vor.

Wasserflüsse
Die Dynamik des Bodenwassers wurde an vier Bodenprofilen in den Tiefen 5, 15, 25 und 50cm mit Kapazitätssonden und Gipsblöcken kontinuierlich beobachtet, wo auch Bodenwasser mit Saugkerzen jeweils über 2 Wochen gewonnen wurde. An diesen Proben wurden pH, Leitfähigkeit sowie Cl, NO_3, SO_4, NH_4, Ca, Mg, Na und K bestimmt.
Die Quantifizierung des Wasserhaushaltes zeigte, dass die Versickerung in den Untergrund (~ 58 % des Niederschlages) und die Evapotranspiration (~ 42 % des Niederschlages) die Hauptpfade des Wasserflusses sind, während der Oberflächenabfluss eine vernachlässigbare Größe darstellt.

Nitratgehalte im Bodenwasser
Die Nitratgehalte im Bodenwasser nahmen mit der Bodentiefe von 5 cm bis 50 cm im Durchschnitt von etwa 5 bis etwa 10 mg NO_3 L^{-1} zu. Der Trinkwassergrenzwert (25 mg NO_3 L^{-1}) wurde somit deutlich unterschritten.

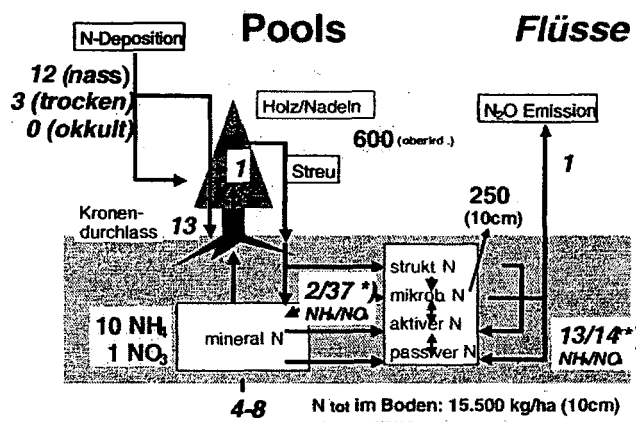
Verhalten von $^{15}NO_3$ im Niederschlags-, Oberflächen und Bodenwasser
Die hohen Schwankungen der ^{15}N-Nitratgehalte im Niederschlagswasser weisen auf unterschiedliche Stickstoffquellen hin. Nitrat im Oberflächen- und Bodenwasser zeigt ab dem Frühjahr bis zum Sommer eine ansteigende ^{15}N-Anreicherung. Unterschiede zwischen Oberflächen- und Bodenwasser können durch Leachingprozesse im Boden, bei denen es durch Adsorptions- und Denitrifikationsprozesse zu einer Anreicherung von ^{15}N im Boden kommt, erklärt werden. Ein Vergleich der ^{15}N-Häufigkeiten im Niederschlags- und Oberflächenwasser lässt darauf schliessen, dass nur ein geringer Anteil des im Oberflaechenwasser detektierten Nitrates aus dem Niederschlag, und der überwiegende Anteil aus Mineralisierungsprozessen der Humusauflage stammt. Dieser Befund stützt sich auch darauf, dass Nitrat im Oberflächen- und Bodenwasser isotopisch wesentlich ähnlicher ist als jenes im Niederschlags- und Oberflaechenwasser. Dies konnte durch Einbeziehung der $^{18}O/^{18}O$ Verhältnisse im Nitrat weiter erhärtet werden.

Verhalten von $^{15}NO_3$ im Bodenwasser
Im Rahmen einer einmalgen Applikation ("Tracerversuch") wurde Nitrat in Form des stabilen ^{15}N-Isotops auf das Waldlysimeter aufgetragen. Die Messungen des Bodenwassers in den folgenden 130 Tagen lieferten Ergebnisse über den Verbleib und das Verhalten von eingetragenem Nitrat: Knapp über 50 % des aufgebrachten Nitrates wurden ausgewaschen.
Das Nitrat im Bodenwasser stammt zum überwiegenden Teil von systeminternen mikrobiellen Umsetzungsprozessen und nur zu einem geringen Teil vom eingetragenen Stickstoff.

Modellierung
Die räumliche Heterogenität des Wasserabflusses ist groß. Als typische Bodenbildung auf Karbonat wechseln seichtgründige Profile mit Verlehmungszonen. Ein Vorfluter fehlt, daher ist die direkte Messung des Abflusses aus dem Einzugsgebiet nicht möglich. Deshalb wurden die Abflüsse mit Hilfe eines mechanistischen Modelles („UNSATCHEM") berechnet. Dieses weist ein bodenphysikalisches und bodenchemisches Modul auf, sodass gleichzeitig Wasserfluss und Stofftransport gemessen werden können.

Vorläufiges Stoffffluss-Schema
Die vorläufigen Bilanzen aus den Messjahres 1998-2000 sind in Abbildung 4 wiedergegeben.

Abbildung 4: Stickstoffflüsse (kursiv) und -pools am Intensivuntersuchungsstandort Mühleggerköpfl
*) mikrobielle Verfügbarkeit
**) Nettomineralisation



Literatur

Herman F., Smidt S. & Englisch M. (Hrsg., 2001): Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen. FBVA-Berichte 119.

Stabilisierung von maisbürtigem Kohlenstoff in Abhängigkeit der Korngrößenfraktionen im Dauerversuch „Ewiger Roggen“

Bettina John, Bernard Ludwig, Heiner Flessa

Einleitung

Böden sind wichtige Kohlenstoffspeicher. Der Vorrat an organischem C in Böden wird weltweit auf ca. 2400 Pg C in den oberen 200 cm geschätzt (Batjes, 1996). Die Regulation der Stabilisierung organischer Substanz im Boden ist aber nicht vollständig verstanden. Ziel dieser Studie war es daher, die langfristige Stabilisierung von Mais-C in einem Ackerboden in Abhängigkeit von der Bodentiefe zu analysieren und den C-Umsatz sowie die C-Partitionierung in verschiedenen Korngrößenfraktionen des Bodens zu quantifizieren.

Der Boden des Dauerversuchs „Ewiger Roggen“ in Halle bietet die Möglichkeit, den Verbleib des Streukohlenstoffs (Mais) im Boden anhand der $^{13}C/^{12}C$-Isotopenverhältnisse zu quantifizieren. Die Bestimmung der C/N-Verhältnisse diente dem Ziel einer zusätzlichen Aussage über die Qualität der organischen Substanz der einzelnen Fraktionen.

Materialien und Methoden

Versuchsstandort ist der Dauerversuch „Ewiger Roggen“ in Halle, der Bodentyp ist eine degradierte Schwarzerde (carbonatfrei; Bodenart: Sl3). Die Versuchsvarianten waren (i) Roggenkultur seit 1878, NPK-Düngung; (ii) Roggenkultur seit 1878, ungedüngt; (iii) 1961 Wechsel von Roggen- auf Maiskultur, NPK-Düngung; (iv) 1961 Wechsel von Roggen- auf Maiskultur, ungedüngt.

Zur Gewinnung der Korngrößenfraktionen wurde der Boden auf 2 mm gesiebt, mit H_2O_{dest} versetzt und mit Ultraschall disaggregiert (60 J/ml). Anschließend wurden die Sandfraktionen naß gesiebt, nach dem Trocknen erneut gesiebt. Die in der Lösung verbliebenen Fraktionen wurden mit 440 J/ml stärker dispergiert. Die Fraktionen gU, mU wurden durch Sedimentieren gewonnen. Nach einer einwöchigen Sedimentationszeit des Überstandes waren fU, gT, mT sedimentiert, der neue Überstand wurde abgesaugt und fT mit $AlCl_3$ und HCl ausgeflockt. Alle Fraktionen wurden bei 50°C getrocknet. Die gröberen Fraktionen (≥fS) wurden in einer Kugelmühle gemahlen, die feineren im Mörser zerkleinert.

Für die Gesamtproben (seit 1961) und die Korngrößenfraktionen (Probenahme 1998) wurden die $^{13}C/^{12}C$-Isotopenverhältnisse mit einem GC-IRMS (Finnigan MAT, GC-Delta, Bremen) bestimmt, C und N mit einem automatischen C/N-Analyser (Heraeus Vario EL). Der $\delta^{13}C$-Wert der Roggenresiduen war -28.4 ‰ PDB, jener der Maisresiduen -11.6 ‰ PDB (Flessa et al., 2000).

Der maisbürtige Anteil wurde nach der Formel von Balesdent und Mariotti (1996) berechnet:

$$f = (\delta - \delta_{ref})/\Delta$$

wobei f dem maisbürtigen C im Ct, δ dem gemessenen $\delta^{13}C$-Wert der Probe des Maisfeldes ist, δ_{ref} dem gemessenen $\delta^{13}C$-Wert des entsprechenden Roggenfeldes, und Δ der Differenz zwischen Mais- und Roggenresiduen entsprach.

Ergebnisse und Diskussion

Die Böden (0-20 cm) zeigen für die Varianten unter Maisanbau eine deutliche ^{13}C-Anreicherung und für die Roggenvarianten eine geringe ^{13}C-Abreicherung von 1961 bis 2000 (Abb. 1). Aufgrund der größeren Biomasseproduktion ist die Veränderung des $\delta^{13}C$-Wertes in der NPK-Varianten größer als in den ungedüngten Varianten. Ab 1970 kam es durch die Umstellung vom Pferde- zum Traktorpflug zu einer Krumenvertiefung von 20 auf 25 cm (Merbach et al, 1999); ab ca. 1990 erfolgte eine weitere Krumenvertiefung auf schließlich 30 cm im Jahr 2000. Mit dieser Krumenvertiefung ist es zu erklären, daß ab 1990 die δ-Werte der Maisvariante keine weitere ^{13}C-Anreicherung mehr zeigen. Dies ist bedingt durch einen Verdünnungseffekt durch in den Ap-Horizont eingebrachtes Material des Unterbodens.

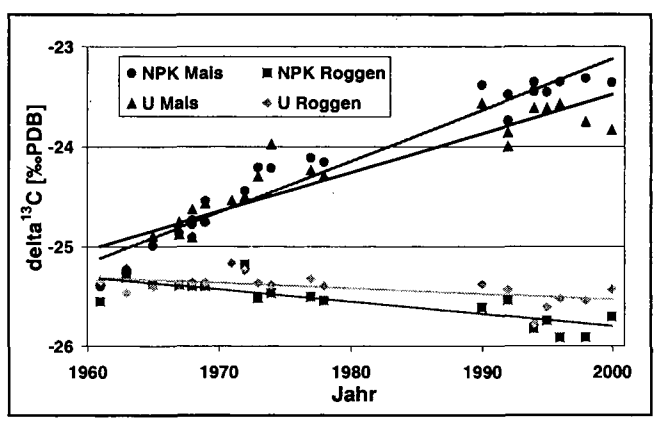


Abb. 1: Entwicklung der $\delta^{13}C$-Werte im Oberboden, Varianten: (i), (ii) Roggenkultur seit 1878; NPK-Düngung bzw. ungedüngt. (iii), (iv) 1961 Wechsel von Roggen- auf Maiskultur, NPK-Düngung bzw. ungedüngt. Im Beobachtungszeitraum wurde die Bearbeitungstiefe von 20 cm auf 30 cm vertieft.

Die Profilaufnahme (Abb. 2) zeigt im Oberboden (0-20 cm) eine Zunahme des maisbürtigen C im C_t von 3.9% acht Jahre nach Etablierung der Maiskultur auf 14.0% 39 Jahre nach der Etablierung. Im Unterboden (40-60 cm) war die Zunahme geringer, von 0.8% auf 4.4%. Der Profilverlauf aus dem Jahr 2000 zeigt, bedingt durch die höhere Auflösung (10 cm-Schritte statt 20 cm-Schritte), die Pflugsohle. Die Zunahme des maisbürtigen C im C_t für die ungedüngte Variante (keine Abbildung) ist geringer als

Institut für Bodenkunde und Waldernährung,
Universität Göttingen,
Büsgenweg 2, 37077 Göttingen
http://www.gwdg.de/~ibw

für die NPK-Variante mit einer Zunahme von 3.7% im Jahr 1969 auf 9.5% im Jahr 2000 im Oberboden (0-20 cm) und von 0.5% auf 4.0% im Unterboden (40-60 cm). Diese Unterschiede zwischen NPK- und ungedüngter Variante sind bedingt durch die geringere Biomasseproduktion der ungedüngten Variante: Der jährliche Durchschnittsertrag der NPK-Variante liegt bei 33.4 dt C/ha (1962-1999, C-Gehalt der oberirdischen Gesamtpflanze in der Trockenmasse bei 60°C, geschätzter C-Gehalt 45 %), jener der ungedüngten Variante bei 13.8 dt/ha. Die höhere Zunahme an maisbürtigem C im C_t unter Düngung wurde bereits bei vergleichbaren Dauerversuchen beobachtet (Gregorich et al., 1996).

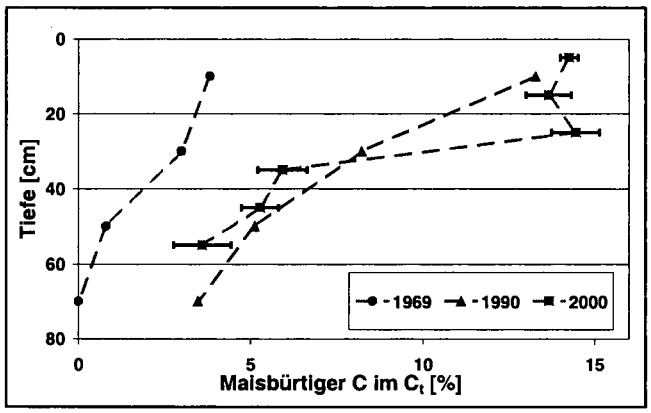


Abb. 2: Tiefenprofil des maisbürtigen Anteils an C im C_t für die NPK-Variante. Mittelwerte und Standardfehler, n=1 (1969 und 1990), n=5 (2000)

Die Ergebnisse der Fraktionierung zeigen die Abhängigkeit der $\delta^{13}C$-Werte von der Korngröße (Abb. 3). Der Feinton wies einen überdurchschnittlich hohen Anteil an maisbürtigem C im C_t auf, vermutlich sind hier Substanzen enthalten, die aus allen Fraktionen gelöst wurden oder aus mikrobieller bzw. frisch in den Boden gelangter Biomasse stammten (Christensen, 1992).

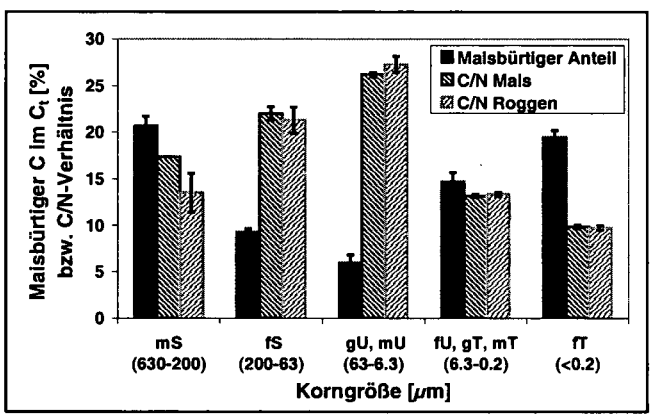


Abb. 3: Abhängigkeit des maisbürtigen Anteils an C im C_t und des C/N-Verhältnisses von der Korngröße, NPK-Variante, Mittelwerte und Standardfehler, n = 4

Der geringe Anteil an maisbürtigem C im C_t der Fraktion Grobschluff und Mittelschluff deutet auf eine erhöhte Resistenz der organischen Substanz in der Schlufffraktion hin (Balesdent und Mariotti, 1987). Die relativ hohen Anteile an maisbürtigem C im C_t in der Mittelsandfraktion (20.6 %) können aus noch nicht umgebauter, frischer Streu stammen.

Das C/N-Verhältnis steigt von der Feinton- zur Schlufffraktion an, mit weiterhin zunehmender Korngröße nimmt es wieder ab. Die C/N-Verhältnisse weisen auf qualitative Unterschiede der organischen Substanz in den Korngrößenfraktionen hin, die möglicherweise in engem Zusammenhang mit den unterschiedlichen Umsatzraten stehen.

Fazit

Mit Hilfe der natürlichen ^{13}C-Verteilung konnte die Zunahme von neuem, maisbürtigen C nach der Umstellung von einer Roggenmonokultur auf Maismonokultur in die organische Substanz des Bodens quantifiziert werden. Dabei war die Zunahme des maisbürtigen Anteils an C im C_t für die NPK-Variante höher als für die ungedüngte Variante und im Oberboden höher als im Unterboden. Die Analyse der Verteilung des maisbürtigen C im C_t in den Korngrößenfraktionen deutet auf eine erhöhte Resistenz des C in der Schluffraktion hin.

Danksagung

Die Arbeiten wurden von der DFG im Rahmen des SPP 1090 „Böden als Quelle und Senke für CO_2 - Mechanismen und Regulation der Stabilisierung organischer Substanz in Böden“ gefördert. Die historischen Proben wurden von Prof. Merbach, Halle, zur Verfügung gestellt.

Literatur

Balesdent, J., Mariotti, A.; 1987; Soil Biol. Biochem., 19:1, 25-30

Balesdent, J., Mariotti, A.; 1996; In: Mass Spectrometry of Soils (Eds. T. W. Button and S. I. Yamasaki), Marcel Dekker, New York, 83-111

Batjes, N. H.; Total carbon and nitrogen in the soils of the world; Eur. J. Soil Sci., 47, 151-163

Christensen, B. T.; 1992; Adv. Soil Science, 20, 1-90

Flessa, H., Ludwig, B., Heil, B. und Merbach, W.; 2000; J. Plant Nutr. Soil Sci., 163, 157-163

Gregorich, E. G., Ellert, B. H., Drury, C. F., Liang, B. C.; 1996; Soil Sci. Soc. Am. J., 60, 472-476

Merbach, L., Schmidt, L., Wittenmayer, W. (Hrsg).; 1999; Die Dauerdüngungsversuche in Halle (Saale): Beiträge aus der Hallenser Pflanzenernährungsforschung; Teubner, Stuttgart - Leipzig

N_2O- und CH_4-Flüsse repräsentativer Böden des Mittleren Schwarzwalds

Hermann Jungkunst[1], Sabine Fiedler [1]& Karl Stahr[1]

1 Kontext

Böden stellen sowohl Quellen als auch Senken für Lachgas und Methan dar. Eine exakte regionale oder globale Bilanzierung ist aufgrund der räumlichen als auch zeitlichen Variabilität der Gasemissionen aus Böden erschwert. Die bislang veröffentlichen Untersuchungen zu diesem Thema sind für Bilanzierungen noch nicht hinreichend. Insbesondere landschafts- und bodentypenbezogene Daten fehlen bislang. Hingegen gilt als gesichert, dass der Wasserhaushalt und das Redoxmilieu entscheidende Faktoren der Lachgas- und Methanumsätze in Böden sind.

Bei einer solchen Betrachtung folgen konsequenterweise Untersuchungen der Gasflüsse durch den Wasserhaushalt differenzierter Bodengesellschaften im bewährten Catena-Verfahren.

2 Ziel

Innerhalb einer hydromorph geprägten Landschaft soll geprüft werden, ob sich (i) Vernässungs- und Redoxgradient regelhaft sowohl in den Bodentypen als auch in den N_2O- und CH_4-Flüssen widerspiegeln und (ii) somit ein Zusammenhang zwischen der räumlichen Variabilität von N_2O- und CH_4-Flüssen und den Bodentypen (bzw. Subtypen) besteht.

3 Untersuchungsgebiet

Hierzu wurde ein für den Mittleren Schwarzwald repräsentativen Landschaftsausschnitt ausgewählt; einen ca. 80jährigen Fichtenforst (Wildmooswald, Gemeinde St. Märgen. Das Untersuchungsgebiet befindet sich auf einer kleinen Hochfläche im Bereich des lokalen Kulminationspunktes (1097m ü. NN) und erstreckt sich über einen nordexponierten, schwach geneigten konvex-konkaven gewölbten Hang. Die klimatischen Rahmenbedingungen sind 5.5°C, 1.600mm a^{-1}. Diese Landschaft ist durch Stauwasserböden geprägt; Bodentypen die bislang kaum hinsichtlich Lachgas- und Methanhaushalt untersucht wurden.

Die Besonderheit ist der kleinräumig wechselnde Vernässungsgrad entlang der Catena, vom höchsten zum tiefsten Punkt liegen lediglich ca. 300m und 10 Höhenmeter. Somit können die übrigen bodenbildende Faktoren als nahezu identisch angesehen werden.

Entlang diesem Vernässungsgradienten wurden typische Böden (Lockerbraunerde, Normstagnogley, 2 Moorstagnogleye, (Hang)Oxigley bzw. Ockerbraunerde (Jahn & Fiedler, 2001) Übergangsmoor und Erdübergangsmoor) für die Untersuchungen ausgewählt (s.a. Ergebnisse und Diskussion).

Die Wildmooswald-Catena wird zusätzlich auf ihren Mineralbestand (Kleber et al., 2001) und ihre Stoffflüsse der wäßrigen und festen Phase (Fiedler et al., 2001) untersucht.

4 Methodik

- N_2O und CH_4-Gasflüsse

„Closed chamber method"

Kammern: 2 pro Standort (Kammer A + B) mit einer Grundfläche von $1m^2$

Meßintervall: wöchentlich

Analytik: GC (FID, ECD)

- Redoxpotential

Pt-Elektroden nach Fiedler (1997)

Anzahl: 20-30 pro Standort und 2-6 pro Tiefe

Messintervall: stündlich (SG, SGo 1, GGx), seit 20.7.2000, bzw. wöchentlich (BBl, SGo 2, HNu) seit 27.9.2000,

- Wasserstände

Pegelrohre

Anzahl: 1 pro Standort (seit 12.05.2000)

Messintervall: wöchentlich

5 Ergebnisse und Diskussion

Der Bodentyp spiegelt regelhaft die Vernässung, den C-Vorrat sowie das Redoxniveau wider (siehe Abb.1 in Fiedler et al., 2001 in diesem Band).

Es zeichnet sich ab , dass die untersuchten Bodentypen spezifische Lachgas und Methanflüsse aufweisen (siehe Abb.1 und 2 sowie Tab.1)

Tab. 1: kumulative N_2O-N und CH_4-C-Jahresflüsse [kg ha^{-1} a^{-1}]

	BBl	SG	SGo1	SGo2	HNu	HNuv	GGx
N_2O-N	1,2	3,7	1,8	1,5	0	7,5	0,7
CH_4-C	-2,5	-0,4	-0,3	15,2	414	0,7	-3,4

[1] Institut für Bodenkunde und Standortslehre,
Universität Hohenheim,
e-mail: hermann@uni-hohenheim.de

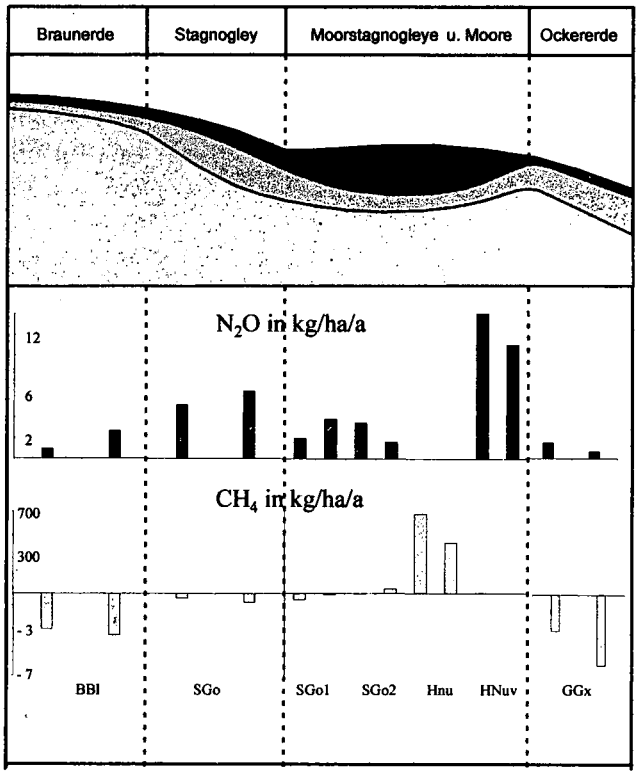


Abb. 1: N_2O- und CH_4 – Jahresflüsse (kumulativ)

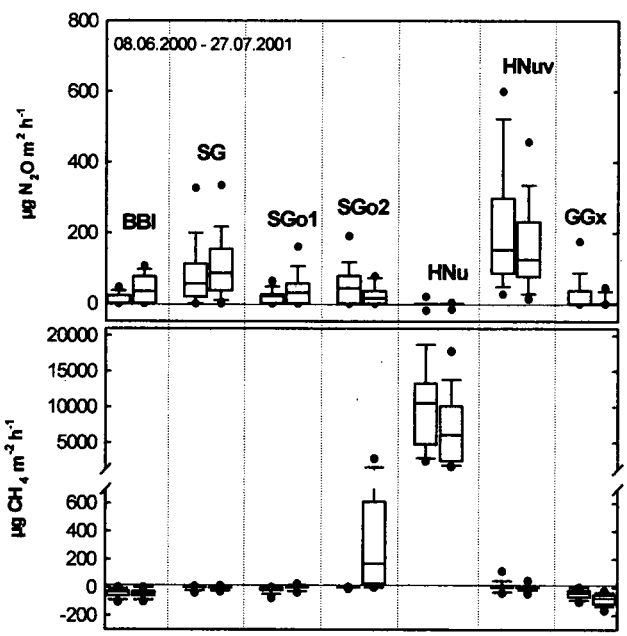


Abb. 2: N_2O- und CH_4 - Stundenflüsse (Box plots = Häufigkeitsverteilung); 2 Messkammern pro Standort

Die bisherigen Ergebnisse weisen insgesamt vergleichsweise hohe N_2O-Emissionen für Waldökosysteme auf. Die Stauwasserböden stellen keine relevanten CH_4-Quellen dar (Ausnahme von Kammer B des Moorstagnogleys 2). Die Torfauflagen sind flächig von Vererdungsprozessen erfasst. Das Übergangsmoor ‚schrumpft' in seiner Ausdehnung zu Gunsten des Erdübergangsmoors. Auch die Moorstagnogleye sind davon betroffen. Nur noch wenige Stellen mit Torfakkumulation bzw –stagnation sind zu finden. Da eine Beprobung noch nicht möglich ist, kann lediglich vermutet werden, dass die besagte Kammer B sich auf einer solchen Stelle befindet. Aufgrund der Untersuchungen und Literaturangaben wird postuliert, dass Torfabbau mit hohen N_2O- und Torfaufbau mit hohen CH_4-Emissionen ein hergeht.

Es muß noch gezeigt werden, dass diese gemessenen Daten auch für die Region typisch sind.

Literatur

AK für Bodensystematik der DBG (1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mitteilungen der DBG, 86: 180 S.

Bouwman, A. F. (1995): Compilation of a global inventory of emissions of nitrous oxide. Ph. D. Thesis, Agricultrual University, Wageningen, The Netherlands.

Fiedler, S. (1997): In-situ-Langzeitmessungen des Redoxpotentials in hydromorphen Böden einer Endmoränenlandschaft in württembergischen Alpenvorland. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 42: 135 S.

Fiedler, S., M. Kleber, H. Jungkunst & P. Dominik (2001): Stofftransport in einer Kleinlandschaft des mittleren Schwarzwaldes (I) Der Einfluss geochemischer Barrieren (s. Beiträge d. Kommissionssitzung II+VII in diesem Band)

Hellmann, B. (1993): N_2O-Emissionen aus unterschiedlich behandelten Fichtenstandorten im Högelwald. Schriftreihe des Frauenhofer-Instituts für Atmosphärische Umweltforschung, 19: 278 S.

Lessard, R.; P. Rochette; E. Topp; Pattey;R. Desjardins & G. Beaumont (1994): Methane and carbon fluxes from poorly drained adjacent cultivated and forest sites. Can. J. Soil Sci., 74: 139-146

Schmidt, J., & R. Schuler (1978): Die Bodengesellschaften im Gebiet der Weisstannenhöhe bei Breitnau (Hochschwarzwald). Diplomarbeit am Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg: 130 S:

Kleber M., S. Fiedler, H. Jungkunst & P. Dominik (2001): Stofftransport in einer Kleinlandschaft des mittleren Schwarzwaldes (II) Die Tonmineralogie als Indikator für geochemische Rahmenbedingungen (s. Beiträge d. Kommissionssitzung II+VII in diesem Band)

Jahn, R. & S. Fiedler (2001): Zur systematischen Einordnung und Abgrenzung von "Ockererden" (s. Beiträge d. Kommissionssitzung VI in diesem Band)

Mechanismen der Kohlenstoffspeicherung: Einfluss von Kationenaustauschkapazität und spezifischer Oberfläche der Tonfraktion in Lössböden

Maren Kahle[1], Markus Kleber & Reinhold Jahn

1. Fragestellung

Unser Ziel war es, anhand von Partikelgrößenfraktionen <2µm aus Böden zu untersuchen, ob (i) die Kationenaustauschkapazität (KAK) der Tonmineralphase, (ii) die spezifsche Oberfläche (SSA) der Tonmineralphase oder (iii) der Gehalt an pedogenen Eisenoxiden (dithionit-extrahierbares Eisen (Fe_d)) geeignete Variablen zur Beschreibung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff (OC) in der Tonfraktion sind.

2. Material und Methoden

Material

Aus sieben Oberböden wurden Tonfraktionen gewonnen. Die verwendeten Böden lagen auf zwei Transekten (Ost-West, Nord-Süd) über die Schwarzerde / Parabraunerde-Grenze bei Halle (Saale). Während das Klima, das Ausgangsmaterial (Löss), die Vegetation und die Bewirtschaftung als konstant angesehen werden konnten, lag ein Gradient in der genetischen Entwicklung der Böden vor. Vor der KAK- und SSA-Analyse wurden die organische Substanz und/oder die pedogenen Oxide von der Tonfraktion entfernt.

Methoden

Die Tonfraktionen wurden durch Partikelfraktionierung mit Naßsiebung und Sedimentation nach Ultraschalldispergierung (Amelung et al. 1998) gewonnen und gefriergetrocknet, OC wurde mit H_2O_2, Oxide mit Dithionit-Citrat-Hydrogenkarbonat entfernt (Tributh & Lagaly 1986). Die Tonmineralogie wurde mit Röntgendiffraktometrie (Tributh & Lagaly 1986) bestimmt, die Identifizierung der Tonminerale erfolgte nach Whitton & Churchman (1987), die Semiquantifizierung nach Tributh (1991). Der OC-Gehalt wurde durch trockene Veraschung (Vario EL) an 105° getrockneten Proben ermittelt, der Fe_d-Gehalt an gefriergetrockneten Proben nach Blakemore et al. (1987). Die SSA wurde durch N_2-Adsorption bei 77 K (Quantachrome Monosorb 1-point BET-Instrument), die KAK durch Belegung mit Na-Acetat und Rücktausch mit NH_4-Acetat (Batch-Methode, pH 7) an gefriergetrockneten Proben ermittelt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Alle Tonfraktionen enthielten den Hauptanteil von OC und Eisenoxiden des jeweiligen Feinbodens (Tabelle 1).

In allen Tonfraktionen war die Tonmineralogie gleich: Illit (> 80%), Illit-Wechsellagerungen, Kaolinit, Vermikulit, Chlorit und Quarz. Dennoch variierte die KAK und SSA der Tonfraktion nach Entfernung von OC und Oxiden von 39.8-59.4 $cmol_c\ kg^{-1}$ (KAK) bzw. 54.8-77.9 $g\ m^{-2}$ (SSA). Diese Werte entsprechen denen von Lagerstätten-Illit (Schachtschabel et al. 1992).

Zwischen KAK bzw. SSA der OC-freien Tonfraktionen und dem OC-Gehalt der Tonfraktionen gab es positive, nicht signifikante Beziehungen (Abbildung 1, 3). Positive Korrelationen zwischen SSA (OC-freie Proben) und OC-Gehalt wurden auch von Mayer (1994) und Ransom et al. (1994) ermittelt, eine schwache/keine Beziehung fanden Kaiser et al. (1998) und Mayer & Xing (2001).

Das Erklärungspotential der KAK und SSA für den OC-Gehalt der Tonfraktion erhöhte sich stark, wenn neben OC auch Oxide von der Tonfraktion entfernt wurden (Abbildung 2, 4).

Die Beziehung zwischen dem Fe_d- und OC-Gehalt der Tonfraktion war signifikant negativ (Abbildung 5). Dies steht im Widerspruch zu Ergebnissen von Kaiser et al. (1998), die eine positive Korrelation in Böden fanden.

Die Behandlung der Tonfraktion mit Dithionit führte zu einem Kohlenstoffverlust von 7-18%. Ähnlich geringe Verluste beobachteten auch Schulten & Leinweber (1995).

Tabelle 1: Eigenschaften der unbehandelten Tonfraktion

Probe	Anteil TF[a] an FB[b] Masse-%	OC in TF[a] g OC kg^{-1}	Fe_d in TF[a] g Fe_d kg^{-1}	Anteil TF[a] an FB[b] OC %	Anteil TF[a] an FB[b] Fe_d %
BL	23.2	55.2	22.5	65	75
L1	23.2	33.4	26.3	67	78
L2	18.5	36.9	25.1	57	73
L3	15.7	30.8	26.2	55	77
L4	15.3	36.1	24.7	49	70
B1	22.2	42.6	23.7	62	71
B2	20.1	37.8	24.7	56	74

[a] TF = Tonfraktion (< 2µm), [b] FB = Feinboden (< 2mm)

4. Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse liefern Hinweise darauf, dass die Größe der silikatischen Mineraloberfläche, gemessen als KAK oder SSA ein Faktor der Kohlenstoffspeicherung in Tonfraktionen ist, dessen Erklärungspotential weiter untersucht werden sollte.

Derzeit wird den Oxiden bei der Kohlenstoffspeicherung in Böden eine besondere Bedeutung beigemessen. In den untersuchten Tonfraktionen sprechen die geringen Kohlenstoffverluste bei der Entfernung der Oxide von der Tonfraktion und die negative Beziehung zwischen Fe_d- und OC-Gehalt dagegen.

[1]Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, 06108 Halle, E-mail: kahle@landw.uni-halle.de

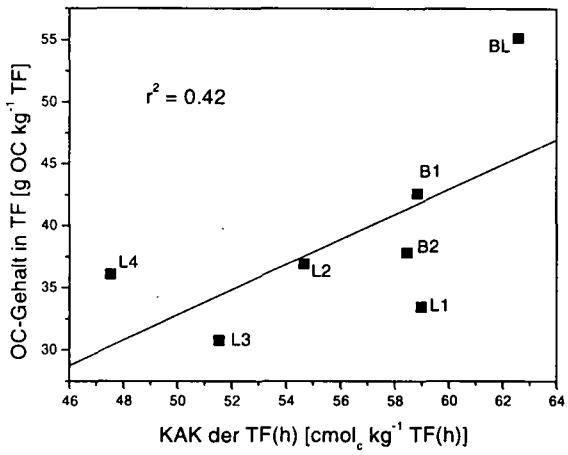


Abbildung 1: Beziehung zwischen dem OC-Gehalt in der Tonfraktion (TF) und der KAK der Tonfraktion nach OC-Entfernung (TF(h))

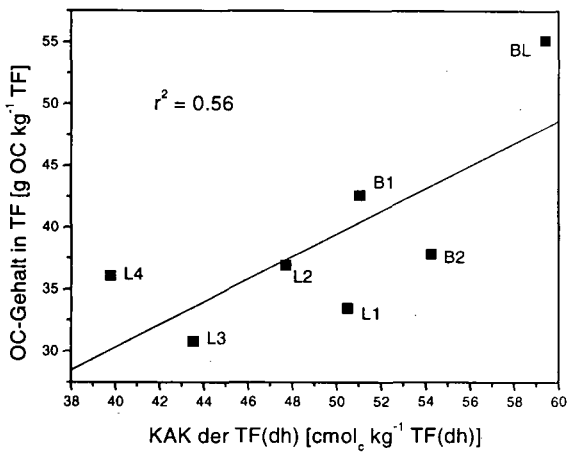


Abbildung 2: Beziehung zwischen dem OC-Gehalt in der Tonfraktion (TF) und der KAK der Tonfraktion nach OC- und Oxidentfernung (TF(dh))

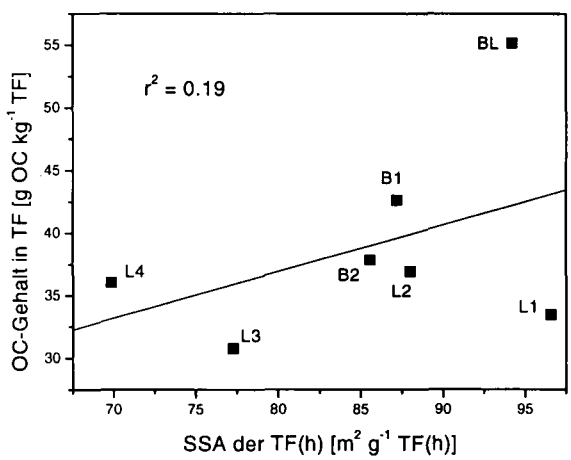


Abbildung 3: Beziehung zwischen dem OC-Gehalt in der Tonfraktion (TF) und der SSA der Tonfraktion nach OC-Entfernung (TF(h))

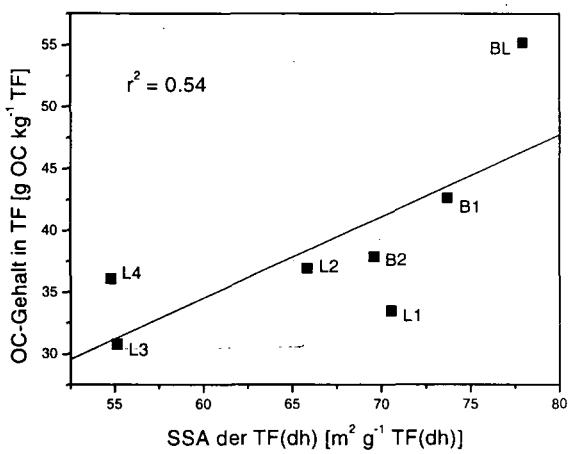


Abbildung 4: Beziehung zwischen dem OC-Gehalt in der Tonfraktion (TF) und der SSA der Tonfraktion nach OC- und Oxidentfernung (TF(dh))

5. Literatur

Amelung, W., Zech, W., Zhang, X., Follett, R.F., Tiessen, H., Knox, E. & Flach, K.-W. 1998. Carbon, nitrogen, and sulfur pools in particle-size fractions as influenced by climate. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **62**, 172-181.

Blakemore, L.C., Searle, P.L. & Daly, B.K. 1987. *Methods for Chemical Analysis of Soils*. New Zealand Soil Bureau, Scientific Report 80, Department of Scientific and Industrial Research, New Zealand.

Kaiser, K., Guggenberger, G. & Zech, W. 1998. Formation of refractory soil organic matter by sorption. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, **87**, 211-224.

Mayer, L.M. 1994. Relationships between mineral surfaces and organic carbon concentrations in soils and sediments. *Chemical Geology*, **114**, 347-363.

Mayer, L.M. & Xing, B. 2001. Organic matter-surface area relationships in acid soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **65**, 250-258.

Ransom, B., Kim, D., Kastner M. & Wainwright, S. 1998. Organic matter preservation on continental slopes: Importance of mineralogy and surface area. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **62**,1329-1345.

Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K.-H. & Schwertmann, U. 1992. *Lehrbuch der Bodenkunde*, 13. Auflage. Ferdinand Enke Verlag Stuttgart.

Schulten, H.-R. & Leinweber, P. 1995. Dithionite-citrate-bicarbonate-extractable organic matter in particle-size fractions of a Haplaquoll. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **59**; 1019-1027.

Tributh, H. 1991. Qualitative und "quantitative" Bestimmung der Tonminerale in Bodentonen. In: *Identifizierung und Charakterisierung von Tonmineralen* (eds H. Tributh & G. Lagaly, editors), pp. 37-85. Berichte der Deutschen Ton- und Tonmineralgruppe e.V., DTTG.

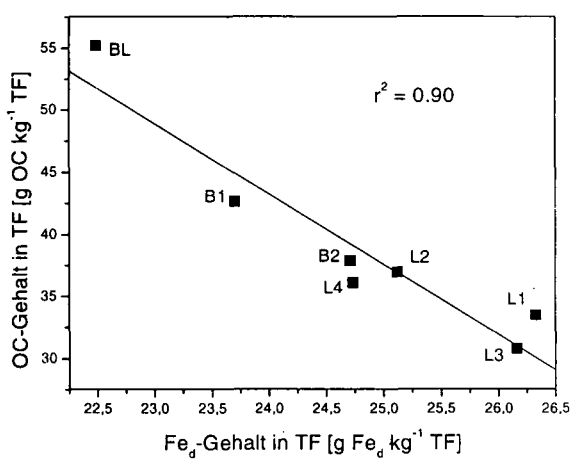


Abbildung 5: Beziehung zwischen dem OC- und Fe_d-Gehalt in der Tonfraktion (TF) (signifikant $p<0.05$)

Tributh, H. & Lagaly, G.A. 1986. Aufbereitung und Identifizierung von Boden- und Lagerstättentonen. Korngrößenanalyse und Gewinnung von Tonsubfraktionen. *GIT Fachz. Lab.*, **30**, 771-776.

Whitton, J.S. & Churchman, G.J. 1987. *Standard methods for mineral analysis of soil survey samples for characterisation and classification in NZ Soil Bureau*. NZ Soil Bureau Scientific Report 79.

Charakterisierung der natriumpyrophosphatlöslichen, schwer abbaubaren organischen Bodensubstanz mittels FTIR

M. Kaiser[1], R. H. Ellerbrock[1], A. Höhn[1], L. Beyer*

Einleitung

Tonminerale und organische Bodensubstanz (OBS) stehen in enger Beziehung zu Bodeneigenschaften wie der Kationenaustauschkapazität (KAK). Je geringer der Anteil der Tonminerale im Boden ist, desto größer wird der Einfluß des Bodens auf die KAK. Darüber hinaus sind OBS-Gehalt und Zusammensetzung von der Landnutzungsform und der Bewirtschaftungspraxis abhängig. Die OBS läßt sich nach Abbaubarkeit und Löslichkeit in verschiedene Pools einteilen. Obwohl mit diesen Pools in allen C-Umsatzmodellen gearbeitet wird, fehlen zu Zeit noch Methoden diese experimentell zu erfassen und zu charakterisieren.

Problemstellung und Ziel

Die wasserlösliche organische Bodensubstanz (DOM) kann als leichter abbaubar angenommen werden. Mit Natriumpyrophosphat-Lösung als Extraktionsmittel lässt sich ein weit größerer Anteil der OBS erfassen, da der stabilisierende Bindungsfaktor zwischen OBS und Bodenmineralen entfernt wird. Mit diesem Extraktionsmittel wird vor allem die OBS erfasst, die über polyvalente Kationen an die Mineralphase gebunden ist und damit gegenüber einem mikrobiellen Abbau geschützt ist.

Ziel der geplanten Untersuchung ist es, den Pool der löslichen abbaubaren und schwer abbaubaren OBS zu quantifizieren und deren funktionelle Zusammensetzung mittels FT-IR Spektroskopie zu erfassen. Zusätzlich wird in Zusammenarbeit mit anderen Arbeitsgruppen des SPP die Abbaubarkeit der erhaltenen Extrakte überprüft. Die so gewonnenen Erkenntnisse dienen der Überprüfung der Hypothese, dass der pyrophosphatlösliche OBS Anteil schwerer abbaubar ist. Darüber hinaus sollen die erhaltenen Daten einer Validierung von Kohlenstoffumsatz-Modellen (z.B. Roth 23.6) dienen und die im Modell berechneten Kohlenstoff-Pools um einen qualitativen Term ergänzen.

Material und Methoden

Zur Erfassung der unterschiedlich stabilen OBS-Pools anhand ihrer Löslichkeit wird eine sequentielle Extraktion durchgeführt, bei der zunächst die wasserlöslichen Anteile (DOM) und anschließend die an die Mineralphase gebundenen OBS-Anteile isoliert werden. Die im Festoffanteil verbleibende Fraktion wird als inert angenommen. Da sich Veränderungen in Gehalt und Zusammensetzung der OBS erst langfristig einstellen, wurden ausgewählte Dauerfeldversuche und alte Forststandorte untersucht. Die funktionelle Zusammensetzung der Extrakte läßt sich mit Fourier-Transform Infrarot Spektroskopie (FT-IR) erfassen.

Ergebnisse und Diskussion

Die KAK und C_{org}-Gehalte der Böden aus Halle und Bad Lauchstädt werden stärker von den Standortbedingungen als von den unterschiedlichen Düngungsvarianten beeinflußt (Abbildung 1).

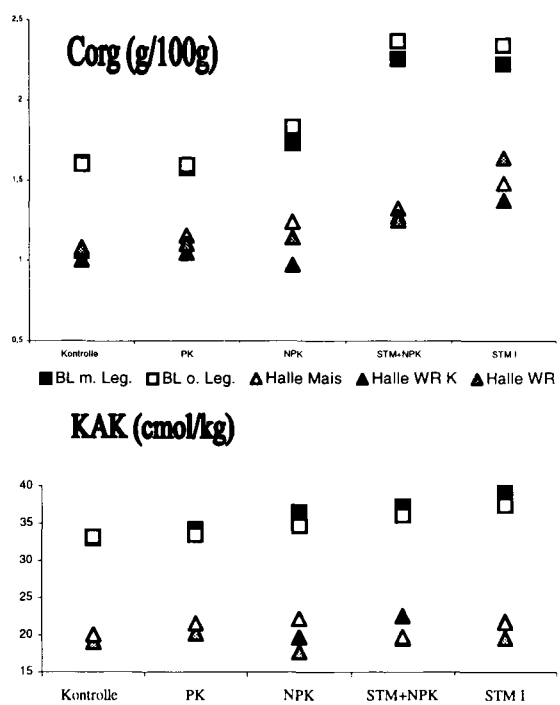


Abbildung 1: Corg-Gehalte und KAK der untersuchten Böden aus Halle und Bad Lauchstädt.

[1] Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung Institut für Bodenlandschaftsforschung Eberwalderstr. 84; D-15374 Müncheberg
* IPOE Universität Kiel

Die FT-IR Spektren der Wasser- und Natriumpyrophosphatextrakte zeigen das die OBS Zusammensetzung auch von der Düngung beeinflußt wird (Abbildung 2). So ergibt Stallmistdüngung in den Wasserextrakten jeweils die intensivsten C=O-Absorptionsbanden.

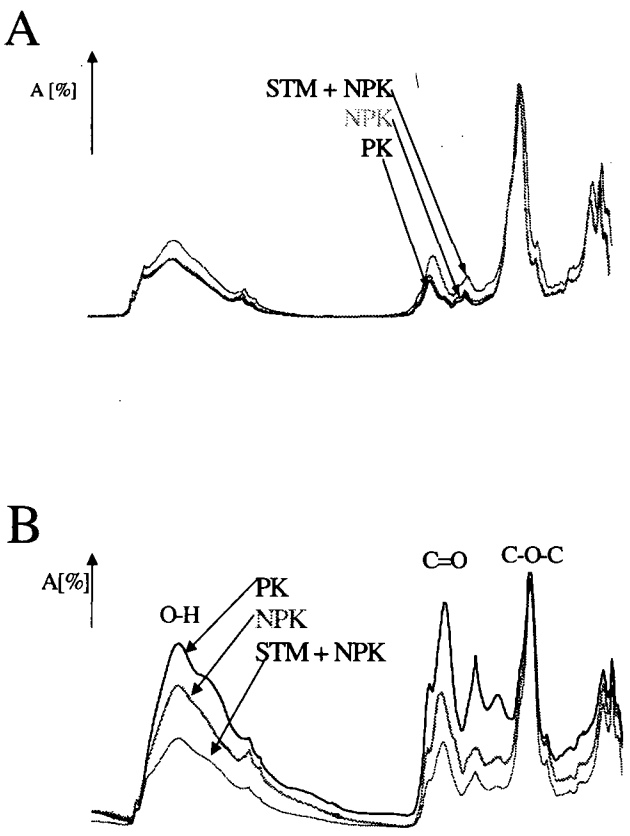


Abbildung 2: FT-IR Spektren der Wasser- (A) und Natriumpyrophosphatextrakte (B) der Böden unter Winterroggen-Monokultur in Halle.

Für die Winterroggen-Monokultur zeigen die FT-IR Spektren der Wasserextrakte aus Halle folgende Reihenfolge der Absorptionsintensität der C=O Bande: PK = NPK < STM + NPK. In den Spektren der Natriumpyrophosphatextrakte weist die PK gedüngte Variante unabhängig von der Fruchtart die intensivste C=O Bande auf. Die Absorbtionsintensität dieser Bande nimmt in der Reihenfolge NPK << STM + NPK << PK zu.

Die FT-IR Spektren der Auflagehorizonte unter Wald verdeutlichen Landnutzungs- und Bestandseffekte sowie unter Buche eine ausgeprägte Horizontierung.

Schlußfolgerungen und Ausblick

Die dargestellten Ergebnisse zeigen, daß Düngungsvarianten und Feldfrüchte die Zusammensetzung der OBS mit möglichen Auswirkungen auf die Bodeneigenschaften beeinflussen. Die OBS spiegelt sowohl Landnutzung, als auch den Einfluß von Bodengenese und Mineralbestand wieder.

Für die pyrophosphatlösliche OBS der Böden aus Halle haben die Untersuchungen ergeben, dass die PK-Düngung jeweils die höchsten Absorptionsintensitäten der C=O Bande bedingt. Dies ist in anderen Studien so nicht gefunden worden (Ellerbrock et al. 1999). Gründe dafür können die in Halle angebauten Monokulturen und das als P-Dünger verwendete Thomasphosphat sein. In den anderen Langzeitfeldexperimenten werden Fruchtfolgen angebaut und kein Thomasphosphat eingesetzt. Beides kann die OBS-Zusammensetzung beeinflussen. Um diesen Sachverhalt zu klären sind entsprechende Untersuchungen an Böden aus Bad Lauchstädt, auf denen Fruchtfolgen mit und ohne Leguminosen angebaut werden, in Arbeit.

Um Aussagen zur Abbaubarkeit zu erhalten werden noch Untersuchungen zur mikrobiellen Umsetzbarkeit der Extrakte sowie ^{14}C- und $\delta^{13}C$-Messungen durchgeführt.

Danksagung

Die hier vorgestellten Untersuchungen werden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) gefördert. In Zusammenarbeit mit dem UfZ, der Universität Halle sowie dem BITOEK erfolgte die Probenahme. 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

Beziehung zwischen Corg und Eisenoxiden in Böden aus ackerbaulichen Dauerversuchen

Rita Kiem *, Martin Körschens ** und Ingrid Kögel-Knabner *

Einleitung

Eisen(hydr)oxide haben wegen ihrer geringen Teilchengröße eine große spezifische Oberfläche (z. B. Ferrihydrit 200 - 400 $m^2 g^{-1}$, Goethit 20 - 200 $m^2 g^{-1}$). Sorptionsversuche zeigten eine hohe Affinität von Huminsäuren, Fulvosäuren, und DOC (dissolved organic carbon) zu Eisenoxiden (Schwertmann et al., 1986; Kaiser und Guggenberger, 2000).
Ackerbauliche Dauerversuche wurden in deutlich unterschiedlichen Bewirtschaftungsvarianten beprobt: Volldüngung und C_{org}-verarmte Varianten (Nulldüngung, Schwarzbrache). In den C_{org}-verarmten Varianten kommt es zu einer relativen Anreicherung von refraktären Humus-Komponenten im Vergleich zu den Vollvarianten ((Kiem et al., 2000, Rühlmann, 1999). Daraus lassen sich Aussagen über langfristige Humusstabilisierung ableiten.

Fragestellung

Welche Bedeutung haben Eisenoxide für die Stabilisierung von organischer Substanz in Ackerböden? Gibt es eine Beziehung von C_{org} und Eisenoxiden (Gehalte, Oberfläche) in den feinen Fraktionen (< 6 µm) aus ackerbaulichen Dauerversuchsflächen.

Material und Methoden

Oberböden (0-20 cm) von 3 Dauerversuchs-Standorten:

Standort	Bodentyp	Textur (%)*			C_{org} (g kg^{-1})		pH	
		Ton	Schluff	Sand	Voll	C-verarmt	Voll	C-verarmt
Thyrow	Tieflehm-Fahlerde	3	15	82	6.8	3.2 Nullvariante	6.1	4.1 Nullvariante
Skierniewice	Parabraunerde	6	21	72	8.8	4.4 Nullvariante	6.1	4.5 Nullvariante
Bad Lauchstädt	Löß-Schwarzerde	22	69	9	24	16 Nullvariante 15 Schwarzbrache	7.2	7.5 Nullvariante

*Ton (< 2 µm), Schluff (63-2 µm), Sand (2000-63 µm)

Korngrößenfraktionierung: Dispergierung in zwei Schritten (Ultraschall 60 J mL^{-1} und 440 J mL^{-1}); SPLITT-Fraktionierung (Keil et al., 1994) für 6-2 µm (Feinschluff) und 2-0.2 µm (Grobton), Zentrifugation für Fraktion < 0.2 µm (Feinton).

Eisenoxide: Gesamteisenoxide durch Dithionit-Citrat-Bicarbonat(DCB)-Extraktion (**Fe_d**), Oxalatlösliche Fraktion der Eisenoxide (**Fe_o**)

Spezifische Oberfläche (SOB): N_2-BET-Methode; Oberfläche der gesamten mineralischen Matrix ($SOB_{Minerale}$), Oberfläche der Eisenoxide (SOB_{Oxide}) und Oberfläche der Silikate ($SOB_{Silikate}$) in einer bestimmten Korngrößenfraktion (angegeben als $m^2 g^{-1}$ Fraktion), ergeben sich aus sequentieller Behandlung der Fraktionen:
1 Oxidation der organischen Substanz ($SOB_{Minerale}$)
2 DCB-Behandlung zur Entfernung der Oxide ($SOB_{Silikate}$)
3 Oberfläche der Oxide (SOB_{Oxide}) berechnet: ($SOB_{Oxide} = SOB_{Minerale} - SOB_{Silikate}$)

Ergebnisse

Fraktionierung der Eisenoxide

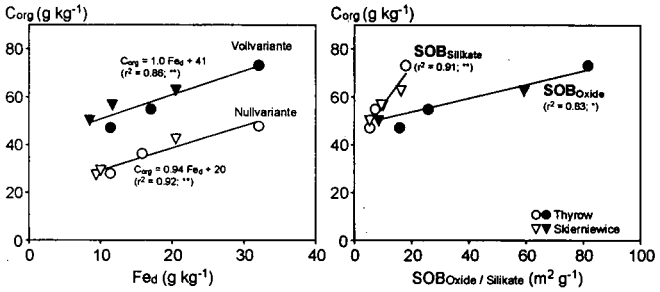
	Thyrow			Skierniewice			Bad Lauchstädt		
Fraktionen (µm)	Fe_d ($g kg^{-1}$)	Fe_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d ($g kg^{-1}$)	Fe_o	Fe_o/Fe_d	Fe_d ($g kg^{-1}$)	Fe_o	Fe_o/Fe_d
6 - 2	11	8	0.73	8	7	0.81	9	3	0.39
2 – 0.2	17	12	0.73	12	10	0.83	16	6	0.36
< 0.2	32	23	0.73	21	14	0.68	21	7	0.32

Ähnliche Fe_d-Gehalte bei allen drei Standorten. Bei den sandigen Böden (Thyrow, Skierniewice) Dominanz der oxalatlöslichen Fraktion (vermutlich Ferrihydrit) innerhalb der Eisenoxide. Beim schluffigen Boden (Bad Lauchstädt) macht die oxalatlösliche Fraktion max. 39% der Eisenoxide aus; besser kristalline Eisenoxide (Fe_d - Fe_o) überwiegen.

*Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München, Freising-Weihenstephan

**UFZ Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig GmbH, Bad Lauchstädt

Beziehung zwischen Corg und Eisenoxiden
Sandige Böden (Thyrow, Skierniewice)



Linearer Zusammenhang zwischen Gehalten an Eisenoxiden (Fe_d) und C_{org} in Fraktionen < 6 µm der Voll- und Nullvarianten (A). Korrelation zwischen Oberfläche der Oxide in den einzelnen Fraktionen (m^2g^{-1} Fraktion) und C_{org}-Gehalt; Korrelation auch zwischen Oberfläche der Silikate und C_{org}-Gehalt (B). Jedoch ist die Oberfläche der (Eisen)-Oxide größer als die der Silikate. In Abb. B sind beispielhaft nur Daten der Vollvarianten dargestellt. Fe_d-Gehalte und Oberflächenbeiträge der Oxide (SOB_{Oxide}) sind miteinander korreliert ($r^2 = 0.93$; $P < 0.01$).

	Fraktionen (µm)	SOB_{Oxide}	$SOB_{Silikate}$	Σ $SOB_{Minerale}$	SOB_{Oxide} (% $SOB_{Minerale}$)
		(m^2 g^{-1} Fraktion)			
Thyrow	**6 - 2**	16	5	21	75
	2 - 0.2	26	7	33	78
	< 0.2	82	18	100	82
Skierniewice	**6 - 2**	16	5	21	75
	2 - 0.2	26	7	33	78
	< 0.2	82	18	100	82

Oberfläche der Oxide ist in allen Fraktionen wesentlich größer als die der Silikate. Oxide stellen zwischen 52 und 82% der gesamten mineralischen Oberfläche dar. Wegen des großen Oberflächenbeitrags sind Eisenoxide vermutlich wichtiger für oberflächenabhängige Stabilisierung von C_{org} als Silikate (Tonminerale).

Schluffiger Boden (Bad Lauchstädt)
Keine Korrelation zwischen Eisenoxidgehalten und C_{org}, weder in der Vollvariante noch in der C-verarmten Variante (Schwarzbrache). Kein Zusammenhang zwischen Oberfläche der mineralischen Matrix (Summe von Silikaten + Oxiden) ($SOB_{Minerale}$) und C_{org}-Gehalt.

Schlußfolgerungen
Sandige Böden: Dominanz von Ferrihydrit innerhalb der Eisenoxide. Eisenoxide spielen eine bedeutende Rolle für die langfristige Stabilisierung. Interaktion von organischen Substanzen mit Oberfläche der Eisenoxide ist vermutlich ein wichtiger Stabilisierungsmechanismus.
Schluffiger Boden: Besser kristalline Eisenoxide überwiegen. Gehalt an Eisenoxiden bzw. die mineralische Oberfläche sind nicht die entscheidenden Faktoren für C_{org}-Stabilisierung. Vermutlich spielen weitere Stabilisierungsmechanismen eine Rolle (neben der Interaktion mit Mineralen).

Dank: Die Arbeiten wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanziell unterstützt (Ko 1035/10-1).

Literatur

Kaiser K., Guggenberger G. 2000. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. Organic Geochemistry 3, 711-725.

Keil R., Tsamakis E., Fuh C. B., Giddings J. C., Hedges J. I. 1994. Mineralogical and textural controls on the organic composition of coastal marine sediments: Hydrodynamic separation using SPLITT-fractionation. Geochimica et Cosmochimica Acta 58, 879-893.

Kiem R., Knicker H., Körschens M., Kögel-Knabner I. 2000. Refractory organic carbon in C-depleted arable soils as studied by ^{13}C NMR spectroscopy and carbohydrate analysis. Org. Geochem. 31, 655-668.

Rühlmann J. 1999. A new approach to estimating the pool of stable organic matter in soil using data from long-term field experiments. Plant and Soil 213, 149-160.

Schwertmann U., Kodama H., Fischer W. R. 1986. Mutual interactions between organics and iron oxides. Huang P. M., Schnitzer M. (Eds) Interaction of soil minerals with natural organics and microbes. Spec. Pub. 17, SSSA Madison, pp. 223-250.

Cr(VI)-Gehalte und -Stabilität in belasteten und unbelasteten Böden Nordrhein-Westfalens

Kim, R.-Y., G. Welp und G.W. Brümmer *

Einleitung

Chrom kann in Böden als Cr(III) und Cr(VI) vorliegen. Wie aus dem Eh-pH-Diagramm in Abb. 1 hervorgeht, wird Cr(VI) bei hohen Eh-Werten gebildet, wobei das Stabilitätsfeld in Form von $HCrO_4^-$ (bei pH < 6) und CrO_4^{2-} (bei pH > 6) mit steigendem pH größer wird. Zu niedrigeren pH- und Eh-Werten hin findet eine Bildung von Cr(III) statt. Solche thermodynamischen Beziehungen zwischen den verschiedenen Cr-Spezies setzen die Existenz von Gleichgewichtszuständen in Böden voraus, die häufig nicht gegeben sind. Es war deshalb das Ziel unseres Vorhabens, zunächst im Rahmen einer Erhebung die Cr(VI)-Gehalte in belasteten und unbelasteten Böden Nordrhein-Westfalens zu erfassen und anschließend durch Modellversuche mit variierenden Randbedingungen (pH, organische Substanz, Redoxbedingungen, Zeit) die Cr(III)-Cr(VI)-Transformation detaillierter zu untersuchen.

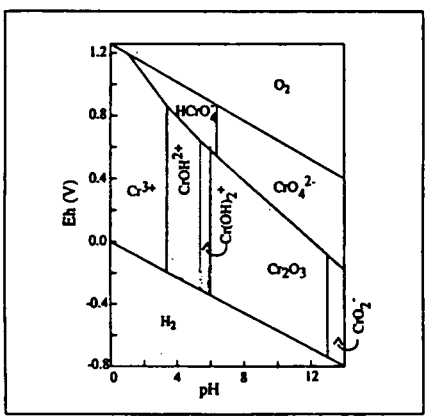


Abb. 1: Eh-pH-Diagramm für das System Cr-O-H. Angenommene Aktivität von gelöstem Cr = 10^{-6} Mol l^{-1} (BROOKINS 1988)

Material und Methoden

Zur Untersuchung der Cr(VI)-Gehalte wurden insgesamt 118 Bodenproben aus Nordrhein-Westfalen ausgewählt. Die Proben wurden in Abhängigkeit von ihrer Nutzung und dem Cr_{gesamt}-Belastungsgrad in drei Teilkollektive unterteilt: (a) Kulturböden mit Cr-Gesamtgehalten im Bereich der Hintergrundgehalte (< 35 mg kg^{-1}, LIEBE et al. 1997), (b) Kulturböden mit erhöhten Cr-Gesamtgehalten, (c) Böden von Altlasten oder altlastverdächtigen Flächen.

Die Modellversuche zur Cr(VI)-Stabilität wurden mit Bodenproben aus dem Bv-Horizont einer Braunerde (C_{org} 0,35 %) bei eingestellten pH-Werten von 4,2, 5,6, 7,2 und 8,5 mit und ohne Zugabe von Luzernemehl (0,2 %) unter aeroben und anaeroben Bedingungen durchgeführt. Diesen Bodenproben wurde lösliches $K_2Cr_2O_7$ (5 mg Cr(VI) kg^{-1}) zudotiert. Nach unterschiedlichen Inkubationszeiten (0 bis 1464 h) wurden die Proben extrahiert.

* Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedlich-Wilhelms-Universität, Nußallee 13, 53115 Bonn, e-mail: kim@boden.uni-bonn.de

Die Extraktion der mobilen Cr(VI)-Gehalte in den Bodenproben erfolgte bei der Erhebungsuntersuchung (s.o.) nach DIN 19734 (1999), bei den Modellversuchen nach Modifizierung der DIN-Methode (WELP et al. 2001). Die Messung erfolgte mittels Graphitrohr-AAS.

Cr(VI)-Gehalte in belasteten und unbelasteten Böden Nordrhein-Westfalens

Die Cr-Gesamtgehalte (Königswasseraufschluß) von 118 Bodenproben aus Nordrhein-Westfalen umfassen einen sehr weiten Bereich von 4,40 bis 25245 mg kg^{-1} (Tab. 1). Der Mittelwert und der Median betragen 583 mg kg^{-1} und 67,9 mg kg^{-1}, wobei der Mittelwert aufgrund der sehr schiefen Verteilung der Daten nur bedingt aussagekräftig ist. Die medianen Cr-Gesamtgehalte der Teilkollektive steigen von 23,7 über 89,7 auf 116 mg kg^{-1}. Die am stärksten mit Cr belastete Bodenprobe (25245 mg kg^{-1}) stammt dabei von einer Altlastenfläche (Gruppe(c)). Der Maximalwert von 3644 mg kg^{-1} bei Gruppe (b) ist einer Unterbodenprobe aus der Rheinaue mit geogener und anthropogener Belastung zuzurechnen.

Tab. 1: Cr-Gesamtgehalte (Königswasseraufschluß) in 118 Bodenproben aus NRW unter Berücksichtigung verschiedener Teilkollektive (Angaben in mg kg^{-1})

		Gesamte Proben	Gruppe (a)	Gruppe (b)	Gruppe (c)
Cr-Gesamtgehalte (Königswasseraufschluß)	Min.	4,40	4,40	35,7	7,35
	Max.	25245	34,7	3644	25245
	Mittelwert	583	20,1	427	1602
	Median	67,9	23,7	89,7	116
	n	118	27	66	25

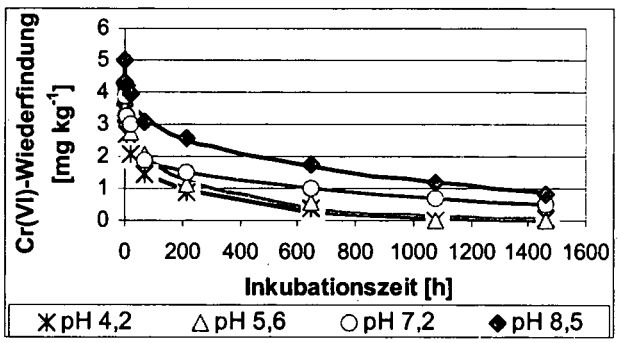
Die in Tab. 2 dargestellten Cr(VI)-Gehalte weisen eine sehr große Spannbreite von < 0,01 bis 352 mg kg^{-1} auf, wobei ein Vergleich von Mittelwert (3,40 mg kg^{-1}) und Median (0,08 mg kg^{-1}) wiederum eine schiefe Werteverteilung anzeigt. Nur in zwei Bodenproben von Altlasten (Gruppe (c)) wurden deutlich erhöhte Cr(VI)-Gehalte ermittelt. Etwa 80 % der gesamten Proben enthalten < 0,32 mg kg^{-1} und 98 % der Beobachtungen liegen unter 2,5 mg kg^{-1}. Der Cr(VI)-Maximalwert von 352 mg kg^{-1} wurde bei einer Bodenprobe von einer Altlast in Leverkusen beobachtet (Cr-Gesamtgehalt: 4309 mg kg^{-1}, pH 8,1, C_{org} 4,54 %). In einer Bodenprobe, die mit 25245 mg kg^{-1} den höchsten Cr-Gesamtgehalt aufwies, war Cr(VI) nicht nachweisbar (< 0,01 mg Cr(VI) kg^{-1}; pH 9,0, C_{org} 3,61 %). Die drei ausgewiesenen Teilkollektive lassen in Bezug auf ihre medianen Cr(VI)-Gehalte kaum eine Differenzierung erkennen (Tab. 2). Die prozentualen Anteile der Cr(VI)-Gehalte am Cr-Gesamtgehalt variieren zwischen < 0,01 und 8,17 % (Mittelwert: 0,45 %; Median 0,07 %). Somit liegen die Cr(VI)-Anteile am Cr-Gesamtgehalt deutlich unterhalb der 10%-Grenze, die vom Gesetzgeber bei Risikobeurteilungen häufig zugrundegelegt wird.

Tab. 2: Cr(VI)-Gehalte und deren Anteile am Cr-Gesamtgehalt in 118 Bodenproben aus NRW unter Berücksichtigung verschiedener Teilkollektive (Angaben in mg kg^{-1})

		Gesamte Proben	Gruppe (a)	Gruppe (b)	Gruppe (c)
Cr(VI)-K_2HPO_4 (nach DIN 19734)	Min.	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	Max.	352	1,27	2,03	352
	Mittelwert	3,40	0,20	0,27	15,1
	Median	0,08	0,07	0,09	0,05
Cr(VI)-Gehalte in % der Cr-Gesamtgehalte	Min.	<0,01	0,02	<0,01	<0,01
	Max.	8,17	6,29	3,01	8,17
	Mittelwert	0,45	1,08	0,18	0,48
	Median	0,07	0,29	0,05	0,04
	n	118	27	66	25

Cr(VI)-Stabilität in den Modellversuchen

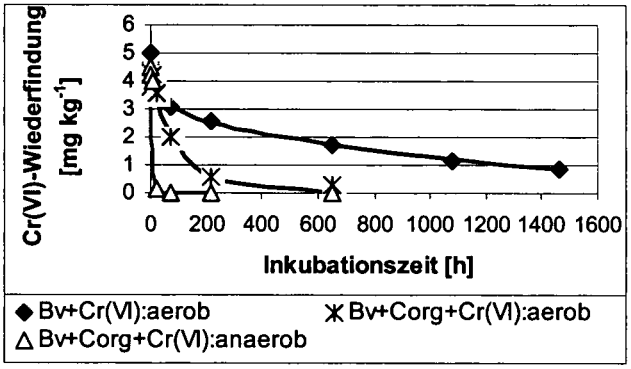
Die in Abb. 2 dargestellten Cr(VI)-Wiederfindungen von zudotiertem Chromat (5 mg Cr kg^{-1}) unter aeroben Bedingungen nehmen bei allen untersuchten pH-Werten im Zeitverlauf ab. Die anfangs schnell, dann langsamer verlaufene Cr(VI)-Abnahme läßt sich durch zwei gekoppelte Exponentialfunktionen sehr gut beschreiben (r = > 0,99). Der pH-Wert übt einen deutlichen Einfluß auf die Cr(VI)-Stabilität aus: Bei pH 8,5 ist die berechnete Halbwertszeit (DT_{50}) mit 216 h wesentlich größer als bei den übrigen pH-Werten (DT_{50} für pH 7,2: 36 h; pH 5,6: 31,5 h; pH 4,2: 11h). Die Kinetik der Cr(VI)-Reduktion verläuft demnach mit abnehmendem pH-Wert deutlich schneller.



Halbwertzeit für die Cr(VI)-Abnahme um 50 %				
	pH 4,2	pH 5,6	pH 7,2	pH 8,5
DT_{50} [in h]	11	31,5	36	216

Abb. 2: Wiederfindung von aufgestocktem Cr(VI) (5 mg kg^{-1} als $K_2Cr_2O_7$) in Abhängigkeit von der Inkubationszeit bei verschiedenen pH-Werten (Bodenprobe aus Bv-Horizont)

Die in Abb. 3 dargestellten Ergebnisse zur Cr(VI)-Wiederfindung zeigen, daß die Kinetik der Cr(VI)-Reduktion durch Zugabe von organischer Substanz und/oder durch anaerobe Bedingungen deutlich beschleunigt wird. Im Vergleich zur Variante ohne Zugebe von organischer Substanz (DT_{50} bei pH 8,5: 216 h) beträgt die Halbwertszeit bei Zugabe von organischer Substanz 55 h. Wenn zusätzlich anaerobe Bedingungen herrschen, liegt der DT_{50}-Wert bei 10,8 h. Nach 72 h ist Cr(VI) unter diesen Versuchsbedingungen nicht mehr nachweisbar.



Halbwertzeit für die Cr(VI)-Abnahme um 50 %			
	Bv+Cr(VI) aerob	Bv+C_{org}+Cr(VI) aerob	Bv+C_{org}+Cr(VI) anaerob
DT_{50} [in h]	216	55	10,8

Abb. 3: Wiederfindung von aufgestocktem Cr(VI) (5 mg kg^{-1} als $K_2Cr_2O_7$) bei einem pH-Wert von 8,5 (Bodenprobe aus Bv-Horizont, ohne/mit C_{org}-Zusatz, aerob/anaerobe Bedingungen)

Zusammenfassung

Die Chrom-Gesamtgehalte in 118 belasteten und unbelasteten Böden aus Nordrhein-Westfalen umfassen eine sehr große Spannbreite von 4,40 bis 25245 mg kg^{-1}. Der Mittelwert und der Median betragen 583 mg kg^{-1} und 67,9 mg kg^{-1}. Die Cr(VI)-Gehalte in dem gleichen Probenkollektiv bewegen sich ebenfalls in weiten Grenzen zwischen < 0,01 und 352 mg kg^{-1} (Mittelwert: 3,40 mg kg^{-1}; Median: 0,08 mg kg^{-1}). Die Cr(VI)-Anteile am Cr-Gesamtgehalt liegen deutlich unter dem vom Gesetzgeber angenommenen 10 %-Anteil (Median 0,07 %).

Modellversuche zur Cr(VI)-Stabilität zeigen, daß zudotiertes Cr(VI) bei pH-Werten von 4,2 bis 8,5 relativ rasch zu Cr(III) reduziert wird, wobei die Kinetik der Cr(VI)-Reduktion bei höheren pH-Werten langsamer abläuft. Eine Zugabe abbaubarer organischer Substanz und/oder anaerobe Bedingungen beschleunigen zusätzlich eine Cr(VI)-Reduktion.

Danksagung

Die Autoren danken dem Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen für die Finanzierung dieser Untersuchungen.

Literatur

BROOKINS, D (1988): Eh-pH Diagrams for Geochemistry.-Springer-Verlag, 176 S. — DIN 19734 (1999): Bestimmung von Chrom(VI) in phosphatgepufferter Lösung.- Ref. Nr. DIN 19734, Januar 1999; DIN Deutsches Institut für Normung. — LIEBE, F., G. WELP & G.W. BRÜMMER (1997): Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens.- Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, 2, 383 S.; Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen. — WELP, G, R.-Y. KIM & G.W. BRÜMMER (2001): Bestimmung von Cr(VI) in Böden: Probleme mit der DIN 19 734. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Ges. (in diesem Band).

Stofftransport in einer Kleinlandschaft des Mittleren Schwarzwalds (II) Die Tonmineralogie als Indikator für geochemische Rahmenbedingungen

Markus Kleber[1] ; Sabine Fiedler[2], Hermann Jungkunst[2] und Peter Dominik[2]

1 Introduction

The relationship between hydrology and soil morphology has been studied by many researchers (Veneman et al. 1998). Abundant information is also available on oxidation-reduction mechanisms in clays, but this information has almost exclusively been obtained under controlled laboratory conditions, and with well defined clay mineral phases (i. e. Heller-Kallai 1997). There is a lack of detailed research on clay mineral transformations in reductomorphic environments, especially related to pedogenic processes and biogeochemistry. Redoximorphic features in soils may change in time scales as short as decades (Arnold et al 1990), thereby inducing changes of unknown extent in the ecological properties of such soils. Soils formed under the influence of continuous high rainfall seem to be especially susceptible to a potential change in water supply. The purpose of this study was to examine clay mineral transformations along a catena characterized by a combination of (i) flow through or lateral water movement and (ii) water stagnation, or slow water movement creating water table mounds, and to correlate changes in the clay mineral assemblage of the catena soils with redox-induced biogeochemical processes. Among the very few field observations of interactions between redox conditions and clay mineralogy is the work of Hobson and Dahlgren (1998), who undertook a quantitative study of pedogenesis in california vernal pool wetlands. They observed higher contents of micaceous (d-spacing 1.02 nm) minerals in more strongly reduced soil horizons and concluded that accelerated mineral weathering in the topsoil is a consequence of cyclic oxidation and reduction ("Ferrolysis", according to Brinkman 1970) of Fe and Mn. A similar phenomenon has been reported from the Southern Black Forest in Germany, where Stahr and Jahn (1989, p 31) found stagnic conditions to inhibit weathering of clay minerals. These authors concluded, that low Eh-values retard mineral weathering in the soils of the black forest more effectively than other pedogenetic processes.

To test this hypothesis, we chose the parameter "Thickness" = mean crystallite size (Moore & Reynolds 1997) of the most susceptible primary minerals (illite, biotite) as a proxy for weathering intensity. We than investigated into relationships between mean crytallite size and other parameters capable to characterize mineral transformations (illite 001/002 - ratio, oxalate soluble iron, peak area ratio 1.2/1.0 nm).

2 Methods

The catchment "Wildmooswald" is situated 5 km southeast of St. Märgen. Elevation is 1097 m, mean annual precipitation amounts to 1600 mm and mean annual temperature is 5.5°C. Parent materials are solifluidal deposits derived from Paragneiss-Metatexite fragmented by freezing and thawing. The main minerals are quartz, plagioclase, biotite, orthoclase, hornblende, cordierite, sillimanite and in lower proportions, muscovite and chlorite.
Pedogenesis in general is characterized by the accumulation of large amounts of organic matter and strong acidification.

Oxalate-extractable iron (Fe_o) was determined according to Blakemore et al. (1987). Iron concentrations in the supernatant were determined by ICP-OES.
Sample pretreatment for mineralogical analysis included removal of organic matter and iron oxides according to Tributh and Lagaly (1986). After pretreatment, the clay suspension was divided, saturated with Mg and K and freeze-dried. Oriented clay mineral aggregates of either treatment were prepared using porous ceramic tiles. 100 mg of clay were resuspended in 4 ml of distilled water and deposited on rectangular tiles (4 x 5 cm; Diapor G30; Schumacher Umwelt- und Trenntechnik GmbH, Postfach 1562, 74555 Crailsheim, Germany) of 8 mm thickness. Particle-size segregation effects were avoided by predrieing the tiles at 250°C to ensure rapid ingestion (less than 1 Minute) of the suspension liquid into the tile. Identification of clay minerals was done by means of the following treatments: Mg^{2+}-air dry; Mg^{2+} - glycerol; K^+ air dry and K^+ heated to 550°C following the criteria as given by Schlichting et al (1995, p. 157). Clay mineral identification was done according to Whitton & Churchman (1987). Mean crystallite dimensions for illite were calculated by the equation (Moore and Reynolds (1997)

$$L = \frac{\lambda K}{\beta cos\theta} \qquad (1)$$

where L is the mean crystallite dimension along a line normal to the hkl 001 reflecting plane, λ is the wavelength (1.54056) K is a constant near unity, and β is the width of a peak at half height expressed in radians of 2θ.
Illite full width at half maximum was determined determined with the area tool of the Siemens DIFFRAC^{plus} Evaluation software. Mixed layer and illite 001 peak areas were determined with the software WinFit! V1.2 (Krumm 1999).

3 Results and discussion

Clay mineralogy in reduced soil horizons is characterized by the presence of kaolinite, illite and a randomly interstratified illite/chlorite mineral as indicated by a signal at 11.2 nm. The presence of chlorite is inferred from a 14.1 nm signal, which did not responded to glycerol treatment

[1] Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, MLU Halle-Wittenberg, e-mail: kleber@landw.uni-halle.de

[2]Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Univ. Hohenheim, e-mail: fiedler@uni-hohenheim.de

or heating to 550°C (Figure 1). Under oxidizing conditions (Figure 1), the illite signal at 10.0 nm is reduced in favor of a strong signal at 12.2 nm and a increase in 14.1 nm peak area, indicating a considerable extent of mineral transformations. We did not observe expandable 2:1 layer silicates. Illite crystallite size was able to explain 49 % of the variability of Feo, and formation of pedogenetic oxides was generally high where Mica/Illite crystals were small. Illite crystallinity was further able to explain 56% of the variability of structural iron content in mica/illite as determined by means of the illite hkl 001/002 ratio. Under oxidizing conditions, structural iron content in mica/illite increased, while mica illite from reduced soils had a low structural iron content.

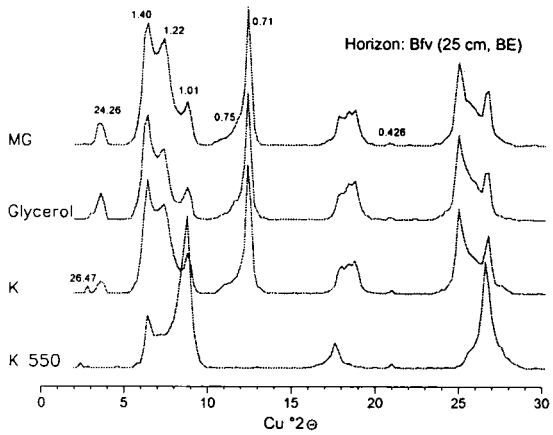


Figure 1: XRD-scans of oriented specimen from Braunerde Bfv - horizon (depth of 25 cm)

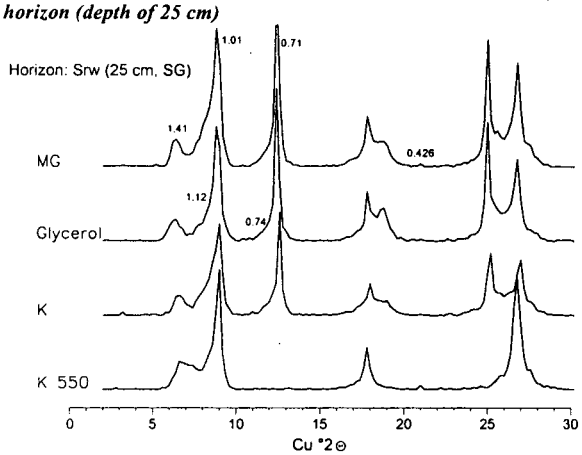


Figure 2: XRD-scans of oriented specimen from Stagnogley Srw - horizon (depth of 25 cm)

Finally, illite crystallite size was found to explain 92 % of the variability of mixed layer peak areas (Figure 3). This was taken as evidence for interlayer/mixed layer foremation through mica/illite weathering. Such mixed layer formation was inhibited under reducing conditions.

4 Summary and conclusions

We conclude, that iron release from minerals is inhibited under reducing conditions. Elevated structural iron content characterizes illite from oxidized horizons. Mixed layer formation was retarded under reducing conditions. Generally Mica/Illite crystals are bigger (= less altered) under reducing conditions. Based on these findings, we accept the hypothesis, that mineral transformations in the study area are retarded under reducing conditions. We hypothesize, that any hydrological change that increases the availability of oxygen to the reducing soils studied is likely to provoke an immediate onset of mineral transformations.

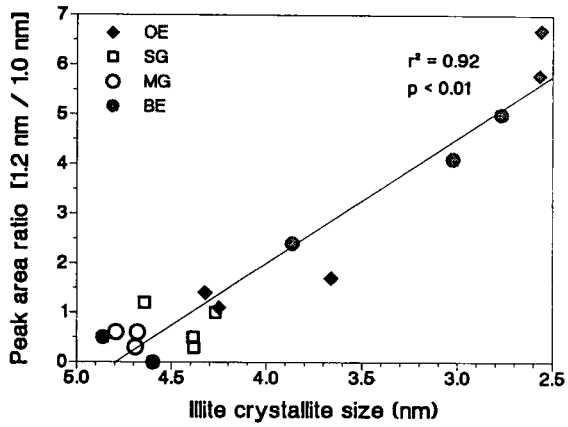


Figure 3: Illite crystallite size versus ratio between mixed layer (1.2 nm) and illte (1.0 nm) signals.

5 References

Arnold, R. W., I. Szabolcs and V. Targulian. (eds.) 1990. Global soil change. International Institute for Applied Systems Analysis. Laxenburg, Austria.

Blakemore, L.C., Searle, P. L. and B. K. Daly. 1987. Methods for Chemical Analysis of Soils. New Zealand Soil Bureau Scientific Report 80. Lower Hutt, N. Z. 103p.

Brinkman, R. 1970. Ferrolysis, a hydromorphic soil forming process. Geoderma 3:199-206.

Heller-Kallai, L. 1997. Reduction and Reoxidation of Nontronite: the data reassessed. Clays and Clay Minerals 45:476-479.

Hobson, W. A. and R. A. Dahlgren. 1998. A Quantitative Study of Pedogenesis in California Vernal Pool Wetlands. p. 107-127. In: Quantifying Soil Hydromorphology. SSSA Special Publication No. 54. SSSA, Madison, Wisconsin.

Holmgren, G.G.S. 1967. A rapid citrate-dithionite extractable iron procedure. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 31:210-211.

Krumm, S. (1999): The Erlangen geological and mineralogical software collection. - Computers & Geoscience, 25: 489-499.

Schlichting, E., Blume, H-P. und K. Stahr. 1995. Bodenkundliches Praktikum. Blackwell Wissenschaftsverlag Berlin-Wien.

Stahr, K and R. Jahn. 1989. Development of soil minerals in relation to parent material and Environmental Conditions in the Black Forest and Upper Rhine Graben, Southwest Germany. Guide Book, Pre Congress Field Trip A; 9th International Clay Conference, Strasbourg, France

Tributh, H. & Lagaly, G.A. 1986. Aufbereitung und Identifizierung von Boden- und Lagerstättentonen. Aufbereitung der Proben im Labor. GIT Fachz. Lab., 30, 524-529.

Veneman, P. L. M, D. L. Lindbo and L. A. Sparks. 1998. Soil moisture and redoximorphic features: A historical perspective. p. 1-25. In: Quantifying Soil Hydromorphology. SSSA Special Publication No. 54. SSSA, Madison, Wisconsin.

Whitton, J.S. & Churchman, G.J. 1987. Standard methods for mineral analysis of soil survey samples for characterisation and classification in NZ Soil Bureau. NZ Soil Bureau Scientific Report 79.

Festkörper 1-D und 2-D-^{15}N-NMR-spektroskopische Untersuchungen zur Humifizierung von TNT in Böden“

Heike Knicker und Petra Müller

Einleitung

Zur Abschätzung des Gefährdungspotentials von Rüstungsaltlasten ist ein besseres Verständnis der Prozesse, die zur Umwandlung von 2,4,6-Trinitrotoluol (TNT) in Böden und eine mögliche Einbindung der Folgeprodukte in die Humusmatrix führen, unumgänglich. Die Humifizierung von TNT lässt sich wegen der geringen Löslichkeit der gebundener Rückstände mit konventionellen naßchemischen Verfahren aber nur schwer erfassen. Als Alternative wurde deshalb die Humifizierung von ^{15}N-TNT in Böden und Pflanzeninkubaten mittels der 1-dimensionalen (1-D) und 2-dimensionalen (2-D) Festkörper-^{15}N-NMR-Spektroskopie untersucht.

Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden Bodensäulen aus Material des A und B-Horizonts einer Parabraunerde (Versuchsstation Viehhausen der TU-München) vorbereitet, deren oberster Schicht (Material des A-Horizonts) $^{15}N_3$-TNT (A+TNT-Schicht) beigemengt wurde. Diese Mikrokosmen wurden bei 30° C bis zu 11 Monaten aerob inkubiert.

Nach Probennahme wurden nach Extraktion mit H_2O, Methanol und Ethylacetat die Huminstofffraktionen des Material der A+TNT-Schicht gewonnnen (Humin: RES; Fulvinsäure: SL; Huminsäure: SU).

Lehrstuhl für Bodenkunde, TU-München, 85350 Freising-Weihenstephan, knicker@wzw.tum.de

Um eine mögliche kovalente Bindung zwischen TNT-Transformationsprodukten und dem organischen Bodenmaterial mittels 2-D-Festkörper-^{15}N-^{13}C-NMR-Techniken nachweisen zu können, wurde eine zusätzliche Inkubationsreihe mit ^{13}C-angereichertem Pflanzenmaterial von *Lolium perenne* (13 atm%) und $^{15}N_3$-TNT (99 atm%) angesetzt. Die Festkörper-^{15}N-NMR-Messungen erfolgten an einem Bruker DMX 400 mit einem Tripel-Resonanz-Probenkopf (Knicker et al., 1999). Die Verteilung der ^{15}N-TNT-Transformationsprodukte in den extrahierten Huminstofffraktionen wurde mit Hilfe eines, an einen Elementar Analysator gekoppelten Massenspektrometers verfolgt (GAM 200).

Ergebnisse

Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass unter aeroben Bedingungen eine rasche Immobilisierung von teilreduzierten TNT-Transformationsprodukten in Huminstoffe stattfinden kann. Die höchsten ^{15}N-Wiederfindungen ($^{15}N_{add}$) ergaben sich für die A+TNT Schichten der Bodensäulen, für die Huminfraktion (RES) (Abb. 1).

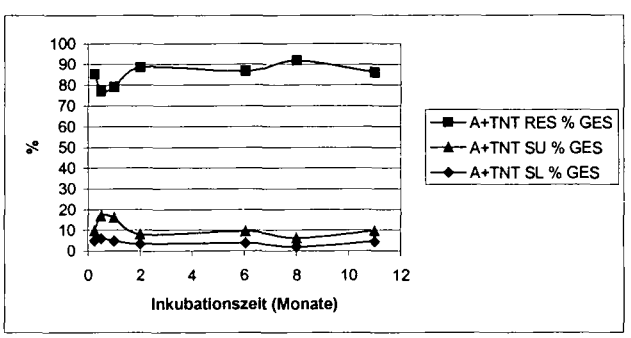


Abb. 1: Verteilung des $^{15}N_{add}$ in allen Huminstofffraktionen (GES) auf die einzelnen Fraktionen (RES, SU, SL).

In den 1-D-Festkörper-^{15}N-NMR Spektren (Abb. 2) aller gemessenen Proben ist ein breites Signal im chemischen Verschiebungsbereich (-220 bis -270 ppm) von Indolen, Pyrrolen, Chinolonen, Amiden, sowie Enaminonen und Anilinchinonen zu

beobachten, dessen Intensität mit fortschreitender Inkubation zunimmt.

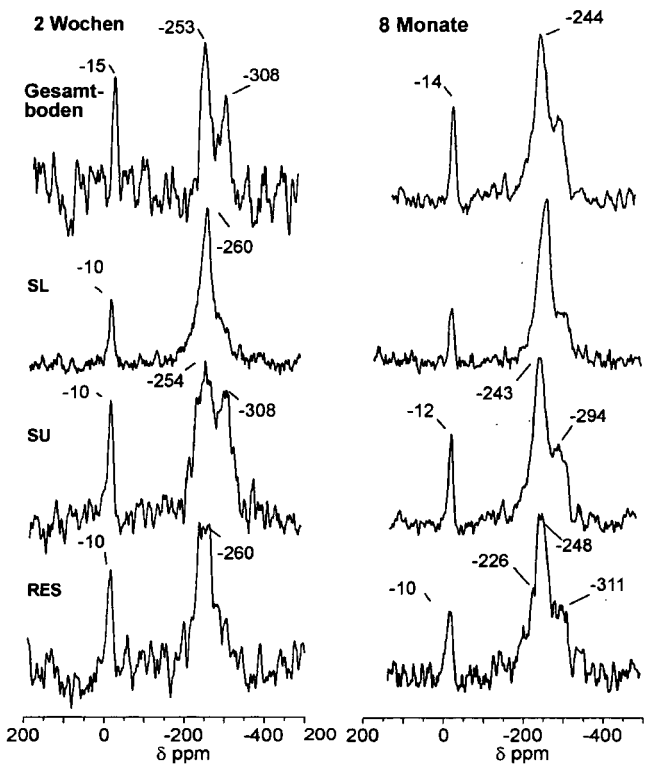


Abb. 2: Festkörper-^{15}N-NMR-Spektren des Gesamtbodens und der Huminstofffraktionen der A+TNT-Schicht einer nach Zugabe von $^{15}N_3$-TNT aerob inkubierten Bodensäule.

Ähnliche Spektren konnten von den Pflanzeninkubaten aufgenommen werden.

Das 2-D-^{15}N-^{13}C-NMR-Spektrum in Abb. 3 zeigt Kreuzsignale, die dieses ^{15}N-Signal mit Carboxyl-C (220 bis 160 ppm) und N-Alkyl-C (60 bis 45 ppm) in der ^{13}C-Dimension korrelieren. Dies bestätigt, dass eine kovalente Einbindung der TNT-Transformationsprodukte in die Humusmatrix eher über Amidbindungen als über die Bildung heteroaromatischer Strukturen erfolgt (Carpenter et al., 1978; Thorn, 1997). Möglicherweise werden diese über Acetylierung und/oder Alkylierung gebildet.

Saure Hydrolyse der Huminfraktion der Pflanzeninkubate zeigte weiter, dass mehr als 90% des festgelegten $^{15}N_{add}$ nicht hydrolysiert werden können. Die gebildeten Amide weisen damit eine relativ hohe chemische Stabilität auf.

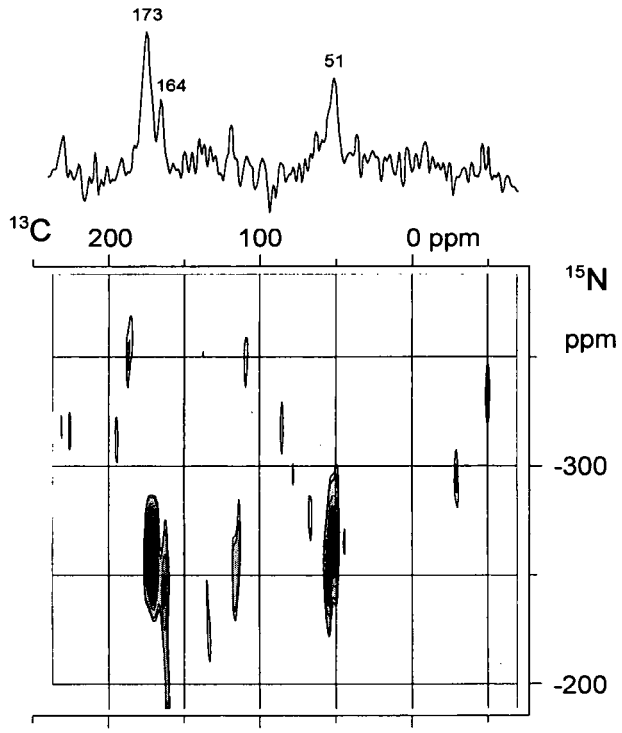


Abb. 3: 2-D-Festkörper-^{15}N-^{13}C-NMR-Spektrum einer Huminsäure von nach Zugabe von $^{15}N_3$-TNT 11 Monate aerob inkubiertem, ^{13}C-angereichertem Pflanzenmaterial.

Zusammenfassend konnte mit diesen Messungen erstmals ein direkter Nachweis für die kovalente Einbindung von TNT-Transformationsprodukten in das organische Bodenmaterial erbracht werden. Die hierbei eingesetzte 2-D-NMR-Technik lässt sich sicherlich auch für die Untersuchung anderer N-haltiger Schadstoffe im Boden anwenden.

Literatur

Carpenter, D.F., McCormick, N.G., Cornell, J.H., Kaplan, A.M., 1978. Appl. Environ. Microbiol. 35, 949-954.

Knicker, H., Bruns-Nagel, D., Drzyga, O., von Löw, E., Steinbach, K., 1999. Environ. Sci. Technol. 33, 343-349.

Thorn, K.A., 1997. *213the ACS National Meeting, 37/1* (Ed. by Well, M.J.M.), pp. 305-306. ACS, San Francisco, California.

Vorrat und chemische Zusammensetzung der organischen Substanz im Unterboden einer schwach pseudovergleyten Braunerde

Ingrid Kögel-Knabner und Cornelia Rumpel

Einleitung

Das Wissen über die Menge, Zusammensetzung und Umsetzung der organischen Substanz in Böden der gemäßigten Breiten beschränkt sich bis auf wenige Ausnahmen auf die Oberböden (A-Horizonte und organische Auflagen). Hier finden sich die höchsten Konzentrationen der organischen Bodensubstanz (OBS). Jüngere Inventurarbeiten haben nun gezeigt, dass auch im Unterboden (B- und C-Horizonte) beträchtliche Mengen an OBS vorhanden sind. Die Zusammensetzung und Herkunft dieses Kohlenstoffs ist bisher weitgehend unbekannt. Ziel dieser Untersuchung ist deshalb die Kohlenstoffmengen und das Radiokohlenstoffalter der organischen Substanz in den B- und C-Horizonten einer schwach pseudovergleyten Braunerde im Vergleich zum Oberboden (A-Horizont und organische Auflage) zu erfassen. Außerdem soll die chemische Zusammensetzung der OBS charakterisiert werden. Phenolische Komponenten und Hydroxyalkansäuren, die aus Wurzeln stammen können, wurden mit CuO-Oxidation bestimmt.

Material und Methoden

Proben wurden aus allen Horizonten (Mineralboden und organische Auflage) aus einem Bodenprofil einer schwach pseudovergleyten Braunerde unter Buche entnommen. Bei dem Standort handelt es sich um die Langzeitmeßstation Steinkreuz im Steigerwald. Die chemische Struktur der organischen Substanz wurde mit einem Bruker DSX 200 NMR-Spektrometer mittels ^{13}C-CPMAS-Spektroskopie untersucht.

Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München, 85350 Freising-Weihenstephan

Die Messung der ^{14}C-Aktivität zur Bestimmung des Radiokohlenstoffalters erfolgte mit Beschleuniger Massenspektrometrie. Eine alkalische CuO-Oxidation wurde zur Bestimmung von Phenolen und Hydroxyalkansäuren durchgeführt. Die hauptsächlich vom Lignin stammenden Phenole wurden aus der Summe der Vanillyl-, Syringyl-, und p-Hydroxycoumaryl-CuO-Oxidationsprodukte abgeschätzt. Die Bestimmung der Cutin und/oder Suberingehalte erfolgte durch Aufsummierung der quantitativ wichtigsten Hydroxyalkansäuren.

Ergebnisse und Diskussion

Kohlenstoffspeicherung im Profil und ^{14}C-Alter

Die Abnahme der Corg-Gehalte unterhalb des A-Horizontes war deutlich und im Cv-Horizont lagen die Werte an der Nachweisgrenze (Tab. 1).

Tabelle 1: Kohlenstoffkonzentration, -vorrat und Radiokohlenstoffalter

	Corg	C-Vorrat	^{14}C-Alter
	g kg^{-1}	*% Cges*	*Jahre B.P.*
L	444,5	2,9	n.b.
Of	412,1	11,3	n.b.
Oh	229,5	3,1	n.b.
Ah	82,6	43,6	Modern
Bv	9,8	24,5	Modern
SwdBv1	3,0	8,0	655 ± 25
SwdBv2	1,4	4,0	1700 ± 30
III Cv	1,1	1,3	5760 ± 80
IV Cv	0,5	0,7	2165 ± 30

In den B- und C-Horizonten finden sich zwar äußerst niedrige C-Konzentrationen, dennoch sind hier 39 % des gesamten im Profil gespeicherten organischen Kohlenstoffs vorhanden. Wenn man nur den Mineralboden betrachtet, erhöht sich diese Zahl auf 47 %. Somit wird ein beträchtlicher Anteil des im Bodenprofil gespeicherten organischen Kohlenstoffs bei der Untersuchung der OBS, die sich meist auf den A-Horizont bezieht, gar nicht einbezogen. Das ^{14}C-Alter der OBS im Ah- und Bv-Horizont ist rezent, was auf eine hohe biologische Aktivität (Quideau et al., 2000) und/oder hohen Input

von Wurzelstreu an diesem Standort hinweist. In den SwdBv- und Cv- Horizonten weist die organische Substanz ein sehr hohes ^{14}C-Alter auf, was zeigt, dass hier stabilisierte organische Substanz einen hohen Anteil hat.

^{13}C-CPMAS-NMR-Spektroskopie

In den Auflagehorizonten und im A-Horizont wurde eine hohe Beteiligung von O-Alkyl-C (45-110 ppm) gemessen (Abb. 1). Die Signale in dieser Region werden höchstwahrscheinlich von Polysacchariden hervorgerufen.

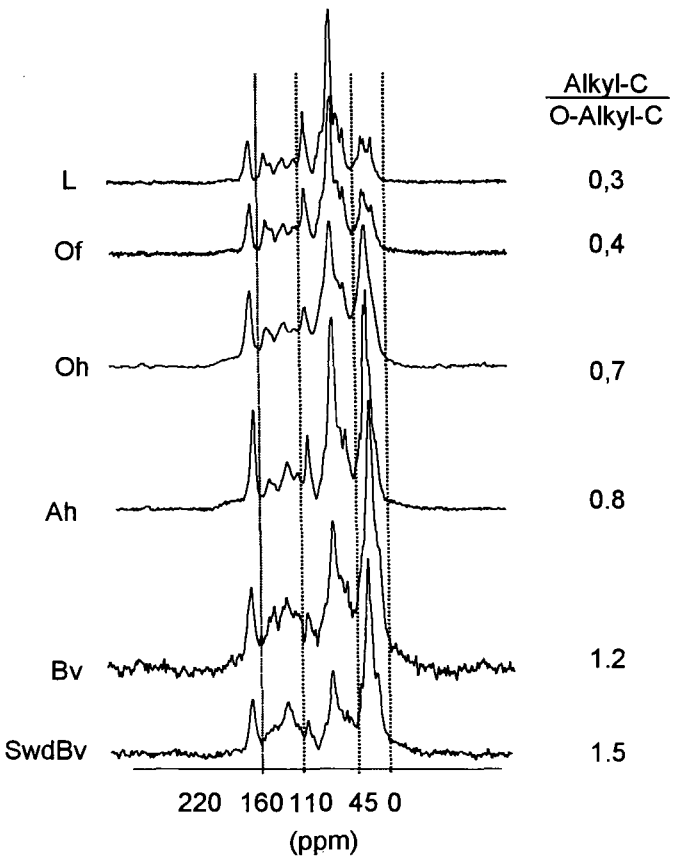


Abb. 1: ^{13}C-CPMAS-NMR-Spektren der A- und B-Horizonte des Mineralbodens

Gleichzeitig weisen Verbindungen im Alkyl-C-Bereich (0-45 ppm), der für aliphatische Verbindungen charakteristisch ist, eine hohe Signalintensität auf. Nur wenig Signalintensität entfällt auf den Aryl-C-Bereich (110-160 ppm), der den aromatischen Strukturen zugeordnet wird. Ein deutliches Signal ist im Bereich von Carboxl- und/oder Amid-C (160-220 ppm) zu erkennen, dass wahrscheinlich durch organische Säuren und/oder Proteine hervorgerufen wird (Abb. 1). Im Profil nimmt, wie am Verhältnis Alkyl-C/O-Alkyl-C erkennbar, die Beteiligung von Alkyl-C an der OBS zu und die Beteilung von O-Alkyl-C ab. In der Auflage ist dies auf Abbauprozesse zurückzuführen. Im Mineralboden könnte dies auf Stabilisierungsprozesse hinweisen.

CuO-Oxidation

Der Gesamtvorrat von Phenolen und Hydroxyalkansäuren ist im Profil ähnlich (Tab. 2). Es zeigt sich allerdings, dass Hydroxyalkansäuren in Unterböden verglichen mit den ligninbürtigen Phenolen angereichert werden. Hydroxyalkansäuren stammen aus Cutin und/oder Suberin, wobei letzteres auf Beteiligung von Wurzelstreu hinweist (Nierop, 1998).

Tabelle 2: Vorrat von Phenolen und Hydroxyalkansäuren

	V+S+C		Hydroxyalkansäuren	
	$g\,m^{-2}$	%	$g\,m^{-2}$	%
Auflage	84.4	35	17.3	6
A-Horizont	87.3	37	135.5	45
Unterboden	68.3	28	145.7	49
	240.4	100	297.9	100

Schlußfolgerung

Ein hoher Anteil des Gesamtkohlenstoffs im Profil der schwach pseudovergleyten Braunerde wird in Unterböden gespeichert. Dieser Kohlenstoff hat ein hohes Alter. Seine chemische Struktur ist sehr aliphatisch. Dies kann zum Teil durch Anreicherung von aus Cutin und/oder Suberin stammenden Hydroxyalkansäuren erklärt werden, die gegenüber den Phenolen selektiv angereichert werden.

Danksagung

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft sei gedankt für die finanzielle Unterstützung im Rahmen des SPP 1090. Wir bedanken uns bei Prof. P.M. Grootes vom Leibniz-Labor der Uni Kiel für die ^{14}C-Datierungen.

Literatur

Quideau et al., 2000. Forest Ecology and Management, 138, 19-27.

Nierop, K.G.J., 1998. Organic Geochemistry, 29, 1009-1016.

Struktur und Funktion organischer Bodenfraktionen am Beispiel eines landwirtschaftlich genutzten Standortes

Angelika Kölbl*, Jens Leifeld**, Ingrid Kögel-Knabner*

Einleitung:

Die Menge, Zusammensetzung und Struktur der organischen Bodensubstanz (OBS) ist in starkem Maße von der vorherrschenden Vegetation bzw. landwirtschaftlichen Nutzung eines Standortes sowie von den Bodeneigenschaften des Standortes selber abhängig. Es wurden daher folgende Fragestellungen hinsichtlich der Menge und Zusammensetzung der OBS untersucht:

I. Wie wirkt sich verschiedene landwirtschaftliche Nutzung von Böden aus (Acker ⇔ Grünland)?

II. Wie wirken sich auf einem Ackerstandort unterschiedliche Tongehalte aus?

Zur Klärung dieser Fragen wurde das Bodenmaterial physikalisch fraktioniert, um Aussagen über die Wirkung auf die unterschiedlichen Pools der OBS treffen zu können.

Material und Methoden:

Als Probenahmestandort dienten landwirtschaftlich genutzte Flächen des Versuchsgutes Scheyern (bei Pfaffenhofen, nördl. von München). Es wurden ausschließlich A-Horizonte beprobt. Das feldfeuchte Bodenmaterial wurde zunächst von Hand vorsichtig auf eine Aggregatgröße < 6,3 mm zerteilt und dann einer physikalischen Fraktionierung nach Dichte (Na-Polywolframat, 1,8 g/cm^3) und Partikelgröße unterzogen. Mit dieser Methode konnten folgende Fraktionen gewonnen werden:

I. POM frei (weder an Mineraloberflächen gebundene noch in Aggregaten eingeschlossene partikuläre organische Substanz)

II. POM okkludiert (nicht an Mineraloberflächen gebundene, aber zuvor in Aggregaten eingeschlossene partikuläre organische Substanz)

III. Sand-, Schluff- und Tonfraktionen, an denen organische Substanzen gebunden vorliegen.

Die Fraktionen wurden mittels CPMAS ^{13}C NMR Spektroskopie analysiert. Anschließend wurden die Spektren über folgende Bereiche der chemischen Verschiebung integriert: Alkyl-C (-10-45ppm), O-Alkyl-C (45-120ppm), Aryl-C (120-160ppm) und Carbonyl-C (160-220ppm). Des weiteren wurden die Fraktionen auf ihre C- und N-Gehalte untersucht.

Ergebnisse und Diskussion:

Die bisherigen Ergebnisse zeigen, daß mit der physikalischen Fraktionierung nach Dichte und Korngröße gut definierbare Pools der OBS gewonnen werden können (freie / okkludierte POM sowie Sand-, Schluff- und Tonfraktionen, die organische Substanzen enthalten).

Der Vergleich Acker- / Grünlandnutzung führte hinsichtlich der C_{org}-Gehalte zu folgenden Resultaten:

I. in Form der okkludierten POM sind stets höhere Mengen an C_{org} gespeichert als in Form der freien POM

II. auf dem Grünlandstandort liegen höhere C_{org}-Gehalte vor als auf dem Ackerstandort

Die CPMAS ^{13}C NMR spektroskopischen Untersuchungen haben ergeben (Abb.1), daß die Anteile an O-Alkyl-C der Fraktionen in folgender

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

** Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Bern

Reihenfolge abnehmen: POM frei > POM okkl. > Schluff-/Ton-assoziiert. Die Anteile an Alkyl-C sowie Carbonyl-C nehmen in umgekehrter Reihenfolge zu.

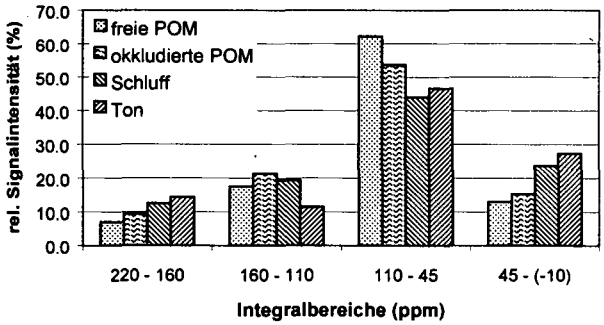


Abb.1: Integrale der ^{13}C-NMR-Spektren (chemische Verschiebungsbereiche) eines Ackerbodens - POM- und Mineralfraktionen -

Die Ergebnisse der Untersuchungen zu den Texturunterschieden sollen anhand der POM-Fraktionen dargestellt werden.

Die Messungen der C_{org} -Gehalte haben ergeben, daß insbesondere die C_{org}-Mengen, die in der okkludierten POM gespeichert sind, mit zunehmenden Tongehalt des Bodens ansteigen.

Die Ergebnisse der CPMAS ^{13}C NMR spektroskopischen Untersuchungen sind exemplarisch für eine tonarme (6% Tongehalt) und eine tonreiche (30% Tongehalt) Variante in Abb. 2 dargestellt. Beide Varianten zeigen jeweils die oben bereits beschriebenen Unterschiede: Die freie POM ist im Vergleich zur okkludierten POM durch höhere Anteile an O-Alkyl-C und entsprechend geringere Anteile an den übrigen chemischen Verschiebungsbereichen gekennzeichnet. Weiterhin zeigt Abb. 2, daß Standorte mit geringerem Tongehalt etwas erniedrigte O-Alkyl-C-Anteile bei entsprechend leicht erhöhten Anteilen in den übrigen chemischen Verschiebungsbereichen aufweisen als Standorte mit einem höheren Tongehalt. Hieraus lassen sich für Standorte mit geringerem Tongehalt höhere Alkyl-/O-Alkyl-C-Verhältnisse ableiten. Nach BALDOCK et al. (1997) ist ein zunehmender Abbaugrad organischer Stoffe mit steigenden Gehalten von Alkyl-C und abnehmenden Gehalten von O-Alkyl-C verbunden. Das Verhältnis von Alkyl-C zu O-Alkyl-C kann somit als Indikator für den Abbaugrad der organischen Substanz herangezogen werden. Das tonärmere Bodenmaterial weist danach einen etwas höheren Abbaugrad auf als das tonreichere Material.

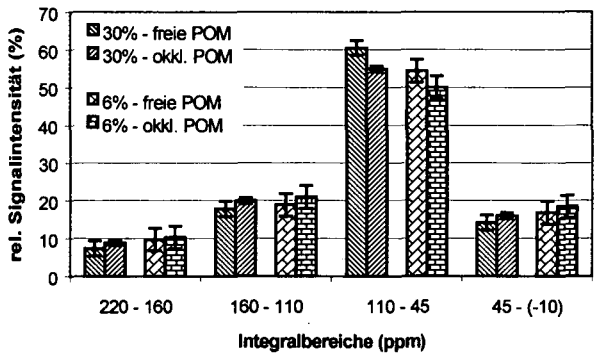


Abb. 2: Integrale der ^{13}C-NMR-Spektren (chemische Verschiebungsbereiche) der POM-Fraktionen eines Ackerbodens bei zwei unterschiedlichen Tongehalten (6% bzw. 30% Ton)

Schlußfolgerungen:

I. Tonreiches und somit stärker aggregiertes Material bietet schlechtere Bedingungen für Mikroorganismen. Hierdurch wird ein gewisser Schutz vor Abbau und damit eine Speicherfunktion für Streureste gewährleistet.

II. Tonarmes und somit schlechter aggregiertes Material führt dagegen aufgrund der besseren Lebensbedingungen für Mikroorganismen zu einem schnelleren und vollständigeren Abbau der Streureste.

Danksagung:

Wir danken Dr. Heike Knicker für die Einweisung in die NMR-Spektroskopie und Solvejg Roller für die technische Unterstützung. Die Finanzierung des Forschungsverbundes für Agrarökosysteme München (FAM) erfolgt über BMBF 0339370 und dem Bayerischen Staatsministerium für Unterricht und Kultur, Wissenschaft und Kunst.

Literatur:

Baldock, J.A., Oades, J.M., Nelson, P.N., Skene, T.M., Golchin, A., Clarke, P. (1997): Assessing the extent of decomposition of natural organic materials using solid-state ^{13}C NMR spectroscopy. Aust. J. Soil Res. 35, 1061-1083.

Stabilisierung organischer Bodensubstanz (OBS) durch Schichtsilikate – Abtrennung relevanter OBS - Pools mittels chemischer und physikalischer Fraktionierungsmethoden (Heißwasserextraktion & Granulodensimetrie)*

M. Körschens[1]; E. Schulz,[2]; M. Kleber.[1]; S. Dreibrodt[1]; C. Kussmaul[1]; H.-U. Neue[2]; R. Jahn[1]

Einleitung

Untersuchungen zur Dynamik und Stabilisierung von organischer Bodensubstanz (OBS) erfordern deren Unterteilung in zumindest zwei Fraktionen. Der an den Umsatzprozessen weitgehend unbeteiligte, stabilisierte Pool der OBS ist standortabhängig, wobei eine strenge Korrelation zur Bodenart (Ton- bzw. Feinanteilgehalt des Bodens) besteht. Der umsetzbare Teil der OBS ist dagegen von der Bewirtschaftung dominiert, labil und beeinflußbar. Beide Pools sind analytisch auf direktem Wege nicht erfaßbar. Es ist daher erforderlich, die gesamte OBS in relevante Fraktionen zu unterteilen, die unterschiedliche Eigenschaften und damit Stabilisierungszustände repräsentieren.

Im Rahmen des durch die DFG geförderten Schwerpunktprogramms zur Aufklärung von Mechanismen der C-Stabilisierung werden innerhalb eines Teilprojektes („Stabilisierung organischer Substanz durch Schichtsilikate") verschiedene Pools der OBS isoliert, charakterisiert und ihre Relevanz für die C-Stabilisierung geprüft.

Material und Methoden

Im Sommer 2000 wurden Bodenproben u.a. aus den Extremvarianten des Statischen Düngungsversuches Bad Lauchstädt (Haplic Chernozem; Anlage 1902; Oberboden: 0 – 30 cm, Pürkhauer) entnommen: (a) organisch/mineralische Düngung (V120 Voll) und (b) ungedüngte Variante (V120 Null). Der luftgetrocknete Feinboden (< 2mm) wurde für die Fraktionierungsverfahren verwendet.

Die Heißwasserextraktion sowie die C- und N-Bestimmung im Heißwasserextrakt erfolgte in zweifacher Wiederholung nach einem VDLUFA-Methodenentwurf (Schulz, 2000). Dazu wird der lufttrockene Feinboden mit Wasser (1:5, w/v) eine Stunde am Rückfluß gekocht. Das Zenrifugat wird zur C- und N-Bestimmung verwendet. Shaymukhametov et al. (1984) entwickelten ein granulodensimetrisches Fraktionierungsverfahren für Böden, wobei die gewonnenen Fraktionen zwei Gruppen von organo-mineralischen Wechselwirkungsprodukten repräsentieren (Abb.1). Die vom Gesamtbodenmaterial mittels U-Schallenergie abgetrennte Tonfraktion < 1µm (russische Klassifikation des Tons) enthält organische Bodensubstanz als stabilisierte, echte organo-mineralische Assoziate. Als Methodenerweiterung wurde zusätzlich die Tonfraktion 1–2 µm isoliert. Die im Anschluß daran über Dichtefraktionierung (Dichtemischung: Bromoform/ Alkohol) isolierten „leichten" Fraktionen (LF) mit spezifischer Dichte LF1: < 1,8 g cm^{-3} und LF2: 1,8 – 2 g cm^{-3} beinhalten organisches Material, das relativ labil und nicht chemisch mit Tonmineralen gebunden ist. Der Fraktionierungsrückstand enthält alle übrigen Partikelgrößen ohne organische Substanz. Die Fraktionierung erfolgte in vierfacher Wiederholung. Die C- und N-Bestimmung in den physikalischen Fraktionen erfolgte mittels Elementaranalyse (VARIO EL – CNS – Analysator). Es wurden ^{13}C-NMR-Spektren der gefriergetrockneten Heißwasserextrakte aufgenommen (Kiem, 2001).

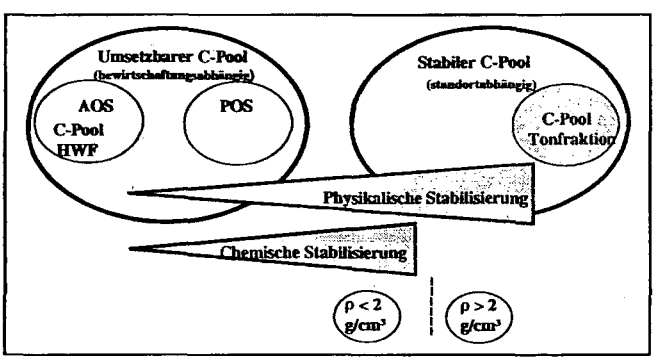


Abb. 1: Fraktionierungsschema: AOS - aktive organische Substanz (OS); POS - passive OS; HWF - Heißwasserfraktion

Ergebnisse

Entsprechend der langjährig gleichbleibend differenzierten Düngung unterscheiden sich die Böden der beiden Extremvarianten stark in ihren Gesamtgehalten an organischem Kohlenstoff (Tab. 1) und repräsentieren damit sehr unterschiedliche C-Niveaus auf dem jeweils nach 98 Jahren eingestellten Fließgleichgewicht. Es wird abgeleitet, daß die OBS für die Beurteilung von Umsatzprozessen in mindestens zwei Fraktionen unterteilt werden muß. Eine Berechnung des umsetzbaren Kohlenstoffgehaltes ist unter Nutzung von Daten aus Dauerversuchen durch Differenzbildung der C-Gehalte von organisch-mineralisch gedüngten Varianten zur Kontrollvariante ohne Düngung möglich. Für praktische Anwendungen ist dies

1 MLU, Inst. für Bodenkunde u. Pflanzenernährung, Weidenplan 14, 06108 Halle / Saale, mkoersch@landw.uni-halle.de

2 UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH; Sektion Bodenforschung; Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle/Saale, eschulz@bdf.ufz.de

* gefördert durch: Kultusministerium Sachsen-Anhalt; FKZ 2853A/0028G

jedoch nicht möglich, da Veränderungen im Versorgungszustand von Böden über deren C_{org}-Gehalt erst nach längeren Zeiträumen (> 10 Jahre) erkennbar werden.

Tab. 1: Einfluß der Düngung auf SOM-Pools in Extremvarianten des Statischen Düngungsversuches Bad Lauchstädt

C-Fraktion		V120 Voll	V120 Null
TOC (%)		2,55	1,71
HWC (mg/kg)		550	200
C_{TF} (% von TOC)		70	81
C_{TF} (µg/g TF)	TF1 (<1µm)	57	47
	TF2 (1-2µm)	76	62

Zwischen C_{hwl} und C_{ums} ergab sich eine signifikante Beziehung, die im stationären Zustand (Dauerversuche) durch ein konstantes Verhältnis ausgedrückt werden kann. Als erste Näherung wird für die Berechnung von C_{ums} aus C_{hwl} der Faktor 15 angenommen. Die Düngungseinflüsse widerspiegeln sich in der Heißwasser extrahierbaren C-Fraktion, wobei eine Verarmungsgrenze der Versorgung der Böden mit umsetzbarer OBS durch geringe HWC-Gehalte von < 200 mg/kg in den Nullvarianten verschiedener europäischer Dauerfeldversuche angezeigt wird.

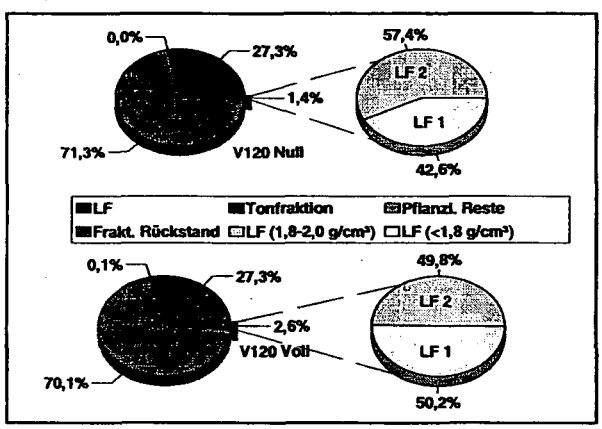


Abb. 2: Massenverteilung der Korngrößen- und Dichtefraktionen zweier Varianten des Statischen Düngungsversuches Bad Lauchstädt

Auch die spezifisch leichten Fraktionen der OBS werden von der Düngung beeinflußt (Abb. 2). Im Vergleich zur ungedüngten Variante verdoppelt sich die Menge dieser Fraktion nahezu in der Volldüngungsvariante, wobei hauptsächlich die Fraktion LF1 (< 1,8 g/cm²) angereichert wird.
In der Tonfraktion (TF) ist der größte Teil organischen Kohlenstoffs akkumuliert. In der Tonfraktion der Volldüngungsvariante beträgt der C-Anteil 70 % vom TOC; in der ungedüngten Variante rd. 80 % (Tab. 1). Dieser Befund steht in Einklang mit Ergebnissen von Kiem et al. (2000), die ebenfalls eine relative Anreicherung von C in der Tonfraktion fand und mit NMR-Untersuchungen belegen konnte, daß dieser Kohlenstoff aufgrund hoher aromatischer Anteile als sehr stabil angesehen werden kann.
Im Vergleich zur TF 1 (< 1µm) wurde in der TF2 (1-2 µm) eine höhere C-Speicherung sowie im Vergleich der Versuchsvarianten ein höherer C-Anreicherungskoeffizient in der TF 1 der Nullvariante festgestellt (Tab. 1, Abb. 3).

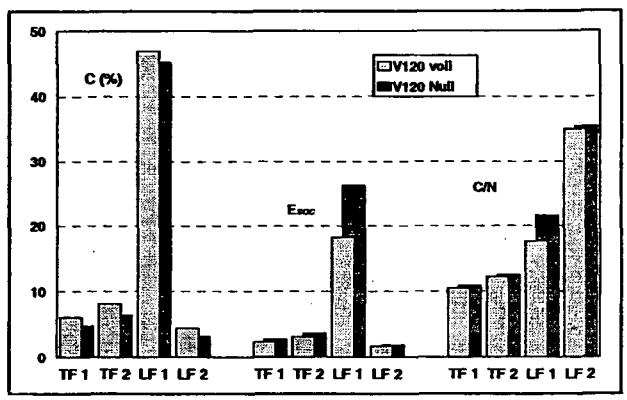


Abb. 3: Charakterisierung der Korngrößen- und Dichtefraktionen zweier Extremvarianten des Statischen Düngungsversuches Bad Lauchstädt hinsichtlich der C- und N- Gehalte sowie der C-Anreicherungsfaktoren (E_{SOC})

Die leichten Fraktionen variieren sehr stark in ihren C- und N-Gehalten: die LF1 ist sehr C- und N-reich, die LF2 dagegen N-arm bei mit der Tonfraktion vergleichbaren C-Gehalten.
Die ^{13}C-NMR-Ergebnisse der gefriergetrockneten Heißwasserextrakte ließen keine Unterschiede zwischen den beiden Extremvarianten erkennen. Dies unterstützt die Hypothese, daß die umsetzbare Fraktion durch die Bewirtschaftung (hier: Düngung) beeinflußt wird. Nach den NMR-Untersuchungen beinhaltet diese Fraktion vor allem Kohlenhydrate und kurzkettie Säuren, jedoch sehr geringe aromatische Anteile (Kiem 2001).

Schlußfolgerung

Mit den gewählten Fraktionierungsverfahren werden im Hinblick auf den OBS-Umsatzprozeß wie auch hinsichtlich der Wechselwirkungen der OBS mit der Tonfraktion relevante C-Fraktionen isoliert, die sich bereits in ihren Merkmalen C, N sowie spektroskopischen Größen unterscheiden.

Literatur

Kiem, R., H. Knicker, M. Körschens, I. Kögel-Knabner (2000): Refractory organic carbon in C-depleted arable soils, as studied by ^{13}C-NMR spectroscopy and carbohydrate analysis. Organic Geochemistry 31, 655-668

Kiem, R. (2001): unveröffentlichte Daten

Schulz, E. (2000): Methodenentwurf in Bearbeitung

Shaymukhametov, M.S., Titova, N.A., Travnikova, L.S., Labenets, Ye.M. (1984): Use of physical fractionation methods to characterize soil organic matter, Pochvovedeniye No. 8, 131-141

Nutzung unterschiedlicher SOM-Pools als Kohlenstoffquelle von Mikroorganismen

Christiane Kramer und Gerd Gleixner

Einleitung

Neben chemischer und physikalischer Stabilisierung von organischen Substanzen in Böden besteht auch die Möglichkeit diese biologisch zu stabilisieren. Organische Substanzen unterliegen im Boden einem ständigen Umbau. Komplexe Biomasse wird durch Mikroorganismen zu einfachen Verbindungen mit wenigen Kohlenstoffatomen abgebaut. Einige Substanzen werden genutzt um neue Biomasse, wie Zellwände, daraus aufzubauen. Nach dem Tod der Mikroorganismen wird das Zellmaterial erneut umgebaut und bleibt somit dem Kreislauf erhalten. Somit könnte Kohlenstoff innerhalb biologischer Stoffkreisläufe im Boden zurückgehalten werden. Um diese Möglichkeit der Kohlenstoffstabilisierung näher zu untersuchen, werden in dieser Arbeit Isotopengehalte von Phospholipidfettsäuren (PLFA), die Hinweise auf lebende Biomasse geben, aus Böden bestimmt. Durch die Verwendung unterschiedlich markierter Kohlenstoffpools läßt sich deren Nutzung zum Aufbau von Zellmaterial nachweisen.

Material und Methoden

Die Untersuchungen werden an Bodenproben des Julius-Kühn Versuchsfeldes in Halle („Ewiger Roggen") durchgeführt. Hier wurde 1878 ein Dauerversuchsfeld mit Roggen Monokultur angelegt. 1960 wurde eine Parzelle dieses Feldes auf Mais Monokultur umgestellt. Durch den Eintrag unterschiedlich markierter Biomasse, Mais ($\delta^{13}C \sim 12$ ‰) und Roggen ($\delta^{13}C \sim 29$ ‰) kann der biogeochemische Weg des Kohlenstoffs im Boden verfolgt werden. Aus frischen Bodenproben wurden mit Methanol, Chloroform und Phosphatpuffer Phospholipide extrahiert (Bligh & Dyer, 1959). Aus diesen wurden anschließend durch mildalkalische Methanolyse Fettsäuremethylester gewonnen. Die Phospholipidfettsäuren ((PLFA) wurden durch Festphasenextraktion in verschiedene Fraktionen getrennt (Zelles, 2000) und mit einem GC/MS-IRMS-System analysiert. Hierbei werden Substanzgemische chromatographisch getrennt, ihre Bestandteile durch Massenspektren identifiziert und gleichzeitig deren Isotopenzusammensetzung als $\delta^{13}C$-Wert bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Trotz eines isotopischen Unterschieds der Pflanzen Mais und Roggen von ~17 ‰ unterscheiden sich die $\delta^{13}C$-Werte der Böden unter Mais bzw. Roggen 40 Jahre nach dem Vegetationswechsel lediglich um 2 ‰. Dabei haben die verschiedenen Düngungsvarianten U, NPK und Stm (U = ungedüngt; NPK = Mineraldünger; Stm = Stallmist) keinen Einfluß auf den isotopischen Abstand (Abb.1). Die Zusammensetzung an Phospholipidfettsäuren (PLFA) beider Böden ist trotz unterschiedlicher Kulturen Mais/Roggen gleich. Jedoch unterscheiden sich die $\delta^{13}C$-Werte der PLFA's beider Böden deutlich voneinander, je nach PLFA um 5 bis 10 ‰ (Abb.2). Dies deutet an, daß sich ein Teil der Mikroorganismen hauptsächlich von Pflanzenmaterial ernährt, andere hingegen auch die Kohlenstoffquellen des SOM (soil organic matter) nutzen. Somit lassen sich mit Hilfe der Isotopenunterschiede der PLFA's zwischen dem Maisboden und dem Roggenboden Aussagen treffen, welche Kohlenstoffpools des Bodens in welchem Maße und von welchen Mikroorganismen genutzt werden.

Zusätzliche Informationen sind über die Phospholipidfettsäuren erhältlich. Einige PLFA's sind charakteristisch für spezielle Gruppen von Mikroorganismen. Es konnte gezeigt werden, daß zum Beispiel PLFA's C20 und C18, die charakteristisch für höhere Pflanzen sind, auch die $\delta^{13}C$-Werte des entsprechenden Inputmaterials widerspiegeln. Dagegen deuten PLFA's, die gehäuft in Grünalgen und Pilzen vorkommen, wie C16:1 und C18:1, den Eintrag von atmosphärischen CO_2 an. Phospholipide als biosynthetisch junge Moleküle, die nur in lebenden Zellen vorkommen, könnten auch aus alten Kohlenstoffatomen

Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Postfach 100164, 07701 Jena, e-mail: ggleix@bgc-jena.mpg.de

aufgebaut sein, wenn Mikroorganismen alten Kohlenstoff des SOM-Pools verwenden. Demzufolge könnten Kohlenstoffatome innerhalb biologischer Stoffkreisläufe zurückgehalten werden. Um die hier vorgestellten Ergebnisse zu bestätigen, und der Herkunft von Kohlenstoff in PLFA's weiter nachzugehen, sollen zukünftig Altersbestimmungen an isolierten PLFA's durchgeführt werden.

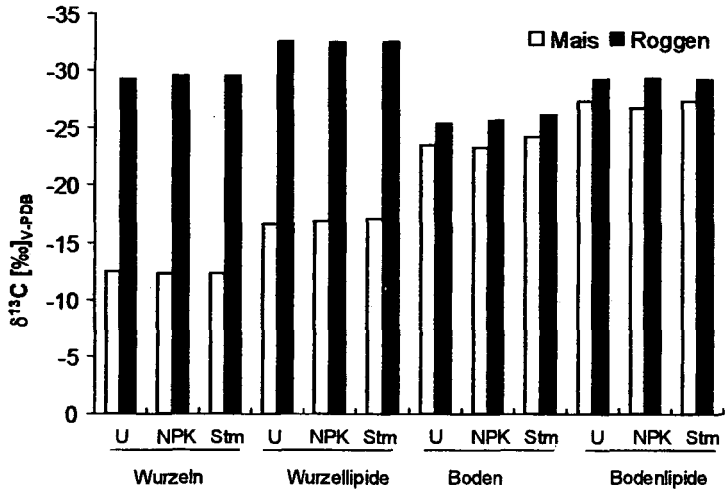


Abbildung 1: Gesamt $\delta^{13}C$-Werte der Böden, Bodenlipide, Wurzeln und Wurzellipide der 3 Düngungsvarianten ungedüngt (U), NPK-Dünger (NPK) und Stallmist (Stm) für die Roggen- und Mais-Variante.

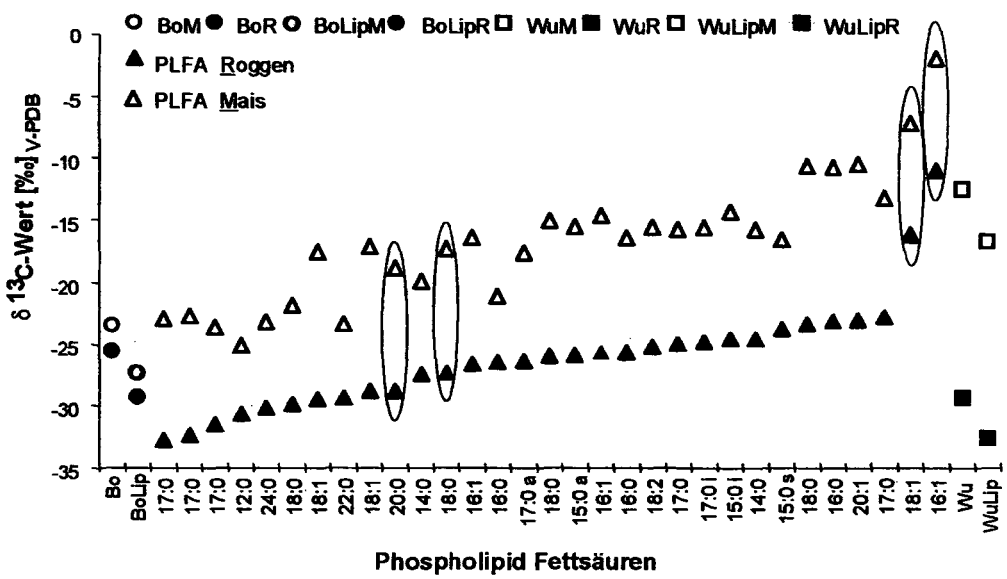


Abbildung 2: $\delta^{13}C$ - Werte der Phospholipidfettsäuren der Roggen (R) - und Mais (M)-Variante im Vergleich, zum Überblick sind auch die Gesamt-^{13}C-Gehalte der Böden (Bo), Bodenlipide (Bolip), Wurzeln (Wu) und Wurzellipide (Wulip) dargestellt.

Literatur

E.G. Bligh and W.J. Dyer, (1959). A rapid method of total lipid extraction and purification. *Canadian Journal of Biochemistry and Physiology* 37, 911-917.

R.D. Mc Carthy and A.H. Duthie, (1962). A rapid quantitative method for the separation of free fatty acids from other lipids. *Journal of Lipid Research* 3, 117-119.

L. Zelles (1999). Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterisation of microbial communities in soil: a review. *Biology and Fertility of Soils* 29, 111-12

L. Zelles (1997). Phospholipid Fatty Acid Profiles in Selected Members of Soil Microbial Communities. *Chemosphere 35*, 275-294.

Untersuchungen zur Heterogenität schwermetallbelasteter Flächen im Guadiamartal

Von

B. Kratochwil[1], F. Lang[1], A. de Haro[2], R. Kretzschmar[3] und M. Kaupenjohann[1]

Einleitung und Fragestellung

Im April 1998 brach die Wand eines Rückhaltebeckens der Pyritmine „Los Frailes" in Aznalcóllar (Südspanien), und das nahegelegene Guadiamartal wurde auf einer Länge von 40 km mit schwermetall-sulfidhaltigem, saurem Schlamm überflutet.
Trotz Abtragen des Schlammes und einer Schicht des Oberbodens sowie weiterer Maßnahmen zur Stabilisierung der Schwermetalle (z.B. Kalkung) blieb eine Restkontamination des Bodens bestehen (Nagel et al., 1999).
Die belasteten Flächen in diesem Gebiet sind gekennzeichnet durch eine große chemische und physikalische Heterogenität (Simon et al., 1999), die eine Risikoabschätzung erschweren.
Die Ursache kleinräumiger chemischer Heterogenität in Böden ist neuen Untersuchungen zufolge bevorzugter Fluss („Preferential Flow„). Hinzu kommt im Spezialfall Guadiamartal die ungleichmäßige Verteilung des sulfidhaltigen Schlammes sowie die Bedeutung kleinräumig unterschiedlicher Oxidationsbedingungen, die neben hoher räumlicher auch zu hoher zeitlicher Variabilität führen kann.

Mit der hier vorgestellten Untersuchung soll geprüft werden, ob die räumliche Schwermetallvariabilität durch das Phänomen „Preferential Flow" verursacht wird.

[1]Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27 D-70593 Stuttgart
[2]Instituto de Agricultura Sostenible, Apdo. 4084 E-14080 Córdoba
[3]ITÖ, ETH Zürich, Grabenstr. 3, CH-8952 Schlieren

Material und Methoden

Zur Überprüfung der Hypothese wurde auf der Versuchsstation „El Vicario" im Guadiamartal auf einer Fläche von 20x10m² ein Farbtracerversuch durchgeführt. Auf acht Plots von 2x1m² wurden je 30mm Brilliant Blue-Lösung (1g/l) in einem Zeitraum von acht Stunden appliziert, und am folgenden Tag wurden vertikale Profile von 1x1m² aufgegraben. Die Bodenprobenahme erfolgte für die gefärbten (Fließwege) und ungefärbten (Matrix) Bereiche getrennt in den Tiefen 0-5, 5-10, 10-15 und 15-20 cm. In den Bodenproben wurden pH-Wert (H_2O), mobile Schwermetalle (Extraktion mit 1M NH_4OAc-Lösung, pH 6) und Schwermetallgesamtkonzentrationen (Röntgenfluoreszenzanalyse) bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Die durch den Schlamm in den Boden eingetragenen Schwermetalle weisen eine sehr hohe räumliche Variabilität auf (Tabelle 1).

Tab. 1: Mittlere Schwermetallkonzentrationen des Schlammes (Konz. S, nach Lopez Pamo et al., 1999) und der Bodenproben (Konz. B, Var.koeff. = Variationskoeffizient, Tiefe 0-20 cm, n = 28).

Element	Konz. S (µg/g)	Konz. B (µg/g)	Var.koeff. (%)
Fe	381600	47791	11
Zn	9300	288	55
Pb	8700	329	81
As	5200	160	57
Cu	1500	110	11
Cd	40	1,0	63
Ag	36	1,4	67
Co	50	21	25
Hg	12	0,9	37
Sb	440	18	67
Tl	43	2,2	37

Die Variabilität ist jedoch nicht auf die mit dem Tracerversuch sichtbar gemachten Fließbahnen zurückzuführen. Für keines der untersuchten Schwermetalle ergibt sich ein signifikanter Unterschied zwischen Fließweg- und Matrixproben. Abbildung 1 zeigt dies exemplarisch für Zink.

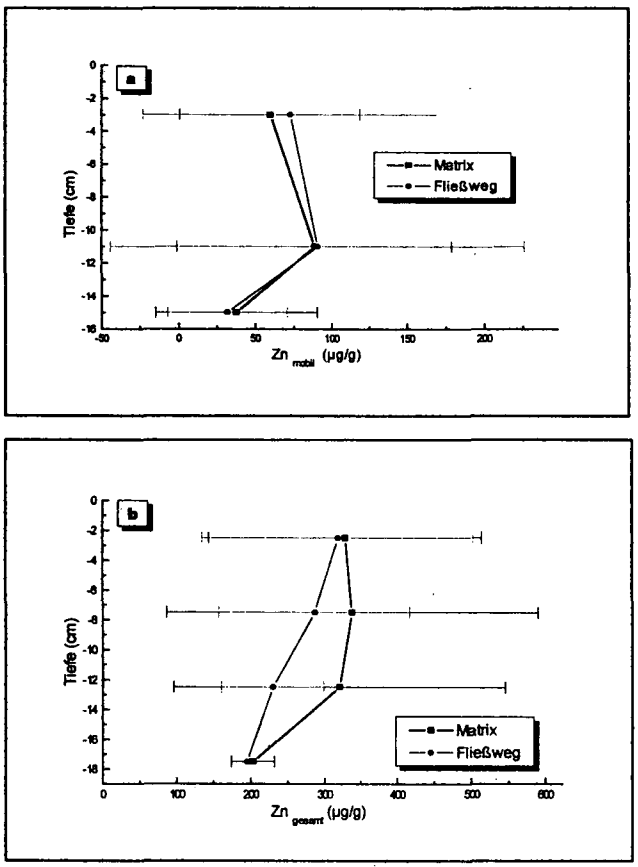


Abb. 1: Mittelwerte und Standardabweichungen der mobilen (a) und gesamten Zinkkonzentrationen (b) von Fließweg- und Matrixproben in verschiedenen Tiefenstufen.

Auch die pH-Werte sind sehr heterogen. Vermutlich bedingt durch die Sulfidoxidation treten im Boden zum Teil extrem niedrige pH-Werte auf (Abb. 2).
Obwohl Unterschiede zwischen Matrix und Fließwegen statistisch nicht abzusichern sind, deutet sich eine Versauerung der Fließwege im Unterboden an. Eine mögliche Erklärung wäre die höhere Sauerstoffverfügbarkeit in den Fließwegen, die die Sulfidoxidation fördert. Aufgrund einer im Zuge der Sanierungsmaßnahmen durchgeführten Kalkung ist dieser Prozess im Oberboden von geringerer Bedeutung.

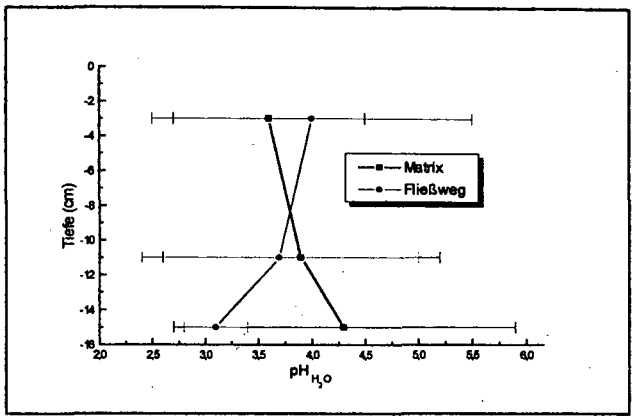


Abb. 2: Mittelwerte und Standard-abweichungen der pH-Werte von Fließweg- und Matrixproben in verschiedenen Tiefenstufen.

Schlussfolgerungen

Die räumliche Schwermetallvariabilität kann nicht durch die aktuell bestehenden Fließwege erklärt werden. Die Ursache der heterogenen Schwermetallverteilung ist vermutlich der inhomogene Eintrag und die ungleichmäßige Beseitigung des Schlammes bei den durchgeführten Reinigungsmaßnahmen.
Es deutet sich an, dass aktuelle Fließmuster das Redoxpotential und damit die Intensität der Sulfidoxidation und der Schwermetall-mobilisierung beeinflussen.

Dank

Die Arbeit wurde gefördert durch das Austauschprogramm „Acciones Integradas Hispano-Alemanas 2000“ und ein Stipendium der Herzog-Carl-Stiftung.

Literatur

LÓPEZ PAMO, E., ARRANZ GONZÁLEZ, J.C., ANTÓN PACHECO, C. & BARETTINO FRAILE, D. (1999). Contribución del ITGE a la evolución de los efectos del accidente minero de Aznalcóllar sobre los suelos de la cuenca del Guadiamar. Tecno Ambiente, 86 (8): 21-26.

NAGEL, I., SCHMIDT, U., PFEFFER, K.-H., CABRERA, F., CLEMENTE, L., KAUPENJOHANN, M. (1999). Risk assessment for heavy metal contamination after dam failure in the valley of Guadiamar. MESAEP, Alicante, Spain.

SIMON, M., ORTIZ, I., GARCÍA, I., FERNÁNDEZ, J., FERNÁNDEZ, E., DORRONSORO, C. & AGUILAR, J. (1999). Pollution of soils by the toxic spill of a pyrite mine (Aznalcóllar, Spain). The Science of the Total Environment, 242:105-115.

ASSOZIATION VON ^{137}Cs AN GEOBIOCHEMISCHEN BODENPHASEN

Kruse-Irmer S. & L. Giani

Einleitung

Radiocaesium wurde vor allem durch den Reaktorunfall in Chernobyl 1986 weiträumig über Europa deponiert, wobei Waldökosysteme aufgrund des hohen Interzeptionspotentials der Baumvegetation besonders betroffen waren (Bunzl & Schimmack 1989). In Böden, in denen der Hauptteil des ^{137}Cs lokalisiert ist (Sombre et al. 1994), ist die vertikale Migration gering (u.a. Giani et al. 1996, Rosen et al. 1999). Auch nach mehreren Jahren liegt der überwiegende Teil des ^{137}Cs in den obersten 10 cm vor, was in erster Linie auf die stereospezifische Sorption in den Zwischenschichten randlich aufgeweiteter Illite und aufweitbarer Tonminerale zurückgeführt wird. Die organische Substanz hat, aufgrund der schwachen unspezifischen Sorption und infolge der Abschirmung der spezifischen Bindungsplätze an den Tonmineralen (Dumat & Staunton 1999) dagegen eine mobilisierende Wirkung, was sich auch in einem höheren Radiocaesium-Transfer von organischen Böden in Pflanzen widerspiegelt. Dennoch liegt auch 15 Jahre nach der Deposition der überwiegende Teil des ^{137}Cs in Waldböden in den Auflagehorizonten vor, während die Migration in den darunterliegenden Boden gering ist (Kruse-Irmer et al. 1999).

Um die ^{137}Cs-Bindungsformen in Böden mit unterschiedlichen physikochemischen Eigenschaften zu untersuchen, wurden zwei sequentielle Extraktionsverfahren angewendet. Darüberhinaus wurden Pflanzentests unter Laborbedingungen durchgeführt, um die Bioverfügbarkeit von Radiocaesium in verschiedenen Böden zu ermitteln.

Material und Methoden

Beprobt wurden ein Hochmoor unter Wiese, ein Übergangsniedermoor unter Fichten-Kiefern-Mischwald, sowie eine Pseudogley-Braunerde und Parabraunerde-Braunerde unter Laubwald (Lkr. Berchtesgardener Land) und eine Braunerde unter Fichten-Kiefern-Mischwald (Lkr. Mühldorf a. Inn). Die Beprobung erfolgte im August 1998 und im Mai 1999 an 5 Profilen auf einer Fläche von ca. 50 m².

Die bodenkundlichen Kenndaten wurden nach Standardmethoden (Schlichting et al. 1995) ermittelt.

Die sequentielle Extraktion wurde nach dem in Tab. 1 aufgeführten Schema durchgeführt.

Tab.1: Angewendete sequentielle Extraktionsverfahren

	Fraktion	Extraktion	Referenz
0[2]	leichtlöslich	Gleichgewichtsbodenlösung	Schlichting et al. (1995)
I	austauschbar	1 M CH_3COONH_4, pH 8,2, (w/v) 1:10, 2 Std., 20° C,	Bunzl et al. (1997)
II[1]	an Sesquioxide gebunden	0,25 M Oxalsäure + Oxalat + Ascorbinsäure, pH 3,25, (w/v) 1:25, 0,5 Std., 96° C	Zeien & Brümmer (1989)
II[2]	an Huminstoffe gebunden	0,1 M NaOH, (w/v) 1:10, 16 Std., 20° C	
III	organisch gebunden	30 % H_2O_2, pH 2,0, (w/v) 1:10, 6 Std., 85° C	Tessier et al. (1979)
IV	persistent gebunden	7 M HNO_3, (w/v) 1:10, 6 Std., 85° C	Tessier et al. (1979)
V	Rest		Bunzl et al. (1997)

[1] : nur an Mineralböden angewandt,
[2] : nur an Torfen und Auflagen angewandt

Die Messung der ^{137}Cs-Aktivitäten in den Eluate und der Festphase der Restfraktion erfolgte γ-spektrometrisch mit einem Reinst-Germanium-Detektor und angeschlossenem Multi-Chanel-Analyzer. Bezugsdatum für die Aktivität war der 6.8.98.

Carl-von-Ossietzky Universität Oldenburg, FB Biologie,Geo- und Umweltwissenschaften, AG Bodenkunde, Postfach 2503,
D - 26111 Oldenburg, e-mail: kruse.irmer@uni-oldenburg.de

Zur Ermittlung der Radiocaesium-Transferfaktoren im System Boden-Pflanze wurde Bodenmaterial in Pflanzschalen mit ~3600 Bq ^{134}Cs kg^{-1} kontaminiert. Nach zwei Wochen Gleichgewichtseinsellung wurde *Deschampsia flexuosa* und *Lolium multiflorum* ausgesät. Nach weiteren vier Wochen wurden die oberirdischen Pflanzenteile geerntet, bei 105° C getrocknet und γ-spektrometrisch gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Einige ausgewählte bodenkundliche Kenndaten sind in Tab. 2 aufgeführt.

Tab.2: Ausgewählte Eigenschaften der untersuchten Böden

Bodentyp / Horizont		Tiefe cm	pH [$CaCl_2$]	Humus %	Ton abs. %	KAK $cmol_c\ kg^{-1}$
Braunerde	Ohf	+ 3	3,2	88,9	n.b.	74,5
	Ah	8	3,1	19,6	11,2	37,9
	Bv	45	4,0	4,0	17,7	14,1
Übergangs-	L	+ 5	4,2	55,7	n.b.	90,4
niedermoor	Ohf	+ 3	3,1	96,3	n.b.	66,2
	uH	40	3,0	93,0	1,6	150,7
Hochmoor	hH	25	3,6	78,9	2,2	80,0
Pseudogley-	Ah	4	3,7	17,2	21,5	35,4
Braunerde	Bv	30	3,9	5,2	25,8	14,4
Parabraunerde-	Ah	18	7,0	6,3	8,5	10,9
Braunerde						

n.b. : nicht bestimmt

^{137}Cs-Bindungsformen in den untersuchten Mineralböden

In den Mineralböden war der Anteil an austauschbaren ^{137}Cs mit 0,5 –12,8 % gering, nahm jedoch mit zunehmender Tiefe zu. Der überwiegende Teil des ^{137}Cs lag in persistent gebundener Form (4. und 5. Fraktion) vor, wobei die prozentualen Anteile in der 4. Fraktion tendenziell zunahmen und in der 5. Fraktion abnahmen.

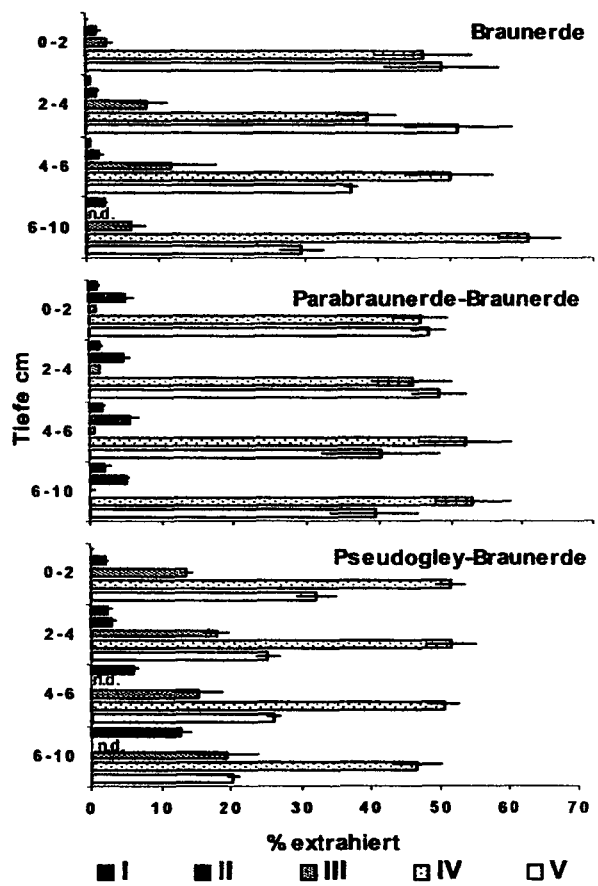


Abb.1: Extrahierte Anteile an ^{137}Cs in den fünf Fraktionen der Mineralböden im Tiefenverlauf.

Röntgendiffraktometrische Untersuchungen zum angewendeten sequentiellen Extraktionsverfahren haben gezeigt, daß in Folge der HNO_3-Extraktion aufweitbare Tonminerale (Smectite, Vermiculite) zerstört werden, während Illite kaum oder gar nicht angegriffen werden (unveröff. Ergebnisse). Insofern kann davon ausgegangen werden, daß das HNO_3-extrahierbare ^{137}Cs überwiegend an aufweitbaren Tonmineralen spezifisch sorbiert vorliegt, während die Restfraktion das in Illiten fixierte ^{137}Cs repräsentiert.

Die höchsten ^{137}Cs-Anteile waren mit 39-61 % in der HNO_3-extrahierbaren Fraktion lokalisiert, während in der Restfraktion 29-51 % des ^{137}Cs vorlagen. Die geringsten ^{137}Cs-Anteile wurden mit < 6 % mit der 2. Fraktion extrahiert, so daß die ^{137}Cs-Bindung an Sesquioxiden scheinbar eine untergeordnete Rolle spielt. Die Anteile an H_2O_2-extrahierbaren ^{137}Cs lagen im Bereich von 0,4-19,5 %. Im Gegensatz zur 1., 4. und 5. Fraktion konnte in der 2. und 3. Fraktion keine Veränderungen in den Anteilen an extrahierbaren ^{137}Cs im vertikalen Profilverlauf beobachtet werden. Offensichtlich wird die reversible ^{137}Cs-Sorption in Böden vor allem durch die spezifische Sorptionskapazität von aufweitbaren Tonmineralen und die Fixierungskapazität von randlich aufgeweiteten Illiten bestimmt.

^{137}Cs-Bindungsformen in den untersuchten Torfen und Auflagehorizonten

In den untersuchten Torfen und Auflagehorizonten lagen bis zu 27 % des ^{137}Cs in austauschbarer Form vor. Außerdem waren in den Auflagehorizonten und im Hochmoor unter Wiese 1-2 % des ^{137}Cs in der GBL lokalisiert, während im Niedermoor unter Nadelwald die ^{137}Cs-Aktivitäten in der GBL nicht mehr detektierbar (n.d.) waren (Abb.2).

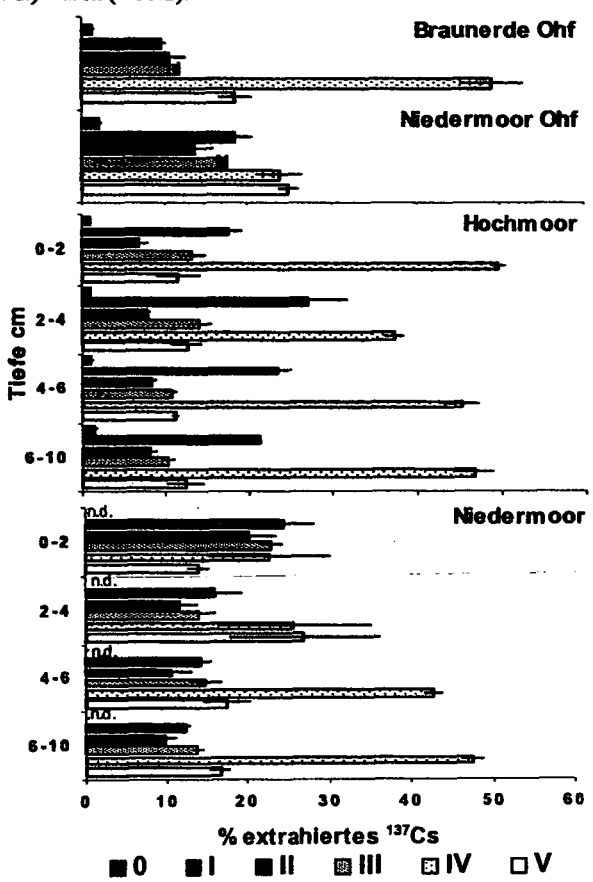


Abb.2: Extrahierte Anteile an ^{137}Cs in den sechs Fraktionen der Torfen und Auflagehorizonten.

Die Anteile an persistent gebundenen ^{137}Cs (4. und 5. Fraktion) waren mit maximal 66 % geringer als in den Mineralböden. Shand et al. (1994) gehen davon aus, daß die in organischen Böden vorkommenden Tongehalte theoretisch ausreichen, um die Mikromengen von Radiocaesium zu immobilisieren. Da im untersuchten Hochmoor geringe Gehalte an aufweitbare Tonmineralen ermittelt werden konnten, stellt die Immobilisierung von ^{137}Cs durch Tonminerale eine mögliche Erklärung für die relativ hohen Anteile in der 4. und 5. Fraktion dar. Im Niedermoor konnten dagegen keine aufweitbaren Tonminerale identifiziert werden, sodaß für die untersuchten Torfe auch von einer ^{137}Cs-Immobilisation durch die organische Substanz ausgegangen werden muß.

$^{134/137}Cs$-Transfer in Pflanzen

Der Transfer von ^{134}Cs und ^{137}Cs (Chernobyl- und Kernwaffenfallout) von den Torfen und Auflagehorizonten in die Pflanzen war deutlich höher als von den Mineralböden (Abb 3). Dies zeigt zum einen, daß Radiocaesium in organischen Böden in geringerem Umfang immobilisiert wird und auch über Jahre hinweg bioverfügbar bleibt. Die ähnlichen Transferfaktoren von ^{134}Cs und ^{137}Cs in den Mineralböden deuten dagegen auf eine schnelle Immobilisation hin, sodaß die Bioverfügbarkeit deutlich geringer ist als in den Torfen und Auflagen.

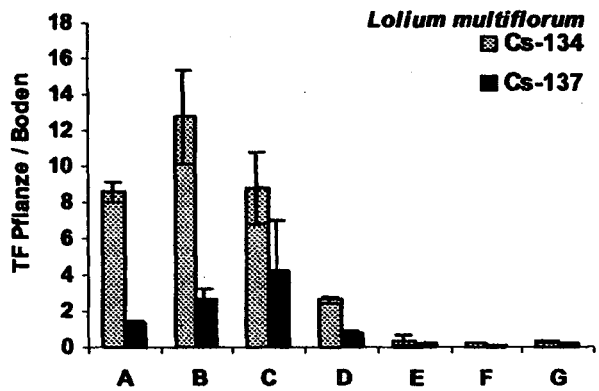


Abb.3: Radiocaesium-Transferfaktoren (Bq kg^{-1} Boden / Bq kg^{-1} Pflanze) für *Lolium multiflorum* von unterschiedlichen Substraten (A: Braunerde Ohf, B: Niedermoor Ohf, C: Niedermoor, D: Hochmoor, E: Braunerde, F: Pseudogley-Braunerde, G: Parabraunerde-Braunerde, C-G: 0-4 cm)

Schlußbetrachtung

Trotz der im Verleich zu Mineralböden höheren Mobilität und Bioverfügbarkeit von Radiocaesium in Auflagehorizonten ist die Migration in den darunterliegenden Boden gering. Offensichtlich spielt die Aufnahme von Radiocaesium durch Pflanzen und Bodenorganismen eine wichtige Rolle bei der Immobilisation in den Auflagen. Es wird deshalb davon ausgegangen, daß Radiocaesium in einem kurzgeschlossenem Kreislauf im System Auflagen-Pflanzen-Auflagen eingebunden ist, so daß die vertikale Migration gering bleibt.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung dieses Projektes (Gi 171/7-3).

Literatur

Bunzl K. & W. Schimmack (1989): Sci. Tot. Env. 78: 77-87
Bunzl K., W. Schimmack M. Belli & M. Riccardi (1997): J. Radioanal. Nuclear Chem. 226, No 1-2, 47-53.
Dumat C. & S. Staunton (1999): J. Env. Radioactivity 46: 187-200
Giani L. & H. Helmers (1996): Z. Pflanzenern. Bodenk. 160: 81-83
Kruse-Irmer S., C. v. Waldthausen & L. Giani (1999): Mit. Dtsch. Bodenk. Ges. 91 / 1, 406-409.
Rosen K., I. Öborn & H. Lönsjö (1999): J. Env. Radioactivity 46: 45-6
Schlichting E., H.P. Blume & K. Stahr (1995): Pareys Studientexte 81, Blackwell-Wissenschaftsverlag Berlin-Wien
Shand C.A., M.V. Cheshire, S. Smith, M. Vidal & G. Rauret (1994): J. Env. Radioactivity 23: 285-302.
Sombre L., M. VanHouche & S. de Brouwer(1994) Sci. Tot. Env. 157: 59-71
Tessier A., P.G.C. Campbell & M. Bisson (1979): Anal. Chem. 51 No. 7, 844 – 850.
Zeien H. & G.W. Brümmer (1989): Mit. Dtsch. Bodenk. Ges. 59 / 1, 505-510.

Modellierung von Kationenaustausch-, Diffusions- und Transportprozessen in binären Stoffsystemen in Böden am Beispiel von Kalium/Calcium

Kuhl, T.[1], H.-P. Helfrich[2], G.W. Brümmer[1]

1. Einleitung

Für die Vorhersage des Verlagerungsverhaltens von gelösten Stoffen im Boden sind neben der Kenntnis des Wasserflusses Kenntnisse über das Sorptions- und Diffusionsverhalten der Stoffe notwendig.
In den bisher entwickelten Stofftransportmodellen wird eine durch Diffusion verursachte zeitgesteuerte Sorption von Stoffen meist nur durch eine Kinetik 1. Ordnung modelliert; Diffusionsgesetze werden hierfür bisher kaum in die Modelle integriert. Das Ziel der durchgeführten experimentellen Untersuchungen und der Modellentwicklung ist daher die analytische Erfassung und Quantifizierung der Prozeßsteuergrößen mittels eines gekoppelten Sorptions-Diffusions-Transport-Modells und dessen Validierung.

2. Material und Methoden

Das Sorptionsverhalten von K und Ca wurde in Batch- und Säulenexperimenten an Bodenmaterial aus dem Bv-Horizont einer Braunerde (1:1 mit Quarzsand gemischt) untersucht. Die Bodenproben wurden mit $CaCl_2$ äquilibriert, so daß alle Austauscherplätze mit Ca belegt waren. In Batch-Versuchen wurde neben der K-Konzentration (0,2 bis 32mg l^{-1}) die Ca-Konzentration variiert (2mM, 10mM, 50mM); die Reaktionszeit betrug zwischen 7min und 504h. Die in Perkolationsversuchen mit homogenen, gesättigten Bodensäulen ermittelten Durchbruchskurven mit 48h Flußunterbrechung dienten der Validierung der in Batch-Versuchen ermittelten Sorptions- und Diffusionsparameter.

Tab. 1: Ausgewählte chemische, physikalische und mineralogische Parameter des verwendeten Bodenmaterials

pH	C_{org} (%)	Ton (%)	Smectit (%)	Vermic. (%)	Illit (%)	Kaolinit (%)
6.0	0.4	15.1	15.0	13.0	52.0	20.0

Das entwickelte Modell geht von der Vorstellung einer spontanen Adsorption und Kationenaustausch an äußeren Oberflächen des Sorbenten aus, gefolgt von einer Diffusion in Aggregate und Partikel hinein. Zur Beschreibung der Oberflächenadsorption können für das binäre, heterovalente K/Ca-System wahlweise Kationenaustauschgleichungen (Gapon, Rothmund-Kornfeld, Gaines-Thomas) oder Adsorptionsisothermen (Langmuir, Freundlich, Erweiterte Freundlich) verwendet werden. Während Kationenaustauschgleichungen die Sorption von K und Ca vollständig bestimmen, führen Adsorptionsisothermen zu einem unvollständigen Modell, bei dem nur die sorbierte K-Menge vorhergesagt werden kann – im Falle der erweiterten Freundlich-Isotherme unter Berücksichtigung der Ca-Lösungskonzentration. Da die Festlegung und Freisetzung von K in Böden stark von der Ca-Hintergrundkonzentration abhängig ist, muß für die Identifizierung und Quantifizierung der Diffusionsparameter im untersuchten System die Ca-Lösungskonzentration in die Modellierung mit einbezogen werden.
Die Diffusion wird für jedes Partikel durch die Fick'schen Diffusionsgesetze beschrieben (Kuhl et al. 2000). Als Lösung der Diffusionsgleichung ergibt sich bei der Berechnung der mittleren räumlichen Konzentration eines jeden Partikels ein Integralterm unter der Annahme einer homogenen Konzentration an der Partikeloberfläche. Die Kombination dieses Integralterms für die Mikrostruktur mit Übergangs- und Transporttermen sowie den oben genannten Reaktionsgleichungen und der Massenbilanzgleichung führt zu einem Integro-Differentialgleichungs-System (Kuhl et al. 2000). Da bei der Verwendung von Diffusionsgleichungen Partikelgeometrien festgelegt werden müssen, sind im Modell Lösungen für kugel-, stab- und zylinderförmige Partikel implementiert. Der Stofftransport im Boden wird durch die Konvektions-Dispersionsgleichung beschrieben, wobei der Austausch zwischen mobiler und immobiler Wasserphase durch Diffusion oder eine Kinetik 1. Ordnung realisiert wird. Die getroffene Annahme einer Diffusion nur für K wird durch experimentelle Befunde bestätigt. Die Anpassung der in den Batch- und Säulenversuchen ermittelten Daten zur Sorptionskinetik erfolgt mit den Modellen *esorp* und *estim*. Die Parameterschätzung wird dabei mit der Least-Squares-Methode durchgeführt. Die nichtlineare Optimierungsaufgabe wird mit einem Trust-Region-Verfahren iterativ gelöst (Helfrich und Zwick 1993).

3. Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 1 sind K-Adsorptionsisothermen bei verschiedenen Ca-Hintergrundkonzentrationen für ausgewählte Reaktionszeiten (7min und 72h) dargestellt. Mit zunehmender Ca-Konzentration der Lösungsphase sinkt der Anteil des sorbierten K am Austauscher. Bei sehr geringen K-Konzentrationen findet dann mit steigenden Ca-Konzentrationen eine zunehmende K-Freisetzung statt. Gleiche K-Adsorption und -Desorption wird im Schnittpunkt der Isothermen mit der Abszisse erreicht. Weiterhin wird deutlich, daß mit zunehmender Reaktionszeit die Steigung der Adsorptionsisothermen zunimmt. Eine längere Reaktionszeit führt daher in der Regel i) oberhalb des Isothermenschnittpunktes mit der Abszisse zu einer Abnahme der K-Lösungskonzentration und Zunahme

[1] Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, 53115 Bonn,
[2] Mathematisches Seminar der Landwirtschaftlichen Fakultät, Universität Bonn, 53115 Bonn

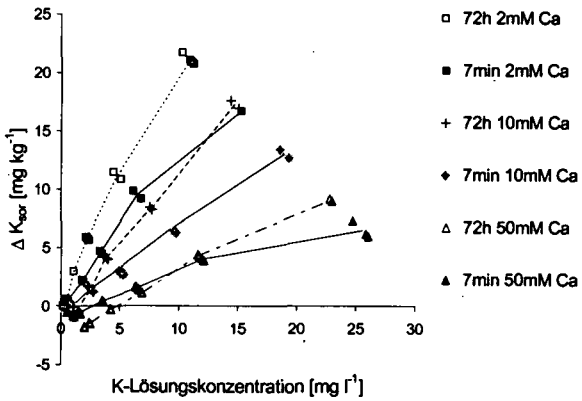


Abb. 1: K-Adsorptionsisothermen in Abhängigkeit von Ca-Konzentration und Zeit; K-Zugabe 0.2 bis 32 mg l^{-1}, Ca-Konzentration 2mM, 10mM, 50mM, Reaktionszeit 7min bzw. 72h (Bv-Horizont Braunerde, pH 6.0, 15% Ton)

der adsorbierten K-Menge, ii) zu einer Verschiebung des Gleichgewichtes hin zu höheren Lösungskonzentrationen und iii) unterhalb des Schnittpunktes zu einer Erhöhung der desorbierten K-Menge. Die Ursachen dieses zeitabhängigen Sorptionsverhaltens sind in der diffusionskontrollierten Sorption von K in den für Ca nicht zugänglichen Tonmineralzwischenschichten begründet (z. B. Sparks 1987).

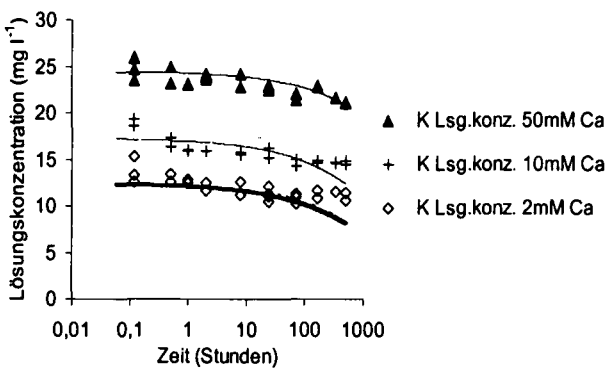


Abb. 2: Gemessener und simulierter Verlauf der K-Lösungskonzentration für eine initiale K-Konzentration von 32mg l^{-1}; Simultanschätzung mit erweiterter Freundlich-Isotherme (Bv-Horizont Braunerde, pH 6.0, 15% Ton)

Abb. 2 zeigt die experimentellen Ergebnisse sowie den modellierten Verlauf der K-Lösungskonzentrationen für eine initiale K-Konzentration von 32mg l^{-1} in verschiedenen Ca-Konzentrationen über eine Reaktionszeit von 7min bis 504h. Dabei ergeben sich die besten Anpassungen bei Verwendung der erweiterten Freundlich-Isotherme und der Gaines-Thomas-Isotherme. Spontane Adsorption und nachfolgende Diffusion führen zu einer deutlichen Abnahme der K-Lösungskonzentration. Die Parameter der Modellierung werden durch eine gewichtete Simultananpassung an alle Meßwerte der verschiedenen K- und Ca-Zugaben sowie Adsorptionszeiten des gesamten Versuches geschätzt.

In Tab. 2 sind die scheinbaren Diffusionskoeffizienten D_S sowie die geschätzten Standardabweichungen σ_K für die K-Konzentrationen aufgeführt. Die Größe des scheinbaren Diffusionskoeffizienten erweist sich dabei als weitgehend unabhängig von der Wahl der verwendeten Adsorptionsisotherme und beträgt 3.8 bis $5.8 \cdot 10^{-6}$ d^{-1}.

Tab. 2: Geschätzte scheinbare Diffusionskoeffizienten D_S für K-Diffusion und Güte der Simultananpassung

Adsorptionsisotherme	D_S (d^{-1})	σ_K (mg l^{-1})
Erweiterte Freundlich	$4.934 \cdot 10^{-6}$	1.146
Gapon	$3.830 \cdot 10^{-6}$	1.822
Gaines-Thomas	$4.632 \cdot 10^{-6}$	1.178
Rothmund-Kornfeld	$5.830 \cdot 10^{-6}$	1.350

Für den scheinbaren Diffusionskoeffizienten D_S gilt die Beziehung $D_s \sim D_{eff} \cdot a^{-2}$, wobei D_{eff} den effektiven Diffusionskoeffizienten darstellt. Unter Annahme eines Partikeldurchmessers von 2 bis 0,2µm für die Tonfraktion ergeben sich dadurch in Übereinstimmung mit Literaturangaben effektive Diffusionskoeffizienten von 10^{-19} bis 10^{-21} cm^2 s^{-1}.

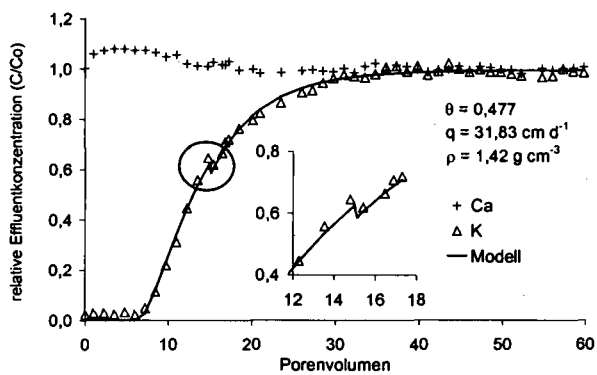


Abb. 3: K-Durchbruchskurve mit 48h Flußunterbrechung bei einer K-Lösungskonzentrationvon 16mg l^{-1}; Anpassung mit Freundlich-Isotherme und Diffusion in Zylinder (Bv-Horizont Braunerde, pH 6.0, 15% Ton)

Abb. 3 zeigt den Verlauf der in einer homogenen Bodensäule ermittelten K-Durchbruchskurve mit einer Flußunterbrechung von 48h. Die Abnahme der Effluentkonzentration nach der Unterbrechung kann dabei nur auf diffusive Prozesse zurückgeführt werden. Zur Validierung des aus den Batch-Versuchen ermittelten Diffusionskoeffizienten wurde dieser zur Modellierung des Stofftransportes als fest eingesetzt. Die Parameter des Wasserflusses entstammen separaten Tracerexperimenten; angepaßt wurden lediglich die Koeffizienten der Freundlich-Gleichung. Sowohl der Kurvenverlauf als auch die Abnahme der Lösungskonzentration im Anschluß an die Flußunterbrechung werden durch das Modell sehr gut wiedergegeben und bestätigen dadurch die Modellannahmen.

4. Literatur

Helfrich, H.-P. und D. Zwick (1993): Numerical Algorithms **5**, 535-545; Kuhl, T., H.-P. Helfrich, G.W. Brümmer (2000): Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **92**, 13-16; Sparks, D.L. (1987): Adv. Soil Sci. **6**, 1-52

Stabilisierung organischer Substanz durch Schichtsilikate –Veränderungen im Mineralinventar und in der Zusammensetzung der organischen Substanz entlang einer Zeitreihe

Corinna Kussmaul[1]; Markus Kleber[1], Elke Schulz[2], Reinhold Jahn[1], Heinz-Ulrich Neue[2]

1 Einleitung

Organo-mineralische Komplexe sind von großer Bedeutung für die Stabilisierung von organischer Substanz (OS) im Boden (Baldock & Skjemstad, 2000). Unter gleichen klimatischen Bedingungen wird das C-Speicherungsvermögen eines Bodens vom Tongehalt beeinflusst (Martin & Haider, 1986).

In verschiedenen Düngungsversuchen (Leinweber & Reuter, 1988; Leinweber & Reuter, 1990; Møberg & Nielsen , 1983; Scheffer et al., 1959; Tributh et al. 1987) wurden nach langjährigem Nährstoffentzug durch Pflanzen in ungedüngten Varianten Mineralveränderungen festgestellt. Kalium wurde aus den Zwischenschichten des Illits freigegeben mit der Folge randlicher Aufweitungen der Tonminerale bis zur vollständigen Umwandlung zu Smectit.

Basierend auf diesen Effekt entwickelten wir folgende Arbeitshypothesen:

(1) Im Statischen Düngungsversuch von Bad Lauchstädt haben sich die Tonminerale nach Kaliumentzug verändert.

(2) Mit Änderung des Tonmineralbestandes haben sich Menge und chemische Zusammensetzung der assoziierten organischen Substanz ebenfalls verändert.

2 Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden fünf Oberbodenproben des Statischen Düngungsversuches Bad Lauchstädt verwendet:

- V120-1(2): organisch und mineralisch gedüngt (Referenz)
- G67/68/69: 1902-1982 vollgedüngt, danach ungedüngt bei fortgesetzten Entzügen, im Freiland aufgestellt, 18 Jahre K-Entzug
- G25/26/27: wie G67/68/69, jedoch im Gewächshaus aufgestellt bei konstant 60% MWK, 18 Jahre K-Entzug
- BRB1: 1902-1956 vollgedüngt, danach ungedüngt bei fortgesetzten Entzügen, ab 1989 Schwarzbrache, 44 Jahre K-Entzug
- V120-18(2): 1902-2000 ungedüngt, 98 Jahre K-Entzug

Die Analysen wurden an den Ton- und Tonsubfraktionen (Grobton 2 - 0,2 µm, Feinton < 0,2 µm) durchgeführt.

Die Ton- und Tonsubfraktionen wurden durch Ultraschall-Dispergierung und Trennung im Schwere- bzw. Zentrifugalfeld in Anlehnung an Amelung et al. (1999) gewonnen. Die Röntgenmessungen (XRD) wurden an Texturpräparaten der Fraktionen (Aufbereitung nach Tributh & Lagaly, 1991) an einem Bruker D5005 Röntgendiffraktometer durchgeführt. Der Gesamtkohlenstoff- und Gesamtstickstoffgehalt wurde an einem Vario-EL-Analyzer bestimmt. Pyrolyse-Feldionisations-Massenspektroskopische (Pyr-FIMS) Messungen an Feinerdeproben (durch Prof. Leinweber, Rostock) wurden zur Charakterisierung der organischen Substanz heran gezogen.

3 Ergebnisse Röntgendiffraktometrie

Sowohl die Gesamtton- als auch die Tonsubfraktionen der Varianten zeigten keine röntgenographisch messbaren Unterschiede entlang der Zeitreihe (Abb.1). Dies steht im Einklang mit XRD-Messungen an den gleichen Proben, die im eigenen Haus durchgeführt wurden (Dreibrodt et al., 2001).

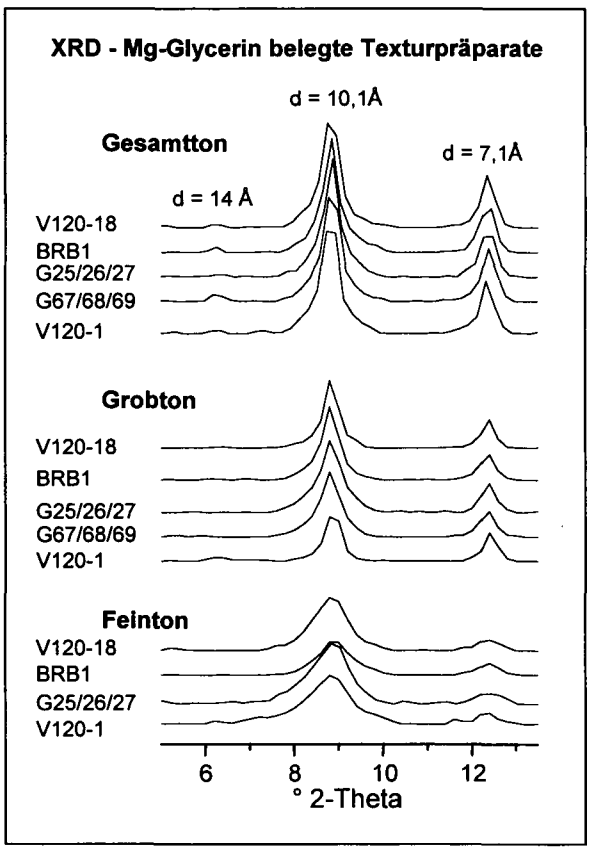


Abb. 1: XRD-Messungen

4 Ergebnisse C_t und N_t-Bestimmung

Die C_t- und N_t-Gehalte nehmen in den Proben entlang der Zeitreihe ab (Abb. 2). Der größte Anteil des gespeicherten Kohlenstoffs im Boden ist in den Grobtonfraktionen zu finden. Der C-Gehalt der Feintonfraktionen ist mit 3,5-4,1 % C deutlich geringer als der C-Gehalt der Grobtonfraktionen mit 5,6-6,7 % C. Die Werte für die Gesamttonfraktion liegen bei 5,1-5,4 % C. Die N-Werte folgen dem gleichen Trend wie die C-Werte. Die C/N-Verhältnisse nehmen in der Feinton- und Gesamttonfraktion entlang der Zeitreihe zu, während sie in der Grobtonfraktion keinem einheitlichen Trend folgen (Abb. 3).

Die im Gewächshaus aufgestellte Probe verhält sich bezüglich der C_t- und N_t-Gehalte anders als deren Position in

[1] Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Landwirtschaftl. Fakultät, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, D-06108 Halle, e-mail: ckussmau@yahoo.com

[2] Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Theodor-Lieser-Straße 4, D-06120 Halle

der Zeitreihe erwarten ließe. Die C-Gehalte sind höher, die N-Gehalte niedriger und das C/N-Verhältnis ist geringer.

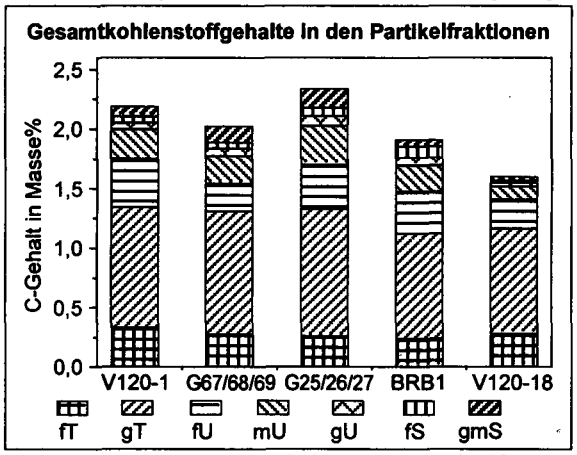


Abb. 2: Gesamtkohlenstoffgehalte in den Partikelfraktionen

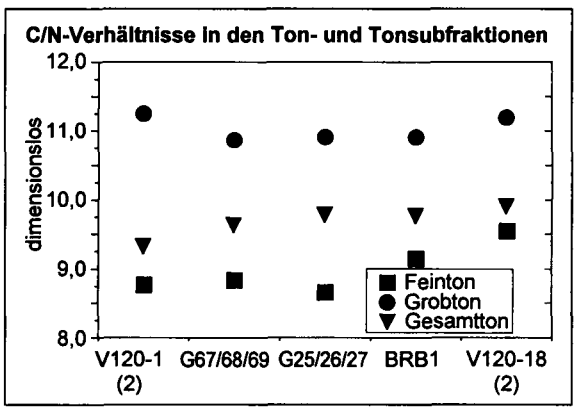


Abb. 3: C/N-Verhältnisse in den Partikelfraktionen

5 Ergebnisse Pyrolyse-FIMS

Die Charakterisierung der OS erfolgt mit Hilfe der Pyrolysemessungen, die eine Zuordnung der Komponenten zu zehn Substanzklassen ermöglicht (Abb. 4).

Die Anteile der Ligninmonomere, Phenole, Kohlenhydrate, Peptide und der heterocyclischen N-haltigen Komponenten steigt entlang der Zeitreihe, während Lignindimere und Lipide dem entgegen gesetzten Trend folgen. Bei den Alkylaromaten ist kein einheitlicher Trend festzustellen, jedoch ist deren Anteil in der vollgedüngten Variante (V120-1) deutlich höher als in der seit 98 Jahren ungedüngten Variante (V120-18).

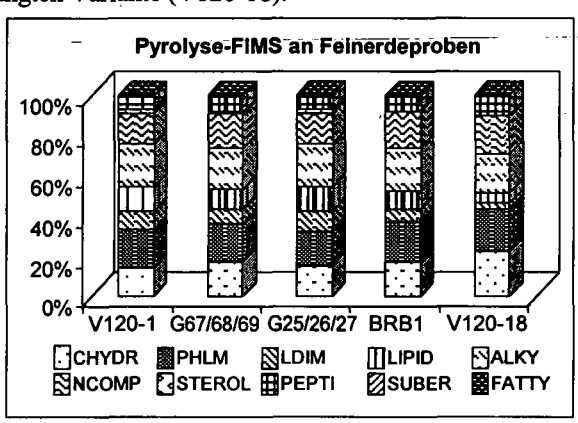


Abb. 4: Pyrolyse-FIMS.
CHYDR: Kohlenwasserstoffe aus Pentose und Hexose Bausteinen, PHLM: Phenole und Ligninmonomere, LDIM:Lignindimere, LIPID: Lipide, Alkane, Alkene, Fettsäuren, n-Alkylester, ALKY: Alkylaromaten, NCOMP: v.a. heterocyclische N-haltige Komponenten, STEROL: Sterole, PEPTI: Peptide, SUBER: Suberin, FATTY: freie Fettsäuren.

Schulten und Leinweber (1999) führen die Zunahme von Ligninmonomeren auf einen fortgeschrittenen Ligninabbau und eine Stabilisierung von monomeren Abbauprodukten zurück. Ebenso erklären sie die Anreicherung von Kohlehydraten, Peptiden und N-haltigen Komponenten durch Stabilisierung von Mikrobenmetaboliten. Die gemessene Zunahme des Kohlehydratanteils in der ungedüngten Variante ist gegenläufig zu Ergebnissen von NMR-Messungen an Bad Lauchstädt-Proben, bei denen der Anteil der O-Alkyl-Komponenten (Polysaccharide) in der ungedüngten Variante deutlich unter dem der vollgedüngten Variante liegt (Kiem et al., 2000).

6 Diskussion

Die Ursache für die unterschiedliche Kohlenstoffspeicherung der untersuchten Böden kann nicht mit röntgenographisch messbaren Veränderungen des Mineralkörpers erklärt werden. Die Änderungen in der Zusammensetzung der organischen Substanz deuten auf einen Input-gesteuerten Mechanismus der Kohlenstoffspeicherung hin. Jedoch können auch röntgenographisch nicht erfaßbare Mineraleigenschaften für die Kohlenstoffspeicherung von Bedeutung sein. Baldock & Skjemstad (2000) und Untersuchungen im eigenen Haus (Kahle et al., 2001) fanden eine Korrelation zwischen C-Gehalt und Bodenoberfläche. Folgeuntersuchungen werden diesen Aspekt beleuchten.

7 Literatur

•Amelung W.R., R. Bol & C. Friedrich (1999): Natural ^{13}C Abundance: A Tool to trace the Incorporation of Dung-derived Carbon into Soil Particlesize Fractions; Rapid Commun. Mass Spectrom,13, S.1291-1294 •Baldock J.A. & J.A. Skjemstad (2000): Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack; Organic Geochemistry, 31, S.697-710 •Dreibrodt, S., M. Kleber, E. Schulz, R. Jahn & H.-U. Neue (2001): Das Mineralinventar des Statischen Dauerdüngungsversuches V120 Bad Lauchstädt; (dieses Heft) •Kahle, M., M. Kleber, R. Jahn (2001): Mechanismen der Kohlenstoffspeicherung: Einfluss der Kationenaustauschkapazität und der Oberfläche der Tonfraktion in Lössboden; (dieses Heft) •Kiem, R., H. Knicker, M. Körschens und I. Kögel-Knabner (2000): Refractory organic carbon in C-depleted arable soils, as studied by 13C-NMR spectroscopy and carbohydrate analysis; Organic Geochemistry, 31, S.655-668 •Leinweber, P. & G. Reuter (1988): Influence of various fertilization on the mineralogical composition of clay fractions in long-term field experiments; Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 152, S.373-377 •Leinweber, P. &. Reuter (1990): Ergebnisse der Untersuchung organisch-mineralischer Komplexe (OMK) aus dem „Ewigen Roggenbau"; *In:* Liste, H.-J. (Hrsg.): Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Wissenschaftliche Beiträge 1990/31, S.47-52 •Martin J.P. & K. Haider (1986): Influence of Mineral Colloids on Turnover Rates of Soil Organic Carbon; In: Soil Science of America Spec. Pub.: Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes, S.283-304 •Møberg, J.P. & J.D. Nielsen (1983): Mineralogical Changes in Soils Used for Potassium-depletion Experiments for Some Years in Pots and in the Field; Acta Agricultura Scandinavica, 33, S.21-27 •Scheffer F., E. Welte & H. Graf v. Reichenbach (1959): Über den Kaliumhaushalt und Mineralbestand des Göttinger E-Feldes; Z. Pflanzenern. Düngung Bodenkd, 88 (133), S.115-128 •Schulten H.-R. & P. Leinweber (1999): Thermal stability and composition of mineral-bound organic matter in density fractions of soil; European Journal of Soil Science, 55, S.237-248 •Tributh, H., E. v. Boguslawski, A. v. Lieres, D. Steffens & K. Mengel (1987): Effect of Potassium Removal by Crops on Transformation of Illitic Clay Minerals, Soil Science, 143/6, S.404-409 •Tributh, H. & G. Lagaly (1991): Identifizierung und Charakterisierung von Tonmineralen; Berichte der Deutschen Ton- und Tonmineralgruppe. DTTG 1991.

Carbon and Nitrogen Dynamics of Dyked Young Saline Soils in Zhejiang Province, P.R. China

Landgraf, D.*, Lorei, A., Zhong, Z. & Makeschin, F.

Introduction

Dyking of saline coastal marshes in subtropical Southeastern China is of major importance for increasing land area for production of food and renewables. During the next years along the coastline of Zhejiang province about 2800 km^2 will be further dyked. However, the development of soil fertility features, that depend from both, the time after dyking and agroforestal management impacts, are not well known. Interdisciplinary research activities are therefore started together with Chinese partners of Zhejiang University and Zhejiang Forest Academy in dyked areas in the coastal region of the Zhejiang province in 1999.

The aims of the present study are:

- Investigate concentrations and distribution of carbon and nitrogen in selected soils differing in time after dyking
- Quantify total stocks of organic carbon and nitrogen in soils
- Determine different extractable organic and inorganic fractions of carbon and nitrogen in soils as dependent from time after dyking, management input and depth

Material and Methods

In order to investigate the intensity and time of desalinization process and development of soil fertility parameters, in spring 2000 a study area was chosen in Shangyu county, Zheijang Province. In this area 5 in 1969, 1976, 1984, 1991 and 1996, respectively. Soil samples at each plot were taken randomised in 4 different depth units (0-10, 10-30, 30-60 and 60-90 cm). While the youngest area was still naturally covered by salt tolerant grasses, the others are used by intensive agroforestry. The soil samples were analyzed for total C and N (Ct, Nt), inorganic C and N ($CaCO_3$, Nmin), cold-water-extractable C and N (CWC, CWN) and hot water extractable C and N (HWC, HWN).

Results

In the upper 10 cm of the soils, Corg significantly increased from about 6000 µg g^{-1} at the sites dyked in 1991 and 1996 to nearly 8500 µg g^{-1} at the oldest site (1969) added by organic agricultural residues.

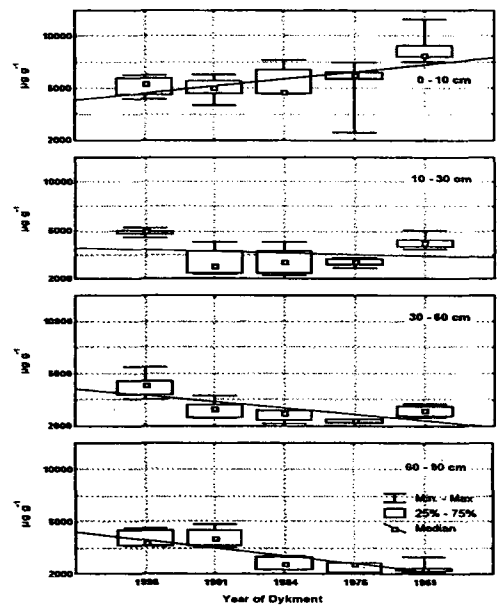


Fig.1: Organic Carbon (Corg) as a function of time and depth

different sites were dyked The portion of organic (Corg) and inorganic carbon ($CaCO_3$) changed with soil depth and site age. In the upper soil (0 - 10 cm), Corg varied between 45 % and 62 % of total C at sites 1996 and 1969, respectively. In 60 – 90 cm depth, Corg showed values from 30 % to 25 % at sites 1996 and 1969, respectively.

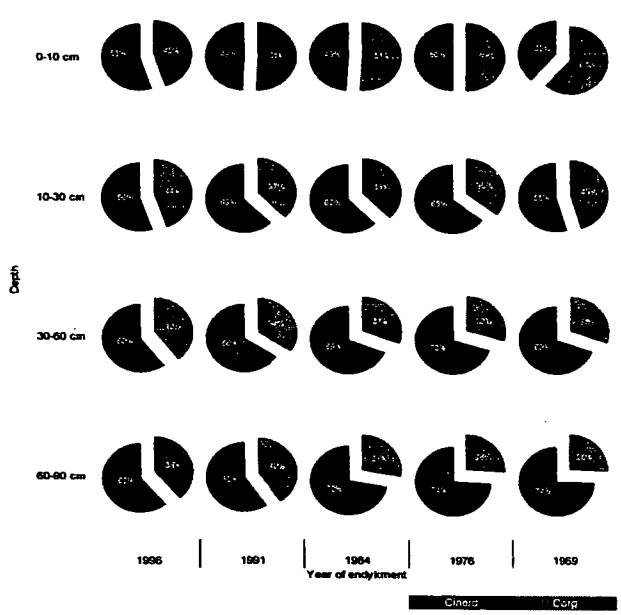


Fig. 2: The relation of Cinorg and Corg as a function of time and depth

* Dresden University of Technology; Faculty for Forest, Geo and Hydro Sciences; Institute of Soil Science, 01737 Tharandt, Pienner Str. 07

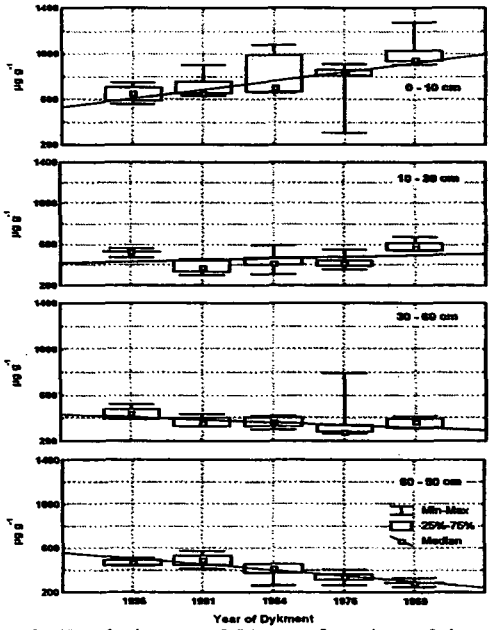


Fig. 3: Total nitrogen (Nt) as a function of time and depth

Nt and Nmin increased with time of dyking in the uppermost depth (0-10 cm) from 653 to 944 µg g^{-1} (Fig. 3) and from 33.6 to 69.1 µg g^{-1} (Fig. 4), respectively. Contrary to these results, Nt decreased significantly from 442 µg g^{-1} to 366 µg g^{-1} in 30-60 cm and from 464 µg g^{-1} to 282 µg g^{-1} in 60-90 cm depth (Fig. 3).

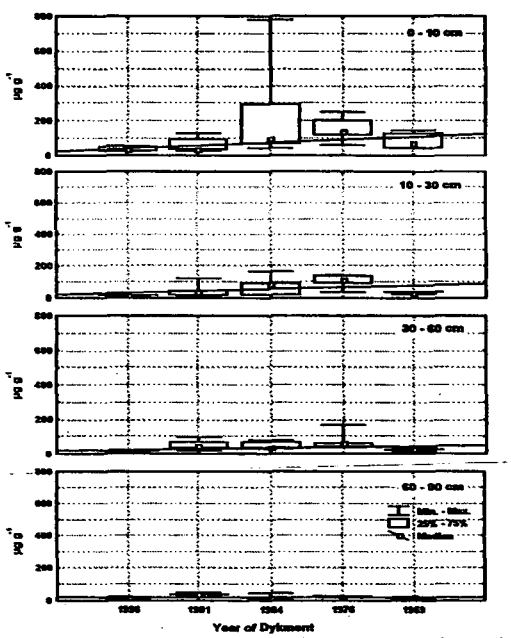


Fig. 4: Mineral Nitrogen (Nmin) as a function of time and depth

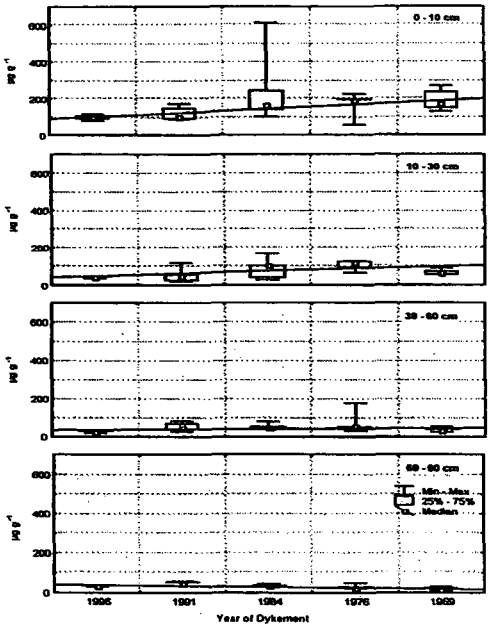


Fig. 5: Hot water extracted Nitrogen (HWN) as a function of time and depth

The middle-term available (mineralizable) N-fraction (HWN) increased significantly from 100.8 µg g^{-1} to 165.5 µg g^{-1} in the soil depth of 0 - 10 and from 38.2 µg g^{-1} to 65.6 µg g^{-1} in 10 - 30 cm at the dyked area 1969 to 1996 (Fig. 5).

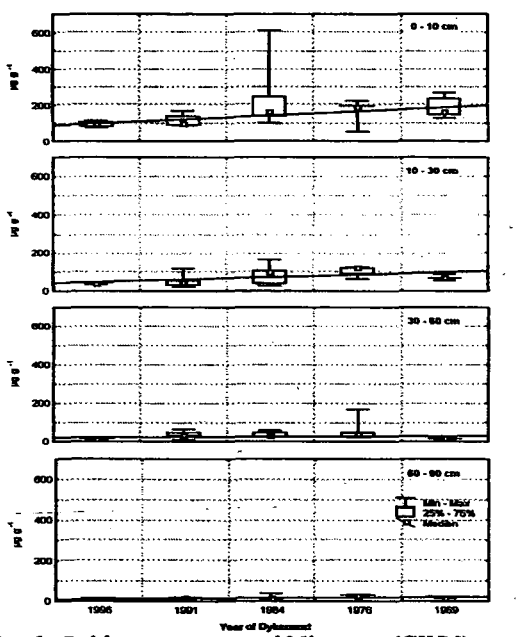


Fig. 6: Cold water extracted Nitrogen (CWN) as a function of time and depth

Also the short-term available (mineralizable) N-fraction (CWN) increased significantly from 100.1 µg g^{-1} to 165.5 µg g^{-1} in the soil depth of 0 - 10 and from 38.2 µg g^{-1} to 65.6 µg g^{-1} in 10 - 30 cm at the dyked area 1969 to 1996 (Fig. 6).

Die Bedeutung gelöster organischer Substanz für die Mineralverwitterung

F. Lang und M. Kaupenjohann[1]

Einleitung

Organische Verbindungen fördern die Mineralverwitterung um so stärker je höher die Affinität zur Mineraloberfläche und die Komplexierungskonstante für die jeweiligen Kationen ist. Dementsprechend sollte die gelöste organische Substanz (DOM) in der Bodenlösung, die durch hydrophobe Bestandteile dominiert ist, nur wenig zur Mineralverwitterung beitragen (Zhang und Bloom, 1999). Im Widerspruch dazu steht die Beobachtung, dass Mineralverwitterung in Gegenwart von DOM deutlich beschleunigt abläuft (z.B. Raulund-Rassmussen et al., 1998).

Wir wollen folgende Arbeitshypothese überprüfen, die diesen Widerspruch erklären könnte:

Während der Verwitterung bilden sich sekundäre Präzipitate auf der Mineraloberfläche, die die Freisetzung von Kationen behindert. DOM stört die Ausbildung von mineralischen Oberflächenpräzipitaten und fördert dadurch die Mineralverwitterung.

Material und Methoden

Verwitterungsversuche wurden mit Hornblende durchgeführt. Die Mineralproben wurden gemahlen und gesiebt (Porengröße: 500µm). Danach wurden die Proben so wie bei Zhang und Bloom (1999) beschrieben gereinigt.

Die Lösung der vorverwitterten Hornblende wurde in vier verschiedenen Varianten mit je einer Wiederholung bei pH 3 (eingestellt mit HNO_3) und einer Feststoffkonzentration von $10 gl^{-1}$ untersucht: (1) Mineral und Phthalatpuffer, (2) Mineral, Phthalatpuffer und Citronensäure (2.5 mM), (3) Mineral, Phthalatpuffer und DOM-Lösung (14 mM C), (4) Mineral und H^+ belegtes Kationenaustauscherharz (2.5 g pro 1g Hornblende).

Zur Herstellung der DOM Lösung wurde 1kg einer feldfrischen Rohhumusauflage mit 5 l Wasser überstaut und nach 24 h filtriert (0.45 µm Celluloseacetat Membranfilter).

Untersucht wurde die Freisetzungskinetik von Ca, K, Mg, Fe und Al. Dazu wurden bei den Varianten (1)-(3) nach 12, 36, 60, 108, 192, 264 und 384 h je ein aliquot der Suspension entnommen und filtriert. Die Bestimmung der Elementkonzentrationen im Filtrat erfolgte mit ICP OES. Für Variante (4) wurde für jeden Zeitschritt eine gesonderte Probe angesetzt. Nach der jeweiligen Verwitterungszeit wurde das Austauscherharz von der Suspension getrennt. Die Desorption der sorbierten Ionen wurde durch Extraktion mit 2M HNO_3 (100 ml pro 2.5 g Austauscherharz) erreicht. Die chemische Analyse erfolgte ebenfalls am ICP.

Die gereinigten Mineralproben und die Proben am Ende des Verwitterungsversuches der Varianten (1), (3) und (4) wurden mithilfe von Photoelektronenspektroskopie (XPS) untersucht. Mit dieser Methode ist es möglich, die Elementverhältnisse auf der Oberfläche der gefriergetrockneten Proben bis zu einer Tiefe von 2 nm zu bestimmen.

Ergebnisse und Diskussion

Auch in der hier vorgestellten Untersuchung ist der Eingangs erwähnte Widerspruch zu erkennen: Obwohl die Komplexierungsstärke von DOM für die verschiedenen Kationen geringer ist als die der Citronensäure werden in der DOM Variante die Elemente schneller freigesetzt als in der Citronensäurevariante (Abbildung 1). Dies deutet darauf hin, dass es neben ligandeninduzierter Mineralverwitterung noch einen anderen Mechanismus gibt, der die Mineralverwitterung in Gegenwart von DOM beschleunigt.

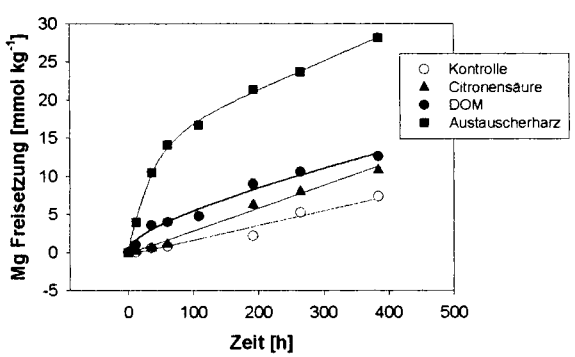


Abbildung 1: Freisetzungskinetik von Mg aus Hornblende bei pH 3.

Die Al-Konzentration in der Verwitterungslösung der Kontrollvariante (Variante 1) steigt während der ersten 100 h danach fallen die Konzentrationen unter die Nachweisgrenze ab (Abbildung 2). Die Bildung von sekundären Al/Si Präzipitaten auf der Oberfläche der Hornblende

[1] Institut für Bodenkunde, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

könnte die Ursache für diese Beobachtung sein. Die Fällung der Präzipitate setzt erst dann ein, wenn die entsprechende Si-Konzentration erreicht ist (Abb. 2).

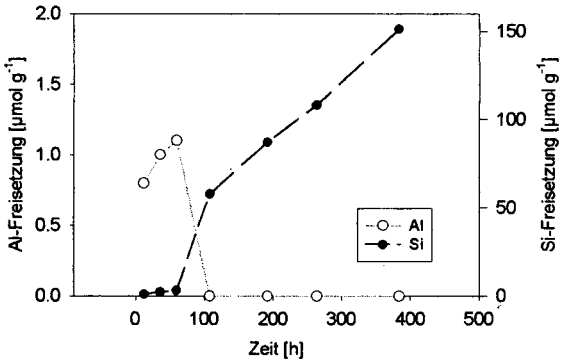


Abbildung 2: Freisetzung von Al und Si aus Hornblende, Variante 1.

Die XPS Ergebnisse deuten darauf hin, dass im Verwitterungsversuch Oberflächenpräzipitate entstanden sind, die ein höheres Al/Si Verhältnis aufweisen als die Hornblende: Am Ende des Versuches ist das Al/Si-Verhältnis auf der Oberfläche wesentlich höher als das Verhältnis des gereinigten Ausgangsmaterials (Abbildung 3). Eine Identifizierung der entstandenen Oberflächenpräzipitate ist jedoch mithilfe der hier verwendeten Methoden nicht möglich.

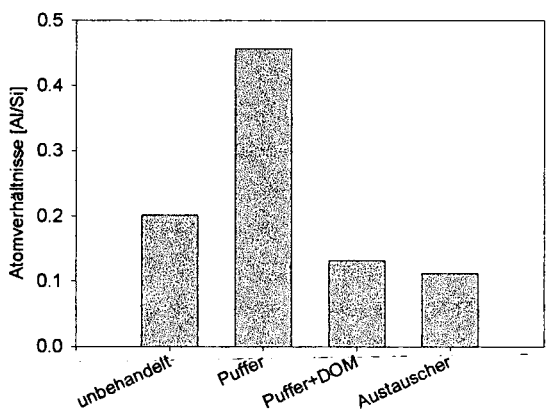


Abbildung 3: XPS-Verhaltnisse Al/Si und theoretisches Al/Si Verhältnis von Montmorillonit.

Auch die Ergebnisse der Austauscherharz-Variante stehen im Einklang mit der hier postulierten Bildung von Oberflächenpräzipitaten. Wenn freigesetzte Ionen durch das Austauscherharz dem System entzogen werden ist eine Ausbildung von Oberflächen-Präzipitaten nicht möglich. Statt dessen kommt es zu einer Abreicherung von Al auf der Mineraloberfläche (Abbildung 3), wie dies in der Literatur häufig postuliert wird (Mogk und Locke 1988). Dementsprechend ist die Freisetzung von Elementen in der Austauscherharzvariante am größten (exemplarisch gezeigt für Mg, Abbildung 1).

Das Al/Si-Verhältnis der DOM-Variante ist ähnlich niedrig wie das der Austauscherharz-Variante. Auch hier scheint also die Bildung von Oberflächenpräzipitaten behindert zu sein. In unserer Untersuchung erfolgte keine Speziierung des gelösten Al. Da die Komplexierungskapazität von DOM für Al bei pH 3 geringer ist als die der Citronensäure, ist die Erniedrigung der freien Al-Konzentration in Gegenwart von DOM als Ursache für die niedrigen Al/Si-Verhältnisse der DOM-Variante unwahrscheinlich.

Untersuchungen zum Einfluss von gelöster hydrophober organischer Substanz auf Fällungsreaktionen deuten darauf hin, dass durch die Umhüllung von Kristallkeimen durch organische Substanz Fällungsreaktionen behindert werden (Grossl und Inskeep, 1991). Ein Einfluss auf die Bildung von Oberflächenpräzipitaten wurde bisher noch nicht geprüft ist aber denkbar.

Schlussfolgerung

Unsere Ergebnisse deuten darauf hin, dass in Verwitterungsexperimenten, die im geschlossenen System durchgeführt werden, bzw. in Böden bei geringer Abfuhr der freigesetzten Ionen, mit der Limitierung der Verwitterung durch die Ausbildung von Oberflächenpräzipitaten zu rechnen ist. Besonders unter diesen Bedingungen scheint DOM die Mineralverwitterung zu fördern, da es die Ausbildung von Oberflächenpräzipitaten stört.

Literatur

Grossl, P.R. und W.P. Inskeep (1991). Precipitation of dicalcium phosphate dihydrate in the presence of organic acids. Soil Sci. Soc. Am. J. 55, 670-675. *Mogk, D.W. und W.W. Locke (1988).* Application of Auger electron spectroscopy to naturally weathered hornblende. Geochim. Cosmochim. Acta 52:2537-2542. *Raulund-Rasmussen K., O.K. Borggaard, H.C.B. Hansen und M. Olsson (1998).* Effect of natural organic soil solutes on weathering rate of soil minerals.European Journal of Soil Sci. 49, 397-406. *Zhang, H. und P.Bloom (1999).* Dissolution kinetics of hornblende in organic acid solutions. Soil Sci. Soc. Am. J. 63:815-822.

Dank:
Für die Unterstützung bei der Versuchsdurchführung möchten wir A.Denner, S Dreibrodt, S.Funke, K.Ilg, M.Kahle, Y.Mangkuwinoto, R.Pasternak, J.Schäffer, B.Staer, J.Wirth und K.Zöfel danken. Herrn Dr. F. Simon herzlichen Dank für die XPS Analysen.

MODELLIERUNG DER BODEN-C-SPEICHERUNG MIT UNTERSCHIEDLICHEN TEMPERATURFUNKTIONEN

Leifeld, Jens[1]; Calanca, Pierluigi[1]; Fuhrer, Juerg[1]

Einleitung und Fragestellung

Mechanistische Boden-C-Modelle sind wichtige Hilfsmittel, um die Dynamik der organischen Bodensubstanz (OBS) unter veränderten Klima- oder Landnutzungsszenarien besser abschätzen zu können. In den meisten Modellen wird die OBS in mehrere C-Pools unterteilt, die jeweils durch ihre Abbauratenkonstanten k definiert sind. Die Temperaturabhängigkeit dieser Konstanten wird in den jeweiligen Modellen über eine einheitliche Funktion beschrieben. In einer Kombination aus Mineralisierungsexperimenten und Modellsimulationen wird untersucht, ob die Annahme einer einheitlichen Temperaturfunktion schlüssig ist.

Material und Methoden

Stechzylinderproben von zwei landwirtschaftlich genutzten Standorten des Schweizer Mittellandes werden sequentiell bei Temperaturen von 5, 15, 25 und 35°C über mehrere Monate inkubiert. Aus den Mineralisierungsraten werden mit Arrheniusfunktionen Aktivierungsenergien E für die einzelnen Messtermine ermittelt. Die Gegenüberstellung von E und den Abbauraten ergibt für sehr kleine Abbauraten eine nichtlinearen, hochsignifikant negative Korrelation. Auf dieser Grundlage werden für die beiden langsamen C-Pools eines C-Modells analog dem Century-Modell (Parton, 1987) neue Temperaturfunktionen berechnet. Für ein Landnutzungsszenario: Wechsel Intensiv- zu Extensivgrünland werden Ergebnisse einer Sensitivitätsanalyse der neuen Temperaturfunktionen im Vergleich der Modellierung mit einer Referenzfunktion (Thornley, 1998) für zwei Standorte (500 m ü.NN, 8°C MAT; 1500 m ü.NN, 2°C MAT) untersucht. Dazu wurde zunächst ein Gleichgewichtszustand für hohe Nutzungsintensität mit der Referenzfunktion modelliert. Anschliessend werden die Veränderungen im Boden-C-Gehalt verglichen, wie sie a) mit der Referenzfunktion und b) den modifizierten Temperaturfunktionen für die beiden langsamen C-Pools jeweils nach Umstellung auf Extensivgrünland simuliert werden.

Daten zu den Jahrestemperaturverläufen im Boden wurden von zwei Klimastationen genommen; durchschnittliche C-inputs wurden auf Grundlage statistischer Ertragserhebungen ermittelt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Daten der Mineralisierungsexperimente weisen auf höhere Temperaturabhängigkeiten für langsame C-Pools hin (Abb. 1).

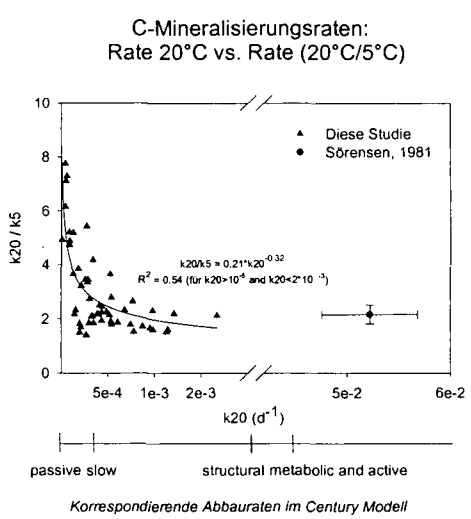


Abb. 1. Abbauraten 20°C und Quotienten Abbaurate 20‘°C / 5°C im Vergleich zu Abbauratenkonstanten im Century-Modell.

1. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, FAL, CH-3003 Bern, Schweiz

e-mail: jens.leifeld@iul.admin.ch

Aufgrund der Messergebnisse ergeben sich für die beiden langsamen C-Pools (slow und passive) exponentiell ansteigende Temperaturfunktionen bis 35°C (Abb. 2).

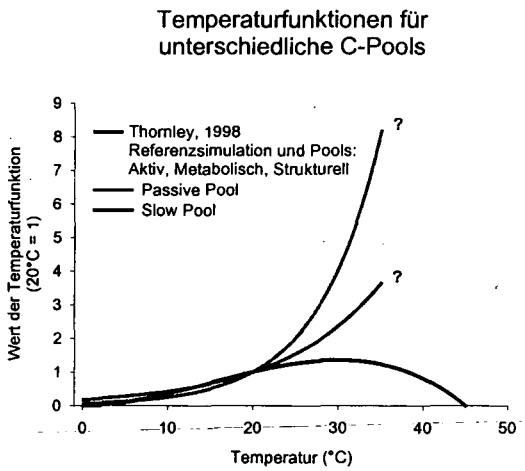


Abb. 2. Temperaturfunktionen zweier langsamer C-Pools auf Grundlage der sequentiellen Inkubationen im Vergleich zu einer Referenzfunktion (Thorenley, 1998).

Im Vergleich zur Referenzfunktion zeigen sich ausgeprägte Unterschiede v.a. im Temperaturbereich > 25°C wohingegen für den Temperaturbereich < 20°C die Unterschiede klein sind.

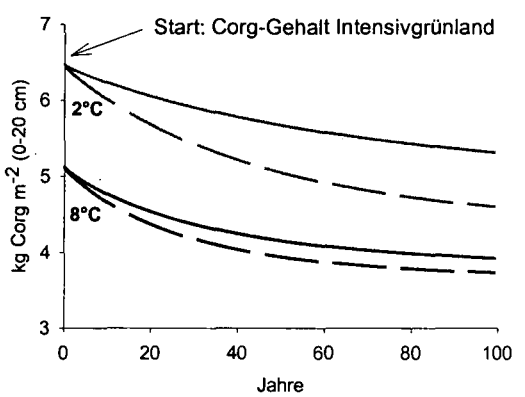


Abb. 3. Gleichgewichtsgehalte des Boden-C und Veränderungen im Verlauf von 100 Jahren nach Umstellung auf Extensivgrünland. Durchgezogene Linien: Referenztemperaturfunktion; gestrichelte Linien: Modifizierte Temperaturfunktion für die beiden langsamen C-Pools (s. Text).

Die Sensitivitätsanalyse (Abb. 3) zeigt höhere Gleichgewichtskohlenstoffgehalte für den höher gelegenen Standort. Dies entspricht statistischen Landnutzungserhebungen im Alpenraum und wird auf die stärkere Limitierung des Umsatzes der OBS im Vergleich zur Nettoprimärproduktion zurückgeführt. Durch die Extensivierung nimmt bei allen Simulationen der C-Gehalt des Bodens, bedingt durch den geringeren input an pflanzlicher Streu und Wurzelturnover deutlich ab. Die Abnahmen sind mit den modifizierten Temperaturfunktionen stärker und besonders bei dem höher gelegenen Standort ausgeprägt.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Die bisherigen Ergebnisse lassen vermuten, dass Fraktionen der OBS, die in Modellen durch langsame C-Pools beschrieben werden, eine stärkere Temperaturabhängigkeit des Abbaus aufweisen als die labile OBS. Für die Modellierung ergeben sich daraus stärkere Abnahmen der Boden-C-Gehalte für das Beispiel der Grünlandextensivierung. Obwohl die Spannbreite der Bodentemperatur für den modellierten Gebirgsstandort auf 1500 m ü.NN zwischen < 0°C und max. 20°C liegt, sind dort die Auswirkungen der modifizierten Temperaturfunktionen am stärksten ausgeprägt. Es ist daher davon auszugehen, dass bereits die geringen Unterschiede der Temperaturfunktionen im Bereich < 20°C (Abb. 1) einen deutlichen Unterschied in der OBS-Dynamik bewirken. Die aufgezeigten Unsicherheiten bei der Simulation der Boden-C-Gehalte unter sich verändernden Landnutzungsszenarien und in unterschiedlichen Klimaten sind quantitativ für die Senkendiskussion landwirtschaftlicher Böden vor dem Hintergrund des Kyoto-Protokolls relevant. Höhere Temperaturen werden insbesondere für höhergelegene Grünlandstandorte zu einem signifikanten Verlust an OBS führen.

Literatur

Parton, W.J., Schimel, D.S., Cole, C.V. and Ojima, D.S., 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains Grasslands. Soil Sci. Soc. Am. J. 51: 1173-1179.

Sörensen, L.H., 1981. Carbon-Nitrogen relationships during the humification of cellulose in soils containing different amounts of clay. Soil Biol. Biochem. 13:313-321.

Thornley, J.H.M., 1998. Grassland Dynamics. An ecosystem simulation model. CAB International, New York.

INFLUENCE OF HEAVY METALS (Zn, Pb, Cd) ON ENZYMATIC ACTIVITY OF SOIL

Sławomir LIGĘZA, Elżbieta Jolanta BIELIŃSKA, Jacek PRANAGAL

Agricultural University, Institute of Soil Science and Environment Management,
Króla Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin, Poland 5

Summary

The influence of heavy metals (Zn, Pb, Cd) on activity of enzymes in light textured soils have been investigated. Soil samples were collected from the areas contaminated by zinc and lead metallurgy plants. High content of metals significantly decreased the enzymatic activity of soil environment in comparison to control objects. Phosphatases were more sensitive indicator of pollution than urease and protease. Zn and Cd were most toxic for enzymes than Pb.

1. Introduction

There are different classifications describing the degradation of soils, but the level of enzymatic activity of soil could be a very sensitive index that determines the degree of the unfavourable changes of soils in an objective way. The scale of negative influence of heavy metals depends mainly on the soil quality. The large shares of the coarse and sand fractions in soil, small content of humus, low capacity of sorptive complex and acid reaction are conducive to mobilization of heavy metals.

The enzymatic activity of sandy soils from the areas strong polluted with heavy metals and from the territories, which were not subjected to direct industrial emissions were compared on the background of the differentiated management of those areas. Due to the physiographic differentiation, the investigated soils were analysed in the terms of activity of extracellular enzymes: phosphatases, urease, and protease.

2. Area and methods

The topsoil horizons of soils formed from sand and loamy sand have been taken to the studies from the territories under the influence of zinc and lead metallurgy plants. The soils pointed out different degree of heavy metal contamination and land management (Table 1). The soil characteristics of assigned objects are included in previous papers (Hawryś, 1984; Latocha, 1986; Misztal and Ligęza, 1995). The control soil samples with natural content of heavy metals were collected from the non-polluted forest (comparative material to 3rd and 2nd degree of pollution) and from the arable field (control to 4th degree of pollution).

The activity of phosphatases was determined according to Tabatabai and Bremner (1969); 1 hour of incubation, temperature 37°C, the activity of the enzymes was given in μg of p-nitrophenol per 1 g of soil in 1 hour. The analyse of urease was led with using the Zantua and Bremner method (1975); 18 hours of incubation, temperature 37°C, the activity of the enzyme was given in μg of $N\text{-}NH_4^+$ per 1 g of soil in 24 hours. Protease was determined according to Ladd and Butlet (1972); 1 hour of incubation, temperature 50°C, the activity of the enzyme was given in μg of tyrosine per 1 g of soil in 1 hour. Atomic absorption spectrophotometry (AAS) was used to analyse of zinc, lead, and cadmium in the extract of 1 mole $HCl \cdot dm^{-3}$.

Table 1. Content of zinc, lead and cadmium in soils extracted with 1 mole $HCl \cdot dm^{-3}$

Degree of pollution – land	Object/location	Zn	Pb	Cd
		$mg \cdot kg^{-1}$		
4th degree of pollution (4DP) – naturally sodded soil	Szopienice 50°16'N, 19°05'E	5010	972	41
3rd degree of pollution (3DP) – afforested soil	Miasteczko Śląskie 50°30'N, 18°55'E	1970	1710	21
2nd degree of pollution (2DP) – afforested soil	Bolesław 50°18'N, 19°29'E	1750	1862	15
0 degree of pollution (0DPF)– afforested soil	Osiny 51°28'N, 22°04'E	40	9	0.5
0 degree of pollution (0DPAF) – arable field	Osiny 51°28'N, 22°04'E	33	8	0.5

3. Results and Discussion

The concentrations of Zn, Pb, and Cd in soils of the regions under the influence of metallurgy plants were very high and was several dozen times higher than the contents that are accepted as a natural background (Kabata-Pendias and Pendias, 1993). The contaminated soils contained about 80 times more Zn, 170 times more Pb, and 50 times more Cd, on average, comparing to the non-polluted control soils.

Intensity of the enzymatic processes in soil depended on the degree of pollution with heavy metals, the metal itself, the way of soil management, and the individual properties of the enzymes.

The lowest enzymatic activity was stated in the soil from around the zinc metallurgy plant exhibiting the highest concentration of Zn and Cd (4DP). The activity of phosphatases, urease, and protease was 30, 3, and 2 times lower, respectively, in comparison to the control point (0DPAF). The activity of enzymes in the soils from around the metal works was in the case of 2DP and 3DP (with the greatest contents of Pb) significantly higher than in the soil located in the place of 4DP (Table 2). Those results indicate the stronger limiting effect of Zn and Cd on the activity of the soil enzymes than Pb. The greater relative toxicity of zinc and cadmium on the enzymatic processes in soils, than that of lead, has been reported by Doelman and Haanstra (1989). The presence of great quantities of heavy metals causes disturbances in the complexes of microorganisms and in the proper metabolism of the soil components, what leads to changes in the activity of the enzymes (Dahm et al., 1997; Kowalski et al., 1998). Nowak et al. (1999) stated that small doses of heavy metals could sometimes have a stimulating effect on the activity of soil enzymes.

Enzymatic activity of both non-polluted soils (0DPF and 0DPAF) was highly differentiated (Table 2). Activity of phosphatases, urease, and protease in the forest soil (0DPF) was lower 5, 2, and 1.5 times, respectively, comparing to the activity of those enzymes in the soil from the cultivated field (0DPAF). It is worth to mention that the activity of enzymes in the not contaminated forest soil (0DPF) and in the both soils from the afforested territories under the strong pressure of industrial pollution (3DP and 2DP) was not significantly different.

Corresponding author:
Sławomir Ligęza, Agricultural University, Institute of Soil Science and Environment Management,
Króla Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin, Poland.
e-mail: slawekl@consus.ar.lublin.pl

Table 2. Enzymatic activity of soils*

Object	*APh*	*AU*	*APr*
4th degree of pollution (4DP) – naturally sodded soil	4.6	123.7	10.2
3rd degree of pollution (3DP) – afforested soil	15.1	160.3	12.8
2nd degree of pollution (2DP) – afforested soil	25.4	150.6	12.3
0 degree of pollution (0DPF)– afforested soil	27.6	173.8	14.0
0 degree of pollution (0DPAF) – arable field	137.6	400.4	21.4

*APh – activity of phosphatases; AU – activity of urease; APr – activity of protease

From among the studied enzymes activity of phosphatases was the most sensitive index that differentiated the investigated objects depending on the pollution and management of soils. Christensen et al. (1982) proved that the effect of the heavy metals on activity of the enzymes was connected with both the metals itself, physico-chemical properties of the soils, as well as with the kind of the enzyme.

4. Conclusions

1. The intensity of the investigated enzymatic processes (activity of phosphatases, urease, and protease) depended on the degree of soil contamination with heavy metals, the metal itself, ways of management, and individual properties of enzymes.
2. The lowest enzymatic activity was stated in the soil most polluted with Zn and Cd, while the highest enzymatic activity was found in the soil of the non-polluted arable field.
3. Within the non-contaminated soils, enzymatic activity in the forest soil was several times lower than in the soils from the cultivated field.
4. The activity of phosphatases was among the studied enzymes the most sensitive index that differentiated the investigated objects, depending on the soil pollution and management.

5. References

1. Christensen, G.M., D. Olson and B. Riedel (1982): Chemical effects on the activity of eight enzymes. Environ. Res. 29, 240-247
2. Dahm, H., Y.Ch. Li and K. Januszek (1997): Development of microorganisms and oxidation of some organic compounds in soil polluted with heavy metals. Pol. J. Soil Sci. 30, 55-63
3. Doelman, P. and L. Haanstra (1989): Short- and long-term effect of heavy metals on phosphatase activity in soils. An ecological dose-response model approach. Biol. Fertil. Soils 8, 235-241
4. Hawryś, Z. (1984): Sensitivity of some deciduous trees to sulphur compound and heavy metals. Ekol. Pol. 32, 103-124
5. Kabata-Pendias, A. and H. Pendias (1993): Biogeochemistry of trace elements. PWN, Warszawa. (in Polish)
6. Kowalski, Z., H. Stępniewska, Z. Krzan and K. Januszek (1998): The effect of contamination of soil by heavy metals on qualitative and quantitative composition of fungi in the rhizosphere of some forest trees. Acta Mycologica 33, 3-23.
7. Ladd, N. and J.H.A. Butlet (1972): Short term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. Soil Biol. Biochem. 4, 19-30.
8. Latocha, E. (1986): Influence of some fellings and ways of soil management on growth of few species of trees on industrial areas. Prace Inst. Bad. Leśn. 645, 3-76. (in Polish)
9. Misztal, M. and S. Ligęza (1995): Influence of reaction, soil moisture and incubation time on solubility of heavy metals in the soil polluted by zinc metallurgy plant. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 418, 465-472. (in Polish with English summary)
10. Nowak, J., B. Smolik and B. Śnieg (1999): Influence of different doses of copper and lead compounds on changes of some enzymes activity. Chemia i Inżynieria Ekologiczna 6, 891-989.
11. Tabatabai, M.A. and J.M. Bremner (1969): Use of p-nitrophenyl phosphatase for assay of soil phosphatase activity. Soil Biol. Biochem. 1, 301-307.
12. Zantua, M.I. and J.M. Bremner (1975): Comparison of methods of assaying urease activity in soils. Soil Biol. Biochem., 7, 291-295.

^{13}C – NMR - Festkörper spektroskopische Analyse der organischen Substanz einer Siedlungsabfalldeponie

S. Lindel; R. Bäumler; H. Knicker; I. Kögel-Knabner

Einleitung:

Siedlungsabfalldeponien stellen eine Gefährdung für die Umwelt dar. Sie sind potentielle Emissionsquellen für Schadstoffe aus dem Sickerwasser- und Gaspfad. Hauptursache dafür ist die Umsetzung der organischen Substanz (OS), die in die Deponie eingebaut wurde.

Das Ziel dieser Untersuchung war deshalb die Charakterisierung der chemischen Zusammensetzung der organischen Müllbestandteile im Deponiekörper mittels ^{13}C NMR – Festkörperspektroskopie. Hiermit sollte der Humifizierungsgrad der noch im Deponiekörper vorhandenen OS ermittelt werden, der zur Abschätzung des Restemissionspotentials herangezogen werden kann.

Material und Methoden:

Die beprobte Deponie befindet sich im Landkreis Ansbach. Sie wurde von 1979 bis 1999 in vier zeitlich aufeinanderfolgenden Einbauabschnitten (EBA) auf 12,35 ha mit 47000 Mg a^{-1} in folgenden Zeiträumen befüllt:

- 1979 – 1984; EBA I, Bohrungen III & IV
- 1984 – 1989; EBA II: Bohrungen I & II
- 1990 – 1992; EBA III a: Bohrung VI
- 1992 – 1999; EBA III b: Bohrung V.

Der in EBA III a und b angelieferte Müll wurde vor der Ablagerung mit einer Schredderanlage auf 5 cm vorzerkleinert. Pro Einbauabschnitt wurden zwei Bohrungen bis 10 m Tiefe durchgeführt. Die Probenahme erfolgte im Abstand von 2 m Tiefe. Die Temperatur der Proben wurde vor Ort bestimmt. Nach Bestimmung der Wassergehalte wurde das Probenmaterial luftgetrocknet, anschließend auf 0,5 mm zerkleinert und der Gehalt an Gesamt - C (C_{ges}) sowie Gesamt - N (N_{ges}) gemessen. Des weiteren wurden die Gehalte an organischem Kohlenstoff (TOC), Glühverlust (GV) (3 h Glühen bei 500°C) und pH Werte (0,01m $CaCl_2$) ermittelt.

Die ^{13}C – NMR - Festkörperspektren wurden an einem Bruker DSX 200 NMR Spektrometer (Senderfrequenz 50,323 MHz) mittels Kreuzpolarisationsmethode aufgenommen. Die Rotationsfrequenz der Proberöhrchen betrug 6,8 kHz. Die Anzahl der einzelnen Messungen, die akkumuliert wurden, lag zwischen 900 und 40000. Die Kontaktzeit betrug 1 ms. Die Entkopplerfrequenz war 200,13 MHz. Zur Entfernung paramagnetischer Substanzen und zur Verbesserung der Auflösung wurden die Proben vor Aufnahme der NMR - Spektren mit 10 % Flusssäure (v/v) behandelt.

Ergebnisse:

Mit zunehmender Einbautiefe wurde ein Temperaturanstieg von 12 auf maximal 48 °C gemessen. Die pH Werte lagen zwischen 7,1 – 8,4. Die Wassergehalte waren mit durchschnittlich 24 Gew. % unter den für biologische Umsetzung optimalen Werten von mindestens 60 %. TOC schwankte zwischen 11,3 % und 28,6 %, der GV zwischen 23 und 68 %. Letzterer wies keine altersabhängigen Veränderungen auf. Sinkende C_{org} und N_{ges} Gehalte von EBA III zu EBA I sind ein Hinweis auf zunehmende Mineralisierung der OS mit der Ablagerungsdauer.

In den NMR - Spektren aller untersuchten Proben ergeben sich Signale mit ähnlicher chemischer Verschiebung (Abb. 1 und 2). Es wird deutlich, dass die Hauptkomponente der OS in allen EBA´s der Deponie aus O – Alkyl – C (Kohlenhydrate) besteht. Die aus den NMR - Spektren hervorgehende quantitative chemische Zusammensetzung weist jedoch große Unterschiede auf.

Die Spektren aus Abb. 1 (EBA III a; 1990 - 1992) zeigen, dass der Alkyl - C - Gehalt mit der Tiefe von 9 bis 20 % zunimmt und der O - Alkyl - C - Gehalt von 73 auf 67 % sinkt. Diese Zunahme des Alkyl / O - Alkyl - C Verhältnisses weist auf fortschreitende Humifizierung hin. Eine mögliche Erklärung hierfür ist die Vorzerkleinerung des Mülls vor Ablagerung. In den Spektren aus Abb. 2 (EBA I; 1979 - 1984) ist keine tendenzielle Veränderung des Alkyl / O - Alkyl C Verhältnisses zu erkennen.

Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München
Am Hochanger 2
85350 Freising Weihenstephan
E-Mail: Lindel@wzw.tum.de

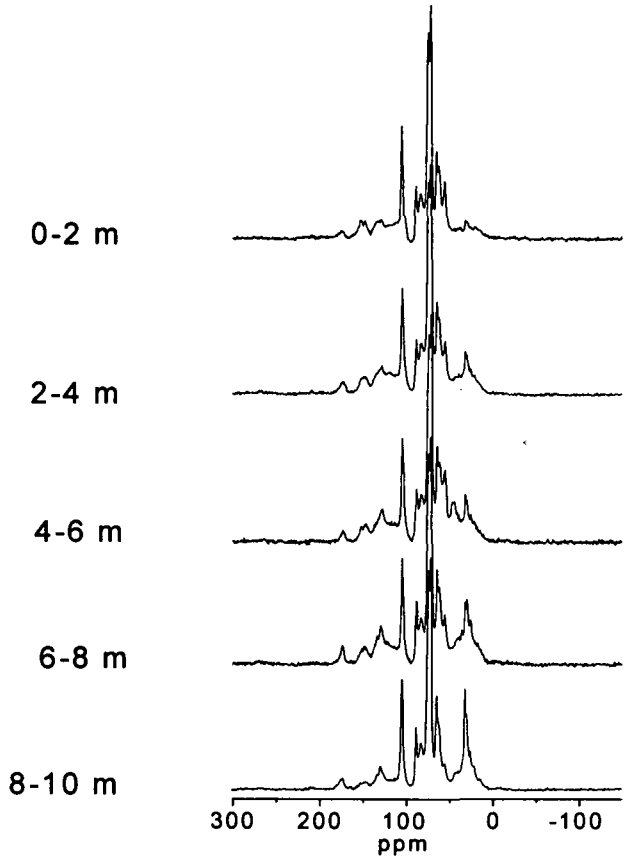


Abb. 1: Spektren der Proben aus Bohrung VI EBA III a (1990 - 1992).

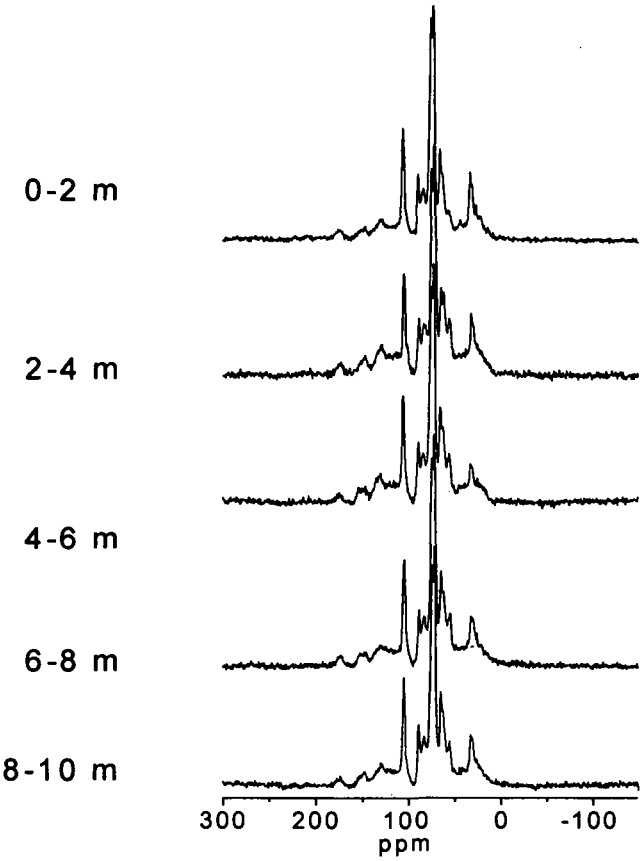


Abb. 2: Spektren der Proben aus Bohrung III EBA I (1979 - 1984).

Die Werte für O-Alkyl schwanken zwischen 68 und 61 %, die Werte für Alky – C zwischen 22 und 15 %.

Der Vergleich der relativen Intensitätsverteilung in den Spektren deutet auf unterschiedliches Abbauverhalten in den beiden EBA´s hin (Abb. 1 und 2). Dies kann möglicherweise durch unterschiedliche chemische und physikalische Bedingungen (Wassergehalt, Temperatur) erklärt werden, und scheint weniger von der Ablagerungsdauer des Mülls abzuhängen.

Auffällig ist jedoch, dass im oberen Beprobungsabschnitt (0-4 m) der O – Alkyl – C Gehalt bei allen Bohrungen niedriger ist als in den darunter Liegenden. Dies kann auf verstärkten Abbau aufgrund besserer O_2 Verfügbarkeit im oberen Bereich der noch nicht endabgedichteten Deponie zurückgeführt werden.

Zusammenfassung:

Die hohen O – Alkyl - C - und niedrigen Alkyl – C –Gehalte weisen trotz einer Ablagerungsdauer von 22 Jahren auf einen geringen Abbau der OS hin. Es ist daher mit einem hohen Restemissionspotential zu rechnen.

Der Humifizierungsprozess verläuft nicht in Abhängigkeit von Ablagerungsdauer oder Tiefe, sondern wird von der Zusammensetzung des abgelagerten Materials und physikalischen Parametern wie dem Wassergehalt und der Temperatur dominiert. In der untersuchten Deponie sind lange Nachsorgezeiträume zu erwarten.

Eine Reinfiltration von Sickerwasser könnte zur Verbesserung des biologischen Umsatzes der OS im Deponiekörper beitragen.

Dank:

Wir danken dem Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen für die großzügige finanzielle Unterstützung.

Literatur:

Pichler, M. (2001): Journal of Industrial Microbiology & Biotech. **26**, 83 - 89

Anonymus, (1993): Technische Anleitung Siedlungsabfall Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz; Bundesanzeiger **99a**

EINFLUSS DER LANDNUTZUNGSDAUER AUF LIGNINRÜCKSTÄNDE IN PLINTHOSOLS DES SÜDAFRIKANISCHEN HIGHVELDS

I. LOBE[a], C.C. DU PREEZ[b] & W. AMELUNG[a]

Einleitung

Langjährige Ackernutzung führte in Plinthosolen des Highvelds zu C- und N-Verlusten von 65 bzw. 55 %. Trotz mineralischer Ausgleichsdüngung sinken die Erträge um bis zu 50 %. In neueren Konzepten für eine nachhaltige Landwirtschaft ist daher der Erhalt pflanzlicher Rückstände ein wichtiges Ziel. Da Lignin ein Marker für pflanzliche Rückstände ist, war das Ziel dieser Studie, den Einfluss der Landnutzungsdauer auf die Dynamik von CuO-oxidierbarem Lignin in den südafrikanischen Plinthosolen zu untersuchen.

Material und Methoden

In drei Agroökosystemen wurden jeweils die obersten 20 cm von unterschiedlich lang (0-98 Jahre) genutzten Ackerflächen untersucht (unechte Zeitreihen in echter Wiederholung, siehe auch Lobe et al., 2001). Die Flächen liegen im Sommerregengebiet des Highveld (516-625 mm). Es wurden Weizen, Mais und Sonnenblumen in Rotation angebaut. Ligninoxidationsprodukte (Hedges & Ertel, 1982, modifiziert) wurden im Gesamtboden als auch in den von Lobe et al. (2001) gewonnenen Korngrößenfraktionen Ton, Schluff, Fein- und Grobsand analysiert. Im Gesamtboden wurden erste $\delta^{13}C$-Werte der Ligninkomponenten mittels GC-IRMS bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Lignin-Gehalte nehmen mit der Nutzungsdauer exponentiell auf 36 % der Ausgangsgehalte ab (Abb. 1). Die Verlustraten sind mit denen für Gesamt-C identisch. Lignin reichert sich folglich nicht in der organischen Substanz mit zunehmender Nutzungsdauer an. In den Korngrößenfraktionen nehmen die Lignin-Verlustraten von Ton zu Grobsand zu, d.h. Lignin wird in den feineren Korngrößen langsamer umgesetzt. Die geringsten Verluste treten in der Schluff-Fraktion auf.

Der Zersetzungszustand von Lignin wird durch einen zunehmenden Oxidationsgrad und damit steigenden Säure/Aldehyd-Verhältnissen (ac/al) gekennzeichnet. Mit zunehmender Nutzungsdauer zeigt sich ein rascher Anstieg der Säure/Aldehyd-Verhältnisse, v.a. der Syringyleinheiten (Abb. 2). Da die $(Säure/Aldehyd)_S$-Verhält. von Gras (0,26)

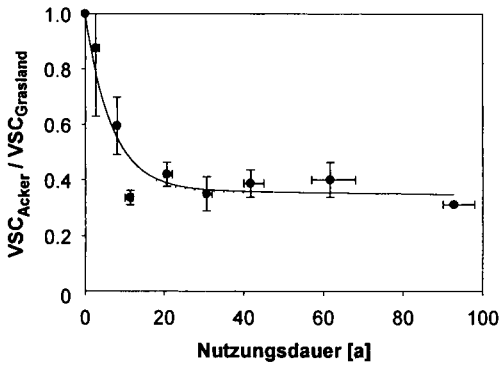


Abb. 1: Abnahme der Ligninoxidationsprodukte mit der Nutzungsdauer. Vertikale Fehlerbalken stellen den Standardfehler zwischen den Agroökosystemen dar, horizontale die Spanne der Nutzungsdauer.

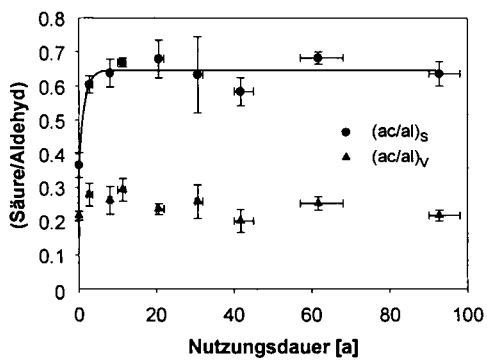


Abb. 2: Veränderung der Säure/Aldehyd-Verhältnisse von Syringyl- und Vanillyleinheiten im Gesamtboden mit der Nutzungsdauer.

höher als die der Ackerpflanzen sind (Mais = 0,17; Weizen = 0,23; Sonnenblumen = 0,11) ist der Anstieg der Verhältnisse nicht Folge des Vegetationswechsels, sondern von fortschreitender Umwandlung der organischen Substanz.

Syringyl/Vanillyl-Verhältnisse (S/V) zeigen neben der Zusammensetzung des Lignins teilweise auch dessen Zersetzungsgrad an, da steigende Säure/Aldehyd-Verhältnisse oft mit sinkenden S/V-Verhältnissen einher gehen. Die anfängliche Abnahme der Syringyl/Vanillyl-Verhältnisse deutet auf einen bevorzugten Abbau der Syringyleinheiten hin (Abb. 3). Längere Ackernutzung hingegen zeigt den Fingerprint des Vegetationswechsels (S/V_{Gras} = 0,97; $S/V_{Kulturpfl.}$ = 1,11-1,98).

Für die Korngrößenfraktionen weist die Schluff-Fraktion eine Besonderheit auf. Mit zunehmender Nutzungsdauer nimmt der Schluffgehalt linear ab. Dies führen wir auf Winderosion zurück (Lobe et al., 2001). Die Folge ist ein ebenfalls linearer Verlust

[a] Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth und [b] Department of Soil Science, University of the Orange Free State, P.O. Box 339, Bloemfontein 9300, Republic of South Africa

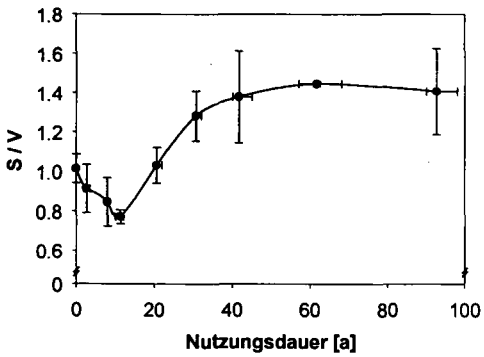


Abb. 3: Änderung des Verhältnisses von Syringyl- zu Vanillyleinheiten im Gesamtboden mit der Nutzungsdauer.

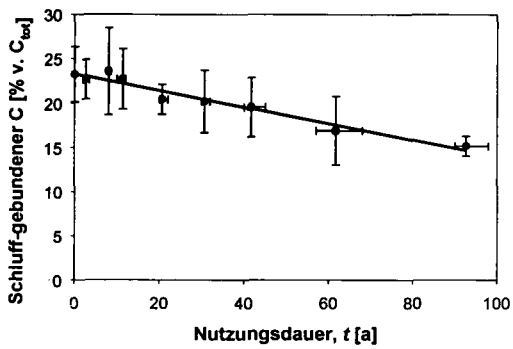


Abb. 4: Verlust von schluffgebundenem C mit zunehmender Nutzungsdauer.

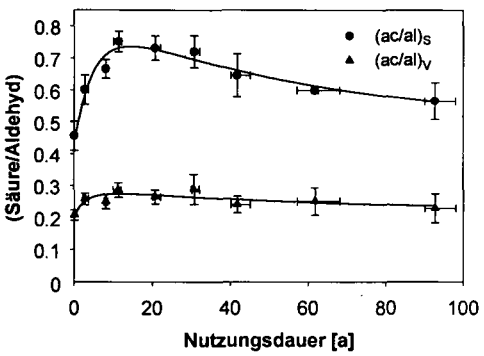


Abb. 5: Veränderung der Säure/Aldehyd-Verhältnisse von Syringyl- und Vanillyleinheiten in der Schluff-Fraktion mit der Nutznungsdauer.

von schluffgebundener organischer Substanz (Abb. 4). Erosion führt damit auch zu einer Abnahme des oxidierten Lignins. Dies macht sich auch chemisch in der Schluff-Fraktion bemerkbar. Nach einem Anstieg der Säure/Aldehyd-Verhältnisse in den ersten 10-20 Jahren, wie im Gesamtboden, folgt eine lineare Abnahme mit weiter zunehmender Nutzungsdauer in der Schluff-Fraktion (Abb. 5). Durch die Schluffverluste aufgrund der Winderosion steigt der Anteil frischen Lignins, das durch niedrigere Säure/Aldehyd-Verhältnisse gekennzeichnet ist, in der Schluff-Fraktion. Dies führt zu einer zunehmenden Verjüngung des Lignins in der Schluff-Fraktion.

Weiterreichende Kenntnisse über die Lignin-Dynamik liefern ^{13}C-Signaturen. Mit zunehmender Nutzungsdauer werden die δ^{13}C-Werte im Gesamtboden, ausgehend von einem C4-Grasland, durch den C3-Input negativer. Dies ist v.a. an den drei Standorten mit den niedrigsten δ^{13}C-Werten der Fall, an denen die Nutzung mit Mais (C4) am geringsten war (Abb. 6).

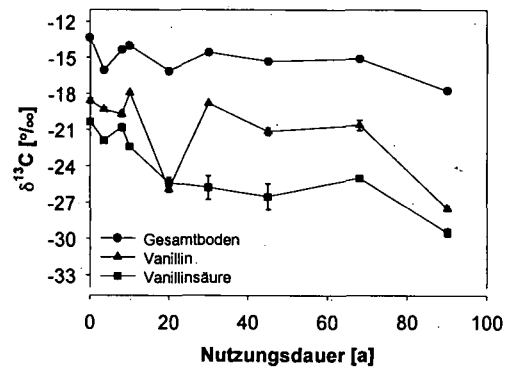


Abb. 6: Änderung der δ^{13}C-Werte im Gesamtboden und von Vanillin bzw. Vanillinsäure im Gesamtboden mit der Nutzungsdauer (ein Agroökosystem).

Die δ^{13}C-Werte von Lignin sinken schneller als die des Gesamtbodens, obwohl die Abbauraten gleich sind. Dies ist auf das fehlende Recycling von Lignin zurückzuführen. Vanillin (Aldehyd) zeigt im Vergleich zur Vanillinsäure eine stärkere Abhängigkeit der δ^{13}C-Werte von der letzten Nutzpflanze bzw. der Nutzungsdauer mit C3-Pflanzen. Dies unterstreicht die schnelle Oxidation der aldehydischen Ligninkomponenten.

Schlußfolgerungen

Wesentliche Änderungen der organischen Substanz finden innerhalb der ersten 10-15 Jahre statt. Die Kombination von physikalischer Fraktionierung und Lignin-Signaturen deutet auf zwei Prozesse hin: Stabilisierung des Lignins im Ton, sowie Verjüngung des Lignins durch Erosion im Schluff. Erste substanz-spezifische δ^{13}C-Werte liefern Hinweise auf kurze Verweilzeiten der Ligninkomponenten im Boden.

Literatur

Hedges, J.I., & Ertel, J.R. 1982. Characterization of lignin by gas capillary chromatography of cupric oxide products. *Analytical Chemistry*, **54**, 174-178.

Lobe, I., Amelung, W. & Du Preez, C.C. 2001. Losses of carbon and nitrogen with prolonged arable cropping from sandy soils of the South African Highveld. *European Journal of Soil Science*, **52**, 93-101.

Dank

Wir danken Roland Bol und Jochen Schmitt für die Hilfe bei den ^{13}C-Messungen, Prof. W. Zech für die Überlassung von Laborkapazitäten und der DFG für die finanzielle Unterstützung (Am 134/1-1,3).

Korngrößenspezifische Lösungskinetik von 2,4,6-TNT

Andreas Look

1. Einleitung

Während des I. und II. Weltkrieges war 2,4,6-Trinitrotoluol der wichtigste und bekannteste Explosivstoff. Zur Herstellung einer Tonne TNT werden 260 bis 300 m³ Wasser benötigt (PREUß et al. 1988: 31). Folglich entstanden Munitionsfabriken auf Gebieten mit ausreichenden Grundwasservorkommen. Gerade diese Grundwasserbrunnen werden heute noch als Trinkwassergewinnungsanlagen genutzt. Neben der Trinkwassergefährdung des karcinogenen und giftigen Stoffes stellt die geringe Wasserlöslichkeit von TNT sowie die komplette Reihe der Isomere und Metaboliten ein weiteres Problem für die Folgenutzung der großen Produktionsanstalten dar. Noch heute, rund 60 Jahre nach Kriegsende, liegen oberirdisch oder oberflächennah große Mengen des Sprengstoffes. Sie sind durch den Produktionsablauf, durch unsachgemäße Handhabung oder während der Delaborierung dort hingekommen.

Anders als bei anderen Schadstoffen ist die TNT-Initialkontamination eine Feststoffkontamination in Form verschiedengroßer Partikel. Diese reichen von Staub bis hin zu faustgroßen Stücken und noch größer. Gefährdungsabschätzungen oder Darstellungen der Belastungssituation basieren nur auf dem Gesamtgehalt der im und auf dem Boden befindlichen Sprengstoffreste. Gänzlich unberücksichtigt bleibt hingegen die größenspezifische Lösungskinetik.

In dieser Untersuchung geht es darum, den Faktor der Lösungskinetik in Wasser, in Abhängigkeit von der Zeit, der Partikelgröße und somit der benetzbaren Oberfläche näher zu betrachten.

2. Methodik

In einer Laborversuchsreihe wurden TNT-Brocken zerstoßen, z.T. gemörsert und trocken in sechs Fraktionen (U, fS, mS, gS, fGr und mGr) gesiebt (Maschensieb). Bei dem TNT-Material handelt sich um Oberflächenfundstücke vom Gelände der ehemaligen Sprengstoffproduktionsanstalt Stadtallendorf der Dynamit-Aktien-Gesellschaft. Die einzelnen Kornfraktionen wurden in drei einheitliche Gewichtsklassen eingewogen (23,2 mg, 116 mg und 580 mg TNT) und zu Versuchsbeginn in destiliertes Wasser gegeben. Da nicht gerührt oder geschüttelt wurde, sind diffusionsgesteuerte Prozesse für die Lösung verantwortlich. Nach zuvor festgelegten Zeitabständen (0,04 / 0,2 / 1 / 5 / 25 / 125 / 625 und 3125 Stunden) wurde beprobt und direkt chromatographisch analysiert. Die Versuchdurchführung fand bei Raumtemperatur (20°C) und unter Lichtabschluß statt. Mengendifferenzen wurden berücksichtigt. Die Wasserproben sind mit Hilfe der HPLC-UV-Technik mittels einer mobilen Phase (Methanol-Wassergemisch Vol. 1:1) über eine C-18 Säule gezogen worden.

Bei dem eingesetztem Stoff handelt es sich um reines TNT, ohne jegliche Metabolitenanteile. Nur in Spuren konnte vereinzelt ein Anteil von < 0,9 ‰ des photolytischen Oxidanz 1,3,5-TNB nachgewiesen werden, möglicherweise ein Artefakt des Oberflächenfundes. Im Laufe der Zeit „altern" die Proben, so daß auch 1,3,5-Trinitrobenzol und die zwei Amino-Dinitrotoluole in Spuren nachweisbar sind.

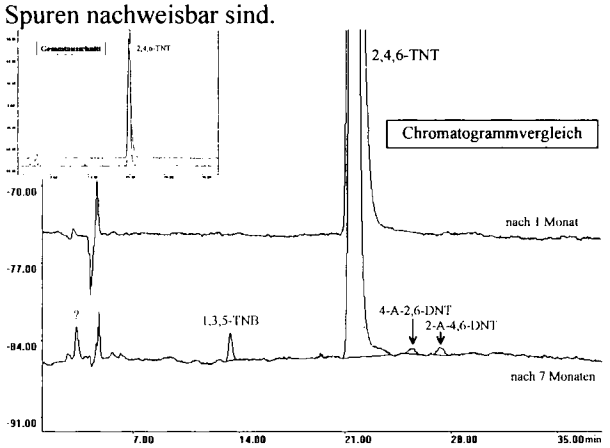


Abb. 1: Chromatogrammvergleich einer TNT-gesättigten Probe. Aufgrund der langen Lagerungszeit entstandene Metaboliten sind nach sieben Monaten, trotz dunkler Lagerung, deutlich zu erkennen.

3.1 Berechnung der Oberfläche

Um der Frage der korngrößenspezifischen Lösungskinetik nachzugehen, muß zunächst die am Lösungsprozeß beteiligte TNT-Kristalloberfläche bestimmt werden. Kleinere Körper sind in dem Gemisch einer Fraktion weit häufiger vertreten als große Körper. Entsprechend tragen sie auch stärker zu einer größeren Gesamtfraktionsoberfläche bei, die sich nicht mit den bekannten Mittelwertsangaben berechnen läßt. Gesucht wird also ein mittlerer Korndurchmesser d', der ein Maß für die oberflächenbezogene Korngröße einer ganzen Fraktion darstellt. d' läßt sich mit Hilfe einer computergestützten Reihenberechnungen ermitteln, wobei für jeden einzelnen Durchmesser und Teilchenanzahl die Oberfläche bestimmt wird. Hierbei gehen die Körperform, das Volumen, die Oberfläche und die Dichte von 2,4,6-TNT (1,654g / cm³) in die Berechnungen ein. Die so ermittelte reziproke Steigungsfunktion für die Gesamtoberfläche o (mm²) in Abhängigkeit des mittleren Korndurchmessers d' (mm), bezogen auf 1 mg TNT-Einwaage lautet:

$$o = 3{,}6276 \cdot d'^{-1} \qquad (1)$$

Beispielsweise wäre d' für die Mittelsandfraktion (200 – 630µm) 278µm. Hier wird für die Berechnungen von einer Idealform Würfel oder Kugel (Maschensieb) mit glatter Oberfläche ausgegangen. Tatsächlich aber ist die TNT-Gesamtoberfläche hingegen viel größer als die berechnete. Da aber in der Versuchsreihe immer der gleiche Sprengstoff unterschiedlicher Fraktionsgrößen eingesetzt wurde, ist der Fehler in allen Versuchsansätzen der gleiche. Die Oberflächendifferenz der einzelnen Korngrößenfraktionen zueinander bleibt gewahrt.

Autorenanschrift:

Andreas Look
Fachbereich Geographie der Philipps-Universität Marburg
Deutschhausstr. 10, D-35037 Marburg/Lahn

3.2 Ergebnisse

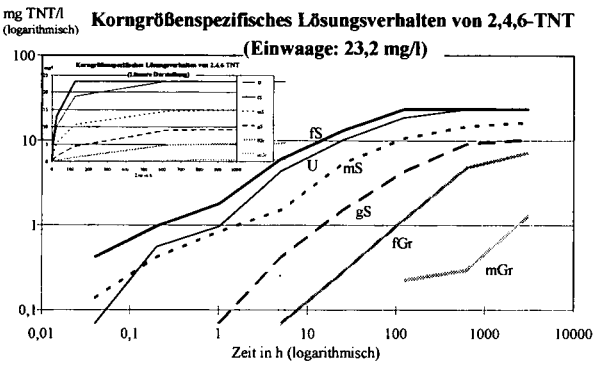


Abb. 2: Korngrößenspezifisches Lösungsverhalten von 2,4,6-TNT am Beispiel der 23,2 mg TNT-Versuchsreihe. Bei Fraktionen kleiner als Feinsand verhindert Luftsorption eine raschere Stofflösung.

Je größer die eingesetzte Oberfläche ist, desto eher und schneller löst sich der Sprengstoff. Nur die Schluff-fraktion zeigt schlechtere Lösungsstrukturen als der Feinsand. Hier verhindert Luftsorption eine gute Benetzbarkeit der TNT-Oberfläche, bedingt durch starke statische Ladung des Sprengstoffes.

3.3 Mathematischer Lösungsansatz

Die mathematische Lösungsfunktion läßt sich unter der Annahme der Sättigungs-Wachstums-Funktion analog der Reaktionskinetik beschreiben (ATKINS, 1996: 827). Die Gleichung hierzu lautet:

$$c = a \cdot t / (b + t) \qquad \textbf{(2)},$$

mit c als TNT-Lösungskonzentration (mg/l), a als Löslichkeit (mg/l), b als versuchsabhängige Konstante und t als variabler Faktor der Zeit (Stunden). Die Größe von b ist also die entscheidende Variable, welche die substanzmengen-, korngrößen-, somit also die oberflächen- und gleichzeitig geschwindigkeitsabhängige Lösungsfunktion beschreibt. Trägt man nun die Ergebnisse für c jedes einzelnen Versuchsansatzes gegen die Zeit t auf, so ergeben sich aufgrund der in jedem Versuch unterschiedlich großen TNT-Oberflächen für b verschiedengroße, oberflächenabhängige Werte. In einem zweiten Schritt werden nun die unterschiedlichen b-Werte gegen die einzelnen TNT-Oberflächen aufgetragen (vgl. Abb. 3).

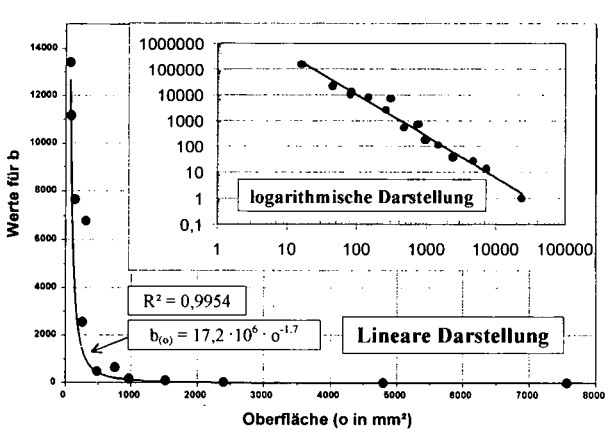


Abb. 3: Beziehung zwischen der TNT-Oberfläche und den b-Werten der Sättigungs-Wachstums-Funktion von 2,4,6-TNT.

Es zeigt sich eine Abhängigkeit von $b_{(o)}$ gegenüber der TNT-Oberfläche o nach der exponentiellen Formel:

$$b_{(o)} = 17{,}2 \cdot 10^6 \cdot o^{-1{,}7} \qquad \textbf{(3)}$$

Durch Einsetzen von (1) und (3) in (2) ergibt sich für die oberflächenabhängig gelöste TNT-Konzentration:

$$c_{(o)} = (c_{max} \cdot t) / (t + 17{,}2 \cdot 10^6 \cdot (3{,}6276 \cdot z \cdot d'^{-1})^{-1{,}7}) \textbf{(4)}$$

$c_{(o)}$ = gelöstes TNT in mg/l
c_{max} = Löslichkeit von TNT (hier 65 mg/l)
t = Zeit in Stunden (dekadisch)
z = TNT-Einwaage in mg
d = mittlerer Korndurchmesser in mm
$R^2 = 0{,}91$; Korrelationskoeffizienten aller Ergebnisse

Im Falle einer großen TNT-Einwaage gilt es den Zeitpunkt der maximalen Löslichkeit zu bestimmen. Durch Einsetzen des gewünschten mittleren Korndurchmessers und der vorliegenden TNT-Menge in den Term, der nach t aufgelöst werden muß, läßt sich der Zeitpunkt bis zu jeder Konzentrationsvorgabe berechnen:

$$t = (17{,}2 \cdot 10^6 \cdot (3{,}6276 \cdot z / d')^{-1{,}7}) / (c_{max} / c_{(t)} - 1) \qquad \textbf{(5)}$$

Die Formeln gelten für Korngrößen größer 63µm, mit einheitlicher äußeren Gestalt aller Teilchen und für mittlere Temperaturen von 20 °C (Laborbedingungen).

Bei all den hier angeführten Untersuchungen müssen die Laborbedingungen im Gegensatz zu der Natur berücksichtigt werden: TNT-Wasserverhältnis (Niederschlags- oder Oberflächenwasser) und Kontaktzeit. Die Löslichkeit kann für ein paar Tropfen schnell erreicht werden. Hinzu kommt die matrixbedingte Wasserhaushaltsbilanz eines Standortes. Daher sind nur überschlagsmäßige Schätzungen möglich. So würde ein würfelförmiger TNT-Brocken von 2,5 cm Kantenlänge 47 Stunden bis zum Erreichen von 50 mg/l TNT benötigen. Mit Hilfe einer computergestützten Reihenberechnung mit immer kleiner werdenden Gewichts- und Oberflächenanteilen läßt sich so die Zeit bis zur vollständigen Auflösung von 30 Jahren berechnen. Wenn nur zu einem Prozent des Jahres derart geeignete Wasserverhältnisse herrschen würden, wären die letzten Reste dieses Brockens noch in 3000 Jahren auffindbar.

4. Schlußfolgerungen

Die korngrößenspezifische Lösungskinetik muß bei einer Flächenbilanzierung und einer Grundwassergefährdungsabschätzung berücksichtigt werden. Nicht allein die Schadstoffmenge sondern auch die Partikelgröße ist entscheidend für eine Stoffverlagerung. Für Standorte mit Oberflächenfunden und hoher Kontaminatiosanteile großer Stücke wirkt der korngrößenspezifische Einfluß auf die Stoffverlagerung mindernd. Eine Neueinstufung von Kontaminationsflächen in Hinblick auf das Gefährdungspotential sollte erfolgen.

Literatur

ATKINS, P.W. (1996): Physikalische Chemie. 2. Auflage, Weinheim, New York, Basel, Cambridge, Tokyo.

PREUß, J. / HAAS, R. / KOSS, G. (1988): Altstandorte, Altablagerungen, Altlasten - Das Beispiel eines ehemaligen Standortes der chemischen Rüstungsindustrie. Geographische Rundschau 40, Heft 6, S. 31-38, Braunschweig.

Entwicklung chemischer Eigenschaften saliner Küstenböden der Provinz Zheijang (VR China) nach Eindeichung

Makeschin, F. *, Fischer, R., & Landgraf, D.

Einleitung

Landgewinnung durch Eindeichung wird in Südost-China seit langem systematisch betrieben. Während der nächsten Jahre sollen allein in der Provinz Zhejiang weitere 2800 km^2 Küstenland erschlossen werden (Abb.1).

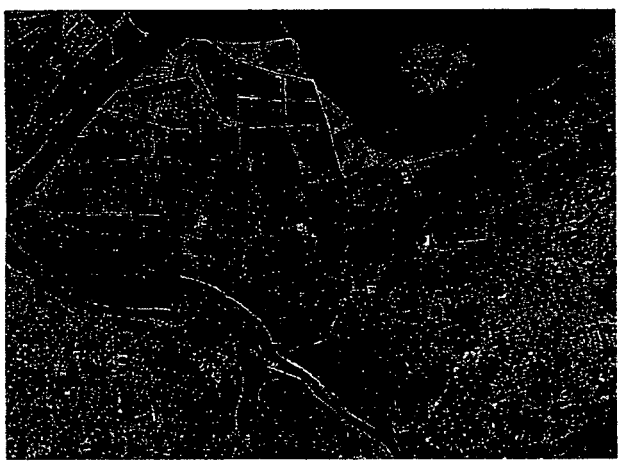


Abb.1: Satllitenaufnahme des Untersuchungs gebietes in Shangyu (Provinz Zheijang, VR China)

Der Steuerung von Geschwindigkeit und Intensität der Entsalzung sowie der Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit kommt dabei eine entscheidende Rolle zu. Die bisher eingedeichten Gebiete sind zeitlich und räumlich gut dokumentiert. Sie bieten im Rahmen falscher Chronosequenz-Reihen somit eine wertvolle Grundlage bodenkundlicher Forschung über die Entwicklung saliner Böden in dieser Region.

Material und Methoden

Im Frühjahr 2000 wurden im County Shangyu (ca. 150 km östlich von Hangzhou) innerhalb eines ca. 5000 ha großen, von Entwässerungskanälen und Windschutzstreifen durchzogenen Areals 5 Probeflächen unterschiedlichen Alters ausgewiesen. Die jeweiligen Areale wurden 1969, 1976, 1984, 1991 und 1996 eingedeicht. Mit Ausnahme des jüngsten, noch mit Wildgräsern bewachsenen Probeareals wird auf allen Flächen intensive Agroforst- und Teichwirtschaft betrieben (Abb.2).

Abb.2: Standort 2 (1976) im Herbst 2000

Die Probennahme erfolgte flächenrepräsentativ in vier Tiefenstufen (0-10, 10-30, 30-60 und 60-90 cm). Analytisch wurden pH-Werte, Carbonatgehalte, elektrische Leitfähigkeit (an feldfrischen Proben), wasser- und NH_4Cl-extrahierbare Kationen und wasserlösliches Sulfat bestimmt.

Ergebnisse

Während auf der jüngsten Fläche (1996) in allen Tiefenstufen noch pH_{H2O}- Werte um 8,6 vor-

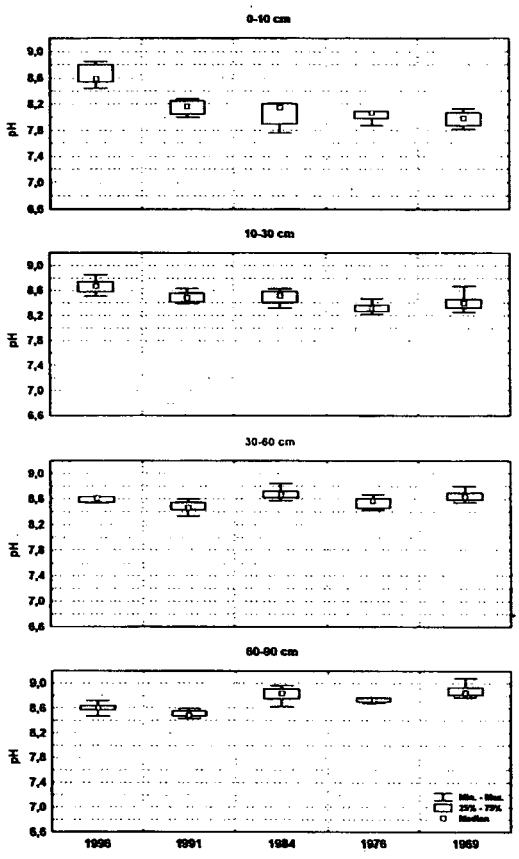


Abb.3: pH_{H2O} aller untersuchten Standorte (1969, 1976, 1984, 1991 und 1996) sowie Tiefen-stufen (0-10, 10–30, 30–60 und 60–90cm)

* TU Dresden, Fakultät für Forst- Geo- Hydrowissenschaften, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Pienner Str.7, 01737 Tharandt

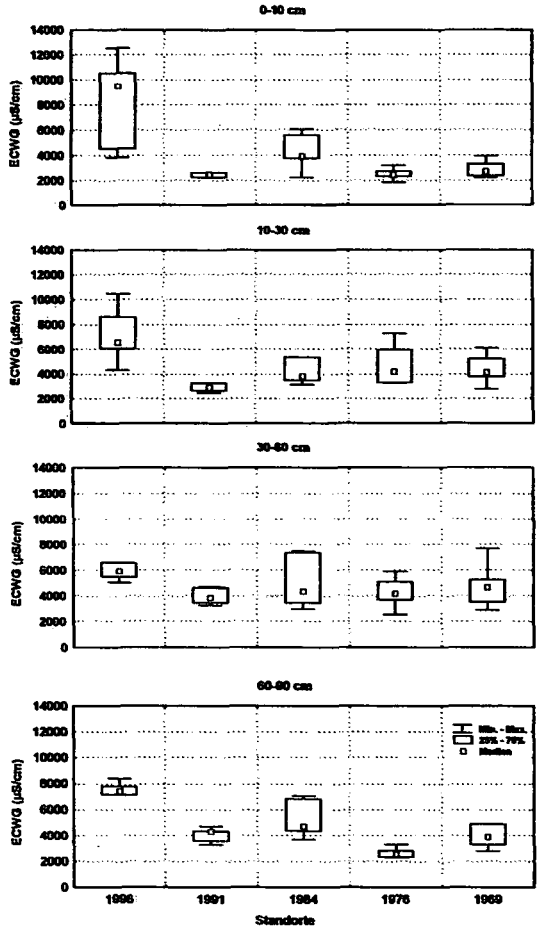


Abb.4: Elektrische Leitfähigkeit (µS/cm) aller untersuchten Standorte (1969, 1976, 1984, 1991 und 1996) sowie Tiefenstu fen (0–10, 10–30, 30–60 und 60–90cm)

herrschten, nahm die Bodenreaktion im Oberboden mit zunehmender Zeit nach Eindeichung bereits in den schwach alkalischen Bereich ab (Abb. 3).

Eine ähnliche, nach Tiefenstufen differenzierte Entwicklung ist bei der elektrischen Leitfähigkeit mit initialen Werten um 10 mS/cm hin zu 4 mS/cm zu verzeichnen (Abb.4).

Die Na- Gehalte indizieren ähnlich der Leitfähigkeit ebenfalls sehr deutlich die rasche Entsalzung bis in die Unterböden hinein, während die K- und Mg- Anteile zeitlich stark verzögert nachziehen. Die wasserextrahierbaren Ca- Gehalte differenzieren hingegen kaum.

Ein ähnliches Bild ergab sich bei den NH_4Cl-Extrakten (Abb.5).
Die 1996 eingedeichte Fläche differenziert sich in der Summe der austauschbaren Kationen signifikant gegenüber den etwas älteren Böden (1991-69).

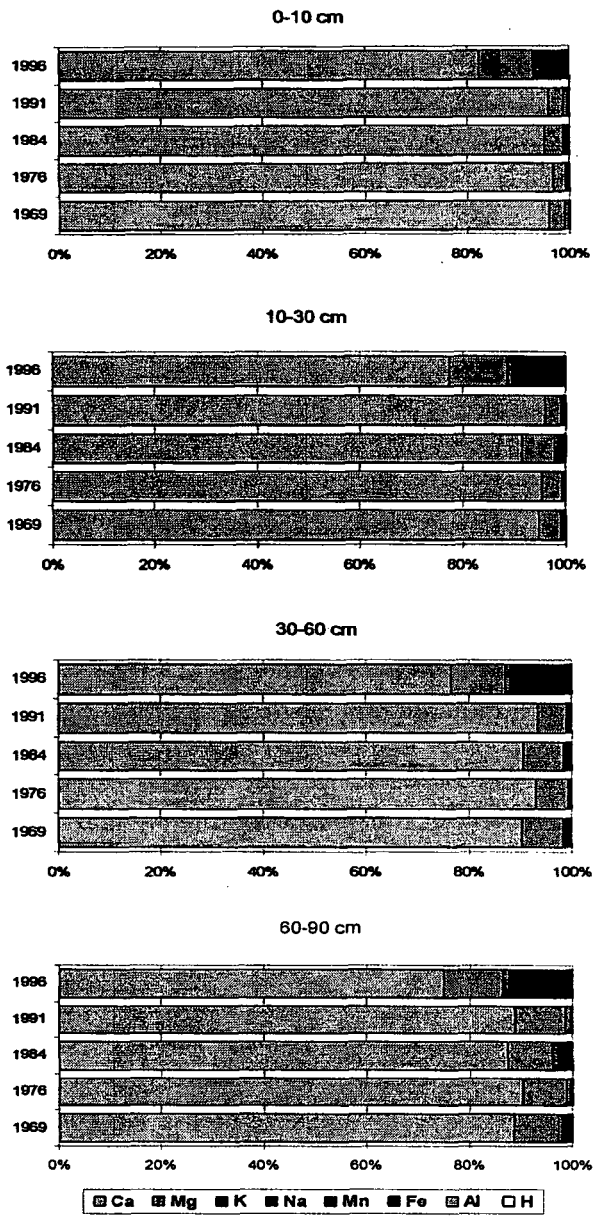


Abb.5: prozentuale Anteile der NH_4Cl- extrahierbaren Kationen aller untersuchten Standorte (1969, 1976, 1984, 1991 und 1996) sowie Tiefenstufen (0–10, 10–30, 30–60 und 60–90cm)

CHROMATOGRAPHY OF HUMIC SUBSTANCES OF A TEA SOIL FROM BANGLADESH

A.S.M. Mohiuddin[1] and O.H. Danneberg[2]

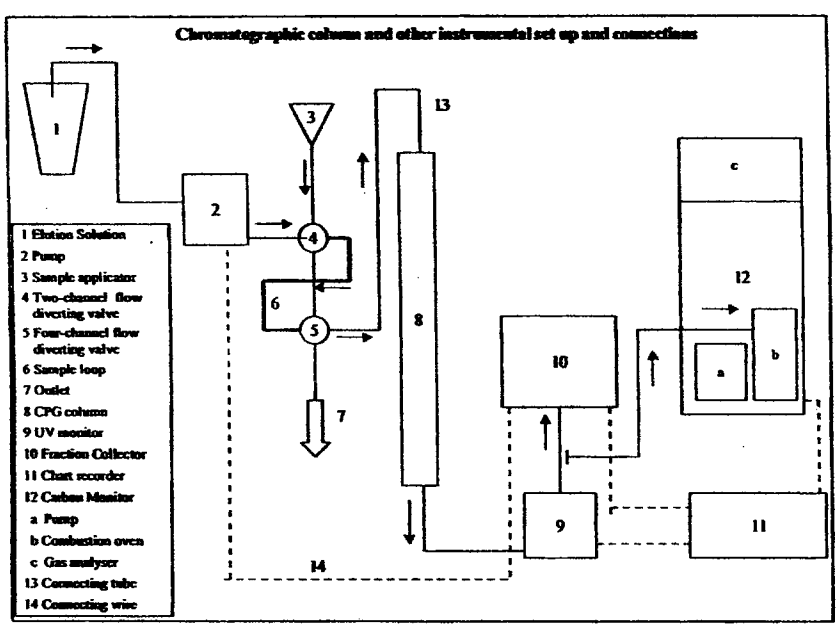
[1]Department of Soil, Water and Environment, University od Dhaka-1000, Bangladesh,
[2]Institute of Applied Soil Science, Research Centre of Agriculture (BFL), Spargelfeldstraße 191, 1226-Wien, Austria

Introduction

In Bangladesh soils, organic matter vontent is generally low. An example, a Dystric Cambisols under tea garden, is presented here. Some common characteristics of this soil are: Sand 48 %, silt 27 %, clay 25 %, pH 4,0, C 0,75 %, N 0,1 %, CEC 4,1 $cMol_c kg^{-1}$. The soils is analysed chromatographically for different humic fractions in order to observe their distribution pattern and other chromatographic parameters.

Methods

The soil (0 – 20 cm) is exhaustively extracted with a chelating resin and water followed by gross fractionation and optical determination at 400 and 600 nm. The gross fractions are further analysed chromatographically on a column packed with controlled pore glass (16,7 nm). The effluents are analysed for E 400 as a measure of humic substances and for C as a measure of total organic matter. Specific extinctions are calculated for unit of C as a measure of purity of humic substances and maximal values are taken as constants specific for ‚pure' humic substances. The accompanying non-humic substances are obtained by difference. The whole procedure is followed according to Danneberg (1981,2000).



Results and discussion

The composition of different gross humic fractions, their chromatograms and some chromatographic parameters are presented in Figures 1,2.a.b.c. and Table 1, respectively.

The organic matter content in this soil is indeed very low and the soil is highly acidic in nature. The humic system is absolutely dominated by grey humic acids, with a somewhat low content of fulvic acids and a very trace amount of brown humic acids which results in a very high humic acids to fulvic acids ratio. It is quite uncommon for this type of soil.

Among the chromatographic parameters, specific extinction of grey humic acids is sufficiently high (Table 1). The colour quotients for the same fraction is low as compared to other Cambisols (Danneberg and Schmidt, 1978). In contrast, fulvic acids exhibit a low specific extinction with a typical quotient value. Chromatographic analysis of brown humic acids has not been carried out due to ist presence in a negligible quantity. The ratio of the total humic to non-humic substances is nearly 2:1, which is quite usual.

Table 1: Chromatographic results of different humic fractions

Gross fractions	Mg C/g	%	Kd peaks	Spec.Ext.	Q400/600
Sum HS ‚Pure'	2,02	66,07			
‚Pure' FA	0,32	10,37	0,75	30.1	8,63 (0.75)*
‚Pure' BHA	n.a.	n.a.			n.a.**
‚Pure' GHA	1,70	55,69	(-0.05) & 0.45	354.3	3.79 (0,4)
Sum NHS	1,04	33,93			
FA I	0,01	0,39	-0.05		
FA II	0,18	5,89	0,55		
FA III	0,03	0,82	0.95		
BHA	n.a.	n.			
GHA I	0,10	3,24	-0,05		
GHA II	0,04	1,15	0,25		
GHA III	0,69	22,45	0,7		
Total	3,06	100			

* Respective Kd values are shown in parenthesis ** Not analysed

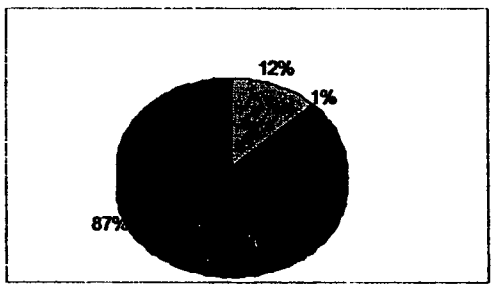


Fig. 1: Composition of different gross humic fractions

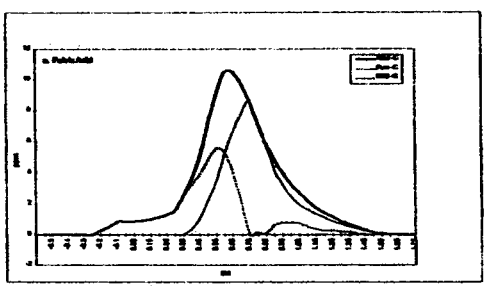


Fig. 2a: Chromatogram of fulvic acids

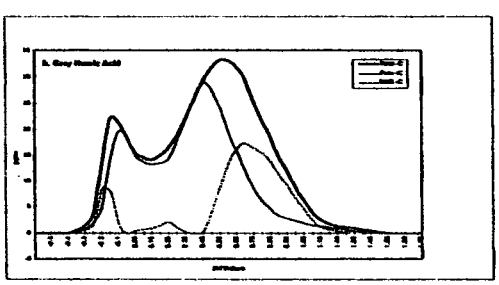


Fig. 2b: Chromatogram of grey humic acids

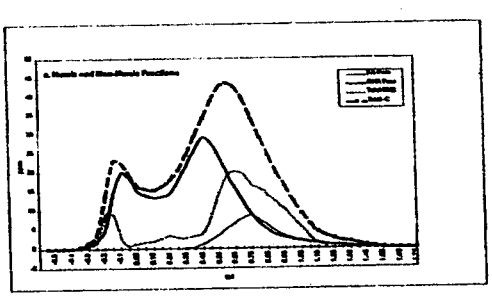


Fig 2c: Combined chromatogram

The chromatogram of fulvic acids (Fig. 2a) is found to eluate with a typical single peak at Kd 0.75 and that of the grey humic acids with two clear and distinguishable peaks, one of which at the exclusion side (Kd nearly zero) and the other at Kd 0.45 (Fig. 2b). The ratio of two peak areas being 0.4. The accompanying non-humic materials are high in grey humic acids separating into three fractions. Among them, the peak at Kd 0.7 is substantially large and is composed of low molecular non-humic substances.

The predomiance of grey humic acids is evidently represented in the combined elution diagram (Fig. 2c) with distinct double peaks. The summation of all non-humic materials has yieldes two clear (Kd –0,15 and 0,65) at the two sides of the elution curves.

The exceedingly high content of grey humic acids with a very tiny amount of brown humic acids in the humic system might be due to the fact that the soils are used as tea garden for a lon time without any return or addition of organic materials from any source. Morcover, continuous use of acid producing inorganic fertilizers like ammonium sulpate, frequent leaf harvest and removal of pruning litters might habe aggravated the condition (Ahsan, 1994).

References

Ahsan, Quamrul. 1994. Some physico-chemical properties of Bangladesh tea soil and their influence in tea plant. Ph.D. thesis. Department of Soil Science, University of Shaka, Dhaka-1000, Bangladesh.

Danneberg, O.H.. 1981. Eine Möglichkeit zur Trennung von Huminstaoffen und Nichthuminstoffen. Die Bodenkultur, 32 : 93-104.

Danneberg, O.H. 2001. Die Untersuchung von Böden, Methodenbuch, Band 1. VdLUFA-Verlag, Darmstadt, Germany (in press).

Danneberg, O.H. and J. Schmidt. 1978. Die Charakterisierung von Huminstoffsystemen durch Chromatographie an porenkontrolliertem Glas. Die Bodenkultur, 29 : 1-11.

Hussain, M.S. 1992. Soil classification with special reference to the soils of Bangladesh. University of Dhaka, Dhaka-1000, Bangladesh. 433p.

Institut für Bodenwirtschaft,
Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft (BFL),
Spargelfeldstraße 191, A-1226 Wien, Austria

Bodenminerale und Unterböden: Sorbenten für hydrophobe organische Umweltchemikalien

Müller, S.*, Totsche, K.U. & I. Kögel-Knabner

Einleitung

Hydrophobe Umweltchemikalien (hydrophobic organic chemicals, HOC) weisen in Böden eine hohe Affinität zur organischen Bodensubstanz auf (Hassett & Banwart, 1989). In Unterbodenhorizonten ist der Gehalt an C_{org} in der Regel niedrig. Ab einem C_{org}-Gehalt von <0,01 g kg^{-1} könnten daher die Eigenschaften der Mineralphase des Bodens die Sorption kontrollieren (Schwarzenbach & Westall, 1981).

Ziel der Untersuchung ist es, die Sorption und die Kinetik der Sorption von HOC sowohl an einzelne Bodenminerale als auch an Unterbodenmaterial zu charakterisieren.

Material und Methoden

Als Modellsorbenten für die Sorptionsversuche wurden Mineralphasen eingesetzt, welche für Unterböden im Klimabereich der gemäßigten Breiten typisch sind: Quarzsand, goethit-beschichteter Quarzsand, Montmorillonit-Quarzsand-Mischung (Tab. 1). Für die Sorptionsversuche an Unterböden wurden die Horizonte folgender Bodentypen verwendet: Cv von Parabraunerde, Pararendzina und Podsol, sowie Gr eines Gleys (Tab. 1). Die Modellsorbate waren polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) unterschiedlicher Polarität: Phenanthren, Anthracen, Pyren, Benzo(a)pyren und Perylen.

Tab. 1: Eigenschaften der Sorbenten

	Textur (g kg^{-1}) S (2000-63µm) U (63-2 µm) T (< 2µm)	pH (H_2O)	OC (g kg^{-1})	Fe_o (g kg^{-1})	Spez. Oberfläche (m^2 g^{-1})
Quarzsand QS	988 / 6 / -	6,0	<< 0,01	-	0,30
Goethitsand GoeQS	988 / 6 / -	6,5	<< 0,01	1,21	0,50
Quarzsand - Montmorillonit 4:1 QSMT	819 / 36 / 130	8,5	<< 0,01	0,36	12,4
Gley Gr GG Gr	61 / 463 / 480	7,4	0,12	10,54	27,9
Parabraunerde Cv LL Cv	142 / 620 / 120	8,3	0,14	6,56	15,7
Pararendzina Cv RZ Cv	90 / 686 / 234	8,0	0,08	4,35	13,5
Podsol Cv PP Cv	940 / 39 / 12	4,9	0,004	1,42	2,3

Lehrstuhl für Bodenkunde, Department für Ökologie, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Technische Universität München, D-85350 Freising-Weihenstephan, *E-mail: smueller@wzw.tum.de

Die Sorption von PAK wurde mittels Batchexperimenten mit nachfolgender Analyse der PAK in der Fest- (C_S) und Flüssigphase (C_L) am GC-MSD untersucht. Die Sorptionskinetik wurde in 8 Zeitschritten mit zunehmender Kontaktzeit (4, 8, 16, 24, 48, 72, 96 und 120 Stunden) aufgenommen. Die Gleichgewichtssorptionsisothermen wurden mittels 5 Konzentrationsstufen (1-50 % der Wasserlöslichkeit der PAK) ermittelt. Für jede Zeit- und Konzentrationsstufe wurden 3 experimentelle Parallelen durchgeführt. An die Wertepaare (C_S und C_L) wurden verschiedene Sorptionsisothermen (Linear, Freundlich, Langmuir) angepaßt. Die Unschärfe der aus den Messdaten gewonnenen Isothermenparameter wurde mittels Monte-Carlo Simulation abgeschätzt (Berthouex & Brown, 1994)

Ergebnisse und Diskussion

Sorptionskinetik

Die Batchexperimente zeigen eine deutliche Sorption der PAK an alle mineralischen Modellsorbenten, mit Ausnahme der Sorption von Phenanthren und Anthracen an Quarzsand (Abb. 1).

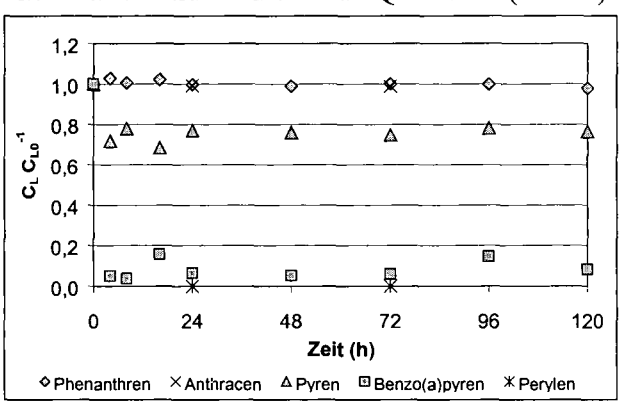


Abb. 1: Sorptionskinetik von PAK am Beispiel von Quarzsand. Die Konzentration in der Flüssigphase C_L wurde normiert auf die Anfangskonzentration in der Flüssigphase C_{L0}.

Der Sorptionsprozess scheint bereits nach 4 Stunden abgeschlossen zu sein. Langzeitsorptionsversuche von Phenanthren an Quarzsand weisen allerdings auf einen langsamen, vermutlich diffusionskontrollierten Sorptionsprozess hin. Die Sorption der PAK steigt mit zunehmender spezifischer Oberfläche der Bodenminerale in der Reihe QS < GoeQS < QSMT, wobei Phenanthren eine

hervorzuhebende Affinität zum Goethitsand aufweist. Die Affinität der PAK zu den Bodenmineralen steigt mit zunehmendem K_{OW}-Wert der PAK. Die Sorption von Pyren an die Unterböden zeigt im Gegensatz zu den Modellsorbenten eine ausgeprägte Kinetik, der Sorptionsprozess ist nach 5 Tagen noch nicht vollständig abgeschlossen (Abb. 2). Die Sorption steigt mit zunehmender spezifischer Oberfläche der Unterbodenhorizonte.

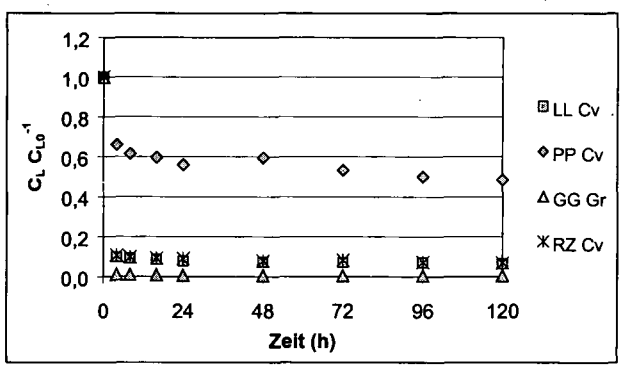
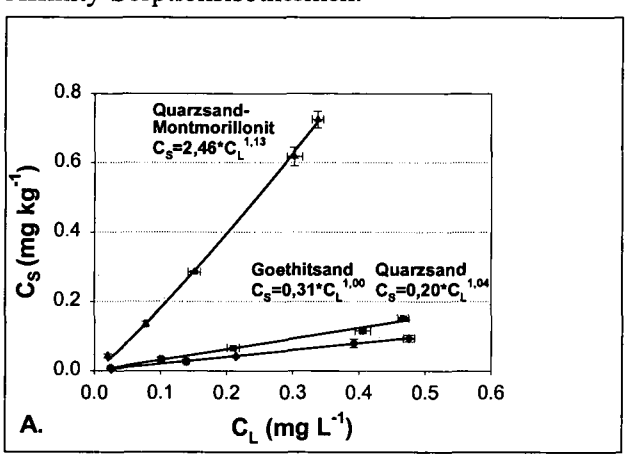


Abb. 2: Sorptionskinetik von Pyren an Unterböden

Sorptionsisothermen

Der Sorptionsprozess von Phenanthren und Pyren an die Modellminerale wird am besten durch die Freundlich-Isothermengleichung beschrieben (Abb. 3). Der Sorptionsprozess von Benzo(a)pyren an die Bodenminerale ist charakteristisch für High-Affinity-Sorptionsisothermen.



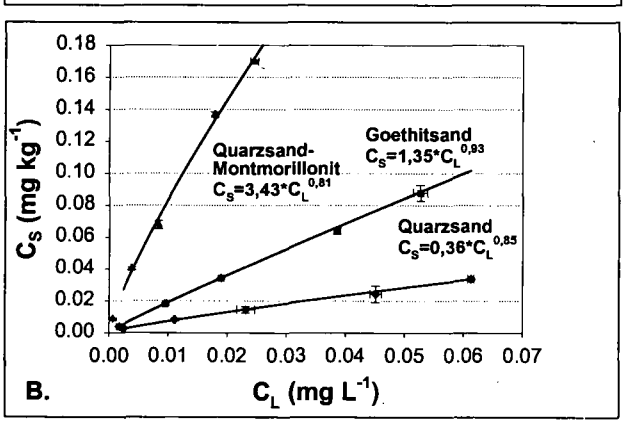


Abb. 3: Sorptionsisothermen von Phenanthren (A.) und Pyren (B.) an die Bodenminerale

Der Sorptionskoeffizient nach Freundlich steigt mit zunehmendem K_{OW}-Wert der PAK. Der Freundlich-Exponent steht in Übereinstimmung mit den Verläufen der Sorptionsisothermen.

Die Resultate der Monte-Carlo-Simulation (Mittelwert und Standardabweichung) unterstützen die hohe Stabilität der ermittelten Freundlich-Parameter (Tab. 2).

Tab. 2: Parameter der Freundlich-Isotherme nach Monte-Carlo-Simulation

Modellsorbent	PAK	Kmw	Kstd	pmw	pstd	R^2
QS	Phenanthren	0,21	0,04	1,04	0,14	0,999
GoeQS	Phenanthren	0,31	0,02	1,00	0,06	0,988
QSMT	Phenanthren	2,46	0,16	1,14	0,04	0,999
QS	Pyren	0.36	0.08	0.85	0.07	0.995
GoeQS	Pyren	1.35	0.23	0.93	0.04	0.999
QSMT	Pyren	3.43	0.27	0.81	0.02	0.998

Schlussfolgerungen

Hydrophobe organische Umweltchemikalien wie z.B. PAK zeigen eine nachweisbare Sorption an mineralische Oberflächen. Dabei sorbieren PAK an Quarzsand erst ab einem Log-K_{OW}-Schwellenwert von 4,6. Die Sorptionskapazität ist höher für Eisenoxide und Tonminerale als für Quarzsand. Unterschiede in der Sorptionskinetik zwischen Bodenmineralen und Unterböden sind vermutlich bedingt durch die höheren Anteile an Schluff und Ton in den Unterböden. Unterschiede in Steigung und Krümmung zwischen den Sorptionsisothermen deuten unterschiedliche Sorptionsmechanismen an.

Literatur

Berthouex P.M. & Brown L.C. (1994): Statistics for Environmental Engineers. Lewis Publishers, London, Chapter 40, 309-313.

Hassett, J.J. & Banwart, W.L. (1989): The sorption of nonpolar organics by soils and sediments. In: Sawhney, B.L. & Brown K. (ed.): Reactions and movement of organic chemicals in soils. SSSA, Madison, USA, S. 31-44

Schwarzenbach, R.P. & Westall, J. (1981): Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater. Laboratory sorption studies Environ. Sci. Technol. 15, 1360-1367

Dank

Wir bedanken uns bei der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung dieses Projektes (Ko 1035/11-1,2).

Dynamik der Schwefel-Vorräte in Böden bewaldeter Einzugsgebiete Europas bei nachlassender Sulfatdeposition

Prechtel, A.[1], Alewell, C.[1], Evans, C.[2], Matzner, E.[1]

Einleitung

Die Reversibilität der Boden- und Gewässerversauerung ist wegen der nachlassenden Schwefeldeposition in Europa Gegenstand der aktuellen Forschung. Langzeitmessungen der Sulfatfrachten im Abfluß bewaldeter Einzugsgebiete deuten darauf hin, daß das in Zeiten hoher Deposition gespeicherte Sulfat (SO_4^{2-}) jetzt freigesetzt wird. Im Rahmen des EU-Projektes RECOVER:2010 wird auf europäischer Skala die Langzeitdynamik der Sulfateinträge und der Austräge mit den Abflüssen von 16 bewaldeten Einzugsgebieten dargestellt. Ziel dieser Studie war es, durch SO_4^{2-}-Bilanzen auf Einzugsgebietsebene zu untersuchen, ob Akkumulation oder Freisetzung von SO_4^{2-} im Kompartiment Boden dominiert.

Methoden

Datengrundlage bildeten Langzeitmessungen in den untersuchten Einzugsgebieten (Tabelle 1), die im Rahmen nationaler Projekte erhoben wurden (Prechtel et al., 2001). Die Trends der jährlichen SO_4^{2-}-Flüsse mit dem Eintrag und dem Austrag wurden mit dem Mann-Kendall-Test berechnet. Außerdem wurden die SO_4^{2-}-Bilanzen berechnet (Bilanz = Einträge – Austräge). Negative Bilanzergebnisse bedeuten eine Netto-Freisetzung, positive Bilanzen eine Netto-Akkumulation von SO_4^{2-} im Einzugsgebiet.

Ergebnisse

Die SO_4^{2-}-Deposition nahm in allen untersuchten Einzugsgebieten seit den späten 80er Jahren signifikant, um 38 – 70 % ab (= negative Trendergebnisse).

Die SO_4^{2-}-Flüsse mit dem Austrag zeigten demgegenüber in den deutschen und italienischen Einzugsgebieten keinen eindeutigen Trend. Die Trends der SO_4^{2-}-Austräge der norwegischen und tschechischen Einzugsgebiete waren signifikant negativ, die SO_4^{2-}-Flüsse nahmen um 40-50 % ab. Auch die SO_4^{2-}-Flüsse aus dem schwedischen Gebiet Gardsjön und aus dem italienischen Gebiet

Tabelle 1: Übersicht der untersuchten Einzugsgebiete und ihrer Vegetation und Böden.

Einzugsgebiete	Land	Vegetation	Bodentyp (FAO)
Lange Bramke	D	F	Cambisols
Lehstenbach	D	F	Cambisols/Podzols
Markungsgraben	D	F	Cambisols
Metzenbach	D	B	Cambisols
Schluchsee	D	F	Podzol
Villingen	D	F	Cambisols/Planosols
Cannobino	Italien	LM	b. u.
Pellino	Italien	LM	b. u.
Pellesino	Italien	LM	b. u.
Pescone	Italien	LM	b. u.
Birkenes	Norwegen	NM	Podzols
Langtjern	Norwegen	NM	Podzols
Gardsjön	Schweden	F	Podzols
Cerne	Tsch. Rep.	F	Podzols/ Cambisols
Certovo	Tsch. Rep.	F	Podzols/ Cambisols
Plesne	Tsch. Rep.	F	Podzols/ Cambisols

Spalte Vegetation: (F) Fichte; (B) Buche; (LM) Laub-Mischwald; (NM) Nadel-Mischwald
Spalte Bodentyp: (b. u.) bisher unbekannt

[1]Lehrstuhl für Bodenökologie, BITÖK, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth
[2]Natural Environmental Research Council - Centre for Ecology and Hydrology Wallingford, Oxon, OX108BB, UK

Pellesino nahmen deutlich ab, wenngleich die Trends nicht signifikant waren. Die berechneten SO_4^{2-}-Bilanzen wurden in der Mehrzahl der Einzugsgebiete während der 90er Jahre negativ.
Die Freisetzungsrate betrug dabei im Mittel zwischen 18 - 102 (deutsche Einzugsgebiete), 15 – 108 (italienische Einzugsgebiete), 15 (Birkenes, Norwegen) und 34 $mmol_c\ SO_4^{2-}\ m^{-2}\ yr^{-1}$ (Gardsjön, Schweden). Im Einzugsgebiet Langtjern (Norwegen) war die SO_4^{2-}-Bilanz in den letzten Jahren nahezu ausgeglichen.

Diskussion und Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, daß sich in den deutschen und italienischen Einzugsgebieten die nachlassenden SO_4^{2-}-Einträge noch nicht in abnehmenden SO_4^{2-}-Austrägen widerspiegeln. Aus den Böden der deutschen Einzugsgebiete wird offensichtlich zuvor akkumuliertes, anthropogenes SO_4^{2-} sukzessive freigesetzt. Ein Vergleich der adsorbierten Boden-SO_4^{2-}-Vorräte im Einzugsgebiet Lehstenbach (0,5 – 10 m Tiefe) von 90 $kmol\ ha^{-1}$ (Manderscheid et al., 2000) mit der kumulativen SO_4^{2-}-Freisetzung (1994-1998) von 2 $kmol\ ha^{-1}$ zeigt, daß in Gebieten mit hohen anorganischen SO_4^{2-}-Vorräten die Böden über Jahrzehnte SO_4^{2-} nachliefern können. In den meisten untersuchten Einzugsgebieten Europas lassen die Ergebnisse der SO_4^{2-}-Bilanzen auf eine weiterhin anhaltende Boden- und Gewässerversauerung und auf eine verzögerte Erholung von den hohen SO_4^{2-}-Einträgen schließen. In Gebieten mit eher flachgründigen Böden (z.B. Birkenes und Langtjern (Norwegen), Verwitterungstiefe < 0,2 m) und einem geringen Vorrat an anorganischem Schwefel (S) ist mit einer früher einsetzenden Erholung zu rechnen.
Erste kumulative Bilanzen der S-Flüsse und -gehalte im Boden u.a. für den Podsol Schluchsee weisen außerdem darauf hin, daß in Böden mit hohem Gehalt an organischer Substanz bei abnehmender Deposition sehr wahrscheinlich aus dem organischen S-Vorrat (S_{org}) SO_4^{2-} mobilisiert und freigesetzt wird (Alewell, 2001). Die Quantifizierung anorganischer und organischer Schwefelvorräte in den Böden der untersuchten Einzugsgebiete wird deshalb Ziel der weiteren Forschung sein.

Literatur

Alewell, C. (2001): Predicting reversibility of acidification: the European sulfur story. Water Air Soil Pollut., *in press*

Manderscheid, B., Schweisser, T., Lischeid, G., Alewell, C. und Matzner, E. (2000): Sulfate pools in the weathered substrata of a forested catchment. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 1078-1082.

Prechtel, A., Alewell, C., Armbruster, M., Bittersohl, J., Cullen, J., Evans, C., Helliwell, R., Kopacek, J., Marchetto, A., Matzner, E., Meesenburg, H., Moldan, F., Moritz, K., Vesely, J. und Wright, R.F. (2001): Response of sulphur dynamics in European catchments to decreasing sulphate deposition, Hydrol. Earth System Sci., *in press*

Dank

Unser Dank gilt der Europäischen Kommission (Projekt Nr. EVK1-99-00087) und dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (PT BEO 51-0339476) für die finanzielle Unterstützung.

Zur Veränderung der Huminsäurefraktion in Torfen wiedervernässter Erlenbruchwaldstandorte

Jutta Rach

Einleitung

Untersuchungen zur Wiedervernässung von Moorgebieten liegen in der Hauptsache für unbewaldete, z.T. stark entwässerte Niedermoorgebiete, vor (Succow & Joosten 2001). Im Rahmen zweier langfristig und großräumig angelegter Wiedervernässungsprojekte in Nord- bzw. Westdeutschland konnten kontinuierlich Daten in wiedervernässten Erlenbruchwaldgebieten gewonnen werden. Dabei wurden folgende Fragen aufgeworfen:

- Verändert sich die organische Bodensubstanz durch Wiedervernässung?
- Welche Fraktionen der organischen Bodensubstanz sind von Veränderungen betroffen?
- Können spektroskopische Methoden wie die UV/VIS- und FTIR-Spektroskopie Hinweise darauf geben, dass sich die Anteile funktioneller Gruppen verändern?

Untersuchungsgebiete

Das Gebiet Lingen/Ems liegt in einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Landschaft. Die Wiedervernässung erfolgte durch Grabenanstau. Das Gebiet Ellinghoven gehört zum Naturpark Maas-Schwalm-Nette westlich von Köln. Die Bruchwälder der Niederungen sind im südlichen Bereich des Naturparks durch Braunkohletagebau bedroht. Hier erfolgt die Wiedervernässung durch eine Infiltrationsmethode.

Die hinsichtlich der organischen Substanz untersuchte Probestelle Lingen 2 war direkt nach Grabenanstau in 1996/97 vom Grundwasseranstieg betroffen. Ab 1997 konnten hier stets GW-Stände über Flur gemessen werden. Im Untersuchungsgebiet Ellinghoven wird seit 1993 ein Transekt in einem abgestuft entwässerten Erlenbruchwald untersucht. Die Wiedervernässung startete im Winter 1993/94 und wurde an Probestelle Ellinghoven 5 1997 wirksam. Hier können seit Ende 1997 kontinuierlich GW-Stände in Flurhöhe gemessen werden.

Methoden

Jeweils im März 1996, 1997 und 1998 wurden Bodenproben entnommen. Die beiden Probestelle wurden grundlegend charakterisiert (Tab. 1).

Die gelöste organische Substanz wurde im Batch-Verfahren extrahiert und eine Huminstoffextraktion wurde vorgenommen (Rach 2000). Die nachfolgenden Analysen beschränkten sich auf die Huminsäurefraktion (HS).

Die UV/VIS-spektroskopischen Messungen erfolgten in 0,05M $NaHCO_3$ (0,2g HS L^{-1}). Die in KBr gemessenen FTIR-Spektren (1mg HS/100 mg KBr) wurden auf den Kohlenstoffgehalt normalisiert und über ein Base-Peak-Verfahren integriert (OPUS-Software, Bruker Optic GmbH). Es wurden für die Wellenzahlen 1030, 1250, 1385,1456, 1540,1640, 1720, 2860 und 2920 cm^{-1} relative Absorptionen berechnet. Die Zuweisung der funktionellen Gruppen erfolgte nach Christl et al. 2000 und Haberhauer et al. 1998.

Ergebnisse

Die in Tabelle 1 aufgeführten Daten verdeutlichen die ähnliche Typologie der ausgewählten Probestellen.

Tab. 1: Standortcharakteristika der untersuchten Probestellen (Status quo vor der Wiedervernässung, 1996)

Untersuchungsgebiet	**Lingen/Ems**	**Ellinghoven/ Niederrhein**
Probestelle	Lingen 2	Ellinghoven 5
Vegetationstyp	Carici elongatae-Alnetum typicum Faz. Carex acutiformis	Carici elongatae-Alnetum typicum Faz. Carex acutiformis
Horizont	nHw	nHw
Zersetzungsgrad (von Post)	H9	H9
LD [g cm^{-3}]	0,108±0,014	0,144±0,002
BS_{eff}[%]	90,3	99,1
C_t [g kg^{-1} TS]	445±2	443±5
C/N	13,9±0,1	14,8±0,2
Grundcharakteristika Huminsäuren		
Aschegehalt [Gew%]	0,35 ±0,20	0,37 ±0,26
C_t [g kg^{-1} TS]	519,2 ±27,1	497,5 ±21,3
C/N	12,6 ±0,9	13,2 ±0,9

Sowohl die qualitative als auch die quantitative Untersuchung der gelösten organischen Substanz ließ keine Tendenzen im Verlauf der Untersuchungsperiode erkennen (Rach 2000). Jedoch ergab die Analyse der Huminsäuren Hinweise auf Veränderungen dieser Fraktionen bei der Wiederherstellung anaerober Bedingungen.

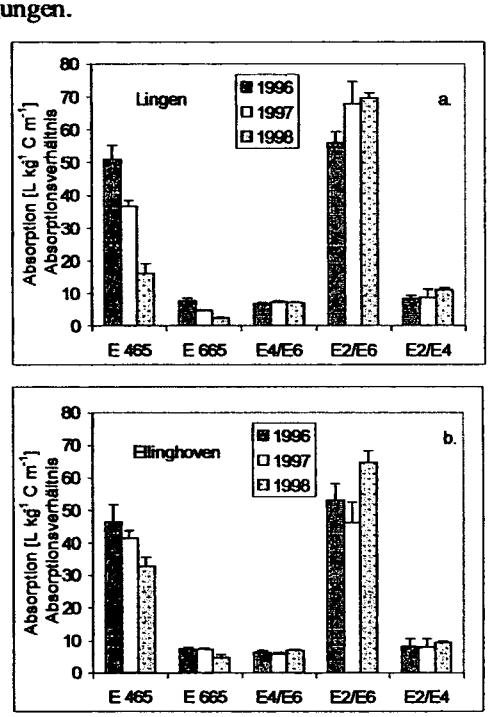


Abb. 1: Absorptionen und Absorptionsverhältnisse der HS-Typen „Lingen" (a.) und „Ellinghoven" (b.) (UV/VIS)

Jutta Rach, FB Biologie, Geo- und Umweltwissenschaften, AG Pflanzenökologie, CvO-Universität Oldenburg, PF 2503, 26111 Oldenburg, jutta-rach@uni-oldenburg.de

Bei der Betrachtung der UV/VIS-spektroskopischen Ergebnisse (Abb. 1) fällt bei beiden HS-Typen im Verlauf der Untersuchungsjahre die deutliche Abnahme der Absorption bei 465 und 665 nm auf.
Das häufig als Humifizierungsindex genutzte E4/E6-Verhältnis (Stevenson 1982) unterlag aufgrund der sinkenden Absorption bei beiden Wellenlängen kaum Änderungen während der Untersuchungsperiode.
Bezogen auf die Gesamtabsorption der organischen Substanz (λ=254 nm) sank die Absorption bei 665 nm jedoch stärker als diejenige bei 465 nm, wie die E2/E6- und E2/E4-Verhältnisse verdeutlichen. Da Absorptionen um 600 nm negativ mit dem H/C-Verhältnis der organischen Substanz der Messlösung korreliert sind (Fujitake et al. 1999), folgt aus den Ergebnissen, dass im Verlauf der Untersuchungsperiode eine fortschreitende Alkylierung vonstatten ging. Da die Absorption um 665 nm Schwingungsanteilen hochkondensierter Aromaten zugesprochen wird (Stevenson 1982), scheint sich deren Anteil im Verlauf der Wiedervernässung erniedrigt zu haben. Die UV/VIS-spektroskopischen Ergebnisse werden durch die Ergebnisse der FTIR-spektroskopischen Messungen unterstützt.

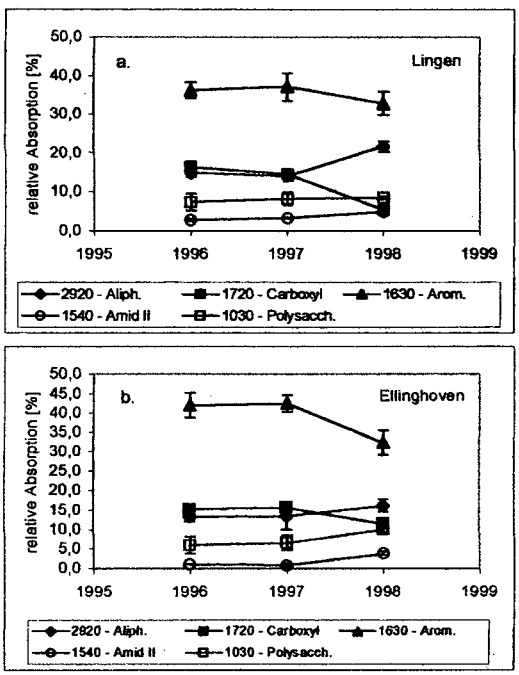


Abb. 2: Relative Absorptionen ausgewählter Wellenzahlen der HS-Typen „Lingen" (a.) und „Ellinghoven" (b.) (FTIR)

Beide HS-Typen zeigten vor allem im letzten Untersuchungsjahr eine deutliche Veränderung ihrer Struktur (Abb. 2). Stärkster Unterschied zwischen den HS-Typen war die Höhe der Schwingungsanteile bei WZ 1630 cm^{-1}. HS-Typ „Ellinghoven" besaß danach eine höhere Aromatizität, die jedoch im letzten Untersuchungsjahr stark absank. Die unterschiedlichen HS-Typen wiesen eine sich erhöhende Signalintensität im Bereich der Amid II-Bande (WZ 1540 cm^{-1}) auf, jedoch mit höheren relativen Schwingungsanteilen bei HS-Typ „Lingen", bei dem Stickstoff stärker in die Struktur inkorporiert ist.
Die in Lingen extrahierten Huminsäuren zeigten über alle Untersuchungsjahre hinweg eine kontinuierliche Abnahme der Carboxylstrukturen bezogen auf die aromatischen Gruppen bzw. eine kontinuierliche Zunahme der aliphatischen Gruppen bezogen auf die aromatischen Gruppen. Des weiteren verengte sich der Aromaten/Amidgruppen-Quotient (Tab. 2).
Die in Ellinghoven extrahierten Huminsäuren zeigten dagegen erst in 1998 eine Zunahme des aliphatischen Charakters bezogen auf aromatische Strukturen. Bei diesem Huminsäuretypus blieb jedoch das Verhältnis zwischen aromatischen Anteilen und Carboxylanteilen gleich (Tab. 2).
Die gemessenen Entwicklungstendenzen weisen auf eine Zunahme des Molekulargewichtes der Huminsäuren im Verlauf der Untersuchungsjahre hin (Christl. et al. 2000).

Tab. 2: Entwicklung der Wellenzahlquotienten der HS-Typen (Arom: 1630 cm^{-1}; Carbox: 1720 cm^{-1}; Amid: 1540 cm^{-1}; Aliph: 2920 cm^{-1})

		1996	1997	1998
Lingen	Arom/ Carbox	2,25±0,24	2,59±0,19	6,16±0,66
	Arom/Aliph	2,47±0,22	2,65±0,09	1,50±0,08
	Arom/ Amid	13,30±0,96	11,43±0,68	7,19±0,79
	Aliph/ Carbox	0,91±0,05	1,02±0,12	3,83±0,36
Ellinghoven	Arom/ Carbox	2,77±0,18	2,75±0,27	2,83±0,37
	Arom/Aliph	3,12±0,08	3,16±0,12	2,01±0,12
	Arom/ Amid	39,58±0,94	43,63±7,00	8,43±1,17
	Aliph/ Carbox	0,88±0,06	0,87±0,06	1,42±0,23

Zusammenfassung

Sowohl die UV/VIS- als auch die FTIR-spektroskopischen Untersuchungen geben Hinweise darauf, dass lang andauernde Wassersättigung in ehemals leicht entwässerten Niedermoortorfen eine Zunahme von Aliphaten und Polysaccharidstrukturen sowie die Abnahme von Carboxyl- bzw. Ketogruppen und kondensierten Aromaten zur Folge hat. Diese Entwicklungen sind Anzeichen für eine Zunahme des Molekulargewichtes der Huminsäuren unter andauernd hypoxischen Bedingungen.Die ebenfalls gesteigerten Amidanteile lassen eine verstärkte Immobilisierung von Stickstoff im Verlauf einer Wiedervernässung vermuten.

Literatur

Christl I., Knicker H., Kögel-Knabner I., Kretzschmar R. (2000) European Journal of Soil Science, **51**, 617-625
Fujitake N., Kusumoto A., Tsukamoto, M., Noda, Y., Suzuki T., Otsuka H. (1999) Soil Science and Plant Nutrition, **45**(2), 349-358
Haberhauer G., Rafferty B., Strebl F., Gerzabek M.H. (1998) Geoderma **83**, 331-342
Rach J. (2000) Elektronische Dissertation CvO-Universität Oldenburg, 201 S.
Stevenson FJ (1982) Humus Chemistry. Wiley, New York, 443 S.
Succow M & Joosten H (Hrsg.) (2001) Landschaftsökologische Moorkunde, Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 622 S.

Heavy Metal Translocation in Soil-Plant System

Alexei V. Raskatov[1)2)], Anatoly V. Kuznetsov[3)], Vladimir A. Chernikov[1)], Yakov V. Kuzyakov[2)].

Introduction

For agricultural production on contaminated soils special methods preventing the uptake of toxic elements into food products are necessary, because there are thousands hectares of contaminated arable soils (Ovcharenko et al., 1997; Chernykh et al., 1999). Elaboration of soil treatments such as lime and manure applications, which change the mobility of the elements in soil, is one possibility, especially important in case of soil heavy metal contamination (Andersson & Siman, 1991).

The aim of the investigation was evaluation of different soil treatments affecting bioavailability of Cd, Zn, Pb, and Cu in soil, their translocation from soil into plants and the possibility of obtaining uncontaminated food products.

Materials and methods

The microplot experiment was conducted on sand loamy Podzoluvisol in 1995-1997 with the following variants: 1. NPK + heavy metals (HM); 2. NPK + HM + lime (L) (6 t ha^{-1}); 3. NPK + HM + manure (M) (80 t ha^{-1}); 4. NPK + HM + lime (6 t ha^{-1}) + manure (80 t ha^{-1}); 5. $N_{160}P_{160}K_{160}$ + HM. Cd and Pb were applied as acetates, and Zn and Cu as sulphates in the rates: Cd – 5; Pb – 100; Zn – 300; Cu – 150 mg kg^{-1} soil. All HM, lime and manure were applied in the 1st year of the experiment. Mineral fertilisers were applied annually. Potato, carrot, and beet were grown in the 1st, 2nd and 3rd year, respectively. HM analysis using AAS were conducted in: 1) HNO_3 extracts (1:1) from plants; 2) CH_3COOAc extracts (pH 6) from soil for mobile HM contents; 3) HNO_3 extracts (1:1) from soil for total HM contents.

Results and discussion

The applied HM amounts were selected to imitate representative levels of soil contamination. However, no significant decrease of crop productivity was observed. On the contrary, all crops showed considerable increase of their productivity. HM application resulted in significant increase of their concentrations in the soil compared to their content in non-amended soil (Cd – 0.34, Pb – 11, Zn – 26, Cu – 5.3 mg kg-1). After the 1st year, the lowest level of available Cd was observed with lime and the highest – with manure application (Fig. 1). It is caused by complexation of Cd with mobile organic substances from the manure.

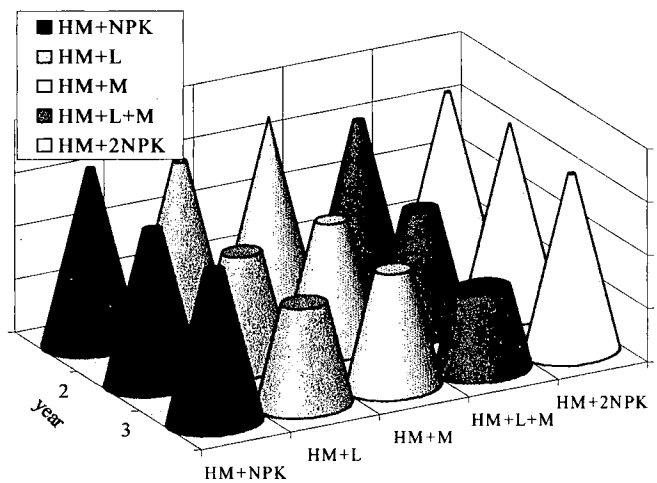


Fig. 1: Available Cd in the soil depending on the soil treatment during three years, mg kg^{-1}.

Lime application resulted in increase of soil pH (Fig. 2) and following decrease of Zn and Cu mobility for 15 and 4%, respectively, compared to the 1st variant.

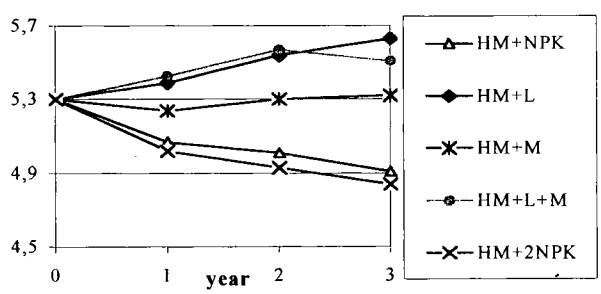


Fig. 2: Effect of the soil treatments on soil pH dynamics during three years.

Manure and lime applied together resulted in the decrease of Zn and Cu mobility by 7%. After the 2nd year, HM mobility decreased with lime application: Cd–24, Pb–21, Cu–15%, and with manure application Cd–10%. The combined use of lime and manure had the greatest effect on the HM mobility: 13 – 18% for all HM. This is

[1)] Moscow Timiryazev Agricultural Academy, Department of Ecology, Timiryazevskaya 49, 127550 Moscow, Russia; e-mail: raskatovalex@yahoo.com
[2)] Hohenheim University, Department of Soil Science and Land Evaluation (310), Emil-Wolff-Strasse 27, D-70599 Stuttgart, Germany
[3)]Central Institute of Agrochemical Service, Laboratory of Radionuclides and Heavy Metals, Pryanishnikova 31, 127550 Moscow, Russia

and heavy soluble metal-organic complexes. In the 5th variant, the Cd and Zn mobility increased, caused by physiological acidity of NPK fertilisers. After the beet cultivation, Cd mobility varied from 33 to 72%. The minimal amount of available Cd was observed with the combined use of lime and manure and maximal – with 2NPK. Zn mobility decreased with application of lime (44%) and its combination with manure (55%). Cu mobility decreased in variants 2, 3 and 4 by 23, 7 and 15%, respectively. Thus, the decrease of HM mobility in the soil caused by lime and manure applications, particularly on Cd and Zn, was established after 3 years of the experiment. The strongest effect was observed with their combined application. The mobility of HM decreased during 3 years in the following order: Cd>Zn>Pb>Cu.

The contents of tested HM in the shoots of all crops were significantly higher than in the roots. In the 1st variant, Cd concentration in the potato tubers was equal to the 1.5 maximum permissible concentration (MPC). The Cd and Cu concentrations in the shoots were higher than maximum permissible level (MPL – for animal feed). Lime application reduced Zn content in potato roots by 16%. HM contents in the shoots decreased for 2-8 times. Manure application decreased the Cd, Zn and Cu contents in the potato shoots causing by HM complexation with manure in the soil. The combined application of lime and manure led to the significant decrease of the Cd content in potato tubers by 20%. However, tubers and shoots could not be used for food and feed. In the 2nd year, lime application decreased the Cd and Zn accumulation by carrot roots by 20 and 9%, respectively (Fig 3). The Cu contents in the shoots increased by 13%. The Cd and Zn contents in the roots after the manure application decreased by 40 and 20%, respectively. By contrast, their contents in the shoots increased by 25 and 37%, respectively. The combined effect of lime and manure reduced the Cd and Zn contents in the roots, but the increase of the Zn and Cu contents in the shoots were observed. As a result of these changes, carrot roots met the present standards of HM contents and can be used for food. The Cd and Zn contents in the beet roots from the 1st variant were 6 and 2.5 times higher than MPC, respectively. Liming led to decreasing the Cd and Zn contents in the roots and the Zn content in the beet shoots. The combined use of manure and lime decreased the Cd and Zn contents in the beet roots to the MPC. As found in other studies (Eriksson, 1990; Andersson & Siman, 1991), doubled NPK rates increased HM uptake by all crops.

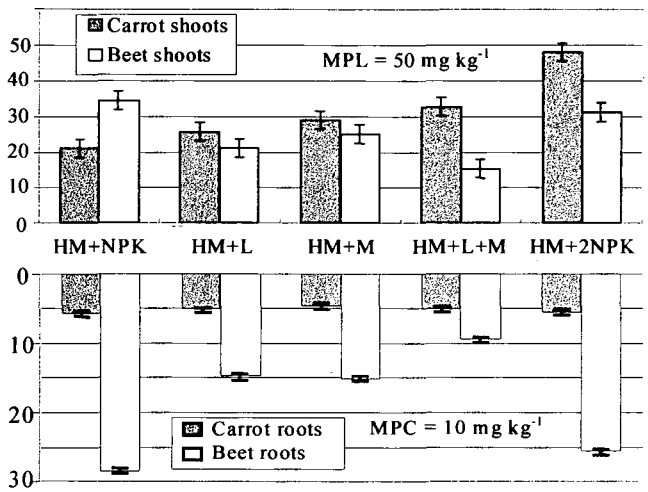


Fig. 3: Zn contents (± LSD, 5%) in carrot and beet plants depending on the soil treatment, mg kg^{-1} raw weight.

Thus, the results obtained showed that among the three crops studied, carrot had the lowest uptake rates of HM. The highest rates had beet, in spite of better conditions of growth (3rd year of the lime and manure effects). Potato was on the intermediate place. The same results were reported by Ovcharenko et al. (1997). Accumulation coefficients (AC) of Cd and Pb in the potato tubers, and Zn and Cu in the shoots were the highest. Beet is characterised by the highest AC of Zn in the roots and of Cd and Pb in the tops. The lowest AC were found for carrot.

References

Anderson A. & G. Siman. (1991): Levels of Cd and some other trace elements in soils and crops as influence by lime and fertiliser level. Acta Agric. Scand. 41: 3-11.

Eriksson J. (1990): Factors influencing adsorption and plant uptake of cadmium from agricultural soils. Reports and Dissertation, 4. SLU, Uppsala.

Ovcharenko M.M. (Editor)(1997): Heavy metals in the soil-plant-fertiliser system. Moscow, 290 p. (in Russian).

Chernikh N.A., Milashchenko N.Z., Ladonin V.F. (1999): Ecotoxicological aspects of heavy metal soil contamination. Moscow, Agrokonsalt, 176 p. (in Russian).

Bomben-^{14}C als Informationsquelle für die Mechanismen der Kohlenstoff-Stabilisierung in Böden: Inhomogenität des organischen Bodenmaterials

Janet Rethemeyer, Frank Bruhn, Pieter M. Grootes & Marie-Josée Nadeau

Einleitung

Im Rahmen des DFG-Schwerpunktprogramms 1090 („Böden als Quelle und Senke für CO_2 – Mechanismen und Regulation der Stabilisierung organischer Substanz in Böden") werden Stabilisierungsprozesse natürlicher organischer Substanzen in Böden mit Hilfe des radioaktiven Kohlenstoffs ^{14}C verfolgt und quantifiziert. Als natürlicher ^{14}C-„Tracer" wird das durch atmosphärische Kernwaffentests in den 1950er und frühen 1960er Jahren erzeugte ^{14}C-Signal genutzt. Die Entwicklung dieses Tracersignals ist in den Bodenprofilen und Rückstellproben von Dauerversuchen wie dem „Ewigen Roggenbau" in Halle überliefert und kann mittels Beschleuniger-Massenspektrometrie-Messungen (AMS) bestimmt werden. Mit geeigneter zeitlicher Auflösung soll die Aufnahme des atmosphärischen Kohlenstoffs in physikalischen und chemischen Fraktionen der organischen Bodensubstanz quantifiziert und der C-Fluss bzw. die C-Stabilisierung in Böden dokumentiert werden. Die bislang durchgeführten Arbeiten dokumentieren die Altersheterogenität des organischen Bodenmaterials.

Standort und Böden

Die Untersuchungen werden an rezenten und Archiv-Bodenproben des 1878 angelegten landwirtschaftlichen Dauerversuchs mit Roggenmonokultur („Ewiger Roggenbau") in Halle (Julius-Kühn-Feld) durchgeführt. Aufgrund des Fehlens erforderlicher Rückstellproben vom „Ewigen Roggenbau" vor dem Anstieg der atmosphärischen ^{14}C-Konzentration wird der von K. Schmalfuß 1949 angelegte Dauerdüngungsversuch mit Fruchtfolge mit in die Untersuchungen einbezogen, wodurch archivierte Proben ab 1949 zur Verfügung stehen. Zum Ausschluß schwer kalkulierbarer C-Einträge durch Düngungsmaßnahmen werden auf beiden Versuchsflächen jeweils die ungedüngten Varianten untersucht.
Der Boden des Julius-Kühn-Feldes ist ein auf Sandlöß entstandener Parabraunerde-Tschernosem mit einer auf dem Versuchsfeld variierenden Textur (Merbach et al. 1999). Die Textur des Bodens unter Roggenmonokultur weist gegenüber dem Versuch mit Furchtfolge einen geringeren Feinsand- und höheren Schluffgehalt auf.

Methoden

Die räumliche Variabilität des Bodens wurden an einer Oberbodenprobe aus 0-25 cm und an zwei Mischproben (2 m Transekte) aus 0-5 cm des „Ewigen Roggenbaus" untersucht. Zudem wurde auf beiden Versuchsflächen ein Profil (Roggenmonokultur: 0- 68 cm, Fruchtfolge: 0-60 cm) beprobt. Als erste Rückstellprobe wurde eine 1949 aus 0-20 cm des Fruchtfolgeversuches genommene Probe bearbeitet.

Unter dem Mikroskop erfolgte das Selektieren von Wurzeln, Pflanzenresten und verkohlten Partikeln („Black carbon") aus den Bodenproben. Die separierten Fraktionen sowie der Gesamtboden wurden für die AMS-Messungen wie folgt chemisch aufbereitet:

- Extraktion mit 1 % HCl zur Entfernung von Karbonaten und Fulvinsäuren;
- Extraktion mit 1 % NaOH bei 60 °C: Fällung der Huminsäuren aus dem NaOH-Extrakt mit HCl;
- Extraktion mit 1 % HCl zur Reinigung der Probe von CO_2: nach Trocknung verbleibt der Laugenrückstand.

Der Kohlenstoff der aufbereiteten Proben wird durch Verbrennung und Reduktion zu Graphit umgewandelt, in Targethalter gepresst und sein ^{14}C-Gehalt wird in der AMS-Anlage gemessen (Nadeau et al. 1997, 1998).

Ergebnisse

Die starke Altersheterogenität des im Oberboden vorhandenen organischen Materials wird aus den zwischen rezent (ca. 108 pMC) (Kromer, mündl. Mitt., 2001) und 21360 Jahren BP (ca. 7 pMC) variierenden ^{14}C-Altern der unterschiedlichen Bodenkomponenten ersichtlich (Abb. 1 A-C). Die Messunsicherheiten (1 σ) der Einzelmessungen sind kleiner als die Symbolstärke. Die räumliche Variabilität des Materials ist relativ gering.

- Pflanzenreste und Wurzeln entsprechen mit ca. 107-109 pMC dem rezenten $^{14}CO_2$-Gehalt der Atmosphäre. Die im Winter beprobte Jungpflanze zeigt mit 106 pMC eine gute Übereinstimmung mit jahreszeitlichen Variationen des $^{14}CO_2$-Gehalts.
- Die Huminsäuren der Fraktionen Boden, Pflanzen- und Wurzelreste weisen jeweils höhere Radiokarbongehalte auf als die Laugenrückstände.
- Die ^{14}C-Gehalte der selektierten verkohlten Partikel variieren zwischen 6655 Jahren BP (ca. 44 pMC) und 21360 Jahren BP (ca. 7 pMC). Diese erhebliche Differenz deutet auf eine heterogene Zusammensetzung dieser Fraktion aus jüngeren verkohlten Vegetationsrückständen und älterer Stein- oder Braunkohle hin.

Der Vergleich der im Bodenprofil (0-60 bzw. 0-68 cm) beider Versuchsflächen gemessenen ^{14}C-Gehalte unterschiedlicher Bodenfraktionen (Abb. 1 C, D) zeigt:

- Die unterschiedlichen Bodenfraktionen weisen in beiden Profilen ähnliche pMC-Unterschiede auf. Im Oberboden (0-20 cm) des Versuches mit Fruchtwechsel werden erheblich höhere ^{14}C-Werte gemessen als in Proben der Roggenmonokultur. Anzunehmen ist hier ein fruchtfolgebedingter höherer C-Eintrag.

Leibniz-Labor für Altersbestimmung und Isotopenforschung, Christian-Albrechts-Universität, Max-Eyth-Str. 11-13, 24118 Kiel, Germany, jrethemeyer@leibniz.uni-kiel.de

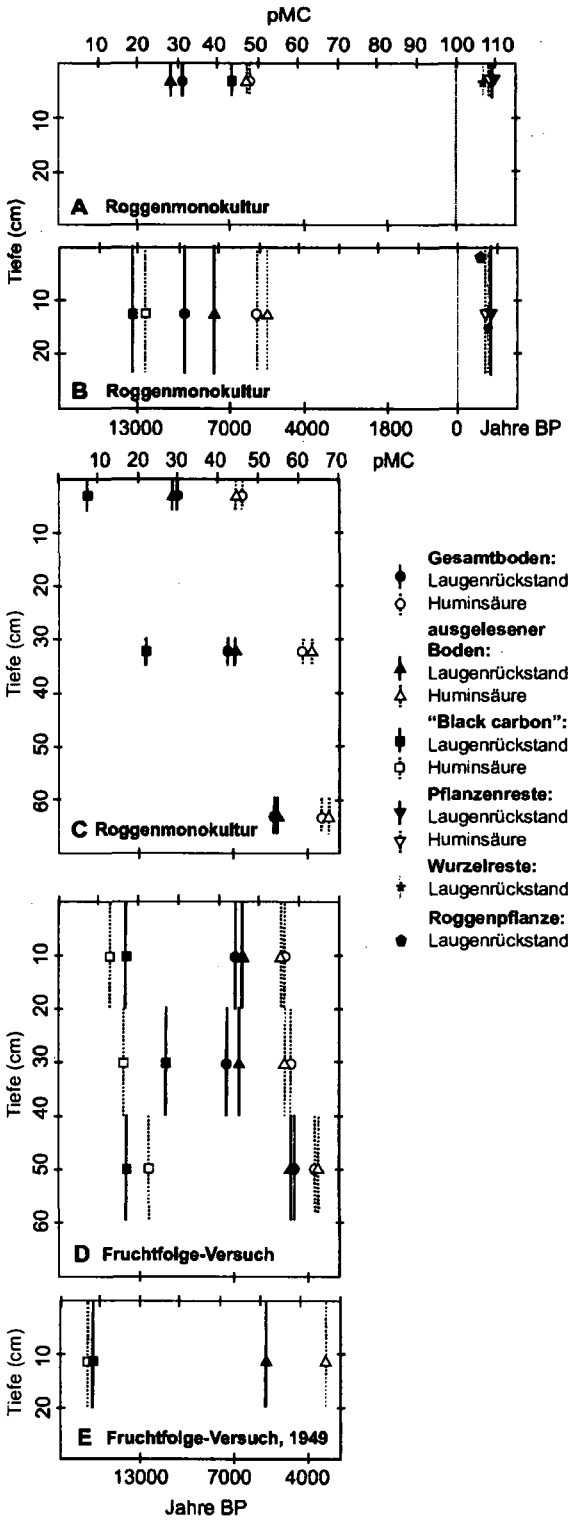


Abb. 1 (A, B) Inhomogenität und räumliche Heterogenität des Bodenmaterials: ^{14}C-Gehalte von Oberbodenproben der Roggenmonokultur; **(C, D)** ^{14}C-Gehalte im Bodenprofil der Roggenmonokultur und des Fruchtfolge-Versuches; **(E)** ^{14}C-Gehalte einer 1949 genommenen Archivprobe des Fruchtfolge-Versuches

- In allen Fraktionen von Proben des „Ewigen Roggenbaus" ist eine deutliche Zunahme der ^{14}C-Gehalte mit zunehmender Tiefe zu erkennen. Dies ist durch eine Verringerung des Eintrags von Kohlepartikel mit zunehmender Tiefe zu erklären.
- Der ^{14}C-Gehalt der vor dem Bomben-Peak genommenen Archivprobe (Abb. 1 E) liegt mit ca. 51 pMC (Laugenrückstand) bzw. 67 pMC (Huminsäure) deutlich über den pMC-Werten der rezenten Proben, was auf einen geringeren „Black carbon"-Anteil oder eine mögliche Verunreinigung der Probe schließen lässt.
- In beiden beprobten Profilen ist im Oberboden die Kohlefraktion älter als in tieferen Profilbereichen. Dies kann auf den erhöhten anthropogenen Eintrag von Kohlestaub zurückgeführt werden.

Schlussfolgerung

Die durchgeführten ^{14}C-Messungen zeigen, dass bedingt durch die Heterogenität des Bodenmaterials und die Verfälschung der Ergebnisse infolge der „Black carbon"-Beimischung durch einfache chemische und mechanische Trennung unterschiedlicher organischer Bodenfraktionen keine befriedigenden Ergebnisse hinsichtlich der C-Umsetzung im Boden gewonnen werden können. Zur Gewinnung von Informationen über Umsatzraten unterschiedlich stabiler C-Pools sollen daher in nachfolgenden Arbeiten in Zusammenarbeit mit anderen Arbeitsgruppen des SPP 1090 ^{14}C-Messungen an signifikanten Komponenten durchgeführt werden, wie z.B.:

- identifizierbare Großreste
- mittels präparativer Gaschromatographie isolierte chemische Einzelsubstanzen (z.B. Alkane, Phospholipid-Fettsäuren)

Danksagung

Das Projekt wird von der Deutschen Forschungsgemeinschaft im Rahmen des Schwerpunktprogramms 1090 finanziell unterstützt (GR 1845/1-1).

Literatur

Merbach, W., Schmidt, L. & Wittenmayer, L. (Hrsg.) (1999): Die Dauerdüngungsversuche in Halle (Saale). Teubner-Verlag, Stuttgart.

Nadeau, M.-J., Schleicher, M., Grootes, P.M., Erlenkeuser, H., Gottdang, A. Mous, D.J.W., Sarnthein, J.M. & Willkomm, H. (1997): The Leibniz-Labor AMS facility at the Christian-Albrechts-University, Kiel, Germany. Nuclear Instruments and Methods B 123, 22-30.

Nadeau, M.-J., Grootes, P.M., Schleicher, M., Hasselberg, P., Rieck, A. & Bitterling, M. (1998): Sample throughput and data quality at the Leibniz-Labor AMS facility. Radiocarbon 40, 239-245.

Modellierung des Kohlenstoffhaushaltes in Ackerböden auf der Grundlage bodenstrukturabhängiger Umsatzprozesse

J. Rühlmann[1)], K. Kuka[2)], U. Franko[2)], E. Bauriegel[1)]

1. Modellierung des Kohlenstoffhaushaltes auf der Grundlage konzeptioneller Pools

1.1. Modell

Das bisherige Modellkonzept stützt sich auf die in Abb. 1 aufgeführten konzeptionellen Kohlenstoffpools.

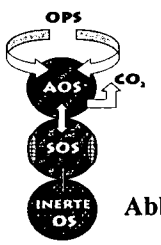


Abb. 1: Graphische Darstellung der C-Pools

OPS: organische Primärsubstanz zum Aufbau der organischen Bodensubstanz (OBS)
AOS: Pool der aktiven organischen Substanz
SOS: Pool der stabilisierten organischen Substanz, teilweise vom Umsatz ausgeschlossen
inerte OS: physiko-chemisch stabilisierte OBS (bisher bei C-Umsätzen nicht betrachtet)

Der umsetzbare Kohlenstoff (C_{ums}) umfasst die AOS und die SOS (S.Gl.1).

$$C_{UMS} = AOS + SOS \tag{1}$$

Die Berechnung der Kohlenstoffakkumulation erfolgt mit Hilfe der Gl.2 (Franko,1997), welche im Modell CANDY integriert ist.

$$C_{UMS} = C^0_{UMS}\left(A_1 \cdot e^{\lambda_1 t} + A_2 \cdot e^{\lambda_2 t}\right) + \sum_{OPS} \frac{C_{rep}}{WMZ}\left(B_1 \cdot e^{\lambda_1 t} + B_2 \cdot e^{\lambda_2 t} + \frac{1+\xi}{k_m}\right) \tag{2}$$

mit folgenden Näherungswerten der Parameter:

A	=	0,9998	k_m	=	0,00556
A_2	=	0,0002	ξ	=	2,8
B	=	-683,3	WMZ	=	29,5
B_2	=	-0,1	C_{inert}	=	565,38
λ_1	=	-0,00143			
λ_2	=	-0,1941			

Das C_{ums} im Fließgleichgewicht wird der nach Gl.3 berechnet.

$$C_{ums} = \frac{1+\xi}{k_m} \cdot \frac{C_{rep}}{WMZ} \tag{3}$$

Der gesamte Kohlenstoffgehalt (C_{org}) des Bodens ergibt sich aus der Summe von C_{ums} und dem standortspezifisch für konstant angenommenen inertem Kohlenstoff (C_{inert})

$$C_{org} = C_{UMS} + C_{inert} \tag{4}$$

1.2. Simulation der Kohlenstoffdynamik von ausgewählten Parzellen des "Statischen Versuchs" und der Brunnenringversuche mit Schwarzbrache aus Bad Lauchstädt

Unter Verwendung dieses Konzeptes erfolgte die Modellierung der C-Dynamik der Hauptparzellen des „Statischen Versuches" Bad Lauchstädt und der aus dem Versuch entnommenen Brunnenringversuche, die seit 1956 unter Schwarzbrache (SB) gehalten werden. In einem ersten Schritt wurden die Reproduktionsleistungen der Fruchtfolge und des eingebrachten Stallmistes untersucht. Dabei wurde festgestellt, daß der C-Eintrag durch die Ernte- und Wurzelrückstände (EWR) deutlich größer sein muß, als bisher angenommen (s. Tab. 1). Die Wirkung des Stallmistes (STM) wurde zuvor überschätzt (jetzt: 5,83 dt C_{rep} pro 150 dt STM). Trotz deutlicher Verbesserung der Modellergebnisse wird der Beitrag der Fruchtfolge für den OBS-Aufbau weiter unterschätzt. Die in Gl.2 berücksichtigte C_{rep}-Menge ist für die bewirtschafteten Parzellen sowie vom Stallmist in Tab. 1 dargestellt. Bei den Brunnenringversuchen, die unter Schwarzbrache gehalten werden, ist C_{rep} gleich Null.

Tab.1: Durchschnittliche jährliche C_{rep}-Inputs aus EWR (C_{rep}-EWR) im Vergleich zu den mittleren Trockenmasseerträge (TM) der Fruchtfolge

Düngung	C_{rep}-EWR[dt/ha]	TM [dt/ha]
STM+NPK	5,93	108,2
STM	4,07	90,1
NPK	5,46	97,3
keine Düngung	3,01	47,4

Eine neue Hypothese geht von einem bisher nicht berücksichtigten parziellen Schutz des SOS-Pools aus, der eine Folge seiner räumlichen Anordnung sein könnte.

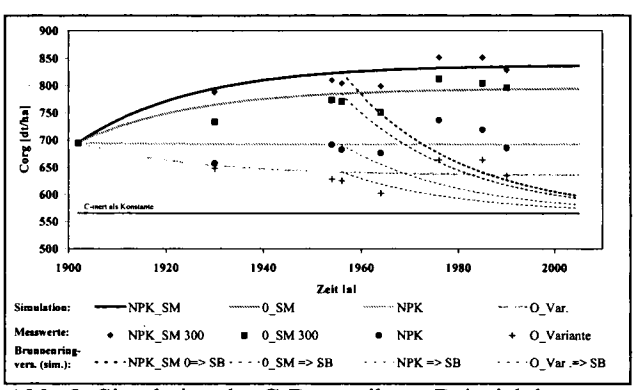


Abb. 2: Simulation der C-Dynamik am Beispiel des „Statischen Versuchs" Bad Lauchstädt

Das Ziel der weiteren Arbeit ist es, ein umfassenderes Modellkonzept zum Kohlenstoffhaushalt von Ackerböden zu erarbeiten. Dabei sollen unterschiedliche Umsetzungsraten bzw. Stabilisierungen, die Folge der räumlichen Anordnung des Kohlenstoffs sein könnten, mit einbezogen werden.

2. Kohlenstoffpools - vom konzeptionellen zum erklärenden (bodentextur- und -strukturabhängigen) Ansatz

Die Ergebnisse der durchgeführten Simulationsrechnungen zeigen Unzulänglichkeiten bei der Verwendung konzeptioneller Pools. Demzufolge war es das Ziel, einen Bezug zwischen den C-Pools und der Bodentextur/-struktur herzustellen. Der Zusammenhang zwischen dem inerten C- (C_{inert}) Pool und der Textur des Bodens wurde bereits mehrfach hergestellt (Hassink, 1997; Freytag, 1980; Körschens, 1980). Dabei wurde die Abhängigkeit des C_{inert}-Pools von der jeweils betrachteten Korngrößenklasse mit linearen, also ausschließlich texturbezogenen Ansätzen beschrieben. Im Gegensatz dazu verwendete Rühlmann (1999) ein nichtlineares Modell, das zusätzlich den Bezug zur Bodenstruktur (Aggregatbildung) berücksichtigt. Das ermittelte Maximum im C_{inert}-Gehalt von langjährigen Schwarzbracheböden (genutzt als Indikator für den inerten C-Pool) lag bei ca. 1.1 % (Abb. 3:).

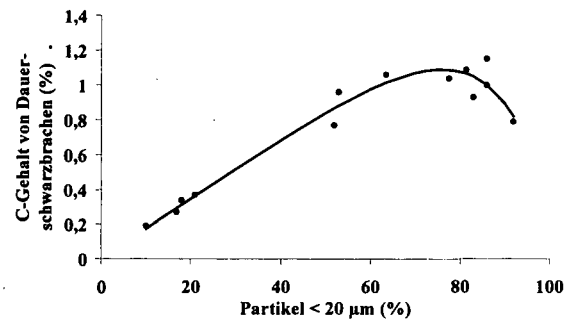


Abb. 3: C_{org}-Gehalt in Abhängigkeit vom Gehalt an Partikeln < 20 µm

Der ermittelte Zusammenhang beschreibt demnach die minimal an die Korngrößenfraktion < 20 µm gebundene C-Menge, die bei langfristig (13-100 Jahre) unterlassener OPS-Zufuhr nicht unterschritten wird. Entsprechend einer Grundannahme des CANDY Modells, sind C_{org}-Mengen, die den C_{inert}-Gehalt des jeweiligen Standortes überschreiten, als umsetzbare organische Substanz (C_{ums}) anzusehen. Ergebnisse einer Sekundärdatenanalyse zeigten, dass an die Korngrößenfraktion < 20 µm deutlich über den C_i-Gehalt hinausgehende und damit umsetzbare C-Mengen gebunden sein können. Der Anteil von C_{ums}, der an diese Korngrößenfraktion gebunden ist, ändert sich mit ihrem Gehalt (Abb. C_{ums}) und wird als Indikator für einen partiellen Schutz des SOS-Pools interpretiert.

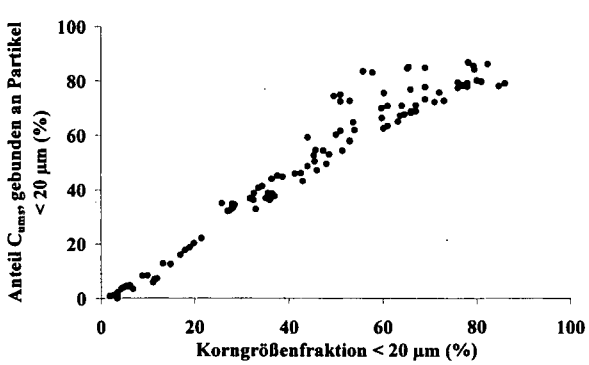


Abb. 4: Anteil C_{ums} (gebunden an Korngrößenfraktion < 20 µm) in Abhängigkeit vom Anteil der Korngrößenfrakton < 20 µm

Dieser partielle Schutz des SOS-Pools ist demnach in Sandböden äußerst gering und steigt mit Zunahme der Korngrößenfraktion < 20 µm auf ca. 90 % (s. Abb. 4).
Im CANDY Modell ist die AOS der Pool mit der höchsten Reaktionskonstante. Konzeptionell beinhaltet dieser Pool auch die mikrobielle Biomasse. Eine künftige bodentextur-/-strukturabhängige Beschreibung dieses Pools erfordert zwangsläufig die Zuordnung der mikrobiellen Biomasse zu ihrem Lebensraum - der Oberfläche von Aggregaten bestimmter Größe bzw. den Wänden von Poren bestimmten Durchmessers. Beispielhaft dafür ist die Abb. 5, die den nach der SIR-Methode bestimmten mikrobiellen Biomasse-Kohlenstoff in Abhängigkeit des Mittelporen (2-10 µm) Volumens von 3 Böden (C_{org}-Gehalte: Sand: 0,63 – 1,20 %, Auelehm: 1,72 – 2,33 %, Lößlehm: 1,65 – 2,40 %) der Kastenparzellen-Versuchsanlage in Großbeeren (Richter, 1999) darstellt.

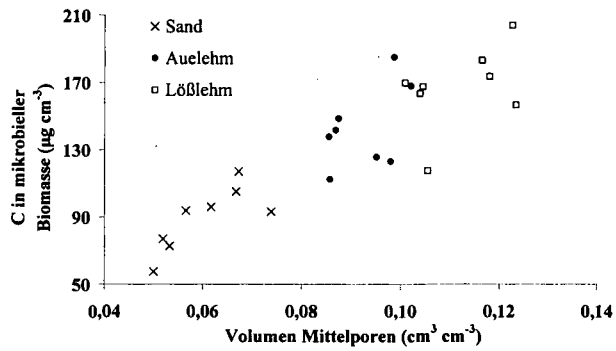


Abb. 5: Mikrobieller Biomasse-Kohlenstoff in Abhängigkeit vom Mittelporenvolumen

Künftig sollen derartige Relationen durch die Quantifizierung der mikrobiell besiedelten inneren Bodenoberfläche mittels fluoreszenzmikroskopischer Untersuchungen gestützt werden.

Literatur

Franko, U. (1997): Modellierung des Umsatzes der organischen Bodensubstanz. Arch. Acker- Pfl. Boden. Vol. 41, Nr.6, S. 527-547.

Freytag, H.E.(1980): Inerte und umsetzbare Anteile der organischen Bodensubstanz. Arch. Acker- Pfl. Boden. 24, 19-24.

Hassink, J. (1997): The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. Plant and Soil 191, 77-87.

Körschens, M. (1980): Beziehungen zwischen Feinanteil, Ct- und Nt-Gehalt des Bodens. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd. 24, 585-592.

Richter, K.H.(1999): Grundlagen umweltschonender Bodennutzungsstrategien im nordostdeutschen Tiefland. Ökolog. Hefte Humboldt Univ. Berlin. 11, 1-228.

Rühlmann, J. (1999): A new approach to estimating the pool stable organic matter in soil using data from long-term experiments. Plant and Soil 213, 149-160.

[1] IGZ Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau, Abteilung Pflanzenernährung, Theodor-Echtermeyer-Weg 1, 14979 Großbeeren, e-Mail: ruhlmann@igzev.de

[2] UFZ Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Theodor-Lieser-Str.4, 06120 Halle, e-Mail: ufranko@bdf.ufz.de

Bedeutung des mikrobiellen Kohleabbaus für Kohlenstoffkreislauf und Humifizierung in rekultivierten kohlehaltigen Kippböden

Cornelia Rumpel und Ingrid Kögel-Knabner

Einleitung

Kohlehaltige Kippböden im Lausitzer Braunkohlerevier enthalten bis zu 50 g/kg geogenen Kohlenstoff aus Kohle (Rumpel et al., 1999). Diesem Kohlenstoff kommt vermutlich eine wichtige Rolle im C-Kreislauf des Bodens zu. Hierzu gibt es bisher nur wenige Untersuchungen. Gänzlich unbeantwortet ist die Frage nach der mikrobiellen Abbaubarkeit der Kohle in Anwesenheit von rezenter organischer Substanz in späteren Stadien der Rekultivierung. In einem 16 monatigen Inkubationsversuch wurde untersucht, ob (1) Kohle mineralisiert wird, (2) sie den Bodenmikroorganismen als Kohlenstoffquelle zur Verfügung steht und (3) es durch Humifizierungprozesse zu einer Umwandlung der Kohle kommt.

Material und Methoden

Es wurden die Oberböden (0-20 cm) von Kippböden unter 36-jähriger Roteiche (REI) und 14-jähriger Schwarzkiefer (SKI) beprobt (Tab. 1). Bei diesen Böden handelt es sich um spätere Rekultivierungsstadien, die rezente organische Substanz enthalten (Tab. 1). Zudem wurden Proben aus ausschließlich kohlehaltigem Kippsubstrat aschemelioriert (4g Asche pro 100g Boden) und mit NPK grundgedüngt. Alle Varianten wurden bei 20°C und 50 % Wkmax mit drei Wiederholungen 16 Monate lang inkubiert. Die Kohlenstoffmineralisation wurde kontinuierlich mit einem Infrarotgasanalysator in einem Kreislaufsystem gemessen.

Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München, 85350 Freising-Weihenstephan

Tabelle 1: Chemische Parameter der Böden

	pH	Corg	C rezent
		g kg^{-1}	*%*
36 j REI	5,3	107,6	41,8
14 j SKI	6,2	59,8	11,0
Kippsubstrat	6,3	18,2	1,0

Die mikrobielle Biomasse wurde nach 0, 3, 6, 12 und 16 Monaten nach Chloroform-Fumigation-Extration bestimmt. Die ^{14}C-Aktivität von Gesamtboden, Huminsäurefraktion, freigesetztem CO_2 und mikrobieller Biomasse wurde mit Beschleuniger Massenspektrometrie am Leibniz Labor der Uni Kiel gemessen. Der Kohlegehalt der Fraktionen wurde nach folgender Formel ermittelt:
Kohlegehalt (%) = (1-^{14}C-Aktivität/115) × 100

Ergebnisse und Diskussion

Kohlenstoffmineralisation und Kohleabbau

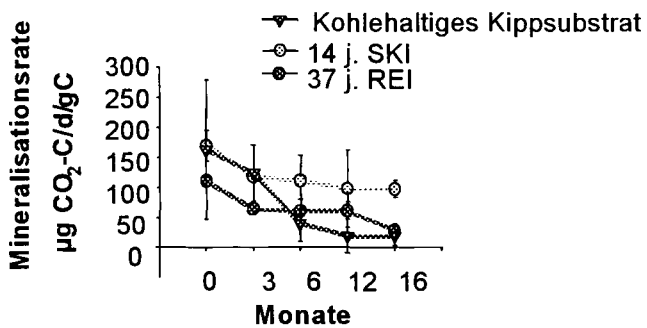


Abb. 1: Kohlenstoffmineralisation

Im fast ausschließlich kohlehaltigen Kippsubstrat konnte während der gesamten Inkubationszeit eine Kohlenstoffmineralisation festgestellt werden (Abb.1). Durch ^{14}C-Aktivitätsmessung des freigesetzten CO_2 läßt sich eine Kohlenstoffmineralisation aus Kohle auch in älteren Kippböden mit Beteiligung von rezenter organischer Substanz zeigen (Tab. 2). Die höchste Kohlemineralisationsrate wurde im 14-jährigen Kippboden gemessen.

Tabelle 2: Kohlemineralisationsrate

Monate	**6**	**12**	**16**
	µg Kohle-CO_2-C d^{-1} g Kohle-C		
36 j REI	4,1	6,5	2,5
14 j SKI	53,1	49,9	47,2
Kippsubstrat	22,3	8,4	6,9

Mikrobielle Biomasse

Die ^{14}C-Aktivitätsmessung der mikrobiellen Biomasse zeigt, dass Kohlenstoff aus Kohle während der Inkubation in die mikrobielle Biomasse eingebaut wurde (Tab. 3)

Tabelle 3: Kohlegehalt der mikrobiellen Biomasse

Monate	**6**	**12**	**16**
	Kohlegehalt (% Cmic)		
36 j REI	13,9	n.b.	12,2
14 j SKI	43,0	39,4	47,2

Kohle könnte somit eine bedeutende Rolle im Kohlenstoffkreislauf von Böden spielen , wenn ein Kohleabbau auch unter Freilandbedingungen stattfindet.

Huminsäureextraktion

Der als Huminsäure extrahierbare Anteil des Kohlenstoffs im Boden nimmt mit der Zeit zu (Tab. 4), da im Verlauf der Humifizierung Oxidationsvorgänge stattfinden und es zur Bildung von funktionellen Gruppen kommt (Kögel-Knabner, 1993). Dies bestätigt Untersuchungen, die zeigen, dass der Humifizierungszustand der rezenten organischen Substanz in dem 36-jährigen Kippboden am größten ist (Rumpel et al., 1999).

Tabelle 4: Huminsäureextraktion

Kohlenstoff-	**Wiederfindung**	**Extraktion aus Kohle**
	% OCges	*% Kohle-C*
36 j REI	58,4	64
14 j SKI	28,6	29
Kippsubstrat	31,8	30

Auch der aus der Kohle extrahierbare Anteil an Kohlenstoff vergrößert sich mit zunehmender Zeit. Dies ist ein Indiz dafür, dass ein mikrobieller Kohleabbau auch im Gelände stattfindet und die Kohle hierdurch verändert wird.

^{14}C-Aktivitätsmessung von Pflanzenmaterial

Die ^{14}C-Aktivitätsmessung von pflanzlicher Biomasse, die am 36-jährigen Standort entnommen wurde, zeigt vergleichbare Werte zwischen Kiefernstreu und Atmosphäre, während der Unterwuchs eine deutlich niedrigere ^{14}C-Aktivität aufweist. Dies bedeutet, dass die Pflanzen in Bodennähe CO_2 aufnehmen, das kohlebürtig ist, also im Verlauf einer Kohlemineralisation freigesetzt wurde.

Tabelle 5: ^{14}C-Aktivität von Kiefernstreu, Unterwuchs an dem 36-jährigen Standort im Jahre 2000 im Vergleich mit der Atmosphäre

	^{14}C-Aktivität
	pMC
Kiefernstreu	109
Unterwuchs	106
Atmosphäre*	110

*Langzeitmeßstation Schauinsland (Kromer, mündl. Mitteilung)

Schlußfolgerungen

Mineralisation von Kohlenstoff aus Kohle wurde während einer 16 monatigen Inkubation von kohlehaltigen Kippböden mit und ohne Beteiligung von rezenter organischer Substanz festgestellt. Der Kohlenstoff aus Kohle kann von der mikrobiellen Biomasse des Bodens als Kohlenstoffquelle genutzt werden. Wir konnten zeigen, dass ein Kohleabbau auch unter Freilandbedingungen und in Kippböden älterer Rekultivierungsstadien stattfindet. Somit kommt der geogenen Kohle eine wesentliche Rolle im Kohlenstoffkreislauf kohlehaltiger Kippböden zu.

Danksagung

Wir bedanken uns bei der DFG für die finanzielle Unterstützung. Ein großer Teil der Studie wurde am Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung der BTU Cottbus durchgeführt, deshalb gilt unser Dank Prof. Dr. R.F. Hüttl, der Laborleiterin G. Franke und Mitarbeitern des Lehrstuhls für die wissenschaftliche und technische Begleitung der Arbeit. Prof. P.M. Grootes (Uni Kiel) sei für die ^{14}C-Aktivitätsmessungen gedankt.

Literatur

Kögel-Knabner, I., 1993. Soil Biochemistry 8,101-137.

Rumpel et al., 1999. Plant and Soil 213, 161-168.

Entwicklung des Bodenchemismus in einer Chronosequenz rekultivierter Kippenstandorte des Lausitzer Braunkohlereviers

Wolfgang Schaaf
Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung,
BTU Cottbus*

Einleitung

Die Pyritgehalte tertiärer Kippsubstrate im Lausitzer Braunkohlerevier führen zu extremen chemischen Ausgangsbedingen der Bodenentwicklung. Im Rahmen der Rekultivierung wurden diese Substrate mit hohen Mengen an basischen Kraftwerksaschen melioriert (Hüttl 1998).
Die Entwicklung des Bodenchemismus wurden in einer Chronosequenz an Standorten untersucht, die vor 5 bis 50 Jahren verkippt und forstlich rekultiviert wurden (Tab. 1; Schaaf 2001).
Die Pyritoxidation als initialer Prozess der Bodenentwicklung setzt neben der Säure große Mengen an Eisen und Sulfat frei. Intensive Säureverwitterung der Primärminerale, Auswaschung und Verlagerung der Verwitterungsprodukte bestimmen in der ersten Phase den Bodenlösungschemismus, der durch sehr niedrige pH-Werte, hohe elektrische Leitfähigkeiten und hohe Gesamtelementkonzentrationen geprägt ist. In der Folge kommt es zur intensiven Ausfällung sekundärer Mineralphasen (Schaaf 2001). Neben diesen sekundären Mineralphasen kommt der kohligen, fossilen organischen Substanz große Bedeutung für die Kationenaustauschkapazität (KAK) und damit Nährstoffspeicherung in den meist sandigen Substraten zu (Schaaf et al. 2001).

Ergebnisse

Die kohlehaltigen Kippenstandorte weisen meliorationsbedingt im Oberboden einen höheren pH-Wert auf, der im Bereich der quartären Sedimente und über dem gewachsenen Standort liegt. Im nicht meliorierten Unterboden liegen dagegen Werte unter pH 3 vor und verdeutlichen den lang anhaltenden Einfluss der Pyritoxidation. Die C-Gehalte liegen im Allgemeinen im Oberboden höher als im Unterboden, was auf eine Akkumulation rezenter organischer Substanz hindeutet (Rumpel et al. 1998). Im Vergleich zu kohlefreien und gewachsenen Standorten liegen die C-Gehalte naturgemäß um ein Vielfaches höher. Ähnliches gilt für die S-Gehalte. eine vielfache höhere KAK auf im Vergleich zu quartären, kohlefreien Substraten. Die niedrigeren Gehalte im Oberboden können durch abgeschlossene Pyritverwitterung (Neumann 1999) und Verlagerung löslicher S-Verbindungen (Schaaf 2001) erklärt werden.
Die aktuelle Austauschkapazität liegt in kohlehaltigen Kippsubstraten in allen Tiefen sehr deutlich über den Werten quartärer Sedimenten und des gewachsenen Standorts. Es ergibt sich eine enge Korrelation zu den Kohlegehalten (Abb. 1). Daneben könnten auch die Meliorationsaschen im Oberboden (vgl. DD 20 cm) sowie die erhöhten Fe- und Al-Oxid-/Hydroxid-Gehalte (Schaaf 2001) zur Erhöhung der KAK beitragen.

Tab. 1: Untersuchungsstandorte

Weissagker Berg (WB)	
Verkippung:	1991
Substrat:	Kippkohlesand
Melioration:	1996, 28 t CaO/ha·60-80 cm
Bestandesalter:	2 Jahre (Pinus sylvestris)
Bärenbrück (BB)	
Verkippung:	1977
Substrat:	Kippkohlelehmsand
Melioration:	1978, ca. 190 t CaO/ha·40 cm
Bestandesalter:	16 Jahre (*Pinus nigra*)
Meuro (MR)	
Verkippung:	1970
Substrat:	Kippkohlelehmsand
Melioration:	1971, ca. 160 t CaO/ha·60 cm
Bestandesalter:	20 Jahre (Pinus sylvestris)
Domsdorf (DD)	
Verkippung:	ca. 1946
Substrat:	Kippkohlelehmsand
Melioration:	1963, ca. 50 t CaO/ha·30 cm
Bestandesalter:	34 Jahre (Pinus sylvestris)
Seeblick (SB)	
Verkippung:	1993
Substrat:	Kippsand
Melioration:	keine
Bestandesalter:	2 Jahre (Pinus sylvestris)
Taura (TA)	
gewachsener Boden:	podsolierte Braunerde, Bv
Ausgangssubstrat:	fluvio-glazialer Sand
Bestandesalter:	45 Jahre (Pinus sylvestris)

Neben bodenchemischen Parametern sind auch bodenphysikalische Kennwerte kohle- und pyrithaltiger Substrate deutlich gegenüber den

* Universitätsplatz 3-4, 03046 Cottbus,
E-Mail: schaaf@tu-cottbus.de

kohlefreien Sedimenten verändert. So sind die pF-Kurven dieser Standorte deutlich zu lehmigeren Bodenarten verschoben, während die quartären Standorte Beziehungen zeigen, die typisch für sandige Bodenart sind (Scherzer 2001).

Tab. 2: Bodenchemische Grunddaten der Standorte

Standort	WB	BB	MR	DD	SB	TA
20 cm						
pH (H_2O)	3,7	4,0	5,3	5,5	5,4	4,3
C_t (%)	1,44	5,38	3,11	5,25	0,08	0,41
S_t (mg g^{-1})	4,4	9,8	2,3	1,5	<0,1	0,1
KAK (mmol$_c$ kg^{-1})	32,8	97,2	99,7	203,8	6,5	20,0
100 cm						
pH (H_2O)	2,8	2,5	2,8	2,9	n.b.	4,4
C_t (%)	1,64	6,20	4,46	5,80	n.b.	0,05
S_t (mg g^{-1})	5,6	13,6	3,0	2,3	n.b.	<0,1
KAK (mmol$_c$ kg^{-1})	22,0	72,1	68,3	73,5	n.b.	7,0

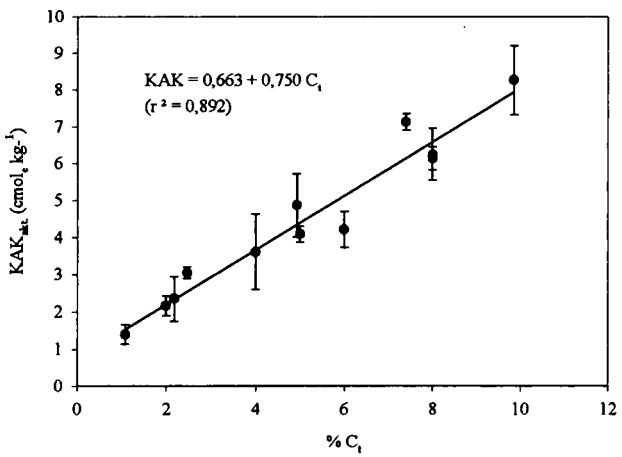


Abb. 1: $KAK_{akt.}$ vs. Kohlegehalt

Aus diesen pF-Kurven abgeleitete Feldkapazitäten zeigen ähnlich wie die KAK eine enge Beziehung zu den Kohlegehalten der Standorte (•, Abb. 2). Allerdings trifft dies für die nutzbare Feldkapazität nicht zu (▲, Abb. 2). Da an diesen Kippenstandorte eine starke, sehr vitale Mykorrhizierung der Kiefern festgestellt wurde (Golldack 2000), ist aber durchaus denkbar, dass die offenbar in der porösen kohligen Substanz gespeicherten Wassermengen doch zur Wasserversorgung der Bestände beitragen.

Der Stoffhaushalt der untersuchten Chronosequenz zeigt trotz der im Sinne der Bodenentwicklung kurzen Zeit von 55 Jahren eine ausgeprägte Dynamik. Besonders in jüngeren Stadien werden Elemente wie S, Fe und Al, aber auch Ca und Mg in Mengen von mehreren hundert Kilogramm bis Tonnen je ha und Jahr ausgetragen (Schaaf 2001). Initiiert durch Pyritoxidation und Primärmineralverwitterung erfolgt eine hohe Stofffreisetzung und -umwandlung. Sekundärminerale wie Gips werden in großer Menge gebildet und bestimmen über Lösungs-/Fällungsreaktionen den Bodenlösungschemismus.

Trotz deutlichem Rückgang der Stoffausträge mit dem Entwicklungsalter liegen die Frachten auch nach über 50 Jahren noch vielfach über denen gewachsener Standorte der Region.

Die veränderten geologischen Ausgangsbedingungen führen an diesen Standorten zur Entwicklung neuer Bodentypen mit deutlich veränderten chemischen und physikalischen Eigenschaften, die nicht mit der ungestörten Nachbarlandschaft vergleichbar sind. In der Bergbaufolgelandschaft ergibt sich damit ein verändertes Spektrum von Standortqualitäten.

Prägendes Element dieser Böden sind extreme lokale Ungleichgewichte des chemischen Zustandes. Erst die genaue Kenntnis der Auswirkungen dieser Ungleichgewichte auf Bodenchemismus und Stoffhaushalt sowie die damit verbundenen Prozesse erlaubt die langfristige Vorhersage der zu erwartenden Standortqualität.

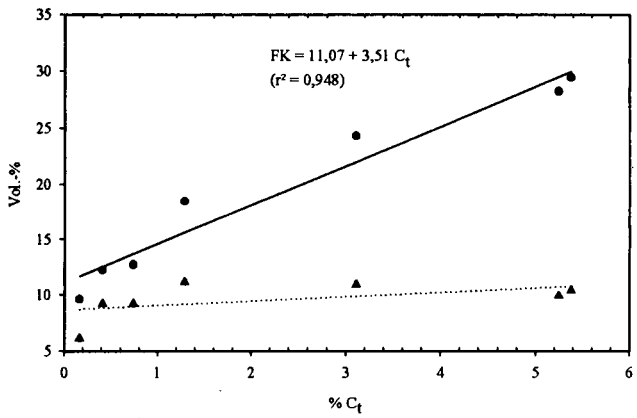


Abb. 2: Feldkapazität vs. Kohlegehalt

Literatur

Golldack J 2000 Mykorrhizierung von Pinus sylvestris L. in verschieden alten Kiefernbeständen auf Kippenstandorten ostdeutscher Braunkohlereviere. Cottbuser Schriften zu Bodenschutz u. Rekultivierung 11.

Hüttl R F 1998 Ecology of post strip-mining landscapes in Lusatia,Germany. Environ. Sci. and Policy 1, 29-35.

Neumann C 1999 Zur Pedogenese pyrit- und kohlehaltiger Kippsubstrate im Lausitzer Braunkohlerevier. Cottbuser Schriften zu Bodenschutz u. Rekultivierung 8, 1-138.

Rumpel C, Knicker H, Kögel-Knabner I, Skjemstad J O and Hüttl R F 1998 Types of chemistry of organic matter in reforested lignite - rich mine soils. Geoderma 86, 123-142.

Schaaf W, Neumann C and Hüttl R F 2001 Actual cation exchange capacity inlignite containing paritic mine soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 164, 77-78.

Schaaf W 2001 What can element budgets of false-time series tell us about ecosystem development on post-lignite mininge sites? Ecological engineering 17, 241-252.

Scherzer J 2001 Der Wasserhaushalt von Kiefernforsten auf Kippböden der Niederlausitz. Cottbus Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung 17.

Konzentrationsrelationen von O_2, N_2, Ar und CO_2 als Indikatoren für Gaswechselprozesse im Boden

Helmer Schack-Kirchner und Ernst E. Hildebrand

1. Einführung

Im Gegensatz zu Gasflüssen sind die Konzentrationen der Bestandteile der Bodenluft als intensive Größen vergleichsweise leicht zu erfassen (Schack-Kirchner et al. 1993). Quantitative Rückschlüsse auf Transport- und Umsatzprozesse sind jedoch nur möglich, wenn auch die zugehörigen Transportfunktionen parametrisiert werden können.

Konzentrationsgradienten von Einzelkomponenten zur Aussenluft entstehen durch Umsatzprozesse bzw. Phasenübergänge und werden durch Transportvorgänge ausgeglichen. Da auch Massenkomponenten vom Austausch betroffen sind (z.B. O_2), beeinflusst jede Konzentrationsänderung gleichzeitig auch alle anderen Komponenten. Wir sind der Frage nachgegangen, ob der Informationsgehalt der Zusammensetzung der Bodenluft über den Vergleich gemessener Konzentrationsrelationen mit Modellsituationen, die auf der kinetischen Gastheorie basieren, nutzbar gemacht werden kann.

2. Theorie

Gastransport im Boden findet überwiegend durch molekulare Diffusion statt. Jedoch besitzten die Hauptbestandteile der Bodenluft unterschiedliche diffusive Mobilitäten (Marrero und Mason 1972). So diffundiert O_2 in einer N_2 Matrix ca. 1,25fach schneller als CO_2. Wood und Greenwood (1971) zeigen mit einer analytischen Lösung der Stefan-Maxwell-Gleichung für ein trockenes poröses Medium und N_2 Matrix in dem ein 1:1 Austausch von O_2 und CO_2 (Atmung, respiratorischer Quotient=1) stattfindet, dass sich in diesem Fall ein Gradientenverhältnis von CO_2 zu O_2 von 1.2 einstellen sollte. Durch die relative Anreicherung von CO_2 werden natürlich auch die anderen Gaskomponenten verdrängt. Es stellt sich ein N_2-Gradient zur Aussenluft von 0.17 des CO_2 Gradienten ein.

In Wasser sind die diffusiven Mobilitäten der Bodenluftbestandteile um den Faktor 10^4-10^5 Zehnerpotenzen verringert. Jedoch ist CO_2 in Wasser ca. 20fach mobiler als O_2. Bei sehr geringen luftgefüllten Porenvolumina kann es somit zu einer Wegfuhr von CO_2 über den Wasserpfad kommen. In diesem Fall reichert sich u.a. N_2 und Ar in der Bodenluft an. Wird bei zunehmender Anaerobie mehr CO_2 freigesetzt als O_2 verbraucht (respiratorischer Quotient > 1), wird N_2 und Ar verdrängt. Im Falle von Denitrifikation sollte es wiederrum zu einer Anreicherung von N_2 kommen, von der das inerte Ar jedoch nicht betroffen ist. Daher ist die Denitrifikation nur an einem Anstieg des N_2/Ar Verhältnisses sichtbar, das in der Aussenluft 84 beträgt (Stolzy et al. 1981).

3. Material und Methoden

In einer Braunerde auf lockerem Gneisverwitterungsschutt (Conventwald), einer Braunerde auf oberem Buntsandstein mit leichter Pseudovergleyung im Untergrund (Altensteig) und einem Pseudogley (Stockach), jeweils unter mittelalten Fichtenbeständen (Picea abies) wurden z.T. über mehrere Jahre in 14tägigem Abstand Gasproben aus dem Mineralboden bis zu 90cm Tiefe auf diffusivem Wege entnommen und gaschromatografisch auf die Bestandteile O_2, N_2, CO_2, Ar, N_2O und teilweise CH_4 und C_2H_4 untersucht (Schack-Kirchner und Hildebrand 2000). Die pH-Werte an diesen Standorten liegen durchweg unterhalb des Aktivtätsbereiches der Kohlensäure, so dass nicht mit CO_2-Verlusten durch Hydrogencarbonatbildung gerechnet werden muss. Diese Messergebnisse wurden mit den obern erläuterten Modellbeziehungen verglichen.

4. Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 1 sind die Beziehungen zwischen N_2- und CO_2 Konzentrationen dargestellt. Auf dem sehr gut belüfteten Standort Conventwald sind nahezu alle Messpunkte konform zum Modell für den äquimolaren CO_2/O_2 Gaswechsel. Am Standort Altensteig kommt es zu einem signifikanten Anstieg der N_2 Konzentrationen. Bei CO_2-Konzentrationen unter 5% ist dies auch beim Pseudogley Stockach der Fall, darüber sinken jedoch die N_2-Konzentrationen wieder ab und erreichen ein Niveau deutlich unterhalb des deterministischen Modells.

Albert Ludwigs Universität
Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre
79085 Freiburg
schackhe@uni-freiburg.de
Tel. 0761 203 3612

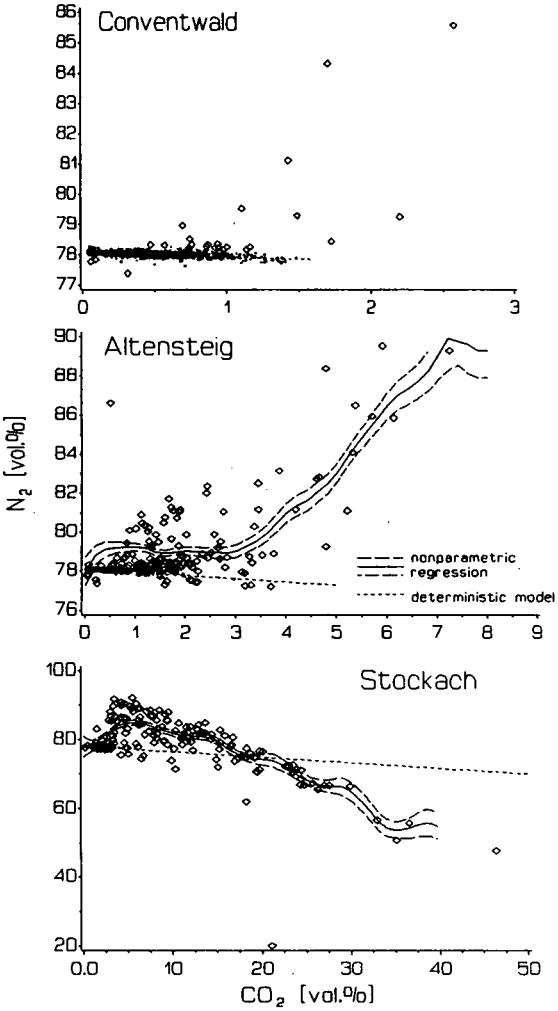


Abb. 1: Beziehung N_2- und CO_2-Konzentrationen. Die fein gestrichelten Linien repräsentieren das Modell von Wood und Greenwood. Die nicht-parametrische Regression mit ihrem 95% Vertrauensband zeigt signifikante Abweichungen der Messwerte vom Modell.

In Abb. 2 zeigen wir die Beziehung zwischen Ar und N_2 für den Standort Altensteig. Es wird deutlich, dass zu keiner signifikanten Änderung der Relation zwischen Ar und N_2 kommt. Die Anreicherung von N_2 kann daher nicht auf die Denitrifikation zurückgeführt werden.

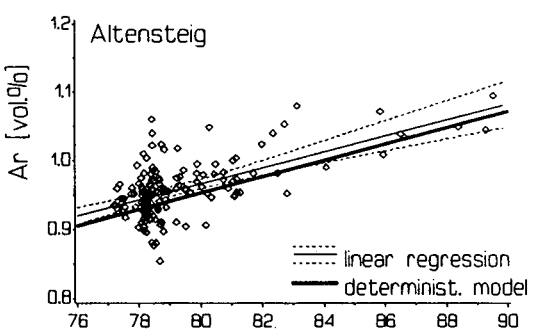


Abb. 2: Ar und N_2-Konzentrationen für die Messwerte vom Standort Altensteig. Das deterministische Modell (konstantes N_2/AR Verhältnis von 84) und die lineare Regression der Messwerte weichen kaum voneinander ab.

In Abb. 3 ist die Beziehung zwischen dem N_2/Ar-Verhältnis (standardisiert als N_2-Produktionsindex) und der CO_2-Konzentration dargestellt. Bei CO_2-Konzentrationen über ca. 5% kommt es offensichtlich zu erheblicher Denitrifikation. Dies wird auch deutlich aus Abb. 4: N_2O-Werte unterhalb des atmosphärischen Levels treten auch hier erst bei CO_2-Werten über 5% auf.

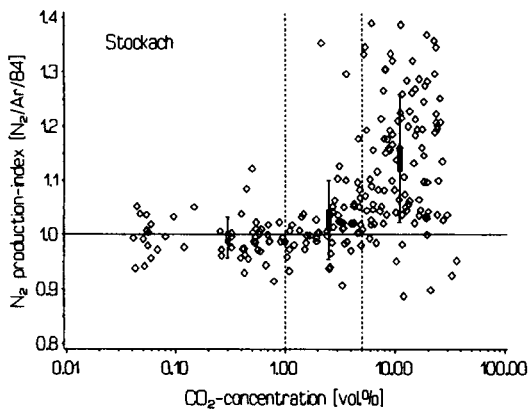


Abb. 3: Beziehung zwischen der standardisierten N_2/Ar-Relation und der CO_2-Konzentration. Die Streubalken repräsentieren die Mittelwerte sowie Standardabweichung und 2fachen Standardfehler innerhalb der 3 Klassen.

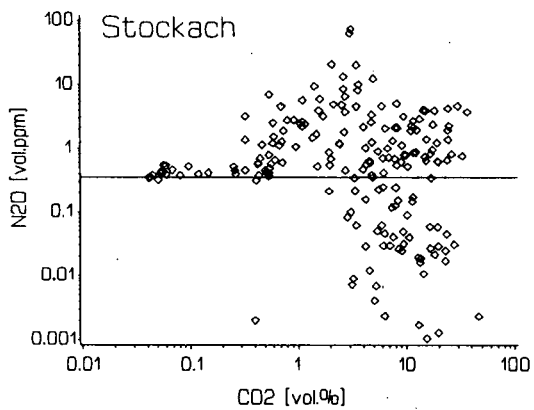


Abb. 4: Beziehung zwischen der N_2O- und der CO_2-Konzentration. Die Linie repräsentiert den Aussenluftlevel des N_2O.

6. Literatur

Marrero TR, Mason EA (1972): Gaseous diffusion coefficients. J.Phys.Chemi.Ref.Data 1, S. 3-118.

Schack-Kirchner H, Hildebrand EE, vWilpert K (1993): Ein konvektionsfreies Sammelsystem für Bodenluft. Z.Pflanzenernähr. Bodenk. 156, S. 307-310.

Schack-Kirchner H u. Hildebrand EE (2000): Prozessmonitoring mit Gaskonzentrationsmessungen in Waldböden. In: Hildebrand EE (Hrsg.) Der Gashaushalt von Waldböden: Messung, Modellierung und ökologischen Bedeutung. Freiburger Bodenkundl. Abh. 37, S. 9-145.

Stolzy LH, Focht DD, Flühler H (1981): Indicators of soil aeration status. Flora 171, S. 236-265.

^{1}H-NMR-Relaxation zur Untersuchung des Quellungszustandes der organischen Bodensubstanz?

Gabriele E. Schaumann[1], Julia Hurraß[1] und Heiner Stoffregen[2]

1. Einleitung

Boden ist unter Feldbedingungen einem dynamischen Wechsel von Temperatur- und Feuchtebedingungen ausgesetzt. Sowohl die organische als auch die mineralische Bodenmatrix unterliegen deshalb einer ständigen Wasseraufnahme und – abgabe.
Die Effekte des Feuchtezustandes der organischen Bodensubstanz auf ihre physikalischen und physikalisch-chemischen Eigenschaften sind noch kaum bekannt. Diese Kenntnis ist jedoch dringend erforderlich, um die feuchteveränderlichen Sorptionseigenschaften der organischen Bodensubstanz zu verstehen und zu charakterisieren.
Ein wesentlicher Grund für die Diskrepanz zwischen Bedeutung und Bekanntheit ist das Fehlen geeigneter Methoden, die es erlauben, Vorgänge wie die Quellung der organischen Substanz im heterogenen System Boden zu messen.
Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich deshalb mit der Frage, inwieweit die ^{1}H-NMR-Relaxation zur Untersuchung des Quellungszustandes der organischen Bodensubstanz geeignet ist. Diese Methode hat den Vorteil, daß sie zerstörungsfrei ist und daß selektiv das enthaltene Wasser und sein Mobilitätsgrad untersucht werden kann.

2. Quellungsexperiment

Die Konzeption des Experimentes geht davon aus, daß die Quellung der organischen Bodensubstanz bei Temperaturen zwischen 10 und 30°C, also im ökologisch relevanten Temperaturbereich, abläuft.
10 verschiedene Bodenproben (sandige Ah-Proben, Torfproben und eine geglühte mineralische Vergleichsprobe) wurden in Plastikgefäßen mit Wasser getränkt (resultierende Wassergehalte: 30-60 % bezogen auf Feuchtmasse) und für drei Wochen bei 20 °C der Quellung überlassen.
In diesem Zeitraum wurden jeweils im Abstand von 1 bis 4 Tagen Relaxationskurven einer jeden Probe aufgenommen (s. nächster Abschnitt). Das Quellungsexperiment wurde zweimal unter gleichen Bedingungen wiederholt, um etwaige Einflüsse durch tagesabhängiges Hintergrundrauschen auszuschließen.
Als Referenzprobe für die Quellung wurde Grieß verwendet. Grieß ist nicht so homogen ist wie synthetische Polymere und kommt so dem heterogenen Aufbau der organischen Bodensubstanz etwas näher. Die Griesprobe wurden mit Wasser versetzt (80% Wassergehalt bezogen auf Feuchtmasse), aufgekocht und dann abgekühlt. Die NMR-Messungen erfolgten hier vor und nach dem Kochen bei einer Probentemperatur von 20° C.

3. NMR-Messung und Auswertungskonzept

Die Messungen erfolgten mit einem 2MHz-Gerät (Maran 2, Fa. Resonance, UK). Eingesetzt wurden T_1-, T_2- und T_2*- Pulsfolgen. Die Auswertung erfolgte gemäß des in Abb. 1 dargestellten Schemas. Die für jede Probe und jeden Meßzeitpunkt erhaltenen Relaxationskurven wurden an eine Summe von Exponentialfunktionen mit Zeitkonstanten zwischen 0.01 und 10 000 ms angepaßt. In den so erhaltenen Spektren wurden die gefundenen Peaks mit Hilfe von log-verteilten Gaußfunktionen charakterisiert. Die Peaklage und die Halbwertsbreite wurden in einem weiteren Schritt als Funktion der verstrichenen Quellungsdauer aufgetragen, um deren zeitliche Entwicklung zu verfolgen.

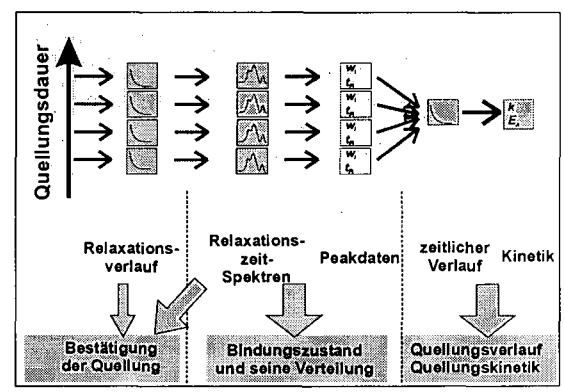


Abb. 1: Konzeption des Quellunsgexperimentes und der Auswertung der NMR-Messungen

4. Ergebnisse

Im folgenden wird exemplarisch am Beispiel der longitudinalen Relaxationszeit T_1 das Verhalten einer Ah-Probe vorgestellt. Diese Probe stammt aus den obersten 10 cm eines sandigen Waldbodens bei Chorin (mS, fs). Sie enthält 5% Humus und weniger als 3 % Ton.
Die Schlußfolgerungen wurden aufgrund aller erhaltenen Ergebnisse gezogen.

4.1. Relaxationszeit-Spektren (T_1)

In Abb. 2 ist exemplarisch die zeitliche Veränderung des Relaxationszeitspektrums der Ah-Probe dargestellt. Es können zwei nicht getrennte Peaks beobachtet werden, die sich im Laufe der Quellung mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten aufeinander zu bewegen. Die Peaks liegen zu Beginn der Quellung bei 52 ms (Peak 1) und 460 ms (Peak 2), und zum Ende der Quellung bei 34 ms (Peak 2). Peak 1 konnte zum Ende der Quellung nicht mehr nachgewiesen werden.
Solche Doppelpeaks wurden besonders ausgeprägt bei Torfproben beobachtet (z.B. 3 ms und 1000 ms zu Beginn der Quellung für eine Torfprobe aus dem Rhinluch). Grieß zeigte einen einzelnen Peak, der nach der Quellung zu niedrigeren Relaxationszeiten verschoben war (800 ms vor der Quellung und 230 ms nach der Quellung).
Wenn die Proben rein mineralisch wären, würden die für die Boden- und Torfproben beobachteten Relaxationszeiten gemäß Stoffregen et al. (1999) auf weite Grobporen (Relaxationszeiten 300 ms und größer) und Feinporen (<10 ms) hinweisen.
Bei nahezu allen Proben wurde außerdem beobachtet, daß die Peaks im Laufe der Quellung deutlich schmaler wurden.

Technische Universität Berlin, 10587 Berlin.
[1] FG Umweltchemie, Sekr. OE 1, Franklinstr. 28/29
Kontakt: Gabi.Schaumann@TU-Berlin.DE
[2] FG Bodenkunde, Sekr. BK, Salzufer 11-12

Zusammenfassend für alle Ergebnisse gilt, daß sich während der Quellung Lage, Breite und Intensitätsverteilung der Peaks verändern. Wieviele Peaks beobachtet werden, wie gut sie getrennt sind und wie ihre Intensitätsverteilung ist, hängt wesentlich von der eingesetzten Probe ab.

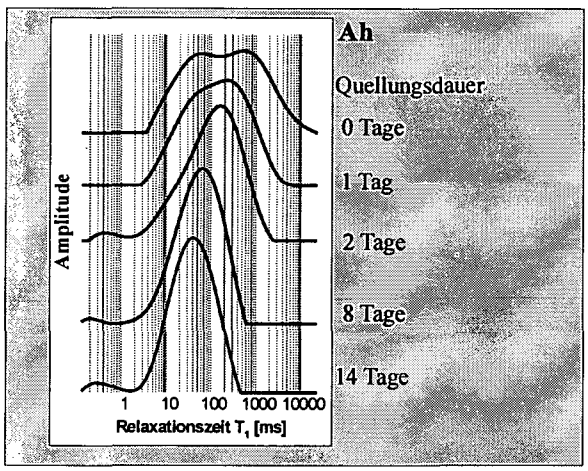


Abb. 2: Zeitliche Veränderung des Relaxationszeitspektrums (T_1) einer sandigen Waldbodenprobe (Ah aus Chorin)

4.2. Zeitliches Verhalten von Peak 2

Abb. 3 zeigt den zeitlichen Verlauf der Lage des zweiten Peaks aus Abb. 2 und im Vergleich dazu die Lage des einzigen Peaks der geglühten Vergleichsprobe. Der Peak verlagert sich bei der Ah-Probe von 460 ms mit sinkender Geschwindigkeit innerhalb von ca. 2 Wochen auf 340 ms.
Die Verlagerung konnte mit Hilfe zweier exponentieller Abfälle (Zeitkonstanten: 0.44 Tage und 4.6 Tage) beschrieben werden. Bei der geglühten Vergleichsprobe wurde keine signifikante zeitliche Entwicklung beobachtet.

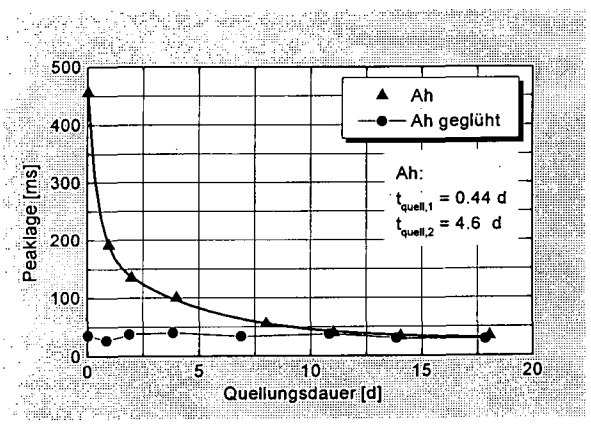


Abb. 3: Zeitlicher Verlauf der Peaklage von Peak 2 der sandigen Ah-Probe aus Abb. 2 und der geglühten Vergleichsprobe. Dargestellt sind auch die beiden Zeitkonstanten der angepaßten exponentiellen Abfälle für die Ah-Probe.

Zusammenfassend für alle untersuchten Proben gilt, daß der zeitliche Verlauf der Peaklagen während der Quellung in der Regel mit ein bis zwei exponentiellen Abfällen beschrieben werden kann. Die Zeitkonstanten unterscheiden sich von Probe zu Probe und liegen zwischen 2 und 5 Tagen für den langsamen Vorgang und bei etwa 0.5 Tagen für den schnellen Vorgang, der jedoch nur selten beobachtet wurde.
Peak 1 wanderte im Laufe der Quellung in der Regel zu leicht erhöhten Relaxationszeiten. Aufgrund der geringen Änderung der Peaklage wurde jedoch vorläufig von einer quantitativen Betrachtung abgesehen.
Für die transversale Relaxationszeit T_2 wurden vergleichbare Ergebnisse wir für T_1 erzielt, während T_2* erwartungsgemäß kein zeitliches Verhalten aufwies.

5. Schlußfolgerungen zur Quellung

Die Relaxationszeiten können als Indikator für die Porengröße bzw. die Beweglichkeit der Wassermoleküle dienen. Höhere Zeiten weisen auf eine höhere Beweglichkeit bzw. auf einen größeren Porendurchmesser hin.
Aufgrund der unterschiedlichen Beweglichkeit können die Wassermoleküle in zwei Gruppen eingeteilt werden, ausgedrückt durch zwei Peaks im Relaxationszeitspektrum.
Im Laufe der Quellung scheint sich die Beweglichkeit der Wassermoleküle beider Gruppen zu verändern. Es wurde beobachtet, daß die Beweglichkeit der „beweglicheren" Gruppe sinkt (s. Abb. 2), während die weniger mobile Gruppe im Laufe der Quellung an Beweglichkeit gewinnt.
Die wenigen Ergebnisse sind noch nicht ausreichend für eine Interpretation. Sie deuten jedoch darauf hin, daß die beweglichere Gruppe dem (Grob-)Porenwasser zugeordnet werden kann. Im Laufe der Quellung der organischen Partikel verringert sich ihr Abstand, was sich in verkleinerten (Grob-)poren ausdrückt. Dafür spricht, daß die Relaxationszeiten der humosen Proben in etwa bei den gleichen Werten liegen wie die der sandigen, geglühten Proben. Die Zunahme der Beweglichkeit der weniger mobilen Gruppe spricht für eine Aufweitung der Feinporen. Dies könnte mit der Wasseraufnahme der organischen Substanz und der damit verbundenen Aufweitung ihrer makromolekularen Struktur erklärt werden.
Für eine abgesicherte Interpretation sind weiterführende Untersuchungen erforderlich; an dieser Stelle wird jedoch bereits deutlich, daß die NMR-Relaxation als Methode zur Quellungsmessung sowohl qualitativ als auch quantitativ geeignet ist. Dies unterstreichen auch jüngste Forschungen anderer Autoren (Belliveau et al., 2000).

6. Danke an

Prof. U. Yaramanci für die Bereitstellung des NMR-Gerätes
Martin Müller und Ute Krüger für die Diskussionen und Hilfestellungen
die DFG für die Finanzierung im Rahmen der Forschergruppe INTERURBAN, TP HUMUS

7. Literatur

Belliveau, S. M., T. L. Henselwood und C. H. Langford (2000): Soil Wetting Processes Studied by Magnetic Resonance Imaging: Correlated Study of Contaminant Uptake. Environmental Science and Technology 34(12), 2439 -2445.

Stoffregen, H., W. Debschütz, G. Wessolek und U. Yaramanci (1999): NMR-Messungen an Bodenmaterialien bei unterschiedlichen pF-Stufen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 91(1), 266-269.

Untersuchung von Boden-Huminstoffen mittels RP-HPLC und UV-Detektion

Birgit Schneider[1]

1. Problemstellung

Obwohl die analytische Charakterisierung von Huminstoffen mit zahlreichen Problemen behaftet ist, da praktisch alle analytischen Signale aus einer Menge von verschiedenen Einzelsignalen bestehen, konnte mittels RP-HPLC an Nucleosil-C18 mit 1000Å Porengröße und 7µm Partikeldurchmesser sowie UV-Detektion bei 254 nm eine Fraktionierung von isolierten Humin- und Fulvinsäuren in einzelne Peaks erfolgen. Als mobile Phase wurde HCOOK/CH_3CN (K-Formiat/Acetonitril) bei pH 7,8 eingesetzt. Die Trennung der Huminstoffe erfolgt dabei durch Wechselwirkungen zwischen gebundener Phase und den apolaren Gruppen des Analyten auf der Grundlage der Hydrophobizität. Unpolare hydrophobe Substanzen werden stärker zurückgehalten als polare hydrophile Anteile. Die verschieden strukturierten Peaks konnten nach Gremm et al. (1991) in Retentionszeitbereiche eingeteilt werden, wodurch die einzelnen Humin- und Fulvinsäuren miteinander vergleichbar wurden.

2. Charakterisierung der Untersuchungsstandorte

Für die vorliegenden Untersuchungen wurden zwei Standorte ausgewählt, die beide aufgrund ihres hohen Gehaltes an organischer Substanz (SOM) als Moore anzusprechen sind, jedoch ganz unterschiedliche geochemische Eigenschaften aufweisen.

Der Standort Kleine Pyra befindet sich im Oberen Westerzgebirge / Vogtland in 936m ü. NN und wird durch hohe Jahresniederschläge von ca. 1200mm sowie niedrigen Jahresdurchschnittstemperaturen von ca. 4,5°C geprägt. Die Mächtigkeit der Moorauflage erreicht 100cm mit Gehalten an organischer Substanz bis 90% und überlagert den grusigen Zersatz des Granits. Der Standort spiegelt die für oligotroph-saure Hangmoore typischen Bedingungen wider, welche durch pH-Werte bis 3,4 zum Ausdruck kommen.

Der Standort Frankenheim bei Leipzig weist ganz andere geochemische Milieubedingungen auf. Die Jahresniederschläge sind mit ca. 550mm wesentlich geringer und die Jahresdurchschnittstemperaturen mit ca. 9°C doppelt so hoch wie am Erzgebirgsstandort Kleine Pyra. Kalkhaltige Quellaustritte ermöglichen am Rand des Elstertales westlich von Leipzig in geeigneten Lagen die Entwicklung von Kalkanmooren. Die pH-Werte liegen im neutralen bis schwach sauren Bereich bei pH 6,6-7,2. Mollusken mit ihren Kalkschalen weisen darauf hin, dass das Moor heute noch aktiv ist. Der Gehalt an organischer Substanz beträgt ca. 30%.

3. Ergebnisse

3.1 Optimierung der chromatographischen Bedingungen

In einem ersten Schritt wurden die chromatographischen Bedingungen mittels kommerzieller Aldrich-Huminsäure (Na-Humat) optimiert (Abb.1). Die besten Ergebnisse mit strukturierten Peaks lieferte dabei ein Programm (HSLIN3WF, Abb.1 Chromatogramm 4), welches mit einer wäßrigen Probenkonzentration von 0,1 g/l und sowohl mit Konzentrations- als auch mit Flußgradienten gefahren wurde.

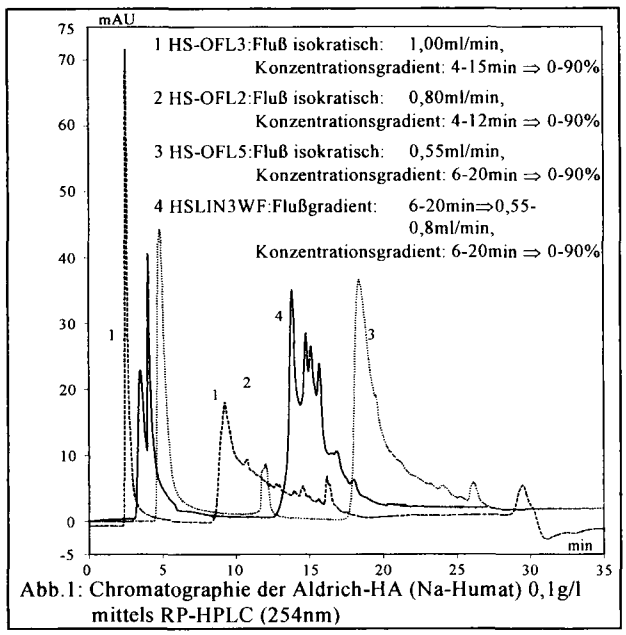


Abb.1: Chromatographie der Aldrich-HA (Na-Humat) 0,1g/l mittels RP-HPLC (254nm)

Die zur Totzeit (bis ca. 4,75 min) erfaßten Bestandteile können unterschiedlich verursacht sein. Einerseits werden die sehr großen und makromolekularen Komponenten eluiert, die aufgrund ihrer Größe und sterischer Effekte nicht in der Lage sind, in die Poren der Säulenmatrix einzudringen. Andererseits konnten Amador et al. (1990) in Untersuchungen mit marinen DOM feststellen, dass hydrophile Bestandteile durch C18-Materialien nicht bzw. nur sehr wenig zurückgehalten werden. Diese Anteile werden ebenfalls zur Totzeit eluiert.

Die Interpretation der Wiederfindungsraten von Huminstoffen bei der RP-HPLC bereitet große Schwierigkeiten. Durch Unkenntnis der Extinktionskoeffizienten der angetrennten Komponenten, dynamische Gleichgewichte zwischen den Bestandteilen und irreversible Adsorption wird sowohl über Verluste (Saleh et al. 1989) als auch bis zu 300% „Mehrbefund" (Gremm et al. 1991) berichtet, die auf Veränderung der UV-Eigenschaften der Proben bei Gradientenfahrweise oder auf molekulare Veränderungen während der Chromatographie geschlossen wurden. Deshalb wurde im Rahmen dieser Untersuchungen auf die Bestimmung der Wiederfindungsraten verzichtet. Dafür wurde die Reproduzierbarkeit der relativen Peakflächen als Qualitätsmaß eingesetzt.

3.2 Chromatogramme und Retentionszeitbereiche der Huminstoffe beider Untersuchungsstandorte

Nach der Optimierung der Methode wurden die isolierten Boden-Humin- und -Fulvinsäuren der Untersuchungsstandorte mit RP-HPLC und UV-Detektion angetrennt und in einzelne Retentionszeitbereiche (Gremm et al. 1991) eingeteilt.

Die Chromatogramme (Abb.2) und Verteilungsmuster entsprechend der Retentionszeitbereiche (Abb.3) ergeben für die Huminsäuren des Standortes Kleine Pyra ein nachvollziehbares Bild.

[1]Universität Leipzig, Fakultät für Physik und Geowissenschaften, Institut für Geographie, Johannisallee 19a, 04103 Leipzig, e-Mail: bschneid @rz.uni-leipzig.de

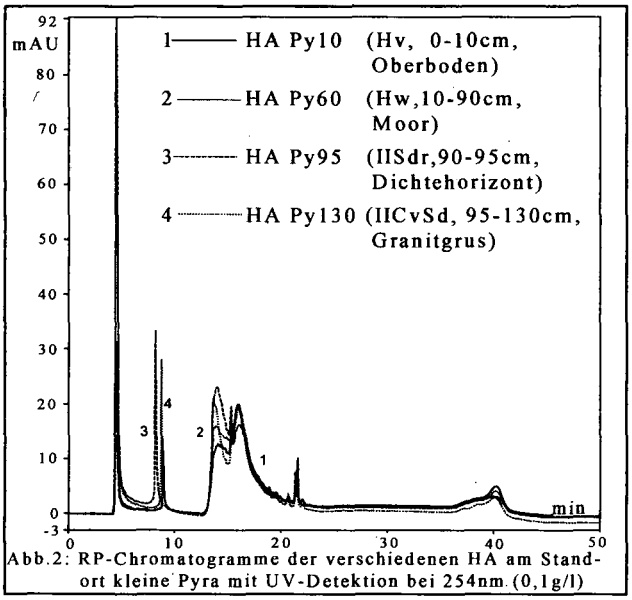


Abb.2: RP-Chromatogramme der verschiedenen HA am Standort kleine Pyra mit UV-Detektion bei 254nm (0,1g/l)

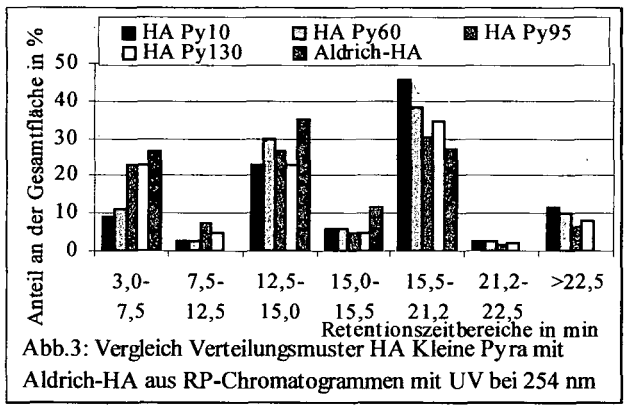


Abb.3: Vergleich Verteilungsmuster HA Kleine Pyra mit Aldrich-HA aus RP-Chromatogrammen mit UV bei 254 nm

So konnten für die HA der Mineralbodenhorizonte (Py95 und Py130), die lediglich durch Verlagerungsprozesse in diese Horizonte gelangten und von hydrophilerer Natur sein müssen, im ersten Retentionszeitbereich (3,0-7,5 min) höhere Anteile erfasst werden als für die HA der darüberliegenden Moorhorizonte (Py10 und Py60). Dies ist ein weiteres Indiz dafür, dass der Peak des ersten Retentionszeitbereiches besonders die hydrophilen Komponenten der detektierten Huminstoffe enthält. Der Vergleich der hydrophoben Bestandteile der Mineralboden-HA ab 12,5 min mit denen der Moor-HA ergaben geringere Anteile, was ebenfalls deren geringere Hydrophobizität belegt.

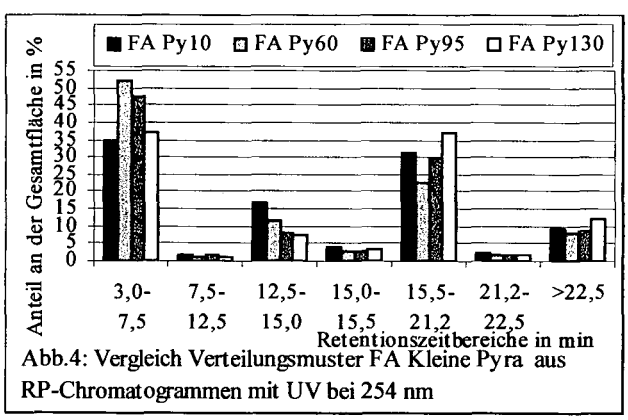


Abb.4: Vergleich Verteilungsmuster FA Kleine Pyra aus RP-Chromatogrammen mit UV bei 254 nm

Für die HA beider Standorte (Abb.3+6) konnten generell geringere hydrophile Anteile im ersten Retentionszeitbereich und höhere Anteile im hydrophoben Retentionszeitbereich ab 12,5 min gegenüber den vergleichbaren FA (Abb.4) festgestellt werden. Damit konnte mittels dieser chromatographischen Methodik die stärkere Hydrophobizität der HA gegenüber der vergleichbaren FA nachgewiesen werden.

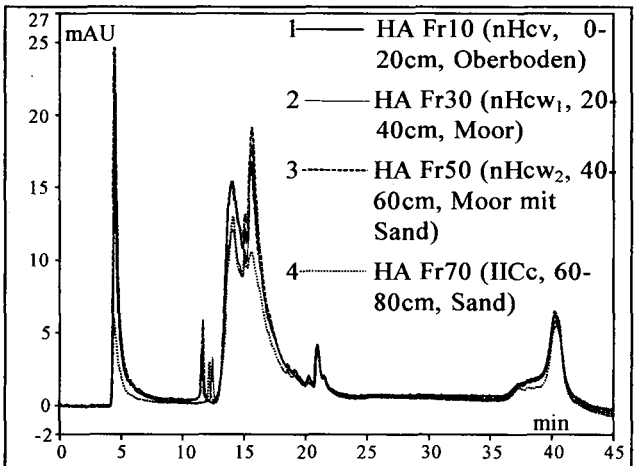


Abb.5: RP-Chromatogramme der verschiedenen HA am Standort Frankenheim mit UV-Detektion bei 254nm (0,1g/l)

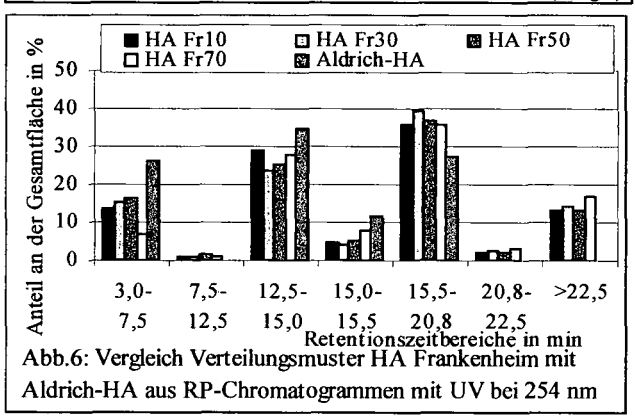


Abb.6: Vergleich Verteilungsmuster HA Frankenheim mit Aldrich-HA aus RP-Chromatogrammen mit UV bei 254 nm

Die Peakhöhen des ersten Peaks sind sowohl für die HA (Abb.5) als auch für die FA des Standortes Frankenheim im Vergleich zu denen des Standortes Kleine Pyra (Abb.2) wesentlich geringer. Dies spiegelt sich jedoch nicht in den flächenmäßigen Anteilen der Retentionszeitbereiche (Abb.3+6) wider. So sind die hydrophilen Komponenten dieses Retentionsbereiches sowohl für die Oberböden als auch für die jeweils SOM-reichsten Horizonte für die HA Frankenheims prozentual größer als für die HA des Standortes Kleine Pyra. Die höhere Hydrophobizität der Oberboden-HA Py10 gegenüber der Oberboden-HA Fr10 wird auch durch die höheren Anteile des Retentionszeitbereiches von 15,5-20,8 min sichtbar.

Im Ergebnis konnten den HA und FA des Standortes Kleine Pyra eine höhere Hydrophobizität gegenüber denen am Standort Frankenheim zugesprochen und somit die Ergebnisse der Elementaranalyse und der Bestimmung der funktionellen Gruppen bestätigt werden.

Diese Untersuchungen stellen einen methodischen Beitrag zur Charakterisierung von Huminstoffen mittels RP-HPLC dar, die als Fingerprints eingesetzt werden können.

Literatur:

AMADOR, J. A., MILNE, P. J., MOORE, C. A., ZIKA, R. G. (1990): Extraction of chromophoric humic substances from seawater. Mqar. Chem., 29, pp.1-17.

GREMM, T., ABBT-BRAUN, G., FRIMMEL, F. H. (1991): Einfluß verschiedener Parameter auf die HPLC-Charakterisierung organischer Säuren. Vom Wasser, 77. Band, S.231-241.

SALEH, F.Y., ONG W. A., CHANG, D. (1989): Structural features of aquatic fulvic acids. Analytical and preparative reversed-phase high performance liquid chromatography seperation with photodiode array detection. Anal. Chem., 61(24), pp.2792-2800.

Kohlenstoff- und Ligninvorräte in Böden einer Buchenchronosequenz

Ingo Schöning und Ingrid Kögel-Knabner[1]

Fragestellung

1. Abschätzung der Kohlenstoff- und Ligninvorräte von Chronosequenzböden
2. Bestimmung der Verteilung von Kohlenstoff und Lignin auf Korngrößenfraktionen
3. Untersuchung der Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (OBS) mittels Kernresonanzspektroskopie

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an Böden einer Chronosequenz mit 40, 70, 120 und 150+15 (mit 15 jähriger Naturverjüngung) jährigen Buchenbeständen durchgeführt (*Abb.1*). Auf jeder Fläche wurde je ein Bodenprofil horizontweise beprobt.

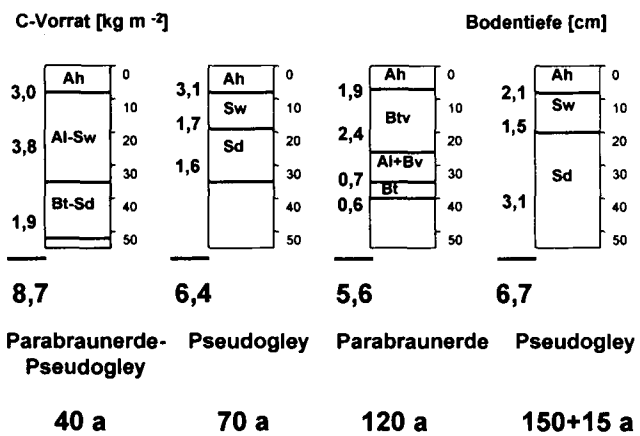


Abb. 1 Bodentypen, Horizontmächtigkeiten und C-Vorräte der Chronosequenzböden

Folgende Methoden wurden angewendet:

- Bestimmung der Lagerungsdichte
- Korngrößenfraktionierung nach Ultraschall Dispergierung mittels Siebung und Sedimentation in 2000-200 µm, 200-20 µm, 20-2 µm u. <2 µm Fraktionen
- Messung der C_{org} und N Gehalte mittels C-N Analyser Vario EL von Elementar
- ^{13}C-CPMAS-NMR-Spektroskopie (Probenvorbehandlung mit 10% HF; Rotationsfrequenz: 6,8 kHz; Kontaktzeit: 1 s; Puls-Verzögerung: 0,4 s; Scanzahl: 18000-110000; Linienverbreiterung: 50 Hz; Integrationsbereiche: Alkyl-C: 0-45 ppm, O-Alkyl-C: 45-110 ppm, Aryl-C: 110-160 ppm, Carbonyl-C: 160-220 ppm)
- Bestimmung der phenolischen Ligninabbauprodukte (VSC) nach alkalischer CuO-Oxidation (Hedges & Ertel, 1982).

Ergebnisse und Diskussion

Die Berechnung der C-Vorräte für die Gesamtböden ergibt, dass der C-Vorrat unter dem 40-jährigen Bestand größer als unter den anderen Buchenbeständen ist (*Abb.1*). Die Unterböden enthalten jeweils

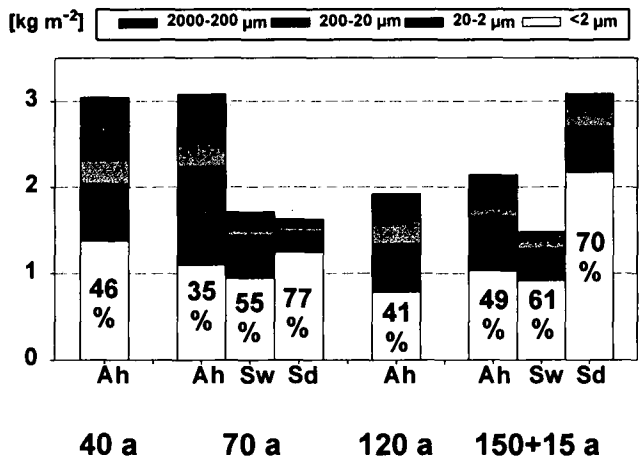


Abb. 2 Kohlenstoffvorräte in den Korngrößenfraktionen

mehr als 50% des Gesamtkohlenstoffs. Ein großer Teil des Kohlenstoffs ist in der Tonfraktion gespeichert *(Abb.2)*. Die Bedeutung der Tonfraktion als C-Speicher nimmt im Unterboden zu. Die ^{13}C-NMR-Spektren verdeutlichen die bedeutende Rolle der Kohlenhydrate für die C-Speicherung in Waldböden (große relative Intensität von O-Alkyl-C) *(Abb.3)*. Insgesamt ist die Zusammensetzung der OBS in den Ah-Horizonten der Chronosequenzböden nahezu vergleichbar. Jedoch scheint die OBS unter dem 40-jährigen und 150+15 jährigen Bestand geringfügig O-Alkyl-C-reicher zu sein.

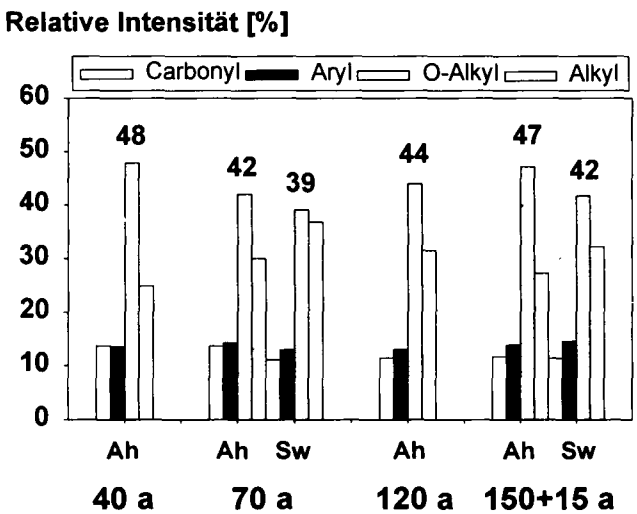
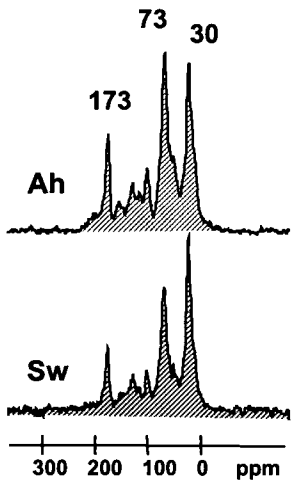


Abb. 3 Relative Intensität der Carbonyl-C-, Aryl-C-, O-Alkyl-C- und Alkyl-C-Bereiche der ^{13}C-NMR Spektren

[1] Lehrstuhl für Bodenkunde, Department für Ökologie, TU München, 85350 Freising-Weihenstephan
E-mail: Ingo.Schoening@weihenstephan.de

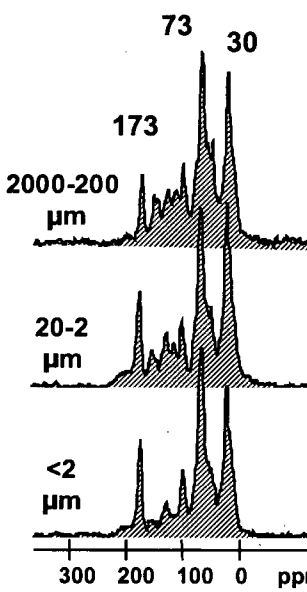
Im Vergleich zum Oberboden ist der O-Alkyl-C-Gehalt im Unterboden niedriger, während der Alkyl-C-Gehalt zunimmt *(Abb.4)*. Vermutlich haben Kohlenhydrate im Unterboden eine geringere Bedeutung für die C-Speicherung als im Oberboden.



	O-Alkyl-C	Alkyl-C
Ah	48 %	26 %
Sw	42 %	32 %

Abb. 4 *^{13}C-NMR-Spektren und relative Intensitäten des O-Alkyl-C- und Alkyl-C-Bereichs am Beispiel des Ah- und Sw-Horizontes am 150+15 jährigen Standort*

Beim Vergleich der NMR-Spektren der physikalischen Fraktionen wird sichtbar, dass bei allen A-Horizonten der Chronosequenzböden die relative Intensität des O-Alkyl-Bereiches in der 200-20 µm Fraktion am niedrigsten ist (*Abb.5*). Dies deutet darauf hin, dass pflanzenbürtige Kohlenhydrate der groben Fraktion zwar bevorzugt abgebaut werden, in der Tonfraktion des Oberbodens aber vermutlich gleichzeitig eine Stabilisierung mikrobiell gebildeter Kohlenhydrate abläuft. Da die relative Intensität des Aryl-C-Bereichs in der Tonfraktion deutlich



	Aryl-C	O-Alkyl-C
2000-200 µm	17 %	52 %
20-2 µm	17 %	45 %
<2 µm	10 %	52 %

Abb. 5 *^{13}C-NMR-Spektren und relative Intensitäten des Aryl-C und O-Alkyl-C-Bereichs der Korngrößenfraktionen am Beispiel des Ah-Horizontes am 150+15 jährigen Standort*

niedriger als in den gröberen Frationen ist, kann außerdem angenommen werden, dass die Ligninkonzentration in der stärker stabilisierten Tonfraktion abnimmt. Dies konnte durch naßchemische Ligningehaltsbestimmungen bestätigt werden. Sie zeigen, dass Lignin vor allem in den groben Fraktionen von 2000-2 µm gespeichert wird *(Abb.6)*, während in der Tonfraktion des Oberbodens nur geringe Ligninvorräte vor zu finden sind. Auch für den Unterboden werden nur sehr geringe Ligninvorräte berechnet. Obwohl Lignin nur langsam abgebaut wird, wird es offenbar im Boden nicht langfristig stabilisiert. Die größten Ligninvorräte sind unter dem 70 jährigen Bestand an zu treffen. Unter dem 150 +15 jährigen Bestand sind sie dagegen um mehr als 50 % niedriger.

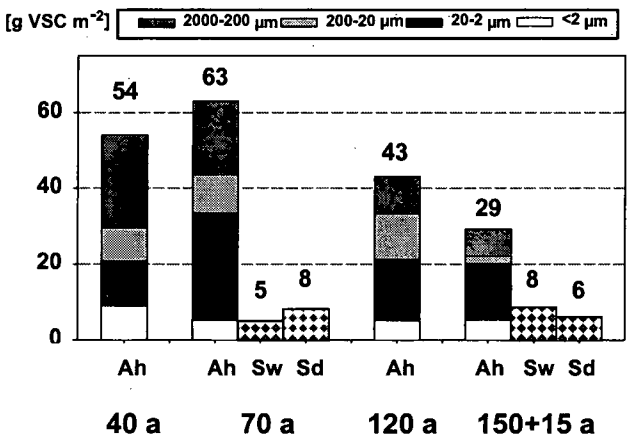


Abb. 6 *Ligninvorräte in den Korngrößenfraktionen (Für die Unterböden sind nur die Gesamtvorräte angegeben)*

Zusammenfassung

- Eine mögliche Beziehung zwischen Bestandesalter sowie Kohlenstoff- und Ligninvorräten wird von Bodeneigenschaften überdeckt.

- Während der Gesamtkohlenstoff vorwiegend in den Tonfraktion gespeichert ist, befindet sich die Hauptteil des Lignins in den groben Korngrößenfraktionen (2000-2 µm).

- Die ^{13}C-NMR-Untersuchungen ergeben nur geringe Unterschiede zwischen den Chronosequenzböden. Deutlicher unterscheiden sich die ^{13}C-NMR-Spektren der Ober- und Unterböden und der Korngrößenfraktionen.

Literatur:
Hedges, J.I. & Ertel, J.R. 1982. Characterization of Lignin by Gas Capillaray Chromatography of Cupric Oxide Oxidation Products. *Analytical Chemistry*, **54**, 174-178.

Danksagung: Dieses Projekt wird durch die EU gefördert (EVK2-1999-00242). Wir danken Sara Beier und Heike Sliwinski für die Unterstützung bei den Laborarbeiten.

Einfluss niedriger pH-Werte auf den Gehalt amorpher Al- und Fe-Oxide, die P-Sorption und P-Nachlieferung in einem Sandboden

Kathlin Schweitzer, Hans Pagel

Ergebnisse von Dauerversuchen auf unterschiedlichen Böden zeigen, daß die P-Dynamik im Boden durch die Bodeneigenschaften primär bestimmt und durch unterschiedliche Bewirtschaftung auf dem durch die Bodeneigenschaften vorgegebenen Niveau sekundär modifiziert wird (Schweitzer, Pagel, 1998, 1999; Schweitzer 2000). Zur Bewertung von Bodenfunktionen besteht also die Möglichkeit, zunächst das Potenzial von Böden zur P-Sorption und P-Nachlieferung spezifisch für Horizont/Substrat-Kombinationen (Bauriegel, 2001) aus der Bodenform abzuleiten. Der jeweils aktuelle Zustand hängt dann von der Wirkung dynamischer, durch Bodennutzung und -bewirtschaftung oder andere Umweltfaktoren beeinflußbare Parameter ab.

In den folgenden Untersuchungen sollte geklärt werden, ob sich bewirtschaftungsbedingte, extreme Unterschiede im pH-Wert auf den Gehalt amorpher Al-/Fe-Oxide und damit auf die P-Sorptionskapazität auswirken und wie stark sie die aktuelle P-Sorption und -Nachlieferung eines karbonatfreien Sandbodens verändern.

Methodik

Im Dahlemer Dauerversuch (Bodenform: Fahlerde aus Geschiebdecksand über Geschiebelehm) wurden nach 70-jähriger Versuchsdauer jeweils aus einer Tiefe von 0-20 cm (Ap: Su2, schwach humos) und einer Tiefe von 30-60 cm (Ael+Bt: Su2+Sl3, humusfrei) aus folgenden Parzellen Proben entnommen: ohne Kalk + ohne P, ohne Kalk + mit P, mit Kalk + ohne P und mit Kalk + mit P.

Folgende P-Parameter wurden ermittelt:

- **pH** ($CaCl_2$)
- **P_t** (Perchlorsäureaufschluß)
- **austauschbares Phosphat** (Anwendung von Austauscherharzmembranen, vgl. Hedley et al., 1982)
- **DL-P** (pflanzenverfügbares P), **NaOH-P_{anorg}** (schwerverfügbare P-Reserve in anorganischen Al- und Fe-Verbindungen), **NaOH-P_{org}** (P-Fraktionierung mod. n. Marks, 1977)
- **Rest-P** (nicht durch DL- und NaOH extrahierbares schwerlösliches Phosphat in organischen und Ca-Verbindungen)
- **oxalatlösliches Phosphat** (Pox)
- **P-Sättigungsgrad** (DPS = Pox / PSC)
- **P-Sorptionskapazität** (PSC = (Alox + Feox) *0,5)
- **P-Pufferung** (n-Wert) und **P-Gleichgewichtskonzentration** (cequ = f (I=0)) abgeleitet aus P-Sorptionsisothermen Q = n * ln (I) +b
- **experimentelle P-Sorption** bei einer Zugabe von 100 mg P / kg Boden

Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, FG Bodenkunde/Standortlehre, Invalidenstr. 42, 10115 Berlin
e-mail: kathlin.schweitzer@agrar.hu-berlin.de

Ergebnisse

Durch unterschiedliche Kalkung und P-Düngung hat sich eine für die weitere Auswertung günstige Kombination von pH-Wert und P-Akkummulation ergeben, d.h. im Ap kann die Wirkung von extrem niedrigem pH 3,6 und mittlerem pH 5,2 jeweils für einen P-verarmten (320 mg P_t / kg) und mäßig mit Phosphat angereicherten Boden (420 mg P_t / kg) verglichen werden (Vgl. Tab. 2). Im Unterboden existiert auf einheitlichem, sehr niedrigem P-Niveau (220 mg P_t / kg) nur eine pH-Wirkung (pH 3,8 und pH 5,8).

Tab.1: Signifikanz der Faktorwirkung auf die Bodenparameter ($\alpha \leq 0{,}001$ *** / $0{,}001 < \alpha \leq 0{,}01$ ** / $0{,}01 < \alpha \leq 0{,}05$ *)

Parameter	Tiefe	Wirkung von Kalkung	Wirkung von P-Düngung
Durch Kalkung beeinflußt			
Rest-P	0-20	0,002**	0,495
P_{ox}	30-60	0,000***	0,395
Al_{ox}	30-60	0,021*	0,763
exp. P-Sorption	30-60	0,016*	0,966
P-Pufferung	0-20	0,000***	0,082
	30-60	0,003**	0,188
DPS	30-60	0,002**	0,667
Durch P-Düngung beeinflußt			
P_t	0-20	0,295	0,000***
P_{ox}	0-20	0,540	0,000***
Al_{ox}	0-20	0,822	0,019*
DPS	0-20	0,286	0,000***
Durch Kalkung und P-Düngung beeinflußt			
aust. P	0-20	0,000***	0,000***
DL-P	0-20	0,000***	0,000***
NaOH-P_{anorg}	0-20	0,120*	0,000***
c_{equ}	0-20	0,009**	0,000***
exp. P-Sorption	0-20	0,000***	0,000***
Weder durch Kalkung noch durch P-Düngung beeinflußt			
P_t	30-60	0,866	0,503
aust. P	30-60	0,185	0,939
DL-P	30-60	0,475	0,241
NaOH-P_{anorg}	30-60	0,202	0,408
NaOH-P_{org}	0-20	0,524	0,918
	30 60	0,606	0,286
Rest-P	30-60	0,746	0,799
Fe_{ox}	0-20	0,556	0,902
	30-60	0,929	0,756
PSC	0-20	0,887	0,134
	30-60	0,126	0,961
c_{equ}	30-60	0,531	0,477

Die statistische Auswertung der Faktorwirkung (Tab.1) ergab für den Ap eine Gruppierung in Parameter:

1. die trotz unterschiedlicher Gesamt-P-Gehalte ausschließlich vom pH-Wert abhängen (schwerlösliches Rest-P, P-Pufferung)
2. die sowohl durch pH und P-Akkumulation beeinflußt sind (austauschbares P, DL-P, NaOH-P_{anorg}, c_{equ}, exp. P-Sorption)
3. die nur vom P-Gehalt bestimmt sind (P_{ox}, Al_{ox}, DPS)

4. die für den Zeitraum des Dauerversuches von 70 Jahren in beiden Beprobungstiefen stabil sind bzw. sich nicht signifikant unterscheiden (Fe_{ox} , PSC, NaOH-P_{org})

Im Ael+Bt-Horizont existiert lediglich die pH-Wirkung, die sich jedoch nur im P_{ox}- und Al_{ox}-Gehalt, in der exp. P-Sorption und der P-Pufferung widerspiegelt. Eine Wechselwirkung zwischen pH und P-Gehalt tritt geringfügig ($0{,}01 < \alpha \leq 0{,}05$ *) nur für das austauschbare P und für die P-Gleichgewichtskonzentration auf.

Infolge der Bodenversauerung ist durch Veränderungen im Gehalt einzelner P-Bindungsformen die Löslichkeit des Phosphates absolut als auch relativ zum Gesamt-P-Gehalt höher (Tab. 2). Bei pH 3,6 übertrifft das austauschbare P und das DL-P um ca. 25 - 30% die bei pH 5,2 ermittelten Werte. Fast das gesamte DL-P ist austauschbar gebunden und damit äußerst mobil (Tab. 2). Die dominante P-Bindungsform sind die Al- und Fe-Phosphate, der Gehalt an schwerlöslichem Rest-P ist geringer.

Aufgrund der Zunahme von Phosphat in labilen Bindungsformen nimmt bei Abnahme des pH-Wertes das Vermögen des Bodens, Phosphat bei Entzug nachzuliefern, insgesamt zu.

Tab.2: pH-Wert, Gesamt-P-Gehalt und weitere P-Parameter im Ap nach 70 jähriger unterschiedlicher Kalkung und P-Düngung

Parameter	**ohne Kalk**		**mit Kalk**	
	ohne P	**mit P**	**ohne P**	**mit P**
pH	**3,6 a**	**3,7 a**	**5,3 a**	**5,0 a**
Pt (mg/kg)	**345 a**	**420 b**	**306 a**	**423 b**
P-Bindungsfomen (mg P / kg)				
aust. P	64,5 b	94,3 c	37,2 a	59,7 b
DL-P	63,5 b	99,0 d	45,7 a	85,4 c
NaOH-P_{anorg}	155,8 b	214,4 d	113,6 a	183,4 c
NaOH-P_{org}	30,8 a	29,2 a	34,7 a	34,6 a
Rest-P	95,7 ab	77,8 a	112,1 b	119,6 b
Anteil der P-Bindungsformen am Gesamt-P (%)				
aust. P	18,7 b	22,5 c	12,2 a	14,2 a
DL-P	18,4 b	23,6 c	15,0 a	20,2 b
NaOH-P_{anorg}	45,0 b	50,9 c	37,0 a	43,3 b
NaOH-P_{org}	8,8 a	6,9 a	11,3 a	8,0 a
Rest-P	27,8 b	18,5 a	36,7 c	28,4 b
P-Sorption				
Fe_{ox} (mmol/kg)	18,9 a	18,8 a	18,2 a	18,5 a
Al_{ox} (mmol/kg)	15,4 a	19,9 b	17,4 ab	18,3 ab
P_{ox} (mmol/kg)	8,1 a	12,0 b	7,9 a	13,1 b
(mg/kg)	250 a	373 b	245 a	406 b
PSC (mmol/kg)	17,1 a	19,4 a	17,8 a	18,4 a
DPS	0,47 a	0,62 b	0,44 a	0,71 c
P-Pufferung	15,2 b	17,6 b	9,2 a	9,7 a
c_{equ} (mg/L)	0,40 a	1,50 b	0,44 a	1,99 c
Exp. P-Sorption (mg / kg)	42,0 c	27,8 b	27,2 b	14,5 a

Die P-Sorptionskapazität (PSC) des Bodens ist stabil (Tab. 2). Geringfügige Unterschiede sind durch die stärkere Dynamik der Al-Oxide zu erklären (Vgl. Tab. 2).

Auf die aktuelle P-Sorption können sich im Wesentlichen zwei Prozesse auswirken. Einerseits ist bei niedrigem pH ein Anstieg der P-Sorption möglich, der auf eine zunehmende Mobilisierung von P-Bindungsplätzen aufgrund stärkerer Protonierung der Oberfläche (leichterer Austausch der H_2O-Liganden) zurückzuführen ist. Andererseits kann die Mobilisierung neuer Bindungsplätze durch das höheres Angebot an labilem, besonders an austauschbarem P (s.o.) kompensiert werden.

Im P-Sättigungsgrad (DPS) widerspiegelt sich zumindest im Oberboden nur die Wirkung der P-Düngung, die pH-Wirkung ist untergeordnet (Tab. 2). Der Verlauf der P-Sorptionsisothermen und die exp. P-Sorption zeigen jedoch einen eindeutigen pH-Effekt. So sind bei niedrigem pH (ohne Kalk) trotz höherer Gehalte an austauschbarem P die exp. P-Sorption und die P-Pufferung höher als bei mittlerem pH (mit Kalk) (Tab.2). Insgesamt ist das Sorptionsgleichgewicht in Richtung Sorption verschoben, d.h. die Isothermen verlaufen steiler (höhere P-Pufferung) und die P-Gleichgewichtskonzentration ist jeweils auf gleichem P-Niveau niedriger. Aufgrund des absolut höheren Gehaltes an austauschbarem P ist jedoch bei extremer Bodenversauerung trotz höher P-Sorption mit einer hohen P-Mobilität zu rechnen.

Diese Ergebnisse bestätigen die Schlußfolgerungen aus dem Dauerversuch Thyrow (Schweitzer & Pagel, 1998), dass Bodenversauerung zur Veränderung der P-Sorptionsverhältnisse führt. Dieser Zustand wird durch den P-Sättigungsgrad nicht erfasst. Vermutlich liegt die Ursache dafür im unspezifischen Lösungsvermögen der Oxalatlösung, welche einen größeren Anteil der Ca-Phosphate extrahieren kann (pH 3,2; Bildung von Ca-Oxalat-Chelaten). Bei den durchgeführten Analysen wurden im Oxalatextrakt bis zu 137,5 mg P /kg mehr erfasst als durch DL und $NaOH_{anorg}$ zusammen (Vgl. Tab. 2).

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Bodenversauerung bewirkt eine Zunahme des labilen Phosphates und der P-Nachlieferung.

Es kommt zur Veränderung der P-Sorptionsverhältnisse, die durch den Verlauf der P-Sorptionsisothermen, jedoch nicht durch den P-Sättigungsgrad wiedergegeben werden. Die P-Sorptionskapazität bleibt dabei trotz extremer, bewirtschaftungsbedingter Unterschiede im pH-Wert und Gesamt-P-Gehalt stabil. Wenn sich dieses Ergebnis durch weitere Untersuchungen für andere Böden bestätigen läßt, kann der Al_{ox}/Fe_{ox}-Gehalt zur Charakterisierung des P-Sorptionspotenzials von Böden verwendet werden.

Trotz höherer P-Sorption und P-Pufferung ist die Mobilität des Phosphates im Boden insgesamt höher.

Zur Ableitung des aktuellen P-Zustandes muss neben der P-Sorptionskapazität des Bodens der pH-Wert und der Gehalt an labilem P (z.B. DL-P) berücksichtigt werden.

Literatur beim Verfasser

Sorption pharmazeutischer Antibiotika an Bodenfraktionen unterschiedlicher organischer und mineralischer Zusammensetzung

von

Seibicke T. und Thiele S.

EINLEITUNG

Zunehmend wird über Funde antibiotischer pharmazeutischer Substanzen (APS) in Gewässern und Böden berichtet [1-3]. Antibiotisch wirksame Substanzen werden sowohl vom Menschen als auch durch Tiere nach Medikation zu erheblichen Anteilen unverändert oder als aktive Metabolite ausgeschieden [4, 5]. Da zudem verschiedene antibiotische Substanzen in der Umwelt persistieren [6], ist es möglich, daß die Pharmazeutika aus Abwässern in Sedimente sowie nach Klärschlamm- und Wirtschaftsdüngerausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen in die Böden eindringen, die damit die Hauptlast des Eintrages tragen [7]. Nachteilige Wirkungen auf Bodenorganismen bis hin zur Bildung resistenter Pathogene [1] werden wesentlich durch die Ad- und Desorption und damit die Bioverfügbarkeit der Antibiotika bestimmt.

Das Ziel der Untersuchungen bestand darin, Sorptionskoeffizienten als Schlüsselgröße zur Abschätzung des Umweltverhaltens zu ermitteln. Weiterhin sollte der Einfluß organischer und mineralischer Bodenbestandteile auf die Sorption geklärt werden. Durch die Verwendung von Partikelgrößenfraktionen und somit einer Trennung mineralischer und organischer Bodenbestandteile nach ihrer Oberfläche und Reaktivität konnte ein höherer Grad der Verallgemeinerung der Ergebnisse erreicht werden.

MATERIAL UND METHODEN

Die Untersuchungen wurden an Proben aus dem Ap-Horizont eines Löß-Tschernosems, entnommen aus den Parzellen des Dauerdüngungsversuchs Bad Lauchstädt, durchgeführt. Durch die Verwendung zweier langjährig unterschiedlich gedüngter Varianten (ungedüngt und NPK+Stallmist) konnte Bodenmaterial ähnlicher mineralischer aber unterschiedlicher organischer Zusammensetzung gewonnen werden (Tab. 1).

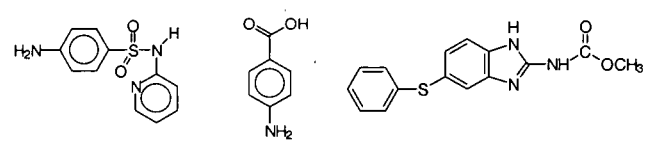
Die Partikelgrößenfraktionierung wurde mittels Ultraschalldispergierung und anschließender Siebung und Sedimentation durchgeführt. Die Untersuchungen wurden mit Sulfapyridin (SPY) und Fenbendazol (FBZ) als zwei Vertreter von den in der Nutztierhaltung eingesetzten Wirkstoffgruppen der Sulfonamide und der Benzimidazole durchgeführt (Abb. 1).

Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Universität Rostock, Justus-von-Liebig-Weg 6, D-18051 Rostock.
thilo.seibicke@stud.uni-rostock.de

Tab. 1: Kennwerte der Partikelgrößenfraktionen und der Gesamtbodenproben des gedüngten (ged) sowie des ungedüngten (unged) Löß-Tschernosem

	Kornfraktion	T	fU	mU	gU	S	Gesamt
ged	Masse %	23,9	6,4	17,5	45,5	6,7	100
	KAK_{pot} [$cmol_c/kg$]	78,6	41,9	14,0	4,6	12,5	24,5
	C_{org} [%]	4,97	5,06	1,76	0,33	3,83	2,41
unged	Masse %	21,5	6,2	17,5	44,1	5,1	94,4
	KAK_{pot} [$cmol_c/kg$]	71,4	42,0	10,3	3,5	6,6	24,4
	C_{org} [%]	4,4	4,2	0,75	0,1	1,0	1,61

Durch die Verwendung von Aminobenzoesäure (ABS) konnte ein Vergleich des Einflusses funktioneller Gruppen auf die Adsorption von SPY vorgenommen werden. SPY weist anstelle der Carboxylgruppe ein an die Sulfonamidgruppe substituierten N-Heterocyclus auf.



Sulfapyridin Aminobenzoesäure Fenbendazol

Löslichkeit: 22°C	SPY	ABS	FBZ
0,01 M $CaCl_2$	5 g/l	5 g/l	10 mg/l

Abb. 1: Strukturformeln und Löslichkeiten von Sulfapyridin, Aminobenzoesäure und Fenbendazol

Die Batchversuche zur Bestimmung der Adsorption wurden nach OECD Richtlinie Nr. 106 (1997) realisiert, dabei wurden die Konzentrationen 0, 1, 10, und 100 mg/kg dotiert. Abweichend von der OECD Richtlinie wurde die Desorption mit Methanol durchgeführt. Zur Messung der Wirkstoffkonzentration wurde ein HPLC-System mit UV-Detektor (HP1050) verwendet. An die gewonnenen Daten wurde die Freundlich-Gleichung angepasst.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Ein Vergleich der Partikelgrößenfraktionen der zwei Düngungsvarianten zeigte eine stärkere Adsorption in den gedüngten Varianten (Tab. 2). Die stärkere Adsorption von SPY gegenüber ABS in den Partikelgrößenfraktionen des T, fU und mU (Tab. 3) konnte auf den Einfluß des N-

Tab. 2: K_F- und K_{oc}-Werte der Adsorption von Aminobenzoesäure (ABS) und Sulfapyridin (SPY) an Partikelgrößenfraktionen von ungedüngten und gedüngten Löß-Tschernosems

Kornfraktion		unged		ged	
		fU	S	fU	S
ABS	K_F	4,43	3,05	6,59	5,21
	K_{oc}	105	305	131	140
SPY	K_F	6,21	2,77	8,93	6,94
	K_{oc}	148	277	177	187

Tab. 3: K_F- und K_{oc}-Werte der Adsorption von Aminobenzoesäure (ABS) und Sulfapyridin (SPY) an Partikelgrößenfraktionen und Gesamtbodenproben von ungedüngten Löß-Tschernosem

Kornfraktion		T	fU	mU	gU	S	Gesamt
ABS	K_F	4,13	4,43	3,13	2,42	3,05	0,23
	K_{oc}	94	105	418	2430	305	14,3
SPY	K_F	4,77	6,21	3,27	0,61	2,77	2,18
	K_{oc}	109	148	436	608	277	101

Tab. 4: K_F- und K_{oc}-Werte der Desorption von Aminobenzoesäure (ABS), Sulfapyridin (SPY) und Fenbendazol (FBZ) an Partikelgrößenfraktionen von ungedüngten Löß-Tschernosem

Kornfraktion		T	fU	mU	gU	S	Gesamt
ABS	K_F	6,76	0,50	14,4	24,6	20,0	-
	K_{oc}	34,2	11,9	1920	24600	2000	-
SPY	K_F	1,78	2,82	9,05	-	2,59	-
	K_{oc}	52,9	37,3	1200	-	68,3	-
FBZ	K_F	3,59	4,91	1,12	3,60	3,14	-
	K_{oc}	81,7	117	35,6	666	314	-

Heterocyclus am SPY zurückgeführt werden [8]. Für FBZ lag die Wirkstoffkonzentration im Aliquot unterhalb der Nachweisgrenze, so daß u.a. aufgrund der geringen Löslichkeit (Abb. 1) auf eine starke Adsorption von FBZ an den Partikelgrößenfraktionen geschlossen werden konnte. Die Güte der Anpassung der Freundlich-Gleichung an die je Partikelgrößenfraktion neun Wertepaare der Adsorption war mit Bestimmtheitsmaßen von 0,91 bis 0,99 sehr hoch.

Die K_F-Werte der Adsorption von ABS und SPY korrelierten mit der KAK_{pot} und dem C_{org}-Gehalt der Partikelgrößenfraktionen. Das Bestimmtheitsmaß r^2 lag zwischen 0,55 bis 0,94.

In den Partikelgrößenfraktionen T und fU wurde eine höhere Adsorption aber auch eine höhere Desorption für ABS und SPY festgestellt als in den Partikelgrößenfraktionen mU, gU, und S. Dieser Umstand wurde als Hinweis darauf gewertet, daß in den Partikelgrößenfraktionen von T und fU die mineralischen Bodenbestandteile neben den organischen an der Adsorption von ABS und SPY beteiligt sind. Die Güte der Anpassung der Freundlich-Gleichung an die Daten der Desorption von ABS, SPY und FBZ konnte mit einem Bestimmtheitsmaß r^2 von 0,58 bis 0,98 angegeben werden.

Die Höhe der K_{oc}-Werte zeigte die große Bedeutung der organischen Bodensubstanz für die Adsorption der Antibiotika besonders in den Partikelgrößenfraktionen mU, gU und S. Die Normierung auf den C_{org}-Gehalt erhöhte jedoch die Variationsbreite der Sorptionskoeffizienten von ABS, SPY und FBZ zwischen den Partikelgrössenfraktionen.

Die T-Fraktion zeigte bei einem höheren C_{org}-Gehalt als die fU-Fraktion eine geringere Adsorption, gleiches wurde für die Fraktion von mU und S beobachtet. Auch dies deutete darauf hin, daß neben der Quantität der organischen Bodensubstanz auch deren Qualität für die Adsorption von Bedeutung ist.

LITERATUR

1 Römbke J., Knacker T., Stahlschmidt-Aller P. (1996) Umweltprobleme durch Arzneimittel. UBA Forschungsbericht 106 04 121 **2** Ternes T. (1998) Wat. Res. 32/11, 3245-3260 **3** Ingeslev F., Holten Lützhøft H.-C., Halling-Sørensen B. (1999) Dansk kemi 80/6-7, 22-25 **4** Kroker R. (1983) Wissenschaft und Umwelt 4, 305-308 **5** Short C.R., Barker S.A., Hsieh L.C., Ou S.-P., McDowell T., Davis L.E., Neff-Davis C.A., Koritz G., Bevill R.F., Munsiff I.J. (1987) Am. J. Vet. Res. 48/6, 958-961 **6** Kümmerer K., Al-Ahmad A., Mersch-Sundermann V. (2000) Chemosphere 40, 701-710 **7** Gavalchin J., Katz S. E. (1994) J. AOAC International 77/2, 481-485 **8** Thiele S. (2000) J. Plant Nutr. Soil Sci. 163, 589-594

Huminsäurebildung – Profiluntersuchungen einer 15 Jahre alten Ablagerung von Müllklärschlammkompost

Ena Smidt, Peter Lechner

Einleitung

Die Entwicklung von abgelagerten Abfällen zu stabilen, „bodenähnlichen" Substanzen ist ein Ziel abfallwirtschaftlicher Maßnahmen. Müllablagerungen gehören zu den anthropogenen Böden, die von der Bodensystematik heute in einer eigenen Gruppe zusammengefasst werden.

In der vorliegenden Arbeit wurde die Entwicklung der organischen Substanz einer 15 Jahre alten Ablagerung von Müllklärschlammkompost (MKSK) mit chemischen und physikalischen (Infrarotspektroskopie) Methoden charakterisiert. Einen Schwerpunkt bildete die Untersuchung der Huminsäurebildung. Huminsäuren gelten als stabile Makromoleküle. Sie haben im Boden wesentliche Funktionen (Wasserhaltevermögen, Schadstoffimmobilisierung, Strukturstabilisierung) und stellen eine Senke für Kohlenstoff und Stickstoff dar. Für die Abfallwirtschaft sind sie deshalb von Bedeutung.

Material und Methoden

Von einer 6 m hoch aufgeschütteten Ablagerung, die auf der Oberfläche mit krautigen Pflanzen bewachsen war, wurden 5 Profile von 3 m Tiefe beprobt. Bis 50 cm wurden alle 10 cm Proben entnommen, dann alle 50 cm. Ab 2 m Tiefe zeigte die dunkle Farbe des Materials anaerobe Bedingungen an.

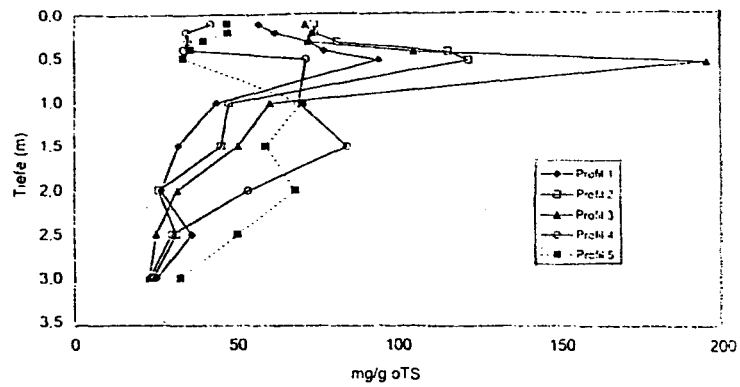
Die gesamte organische Substanz wurde durch den Glühverlust bei 545°C bestimmt, Stickstoff nach der Kjeldahl Methode. Der TOC wurde in einem Carlo Erba NA-1500 Elementaranalysator gemessen. Die Bestimmung der Huminsäuren erfolgte nach der Danneberg Methode.

Ergebnisse und Diskussion

In der oberflächennahen Schicht schwankten die Werte aller Parameter aufgrund der Umsetzungsprozesse durch die Pflanzen. In 50 cm Tiefe erreichten alle Werte der Profile 1-3 ein Maximum. In den Profilen 4 und 5 lag es etwas tiefer. Glühverlust, TOC und Stickstoff nahmen bis zu einem Minimum in 1-1,5 m Tiefe ab und dann wieder zu, wobei die Werte in 3 m Tiefe zum Teil noch über denen in 50 cm lagen. Auch die Huminsäurebildung war in 50 cm Tiefe am intensivsten und nahm dann stark ab. Im Gegensatz zu den anderen Parametern stiegen ihre Werte jedoch nicht mehr an, sondern blieben bis zum Untergrund auf dem niederen Niveau. Die folgende Abbildung 1 zeigt den Verlauf der Huminsäurebildung in allen fünf Profilen. Profil 3 zeigte eine besonders starke Huminsäurebildung in 50 cm Tiefe.

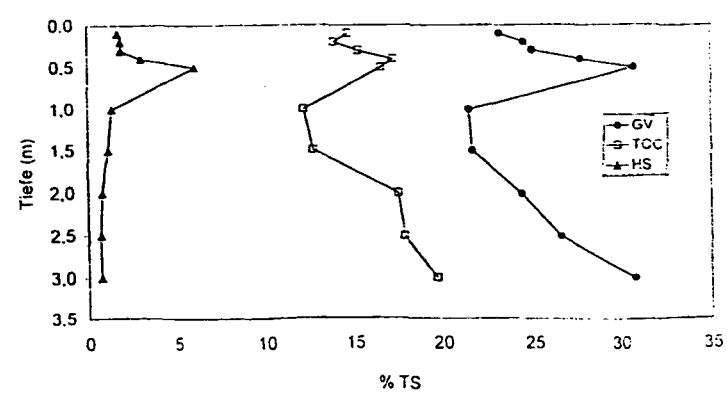
Durch eine gravimetrische Bestimmung der Huminsäuren und die Kalibration mit ihren optischen Dichten wurden die absoluten Mengen ermittelt.

Abb.1: Verlauf der Huminsäurebildung in 5 Profilen



Die Abbildung 2 zeigt den Verlauf von Glühverlust, TOC und Huminsäuregehalt im Profil 3. Obwohl genügend organische Substanz vorhanden war, gab es unter den anaeroben Bedingungen keine Zunahme der Huminsäuren. Allerdings kam es auch in der oberflächennahen Schicht mit guter Belüftung nicht zur maximalen Huminstoffbildung. Die Beobachtung, dass optimale Belüftung die Mineralisierung, aber nicht die Huminsäurebildung fördert, wurde auch bei Kompostierprozessen in Laborversuchen festgestellt. Allerdings zeigte der E4/E6 Quotient (optische Dichte bei 400 und 600 nm), der als Stabilitätskriterium für Huminsäuren gilt, eine leichte Abnahme mit der Tiefe, was einer Zunahme der Stabilität entspricht. Das bedeutet, dass unter den anaeroben Bedingungen qualitative Veränderungen der Huminsäuren stattfinden.

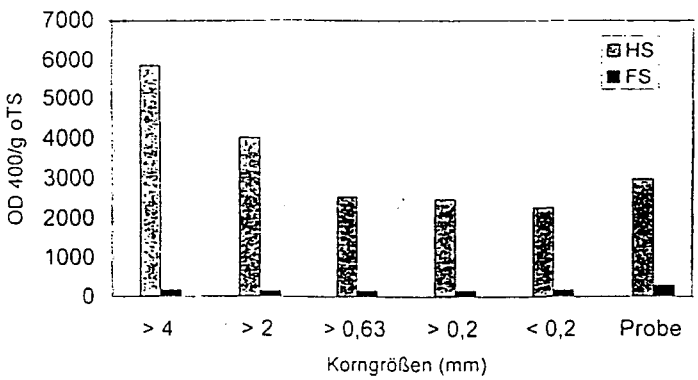
Abb.2: Gegenüberstellung von Glühverlust, TOC und Huminsäuregehalten im Profil 3



Universität für Bodenkultur, Wien
IWGA, Abtlg. Abfallwirtschaft
Nußdorfer Lände 29-31, 1190 Wien
Ena Smidt: h526di12@edv2.boku.ac.at
Peter Lechner:

Mikroskopische Untersuchungen von Dünnschliffen zeigten im gesamten Profil eine Entwicklung zu sehr unterschiedlichen Aggregatgrößen. In 50 cm Tiefe dominierte eine Feinfraktion (<0,63mm) mit einem geringen Anteil an größeren Partikeln. Mit zunehmender Tiefe nahm die Größe der Aggregate zu. Der hohe Gehalt an Huminsäuren in 50 cm Tiefe ließ den Schluss zu, dass die Huminsäurebildung bevorzugt in der Partikelfraktion <0,63 mm stattfindet. Die einzelnen Siebfraktionen wurden daher getrennt auf ihre Huminsäuregehalte untersucht. Dabei stellte sich heraus, dass die Huminsäuren in den 4 mm Aggregaten konzentriert vorlagen. Der Gehalt überstieg den der Gesamtprobe wesentlich. Die Fulvosäuren hingegen waren gleichmäßig auf alle Fraktionen verteilt. Abbildung 3 zeigt die Huminsäuregehalte in den einzelnen Korngrößenfraktionen.

Abb.3: Darstellung der Huminsäuregehalte in verschiedenen Korngrößenfraktionen in 50 cm Tiefe (Profil 3)

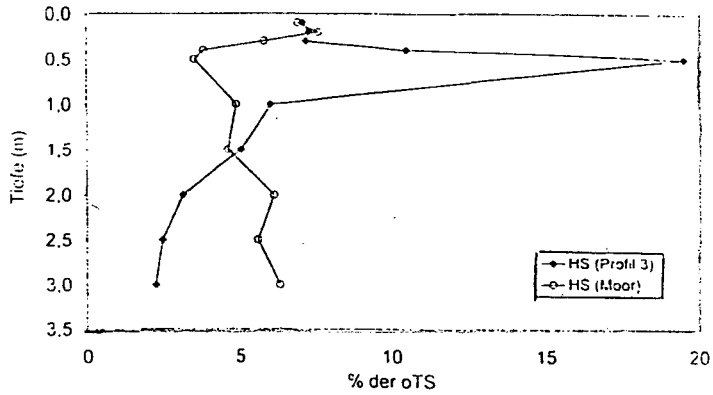


Die Menge der Huminsäuren wird in der Abbildung als optische Dichte angegeben. Die Bestimmung der absoluten Werte ergab einen Gehalt von 38% (bezogen auf die organische Trockensubstanz oTS) in den 4 mm Partikeln in 50 cm Tiefe. In 10 cm und in 3 m Tiefe wurde die Hauptmenge der Huminsäuren eher in den Feinfraktionen (<0,63 mm) gefunden. Diese Tatsache legt den Schluss nahe, dass es sich bei den 4 mm Partikeln um eine nachträgliche Aggregatbildung handelt, die durch die Anwesenheit dieser Makromoleküle begünstigt wird. Die Ergebnisse wurden durch die getrennte Untersuchung der einzelnen Fraktionen in Profil 2 bestätigt.

Infrarotspektroskopische Untersuchungen zeigten, dass sich die Huminsäuren in den 4 mm Aggregaten auch qualitativ von den anderen unterschieden und Charakteristika reiferen Materials aufwiesen, wenn man die Relation von aliphatischen zu aromatischen Banden zur Beurteilung heranzieht.

Die Huminsäurebildung in den Profilen der 15 Jahre alten Ablagerung von MKSK wurde mit der Huminsäurebildung in Moorprofilen verglichen. Die Abbildung 4 gibt den Verlauf der Huminsäurebildung im MKSK Profil (3) und im Moorprofil wieder.

Abb.4: Verlauf der Huminsäurebildung in Profil 3 und in einem Moorprofil



Auch das Moorprofil zeigt ein Maximum der Huminsäurebildung, das allerdings aufgrund der anaeroben Verhältnisse bereits in 20 cm Tiefe zu finden ist. In der 50 cm Schicht erreichen die Werte ein Minimum, steigen aber mit zunehmender Tiefe wieder leicht an. Obwohl sich die Entstehungsgeschichte eines Moores von der eines Auftragsbodens völlig unterscheidet, sind die Gehalte an Huminsäuren (bezogen auf die organische Trockensubstanz) durchaus vergleichbar. Die Huminsäurebildung findet zwar unter aeroben Bedingungen statt, bevorzugt jedoch in nicht optimal belüfteten Schichten.

Literaturverzeichnis

Adani F., Genevini P.L., Gasperi F., Tambone F. 1999: Composting and Humification. Compost Science & Utilization 7/1, 24-33.

Almendros G., Dorado J. 1999: Molecular characteristics related to the biodegradability of humic acids preparations. European Journal of Soil Science 50, 227-236.

Averdieck F.-R., Hayen H., Willkomm H. 1990: Der Entwicklungsgang im zeitlichen Ablauf. In: Moor- und Torfkunde (Hrsg. Göttlich K.E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart).

Chen Y., Inbar Y. 1993: Chemical and Spectroscopical Analyses of Organic Matter Transformations During Composting in Relation to Compost Maturity. In: Science and Engineering of Composting (Hrsg. Hoitink H.A.J., Keener H.M., The Ohio State University), 551-600.

Chen Y., Chefetz B., Yitzhak H 1996: Formation and properties of humic substance originating from composts. In: The Science of Composting Part I (Hrsg. De Bertoldi M., Sequi P., Lemmes B., Papi T., Blackie Academic & Professional), 382-393.

Gerzabek M.H. 1996: Huminstoffe. In: Handbuch der Kompostierung (Hrsg. BMWF und BMLF), 175-183.

Jimenez E.I., Garcia V.P. 1989: Evaluation of City Refuse Compost Maturity-A Review. Biological Wastes 27, 115-142.

DIE BELASTUNG VON ÖSTERREICHISCHEN WALDÖKOSYSTEMEN MIT STICKSTOFFEINTRÄGEN

St. Smidt

1. Einleitung

Erhöhte Stickstoffeinträge können in den an Stickstoffarmut angepassten Waldökosystemen zu negativen Veränderungen des Nährstoffstatus und zu Artenverschiebungen führen. Neben dem Effekt der Hypertrophierung ist bei N-Einträgen auch der Versauerungseffekt von Bedeutung.

Der Wald ist durch seine große und physiologisch sensible Oberfläche gekennzeichnet. Die Wirkung des Waldes zur Luftreinigung ist daher mit der Gefährdung seiner wirtschaftlichen und überwirtschaftlichen Funktionen verbunden. Neben den wesentlichsten gasförmigen Luftschadstoffen Schwefeldioxid, den Stickstoffoxiden sowie Ozon haben saure Einträge bzw. Stickstoffeinträge sowie regional Schwermetalleinträge Bedeutung in Österreich. Die Wirkungen können direkt oder indirekt (z.B. über die Förderung der Ozonbildung durch NOx und Kohlenwasserstoffe) sein. Beim reaktionsträgen Lachgas (N_2O) z.B. überwiegen die indirekten Wirkungen als Treibhausgas. Der Wald besitzt nur eine begrenzte Speicherkapazität für erhöhte Einträge.

Emissionssituation: 1990 lagen die globalen Emissionen bei einer hohen Unsicherheit in der Größenordnung von 50 Mio t NOx-N (davon 30 Mio t anthropogen), 50 Mio t NH_3-N (davon knapp über 40 Mio t anthropogen) und 15 Mio t N_2O-N (davon rund 3 Mio t anthropogen; Olivier et al. 1998). Global ist ein zunehmender Trend der NOx-Emissionen und des Einsatzes von N-Dünger zu verzeichnen (Galloway et al. 1998). In Europa wird seit 1980 in der überwiegenden Zahl der Länder eine Abnahme, hingegen in Griechenland, Island, Irland, Italien, Norwegen, Portugal, Slowenien, Spanien und der Türkei eine mehr oder weniger deutliche Zunahme der NOx-Emissionen registriert (EMEP 1995).

In Österreich nehmen die NOx-Emissionen seit 1980 leicht ab, die NH_3-Emissionen hingegen blieben etwa gleich. 1998 betrugen die NOx-Emissionen 171.410 t, die NH_3-Emissionen 72.880t und die N_2O-Emissionen 9.210t (Ritter et al. 1999).

Immissionssituation: Der in Österreich deponierte Stickstoff ist nur zum Teil "hausgemacht": Von der Eigendeposition der 3.500 t oxidierten Stickstoffs macht der österreichische Eigenanteil nur 5 % aus, von den 39.900 t reduzierten Stickstoffs 50 % (Umweltbundesamt 1998a). Ein Zusammenhang zwischen den Immissionen saurer Luftschadstoffe (SO_2, NOx) und dem Waldzustand konnte für Österreich v.a. wegen der großen Zahl der Einflussfaktoren auf den Blattverlust nicht gefunden werden (Szedenij 2001). NO_2-Konzentrationen und N-Einträge zeigen eine Abnahme mit der Seehöhe (Smidt & Englisch 1998). Deutliche abnehmende NO_2-Trends waren nur an stark belasteten Stationen (Steyregg/OÖ.) festzustellen (Smidt et al. 1999).

2. Methodik

Datenpools: Das Luftmessnetz der Bundesländer, die österreichischen Depositionsergebnisse des EU-weiten "Level II"- Netzes (20 gering immissionsbelastete Bulk-Freiland- und Kronendurchlassmessungen, seit 1995) und das österreichische WADOS-Messnetz (>20 Wet-only-Depositionen, seit 1983), darüber hinaus Ergebnisse aus Spezialerhebungen wie z.B. der Untersuchungsschwerpunkt Achenkirch (Tirol; Kalkalpen) liefern Daten zur Beurteilung der Belastung von Wäldern in Österreich mit Stickstoffverbindungen. Die Daten des Österreichischen Bioindikatornetzes (seit 1983; über 600 Punkte) erlauben eine flächendeckende Aussage über den Ernährungszustand bzw. den "Stickstoffstatus" (Fürst 2001).

Beurteilungsgrundlagen: Zur Beurteilung der Immissionssituation stehen die wirkungensbezogenen NO_2-Grenzwerte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (1989; 200$\mu g\ m^{-3}$ für das Halbstundenmittel, 80 $\mu g\ m^{-3}$ für das Tagesmittel und 30 $\mu g\ m^{-3}$ für das Jahresmittel) zur Verfügung. Der WHO-(WHO 1995, 30 μg NOx m^{-3}) bzw. EU-Jahresmittel-Grenzwert ist deutlich strenger, weil NOx (NO + NO_2) statt NO_2 die Basis ist. Grundlage für die Beurteilung der Stickstoffeinträge sind Critical Loads, die je nach Bewuchs bei über 10 kg N ha^{-1} a^{-1} liegen (WHO 1995). Die Nadelspiegelwerte lassen sich z.B. anhand der Grenzwerte von Gussone (1964) beurteilen.

Univ.Doz. DI Dr. Stefan Smidt
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Seckendorff-Gudent-Weg 8, 1130 Wien
stefan.smidt@fbva.bmlf.gv.at; http://fbva.forvie.ac.at

3. Ergebnisse und Diskussion

Stickstoffoxidkonzentrationen: Überschreitungen des NO_2-Jahresmittel-Grenzwertes der Österreichischen Akademie der Wissenschaften sind seit dem Beginn der 80er Jahre selten geworden. Der deutlich strengere NOx-Grenzwert der EU bzw. der WHO wird jedoch v.a. in ballungsnäheren Lagen bzw. Tallagen, v.a. in den Wintermonaten, noch immer überschritten.

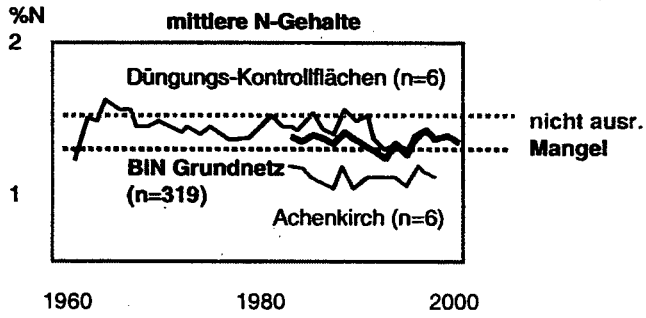
Stickstoffeinträge: Die N-Freilandeinträge betragen in österreichischen Waldgebieten meist zwischen 5 und 30 kg ha^{-1} a^{-1} und überschreiten somit zum Teil Critical Loads für empfindliche Ökosysteme. Die aktuelle Situation der N-Immissionen ist dadurch charakterisiert, dass - analog zur Situation in Deutschland - die mittleren NOx-Konzentrationen seit den 80er Jahren nur wenig zurückgehen; noch geringer ist der Rückgang der N-Einträge durch nasse Depositionen (Smidt et al. 1998). Wie eine Modellierung des Umweltbundesamtes (1998b) auf der Basis der WADOS-Daten Österreichs für das Jahr 1994 ergab, liegen die höchsten N-Einträge (bis über 24 kg ha^{-1} a^{-1}) im Raum Oberösterreich, im nördlichen Salzburg, nordöstlichen Tirol sowie in Vorarlberg und in den Karnischen Alpen / Karawanken. Im Vergleich zu Depositionen in den Benelux-Ländern, Deutschland, Polen und Tschechien (Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (1997) liegen die Einträge in Österreich niedrig.

Die Ergebnisse zeigten aufgrund der Lage der Emittenten und der Orographie eine regional und kleinräumig differenzierte Stickstoffeinträge. Langzeitmessungen ergaben ein Maximum im Frühjahr. Die N_2O-Ausgasungen aus dem Boden am Untersuchungsschwerpunkt Achenkirch weisen ebenfalls ein Frühjahresmaximum auf.

Bioindikatornetz: Die Nadelanalysen im Rahmen des Österreichischen Bioindikatornetzes weisen vor allem in der nördlichen Hälfte Österreichs auf einen ausgeprägten Stickstoffmangel hin (Stefan & Fürst 1998). Hinsichtlich der Versorgung mit Stickstoff ist zwischen 1983 und 2000 eine Zunahme der BIN-Punkte mit nicht ausreichender Versorgung (Gehalte unter 1,5 %) von durchschnittlich etwa 85 % auf fast 90 % zu verzeichnen; der Anteil an Punkten mit Mangel (Gehalte unter 1,3 %) stieg von 35 % auf etwa 50 %.

Düngungsflächen: Seit dem Beginn der 60er Jahre werden auf 6 Fichten-Untersuchungsflächen (Johann 1999) nach verschiedenen Düngergaben auch die Entwicklung der Stickstoffgehalte auf den Kontrollflächen untersucht. Hierbei ergab sich im Mittel der Versuchsflächen ein abnehmender Trend.

Entwicklung der N-Gehalte in Fichtennadeln von Düngungsversuchsflächen (Kontrollen, n=6), des Österreichischen Bioindikatornetzes (Grundnetz) sowie der Untersuchungsflächen in Achenkirch (Tirol); strichliert: Mangel (1,3 %) bzw. nicht ausreichend (1,5 %).



Ausblick

Die erhöhten Stickstoffeinträge auf der einen und die schlechte Ernährung der Bäume mit Stickstoff auf der anderen Seite werfen die Frage nach einem Zusammenhang zwischen den beiden (scheinbaren) Gegensätzen auf, die für das österreichische Bundesgebiet noch untersucht werden müssen.

Literaturverzeichnis

EMEP (1995): Data Report 1995, Part 1: Annual summaries. Norwegian Institute for Air Research. EMEP/CCC Report 4/97.

Galloway, J. (1998): The global nitrogen cycle: changes and consequences. Environmental Pollution 102, S1, 15-26.

Gussone, H. (1964): Faustzahlen für die Düngung im Walde. Bayerischer Landwirtschaftsverlag München, Basel, Berlin.

Johann, K. (2000): Ergebnisse von Düngungsversuchen nach 30 Jahren ertragdkundlicher Beobachtung. FBVA-Berichte 114.

Österreichischen Akademie der Wissenschaften (1987): Stickstoffoxide in der Atmosphäre (Luftqualitätskriterien NO_2). Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie.

Olivier, J., A. Bouwman, K. v.d. Hoek, J. Berdowski (1998): Global air emission inventories for anthropogenic sources of NOx, NH_3 and N_2O in 1990. Environmental Pollution 102, S1, 135-148.

Ritter, M., B. Ohr, B. Gugele (1999): Luftschadstoff-Trends in Österreich 1980-1998. Umweltbundesamt, Bericht BE-165.

Smidt, S., R. J. Block, R. Jandl, J. Gehrmann (1999): Trends von Luftschadstoffkonzentrationen und -depositionen and Waldmessstationen in Österreich und Deutschland. CBl. f. d. ges. Forstwesen 116 (3), 193-209.

Smidt, S. & M. Englisch (1999): Die Belastung von österreichischen Wäldern mit Luftverunreinigungen. CBl. f. d. ges. Forstwesen 115 (4), 229-248.

Szedenyj I. (2000): Gegenüberstellung der Entwicklung der Emissionen und Immissionen saurer Luftschadstoffe sowie der Waldzustände in Österreich und der Nachbarländer Österreichs. Diplomarbeit Technische Universität Wien.

Umweltbundesamt (1998a): Umweltsituation in Österreich. 5. Umweltkontrollbericht.

Umweltbundesamt (1998b): Kartierung der nassen Deposition in Österreich. UBA Berichte BE-104.

Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (1997): Der Waldzustand in Europa. UN/ECE und EC, Genf und Brüssel.

NMR-spektroskopische Untersuchung zum Einfluss der chemischen Zusammensetzung des organischen Materials und des Eisengehaltes auf die Bodenfarbe

Sandra Spielvogel, Heike Knicker, Helge Stanjek und Ingrid Kögel-Knabner

Einleitung

Die Bodenfarbe ist im geowissenschaftlichen Bereich im Zusammenhang mit der Klassifizierung von Böden von Bedeutung. Frühere Untersuchungen stellten einen Zusammenhang zwischen dem Anteil an Eisenoxiden und der Bodenfarbe fest (Schwertmann & Cornell, 1991). Über den Einfluss der chemischen Zusammensetzung des organischen Materials auf die Bodenfarbe ist jedoch nur wenig bekannt.

In der vorliegenden Arbeit wurden mittels ^{13}C-Festkörper-NMR-Spektroskopie ermittelte Anteile verschiedener Stoffklassen der organischen Substanz in 42 A-Horizonten mit der Bodenfarbe korreliert. Zusätzlich wurden die Dithioniteisen- (Fe_d) und Oxalateisengehalte (Fe_o) bestimmt und mittels statistischer Verfahren zur Bodenfarbe in Beziehung gesetzt.

Material und Methoden

Die untersuchten A-Horizonte (12 Ah, Ap; 8 SwAp, AGo; 1 Ae; 14 Ah, Al, Ap und 7 HN) lassen sich nach ihrer Herkunft in vier Gruppen gliedern: Acht Proben aus einem Niedermoorgebiet im Schuttertal bei Neuburg an der Donau, neun Proben aus dem weißen Jura bei Eichstätt, elf Proben aus dem Bayrischen und Oberpfälzer Wald und vierzehn aus dem Alpenvorland .

Die B-Horizonte (7 Bv, Bt und 8 Bsh, Bs) stammen aus dem Bayrischen Wald und dem Eichstätter Jura (Kuppenlage).

Die Extraktion von Lepidokrokit und schlecht kristallisiertem Goethit wurde mit Hilfe der Ammoniumoxalatextraktion nach Schwertmann (1964) durchgeführt. Die Gesamteisenoxid-bestimmung erfolgte nach der Na-Dithionit-Methode nach Mehra & Jackson (1960). Dann erfolgte die Fe-Bestimmung in Wiederholungen mit einem Atomabsorptions-Spektrometer (AAS, UNICAM 939).

Die Gesamtkohlenstoffgehalte (C_{tot}) aller Proben wurden mit einem ELEMENTAR Vario EL Elementaranalysator (ELA) in Wiederholungen bestimmt. Von allen Böden, die aufgrund eines pH-Wertes > 6,8 einen Carbonatanteil an C_{tot} erwarten ließen, wurden Proben bei 550°C über 3 h erhitzt, um die organischen Kohlenstoffverbindungen als CO_2 freizusetzen und die Carbonate anzureichern. Aus der Differenz der Kohlenstoffmenge der Proben vor und nach der thermischen Behandlung konnte der C_{org}-Gehalt errrechnet werden.

Die Bestimmung der Bodenfarbe wurde mit einem Color-Meter CR-300 mit dem Lichtleittubus CR-A33a (Minolta) durchgeführt. Die Ergebnisse der Messung wurden im Farbkoordinatensystem CIE L*a*b* (L-Wert = Helligkeitswert, a-Wert = Rotwert, b-Wert = Gelbwert, Commission Internationale de l'Eclairage, 1978) ausgegeben.

Zur Aufnahme der Festkörper-^{13}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

Aus der Literatur ist bekannt, dass sich in der Bodenfarbe der Gehalt und die Zusammensetzung an Eisenoxiden wiederspiegelt (Schwertmann & Cornell, 1991). Eine Zunahme an Farbigkeit ist gleichbedeutend mit einem höheren Eisengehalt. Das bestätigt die signifikant lineare Beziehung zwischen dem Fe_d-Gehalt und dem Gelbwert (Abb. 1). Die untersuchten B-Horizonte erfüllten die gleichen Regressionsfunktionen wie die untersuchten A-Horizonte. Dieses Ergebnis weist darauf hin, dass die Farbmessung an Oberböden nicht durch das organische Material beeinträchtigt wird.

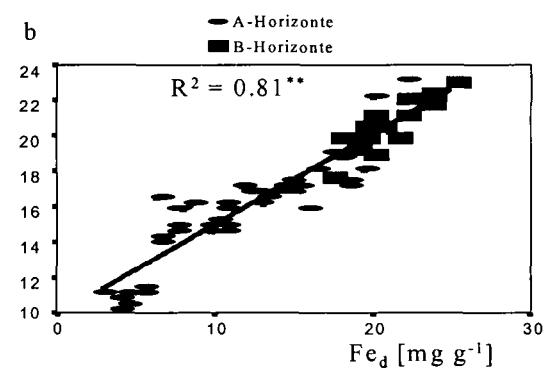


Abb. 1: Regression zwischen Fe_d und Gelbwert

Bei der Untersuchung des Zusammenhanges zwischen C_{org}-Gehalt, Aryl-C-Gehalt und der Bodenhelligkeit ergaben sich zunächst zwei signifikante nichtlineare Regressionen mit den Bestimmtheitsmaßen B^2 = 0,83** und 0,93** (gestrichelte Linien, Abb. 2 und 3). Diese nichtlinearen Zusammenhänge erwiesen sich aber als Scheinkorrelationen. Unter Berücksichtigung der Korngrößenverteilung und des Ausgangsmaterials konnten die Zusammenhänge mit Hilfe linearer Funktionen mit höherem B^2 erklärt werden (lineare Regressionen, Abb. 2 und 3). Die untersuchten Böden aus Carbonatgestein

Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 85350 Freising-Weihenstephan

(Regressionen 1, Abb. 2 und 3) waren bei gleichem C_{org}-Gehalt heller als die untersuchten Böden aus carbonatfreien Gesteinen (Regressionen 2, Abb. 2 und 3). Dies liegt möglicherweise am aufhellenden Effekt des $CaCO_3$. Die sandigen Böden waren wesentlich dunkler als die Böden mit feinerer Textur und gleichem C_{org}-Gehalt (Regressionen 3, Abb. 2 und 3). Die großen Helligkeitsdifferenzen zwischen sandigen Böden und schluffigen Böden können damit erklärt werden, dass Sandpartikel sichtbares Licht schlechter streuen als Schluffpartikel (Schwertmann & Cornell, 1991).

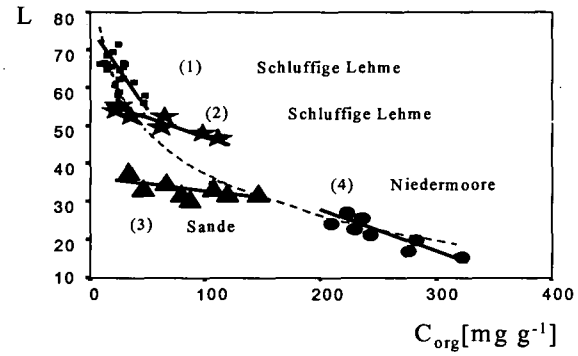


Abb. 2: Regression zwischen C_{org} und Helligkeitswert

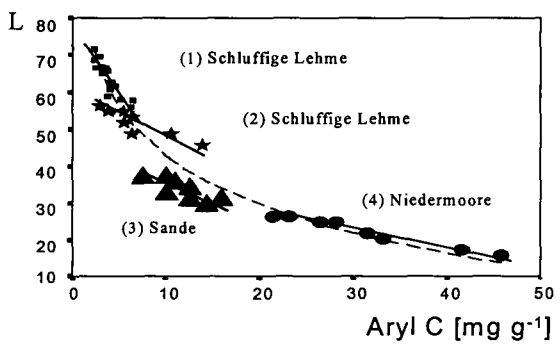


Abb. 3: Regression zwischen Aryl-C und Helligkeitswert

Auch für die Beziehung zwischen Fe_d-Gehalt und O-Alkyl-C-Gehalt wurde eine Regressionsfunktion berechnet. Dieser Zusammenhang ergab eine hochsignifikante Funktion (B^2 = 0,97**), die an eine Sättigungskurve erinnert (Abb. 4).

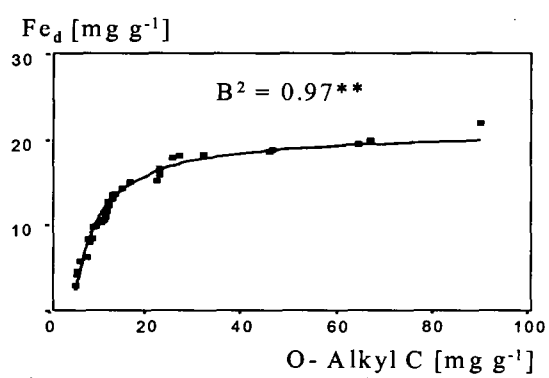


Abb. 4: Regression zwischen O-Alkyl-C und Fe_d

Sollte es sich bei dieser Kurve wirklich um eine Funktion handeln, die eine Beziehung zwischen Fe_d-Gehalt und O-Alkyl-C-Gehalt wiedergibt, so würde sich die Sättigung bei etwa 15 mg g^{-1} Fe_d damit erklären lassen, dass Eisenoxidgehalte über 15 mg g^{-1} in Oberböden der gemäßigten Breiten sehr selten sind. Um diesen Zusammenhang für höhere Fe_d-Gehalte zu untersuchen, könnte in zukünftigen Arbeiten auf B-Horizonte oder tropische Oxisole zurückgegriffen werden.

Mit Hilfe einer Faktorenanalyse konnten die erhobenen Parameter zu einem Farbfaktor (bündelt Fe_o-Gehalt, Fe_d-Gehalt, a-Wert und b-Wert), einem Helligkeitsfaktor (fasst L-Wert, C_{org}-Gehalt und Aryl-C-Gehalt zusammen) und einem Abbaufaktor (enthält O-Alkyl-C/Alkyl-C-Verhältnis und C/N-Verhältnis) zusammengefasst werden. Basierend auf diesen drei Faktoren war es möglich durch eine Clusteranalyse eine Gruppierung von Horizonttypen in sieben Gruppen durchzuführen. Die Cluster setzten sich wie folgt zusammen:

Gley/Pseudogleycluster (AhGo, AhSw), Niedermoorcluster (HN), Podsolcluster (Ae), 1. Para-/Braunerdecluster (Ap, Ah, Al), Schwarzerdecluster (Ah), 2. Para-/Braunerdecluster (Ap, Ah, Al), Para-/Rendzinencluster (Ap, Ah).

Das Ergebnis der Clusteranalyse wurde mit einer Diskriminanzanalyse überprüft, die lediglich eine Fehlerquote von 4,8% ergab. Dies spricht für eine hohe Stabilität der einzelnen Gruppen.

Schlussfolgerungen

Die Farbmessung bei Oberböden wird nicht durch das organische Material beeinträchtigt. Die Regressionen zwischen C_{org}-/Aryl-C-Gehalt und der Bodenhelligkeit sind linear, aber der Einfluss der Korngrößenverteilung und des Ausgangsmaterials muss berücksichtigt werden. Eine Interaktion zwischen Fe^{3+}-Ionen und O-Alkyl-C kann vermutet werden. Eine Gruppierung von Bodentypen nach Farb-, Helligkeits- und Abbaufaktor ist möglich

Danksagung

Wir danken Herrn Dr. Grottenthaler (Geologisches Landesamt, Bayern) für die Bereitstellung eines Teils der Proben.

Literatur:

Commission Internationale de l'Eclairage 1978. Recommendations on uniform color spaces and color difference terms. Suppl. No. 2 to Publ. No 15, CIE 1971, Paris.

Mehra, O. P., Jackson, M. L. (1960): Ironoxide removal from soils and clays. In: Clays Clay Miner., Proc. Conf., 7th, Washington, DC. 1958.

Schwertmann, U. (1964): Differenzierung der Eisenoxide durch Extraktion mit Ammoniumoxalat-Lösung. Z. Pflanzenern., Düng, Bodenkunde 105, 194-202.

Schwertmann, U., Cornell, R. (1991): Iron oxides in the laboratory. Verlag Chemie, New York.

Entwicklung und Anwendung eines prozeßorientierten Modells zur Beschreibung der N-Gasemissionen aus Böden temperater Wälder

Florian Stange[1,2], Hans Papen[1] und Klaus Butterbach-Bahl[1]

Einleitung

Durch mikrobielle und physikalisch/chemische Umsetzungsprozesse in Waldböden- vor allem Nitrifikation, Denitrifikation und Chemodenitrifikation – etstehen gasförmige Stickstoffverbindungen (NO_x, N_2O, N_2) die in die Atmosphäre emittiert werden. Dabei stellt die Emission dieser Stoffe nicht nur einen Stickstoffverlust für das System Boden/Pflanze, sondern auch eine Belastung mit klimarelevanten Verbindungen (NO_x, N_2O) für die Atmosphäre dar. In den vergangenen Jahren wurden daher verstärkt Anstrengungen unternommen, die Quellstärken klimarelevanter N-Spurengase, wie z.B. Stickstoffmonooxid (NO) oder Distickstoffoxid (N_2O) aus Waldökosystemen zu bestimmen. Dabei können Emissionsmessungen dieser Gase jedoch nur in einem räumlich und zeitlich begrenzten Maße durchgeführt werden. Aus diesem Grund ist es zur Berechnung flächenhafter Quellstärken notwendig, die Lücken der Meßdaten durch Extrapolation zu schließen. Hierfür bietet sich prozeßorientierte Modelle, wie z.B. PnET-N-DNDC an.

Modellentwicklung

Basierend auf dem Agrarökosystemmodell DNDC (Li et al.,1992), dem Waldwachstumsmodell PnET (Aber und Federer, 1992) und einem eigens entwickelten Nitrifikationsmodul wurde das prozeßorientierte Waldökosystemmodell PnET-N-DNDC zur Simulation der Emission der klimarelevanten Spurengase NO und N_2O aus temperaten Waldböden entwickelt (Li et al., 2000). Das Modell ist prozeßorientiert, d.h. alle wichtigen an der Emission von N-Gasen beteiligten Prozesse, wie z.B. die Nitrifikation und Denitrifikation oder auch der Gastransport im Boden, wurden einzeln in dem Modell beschrieben. Nitrifikation und Denitrifikation werden in dem Modell auf mikrobieller Ebene simuliert. Neben diesen direkt an der Produktion oder Konsumption von N-Gasen beteiligten Prozessen wurden in dem Modell auch die diese Prozesse antreibenden Größen, wie z.B. die Bodentemperatur, die Bodenfeuchte und die mikrobielle Aktivität berechnet. Dazu wurde das Modell in die fünf Modulen Bodenklima, Waldwachstum, Mineralisation, Nitrifikation und Denitrifikation unterteilt (Abb. 1).

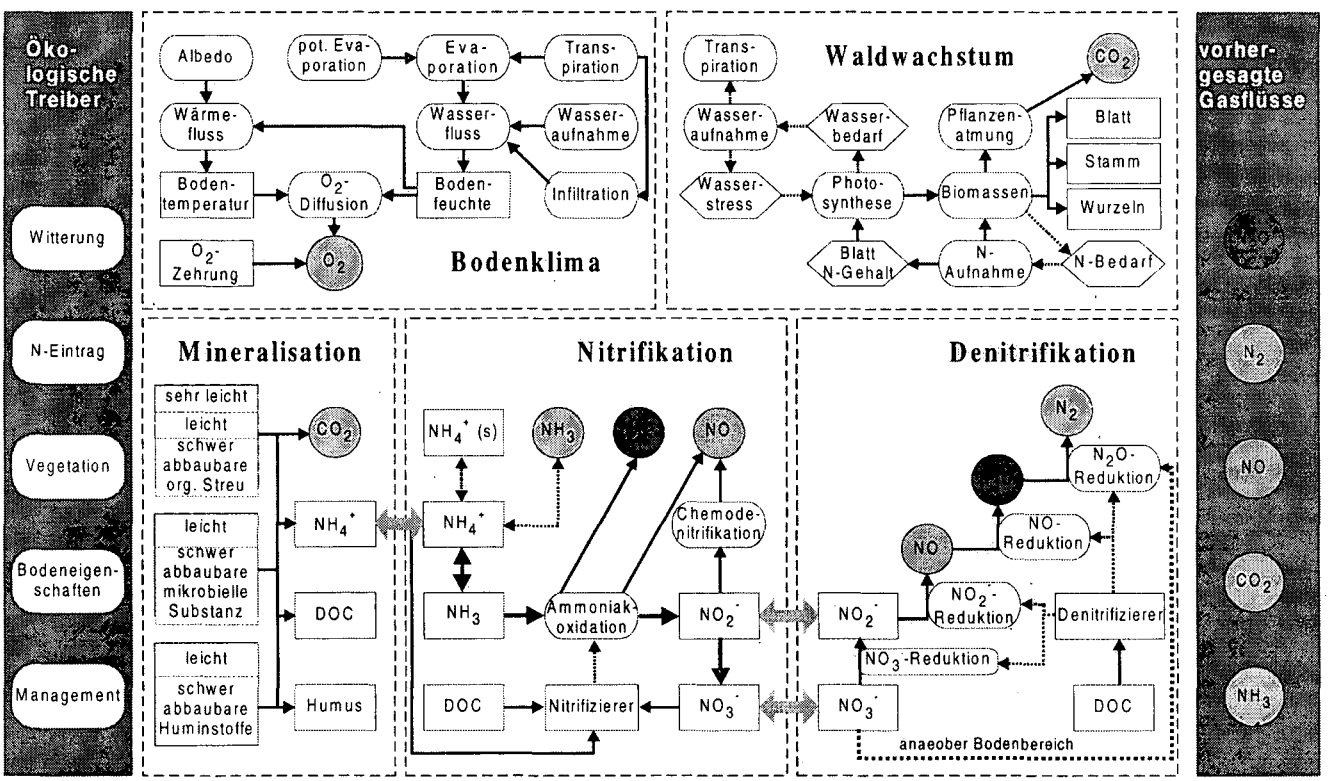


Abb. 1 : Schematische Darstellung des Modells PnET-N-DNDC. Es bestehet aus den fünf Einzelmodulen Bodenklima, Waldwachstum, Mineralisation, Nitrifikation und Denitrifikation. (- - ->) Informationsfluß, (——›) Stoff– bzw. Energiefluß. Der Datenaustausch zwischen den Modulen wird durch die breiten Pfeile verdeutlicht.

Modellergebnisse

Zur Validierung des Modells wurden die Simulationsergebnisse von zehn verschiedenen temperaten Waldstandorten mit den dort vorgenommenen Freilandmessungen des NO und N_2O-Flusses verglichen, wobei zum Teil mehrjährige Messungen zur Verfügung standen.

[1]Fraunhofer Institut für Atmosphärische Umweltforschung, Kreuzeckbahnstr. 19, 82467 Garmisch-Partenkirchen

[2]aktuell: Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian Albrechts Universität Kiel, Olshausenstr. 40, 24118 Kiel

Beispielhaft ist in Abb. 2 der Vergleich zwischen den auf der Fichtenfläche des Höglwald gemessenen und den mit PnET-N-DNDC simulierten N-Gasflüsse dargestellt. Das Jahr 1996 weißt zu Beginn eine für diesen Breitengrad sehr lange Frostperiode auf in der die Höchsten N_2O-Flüsse des gesamten Jahres gemessen wurden. Durch die Simulation der Auswirkungen von Bodenfrost auf den Sauerstofftransport, die Stoffkonzentration in der flüssigen Bodenphase und die mikrobielle Biomasse kann die erhöhte N-Spurengasproduktion während Frostperioden und der sich anschließenden Auftauphase von dem Modell beschrieben werden.

Die zur Validierung verwendeten Standorte wiesen durchschnittliche N_2O-Jahresflüsse zwischen 0,01 kg N ha^{-1} a^{-1} (Harvard Forest, USA) und 4,9 kg N ha^{-1} a^{-1} (Schottenwald, Österreich) auf (Abb. 3) und deckten somit den weiten Schwankungsbereich der N_2O-Emissionen aus temperaten Wälder [Papen und Butterbach-Bahl, 1999] ab.

Die Untersuchung zeigt, daß das Modell PnET-N-DNDC durch die standortspezifischen Eingabeparameter die N-Spurengasflüsse der einzelnen Waldböden sehr gut vorhersagen kann (Abb. 3). Insgesamt konnte das Modell 72% der Varianz in den NO-Jahresemissionen sowie 86% der standörtlichen Unterschiede in den N_2O-Emissionen der Standorte erklären.

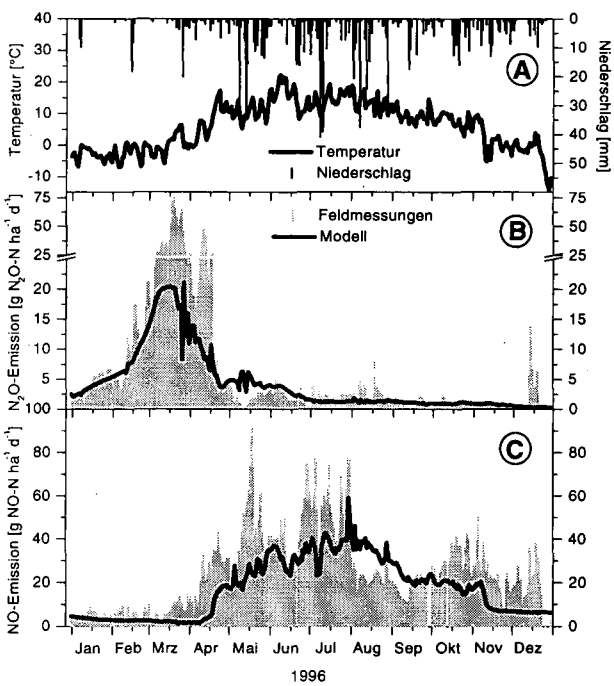


Abb. 2: A: Verlauf von Lufttemperatur und Niederschlag im Jahr 1996 am Standort Höglwald, Deutschland (BUTTERBACH-BAHL, unveröffentlicht). **B:** Vergleich der gemessenen (▯) [PAPEN und BUTTERBACH-BAHL, 1999] mit der von PnET-N-DNDC simulierten N_2O-Emission (▬) der Fichtenfläche in täglicher Auflösung. **C:** Vergleich der gemessenen (▯) [GASCHE und PAPEN, 1999] mit der von PnET-N-DNDC simulierten NO-Emission (▬).

Fazit

Durch starke räumliche und zeitliche Schwankungen der N-Spurengasflüsse aus Waldböden ist die Abschätzung der globalen Quellstärken von temperaten Waldböden mit großen Unsicherheiten behaftet. Der Einsatz von prozeßorientierten Modellen, wie z.B. PnET-N-DNDC kann dazu beitragen, zuverlässigere Aussagen über die

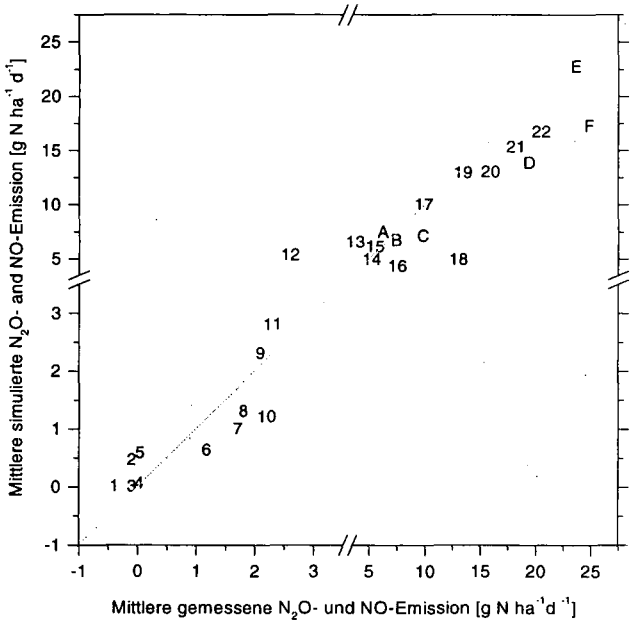


Abb. 3: Vergleich der aus Freilandmessungen ermittelten und der mit PnET-N-DNDC berechneten mittleren Tagesemissionen von N_2O und NO.
(1) Villingen, Fichte, Schwarzwald, 1995, (2) Villingen, Fichte, Schwarzwald, 1995, N-gedüngt, (3) Villingen, Fichte, Schwarzwald, 1994, (4) Hubertusstock, Kiefer, Nordostdeutsches Tiefland, 1997, (5) Harvard Forest, Mischwald, USA, 1989, (6) Villingen, Fichte, Schwarzwald, 1994, N-gedüngt, (7) Wildbahn, Kiefer, Nordostdeutsches Tiefland, 1997, (8 und D) Höglwald, Fichte, Tertiäres Hügelland, 1997, (9 und E) Höglwald, Fichte, Tertiäres Hügelland, 1995, (10) Hubertusstock, Kiefer, Nordostdeutsches Tiefland, 1996, (11) Kopenhagen, Fichte, Dänemark, 1992, (12) Solling, Buche, Niedersachsen, 1991, (13) Klausen-Leopoldsdorf, Buche, Österreich, 1997, (14) Klausen-Leopoldsdorf, Buche, Österreich, 1996, (15 und C) Höglwald, Buche, Tertiäres Hügelland, 1997, (16 und F) Höglwald, Fichte, Tertiäres Hügelland, 1996, (17 und A) Höglwald, Buche, Tertiäres Hügelland, 1995, (18) Wildbahn, Kiefer, Nordostdeutsches Tiefland, 1996, (19) Schottenwald, Buche, Österreich, 1997, (20) Schottenwald, Buche, Österreich, 1996, (21 und B) Höglwald, Buche, Tertiäres Hügelland, 1996, (22) Solling, Lichtung, Niedersachsen, 1991. Ziffern stehen für N_2O, Buchstaben für NO. Aus Stange 2001.

Höhe der N-Spurengasemission aus temperaten Wälder zu erhalten (Butterbach-Bahl et al.,2001). Das Modell PnET-N-DNDC kann dazu genutzt werden, geeignete Strategien zu einer Verminderung der Emission von klimarelevanten Spurengasen aus temperaten Wäldern zu entwickeln.

Literatur

Aber J D, and C A Federer, 1992, A generalized, lumped-parameter model of photosynthesis, evaporation and net primary production in temperate and boreal forest ecosystems, *Oecologia, 92*, 463-474.

Butterbach-Bahl K, F Stange, H Papen and C Li, 2001, Regional inventory of nitric oxide and nitrous oxide emission for forest soils of Southeast Germany using the biogeochemical model PnET-N-DNDC, J. Geophys. Res., im Druck.

Gasche R, and H Papen, 1999, Three years continuous record of N-trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany, II. NO and NO_2 fluxes, *J. Geophys. Res., 104*, 18505-18520.

Li C, S Frolking, and T A Frolking, 1992, A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity, *J. Geophys. Res., 97*, 9759-9776.

Li C, J Aber, F Stange, K Butterbach-Bahl and H Papen, 2000, A process oriented model of N_2O and NO emissions from forest soils: 1, Model development, *J. Geophys. Res., 105*, 4369-4384.

Papen H and K Butterbach-Bahl, 1999, Three years continuous record of N-trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany, 1. N_2O emissions, *J. Geophys. Res, 104*, 18487-18503.

Stange C F, 2001, Entwicklung und Anwendung eines prozeßorientierten Modells zur Beschreibung der N_2O und NO-Emissionen aus Böden temperater Wälder. Schriftenreihe des Fraunhofer Institut für atmosphärische Umweltforschung, 69, Shaker Verlag

Ernährungsstörungen von Forstpflanzen auf rekultivierten Braunkohlekippen in der Lausitz

von
Björn Strohbach* und Winfried Riek**

Einleitung

Von den rekultivierten Kippen im Lausitzer Braunkohlenrevier wurden bisher ca. 17.500 ha als forstliche Nutzflächen ausgewiesen und aufgeforstet (Stand 1997). Bei jährlichen Kontrollen der Forstkulturen werden auf vielen Flächen gelbgrüne bis gelbe Verfärbungen der Assimilationsorgane der Gehölze festgestellt. Häufig sind geringe Zuwächse sowie eine erhöhte Mortalität der Gehölze zu verzeichnen. Wesentliche Ursachen hierfür sind die chemischen Eigenschaften der Kippsubstrate sowie Fremdstoffeinträge in Form von Flugaschen, Stäuben und Kondenswasserniederschlägen aus den Braunkohlekraftwerken, die zu Elementungleichgewichten in den Nadeln und Blättern der Forstgehölze führen.

Heinsdorf (1999) konnte ausgehend von zahlreichen Düngeversuchen substrat- und baumartenspezifische Empfehlungen zur Behandlung der klassischen Nährstoffmangelerscheinungen ableiten. Diese Kippen zeichnen sich durch großflächig weitgehend homogene Substrateigenschaften aus.
Die heutigen Kippsubstrate der Kippen Welzow-Süd, Jänschwalde, Reichwalde, Meuro, Seese-Ost und Nochten stellen meist ein Gemenge aus nährstoffreicheren quartären und nährstoffarmen tertiären Ablagerungen dar. Es ist eine ausgesprochen kleinflächige Heterogenität der Substrate (Wechsel von Sanden und Tonen auf kleinsten Raum) vorhanden. Im vorliegenden Beitrag sollen die Ursachen von Vitalitätseinbußen der Gehölze auf diesen Standorten untersucht werden.

Methodik

In neu angelegten Kippenaufforstungen werden seit 1998 boden- und ernährungskundliche Untersuchungen durch die Landesforstanstalt Eberswalde durchgeführt. Für den vorliegenden Beitrag standen 190 Datensätze ernährungskundlicher Untersuchungen der Baumarten Gemeine Kiefer, Schwarzkiefer, Eiche, Roteiche, Ahorn und Linde bereit. Die Datenbank enthält folgende Kennwerte: Kippsubstrat, geologische Herkunft, bodenchemische und -physikalische Daten (pH-Werte, austauschbare Kationen und Gesamtgehalte, C/N, Körnung, Lagerungsdichte), Baumart, Baumalter, Nadel- bzw. Blattspiegelwerte (Haupt- und Spurenelemente), Verfärbungen der Blätter oder Nadeln.

* Landesforstanstalt Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, D-16225 Eberswalde
** Landesforstanstalt und Fachhochschule Eberswalde

Ergebnisse

Charakterisierung der Bodeneigenschaften von Schadflächen

Die Heterogenität der Substrate wird am Beispiel der Kippe Welzow-Süd verdeutlicht. Auf dieser Kippe lagern kleinflächig wechselnd Reinsande und Lehmsande (nährstoffarm), kalkführende Lehmsande (mäßig nährstoffhaltig), Kalknormallehme (nährstoffreich) sowie kohle- und kalkführende Reinsande (nährstoffarm). Die Variabilität der bodenchemischen Eigenschaften spiegelt die große Heterogenität dieser Substrate wider (Tab.1). Beispielsweise variieren die pH-Werte in einem breiten Spektrum zwischen pH 3.3 und pH 8.3, wobei ein Häufigkeitsmaximum bei pH 7.3 zu verzeichnen ist. Diese Spanne ergibt sich infolge der Aufkalkung im Rahmen der Grundmelioration, bei der aus technologischen Gründen die bestehende kleinräumige Substratheterogenität nicht berücksichtigt werden kann.

Tabelle 1: Statistische Kennwerte ausgewählter Bodenparameter (0 – 10 cm Bodentiefe)

	Anzahl	Mittel	Minimum	Maximum
K (µg/g)	30	54,02	9,42	194,10
Ca (µg/g)	30	2142,30	202,90	4243,0
Mg (µg/g)	30	69,09	25,75	305,50
P (µg/g)	30	2,64	0,25	11,37
S (µg/g)	30	53,35	3,06	330,60
C/N	30	38,03	20,00	68,18
pH	190	6,10	3,30	8,30

Charakterisierung der Ernährung der Gehölze

Die Nährstoffaufnahme der Gehölze ist artenspezifisch und standortsabhängig. Zwischen dem C/N-Verhältnis der Böden und den N-Gehalten der Kiefernnadeln ist eine deutliche Beziehung erkennbar. Bei hohem Kohleanteil und damit weitem C/N-Verhältnis wird die Stickstoffaufnahme gehemmt. Die betroffenen Gehölze zeigen eine schmutzig gelbe Verfärbung der Blätter und nur ein geringes Längenwachstum.

Eine baumartenspezifische Reaktion ist besonders bei der Calciumaufnahme zu erkennen (Abb. 1). Während die Laubhölzer einen ausgesprochenen „Luxuskonsum" aufweisen, zeigen Kiefer und Schwarzkiefer trotz erhöhten Angebotes nur eine bedarfsgerechte Aufnahme. Die hohen Calciumgehalte in den Assimilationsorganen der Gehölze sind das Ergebnis der Aufkalkung der Kippsubstrate. Im Extremfall führte die erhöhte Calciumaufnahme auf einer Mergelkippe (Kippe Welzow-Süd) bei Kiefern zu sogenannten „Kalkchlorosen" durch Eisenmangel. Die Aufkalkung ist auch die Ursache für den ausgesprochenen Manganmangel in den Nadeln und Blättern der Gehölze

(Abb.1). Eine ausreichende Manganernährung ist zwischen 400 µg/g TM (Kiefer) und 844 µg/g TM (Eiche) gegeben. Die Mittelwerte der untersuchten Blatt- und Nadelproben liegen hingegen bei 100 bzw. 120 µg/g TM. Viele der untersuchten Gehölze reagieren mit gelblich-weißen Verfärbungen der Assimilationsorgane.

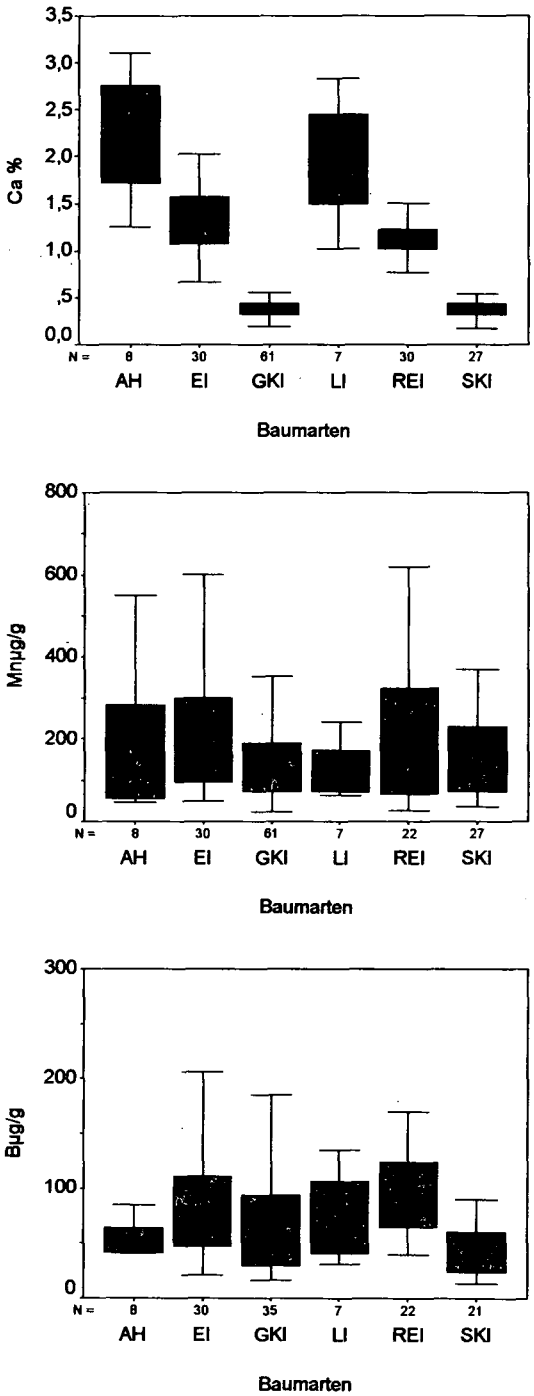


Abb.1: Box-plots der Calzium-, Mangan- und Borernährung unterschiedlicher Baumarten auf Kippstandorten

Bisher wenig beachtet wurde die Bor- und Molybdänernährung der Gehölze. Es sind vorwiegend stark erhöhte Gehalte dieser Elemente zu verzeichnen (Abb.1), die auf Fremdstoffeinträge (Flugaschen) bzw. verkippte Braunkohleaschen zurückzuführen sind. Auf Standorten mit stark erhöhten Borgehalten sind Schädigungen der Gehölze durch gold-gelbe Verfärbungen der Assimilationsorgane sowie eine erhöhte Mortalität zu verzeichnen.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die aktuellen Kippen der Lausitz zeichnen sich durch eine große Vielfalt an unterschiedlichen Substrattypen auf kleinem Raum und eine entsprechend hohe Standortsheterogenität aus. Der Nährstoffhaushalt von untersuchten Schadflächen wird darüber hinaus maßgeblich von den durchgeführten Meliorationsmaßnahmen bestimmt und weist aufgrund von Uneinheitlichkeiten bei der Düngerausbringung kleinräumige Unterschiede auf. Der Ernährungszustand der Bäume ist räumlich sehr uneinheitlich: Mangel- und „Luxuskonsum" sowie Nährstoffdisharmonien treten z.T. unmittelbar benachbart auf. Als häufige Ursachen von Vitalitätseinbußen werden neben Stickstoffmangel vor allem Mangan- und Eisenmangel in hoch aufgekalkten Bereichen sowie toxisch wirkende Bor- und Molybdängehalte infolge von Ascheeinträgen festgestellt.

Der Rolle von Spurenelementen für die Baumernährung sollte in Zukunft größere Aufmerksamkeit geschenkt werden. Um die Erfahrungslücke bzgl. Manganmangel bzw. Bor- und Molybdänüberschuss zu schließen, sollte die Düngewirkung dieser Elemente im Feldversuch eingehend untersucht werden.

Inwiefern Trockenstress für die Vitalitätseinbußen von Bedeutung ist, muss in zukünftigen Untersuchungen überprüft werden. In diesem Zusammenhang wird auf beobachtete Verdichtungserscheinungen tonreicher Bodenhorizonte hingewiesen, die eine gravierende Einschränkung des Wurzelraumes und damit des verfügbaren Bodenwasservorrates mit sich bringen. Die Analyse von Synergismen, die sich aus Nährstoffdisharmonien und Wassermangel ergeben, erfordern einen multivariaten Auswertungsansatz. Als Eingangsgrößen hierfür sind Geländemesswerte zur Charakterisierung des Wasserhaushaltes sowie pflanzenphysiologische und wachstumskundliche Parameter notwendig.

Literatur

Heinsdorf, D. (1999): Düngung von Forstkulturen auf Lausitzer Kippen. Antworten der Wissenschaft auf Fragen der Praxis, Lausitzer Braunkohle Aktiengesellschaft, 54 S.

Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Auenböden der Saale - Elbe - Mündung

Swaton T.[1], Rinklebe J.[2], Tanneberg H.[1], Jahn R.[1], Weller M.[3] und String P.[3]

Problemstellung und Ziel

Jüngere Untersuchungen an der Elbe haben gezeigt, dass die Auenböden im Überflutungsbereich der Elbe hoch mit Schwermetallen (SM) belastet sind (Popp et al., 1997; Rinklebe et al., 1999, 2000a). Die Auenböden wurden durch jahrzehntelange Einleitungen von Abwässern zur Schadstoffsenke. Die Gefährdungen der Umwelt nehmen mit steigender Eintragsmenge zu, da erhöhte SM-Konzentrationen auch erhöhte lösliche Gehalte induzieren (Swaton, 2001).

Die Kenntnis über die Mobilität und Bindungsformen von SM in Auenböden sind bisher nur unzureichend. Mit Hilfe der sequentiellen Extraktion nach Zeien und Brümmer (1991) lassen sich die Bindungsformen der SM in Böden ermitteln. Dadurch wird es möglich die Freisetzung von SM abzuschätzen.

Ziel war es, die Verteilung von SM an Stoffgruppen innerhalb gesamter Bodenprofile von Auenböden aufzuzeigen und eine Gefährdungsabschätzung hinsichtlich deren Mobilität vorzunehmen.

Untersuchungsobjekte und Standort

Es wurde eine Vega aus Auenlehm, eine Vega aus Auensand, ein Humusgley aus Auenlehm, ein Auengley aus Auenton sowie eine Tschernitza aus Auenschluff untersucht. Die Auenböden, die sich auf einer Boden-Dauerbeobachtungsfläche des Geologischen Landesamtes Sachsen-Anhalt befinden, repräsentieren die heterogenen Substrat- und Reliefverhältnisse des Gebietes, welches zuvor durch eine bodenkundliche Kartierung erkundet war. Das Gebiet gliedert sich in mehrere Reliefeinheiten, die wiederum von Rinnen und Auskolkungen durchschnitten sind.

Geographische Lage: Das Untersuchungsgebiet liegt im ostwestgerichteten Flussabschnitt der Mittleren Elbe ca. 60 km nach der Mündung der Mulde und kurz vor der Mündung der Saale in die Elbe, zwischen den Stromkilometern 190 und 191.

Geologie: Etwa 39 m unter Geländeoberfläche steht ein oligozäner Rupelton an. Glazifluviatile Schmelzwassersande der Saalekaltzeit sowie glazifluviatile und fluviatile Sande und Kiese der Weichselkaltzeit und des Holozäns unterlagern die flächenhaft ausgebildete Auenlehmdecke.

Böden: Im Gebiet dominieren Vegen aus Auenlehmen über (tiefen) Auensanden. Die Flutrinnen, die das Gelände durchziehen, werden von Auengleyen und Humusgleyen aus tonigeren Substraten eingenommen.

Vegetation: Ein naturnaher Stieleichen-Ulmen-Hartholzauenwald beherrscht den Standort.

Klima: Das UG ist durch Niederschlagswerte um 500 mm gekennzeichnet und die mittlere Jahresschwankung der Temperatur liegt bei 18,5°C (Monatsmittel Januar 0°C, Juli 18,5°C) (Rinklebe et al., 2000b).

Nutzung: Es handelt sich um ein Naturschutzgebiet, welches als Zone II des Biosphärenservates Mittlere Elbe ausgewiesen ist.

Wasserregime: Periodische Überschwemmungen der Elbe und Saale und bis zu 5 m variierende Grundwasserstände prägen das Wasserregime (Rinklebe et al., 2000).

Methoden

Die Auenböden, nach einer Kartierung ausgewählt, wurden detailliert feldbodenkundlich beschrieben und umfassend laboranalytisch (bodenchemisch und -physikalisch) charakterisiert. Die Mobilität und die Bindungsformen von Zn, Cd, Ni, Cr, Cu und Pb wurden mit der sequentiellen Extraktion nach Zeien und Brümmer (1991) ermittelt. Sie erfolgte an 2 mm gesiebten, luftrockenen Bodenproben. Die Messung der SM-Gehalte erfolgte mittels ICP-OES.

Ergebnisse und Schlußfolgerungen

In den Auenböden wurden hohe Konzentrationen für Zn (bis 1600 mg kg^{-1}), Cd (bis 14 mg kg^{-1}) und Hg (bis 23 mg kg^{-1}) gefunden sowie Anreicherungen für Cu, Pb und Cr. Die hohe Schwermetallbelastung ließ eine Gefahrenabschätzung der sechs SM sinnvoll erscheinen. Die SM waren in den Bodenhorizonten durch fluviatile Schichtungen unterschiedlich stark akkumuliert. Die Schwermetallbelastung ist in tiefergelegenen Bereichen (längere Überflutungsdauer) größer als in höhergelegenen.
Abb. 1 und 2 zeigen die SM-Verteilung von Cd und Cr in einer Vega aus Auenlehm und in einem Humusgley aus Auenlehm (Bodenprofilbeschreibung in Swaton, 2001). Bei pH-Werten zwischen 5 und 6 zeigt die Verteilung von Zn und Cd an den mobilisierbaren Fraktionen eine hohe Nachlieferbarkeit und ökologisches Gefährdungspotential in allen Auenböden an. Demgegenüber haben Cr und Ni eine deutlich geringere Mobilität, da sie vorwiegend in

[1] Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Landwirtschaftl. Fakultät, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14; D-06108 Halle/Saale,
[2] UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung; Halle/Saale
[3] Geologisches Landesamt des Landes Sachsen-Anhalt, Abt. Bodenkunde und Bodenschutz, Halle/Saale

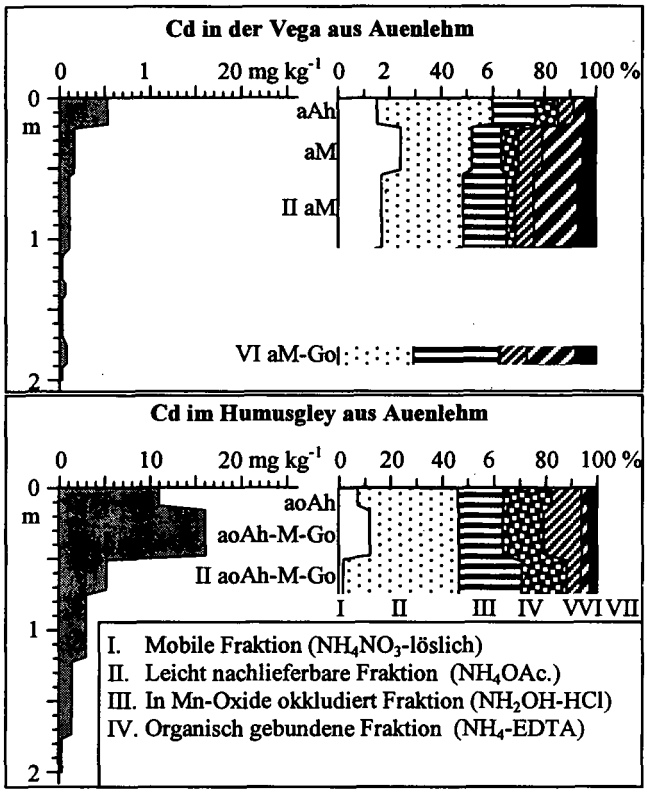


Abb. 1: Bindungsformen von Cd in Vega und Humusgley

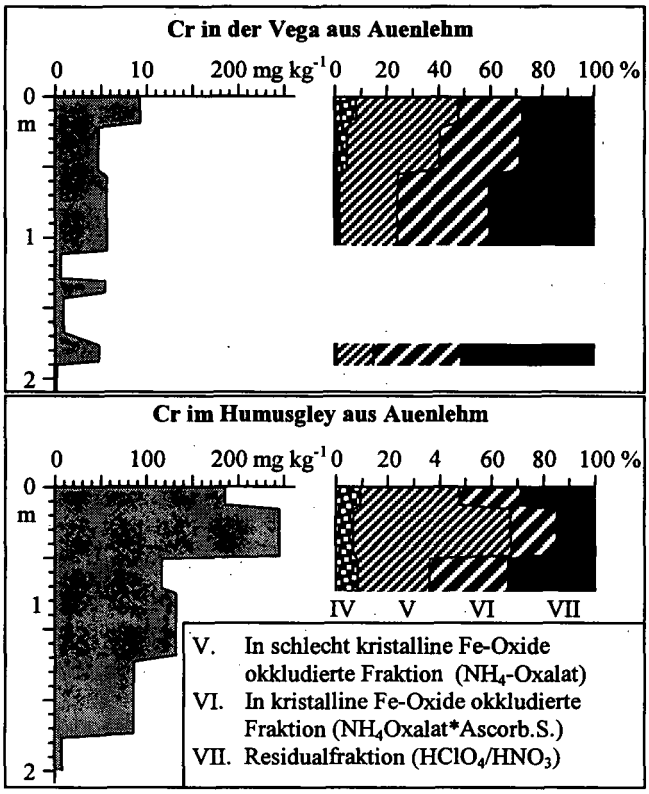


Abb. 2: Bindungsformen von Cr in Vega und Humusgley

den Fe-Oxidfraktionen sowie der Residualfraktion gebunden sind. Die Eisenoxide wirken als harte Lewis-Basen (Alloway, 1999). Sie nehmen bis zu 80% vom Gesamtgehalt an der Bindung von Cr ein. Die organische Bodensubstanz bindet bis zu 80% der Blei- und 60% der Kupfergesamtgehalte.

Die Unterschiede in den Schwermetallbindungsfraktionen sind zwischen den Bodenformen größer als zwischen den Bodenhorizonten. Dies ist auf unterschiedlich hohe Gehalte an schlecht und gut kristallinen Eisenoxiden, Humus sowie Ton und Schluff zurückzuführen.

Hohe Korrelationen errechneten sich für die einzelnen SM-Gehalte in den extrahierten Fraktionen zu der ihnen nach der sequentiellen Extraktion zugeordneten Bindungsform. Die vierte Fraktion, die der organischen Bindungsform zugeordnet wird, wies eine hohe Korrelation zum organischen Kohlenstoffgehalt auf. Die Fraktionen der schlecht und gut kristallinen Eisenoxide zeigten hoch signifikante Zusammenhänge zu den ihnen zugeordneten spezifischen Bindungsformen des oxalat- und diothionitlöslichen Eisens.

Die Extraktionsmittel fraktionieren sehr spezifisch, das Verfahren ist hochwirksam und auch für Auenböden gut anwendbar.

Trotz der hohen Schwermetallgesamtgehalte der Auenböden der Saale - Elbe - Mündung ist eine Gefährdung aktuell nur durch Cd und Zn zu erwarten, da eine hohe Schadstoffpufferkapazität (Kationenaustauschkapazität bis zu 45 $cmol_c kg^{-1}$) der Böden vorliegt.

Literatur:

Alloway Br. J.: Schwermetalle in Böden (1999): Analytik, Konzentration, Wechselwirkungen. 1. Auflage. Berlin: Springer.

Popp P., Feist B., Niehus Br., Peklo G., Thuß U. (1997): Vorkommen und Verteilung von toxisch relevanten organischen Komponenten und Schwermetallen in ausgewählten Untersuchungsgebieten. UFZ-Bericht Nr. 25.

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 Geowissensch., Band 11, S. 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. Tagungsband des Statusseminars Elbe - Ökologie vom 02. bis 05. November 1999 in Berlin. 227-228.

Rinklebe J., Helbach C., Franke F., Neue H-U. (2000b): Großmaßstäbige Bodenformenkarte der Schöneberger Wiesen bei Steckby im Biospärenreservat Mittlere Elbe. Angewandte Landschaftsökologie, Band H 37, Hg.:Bundesamt für Naturschutz, Bonn S. 325 – 328.

Swaton T. (2001): Böden, Schwermetallbelastung und Gefährdungspotential im NSG Biberwerder (Biosphärenreservat Mittlere Elbe). Diplomarbeit, Landwirtschaftliche Fakultät, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, 149 S.

Zeien H., Brümmer, G. W. (1991): Ermittlung der Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Böden mittels sequentieller Extraktionen. Mitt. Dtsch. Bodenkd. Ges., Band 66, S. 439 – 442.

EVOLUTION OF ACIDITY, ORGANIC MATTER CONTENT IN CULTIVATED LEPTIC PODZOLS AND ORTHIC LUVISOLS OF KALUSZYNSKA UPLAND (POLAND) DURING THE PAST 20 YEARS

Introduction

About 29 % of Polish soils is composed of Leptic Podzols (Rusty soils[&&]) and 1/3 of Orthic Luvisols respectively. In some regions of Poland Leptic Podzols cover more than 40 % of arable land. A significant decline in soil quality has occurred in Leptic Podozols (LP) and Orthic Luvisols (OL) due to cultivation during the last over 20 years. The main soil degradation processes observed in polish soils besides of soil erosion is acidification and decreasing of organic carbon content [Szafranek 2000]. Acidification have widespread impact on soil quality. Soil acidification causes an increas of harmful elements, such aluminum, soil impoverishment by leaching base cations, causing a deficiency in nutrient elements, also an increas in sorption or immobilisation of phosphorus [Szafranek 1998, Szafranek, Skłodowski 1998, ,Yuan, Lavkulich 1994]. The organic carbon content of soil is one of the fundamental properties. Scientists are especially interested in soil C reservers and their interaction with atmospheric CO2 becouse of the effect of increasing levels on global atmospheric changes [Wallace 1994]

The objective of the study were to measure the changes taken place in soil physical and chemical properties that has taken place in the soils, especially soil acidification and the evaluation of organic carbon content during the last 20 years of Kałuszyńska Upland region .

2.Materials and methods

In this region the soil cartography was made in the years 1973 – 1974.The main goal for this work was to develop a maps (scale 1 : 5000) especially for agriculture use. For selected soils, samples were taken and analyzed. All data were noted. The sample position was indicate on the map. In 1995 the sampling was undertaken on Orthic Luvisols developed from boulder loams (14 profiles) and Leptic Podzols (10 profiles) developed of sand at the previous sample locations . The samples were taken from upper horizons, subhorizons and from the depth 50 – 70 cm .The upper horizons are represented by composite samples taken from many fields, from the same soil unit. The soil material was air dried and passed through a 1 mm sieve. In all samples particle –size distribution, pH, exchangeable and hydrolytic acidity, exchangeable cations, cation exchange capacity, organic carbon content were determined. Soil pH was determined using a 1: 2.5 soil - water ratio and a 1 : 2.5 1M KCl ratio, total C was determined by the Tiurin method, particle - size distribution was determined by Cassagrande method, exchangeable cations were extracted by 1M NH_4OAc at pH 7.0 and determined by AAS.

SKŁODOWSKI PIOTR , SZAFRANEK ANTONI
Department of Soil Science and Soil Conservation,
Warsaw University of Technology,
Plac Politechniki 1, 00 - 661 Warszawa, Poland
fax (++4822)6251527, (++4822)6213680);
Phone (++4822)6282972, (++4822) 6607142

3.Physico- chemical properties

3.1.Orthic Luvisols

All pedons were classified as Orthic Luvisols (OL) with Ap, Eet and Bt horizons respectivelly. Textures were sandy loam in Ap and Eet horizons and loam in Bt horizons. The content of clay in Ap and subhorizon ranged from 6 to 10 % and 19 - 28% in Bt horizons Orthic Luvisols tested are strongly acid. The acidity decreased with depth. Upper horizons contained more exchangeable aluminum in relation to CEC. The content of organic

Table 1.Some physico - chemical and chemical properties of Orthic Luvisols [$] (1995) .

No	Specification		Genetic horizons		
			Ap	Eet	Bt
1	Number of soil samples		12	8	8
2	Clay content [%]		6,1	9,1	20
3	pH - (1M KCl)		4,09	4,08	4,06
4	Al exch.	cmol(+) / kg]	0,97	1,16	1,50
5	Hydrolytic acidity		3,21	2,10	2,16
6	Sum of bases - S		1,42	1,88	6,17
7	Sorption capacity - CEC		4,63	3,98	8,33
8	Base saturation	[%]	30,8	47,2	74,1
9	C total - [%]		0,96	0,36	0,24

$ – average content , S - sum of exchaneable bases -

carbon is low and ranged from 0.99 % to 1.35 %. The content of exchangeable Ca, Mg and K was low , increased with depth. The base saturation as well CEC corresponded with clay content. The highest CEC and clay content was observed in Bt horizons (tab.1).

3.2.Leptic Podzols

Leptic Podzols (Rusty soils - The Classification System of Polish Soils 1989) tested are strongly acid. The acidity decreased with depth. This soils characterizes itself

Table 2.Some physico - chemical and chemical properties of Leptic Podzols [&&](1995).

No	Specification		Genetic horizons		
			Ap	Eet	Bt
1	Number of soil samples		12	6	6
2	Clay content		3,6	3,5	2,8
3	pH - (1M KCl)		3,98	4,23	4,38
4	Al exch.	[cmol(+)/ kg]	1,35	1,06	0,53
5	Hydrolytic acidity		3,85	1,99	1,27
6	Sum of bases -S		0,68	0,45	0,48
7	Sorption capacity - CEC		4,52	2,43	1,75
8	Base saturation	[%]	15,4	18,3	24,6
9	C total - [%]		0,86	0,22	0,12

$ – average content , S - sum of exchaneable bases

with high exchangeable acidity, in which aluminum plays a decisive part (tab.3). The content of organic carbon in upper horizons amounted 0,86% and decreased four times in subhorizon (Bv). They are developed of sand with 3 - 3.5 % of clay in Ap horizons and 1 - 3. 5 % in Bv and BvC horizons. The content of exchangeable basic cations

is very low, what influance the saturation degree with base cations (tab.2).

4.Evolution of pH and carbon content between 1974 and 1995.

Comparing results from 1995 with the results obtained from the period of soil cartography (1974) we canconclude an average decrease in pHKCl by about 0.5 unit to the level of 4,1 in Orthic Luvisols. In Leptic Podzols the

Tabele 3. Average percent of exchangeable cations in CEC [%](1995).

	Othic Luvisols			Leptic Podzols		
	Ap	Eet	Bt	Ap	Bv	BvC
$H^{+}+Al.^{+++}$	40,9	38,2	19,3	67,1	70,2	52,5
Ca^{2+}	42,6	48,7	64,8	20,3	17,9	33,7
Mg^{2+}	7,4	9,2	11,9	4,3	4,6	6,9
K^{+}	9,1	3,9	4,0	8,2	7,3	6,9

acidification was observed, as well. The difference in evolution of acidity in upper soil layers was about 0.1 unit and more than 0.2 unit in average in subhorizons . It is interesting to note that pH of most acid soils (Leptic Podzols) decreased less , what means that the changes in pH values depend on the beginning pH.

Table 3. Evolution of pH and carbon content between 1974 and 1995.

No	Specification	Orthic Luvisols			Leptic Podzols		
		Horizons	1974	1995	Horizons	1974	1995
			83	8&		16	6&
1	C total [%]	Ap&	1,21	0,96	Ap	1.15	0.84
2	pH - 1M KCl	A p&	4,61	4,09	Ap	4,18	4,08
		Eet	4,77	4,08	Bv	4,51	4,23

& - in Ap horizons double number of soil samples, n – number of soil profiles

Taking into consideration the investigations of Rons [Rons at al.1988] we've decided to study the changes in hydrogen ion concentration of soils and been looking for

Table 4. Correlation and significance between hydrogen ion concentration (from 1M KCl) and molar ratios of exchangeable cations.

Correlations	Orthic Luvisols			Leptic Podzols	
	Ap	Eet	Bt	Ap	Bv, BvC
$H+ - [Ca^{++} : Mg^{++}]$	-0,23	- 0,41	0,044	-0,29	0,41
$H+ - [Mg^{++} : K^{+}]$	- 0,56**	- 0,61*	0,158	-0,37	0,056
$H+ - [Ca^{++} : K^{+}]$	- 0,77**	- 0,16	0,134	-0,46*	- 0,363

* - significant at 95 %, ** - significant at 99 %;

finding the correlation between pH evolution and CEC. A significant correlation was found between hydrogen ion concentration (from pH KCl) and the concentration of exchangeable cations – aluminum, Ca^{++}, Mg^{++} and base saturation especially in Orthic Luvisols . Therefore a change in pH (increase in hydrogen ion concentration) have negative effect on the relations between exchangeable cations (tab.4)

Organic matter is one of the most important factors which improves soil quality .Organic carbon in samples taken for soil cartography was determind only in Ap horizons , so we could compare only evolution of organic carbon content in upper horizons. The organic carbon content decreased in Ap horizons of Orthic Luvisols in average by about 20% and about 25 % in Leptic Podzols respectively. We can suppouse that the main factors effecting OC content were texture, managment practices, especially cropping systems which reterned small amount of residue and conventional tillage. Upper horizons especially in Leptic Podzols are good aerated what can accelarate mineralization of manure applied and residue returned to the soil.

5.Conclusions

We can conclude that evolution of acidity and decrease of organic matter content are the most important factors influancing soil quality of Kałuszynska Upland region.

Soil acidification caused an increas of aluminum, soil impoverishment by leaching base cations especially – calcium and magnezium . Soil pH effected the nutrient exchange capacity and saturations of bases to very low level in upper horizons.

Soil acidification and very low content of organic matter can controll phosphorus availibility and other nutrients, like plant available magnezium .

References

RONSE A., DE TEMMERMAN L., GUNS M., DE BORGER R. 1988 : Evolution of acidity, organic matter content, and CEC in uncultivated soils of North Belgium during the past 25 years. Soil Science. vol.146, No.6: 453 – 459(in polish).

SZAFRANEK A . 1998: Phosphate sorption in relation to extractable iron and aluminum in rusty soils. Soil Science Annual.49, 1/2: 61- 69.

SZAFRANEK A., SKŁODOWSKI P.1998 : Phosphate Sorption in Relation to Extractable Iron and Aluminum in Orthic Luvisols. 16th World Congres of Soil Science. Summaries. Montpellier, France, 127 .

SZAFRANEK A.2000 : Właściwości oraz przydatność rolnicza gleb płowych i rdzawych Wysoczyzny Kałuszyńskiej (Pproperties and agricultural usefulness of lessives soils (Orthic Luvisols) and rusty soils (Leptic Podzols) of the Kałuszyńska Upland).Rozprawy Naukowe i Monografie. Wydawnictwo SGGW 131ss (in polish).

The Classification System of Polish Soils 1989 : Roczn. Glebozn. 40, 3/4 : 1 – 150 (in polish).

WALLACE A.,1994: Soil organic matter is essential to solving soil and environmental problems. Commun. Soil Sc. Plant Anal.,25, 1/2 :15 - 28.

YUAN G. LAVKULICH L.M. 1994: Phosphate sorption in relation to iron and aluminum in Spodosols. Soil Sci. Soc. Am. J. 58: 343 - 346.

Untersuchungen zum Sorptions- und Desorptionsverhalten von Schwermetallen unterschiedlich allophanhaltiger Böden

Hartmut Tanneberg & Reinhold Jahn [1]

1 Einleitung

Andosole besitzen eine hohe Sorptionskapazität für Schwermetalle. Die Metalle können dabei in die Mineralstruktur eingebaut und an der Mineraloberfläche sowie der organischen Substanz gebunden werden. Aus Sorptionsuntersuchungen erhält man wichtige Resultate für die ökologische Bewertung von Böden. Im Rahmen einer Untersuchung innerhalb der COST Action 622 (Soil Resources of European Volcanic Systems) sollte vor allem geprüft werden, ob ein Einfluss des Allophangehaltes von Böden auf die Sorption der Schwermetalle Cd, Pb, Cu, Ni und Cr nachweisbar ist. Weiterhin wurde der Einfluß des pH-Wertes bestimmt.

2 Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an verschiedenen allophanhaltigen Horizonten zweier Andosole (N3, Italien; N6, Azoren) und eines Cambisols (N1, Italien) durchgeführt. Zusätzlich wurde der Ap eines allophanfreien Tschernosems (CH, Bad Lauchstädt) untersucht.

Tab. 1: Profildaten (COST-622 data)

Horizont	Ton %	C_{org} %	CEC $cmol_c/kg$	Fe_d %	Al_o %	Allophan % [1)]	pH KCl
CH Ap	21	2,0	19,3	0,70	0,1	0,0	7,4
N1 Ap	10	2,7	27,3	0,48	0,3	0,7	4,7
N1 Bw2	9	0,7	21,8	0,57	0,3	0,5	5,2
N3 A1	16	6,7	33,5	1,03	2,9	7,7	4,9
N3 AB	14	2,1	20,9	1,33	4,1	13,4	5,4
N3 Bw2	12	0,6	13,5	0,80	3,1	13,2	5,5
N6 Ah	39	19,1	73,7	5,27	6,0	6,4	4,6
N6 2AB	32	11,0	67,0	8,10	9,3	15,1	5,4
N6 2Bw3	29	4,5	59,4	7,46	10,8	25,6	5,7

[1)] kalkuliert mit $Si_o \cdot 7{,}14$

An den Horizonten wurden Versuche zur Sorptionskinetik sowie zur Adsorption und Desorption durchgeführt. Die Versuchsdurchführung orientierte sich an der OECD-Guideline 106. Bei der Sorptionskinetik und der Desorption musste auf Grund von Materialmangel die Versuchsdurchführung variiert werden.

Sorptionskinetik: 2g Boden (auf Trockenmasse bezogen) wurde mit 50 ml 0,01 M $Ca(NO_3)_2$-Lösung, die 300 mg des Metalls im Liter enthielt, versetzt. In Abständen von 10 min bis 4 Tagen wurden 0,5 ml Lösung entnommen und die sorbierte Menge bestimmt.

Adsorption: Das Sorptionsverhalten wurde im Batch-Verfahren (48 Stunden) beim pH-Wert des Bodens sowie an Bodenproben, die auf pH 4 und pH 7 eingestellt waren, untersucht. Die Konzentrationen der Schwermetalle in einer 0,01 M $Ca(NO_3)_2$-Lösung lagen zwischen 1 und 2000 mg / Liter.

Desorption: Die Desorption wurde mit den Proben der höchsten Belegung durchgeführt. Die Proben wurden 10 mal mit 20 ml 0,01 M $Ca(NO_3)_2$- Lösung 24 Stunden geschüttelt.

Messung: Die Messung der Metallkonzentration erfolgte mittels Flammen-AAS bzw. ICP-OES.

3 Ergebnisse und Diskussion

Sorptionskinetik: Aus Abb.1 ist ersichtlich, dass die Sorption schnell erfolgt. Schon nach 30 Minuten. sind bei Cd 75 %, bei Pb 90 %, bei Cu 65 % und bei Ni 75 % der angebotenen Menge sorbiert. Nur beim Cr erfolgt die Sorption wesentlich langsamer.

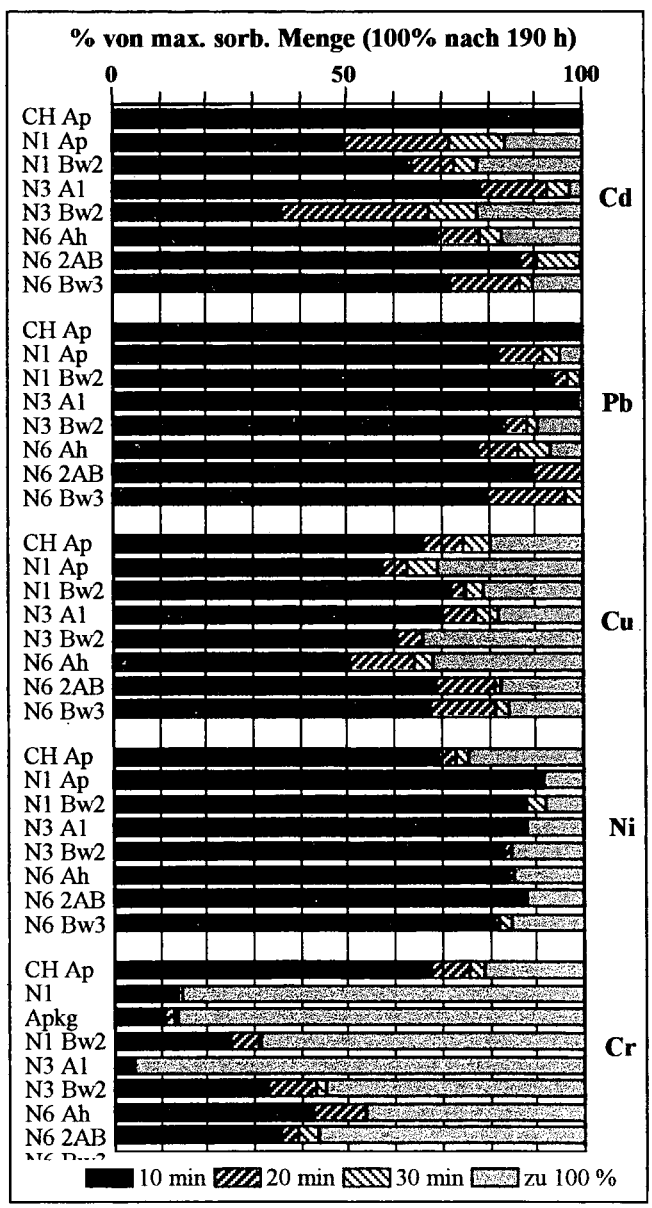


Abb. 1 Adsorbierte Menge nach 10, 20 und 30 Minuten im Vergleich zur max. sorbierten Menge (Boden-pH)

Die **Sorptionskapazität** der einzelnen Bodenhorizonte ist differenziert und auch vom Metall abhängig. Am stärksten sorbiert (bei einem SM-Angebot von 7,5 g je kg Boden und beim aktuellen Boden-pH) jeweils der Ap des Tschernosem, am schwächsten der Unterboden des Andosols N3 (Tab.2). Betrachtet man besonders die Horizonte mit hohem Allophangehalt, so ist hier kein besonderer Einfluss zu erkennen. Der Unterboden mit dem

[1] Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Weidenplan 14, D-06108 Halle (Saale), e-mail: jahn@landw.uni-halle.de

zweithöchsten Allophananteil ist durchweg der Horizont mit der geringsten Sorptionskapazität.

Tab. 2: Reihenfolge der Sorptionskapazität der Horizonte beim Boden-pH
einfach umrahmt: Allophangehalt über 5%,
doppelt umrahmt: Allophangehalt über 10 %

Cd	CHAp>	3/A1	>	6/2AB	>	6/Ah	≈	1/Bw2	>	1/Ap	>	6/2Bw3	>	3/Bw2
Pb	CHAp>	3/A1	≈	1/Ap	≈	6/2Bw3	≈	1/Bw2	>	6/2AB	>	6/Ah	>	3/Bw2
Cu	CHAp>	6/Ah	>	3/A1	>	6/2AB	>	6/2Bw3	>	1/Ap	>	1/Bw2	>	3/Bw2
Ni	CHAp>	3/A1	>	6/2AB	>	6/Ah	>	6/2Bw3	>	1/Bw2	>	1/Ap	>	3/Bw2
Cr	CHAp≈	6/Ah	>	6/2AB	>	3/A1	>	6/2Bw3	>	1/Ap	>	1/Bw2	>	3/Bw2

Adsorption: Die Messwerte der Adsorptionsversuche wurden Freundlich-Isothermen angepasst und daraus die Adsorptionskonstanten K_F berechnet. Im Falle des Cd konnten bis auf eine Ausnahme (N6 2AB) für alle Horizonte und pH-Werte Freundlich-Isothermen erhalten werden. Im Falle des Pb, Cu und Cr ist die Sorption besonders bei pH 7 so stark, dass keine Anpassung vorgenommen werden konnte.
Beim Cd ergab sich keine Korrelation der erhaltenen K_F-Werte mit dem Allophangehalt der Böden. Eine hohe Korrelation wurde hingegen mit dem pH-Wert gefunden. Generell verhalten sich die untersuchten Bodenhorizonte widersprüchlich. In N3 erhöht sich die Sorptionskapazität systematisch mit dem Gehalt an Corg (Abb. 3), während in N1 und N6 zwischen den einzelnen Horizonten keine grundsätzlichen Unterschied bestehen (Abb. 2; N6 nicht alle Horizonte dargestellt).

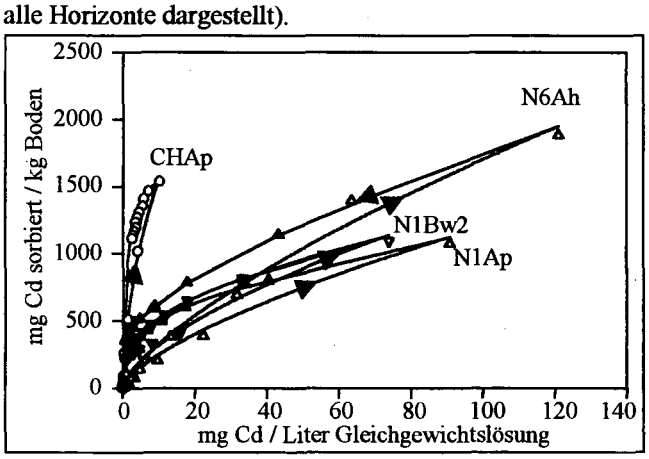


Abb.2: Ad- und Desorptionsisothermen für Cd der Böden CH, N1 und N6

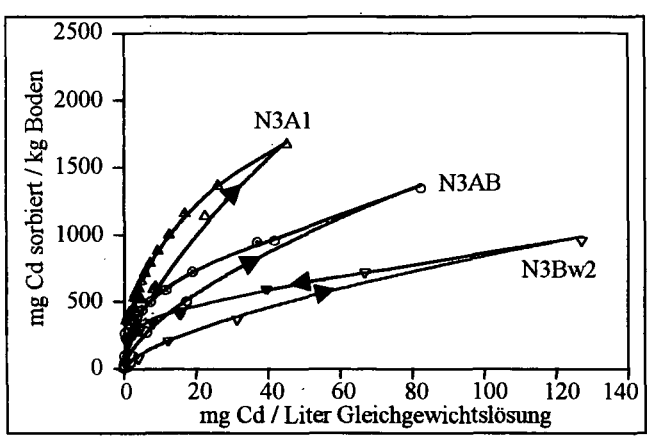


Abb.3: Ad- und Desorptionsisothermen für Cd des Bodens N3

Desorption: Die Freundlich-Isothermen der Desorption liegen bei allen Horizonten und Metallen über denen der Adsorption. Daraus muss geschlussfolgert werden, dass die Sorptionsprozesse nicht voll reversibel sind. Gravierende Unterschiede bestehen zwischen den geprüften Horizonten nicht.
Adsorption bei unterschiedlichem pH: Sehr stark ist, wie aus Abb. 4 zu ersehen ist, der Einfluss des pH-Wertes. Bei pH 7 erfolgt für die Horizonte des Profils 6 eine starke Festlegung, so dass für den N6 2AB-Horizont keine Freundlich-Isotherme erhalten wurde. Beim pH des Bodens unterscheiden sich die Horizonte in ihrer Sorptionskapazität kaum. Am höchsten sind die Konzentrationen des Cadmiums erwartungsgemäss in der Gleichgewichtslösung bei pH 4. Hier steigt die Sorptionskapazität mit dem C_{org}-Gehalt der Horizonte. Der stark allophanhaltige Unterbodenhorizont dieses Andosols steht hinsichtlich der Sorptionskapazität dbei pH 4 deutlich hinter dem Ah-Horizont zurück.

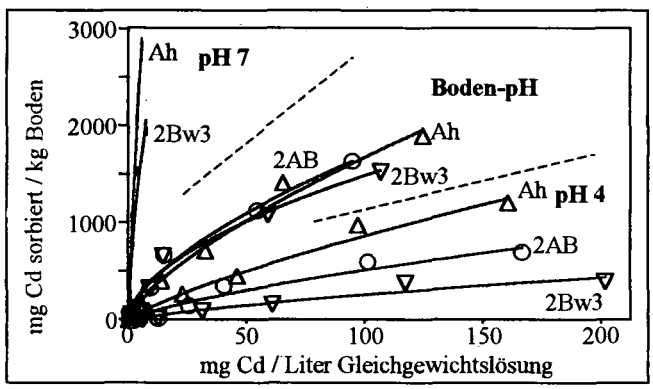


Abb.4: Adsorptionsisothermen für Cd bei unterschiedlichen pH-Einstellungen des Bodens N6

4 Zusammenfassung:

Vulkanböden besitzen eine sehr hohe Sorptionskapazität für Schwermetalle. Besonders stark werden Kupfer, Blei und Chrom sorbiert, wobei die Sorption auch bei Cd und Ni stark vom pH-Wert abhängt. Eine Abhängigkeit des Sorptionsverhaltens vom Allophangehalt der Böden konnte nicht nachgewiesen werden. Die hohe Sorptionskapazität ist vor allem auf hohe Gehalte organischer Substanz zurückzuführen.

5 Literatur

Herms, U. und G. Brümmer (1984): Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde. 147, 400-424

Kukowski, H (1989): Untersuchungen zur Ad- und Desorption ausgewählter Chemikalien in Böden. Dissertation, Universität Kiel

OECD (Organization for Economic Co-Operation and Development) (Ed.) (1981): OECD-Guideline for testing of chemicals 106: Adsorption/Desorption, 1-23

CO2-Emission und C-Umsatz im Boden des ARINUS-Standorts Schluchsee

P. Trüby*

Kohlenstoffhaushalt von Waldböden

Waldökosysteme sind seit einigen Jahrzehnten erhöhten Säure- und Stickstoffeinträgen ausgesetzt, was teilweise zu erheblichen Veränderungen im ökosystemaren Stoffkreislauf geführt hat (ULRICH et al., 1979; MATZNER, 1987). Infolge einer N-Eutrophierung kommt es weithin zu einem allmählichen Wandel der Humusformen zugunsten des Mullhumus (MÜHLHÄUSER, 1980; GERBOTH, 1998). Ein Humusverlust infolge erhöhter Mineralisierung ist dabei nicht auszuschließen. Außerdem wird zur Kompensation der Säureeinträge großflächig gekalkt, was eine Stimulation der biologischen Aktivität erwarten läßt (ALDINGER, 1987; BRUMME & BEESE, 1993). Bewirkt dies neben dem zu erwartenden Humusumbau auch einen Mineralisierungsschub, so könnten beträchtliche C-Verluste auftreten.

Ziel

Das Projekt konzentriert sich auf den C-Haushalt des Bodens. Hauptziel ist die Erstellung einer auf aktuellen Umsätzen basierenden C-Bilanz. Im einzelnen sollen folgende Fragen geklärt werden:

- Wie beeinflußt Kalkung die Bodenrespiration?
- Wie groß ist die CO_2-Emission aus dem Boden am ARINUS-Standort Schluchsee?
- Welcher zeitlichen Dynamik unterliegt die CO_2-Emission?
- Wie beeinflusst die Bodentemperatur die CO_2-Emission?
- Welcher Anteil der gesamten CO_2-Produktion im Boden entfällt auf den Wurzelumsatz und die Wurzelrespiration?
- Wie lautet die C-Bilanz des Bodens?

Material und Methoden

Eine detaillierte Standorts- und Bodenbeschreibung sowie eine Darstellung des gesamten ARINUS-Konzeptes findet sich bei RASPE et al., 1998).

Die für die C-Bilanzierung essentielle CO_2 Emission aus dem Boden wurde mittels Kammertechnik (instationär) über einen Zeitraum von 5 Jahren in 3-Stundenzyklen gemessen.

Zur Abschätzung der Wurzelrespiration wurde ein Experiment durchgeführt, bei dem die Wurzeln im Bereich einzelner Meßkammern gekappt wurden. Der Anteil der Wurzelrespiration wurde aus der Gesamtrespiration und der Respiration des wurzelfreien Bodens errechnet.

* Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Bertoldstr. 17
D-79085 Freiburg Br.

Ergebnisse

Die Kalkung mit 4 t Dolomitgranulat ergab keine Veränderung der Bodenrespiration (Tab. 1). Der Jahresgang der CO_2-Emission war für Kontroll- und Kalkungsfläche weitgehend kongruent. Offensichtlich befindet sich die biologische Aktivität bereits nahe dem Optimum, so daß die Kalkung keine weitere Stimulation bewirken konnte.

Tabelle 1: Mittlere jährliche CO_2-Emission im Zeitraum 1994-1996 (t C/ha.a)

Fläche	1994	1995	1996
Kontrolle (S 1)	6.1	5.0	5.1
Kalkung (S 4)	5.6	5.2	5.1

Der Jahresgang der CO_2-Emission ist für die durchwurzelte und die gekappte Variante anhand von Tagesmittelwerten dargestellt (Abb. 1). Die Jahresgänge sind gekennzeichnet durch temperaturgestimmte Maxima in den Sommermonaten. Die Gesamtemission (S 1/2) ist stets systematisch höher als die des „wurzelfreien" Bodens (S 1/1). Die Emissionsdifferenz variiert zwischen 17% und 55% der Gesamtemission. Die Wurzelkappung bewirkte somit eine systematische Reduktion der Bodenrespiration. Der daraus berechnete Anteil der Wurzelrespiration beträgt im Mittel ca. 30%. der Gesamtrespiration.

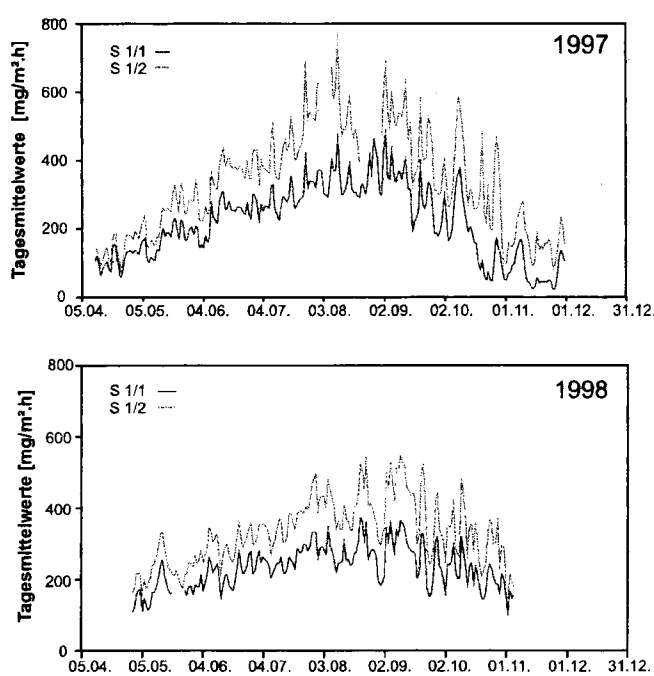


Abbildung 1: Jahresgang der CO_2-Emission auf der durchwurzelten (S 1/1) und der "wurzelfreien" (S1/2) Variante

	1997		1998	
Eintrag				
Streufall Ø 1987-96 (ARMBRUSTER, mdl. Mitt.)	1.5	± 0.4		
Wurzelzuwachs (berechnet nach RASPE, 1992)	0.4	± 0.2*		
Feinwurzelumsatz + Wurzelrespiration berechnet als Δ (S 1/2 - S 1/1)	2.2	± 0.3	1.6	± 0.2
Feinwurzelumsatz (geschätzt nach ELLENBERG et al., 1986; RASPE et al.,1999)	0.8		0.8	
Σ Eintrag	**4.9**	**± 0.5**	**4.3**	**± 0.5**
Austrag				
CO_2-Gesamt-Emission (S 1/2)	6.5	± 0.2	5.8	± 0.2
DOC (ARMBRUSTER, 1998)	<0.1			
HCO_3 (ARMBRUSTER. 1998)	<0.1			
Σ Austrag	**6.5**	**± 0.2**	**5.8**	**± 0.2**
Vorratsänderung	**1.6**	**± 0.6**	**1.5**	**± 0.5**

Die C-Bilanz des Bodens (Tab. 2) enthält alle wesentlichen Umsatzkomponenten. Die Streu trägt mit etwa einem Drittel zum gesamten C-Eintrag in den Boden bei. Die C-Akkumulation durch den Wurzelmassenzuwachs spielt im Vergleich mit den anderen Eintragskomponenten eine geringe Rolle. Die jährlichen Raten wurden als Mittelwert aus der von RASPE (1992) erhobenen Wurzelmasse errechnet. Der C-Eintrag, der durch die Wurzelrespiration und Feinwurzelmineralisierung unmittelbar wieder umgesetzt wird, ist die Haupteintragskomponente. Hinzu kommt der Beitrag durch die Feinwurzelstreu, die durch den laufenden Wurzelumsatz anfällt. Dieser wurde auf der Grundlage von Wurzelerhebungen durch ELLENBERG et al. (1986) und RASPE et al. (1999) auf 0.8 t C / ha·a eingeschätzt.

Die CO_2-Emission ist die maßgebliche Austragskomponente der C-Bilanz des Bodens. Die C-Austräge durch DOC und HCO_3 sind vernachlässigbar gering (ARMBRUSTER, 1998). Der C-Austrag ist für beide Meßjahre deutlich höher als der Eintrag. Die Bilanz des Bodens ist somit negativ, gleichbedeutend mit einem Abbau des Humusvorrates im Boden. Die ermittelten Vorratsänderungen sind > 1 t /ha·a und liegen deutlich außerhalb des Fehlerrahmens.

Ursachen für die negative Bilanz

FEGER (1993) berichtet von einer verstärkten N-Mineralisierung im Unterboden und erklärt dies mit einem Abbau reliktischer Humusvorräte, durch die Umwandlung von Buchen- in Fichtenbestände. Diese führt zu einer Verflachung des Wurzelwerks, wodurch die im Unterboden anfallende Menge an Wurzelstreu stark zurückgeht und die Humusvorräte dort allmählich mineralisiert werden.

Denkbar ist auch, daß die C-Dynamik im Boden maßgeblich von der Bestandesentwicklung und der Wachstumsdynamik bestimmt wird. Die Ernte der Vorbestände im Kahlschlagverfahren hat möglicherweise einen Mineralisierungsschub mit einer entsprechend erhöhten CO_2-Emission ausgelöst. Zudem fehlt der Eintrag durch die Streu vollständig. Die C-Bilanz ist in dieser Phase negativ. Im anschließenden Kulturstadium steigt die Streuproduktion an. Gleichzeitig sinkt die Wärmezufuhr auf den Boden, was eine verringerte biologische Aktivität zur Folge haben dürfte. In dieser Bestandesphase wird Kohlenstoff wahrscheinlich verstärkt akkumuliert. Die späteren Durchforstungen führen anfänglich erneut zu einer verringerten Streuproduktion. Die Wärmezufuhr auf den Boden steigt und die biologische Aktivität wird stimuliert, was eine ausgeglichene oder negative Bilanz zur Folge haben könnte. Die derzeit negative C-Bilanz könnte demnach Folge einer von der Bestandesentwicklung bestimmten natürlichen C-Dynamik sein.

Die N-Versorgung von Waldbeständen des Schwarzwaldes hat sich in den letzten Jahrzehnten erheblich verbessert. FEGER (1993) ermittelte für den Standort Schluchsee einen mittleren N-Eintrag von ca. 12 kg/ha·a und stellte eine N-Sättigung des Ökosystems fest. Gleichzeitig verengen sich die C/N-Verhältnisse ohne daß damit ein N-Verlust einhergeht. Dies ist nur durch einen Verlust an Kohlenstoff zu erklären.

Literatur

ALDINGER, E. (1987): Elementgehalte im Boden und in den Nadeln verschieden stark geschädigter Fichten-Tannen-Bestände im Buntsandstein Schwarzwald. Freiburger Bodenkundl. Abh. **19,** 267 S.

ARMBRUSTER, M. (1998): Zeitliche Dynamik der Wasser- und Elementflüsse in Waldökosystemen. Zeitreihenanalysen, Simulationsmöglichkeiten und Reaktion auf ex-perimentell veränderte Stoffeinträge in den ARINUS Was-sereinzugsgebieten. Freiburger Bodenk. Abh. **38,** 301 S.

BRUMME, R. und BEESE, F. (1993): Effects of Liming and Nitrogen Fertilization on Emissions of CO_2 and N_2O from a Temperate Forest. J. Geophys. Res. **97,** 12851-12858.

ELLENBERG, H., R. MAYER & J.SCHAUERMANN (1986): Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojekts. Ulmer Stuttgart.

FEGER, K.H. (1993): Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldlandschaften. Freiburger Bodenkundl. Abh. **31,** 237 S.

GERBOTH, C. (1998): Änderung von Humusformen im nördlichen Oberschwaben. Freiburger Forstliche Forschung **3,** 163 S.

MÜHLHÄUSER, G. (1980): Die Bodenvegetation als Hilfe zur Standortsansprache in künstlichen Nadelwälder am Beispiel der Standortskartierung im nördlichen Oberschwaben. Forst- und Holzwirt **1,** 6-8.

MATZNER, E. (1987): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Habilitationsschrift Univ.- Göttingen.

RASPE, S. (1992): Biomasse und Mineralstoffgehalte der Wurzeln von Fichtenbeständen (Picea abies Karst.) des Südschwarzwaldes und Veränderungen nach Düngung. Freiburger Bodenkundl. Abh. **29,** 197 S.

RASPE, S., K.H. FEGER & H.W. ZÖTTL (1998): Ökosystemforschung im Schwarzwald. Auswirkungen von atmogenen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern. ECOMED Landsberg 533 S.

ULRICH, B., R. MAYER & P.K. KHANNA (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und Ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schr. Forstl. Fak. d. Univ. Göttingen u. d. Nieders. FVA, 291 S.

Stickstoffmineralisierung unter Exkrementstellen: ^{15}N-Signatur verschiedener N-Fraktionen

Christine Wachendorf[1], Hagen Trott[2] und Friedhelm Taube[2]

Problemstellung

Während der Beweidung von Grünland werden 75 bis 90 % des aufgenommenen Stickstoffs durch das Weidetier wieder ausgeschieden und in den folgenden Aufwüchsen von den Pflanzen zu unterschiedlichen Anteilen aufgenommen. Nach einer Beweidung im Herbst treten, bedingt durch geringe Wachstumsraten der Pfllanzen und hohe Sickerwasserraten räumlich heterogen unterschiedlich hohe Stickstoffverluste auf. Bezogen auf die gesamte Vegetationsperiode besteht ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen der Beweidungsintensität und der Nitratauswaschung unter Dauergrünland (Büchter et al., 2000; Ingwersen et al., 2000). Dementsprechend werden in Gebieten mit spezialisierter Milchviehhaltung und intensiver Grünlandwirtschaft hohe Nitratkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser gemessen.

Ziel der Untersuchung ist es, exkrementbedingte N-Verluste mit dem Sickerwasser nach einer Herbstbeweidung mittels ^{15}N markierten Kot- und Urinflecken zu quantifizieren.

Material und Methoden

Im Oktober 2000 wurden ^{15}N in situ markierter Urin und Kot (1,6 und 2 atom %) entsprechend einer N-Menge von 913 und 1029 kgN ha^{-1} auf Lysimetern (Ø 35 cm; 80 cm tief) und auf benachbarten Kleinparzellen (Bodenart: mSfs; 4% Corg) in je 4facher Wiederholung ausgebracht. Eine Beweidung wurde durch Schnittnutzung der Lysimeter und der Parzellen simuliert. Die Bewirtschaftung erfolgte praxisüblich mit einer Düngung von 200 kg N ha^{-1} und einer 5maligen Nutzung zur Weidereife. Die Bodenlösung wurde wöchentlich gesammelt und photometrisch auf Ammonium, Nitrat und organischen Stickstoff untersucht. Die ^{15}N-Anreicherung der Sickerwässer wurde mittels Mikrodiffusion (Goerges und Dittert, 1999) und anschließender Verbrennung im Elementanalysator mit Kopplung an ein Isotopen-Massenspektrometer (Delta Plus, Finnigan) bestimmt. Die pflanzliche Biomasse (Wurzeln, Stoppeln und erntbare Masse) im Exkrementfleck wurde zu 2 Terminen im Winter und der oberirdische Aufwuchs wurde zur Weidereife während der Vegetationsperiode beprobt und anschließend exkrementbürtige N-Mengen massenspektrometrisch erfasst.

Ergebnisse

4 Monate nach Exkrementausbringung werden 7 % des Urinstickstoffs als Ammonuim und 31 % als Nitrat ausgewaschen. Ein deutlicher Anstieg von Exkrementstickstoff ist in der Nitratfraktion erst 2 Monate nach Ausbringung zu verzeichnen (Abb. 2c). Der

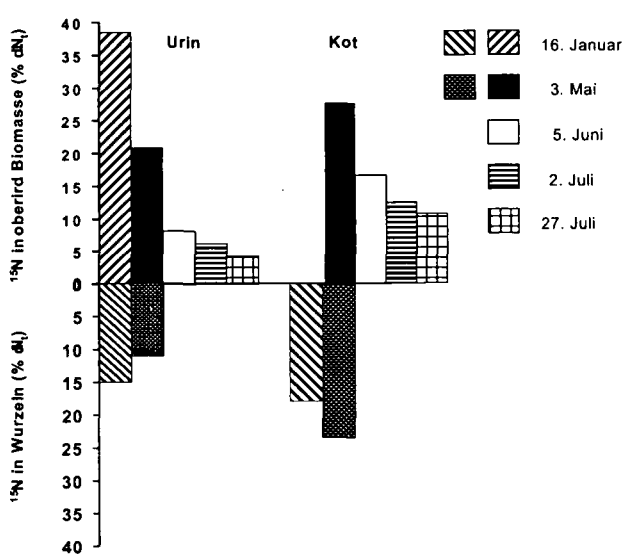


Abb. 1: Anteil des exkrementbürtigen N am Gesamtstickstoff der Pflanze

[1] Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg, Allendeplatz 2, 20146 Hamburg
[2] Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung -Grünland und Futterbau/Ökologischer Landbau Christian-Albrechts-Universität Kiel, 24098 Kiel

Trinkwassergrenzwert für Nitrat von 11,25 mg N l^{-1} wird in den Lysimetersickerwässer auch noch im Mai überschritten (Abb. 2b). Durch die langsame Mineralisierung des Kotstickstoffs ist die Auswaschung von Nitrat unter Kotstellen von geringer Bedeutung.

Die durchschnittliche Wiederfindung des Exkrementstickstoffs in Wurzeln, Stoppeln und Aufwuchs bis zum Beginn der Vegetationsperiode beträgt im Mittel nur 2 %, wobei Wurzeln die höchste Wiederfindungsrate aufweisen. Nach einer simulierten Herbstbeweidung nehmen die Pflanzen unter Urinstellen während des Winters noch 10 kg Exkrement-N ha^{-1} auf, der Stickstoff in der oberirdischen Biomasse der Urinflecken ist somit zu 40% exkrementbürtig (Abb. 1). Zu Vegetationsbeginn werden in Wurzeln im Umkreis von bis zu 15 cm um den Fleck ebenfalls noch 1 % des Exkrementstickstoffs analysiert. Die Ausnutzung von Exkrementstickstoff beträgt 4%.

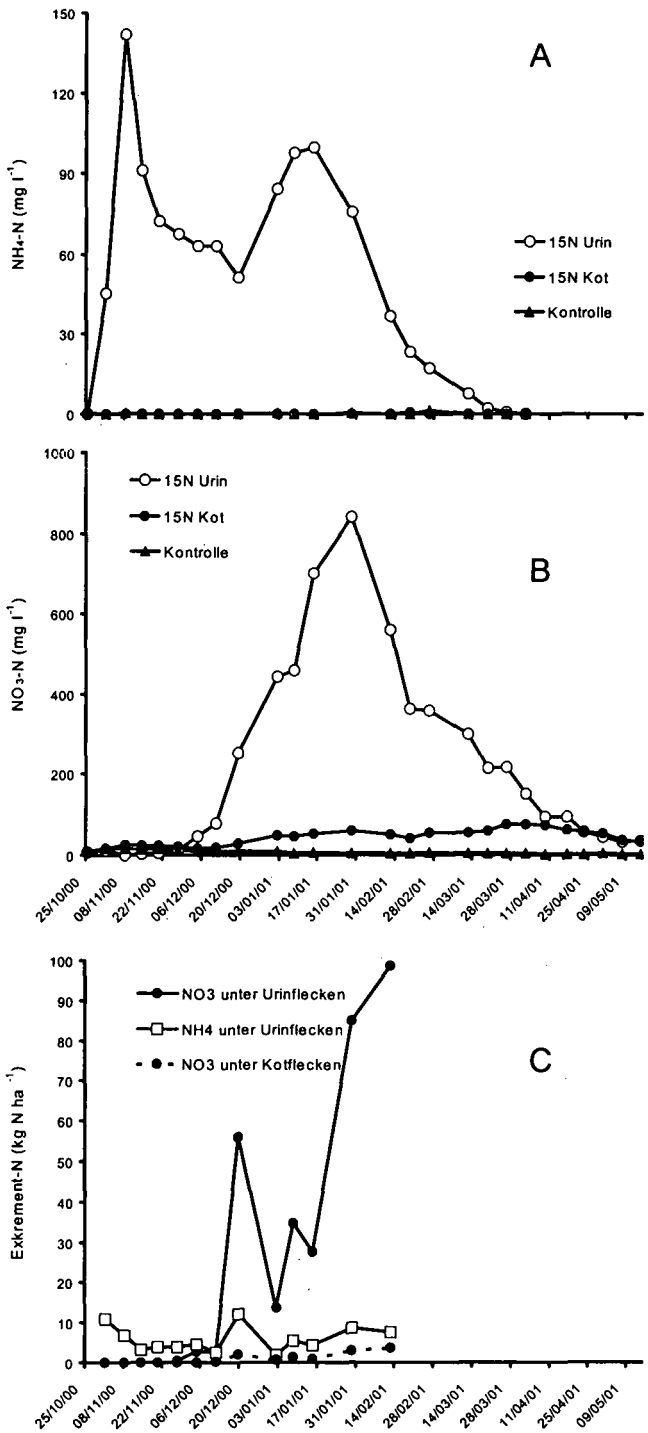


Abb. 2: NH_4- (A) und NO_3-Konzentration (B) sowie ^{15}N-Mengen in den N-Fraktionen (C) des Sickerwassers unter Exkrementstellen

Weitere N-Verluste im Sickerwasser werden über die Analyse der DON-Fraktion ermittelt. Vorläufige Ergebnisse zeigen, dass über 16% der gesamtlöslichen N-Fraktion in Form von DON ausgewaschen wird, wobei die Auswaschung von partikulärem N keine Rolle spielt.

Literatur

Büchter, M., M. Wachendorf, and F. Taube (2000): Nitratauswaschung unter Grünland in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsform und der N-Düngungsintensität. 44. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Futterbau in der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften vom 24. bis 26. August 2000 in Kiel, 2: 197-200.

Goerges, T. und K. Dittert (1998): Improved Technique for ^{15}N:^{14}N Analysis of ammonium and nitrate from aqueous samples by stable isotope spectrometry. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 29, 361-368.

Ingwersen B., M. Wachendorf and F. Taube (2000): Comparison of yield, nutritive value and botanical composition of grazed swards and cut swards used by simulated grazing. Proceedings of the 18th General Meeting of the European Grassland Federation, Aalborg, May 22-25, 452-454.

Dank

Die Fütterung der Versuchstiere und Sammlung der in situ markierten Exkremente wurde dankenswerterweise von Herrn Egbers durchgeführt und von Herrn Dr. Neff der Hessischen Landesversuchsanstalt für Landwirtschaft ermöglicht.

Das Projekt WA 1483/1-1 wird von der DFG gefördert.

Bestimmung von Cr(VI) in Böden: Probleme mit der DIN 19 734

Welp, G., R.-Y. Kim & G.W. Brümmer*

1 Einleitung

Trotz einer mittlerweile recht großen Zahl an Publikationen zum Thema Chrom in Böden wurde aufgrund analytischer Probleme nur in wenigen Fällen eine Differenzierung der verschiedenen Oxidationsstufen des Chroms vorgenommen; in aller Regel wurde und wird das Schwermetall mit Atomabsorptions- oder Atomemissionsspektrometrie analytisch als Gesamt-Cr erfaßt. Da Cr(VI)-Verbindungen im Vergleich zu Cr(III) als 100 - 1000 mal toxischer gelten, ist es für eine Festlegung von Grenzwerten wichtig, die Anteile der jeweiligen Oxidationsstufen zu kennen und nicht - wie bislang üblich - wenig begründete Annahmen zu treffen: In Deutschland wird vom Gesetzgeber üblicherweise bei der Beurteilung von Cr-Belastungen in Böden ein 10%-iger Anteil von Cr(VI) am Cr-Gesamtgehalt zugrundegelegt.

2 Probleme

Gemäß DIN 19 734 werden mobile Cr(VI)-Anteile in Böden (Einwaage: 10 g) mit K_2HPO_4-Lösung (pH 8,0; 0,1 M; 50 ml) unter Zusatz von $Al_2(SO_4)_3$-Lösung (0,37 M; 1 ml) extrahiert, wobei eventuell gelöstes Cr(III) durch $Al(OH)_3$ ausgefällt werden soll. Die Bestimmung des extrahierten Cr(VI) erfolgt kolorimetrisch bei 550 nm nach Reaktion mit Diphenylcarbazid (DPC).

Problem (I): Die Fällung von gelösten Cr(III)-Ionen im K_2HPO_4-Extrakt durch $Al(OH)_3$ ist nicht immer vollständig und sehr zeitaufwendig, da die anschließende Membranfiltration zum Teil mehrere Stunden beansprucht.

Problem (II): Bei Bodenproben mit relativ niedrigen Humusgehalten und pH-Werten im neutralen bis schwach alkalischen Bereich ergeben die kolorimetrische Cr(VI)-Bestimmung sowie eine Gesamt-Cr-Messung mittels Graphitrohr-AAS (GFAAS) übereinstimmende Resultate. Bei schwach bis extrem sauren, humosen bis sehr humusreichen Bodenproben bedingt jedoch die Extraktion bei pH 8,0 eine Solubilisierung von Huminstoffen und dadurch stark gefärbte Lösungen, die eine kolorimetrische Bestimmung beeinträchtigen oder unmöglich machen. Die Cr(VI)-Gehalte liegen häufig um ein Mehrfaches höher als die mittels GFAAS bestimmten Gesamt-Cr-Gehalte (Tab. 1).

Tab. 1: Vergleich der Cr(VI)-Gehalte in verschiedenen Bodenproben nach Extraktion gemäß DIN 19 734 und Cr(VI)-Messung mittels Diphenylcarbazid (DPC) und Gesamt-Cr-Messung mittels Graphitrohr-AAS (GFAAS)

Probe	DPC (mg kg^{-1})	GFAAS (mg kg^{-1})	pH ($CaCl_2$)	Corg (%)
43,1	7,89	1,01	3,6	34,1
53	0,21	0,06	6,4	20,6
44,3	0,72	0,33	4,2	6,54
123,1	0,20	0,14	6,2	2,98
LUA 1	0,18	0,16	7,2	0,08

3 Vorschläge zur Verbesserung der DIN 19 734

Zu Problem (I): In Vorversuchen wurden alternativ zur $Al_2(SO_4)_3$-Lösung verschiedene andere Fällungsmittel in variierenden Dotierungen auf ihre Eignung überprüft. Eine Zugabe von $FeCl_3$-Lösung (0,37 M; 1 ml) in Kombination mit $MgCl_2$ (0,8 g), das als Redoxstabilisator wirkt und ebenfalls eine Huminstoff-Fällung fördert, erwies sich als am günstigsten. In Tab. 2 sind für drei ausgewählte Bodenproben die Ergebnisse der Cr(VI)-Analysen mittels DPC-Methode und der Gesamt-Cr-Bestimmung mittels GFAAS nach Zugabe von $Al_2(SO_4)_3$-Lösung bzw. $FeCl_3$-Lösung aufgeführt. Aus den Daten ist ersichtlich, dass die GFAAS-Analysen bei den Proben 39,4 und 80,1 [jeweils ohne und mit Zugabe von Cr(III) bzw. Cr(VI)] für die geprüften Varianten "$Al_2(SO_4)_3$" und "$FeCl_3$" vergleichbare Ergebnisse liefern. Bei der extrem sauren und humusreichen Bodenprobe 209 ist dagegen die Cr(III)-Fällung durch $FeCl_3$ vollständiger: Die Wiederfindung des zudotierten Cr(III) (500 mg kg^{-1}) sinkt bei den GFAAS-Analysendaten von 2,1 auf 0,34 %. Die z.T. deutlich höheren Werte der DPC-Methode sind - vor allem bei der extrem sauren Probe 209 - aufgrund der oben beschriebenen Probleme nicht plausibel. Der wesentliche Vorteil der Cr(III)-Fällung durch eine $FeCl_3$-Lösung in Kombination mit einer $MgCl_2$-Zugabe liegt vor allem in einer deutlichen Beschleunigung der anschließenden Filtration, die sich auf i.d.R. wenige Minuten verkürzt.

*Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Nußallee 13, D-53115 Bonn; WELP@BODEN.UNI-BONN.DE

Tab. 2: Cr(VI)-Gehalte und -Wiederfindung nach Cr(III)- und Cr(VI)-Aufstockung von drei Bodenproben mit unterschiedlichen Eigenschaften. Vergleich der Standard-DIN-Methode (Fällung mit $Al_2(SO_4)_3$-Lösung; Tabelle oben) mit einer modifizierten DIN-Methode (Fällung mit $FeCl_3$; Tabelle unten). Cr(VI)- bzw. Gesamt-Cr-Bestimmung kolorimetrisch mit Diphenylcarbazid (DPC) bzw. Graphitrohr-AAS (GFAAS)

Probe	Standard-DIN-Methode K_2HPO_4 + $Al_2(SO_4)_3$				pH	C_{org}
	DPC		GFAAS			
	mg kg^{-1}	% *	mg kg^{-1}	% *	$CaCl_2$	%
39,4	0,14		0,02		8,0	4,55
39,4 + Cr(III)**	1,53	0,29	1,61	0,32		
39,4 + Cr(VI)***	8,53	84,8	9,41	93,8		
80,1	0,36		0,19		5,2	3,51
80,1 + Cr(III)**	0,34	0	0,38	0,08		
80,1 + Cr(VI)***	3,29	29,3	6,00	60,0		
209	10,3		1,37		2,7	36,3
209 + Cr (III)**	16,6	1,27	11,9	2,10		
209 + Cr(VI)***	16,7	64,1	2,31	9,41		

Probe	modifizierte DIN-Methode K_2HPO_4 + $FeCl_3$			
	DPC		GFAAS	
	mg kg^{-1}	% *	mg kg^{-1}	% *
39,4	0,05		< 0,01	
39,4 + Cr(III)**	1,69	0,33	1,68	0,34
39,4 + Cr(VI)***	8,65	86,0	8,84	88,3
80,1	0,10		0,02	
80,1 + Cr(III)**	0,09	0	0,18	0,03
80,1 + Cr(VI)***	2,88	27,8	6,58	65,6
209	4,20		0,61	
209 + Cr (III)**	3,47	0	2,33	0,34
209 + Cr (VI)***	3,66	0	1,40	7,85

* : Cr(VI)-Wiederfindungsrate (in % der zudotierten Menge)

** : Cr(III)-Aufstockung mit $CrCl_3$, entsprechend 500 mg kg^{-1}

*** : Cr(VI)-Aufstockung mit $K_2Cr_2O_7$, entsprechend 10 mg kg^{-1}

Zu Problem (II): Da die kolorimetrische Cr(VI)-Analyse in sauren, humusreichen Bodenproben durch die starke Eigenfärbung der Extrakte behindert wird, wurde zunächst versucht, durch Zusätze von flockenden Elektrolyten (z.B. $MgCl_2$, $CaCl_2$ u.a.) oder Aktivkohle färbende Huminstoffe zu fällen. Die verbleibende Hintergrundfärbung blieb bei humusreichen Proben dennoch in einem nicht akzeptablen Rahmen, so dass bei solchen Bodenproben von einem Einsatz der DPC-Messung abzuraten ist.

Die alternative Verwendung der Ionenchromatographie (mit Nachsäulenderivatisierung und UV-Detektion) zur selektiven Bestimmung von Cr(VI) ist möglich; allerdings ist die Ausrüstung in vielen Labors nicht verfügbar.

Die GFAAS-Messung ist ebenfalls sehr verlässlich. Sie erfasst jedoch nur Cr_{gesamt} in der Lösung und differenziert nicht zwischen Cr(III) und Cr(VI). Unter den gewählten Versuchsbedingungen (Cr(III)-Fällung mit $FeCl_3$ bei pH 8) kann aber unterstellt werden, dass in den meisten Böden kein Cr(III) extrahiert wird. Mit der GFAAS gewonnene Daten können deshalb indirekt als Cr(VI)-Gehalte interpretiert werden. Unsicherheiten bezüglich eventueller Cr(III)-Anteile sollten aus pragmatischer Sicht nur dann mittels Ionenchromatographie überprüft werden, wenn der entsprechende Cr-Gehalt in einem kritischen Bereich liegt.

4 Summary: Analysis of Cr(VI) in soils: problems with DIN 19 734

DIN 19 734 (1999) is the first "official" method in Germany for determining Cr(VI) in soils. Mobile Cr(VI) is extracted with K_2HPO_4 at pH 8. $Al_2(SO_4)_3$ is added to precipitate soluble Cr(III). Cr(VI) is measured colorimetrically after reaction with DPC. In acidic humus rich soils the extracts are strongly coloured by dissoved organic matter, so that the absorbance of the Cr-DPC complex cannot be quantified. We propose to use graphite furnace AAS instead; pros and cons are discussed. The use of $FeCl_3$ and $MgCl_2$ instead of $Al_2(SO_4)_3$ gives a better precipitation of soluble Cr(III) and shortens the time for filtrating the extracts drastically.

Danksagung

Die Autoren danken dem Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen für die finanzielle Unterstützung der Arbeit.

Strukturelle und isotopische (^{13}C) Charakterisierung der Lipidfraktionen einer natürlich markierten Schwarzerde I: Evaluierung der Lipid-Extraktions- und Auftrennungsmethoden

Guido L.B. Wiesenberg[1], Michael W.I. Schmidt[1], Lorenz Schwark[2]

Einleitung

Lipide repräsentieren einen komplexen, in einzelne Stoffgruppen auftrennbaren Teil der organischen Bodensubstanz. Es gibt nur wenige Untersuchungen von Bodenlipiden mit modernen strukturellen und isotopischen Methoden (z.B. van Bergen et al., 1997). Nach dem Austausch von isotopisch (^{13}C) leichteren C3-Pflanzen (Roggen, Weizen) durch isotopisch schwerere C4-Pflanzen (Mais) wurde neue, natürlich markierte Biomasse in den Boden eingetragen, mit deren Hilfe Umsatzraten und Verweilzeiten bestimmt werden können (z.B. Lichtfouse et al., 1998, Balesdent, 1996). Pflanzen erzeugen parallel zu koexistierenden Bakterien und Pilzen eine individuelle strukturelle Markierung des Bodens, die zur Identifizierung verwendet werden kann. Wir stellen in dieser Arbeit zunächst einen automatisierten Extraktions- und Separierungsanalysengang für Bodenlipide vor, der als Aufbereitung für spätere strukturelle und isotopische Untersuchungen wie Quellenanalysen und Umsatzraten von Lipiden auf einer molekularen Ebene dienen soll.

Material und Methoden

Die Proben für die Methodenevaluierung stammen von den ackerbaulichen statischen Versuchsflächen „Ewiger Roggenbau" in Halle/Saale und Boigneville (Frankreich). Von beiden Versuchsflächen liegen Bodenproben der Ap-Horizonte sowohl einer Kultivierung mit C3-Pflanzen (Halle: Roggen, Boigneville: Weizen) als auch einer C4-Pflanze (Halle und Boigneville: Mais) vor. Die Probenahme erfolgte in Halle 39 Jahre und in Boigneville 13 Jahre nach der Einführung einer C4-Monokultur auf den vormals mit C3-Pflanzen genutzten Flächen. Außerdem wurde eine schon gut charakterisierte Bodenprobe eines ackerbaulichen Mischkulturstandorts bei Seeben (nahe Halle/Saale) als Referenzprobe verwendet.

Die Bodenproben wurden gefriergetrocknet und die Komponenten >2mm abgesiebt. Die Extraktion der freien Lipide erfolgte mit einer sequentiellen beschleunigten Lösungsmittel-Extraktion (ASE) in zwei Temperaturschritten. Zur Extraktion der gebundenen Lipide wurde eine Teilmenge des Extraktionsrückstands mit methanolischer KOH verseift und das Residuum anschließend mittels ASE wie oben beschrieben extrahiert.

Die Extrakte der freien und der gebundenen Lipide wurden separat mit automatisierten Methoden der Mitteldruck-Flüssigkeitschromatographie (MPLC) zunächst in jeweils sechs Fraktionen unterschiedlicher Polarität aufgeteilt (mittels HMPLC nach Willsch et al., 1997), wobei die neutrale Fraktion in einem weiteren Schritt wiederum in drei Fraktionen aufgesplittet wird (MPLC nach Radke et al., 1980). Beide chromatographischen Methoden finden erstmals in der Bodenlipidanalytik Anwendung. Daraus resultierten insgesamt acht Lipid-Fraktionen, die jeweils nur wenige Stoffgruppen enthalten, von denen hier nur die dominierenden angeführt werden: 1) Aliphaten (*n*-Alkane, Hopane), 2) Aromaten (PAKs, PCBs), 3) niedrigpolare Heterokomponenten (Ketone, Methylester), 4) mittelpolare Komponenten (Alkohole, Sterole), 5) saure Komponenten (*n*-Carboxylsäuren, ungesättigte Fettsäuren), 6) basische Komponenten (Quinone, Flavonoide), 7) hochpolare Biopolymere (Waxester) und 8) Fraktion noch nicht klassifiziert. Diese Fraktionen können anschließend mit verschiedenen gaschromatographischen und spektroskopischen (GC-FID, GC/MS, GC/MS/MS) sowie isotopischen Methoden (GCirmMS) auf molekularer Ebene untersucht werden.

Alle freien Lipide der Bodenproben wurden zu Testzwecken zunächst zweimal im Triplikat und darüber hinaus noch einmal einfach extrahiert und alle 3 Extrakte jeder Probe mit den oben beschriebenen Methoden separiert. Die Extraktion und Auftrennung der gebundenen Lipide erfolgte zweimal pro Probe.

Ergebnisse und Diskussion

Zwischen 310 und 600 mg/kg Trockenboden (Tb) freie Lipide konnten extrahiert werden, wobei die Extraktausbeute probenabhängig ist. Die Variation zwischen den 3 Extrakten der einzelnen Proben liegen deutlich unter 10 %. Eine größere Abweichung von bis zu 45 % ergab sich bei der Extraktion der gebundenen Lipide, bei denen die Extraktausbeute probenabhängig zwischen 680 und 1620 mg/kg Tb betrug. Hauptursachen für die Schwankungen sind wahrscheinlich Inhomogenitäten der Proben, da die Proben zwar gesiebt, nicht aber weiter homogenisiert wurden und sich bei den niedrigen Einwaagen für die Verseifung somit Inhomogenitäten stark bemerkbar machten. Diese Fehler waren auch in den folgenden Arbeitsschritten ausschlaggebend. Eine andere Fehlerquelle ist die gravimetrische Bestimmung der Extraktausbeuten, ebenso wie bei der Auswaage der einzelnen Lipidfraktionen.

Universität zu Köln, Albertus-Magnus-Platz, 50923 Köln.
[1]Geographisches Institut, [2]Geologisches Institut

Der erste Schritt der Extraktauftrennung in sechs unterschiedlich polare Fraktionen lässt nur geringe Variationen sowohl zwischen den Proben, als auch zwischen den Extrakten der einzelnen Proben erkennen. Bei den freien Lipiden dominieren neutrale Komponenten, gefolgt von hoch polaren Komponenten, Säuren, mittelpolaren Verbindungen, der unklassifizierten Fraktion und den Basen. Im Gegensatz dazu liegen bei den gebundenen Lipiden ca. 40-50 % hochpolare Verbindungen vor, gefolgt von kleineren Anteilen an Säuren, neutralen Komponenten, der undefinierten Fraktion, mittelpolaren Verbindungen und Basen. Der Verlust beträgt nur ca. 5-15 % des Extrakts und besteht aus Verbindungen, die sich nicht in reinem Dichlormethan, welches als Injektionslösungsmittel verwendet wird, lösen lassen oder auf den Vorsäulen der MPLC-Einheit zurückgehalten werden. Die Reproduzierbarkeit der Auftrennungsresultate ist mit 79-90 % sehr hoch.

Bei der an die Auftrennung anschließenden GC-FID und GC/MS Analytik konnte eine sehr effiziente Auftrennung festgestellt werden. Es wurden keine Verteilungen einer Substanzklasse in mehrere Fraktionen beobachtet. Somit liegen sehr reine Spektren vor, die nahezu durchgehend basislinien-getreue Peak-Trennungen aufweisen. Typisch für das terrestrische Milieu unter Landpflanzen ist das molekulare Verteilungsmuster: unter den Aliphaten dominieren n-C_{29} und n-C_{31} unter den niedrigpolaren Komponenten das n-C_{27} Keton, bei den mittelpolaren der n-C_{26} Alkohol und bei den Säuren n-C_{24}. Betrachtet man die einzelnen Fraktionen der freien Lipide, hier am Beispiel der aliphatischen Kohlenwasserstoffe, so sind vor allem bei der Quantifizierung der dreifach extrahierten Proben eines Standorts praktisch keinerlei Differenzen zu beobachten. Lediglich im Vergleich zu den einfach extrahierten Proben sind kleinere Unterschiede zu beobachten, welche aber nur wenige Prozent Abweichung ausmachen. Unter den gebundenen Lipiden sind vor allem bei den Proben aus Boigneville und Seeben nur kleine Abweichungen zu beobachten, die aber aufgrund der geringen extrahierten Probenmenge akzeptabel sind. Lediglich bei beiden Proben aus Halle sind größere Abweichungen zwischen dem ersten und dem zweiten Extrakt zu verzeichnen, die auch schon bei großen Abweichungen der Extraktausbeuten aufgrund von Inhomogenitäten aufgefallen sind.

Zusammenfassung

Es ist uns gelungen einen automatisierten Extraktions- und präparativen Auftrennungsgang für Bodenlipide einzuführen. Auf die Extraktion mittels ASE folgte eine Kombination von präparativen Flüssigkeitschromatographischen Auftrennungsmethoden (HMPLC, MPLC). Die resultierenden acht Fraktionen unterschiedlicher Polarität enthalten jeweils nur eine geringe Anzahl an Stoffgruppen. Die gaschromatographische Analyse ergab nahezu ausschließlich basisliniengetrennte Peaks. Aufgrund der großen Reinheit der Stoffgruppen werden Identifizierungen und Quantifizierungen (GC-FID, GC/MS, GC/MS/MS), sowie komponentenspezifische Isotopenmessungen (GCirmMS) deutlich erleichtert und ergeben sehr gute Ergebnisse.

Literatur

Balesdent, J.1996. The significance of organic separates to carbon dynamics and its modeling in some cultivated soils. European Journal of Soil Science 47, 485-493.

Lichtfouse, E., Chenu, C., Baudin, F., Leblond, C., da Silva, M., Behar, F., Derenne, S., Largeau, C., Wehrung, P. & Albrecht, P. 1998. A novel pathway of soil organic matter formation by selective preservation of resistent straight-chain biopolymers: chemical and isotopic evidence. Organic Geochemistry 28, 411-415.

Radke, M.; Willsch, H. & Welte, D.H. 1980. Preparative hydrocarbon group type determination by automated medium pressure liquid chromatography. Analytical Chemistry 52, 406-411.

van Bergen, P.F., Bull, I.D., Poulton, P.R. & Evershed, R.P. 1997. Organic geochemical studies of soils from the Rothamsted Classical Experiments - I. Total lipid extracts, solvent insoluble residues and humic acids from Broadbalk Wilderness. Organic Geochemistry 26, 117-135.

Willsch, H., Clegg, H.; Horsfield, B., Radke, M. & Wilkes, H. 1997. Liquid chromatographic separation of sediment, rock, and coal extracts and crude oil into compound classes. Analytical Chemistry 69, 4203-4209.

Biologische Quellen für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in tropischen Böden

Wolfgang Wilcke, Wulf Amelung & Martin Krauss

1. Einleitung

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), die in Verbrennungsprozessen entstehen, sind ubiquitär verbreitet (Sims & Overcash, 1983). In den gemäßigten Breiten stammt der größte Teil der PAK aus menschlicher Aktivität und wird überwiegend im Boden gespeichert (Jones et al., 1989; Wild & Jones, 1995). In den Tropen sind die PAK-Gehalte im Boden meist niedriger als in den gemäßigten Breiten. Darüber hinaus unterscheiden sich die PAK-Muster deutlich zwischen den Klimazonen. Während in den gemäßigten Breiten die Benzofluoranthene und Fluoranthen quantitativ dominieren, sind es in den Tropen Naphthalin, Phenanthren und Perylen. Letztere Substanzen erreichen in tropischen Böden vergleichbare Gehalte wie in den gemäßigten Breiten (Wilcke, 2000). Die Tatsache, dass das flüchtigste und am leichtesten abbaubare PAK, das Naphthalin (Sims & Overcash, 1983), hohe Gehalte im Boden erreicht, deutet darauf hin, dass es bislang unbekannte, möglicherweise biologische Quellen von Naphthalin gibt, wie es für das Perylen bereits bekannt ist (Wilcke, 2000). Arbeiten von Chen et al. (1999) und Wilcke et al. (2000) haben gezeigt, dass diese Quellen mit der Aktivität von Termiten und Holzpflanzen zusammen hängen könnten, da sowohl Termitennester als auch Holz aus den Tropen hohe Naphthalin- und z.T. auch Phenanthren- und Perylengehalte aufwiesen. Eine Möglichkeit die Herkunft dieser PAK aufzuklären besteht darin, ihre C-Isotopensignatur zu untersuchen, da biologische Prozesse zu einer Diskriminierung von ^{13}C führen und somit das $\delta^{13}C$, das Verhältnis von $^{13}C/^{12}C$ bezogen auf einen Standard, zu negativeren Werten verschoben werden sollte.

Die Ziele unserer Arbeit waren (i) die Erweiterung der Datenbasis zu den PAK-Gehalten in tropischen Böden, Holz und Termitennestern und (ii) die Untersuchung der C-Isotopensignatur von Naphthalin und Perylen als Hinweis auf ihre Genese.

2. Material und Methoden

Wir sammelten 47 Boden- (0-10 cm), 29 Holz- und 49 Termitennestproben von verschiedenen Gattungen aus 8 ökologischen Zonen Brasiliens: Amazonas (Terra firme, Várzea, Igapó), Pantanal, West- und Zentralcerrado, Caatinga und Mata Atlântica. Zusätzlich wurden drei urbane Böden aus Bayreuth beprobt. Die Proben wurden mit beschleunigter Lösemittelextraktion mit Hexan:Aceton 2:1 aufgeschlossen und über Kieselgel-, Al_2O_3- und HR-P-Säulen aufgereinigt (Wilcke et al., 2000). Die Quantifizierung von 20 PAK erfolgte am GC/MS. Zur Bestimmung der $\delta^{13}C$-Werte wurde die Aufreinigung so lange fortgesetzt, bis alle störenden Interferenzen entfernt waren.

Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Die $\delta^{13}C$-Werte von Naphthalin und Perylen wurden am GC/C/IRMS bestimmt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Summengehalte der 20 PAK waren in allen Bodenproben niedrig (4,8-347 µg kg^{-1}) und viel höher in den Holz (47-3894) und Termitennestproben (29-4208). In allen Proben dominierte entweder Naphthalin, Phenanthren oder Perylen. Obwohl die mittleren PAK-Muster der verschiedenen Regionen in den Bodenproben ähnlich waren, variierte die Abundanz der drei Haupt-PAK offenbar in Abhängigkeit von klimatischen Bedingungen. Die innertropischen Regionen und das Pantanal waren überwiegend von Naphthalin dominiert, die Savanne (Cerrado) von Perylen und der Nordosten Brasiliens (Caatinga, Mata Atlântica) von Phenanthren (Abb. 1).

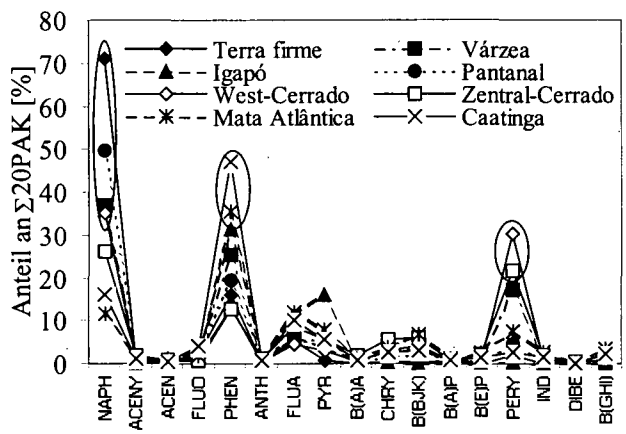


Abb. 1: Mittlere PAK-Profile in Oberböden aus klimatisch unterschiedlichen Regionen Brasiliens. NAPH = Naphthalin, PHEN = Phenanthren, PERY = Perylen.

Die Ähnlichkeit der PAK-Muster in Holz und Termitennestern und im Boden und die höheren Gehalte in den organischen Materialien als im Mineralboden weisen darauf hin, dass erstere PAK-Quellen für die untersuchten Böden sein könnten. Um diese Annahme weiter zu erhärten, haben wir im Perylen-dominierten Cerrado entlang von vier Transekten, die von Nestern der Gattung *Armitermes* ausgingen, die PAK-Gehalte in 0-10 cm Mineralbodentiefe bestimmt. Abbildung 2 zeigt, dass die Perylen-Gehalte, die in den Nestern höher waren als im Boden, mit zunehmender Entfernung vom Nest im Oberboden abnahmen, während die Naphthalin- und Phenanthren-Gehalte, die in den Nestern niedriger waren als im Boden, in der gleichen Richtung zunahmen. Dieses Ergebnis zeigt, dass Material aus dem Termitennest in die umgebenden Böden eingearbeitet wurde, was zu einem Gehaltsanstieg für Perylen führte und zu einer „Verdünnung" für Naphthalin und Phenanthren.

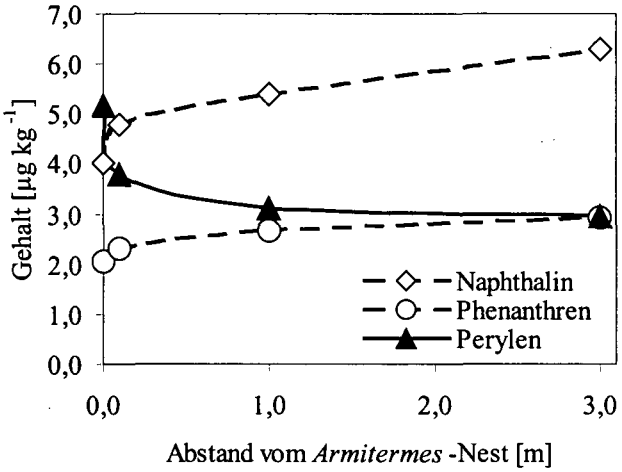


Abb. 2: Mittlerer Zusammenhang zwischen der Entfernung von vier Nestern der Gattung *Armitermes* und den Naphthalin-, Phenanthren- und Perylengehalten in 0-10 cm Bodentiefe im zentralen Cerrado.

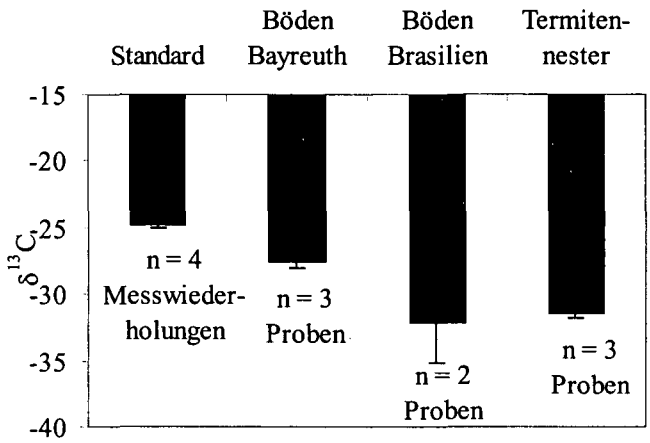


Abb. 3: Mittlere $\delta^{13}C$-Werte von Perylen aus einem Standard aus Mineralöl, aus Bayreuther Stadtböden, aus ausgewählten brasilianischen Böden und aus Termitennestern. Die Fehlerbalken repräsentieren Standardfehler.

Obwohl damit bereits einige deutliche Hinweise auf eine wichtige Rolle von Termiten und Holzpflanzen für die PAK-Gehalte tropischer Böden vorliegen, bleibt die Frage offen, ob diese Substanzen von den Organismen selbst produziert oder z.B. aus Verbrennungsprozessen sowohl der Vegetation als auch fossiler Energieträger angereichert werden. Weiteren Einblick in die Genese der PAK könnten die substanzspezifischen $\delta^{13}C$-Werte liefern. Für das bekanntermaßen zu erheblichen Anteilen biogene Perylen zeigt Abb. 3, dass die $\delta^{13}C$-Signaturen in den Böden der Tropen und in den Termitennestern deutlich negativer sind als in einem Standard aus Mineralöl. Die Ursache hierfür könnte in der fast ausschließlichen Biogenese von Perylen liegen, die zu einer Verschiebung der C-Isotopenverhältnisse zugunsten des ^{12}C führt. Dies wird weiter gestützt von der Tatsache, dass der $\delta^{13}C$-Wert der urbanen Böden Bayreuths zwischen denjenigen im Standard und in den tropischen Mineralböden liegt. Es ist nämlich davon auszugehen, dass im urbanen Raum der gemäßigten Breiten Perylen sowohl biologisch produziert wird als auch über die Verbrennung von fossilen Energieträgern in den Boden gelangt, so dass sich ein Mischsignal aus diesen beiden Komponenten einstellt.

Für Naphthalin unterscheiden sich die $\delta^{13}C$-Werte zwischen allen untersuchten Proben nicht (Abb. 4). Das bedeutet, dass entweder alle Proben Naphthalin aus der gleichen Quelle, nämlich Verbrennung von fossilen Brennstoffen, bezogen haben oder dass eine Biogenese ohne Veränderung der Isotopensignatur stattgefunden hat.

Zur Klärung dieser Frage bedarf es einer ^{14}C-Analyse, da fossiles Material kein ^{14}C enthält während es in biogenem Material und in den Emissionen rezenter Vegetationsbrände vorhanden ist.

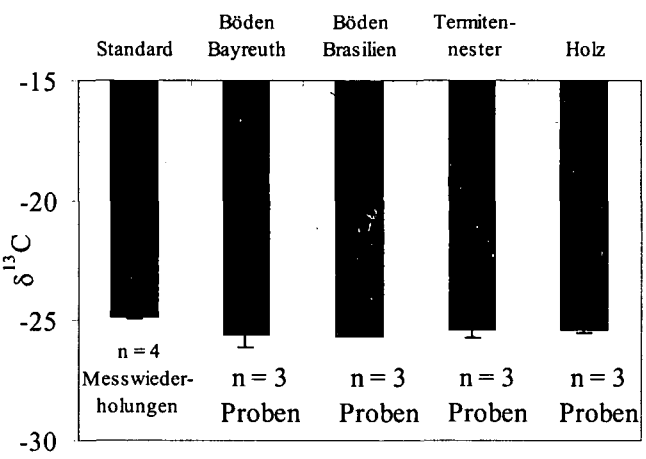


Abb. 4: Mittlere $\delta^{13}C$-Werte von Naphthalin aus einem Standard aus Mineralöl, aus Bayreuther Stadtböden, aus ausgewählten brasilianischen Böden, aus Termitennestern und aus Holzproben. Die Fehlerbalken repräsentieren Standardfehler.

4. Dank

Diese Studie wurde durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft gefördert (Wi 1601/2-1), was wir dankend anerkennen. Wir danken außerdem C. Martius.

5. Literatur

Chen, J., G. Henderson, C.C. Grimm, S.W. Lloyd & R.A. Laine (1998): Nature 392, 558.

Jones, K.C., J.A. Stratford, K.S. Waterhouse, E.T. Furlong, W. Giger, R.A. Hites, Ch. Schaffner & A.E. Johnston (1989): Environ. Sci. Technol. 23, 95-101.

Sims, R.C. & M.R. Overcash (1983): Res. Rev. 88, 2-68.

Wilcke, W. (2000): J. Plant Nutr. Soil Sci. 163, 229-248.

Wilcke, W., W. Amelung, C. Martius, M.V.B. Garcia & W. Zech (2000): J. Plant Nutr. Soil Sci. 163, 27-30.

Wild, S.R & K.C. Jones (1995): Environ. Pollut. 88, 91-108.

Nährstoffbilanz von drei kleinen Wassereinzugsgebieten unter tropischem Bergregenwald in Südecuador

Syafrimen Yasin[1], Wolfgang Wilcke[1], Carlos Valarezo[2] und Wolfgang Zech[1]

1. Einleitung

Im Vergleich zu Wäldern der Mittelbreiten und des tropischen Tieflandes sind tropische Bergwälder nur wenig untersucht (Bruijnzeel, 1990). Gleichzeitig gehören sie zu den am stärksten bedrohten Naturwäldern der Welt (Henderson et al., 1991). Anthropogene Störungen dieser Ökosysteme können frühzeitig an den Veränderungen ihres Stoffhaushaltes erkannt werden. Daher informiert die Nährstoffbilanz von kleinen Wassereinzugsgebieten über die zukünftige Entwicklung von Waldökosystemen.

Das Ziel dieser Arbeit ist die Erfassung des Wasser- und Nährelementhaushaltes in mit tropischem Bergregenwald bestandenen, kleinen Wassereinzugsgebieten. Die Ergebnisse lassen Rückschlüsse darauf zu, wie nah sich dieses System noch am Naturzustand befindet, für den ein weitgehendes Gleichgewicht zwischen Nährstoffeinträgen und Nährstoffausträgen angenommen werden kann.

2. Material und Methoden

Drei 30-50° steile, ca. 8-13 ha große Kleineinzugsgebiete (MC) auf der dem Amazonas zugewandten Andenabdachung in Südecuador wurden ausgewählt (Abb. 1). In jedem dieser Kleineinzugsgebiete wurden Transekte über eine Höhendifferenz von 10 m angelegt und mit Messgeräten ausgestattet. Die Transekte befanden sich am unteren Teil der Hänge in 1900-1910 m ü. NN (Transekte MC1, MC2/1 und MC3), in MC2 zusätzlich in 1950-1960 (MC2/2) und 2000-2010 m Höhe (MC2/3). Jedes Transekt wurde mit 5 Sammlern für den Bestandesniederschlag ausgestattet.

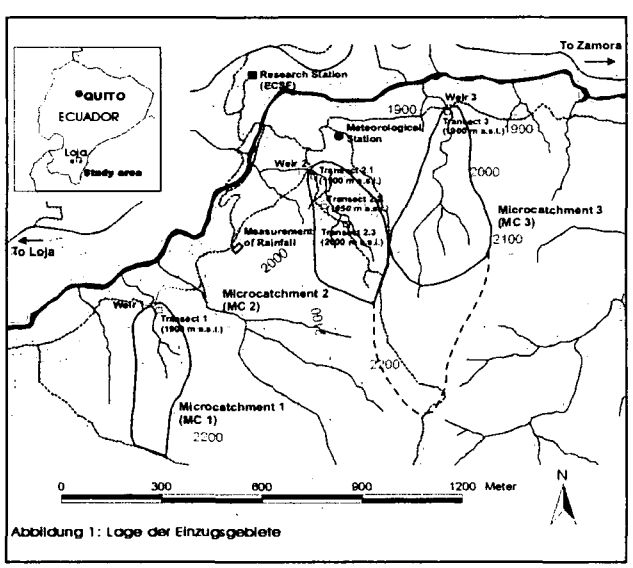


Abb. 1: Lage der Wassereinzugsgebiete in Südecuador.

Auf den drei unteren Transekten wurden je 5 Bäume mit Sammlern für den Stammabfluss versehen. Am Ausfluss jedes Kleineinzugsgebietes wurden 90° V-Wehre installiert. Die Freilandniederschläge wurden mit 5 Sammlern auf einer Freifläche erfasst. In MC1 und MC3 wurden je neun, in MC2 29 Bodenprofile beprobt. Lösungsproben wurden seit April 1998 wöchentlich gesammelt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Alle Böden sind saure Braunerden oder Pseudogleye. Der mittlere pH-Wert der A-Horizonte variierte zwischen 4,2 und 5,3, die Basensättigung zwischen 26 und 95%. Die drei ausgewählten Kleineinzugsgebiete sind hinsichtlich ihres Wasserhaushaltes vergleichbar (Abb. 2). Zwischen dem 3. April 1998 und dem 2. April 1999 fielen 2193 mm Freilandniederschlag; davon gingen 28-56% durch Interzeptionsverdunstung verloren. Der Stammabfluss umfasste weniger als 1,1% des Niederschlages. Die mittleren Nebelwassereinträge in den drei Kleineinzugsgebieten lagen zwischen 3 und 18 mm a^{-1}.

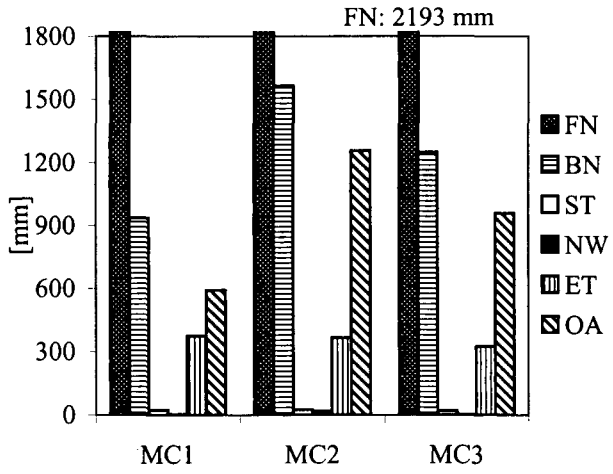


Abb. 2: Wasserhaushaltsgrößen von drei 8-13 ha großen Einzugsgebieten (MC) unter Bergwald in Südecuador (03.04.1998-02.04.1999). FN: Freilandniederschlag, BN: Bestandesniederschlag, ST: Stammablauf, NW: Nebelwassereintrag, OA: Oberflächenabfluss, ET: Evapotranspiration.

Zwischen 27 und 57% des Freilandniederschlages verließen die Einzugsgebiete als Oberflächenabfluss. Die Evapotranspiration betrug 315-369 mm. Die Nährstoffeintragsraten (5,6 - 10,0 kg Ca; 5,9 - 9,7 kg K; 1,8 - 3,2 kg Mg; 16,0 - 29,0 kg N; 0,9-1,6 kg P und 3,5 - 4,7 kg S ha^{-1} a^{-1}) und Nährstoffaustragsraten mit dem Oberflächenwasser (5,1 - 9,7 kg Ca; 1,8 - 4,3 kg K; 2,4 - 5,7 kg Mg; 0,7 - 2,6 kg N; 0,1 - 1,5 kg P und 2,1 - 3,8 kg S ha^{-1} a^{-1}) waren gering verglichen mit Ökosystemen der gemäßigten

[1] Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth
[2] Universidad Nacional de Loja, Unidad Operativa de la Facultad de Ciencias Agricolas, Loja, Ecuador

Breiten und tropischen Ökosystemen auf geologisch jüngerem Ausgangsgestein (Abb. 3). Die Raten der trockenen Deposition der basischen Metalle, die mit der Chlorid-Tracer-Methode von Ulrich (1983) geschätzt wurden, ähnelten denjenigen aus Wäldern der gemäßigten Breiten und trugen 55% zum Gesamtelementeintrag im untersuchten Bergwald bei. Die mit Abstand höchsten Auswaschungsraten aus der Krone wurden für K beobachtet (115-135 kg ha^{-1} a^{-1}), was möglicherweise mit den großen Fraßschäden an den Blättern zusammenhing.

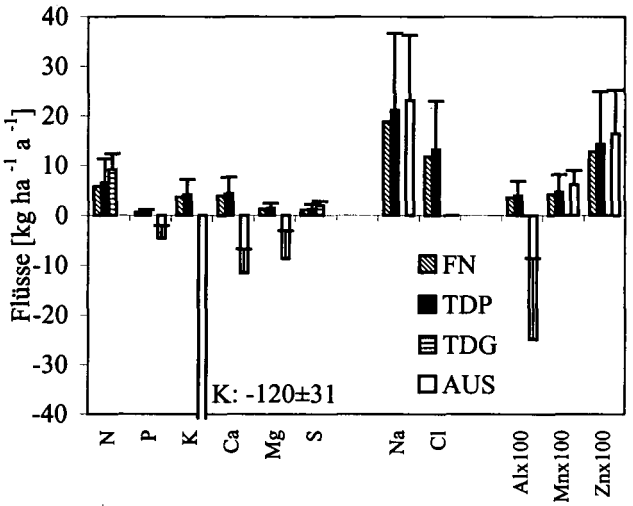


Abb. 3: Mittlere Flüsse mit dem Freilandniederschlag (FN) mit partikulärer trockener Deposition (TDP), mit gasförmiger trockener Deposition (TDG) und Auswaschung/Aufnahme im Kronenraum (AUS) auf 5 Messtransekten unter Bergwald in Südecuador (14.03.98-30.04.99). Die Fehlerbalken repräsentieren die Standardabweichungen

Während des Beobachtungsjahres wurden mittlere Akkumulationsraten von 1,1 kg Ca; 4,5 kg K; 21,0 kg N; 0,5 kg P und 1,3 kg S ha^{-1} a^{-1} festgestellt, während durchschnittlich 1,4 kg Mg ha^{-1} a^{-1} ausgetragen wurden (Abb. 4). Diese Werte müssen jedoch als vorläufige und grobe Schätzungen angesehen werden, da jährliche Variationen auftreten können, die wöchentliche Abflussmessung keine genaue Erfassung des Austrages ermöglichte und Gasflüsse für N überhaupt nicht erfasst werden konnten.

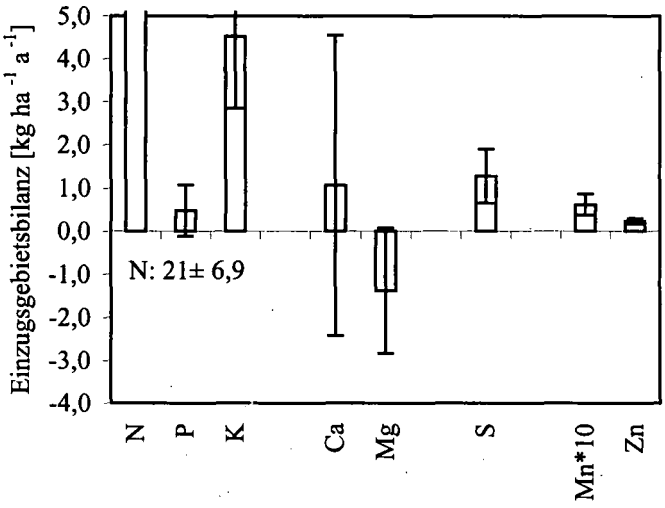


Abb. 4: Mittlere Nährstoffbilanz für drei Wassereinzugsgebiete unter Bergwald in Ecuador (03.04.1998-02.04.1999). Die Fehlerbalken repräsentieren Standardabweichungen.

4. Schlussfolgerungen

Unsere Ergebnisse zeigen, dass das untersuchte Waldökosystem durch geringe Ein- und Austräge gekennzeichnet ist und sich damit nahe dem Gleichgewichtszustand ursprünglicher Wälder befindet.

5. Dank

Diese Studie wurde durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft, gefördert (Ze 154/34-1, -3, -4, -5), was wir dankend anerkennen.

6. Literatur

Bruijnzeel, L.A. (1990): Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review. UNESCO, Paris, France.

Henderson, A., S.P. Churchill & J.L. Luteyn (1991): Neotropical plant diversity. Nature 351, 21-22.

Ulrich, B. (1983): Interactions of forest canopies with atmospheric constituents: SO_2, alkali and earth alkali cations, and chloride. *In* Ulrich, B. & J. Pankrath (Hrsg.): Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. D. Reidel Publishing, Dordrecht, The Netherlands, S. 33-45.

Microbial substrate degradation in differentially cropped tropical low-P soils

E. Bünemann[1)], A. Oberson[1)], C. Vögeli[1)], P.C. Smithson[2)], and E. Frossard[1)]

Introduction

On tropical low-P soils in Western Kenya, annual maize grain yields are doubled when the traditional continuous maize production is interrupted by 7-8 months of an improved fallow with the legume *Crotalaria grahamiana*. A year after the previous incorporation of fallow biomass (~6 t ha^{-1}), levels of microbial biomass and activity were significantly higher in soils under maize-crotalaria rotation than under continuous maize (Bünemann et al., 2001).

Changes in the size and possibly also the composition of the microbial biomass may affect the decomposition of plant residues which are an important source of plant nutrients under the low-input conditions studied. We therefore compared the decomposition of glucose, cellulose and 5 different types of plant residues in soils from maize-crotalaria rotation (MC) and continuous maize production (M).

Methods

Soil samples (0-15 cm) from the cropping systems M and MC were collected in a field experiment on an Oxisol of Western Kenya (pH 5.0, 39% clay, 37 % sand) a year after the previous incorporation of fallow biomass. Some microbial parameters of the two soils are presented in Tab. 1.

Tab. 1: Microbial C (C_{chl}), N (N_{chl}), P (P_{chl}) and basal respiration as affected by the cropping systems

cropping system	C_{chl}[1]	N_{chl}[2]	P_{hex}[2]	basal respiration
	- - -	mg kg^{-1}	- - -	µg C g^{-1} soil
M	107b	42b	2.8b	3.3b
MC	158a	52a	6.7a	5.0a

Within the same column, mean values followed by the same letter are not significantly different at p=0.05

[1] chloroform-extractable C and N (Vance et al., 1987)

[2] hexanol-extractable P (Kouno et al., 1995)

Glucose or crystalline cellulose (Avicel™) were added together with NH_4NO_3 (2.5 mg C + 0.25 mg N g^{-1} soil). Three plant residues relevant for the cropping systems were added at 2.5 mg C g^{-1} soil (Tab. 2). Two of the residues were additionally used after leaching of the water-soluble fraction. All residues were ground to <0.5 mm.

Samples were incubated at 25°C and CO_2 released from the soils was trapped in NaOH and determined by back-titration. Cumulative CO_2-release from amended soils is presented after substraction of CO_2-release from non-amended soils.

Tab. 2: Nutrient ratios of the plant residues

Plant residue		C/N	C/P	C_{sol}[1]/C_{tot}
Crotalaria	untreated	10a	190a	0.28a
	leached	15b	517b	0.05c
maize stover	untreated	59c	969c	0.07c
	leached	91d	1334d	0.01d
maize roots	untreated	55c	570b	0.18b

Within the same column, mean values followed by the same letter are not significantly different at p=0.05

[1] water-soluble C

Results

The decomposition of glucose proceeded rapidly without being affected by microbial properties of the soils whereas the decomposition of cellulose showed a lag-phase which was prolonged by about 2 weeks in soils from continuous maize as compared to soils from the maize-crotalaria rotation (Fig. 1).

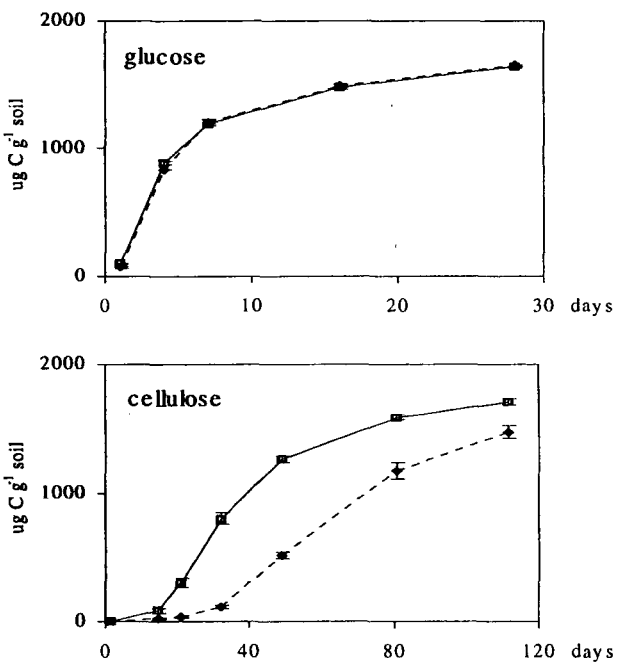


Fig. 1: Cumulative CO_2-release after addition of glucose and cellulose as influenced by the cropping systems M (- - -♦- - -) and MC (—□—); CO_2-release from non-amended soils has been substracted

[1)]Institute of Plant Sciences, Swiss Federal Institute of Technology (ETH), Eschikon 33, Lindau, CH 8315, Switzerland

[2)]International Centre for Research in Agroforestry (ICRAF), P.O. Box 30667, Nairobi, Kenya

Among the five plant residues tested, *Crotalaria* (untreated) and maize stover (untreated and leached) were decomposed more rapidly in the soil from the maize-crotalaria rotation while the decomposition of leached *Crotalaria* residues and maize roots was hardly affected by the cropping history of the soil (Fig. 2).

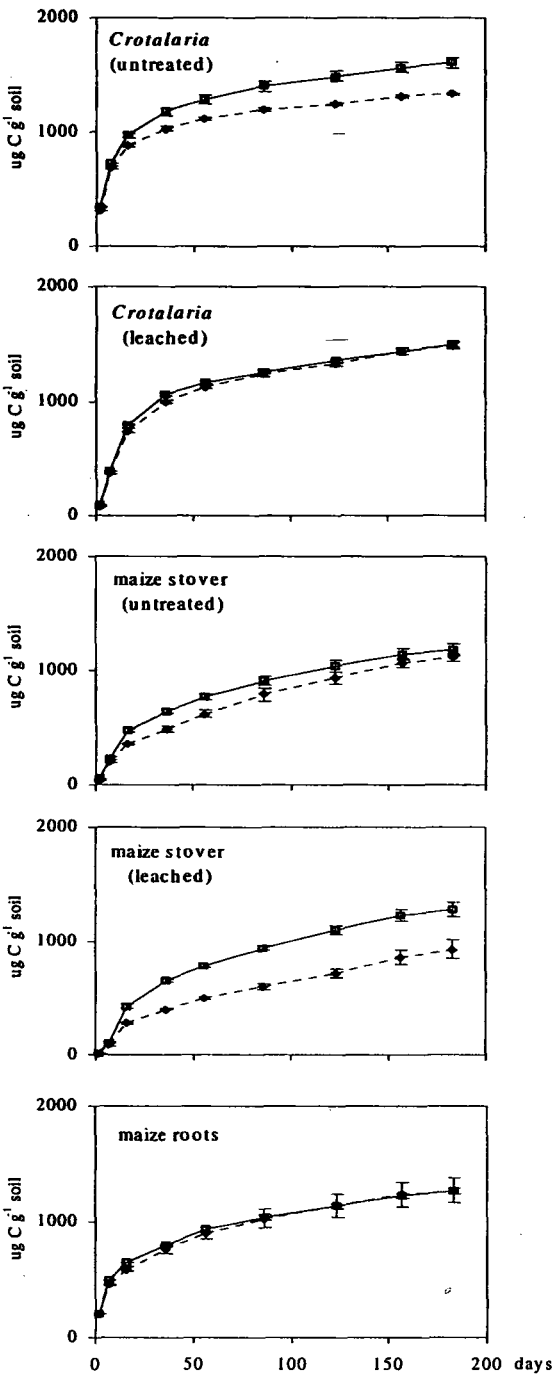


Fig. 2: Cumulative CO_2-release after addition of plant residues as influenced by the cropping systems M (- - -♦- - -) and MC (—□—); CO_2-release from non-amended soils has been substracted

Discussion

Size and structure of the soil microbial community may be an important factor influencing decay rates of plant residues. Our results show that such differences will be small or absent with ubiquitous substrates such as glucose and more pronounced with residues such as cellulose which require complex enzyme systems for degradation (Cai et al., 1999). With plant residues, no simple relationship between the degradability of a plant residue and differences in decomposition rates due to the cropping history could be established. Leaching of the easily degradable fraction increased differences in decomposition rates in the case of maize stover but decreased them in the case of *Crotalaria*. Possibly, adaptation of microbial communities interferes with simple residue quality parameters: Maize roots which both soils received as inputs during the past 3 years were degraded at similar rates while the decomposition of untreated *Crotalaria* residues proceeded faster in the MC soil with frequent inputs of this residue type. On the other hand, this explanation fails in the case of leached *Crotalaria* residues where no significant difference was found.

Changes in the structure of the soil microbial community due to different cropping systems may ultimately lead to the loss/gain of specific functions. Except for untreated *Crotalaria* leaves, differences in cumulative CO_2-release between the two soils appeared to be transient (Fig. 3), suggesting that for these residues no permanent loss in degradation function due to reduced crop residue inputs in the continuous maize production system occurred.

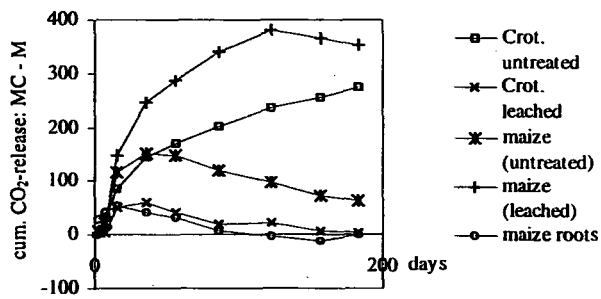


Fig. 3: Mean differences in cumulative CO_2-release between MC and M soils after addition of plant residues

Nevertheless, a characterization of the community structure of these soils would be necessary in order to decide whether observed differences in substrate decomposition are a function of the abundance or the diversity of soil microorganisms.

References

Bünemann E, Oberson A, Smithson PC, Jama B & Frossard E (2001). *In*: Horst WJ. et al.: Plant Nutrition. Kluwer, Dordrecht, p. 1016-1017.

Cai YJ, Chapman SJ, Buswell JA & Chang ST (1999). Appl. Env. Microbiol. 65, 553-559.

Kouno K, Tuchiya Y & Ando T (1995). Soil Biol. Biochem. 27, 1353-1357.

Vance ED, Brookes PC & Jenkinson DS (1987). Soil Biol. Biochem. 19, 703-707.

Use of Near Infrared Spectroscopy for Humus Investigation

Marcin Chodak, Bernard Ludwig, Friedrich Beese

Introduction

The forest floor may contain a substantial proportion of nutrients for forest growth (Prescott et al., 2000). As the chemical and biological composition of organic layer shows high variability, large numbers of samples must be analysed for its characterisation at the landscape level and therefore fast and simple analytical methods are needed. The objective was to assess the ability of NIRS to analyse chemical and biological properties of various horizons of humus under spruce, beech and mixed spruce-beech forest stands.

Materials and Methods

Undisturbed humus cores were taken from mature Norway spruce, beech or mixed spruce–beech stands in Solling, Germany. The cores were cut into 1 cm slices resulting in 406 samples. C and N contents were measured using a CN–analyser. Contents of cations were determined by ICP-AES after pressure digestion in HNO_3. Basal respiration and microbial biomass (Cmic) were measured by substrate induced respiration. The NIR-reflectance of humus was recorded at 2 nm intervals between 400 and 2500 nm. Humus samples representing a half of humus profiles from beech, spruce and mixed stands were used to develop calibration equations, samples from the second half were used for validation. The development of calibration equations involved taking derivatives of 0 to 3rd order, defining the gaps over which derivatives were calculated and smoothing the spectra.

Results and Discussion

Prediction of C, N, S and P

The NIRS predicted very well contents of C (coefficient of correlation between measured and predicted values r = 0.97, standard error of prediction (SEP) = 23.6 mg g^{-1}, regression coefficient a = 0.99), N (r = 0.91, SEP = 1.23 mg g^{-1}, a = 0.99) and S (r = 0.93, SEP = 0.16 mg g^{-1}, a = 0.95). Content of P was predicted slightly less satisfactorily than C, N and S (r = 0.86, SEP = 0.08 mg g^{-1}, a = 0.89), because this element does not absorb radiation in the NIR range, but its prediction relies on the secondary correlations with components that can be measured by NIRS (Gillon et al., 1999).

C/N and C/P ratios may be used as indicators of availability of N and P for plants. Both these ratios were predicted well by NIRS (r = 0.95 and 0.91, a = 0.95 and 1.13 and SEP = 1.0 and 66 for the C/N and C/P ratio, respectively). The slightly higher regression coefficient for the C/P ratio was due to the presence of some samples of the H layer under spruce stand with a very wide C/P ratio.

Institut für Bodenkunde und Waldernährung,
Universität Göttingen,
Büsgenweg 2, 37077 Göttingen
http://www.gwdg.de/~ibw

Prediction of cations

The prediction of metal cations, like the prediction of P, relies on the secondary correlations with components active in NIR range. Total contents of Na, K, Fe and Al were predicted very well by NIRS. The correlation coefficients between predicted and measured values ranged from 0.90 to 0.97 and slopes from 0.93 to 1.05. The SEPs were 0.02 mg g^{-1}, 0.35 mg g^{-1}, 0.82 mg g^{-1} and 1.09 mg g^{-1} for Na, K, Fe and Al, respectively. The concentration of Mn was predicted slightly less satisfying (r = 0.84, a = 0.94 and SEP = 0.37 mg g^{-1}). The prediction of total contents of K, Fe and Al was better than reported by Ben-Dor and Banin (1995) who measured the total contents of the elements in 91 Israeli soils using X-ray fluorescence.

The prediction of Ca was quite satisfying (r = 0.91, a = 1.08), but the SEP was large (3.11 mg g^{-1}) considering that most of the samples had a Ca content below 10 mg g^{-1}. Due to the liming carried out in some experimental sites NIRS failed to predict content of Mg (r = 0.68, a = 1.27 and SEP = 2.29 mg g^{-1}).

Prediction of microbial biomass and basal respiration

NIRS predicted satisfactorily Cmic and basal respiration (r = 0.83 and 0.87, SEP = 0.87 and 0.74 for Cmic and basal respiration, respectively). The SEPs, however, were quite large compared with the ranges (SEP = 2.42 mg g^{-1}, range 0.71-20.10 mg g^{-1} for Cmic, SEP = 9.6 μg g^{-1} h^{-1}, range 1.7 – 79.9 μg g^{-1} h^{-1} for basal respiration). Major discrepancies in prediction took place at higher values of Cmic and basal respiration in the samples from L layer of mixed and beech stands as well as in the samples from F layer of the spruce stand.

In further tests samples were broken up into smaller groups according to the dominating tree species or the organic layer. However, only prediction of Cmic in the spruce stand (r = 0.84, a = 1.08, n = 42) and basal respiration in the beech stand (r = 0.85, a = 0.90, n = 27) were improved. In remaining groups predictions were much less satisfying than in the case when the whole data set was used. Considering a high variability of microbial properties in samples of humus of similar origin it is more reasonable to have larger sample sets from different sites or horizons than dividing them into smaller groups.

Acknowledgements

The study was financed by the Federal Ministry for Education and Research, Germany. Project no. 0339474C/3.

References

Ben-Dor E. and A. Banin (1995): Near infrared analysis (NIR) as a method to simultaneously evaluate spectral featureless constituents in soils. Soil Sci. 159, 259-270.

Gillon D., C. Houssard and R. Joffre (1999): Using near-infrared reflectance spectroscopy to predict carbon, nitrogen and phosphorus content in heterogeneous plant material. Oecologia. 118, 173-182.

Prescott, C.E., D.G. Maynard and R.Laiho (2000): Humus in northern forests: friend or foe? For. Ecol. Manage. 133, 23-36.

Mikrobieller und biologisch-aktiver Kohlenstoff und Stickstoff in Böden mit unterschiedlicher Landnutzung und landwirtschaftlicher Bewirtschaftung

Oliver Dilly[1,2], Hans-Peter Blume[3], Ulrike Sehy[2], Miguel Jimenez[2] & Jean Charles Munch[2]

Zusammenfassung. Die Variabilität des organischen/gesamten, mikrobiell-gebundenen und biologisch-aktiven C- und N-Pools, die Veränderung der C/N-Verhältnisse und mikrobiologische, ökophysiologische Quotienten wurden in Acker-, Grünland- und Waldböden in Süddeutschland und Norddeutschland untersucht. Korrelationen zwischen organischem C, Gesamt-N, mikrobiellem C, mikrobiellem N und biologisch-aktivem C wurden lediglich für ein breites Datenspektrum ermittelt, wie es in den verschiedenen Landnutzungssystemen vorlag. Demgegenüber war unter landwirtschaftlicher Bewirtschaftung die Variation des organischen C, Gesamt-N und mikrobiellen C- und N-Pools der Böden geringer, so dass schlechtere, korrelative Beziehungen zwischen diesen Levels bestanden. In den Ackerböden variierten die biologisch-aktiven C- und N-Pools deutlich mit C/N-Verhältnissen zwischen 5 und 37. Hohe C/N-Verhältnisse korrespondierten häufig mit hoher (potentieller) biomasse-spezifischer C-Mineralisation (qCO_2), niedrige mit hoher biomasse-spezifischer N-Mineralisation (qN_{min}).

Einleitung. Die organischen C- and Gesamt-N-Gehalte sowie die Gesamtvorräte im Boden gelten als Indikatoren für die Bodenqualität. Gemeinsam mit den C- und N-Daten wird das C/N-Verhältnis zur Charakterisierung der N-Verfügbarkeit im Boden herangezogen. Es ist ebenfalls bekannt, dass C und N in labilen und in relativ stabilen Verbindungen gebunden ist, deren Anteil deutlich variieren kann.

Vergleichsweise labil ist die mikrobielle Biomasse, wobei meist Korrelationen zwischen mikrobiell-gebundenem C und N bestehen, jedoch darüber hinaus ebenfalls signifikante Unterschiede im mikrobiellen C/N-Verhältnis zwischen Böden ermittelt wurden.

Die Gegenwart von leicht verfügbaren, organischen Verbindungen führt generell zur N-Immobilisierung. In vielen Fällen wird jedoch kontinuierlich CO_2, NH_4^+ und NO_3^- im Boden mineralisiert. Wie stark in Böden das C/N-Verhältnis in den verschiedenen Pools variiert, wurde unter verschiedener Landnutzung und landwirtschaftlicher Bewirtschaftung untersucht. Die Ergebnisse wurden mit weiteren ökophysiologischen Eigenschaften der Mikroorganismen kombiniert.

Material und Methoden. Die Böden wurden an Standorten des Verbunds 'Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette' (einer Moränenlandschaft unter den landschaftstypischen Landnutzungssystemen Acker, Grünland und Forsten mit Braunerden, Parabraunerden, Kolluvien und Mooren) untersucht, außerdem der 'Forschungsverbund Agrarökosysteme München' in Scheyern (konventionelle, ertrags- bzw. bodenspezifische und organische Bewirtschaftung mit Braunerden und Parabraunerden aus Molasse und Löss). Die Oberböden wurden im Herbst 1999 beprobt und auf 2 mm gesiebt. Zusätzlich wurde die Auflage im Buchenwald untersucht. Jeweils 3 unabhängige Proben wurden pro Standort analysiert. Die Gehalte an organischem C und Gesamt-N wurde mit einem Elementaranalysator bestimmt (Fa. Heraeus, Hanau, Germany), die mikrobielle Biomasse per Fumigation-Extraktion nach Vance et al. (1987) und Brookes et al. (1985) mit einem Analysator für C und N in Flüssigkeiten (Fa. DIMATEC, Essen, Germany). Biologisch-aktive Kohlenstoff und Stickstoff (Drinkwater et al., 1996) wurde durch Inkubation der Proben für 10 Tage bei 22 °C ermittelt. Hierbei wurde CO_2 in NaOH aufgefangen und NH_4^+ und NO_3^- vor und nach der Inkubation photometrisch bestimmt.

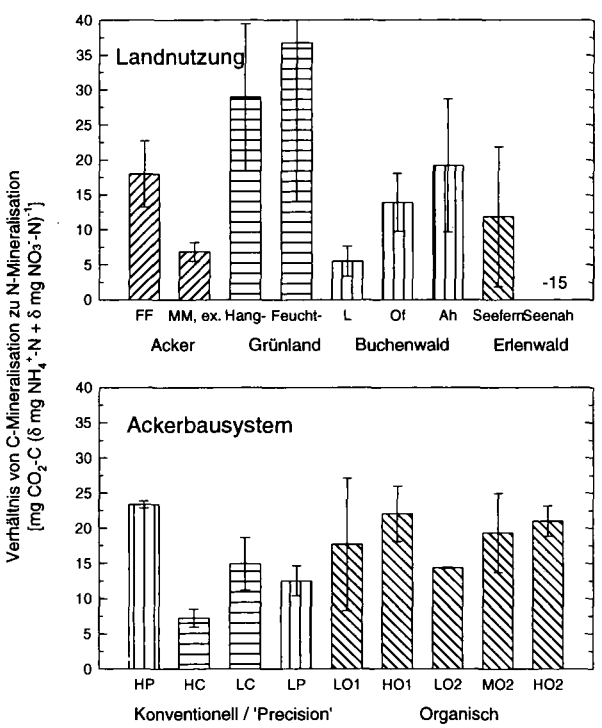


Abb. 1 Verhältnis von C-Mineralisation zu N-Mineralisation ('biologisch-aktiver Pool') in Böden unter unterschiedlicher Landnutzung und ackerbaulicher Bewirtschaftung; 95 % Konf. Abk. Fruchtfolge FF. Ex Mais-Monokultur MM. Hochertrags-H. Niedrigertragsfläche L. 'Mittlerer Ertrag'-Fläche M. Konventionell C. Bodenspezifisch P. Organisch O. Serie 1, 2.

1 Ökologie-Zentrum, Universität Kiel, 24098 Kiel, Deutschland; Email: oliver@ecology.uni-kiel.de

2 Lehrstuhl für Bodenökologie, Technische Universität München, 85758 Neuherberg. Deutschland

3 Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel, 24098 Kiel, Deutschland

Ergebnisse und Diskussion. Im Vergleich zu rein ackerbaulicher Nutzung wurde unter unterschiedlicher Landnutzung erwartungsgemäß eine stärkere Variabilität der C/N-Verhältnisse im Boden und in der mikrobiellen Biomasse gemessen (Daten nicht dargestellt). Das C/N-Verhältnis des biologisch-aktiven Pools (Verhältnis von C-Mineralisation zu N-Mineralisation) variierte dagegen zwischen –15 und 35 in den verschiedenen Landnutzungssystemen und zwischen 5 und 27 in den Agrarböden (Abb. 1). Negative Werte wurden für die zeitweise wasserüberstauten Moore des Erlenwaldes berechnet, da dort während der Inkubation N immobilisiert und/oder gasförmig freigesetzt wurde.

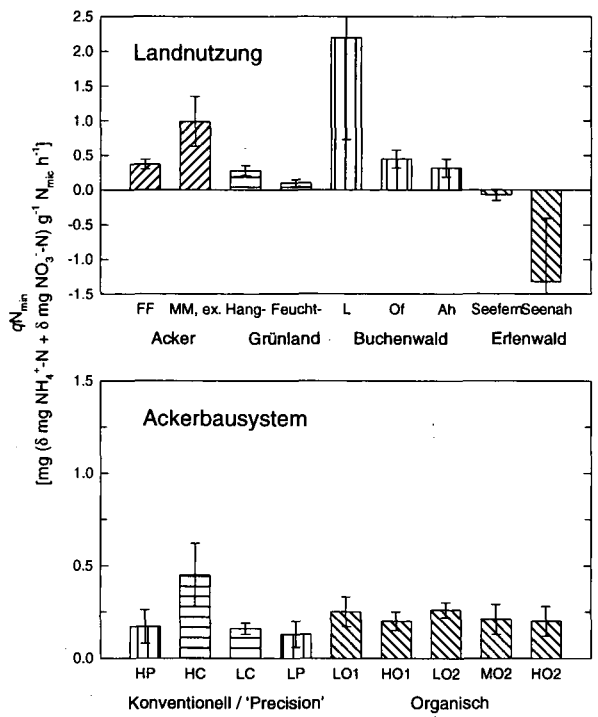


Abb. 2 Biomasse-spezifische N-Mineralisation, qN_{min}, in Böden unter unterschiedlicher Landnutzung und ackerbaulicher Bewirtschaftung; Balken 95 % Konf. Abk. s. Abb. 1

Niedrige C/N-Verhältnisse des biologisch-aktiven Pools wurden in einer, ehemals mit Mais-Monokultur bewirtschafteten Braunerde und in der frischen Auflage einer Braunerde unter Buchenwald ermittelt. Im Buchenwaldboden stieg das C/N-Verhältnis mit zunehmender Bodentiefe an. In Scheyern lag es in organische bewirtschafteten Böden (vor der Probenahme unter Kleegras-Luzerne) niedriger als in konventionell oder bodenspezifisch-bewirtschafteten Böden (vor der Probenahme unter Mais). Insbesondere die C-Versorgung der Mikroorganismen, aber auch der N-Status dürften dazu beigetragen haben (Dilly, 1999).

Zur Bewertung des katabolischen C- und N-Stoffwechsel wurden weiterhin die biomasse-spezifischen C bzw. N-Mineralisation (qCO_2 - Anderson, 1994; qNH_4^+ und qN_{min} - Dilly, 1997; Ahl et al. 1998) untersucht. Höchste qCO_2-Werte wurden in den Landnutzungssystemen bei Bornhöved in der frischen Humusauflage des Buchenwalds und humusreichen Mooren des seenahen Erlenwalds ermittelt. In den organischen Ackerbausystemen von Scheyern lagen die qCO_2-Werte ebenfalls höher.

Abb. 2 zeigt, dass der qN_{min} und damit der katabolische N-Stoffwechsel der mikrobiellen Gemeinschaften in den Böden signifikant variiert. Hohe Werte wurden für die Landnutzungssysteme wiederum in der Braunerde, die ehemals mit Monokultur bewirtschaftet wurde, sowie in der frischen Buchenlaubauflage beobachtet. Für die Ackerbausysteme wurde eine hohe biomasse-spezifische N-Mineralisation in der Braunerde ermittelt, auf der zuvor ein hoher Ertrag ermittelt wurde und die eine konventionelle N-Düngung erfuhr. Im Gegensatz dazu war bei einer stärker mit N gedüngten, bodenspezifisch bewirtschafteten Variante der qN_{min} niedriger. Generell setzten die biologisch bewirtschafteten Böden ebenfalls mehr N frei, was mit der Vorfrucht 'Leguminosen-Gras-Gemenge' erklärt werden kann. Das C/N-Verhältnis im kurzfristig mineralisierbaren Pool und die qNH_4^+ und qN_{min}-Werte lieferten somit interessante Hinweise zur Bewertung der N-Freisetzung im Boden.

Diese Arbeit wurde durch die DFG (Projektnr. BL 91/35-1 und MU 831/12-1), das BMBF (Projektnr. 0339370) sowie die Länder Schleswig-Holstein und Bayern finanziell gefördert.

Ahl, C., Joergensen, R.G., Kandeler, E., Meyer, B., Woehler, V., 1998. Microbial biomass and activity in silt and sand loams after long-term shallow tillage in central Germany. Soil Tillage Research 49, 93-104.

Anderson, T.-H., 1994. Physiological analysis of microbial communities in soil: Application and limitation. In: Ritz, K., Dighton, J., Giller, K.E., (Eds.). Beyond the Biomass. Wiley, Chichester, pp. 67-76.

Brookes, P.C., Landman, A., Pruden, G., Jenkinson, D.S., 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. Soil Biology and Biochemistry 17, 837-842.

Dilly, O., 1997. Ammonification of amino acids in field, grassland and forest soils. In: Insam, H., Rangger, A., (Eds.). Microbial communities. Functional versus structural approaches. Springer, Berlin, pp. 248-260.

Dilly, O., 1999. Nitrogen and phosphorus requirement of the microbiota in soils of the Bornhöved Lake district. Plant and Soil 212, 175-183.

Drinkwater, L.E., Cambardella, C.A., Reeder, J.D., Rice, C.W., 1996. 13 Potentially mineralizable nitrogen as an indicator of biological active soil nitrogen. In: Doran, J., Jones, A.J. (Eds.). Methods for assessing soil quality. SSSA Special Publication Number 49. Soil Sci Soc Am. Inc. Madison, Wisconsin, pp. 217-229.

Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biology & Biochemistry 19, 703-707.

Einfluss von Regenwürmern auf die Oberbodenstruktur in Wäldern Südwestdeutschlands

Otto Ehrmann[1] und Tobias Vollmer[2]

1 Einleitung

Regenwürmer können die Bodenstruktur wesentlich beeinflussen. Bisher fehlen jedoch systematische Untersuchungen in welchem Ausmaß sie an verschiedenen Standorten die Bodenstruktur auch tatsächlich verändern.
An 32 Waldstandorten in Südwestdeutschland wurden daher sowohl die Regenwurmpopulationen, als auch deren Wirkungen auf die Bodenstruktur untersucht. Dabei wurden folgende Fragen bearbeitet:

a) wie groß ist der Anteil von Regenwurmlosungen am Boden?
b) wie groß ist der Anteil von Regenwurmlosungen, die in Form von Krümeln vorliegen (viele Regenwürmer = krümeliger Boden) ?

2 Material und Methoden

2.1 Standortsauswahl

Untersucht wurden Wälder geringer Hemerobie mit einem weiten Spektrum an pH-Werten und Bodenfeuchten.

2.2 Bestimmung von pH-Wert und Bodenfeuchte

Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgte in 0,01 M CaCl2 (gewichtetes Mittel über 0-25 cm Bodentiefe).
Zur Ermittlung der Bodenfeuchte wurde das Bodenfeuchteregime mittels der "Bodenkundlichen Feuchtestufe" erfasst (in Anlehnung an Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg 1995).

2.3 Beschreibung der Regenwurmpopulationen

Regenwürmer wurden mit einer Kombination der von Thielemann (1986) entwickelten Elektromethode (Probefläche 1/8 m^{-2} und nachfolgender Handauslese einer Teilfläche (1/30 m^{-2}) in sechsfacher Wiederholung erfasst. Bestimmt wurden Arteninventar, Abundanzen und Biomassen (Frischgewicht der lebenden Tiere).

2.4 Beschreibung der Bodenstruktur

Jeweils 3 Kubienakästen (H: 11cm, B: 6 cm, T: 4 cm) wurden aus 0-11 cm Tiefe und ein weiterer aus dem folgenden Horizont entnommen. Anschließend erfolgte im Labor eine Entwässerung mittels Acetonaustausch und danach eine Fixierung mit Kunstharz (Vestopal). Von jedem Standort wurden 3 Anschliffe und 1-2 Dünnschliffe angefertigt. Insgesamt lagen 96 Anschliffe und ca. 50 Dünnschliffe zur Auswertung vor.

Die Volumenanteile (V_V) von Regenwurmlosungen und -aggregaten wurden in der Regel durch Schätzung der Flächenanteile an den Anschliffen bestimmt. Die Dünnschliffe dienten vor allem in Zweifelsfällen zur Bestimmung von Losungen und Aggregaten.

Dabei wurde unterschieden zwischen:

a) dem Gesamtanteil von Regenwurmlosungen an der Festsubstanz des Bodens. (als Kennzeichen für Regenwurmlosungen dienten z.B. verrundete Oberflächen, bogenförmige Innenstrukturen und die Größe).
b) Regenwurmlosungen in Form von deutlich abgegrenzten Aggregaten (→ Krümeln). Die Losungen mussten hierbei zusätzlich durch Hohlräume voneinander getrennt sein.

Anmerkung: Steine >2mm, Wurzeln und Zweige wurden bei der Auswertung ignoriert.

3 Ergebnisse

Über 50 % der untersuchten Waldstandorte sind im Oberboden sehr stark (≥ 80 % Regenwurmlosungen) durch Regenwurmtätigkeit geprägt (Abb. 1). Zwischen Regenwurmbiomassen und Anteilen von Regenwurmlosungen besteht eine positive Korrelation (r^2 = 0,51). An Standorten mit kleinen Regenwurmpopulationen (<20 g Biomasse) sind die Anteile von Regenwurmlosungen immer klein, bei großen Populationen immer hoch. Allerdings können große Anteile auch schon bei mittleren Regenwurmpopulationen erreicht werden.

Eine Korrelation zwischen Regenwurmaggregaten und Regenwurmbiomassen ist für alle untersuchten Standorte dagegen kaum festzustellen (r^2 = 0,1; Abb. 2). Eine detaillierte Betrachtung unter Berücksichtigung von Bodenfeuchte und pH-Wert (Ökogramm; Abb. 3) zeigt aber interessante Zusammenhänge:

- an sehr feuchten und an nassen Standorten (Bodenkundliche Feuchtestufe ≥8) ist selbst bei großen Regenwurmpopulationen kein krümeliges Bodengefüge zu finden.
- an frischen bis trockenen Standorten (Bodenkundliche Feuchtestufe <6) liegt schon bei mittleren Regenwurmpopulationen ein krümeliges Bodengefüge vor.
- sehr saure Standorte (pH <4) weisen aufgrund der geringen Regenwurmpopulationen und der Dominanz epigäischer Arten unabhängig von der Bodenfeuchte keine krümelige Bodenstruktur auf.

4 Schlussfolgerungen

a) Oberböden von Standorten mit mittleren und großen Regenwurmpopulationen werden stark durch Regenwurmtätigkeit geprägt.
b) Mittlere oder große Regenwurmpopulationen sind eine notwendige aber keine hinreichende Voraussetzung für die Ausbildung eines krümeligen Bodengefüges. Dessen Ausbildung ist auch von der Bodenfeuchte abhängig. An nassen Standorten kommt selbst bei großen Regenwurmpopulationen kein krümeliges Bodengefüge vor.

[1] Nürtingerstr. 44, D-72639 Neuffen, e-mail: otto.ehrmann@gmx.de
[2] Institut für Terrestrische Ökologie, ETH Zürich, Grabenstr. 3, CH-8952 Schlieren

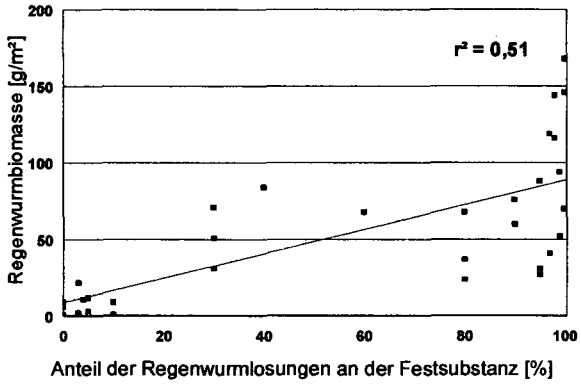


Abb. 1: Beziehung zwischen Regenwurmbiomassen und Regenwurmlosungen

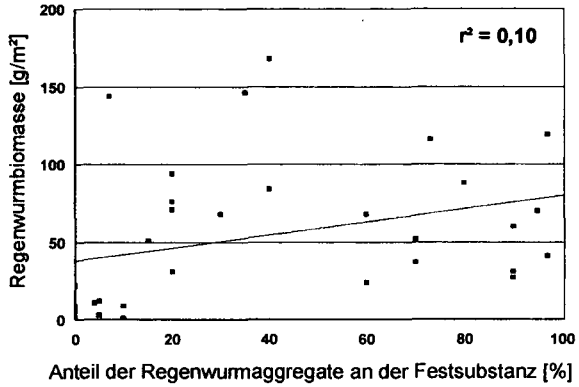


Abb. 2: Beziehung zwischen Regenwurmbiomassen und Regenwurmaggregaten

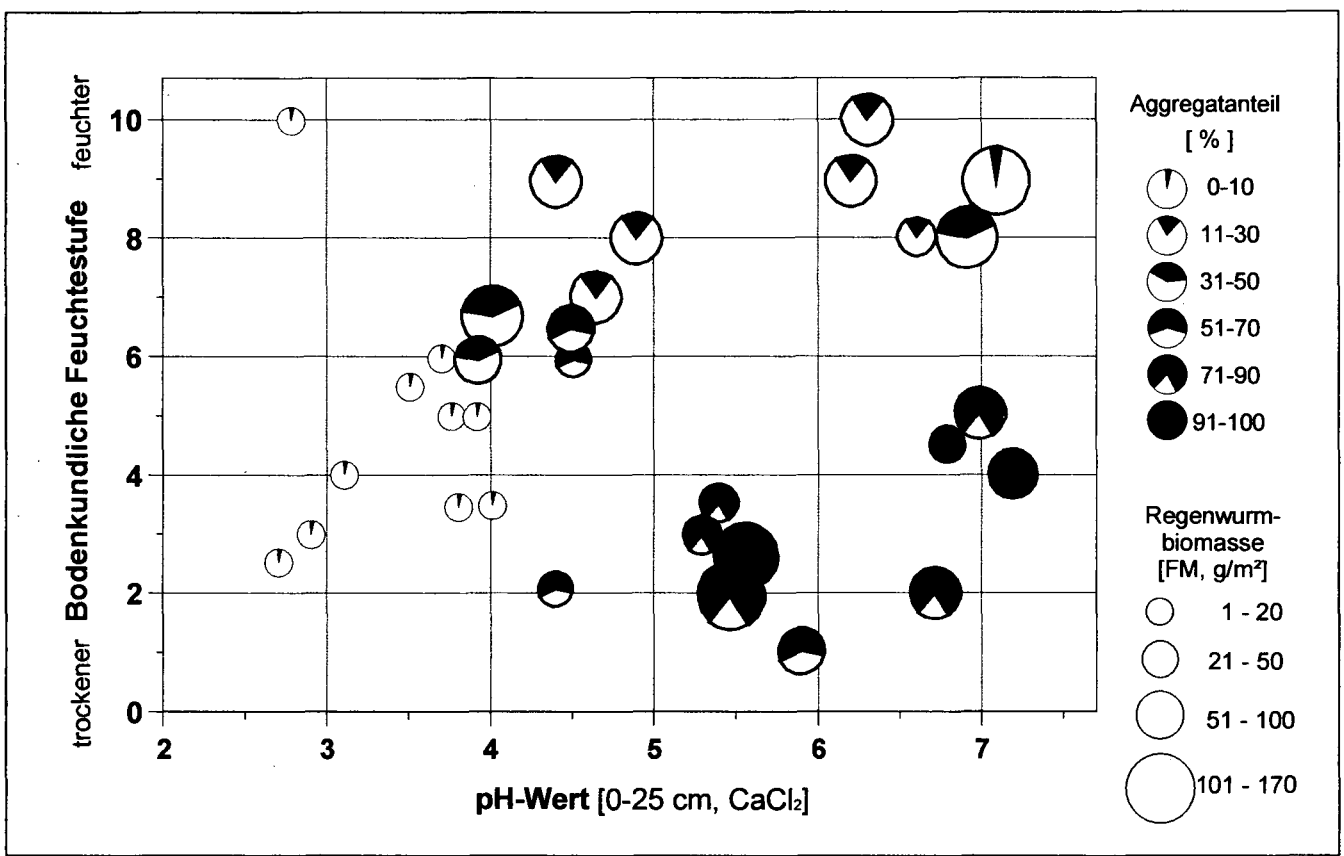


Abb. 3: Regenwurmbiomassen und -aggregate (pH-Bodenfeuchte-Ökogramm)
Die Regenwurmbiomasse wurde in 4 Klassen eingeteilt und wird durch die Kreisgröße wiedergegeben. Der Aggregatanteil wird durch die Kreisfüllung dargestellt.

5 Literatur

Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (1995): Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren. Heft 31 der Reihe Luft, Boden, Abfall.

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

Wir danken den anderen Mitgliedern der **Interdisziplinären Arbeitsgruppe Bodenbiologie** (Jürgen Friedel, Michael Sommer und Konrad Martin) für ihre wertvolle Unterstützung sowie dem Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg für die Finanzierung des Vorhabens.

Schadstoffimmobilisierung mit Bodenaushub auf schwermetallbelasteten Rieselfeldern in Berlin - Ökotoxikologische Bewertung der Sanierungsmaßnahme

S. Fleischmann[1], B. Böhme, J. Kaatzke, B.-M. Wilke

Einleitung

Ökotoxikologische Testverfahren integrieren die Effekte aller wirksamen Schadstoffe: Effekte von Schadstoffen, die nicht routinemäßig erfasst werden, Effekte von Schadstoffmetaboliten und Kombinationseffekte von Schadstoffgemischen. Sie sind deshalb eine notwendige und wertvolle Ergänzung zur Schadstoffanalytik, insbesondere bei der Gefährdungsabschätzung für Böden/ Bodenmaterialien.

Im vorliegenden Forschungsprojekt wird Geschiebemergel zur Sicherung von flachgründig kontaminierten sandigen Böden eines (ehemaligen) Rieselfeldstandortes in Berlin Buch genutzt. Zwischen 1985 und 1995 ist hier der pH-Wert von 7,5 auf 5,0 gesunken. Die pH-Absenkung hat u.a. zu einer Mobilisierung von Schwermetallen und deren Verlagerung in den ersten Grundwasserleiter geführt (Hoffmann et al. 2000). Für die Erfolgskontrolle der Überlehmung werden neben konventionellen bodenchemischen/ physikalischen Untersuchungen ökotoxikologische Tests durchgeführt und durch Untersuchungen zum Schadstoffabbau ergänzt.

Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurde die Überlehmung am Standort Buch im Labor simuliert. Dazu wurden zwei Rieselfeldböden unterschiedlicher Schadstoffbelastung (hoch bzw. mäßig) mit Mergel gemischt. Typische Eigenschaften und Schwermetallgehalte eines hochbelasteten Rieselfeldbodens des Standortes zeigt Tab.1:

Tab. 1 Bodeneigenschaften eines typischen Regosols mit Rieselgeschichte (Hoffmann et al. 2000)

Tiefe	Horizont	pH	C_{org}	Cd	Cu	Pb	Zn
[cm]		($CaCl_2$)	[g kg^{-1}]	[mg kg^{-1}]			
0-38	Ah	4,8	61	18,0	247	452	874
-45	Klärschl.[1]	4,7	241	172,8	1.232	562	2.040
-110	C1	4,4	3	1,7	20	7	61
-180	C2	4,1	1	0,2	11	3	26

[1] klärschlammähnlich

Der untergemischte Mergel ist schadstoffarm, die Versuchsvarianten sind in Tab. 2 zusammengestellt.

Für die Bestimmung der löslichen organischen Schadstofffraktion (PAK, PCB, MKW, AOX vor/nach der Überlehmung) und die Durchführung des Leuchtbakterientests (DIN EN ISO 11348) zur Beurteilung der Rückhaltefunktion wurden Bodeneluate im Verhältnis Boden/Wasser 1:2 hergestellt.

Tab. 2 Simulation der Überlehmung hochbelasteten Rieselfeldbodens

Kurzbezeichnung	Beschreibung
HB/KS	hochbelasteter A_h mit 25 Gewichts-% eingemischtem „Klärschlamm"-Band
HB/KS + M 1:1	Mischung von HB/KS mit Mergel im Verhältnis 1:1
HB/KS + M 2:1	Mischung von HB/KS mit Mergel im Verhältnis 2:1
Geschiebe-Mergel	pH 7,3, Karbonat 11 %, schadstoffarm
SB	zusätzl. mäßig belasteter Rieselboden, nährstoffarm

Die konventionelle chemische Beurteilung der Sanierungsmaßnahme wurde durch ökotoxikologische Tests vervollständigt (Tab.3).

Tab. 3 Ökotoxikologische Testverfahren

Bodenfunktion	Testsystem	Organismus	Standardisierung
Rückhaltefunktion Tests mit Bodeneluaten			
Leuchtbakterientest (Lumineszenz)		Vibrio fischeri	DIN EN ISO 11348
Lebensraumfunktion Tests mit Boden			
Lebensraumfunktion für Pflanzen	Pflanzenwachstumshemmtest (akut)	Brassica rapa (Stoppelrübe)	DIN/ISO 11269-2 (mod.), 1995
für Mikroorganismen	Bodenatmungskurven pot. Nitrifikation	Bodenmikroflora ammoniumox. Bakterien	ISO/DIS 17155, 2001 ISO/DIS 15685, 2001

Die terrestrischen Testverfahren wurden mit LUFA2.2 bzw. einem Kontrollboden bekannter Qualität (Ah einer Parabraunerde) durchgeführt.

Ergänzend wurden Schadstoffabbauversuche (PAK, PCB, MKW, AOX) in Anlehnung an ISO 11266 zur Einschätzung der durch die Bodenbehandlung verursachten Effekte durchgeführt. Dazu wurden die Rieselfeldböden und ihre Mischungen mit Mergel unter kontrollierten Bedingungen gelagert (20 °C, konstante Bodenfeuchte), nach 2, 4, 8, 16, 32, 64 und 120 Tagen beprobt und der Schadstoffgehalt (PAK, PCB, MKW, AOX) bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Im Leuchtbakterientest wirken Bodeneluate des hochbelasteten Bodens eindeutig toxisch (Abb. 1).

[1] c/o TU Berlin, Albrecht-Thaer-Weg 4, 14195 Berlin,
E-Mail: s.fleischmann@alumni.tu-berlin.de

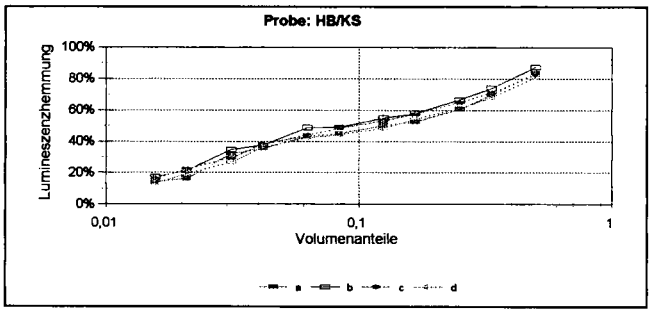


Abb. 1 Leuchtbakterientest mit Eluat aus HB/KS, gezeigt sind vier Parallelen

Die Wirkung ist ausgeprägt konzentrationsabhängig. Die EC50-Werte liegen zwischen 88,3 bis 112,7 ml/L, GL-Werte bei 48 bzw. 64. Dies ist besonders bedenklich, da bei Toxizität im Leuchtbakterientest eine Gefährdung des Grundwasserpfades angezeigt wird. Eine Mischung dieses Bodens mit Mergel führte zu einer deutlichen Verbesserung der Eluatqualität, es konnte keine Toxizität mehr festgestellt werden. Dieses Ergebnis bestätigt die Untersuchungen zur Schwermetallmobilität auf dem Rieselfeldstandort vor und nach Überlehmung (Hoffmann et al. 2000). Die Überlehmung senkte hier die Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser deutlich.

Am mäßig belasteten Standort liegt derzeit keine Beeinträchtigung der Biozönose oder des Wasserpfades vor. Die Untermischung des Geschiebemergels verbesserte hier die Standorteigenschaften für das Pflanzenwachstum.

Alle weiteren ökotoxikologischen Tests weisen ebenfalls auf eine deutliche Beeinträchtigung des unbehandelten hochbelasteten Rieselfeldbodens HB/KS hin (Tab. 4).

Tab. 4 Ergebnisse der terrestrischen Tests

Boden	**Pflanzenwachstumshemmtest**[1]	**Bodenatmung**[2]	**pot. Nitrifikation**[3]
hochbelastet	(sehr) toxisch	toxisch	(sehr) toxisch
HB/KS + M 2:1	nicht toxisch	toxisch	toxisch
HB/KS + M 1:1	nicht toxisch	toxisch, aber Verbesserung von Q_R und Lag-Phase	nicht toxisch

[1,3]toxisch: 0,9*Mb-SD > Frischgewicht bzw. Aktivität der Mischung Kontrollboden und Testboden aus Experiment,
Mb: berechneter Mittelwert aus den Frischmassen bzw. Aktivitäten von unbelasteter Kontrolle und Testboden

[2] toxisch: $Q_R > 0,3$, (lag-Phase > 20 h)

Nur im Pflanzenwachstumshemmtest reichte bereits eine Zumischung 1/3 Mergels, um die schädlichen Wirkungen auszugleichen.

PAK, PCB, EOX zeigten keine signifikante Beeinflussung im Abbauversuch, ihre Verfügbarkeit für Bodenorganismen verändert sich nicht. Nur die MKW-Gehalte nahmen nach 120 Tagen signifikant ab (Abb. 2). Durch das intensive Durchmischen kam es dabei zu einer kurzfristigen Erhöhung der Verfügbarkeit.

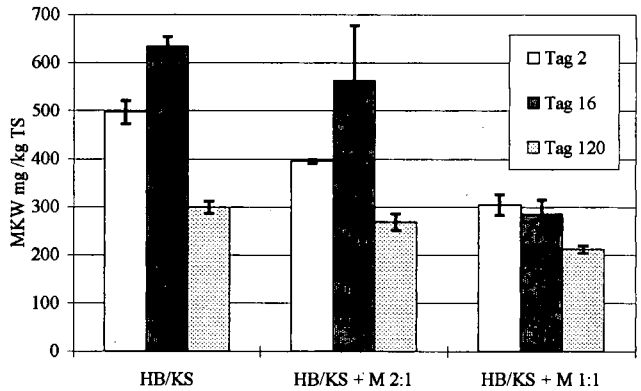


Abb. 2 MKW-Gehalte im Abbauversuch

Fazit

Die ökotoxikologischen Tests weisen auf deutliche Beeinträchtigung des unbehandelten hochbelasteten Rieselfeldbodens hin. Die Toxizität im Leuchtbakterientest ist besonders bedenklich, eine Gefährdung des Grundwasser kann nicht ausgeschlossen werden. Es besteht also Handlungsbedarf.

Eine Überlehmung dieses Bodens führte im Laborversuch zu einer deutlichen Verbesserung der Bodenqualität, bei Bodenatmung und pot. Nitrifikation allerdings erst durch die Mischung des hochbelasteten Bodens mit Mergel 1:1. Die Laboruntersuchungen bestätigen einen positiven Effekt der Überlehmung. Eine Freilanduntersuchung am Sanierungsstandort wäre wünschenswert. An einem schwach belasteten Vergleichsstandort konnte keine Beeinträchtigung der Biozönose oder des Wasserpfades festgestellt werden, nach Überlehmung verbesserte sich das Pflanzenwachstum hier deutlich.

Literatur

DIN EN ISO 11348, 1999. Testverfahren mit Wasserorganismen – Bestimmung der Hemmwirkung von Wasser auf die Lichtemission von Vibrio fischeri (Leuchtbakterientest).

DIN ISO 11266, 1997. Bodenbeschaffenheit - Anleitung für Laboratoriumsuntersuchungen zur biologischen Abbaubarkeit von organischen Chemikalien im Boden unter aeroben Bedingungen.

ISO DIS 15685, 2000. Soil Quality – Ammonium Oxidation, a rapid method to test potential nitrification in soil.

ISO DIS 17155 2001. Soil quality - Soil respiration curves.

DIN ISO 11269-2. 1995. Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der Wirkungen von Schadstoffen auf die Bodenflora – Teil 2: Wirkung von Chemikalien auf Saatauflauf und Wachstum höherer Pflanzen.

Hoffmann, C.; Böken, H.; Metz, R.; Renger, M. 2000. Verwendung von Geschiebemergel-Aushub zur Sicherung schwermetallbelasteter, großflächiger Altlastenstandorte. In: Brandenburgisches Symposium zur bodenschutzbezogenen Forschung. Studien- und Tagungsberichte 24. S. 45-51.

Der Einfluss einer Holzascheausbringung auf bodenmikrobiologische Eigenschaften in einem Fichtenwald auf saurer Braunerde

Beat Frey, Stefan Zimmermann

Einleitung

Durch Förderung der Holzenergie fällt Holzasche als Nebenprodukt vermehrt an. Das Prinzip des Wirtschaftens in geschlossenen Kreisläufen würde eine Ausbringung im Wald nahelegen. Aber für den Einsatz von Holzasche als Düngemittel in schweizerische Wälder fehlen die gesetzlichen und naturwissenschaftlichen Grundlagen. Die basische Holzasche mit reichlich vorhandenen Nährstoffkationen in oxidischer und hydroxidischer Form, soll die Säuren im Waldboden neutralisieren und die Nährstoffversorgung der Bäume verbessern. Doch es besteht die Gefahr, daß sich die Chemie und Biologie des Waldbodens allzu schnell verändert. Im Rahmen eines Feldexperimentes werden die Auswirkungen der Holzascheausbringung auf verschiedene Prozesse in einem Fichtenwald auf saurer Braunerde untersucht. Hier in diesem Teilprojekt gehen wir der Frage nach, wie die Holzasche die biologische Aktivität im mineralischen Boden beeinflusst.

Material und Methoden

Die Versuchsfläche befand sich in einem 90 jährigen Fichtenwald. Der Standort war durch folgende Bodeneigenschaften chararakterisiert: saure Braunerde, sandiger Lehm, pH 3.5 im Oberboden. Ingesamt wurden 8 t / ha Holzasche als eine einmalige Gabe auf Kleinparzellen (4 m^2) mit dreifacher Wiederholung ausgebracht. Kurz vor der Ascheausbringung und in verschiedenen Zeitintervallen danach (1, 4, 15 und 62 Tage) wurden Mischproben aus 8 Oberbodenproben (0-5 cm) pro Fläche gesammelt. In diesen Proben wurden folgende Parameter bestimmt: pH-Wert ($CaCl_2$), bodenenzymatische Aktivitäten (saure Phosphatase, Urease und Protease), die mikrobielle Biomasse (C_{mic}) nach der Chloroform-Fumigationsmethode und die Basalatmung. Die Bestimmung der funktionellen Diversität von Bodenbakteriengemeinschaften wurde mittels Biolog-Ecoplates (Insam 1997) analysiert. Die in-situ CO_2-Entwicklung (mittels eines PP-System) wurde in verschiedenen Zeitabständen nach der Ascheausbringung gemessen.

Ergebnisse

Der pH-Wert wurde durch die Holzascheausbringung (HA) im Mineralboden deutlich angehoben (von pH 3.5 vor der Ascheausbringung auf pH 4.9 nach der Ausbringung). Nach 62 Tagen war der pH noch immer deutlich erhöht in der HA gegenüber den Kontrollflächen (KT).

Die in-situ Bodenatmung fiel einige Stunden nach der Ausbringung auf Null (Abb. 1). Das CO_2 wurde durch die erfolgte Karbonatisierung absorbiert. Erst 4 Tage nach der Ausbringung wurden geringe CO_2-Konzentrationen wieder gemessen. Nach 15 Tagen hatten die CO_2-Konzentrationen in den HA wieder Werte der KT erreicht. Im folgenden lagen die CO_2-Raten in den HA über den KT.

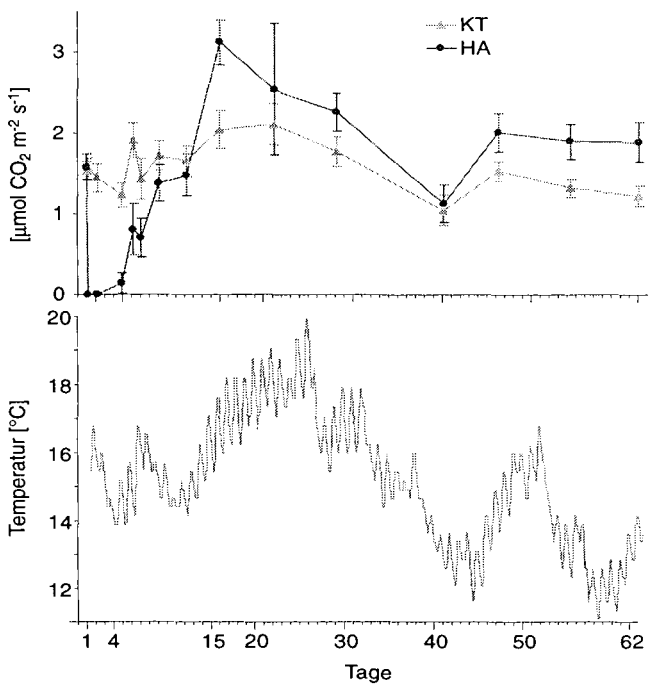


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf der Bodenatmung und der Bodentemperatur. Kontrolle (KT); Holzasche (HA)

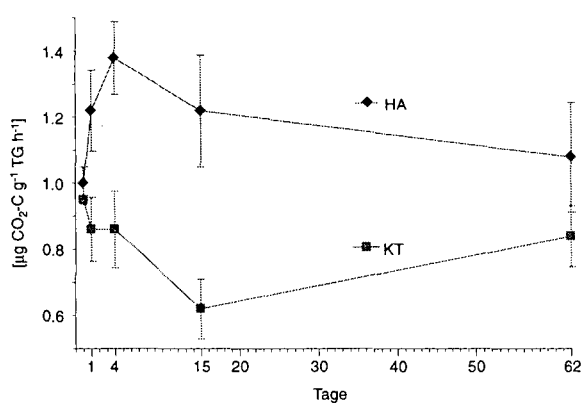


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der Basalatmung (in µg CO_2-C g^{-1} Boden-TG h^{-1} in den (KT) und (HA)

Die Basalatmung als Mass für die mikrobielle Aktivität stieg von 1.0 µg CO_2-C g^{-1} Boden auf 1.25 µg CO_2-C g^{-1} Boden nach 1 Tag und 1.4 µg CO_2-C g^{-1}

Eidg. Forschungsanstalt WSL, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf, Schweiz; e-mail: beat.frey@wsl.ch

Boden nach 4 Tagen in der HA (Abb. 2). Danach nahmen die Werte leicht ab, aber waren noch immer signifikant höher als die KT. Die C_{mic}-Werte verhalten sich ähnlich. Sie stiegen nach der Ausbringung an und lagen bei allen Probenahmen über dem Niveau der entsprechenden Werte der KT (Abb. 3). Nach 4 Tagen erfolgte eine 1.6-fache und nach 15 Tagen eine 1.9-fache Erhöhung der Werte in den HA-Flächen gegenüber KT.

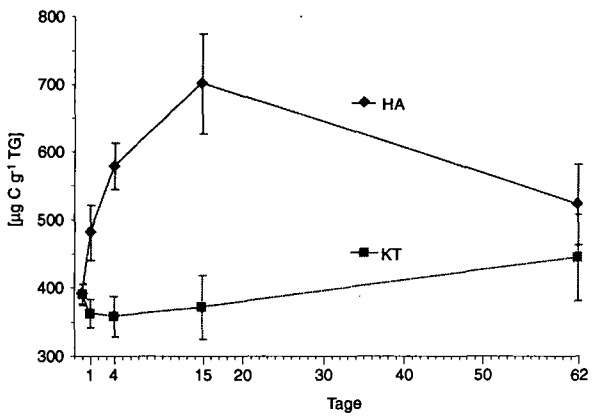


Abb. 3: Mikrobielle Biomasse (ug C_{mic} g^{-1} Boden-TG) in den Kontrollflächen (KT) und Holzascheflächen (HA)

Eine Erhöhung der funktionellen Diversität war in den HA gegenüber den KT nachzuweisen, während ein signifikanter Effekt sich auf den kurzfristigen Beobachtungszeitraum (4 und 15 Tage nach der Ausbringung der Holzasche) beschränkte (Tab. 1). Diese Erhöhung war hauptsächlich einer erhöhten Ausnützung von Karbohydraten zuzuschreiben.

	0	1	4	15	62
KT	2.93	2.92	2.88	2.86	2.99
HA	2.97	3.03	3.25 *	3.22 *	2.92

Tab. 1: Diversität (Shannon-Index H) von Bodenbakteriengemeinschaften nach der Holzascheausbringung über den Beobachtungszeitraum von 62 Tagen. KT = Kontrollflächen; HA = Holzascheflächen. *Signifikanz-Niveau = 95 %

Vor der HA-ausbringung war die saure Phosphataseaktivität signifikant höher als in der HA gegenüber der KT. Unmittelbar nach der Ausbringung nahm die Akitivität in der HA ab und wies 4 Tage später die gleichen Werte auf wie die KT. Die Enzyme des N-Kreislaufes zeigten ein anderes Verhalten. Die Ureaseaktivität wies vor der Behandlung nur schwach signifikante Unterschiede zwischen der HA und den KT auf. Unmittelbar nach der HA-ausbringung stieg die Signifikanz des Unterschiedes. Im weiteren Verlauf waren keine signifikanten Unterschiede mehr feststellbar. Ein ähnliches Verhalten zeigte die Proteaseaktivität (Tab. 2).

		0	1	4	15	62
Phosphatase	**KT**	7.0	8.1	7.8	6.6	2.9
	HA	10.9 ***	9.6 **	7.4	6.2	3.5
Urease	**KT**	0.19	0.25	0.22	0.15	0.38
	HA	0.30 **	0.49 ***	0.36	0.38 **	0.44
Protease	**KT**	2.9	2.8	3.3	3.3	3.9
	HA	3.6	3.8 ***	4.3 *	3.9	3.9

Tab.2: Enzymaktivitäten in Proben vor der HA-ausbringung (0 Tage) und in Tagen danach (1, 4, 15 und 62). Die Werte der sauren Phosphatasen sind in µmol PNP g^{-1} h^{-1}, der Urease in µmol NH_4^+ g^{-1} h^{-1}und der Protease in µmol Tyrosin g^{-1} h^{-1} dargestellt. KT = Kontrollflächen; HA = Holzascheflächen.
* Signifikanzniveau bei 95 %; ** bei 97 %; *** bei 99 %

Schlussfolgerungen

Die laufenden Untersuchungen zeigen, dass die Holzascheausbringung einen kurzfristigen Effekt auf die biologische Aktivität eines sauren Mineralbodens ausübt. Dies stimmt mit Untersuchungen aus Deutschland und Skandinavien von Gehring et al. (2000), Büttner et al. (1998) und Fritze et al. (1994) überein, wogegen dort die Holzasche auch einen mittelfristigen Effekt in der Streuauflage bewirkte. Der erhöhte pH fördert das bakterielle Wachstum und erhöht damit die mikrobielle Biomasse. Die funktionelle Diversität wurde durch die Holzasche leicht beeinflusst (erhöht), was als Folge der höheren Inokulationsdichte (erhöhte mikrobielle Biomasse) in der HA erklärt werden kann. Ein erhöhtes Angebot anorganischer P-Verbindungen reduziert die Phosphataseaktivität. Umgekehrt werden Enzymaktivitäten im N-Kreislauf durch induzierten N-Mangel angeregt.

Dank

Wir danken dem Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) für die Mitfinanzierung des Projektes.

Literatur

Büttner, G., Gering, C., Nell, U., Rumpf, S., v.Wilpert, K., 1998. Einsatz von Holzasche in Wäldern (Wood ash application in forests). Forst und Holz 53, 72-76

Fritze, H., Smolander, A., Levula, T., Kitunen, V., Mälkönen, E., 1994. Wood ash fertilization and fire treatments in a Scots pine forest stand: Effects on the organic layer, microbial biomass, and microbial activity. Biology and Fertility of Soils 17, 57-63.

Gering, C., Heil, B., Lamersdorf, N.P., 2000. Wood ash application in a Norway spruce forest at Solling, central Germany. Proceedings. International conference on forest Ecosystem Restoration, Vienna, pp. 322-324.

Insam, H., 1997. A new set of substrates proposed for community characterization in environmental samples. In: Insam, H., Rangger, A., (Eds), Microbial communities; Functional versus structural approaches. Springer, Berlin, pp. 259-260.

Beurteilung der Lebensraumfunktion von Böden anhand des Vorkommens von drei ausgewählten Organismengruppen

J. K. Friedel[1], O. Ehrmann, K. Martin, T. Vollmer, M. Sommer[2]

Einleitung

Die Funktion von Böden, Organismen Lebensraum zu bieten, wird im Rahmen des Bodenschutzes bisher kaum berücksichtigt. Am Beispiel von Regenwürmern, Gehäuselandschnecken und Mikroorganismen wurde das Vorkommen der Organismen in Abhängigkeit von Standorteigenschaften betrachtet (Ehrmann et al., 1999; Sommer et al., 1999). Das Ziel war, eine über die drei Organismengruppen integrierende Beurteilung der Böden in ihrer Funktion als Lebensraum für diese Organismen anhand von Standorteigenschaften (z.B. Bodenreaktion, Bodenfeuchte) zu entwickeln. Es sollen zwei Verfahren dargestellt werden, wie die Ergebnisse der drei Organismengruppen in ein Beurteilungsverfahren integriert werden können.

Material und Methoden

In 40 repräsentativ ausgewählten, naturnahen Waldböden Südwestdeutschlands, die alle Naturräume abdecken, wurden wesentliche *Standorteigenschaften* wie z.B. Jahresniederschlagsmenge, Feinerdemenge, Tonmenge, pH-Wert, Bodenkundliche Feuchtestufe (berücksichtigt Standorttyp, Klimabereich, Topographie; Umweltministerium Baden-Württemberg, 1995), Humusform (Tab. 1), Mächtigkeit der Auflage und Kohlenstoffmenge ermittelt. Das Vorkommen von *Regenwürmern* wurden anhand des Arteninventars, der Abundanzen und der Biomassen beschrieben. Zur Untersuchung der *Gehäuselandschnecken* wurden Arten- und Individuenzahlen erhoben. Die *Bodenmikroorganismen* wurden anhand ihrer Biomasse (C_{mic}), der Basalatmung (C_{resp}) und des *in situ* Transformationsvermögens (**Abbau**) charakterisiert. Die Ergebnisse der biotischen Variablen wurden auf die Fläche bezogen.

Tabelle 1: Unterteilung der Humusformen

H1:	Anmoor, vererdetes Niedermoor
H2:	L – Mull, Feuchtmull
H3:	F^+ – Mull (mächtiger krümliger Ah)
H4:	F^- – Mull
H5:	mullartiger Moder
H6:	Moder
H7:	Rohhumus, Feuchtrohhumus, Hochmoortorf

Für jede der Organismengruppen wurde die *Abhängigkeit dieser biotischen Variablen von den Standorteigenschaften* festgestellt. Einerseits wurden die Abhängigkeiten grafisch betrachtet, andererseits wurden multiple Regressionsanalysen durchgeführt.

Die *Integration der drei Organismengruppen in ein Beurteilungsschema* erfolgte anhand von zwei Verfahren, einem graphischen und einem statistischen. Zum einen wurden die Ergebnisse graphisch in einem Ökogramm (x-y-Plot mit pH-Wert und Bodenfeuchte der Standorte als Achsen) veranschaulicht. Die Größen der drei Organismenpopulationen an jedem Standort wurden als normierte Werte in Star-Plots (Radardiagrammen) in den Ökogrammen dargestellt. Dieses graphische Verfahren ermöglicht es, Standorttypen zu erkennen (Ehrmann et al., 2001). Aus diesen können Klassen von Standorten mit unterschiedlichem Erfüllungsgrad der Lebensraumfunktion abgeleitet werden.

Im zweiten Verfahren wurden die biotischen Variablen, die das Vorkommen der drei Organismengruppen beschreiben, einer Hauptkomponentenanalyse unterzogen. Die Ergebnisse wurden anschließend mit den Ergebnissen der multiplen Regressionsanalysen kombiniert. So konnte die erste Hauptkomponente (**PC1**) als Linearkombination der Standortfaktoren ausgedrückt werden. Anhand der Häufigkeitsverteilung der PC1 wurden die Standorte in Klassen mit unterschiedlichem Erfüllungsgrad der Lebensraumfunktion eingeteilt.

1) Institut für Ökologischen Landbau, Universität für Bodenkultur Wien, Gregor Mendel Str. 33, A 1180 Wien
2) Institut für Biomathematik und Biometrie, GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Ingolstädter Landstr. 1, D 85764 Neuherberg

Ergebnisse und Diskussion

Abhängigkeiten der biotischen Variablen von Standorteigenschaften:

Es zeigte sich, daß Bodenreaktion, Bodenfeuchte, Humusform und Feinbodenmenge das Vorkommen der untersuchten Organismengruppen am besten beschreiben. Dabei war jedoch die Abhängigkeit des Organismenbesatzes von diesen Faktoren bei jeder der Organismengruppen verschieden (Tab. 2). Bei den Regenwürmern spielte offensichtlich auch die Bodenart eine Rolle. Bei den Schnecken waren pH-Wert und Feuchtigkeit nahe der Bodenoberfläche ausschlaggebend. Bei der mikrobiellen Biomasse und Respirationsaktivität waren Humusform (H1 bis H3 positiv), pH-Wert (positiv) und Bodenfeuchte (Optimumsfunktion) die wichtigsten Faktoren. Bei dem mikrobiellen *in situ Transformationsvermögen* spielte die Feuchtigkeit die entscheidende Rolle.

Tabelle 2: Ergebnisse der multiplen Regressionsanalysen (N = 39 Standorte; Faktoren nach Bedeutung im Regressionsmodell geordnet)

$\ln(Regenw.biomasse) = 2{,}106 - 1{,}09\ H6 - 0{,}264\ pH + 0{,}258\ H2 + 3{,}06\ H3 + 3{,}236\ H1 + 0{,}00372\ Feinboden;$ $r^2 = 0{,}651$

$Regenw.arten = 0{,}307 + 0{,}700\ BFS + 3{,}410\ H2 + 4{,}183\ H1 + 2{,}383\ H3 - 0{,}0601\ Auflage - 0{,}0480\ BFS^2;$ $r^2 = 0{,}744$

$Schneckenarten = -3{,}744 + 1{,}354\ pH_{3cm} + 5{,}103\ BFR + 4{,}057\ H2 - 0{,}00586\ Niederschlag;$ $r^2 = 0{,}749$

$Schneckenindividuen = -85{,}0 + 291{,}6\ H1 + 35{,}66\ pH_{3cm} + 56{,}1\ H2;$ $r^2 = 0{,}714$

$\ln(C_{mic}) = 1{,}64 + 0{,}260\ pH + 0{,}410\ H2 - 0{,}00289\ BFS^2 + 0{,}236\ BFS + 0{,}540\ BFR + 0{,}368\ H3;$ $r^2 = 0{,}695$

$C_{resp} = -231{,}3 + 195{,}2\ H1 + 58{,}4\ pH + 0{,}382\ Feinboden + 8{,}81\ Auflage - 1{,}686\ BFS^2 + 107{,}7\ BFR;$ $r^2 = 0{,}636$

$Abbaurate = 1{,}450 - 0{,}000905\ Niederschlag + 0{,}168\ BFS - 0{,}0116\ BFS^2;$ $r^2 = 0{,}601$

H1 – H7: Humusformen, s. Tabelle 1; BFS: Bodenkundliche Feuchtestufe (berücksichtigt Standorttyp, Klimabereich und Topographie; Umweltministerium Baden-Württemberg, 1995); BFR: Bodenfeuchteregime (berücksichtigt Klimabereich und Topographie); pH_{3cm}: pH-Wert in 3 cm Bodentiefe

Beurteilung: Graphisches Verfahren

Da pH-Wert und Bodenkundliche Feuchtestufe insgesamt die größte Erklärungskraft für das Vorkommen der Organismengruppen hatten, wurden diese beiden Standorteigenschaften als Achsen des Ökogramms gewählt. Im neutralen pH-Bereich bei frischen bis feuchten Bedingungen war das Optimum aller drei Organismengruppen zu verzeichnen (Beurteilungsklasse 5; Abb. 1). Bei nassen Standorten war demgegenüber die Biomasse der Mikroorganismen reduziert, während bei trockenen Standorten die Regenwurm- und Schneckenpopulation verringert war (Klasse 4). Bei saurer Bodenreaktion war zunächst die Schneckenpopulation verringert (Klasse 3), bei stärker sauren Bedingungen waren alle Organismengruppen betroffen (Klasse 2). Ein sehr geringer Erfüllungsgrad der Lebensraumfunktion (Klasse 1) von Böden zeigte sich an äußerst sauren (pH < 3) und dürren (BFS < 1) Standorten. Eine möglich Verbesserung der Klassifikation durch eine zusätzlich Berücksichtigung weiterer Standorteigenschaften (Humusform, ...) wird derzeit geprüft.

Beurteilung: Statistisches Verfahren

In einer Hauptkomponentenanalyse konnten etwa 60% des Informationsgehalts der sieben biotischen Variablen mit der ersten Hauptkomponente erfaßt werden (Tab. 3). Auf die zweite und dritte Hauptkomponente verteilten sich jeweils weitere 11%. Die erste Hauptkomponente PC1 stellt eine Linearkombination der sieben Variablen dar, die mit individueller (positiver) Gewichtung eingehen. Sie ist somit die Größe, die den Organismenbesatz aller drei Gruppen am besten integrierend beschreibt.

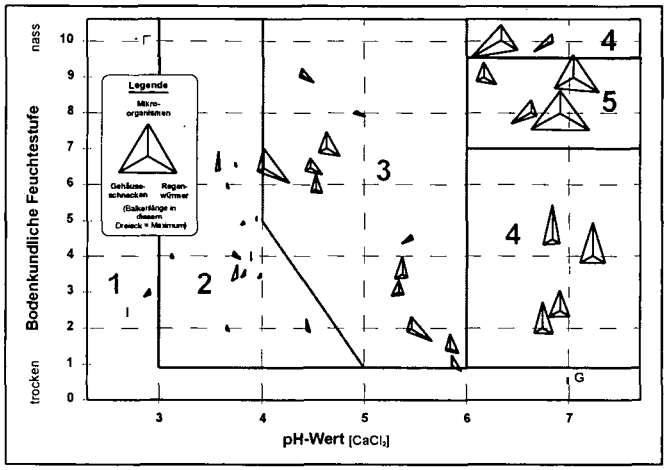


Abb. 1: Ökogramm mit Star-Plots der drei Organismengruppen. N = 39; Mikroorganismenbiomasse, Regenwurmbiomasse, Schnekkenindividuendichte. Die Ziffern geben die vorgeschlagenen Beurteilungsklassen an.

Tabelle 3: Ergebnis der Hauptkomponentenanalyse der sieben untersuchten biotischen Variablen

Komponente	% der Varianz	kumulierte %
PC1	59,7	59,7
PC2	11,3	71,0
PC3	10,9	81,9

$$PC1 = 0{,}110\ \ln(Regenw.biomasse) + 0{,}102\ Regenw.arten + 0{,}0319\ Schneckenarten + 0{,}001496\ Schneckenindividuen + 0{,}296\ \ln(C_{mic}) + 0{,}00114\ C_{resp} + 0{,}328\ Abbaurate$$

Durch Einsetzen der Regressionsgleichungen der biotischen Variablen (Tab. 2) in die Gleichung der ersten Hauptkomponente PC1 (Tab. 3) läßt sich diese nach Vereinfachung des Therms als Funktion der Standorteigenschaften darstellen (Tab. 4). Es zeigt sich, das der Organismenbesatz, über die drei Gruppen hinweg betrachtet, mit dem pH-Wert zunimmt, ein Optimum bei mittlerer Bodenfeuchte hat, an niederschlagreicheren Standorten geringer ist, bei günstiger Humusform (H1 bis H3) höher und bei ungünstiger Humusform (H6) geringer ist und mit der Feinbodenmenge zunimmt. Der Einfluß der Auflagemächtigkeit ist praktisch bedeutungslos.

Tabelle 4: Erste Hauptkomponente PC1 als Funktion von Standorteigenschaften.

$$PC1 = 0{,}7126 + 0{,}1148\ pH + 0{,}0965\ pH_{3cm} + 0{,}1966\ BFS - 0{,}0192\ BFS^2 + 0{,}2976\ BFR - 4{,}835\ 10^{-4}\ Niederschlag + 1{,}443\ H1 + 0{,}967\ H2 + 0{,}689\ H3 - 0{,}119\ H6 + 8{,}455\ 10^{-4}\ Feinboden + 0{,}00393\ Auflage$$

Die Werte der aus den Standorteigenschaften geschätzten Hauptkomponente *PC1* stimmen gut mit den Werten der aus den gemessenen biotischen Variablen errechneten PC1 überein (Abb. 2). Nach einer Standardisierung der Werte $[(x - \mu)/\sigma]$ wurden die Klassengrenzen festgelegt, so dass die Klassen 2, 3 und 4 gleich große Bereiche abdeckten, die Klassen 1 und 5 waren größer (Abb. 3). Die Standorte zeigten eine bimodale Verteilung mit Maxima in den Klassen 2 und 4.

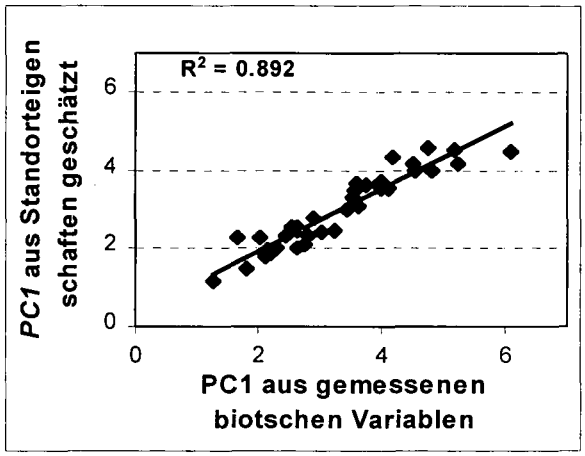


Abbildung 2: Erste Hauptkomponente PC1, aus Meßwerten der biotischen Variablen und aus abitoschen Standorteigenschaften geschätzt

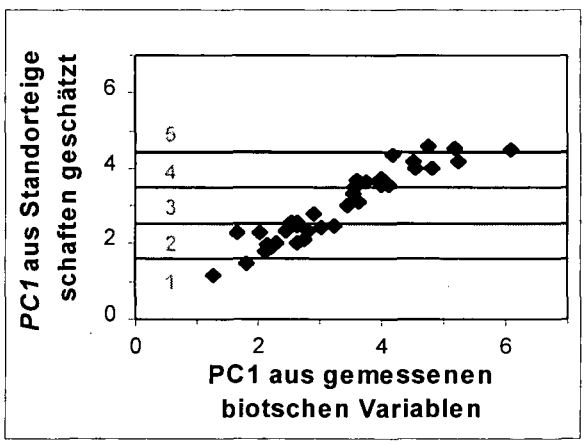


Abbildung 3: Beurteilungsklassen anhand der aus Standorteigenschaften geschätzten ersten Hauptkomponente *PC1*

Schlussfolgerungen

Nach beiden Verfahren können die Standorte in ihrer Funktion als Lebensraum für die drei betrachteten Organismengruppen anhand der Standorteigenschaften beurteilt werden. Während das graphische Verfahren einfacher und anschaulicher ist, ist das statistische Verfahren komplexer und bringt einen geringeren Informationsverlust mit sich.

Danksagung

Wir danken Herrn Dr. A. Ploner, Universität BOKU, Wien, für die umfangreichen statistischen Anregungen sowie den zahlreichen KollegInnen und MitarbeiterInnen, die zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben. Die Untersuchung wurde gefördert vom Ministerium für Umwelt und Verkehr, Baden-Württemberg, D.

Literatur

Ehrmann, O., Friedel, J.K., Martin, K., Sommer, M., Vollmer, T. (1999): Böden als Lebensraum für Organismen - II. Funktionelle Analyse am Beispiel von pH und Bodenfeuchte. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 91, 593-596.

Ehrmann, O., Friedel,J.K., Martin,K., Vollmer,T. Sommer,M. (2001): Mikroorganismen, Regenwürmer und Gehäuselandschnecken in Wäldern Südwestdeutschlands – wie verschieden sind ihre Standortansprüche? Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 95, 27-30.

Sommer, M., Ehrmann, O., Friedel,J.K., Martin, K. (1999): Böden als Lebensraum für Organismen - I. Konzeptioneller Ansatz für ein Bewertungsverfahren. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 91, 720-722.

Umweltministerium Baden-Württemberg (1995): Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit – Leitfaden für Planungen und Gestaltungsverfahren. Heft 31 der Reihe *Luft-Boden-Abfall*, Stuttgart.

Einfluss unterschiedlicher Nutzung auf bodenökologische Kennwerte tropischer Böden der Feuchtsavanne Benins

Geißen, V. [1], Junge, B. [2] & A. Skowronek [2]

1 Einleitung

Im Rahmen des interdisziplinären Projektes IMPETUS der Universitäten Köln, Bonn und des DLR werden Böden in der Feuchtsavanne im Norden Benins hinsichtlich ihres Aufbaus und ihrer Verbreitung charakterisiert. Gleichzeitig erfolgt ein Vergleich der biologischen Aktivität von Böden unter dem Einfluss unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzungen mit der von anthropogen unbeeinflussten Standorten. Zielsetzung dieses Ansatzes ist es, die komplexen Beziehungen zwischen bodenkundlichen und bodenökologischen Kennwerten unter unterschiedlicher anthropogenen Beeinflussung darzustellen. Somit soll die Grundlage für eine Beurteilung der Wirkung unterschiedlicher Landnutzungsformen auf die Bodenfruchtbarkeit und die Gefahr der Bodendegradation geschaffen werden.

An dieser Stelle werden erste Ergebnisse der Erhebungen aus dem Frühjahr 2001 vorgestellt. Hierbei finden abiotische Parameter sowie die biologische Aktivität, gemessen als Streuabbaurate und Fraßaktivität der Bodentiere, Berücksichtigung.

2 Material und Methoden

Die vier Untersuchungsflächen liegen im Einzugsgebiet des Aguima in der sommerhumiden Feuchtsavanne in N-Benin. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 1200 mm, die Jahresdurchschnittstemperatur 26,4 °C.

Die Probenahme erfolgte ab April 2001, zu Beginn der Regenzeit. Folgende Nutzungen wurden beprobt: Die Reihenkulturen Mais und Baumwolle, die Hügelkultur Yams und die anthropogen unbeeinflusste Baumsavanne. Der Yamsstandort wurde im ersten Jahr landwirtschaftlich genutzt und wies einen hohen Anteil an Bäumen auf, Mais wurde im 2. (vereinzelt Bäume), Baumwolle im 4. Jahr (keine Bäume) landwirtschaftlich genutzt.

Auf jedem Standort erfolgte eine Profilansprache nach der WRB. Aus den Profilen wurden Mischproben für die Untersuchung bodenchemischer- und physikalischer Kennwerte entnommen. Für die Erhebung der bodenbiologischen Parameter, d.h. Fraßaktivität und Streuabbaurate wurden je Nutzung drei Plots angelegt. Die Ermittlung der Fraßaktivität erfolgte mittels des Köderstreifentests. Pro Plot wurden 48 Köderstreifen in den Ah-/Ap-Horizont ausgebracht und dort über einen Zeitraum von 14 Tagen belassen (7.-21.4.01). Für die Streuabbauuntersuchungen wurden Streubeutel (100 cm^2) der Maschenweiten 0,02 mm, 2 mm und 15 mm verwendet, so dass der Anteil der einzelnen Gruppen des Edaphons am Streuabbau erfasst werden konnte. Die Ausbringung der Streubeutel, die mit je 2,5 g Blättern des Anacadia-Baums und 2,5 g Blättern des Karité-Baums gefüllt waren, in den Ah-/Ap-Horizont erfolgte am 11.4.01. Nach vier sowie nach acht Wochen wurden die ersten Streubeutel entnommen und der Gewichtsverlust der Streu ermittelt. Die Resultate der späteren Entnahmetermine liegen zur Zeit noch nicht vor. Pro Plot, Termin und Maschenweite wurden drei Streubeutel entnommen. Signifikante Unterschiede in der biologischen Aktivität wurden mit dem Mann-Whitney-U-Test ermittelt.

3 Resultate

3.1 Abiotische Kennwerte

Die Böden der Standorte Mais und Baumwolle waren als Lixisols, die des Yamsanbaus und der Savanne als Plinthosols anzusprechen (JUNGE et al. 2001). Die Bodenart der Ah-/Ap-Horizonte war als sL bis lS zu beschreiben. Einige bodenchemische Kennwerte der Oberböden sind in Tab. 1 zusammengestellt.

Tab. 1: Mittlere bodenchemische Kennwerte im Ah-/Ap-Horizont der Standorte

Nutzung	pH	BS	Ca	Mg	Corg	Ntot
	KCl	%	cmolc kg^{-1}	cmolc kg^{-1}	%	%
Mais	5,5	99	5,2	1,3	0,09	1,3
Baumwolle	5,9	98	3,5	0,6	0,05	0,7
Yams	5,9	97	2,0	0,6	0,06	0,6
Savanne	6,2	100	6,2	1,8	0,09	1,4

Alle Standorte lagen im schwach sauren Bereich mit einer nahezu 100%igen Basensättigung (BS). Die Savanne und der Maisstandort waren durch

[1] Büro für Bodenkunde und Bodenökologie
Lindenweg 24, 53347 Alfter
e-mail: violette.geissen@t-online.de
[2] Institut für Bodenkunde
Nussallee 13, 53115 Bonn

deutlich höhere Nährstoffgehalte gekennzeichnet.
Die Bodenfeuchte erwies sich als stark abhängig von der Beschattung der Standorte und war im Oberboden der Savanne im April 2001 mit 7,9 % Bodenfeuchte deutlich höher als auf den landwirtschaftlich genutzten Standorten mit 2,0-2,9 %.

3.2 Biotische Kennwerte

Innerhalb der einzelnen Nutzungen bestand eine große Homogenität bezüglich der biologischen Aktivität. Die jeweils drei Plots der einzelnen Standorte zeigten keine signifikanten Unterschiede bezüglich Fraßaktivität und Streuabbaurate. Die Nutzungen unterschieden sich jedoch deutlich voneinander (Abb. 1). Die Fraßaktivität in der Mais-Variante war signifikant gegenüber den anderen landwirtschaftlichen Nutzungen erhöht. Die Savanne nahm eine Mittelstellung ein und zeigte keine signifikanten Unterschiede zu den anderen Standorten.

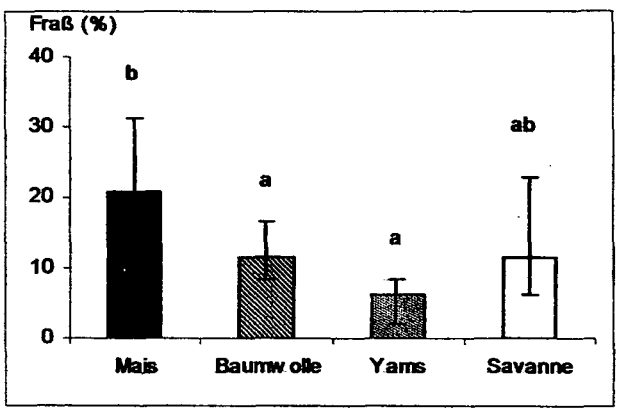


Abb. 1: Fraßaktivität der Bodenfauna in Abhängigkeit von der Nutzung (Angaben in %); sign. Unterschiede ($p<0,05$): a<b

Die Streuabbauraten unter den klimatischen Bedingungen Benins waren zu Beginn der Regenzeit bis zu fünfmal so hoch wie unter mitteleuropäischen Bedingungen (vgl. GEISSEN & BRÜMMER 1999).
Die Streuabbaurate war unter Beteiligung aller Gruppen des Edaphons (15 mm Maschenweite) auf drei Standorten signifikant gegenüber dem ausschließlich mikrobiellen Abbau (0,02 mm Maschenweite) erhöht (Tab. 2).
In der Savanne war die mikrobielle Streuabbaurate (0,02 mm Maschenweite) mit einem wöchentlichen Abbau von 4,1% signifikant höher als auf allen landwirtschaftlich genutzten Standorten. Unter Beteiligung aller Gruppen des Edaphons (15 mm Maschenweite) wiesen der Maisstandort sowie die Savanne mit 5,3 % die höchsten Streuabbauraten auf.

Tab. 2: Streuabbauraten (% Abbau/Woche) in Abhängigkeit von der Nutzung und von den Maschenweiten
Sign. Unterschiede zwischen den Nutzungen: a < b; sign. Unterschiede zwischen den Maschenweiten (0,02 , 2 und 15 mm): [illegible] < [illegible]

	0,02 mm	2 mm	15 mm
Mais	[illegible]	-	[illegible]
Baumwolle	2,9 a	3,2 a	3,4 a
Yams	[illegible]	[illegible]	[illegible]
Savanne	[illegible]	4,7 b	[illegible]

3.3 Beziehungen zwischen abiotischen Kennwerten und der biologischen Aktivität

Auswertungen der dargestellten ersten Resultate zeigten, dass zwischen der Streuabbaurate unter Beteiligung aller Gruppen des Edaphons und den Nährstoffgehalten positive Korrelationen bestanden (r^2 für Ca = 0,69), während positive Beziehungen zwischen der Bodenfeuchte und dem ausschließlich mikrobiellen Abbau ermittelt wurden ($r^2 = 0,88$).

4 Fazit

In den untersuchten tropischen Böden unterschiedlicher Nutzung wies die biologische Aktivität, gemessen als Fraßaktivität und Streuabbaurate, innerhalb der einzelnen Standorte eine hohe Homogenität auf. Diese Parameter können somit als geeignet für die Charakterisierung der biologischen Aktivität tropischer Standorte beurteilt werden.
Die Makrofauna bewirkte eine signifikante Steigerung der Streuabbaurate im Vergleich zum ausschließlich mikrobiellen Abbau.
Auf dem Maisstandort war die biologische Aktivität signifikant gegenüber den anderen landwirtschaftlichen Standorten erhöht.
Der mikrobielle Abbau erwies sich hauptsächlich als abhängig von der Bodenfeuchte, der Streuabbau unter Beteiligung aller Gruppen des Edaphons als abhängig von der Nährstoffversorgung.

5 Literatur

Geissen, V. & Brümmer, G. W. (1999): Decomposition rates and feeding activities in deciduous forests in relation to soil chemical parameters after liming and fertilization. – Biol. Fertil. Soils 29, 335-342.
Junge, B., Geissen, V. & Skowronek, A. (2001): Tropische Böden der Feuchtsavanne Benins (Westafrika).- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (in Druck)

Bodenzoologisches Monitoring auf EU-Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Nordrhein-Westfalen

Ulfert Graefe[1], **Joachim Gehrmann**[2] und **Ingrid Stempelmann**[3]

[1]IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH, Sodenkamp 62, 22337 Hamburg, Germany, e-mail: ifab.hamburg@t-online.de
[2]LÖBF Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen, Leibnizstr.10, 45659 Recklinghausen, Germany, e-mail: joachim.gehrmann@loebf.nrw.de
[3]LUA Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Wallneyer Str. 6, 45133 Essen, Germany, e-mail: ingrid.stempelmann@lua.nrw.de

Im Rahmen des forstlichen Umweltmonitorings verfolgen die Untersuchungen auf Dauerbeobachtungsflächen (Level II) das Ziel, den Zustand und die Entwicklung von Waldökosystemen unter dem Einfluss von Luftverunreinigungen und klimatischen Faktoren darzustellen und kausal zu erklären (*Haußmann* und *Lux*, 1998). Das Untersuchungsprogramm in Nordrhein-Westfalen umfasst auch eine Erhebung der Bodenfauna, die als Steuergröße für die Prozesse der Zersetzung eine ökosystemare Schlüsselfunktion besitzt (*Gehrmann* et al., 1990). Seit 1995 erfolgt dies auch im Rahmen der Bodendauerbeobachtung. Methodisch orientieren sich die bodenzoologischen Untersuchungen an den Empfehlungen der Ad-hoc-AG der LABO (2000). Als Indikatorgruppen werden Regenwürmer und Kleinringelwürmer erfasst, die stellvertetend für die Makro- und die Mesofauna stehen. Tab. 1 gibt eine Übersicht über die Untersuchungsparameter und ihre indikatorische Bedeutung. Im Folgenden werden einige ausgewählte Ergebnisse vorgestellt.

Tabelle 1: Bodenzoologische Untersuchungsparameter auf Dauerbeobachtungsflächen in Nordrhein-Westfalen.

Parameter	Indikatorfunktion
Gesamtabundanz der Regenwürmer (Ind./m²), Gesamtbiomasse der Regenwürmer (g/m²), Gesamtabundanz der Kleinringelwürmer (Ind./m²)	Bodenzoologische Indikatoren der biologischen Aktivität im Boden
Artenzusammensetzung und Artenzahl, Abundanz, Dominanz und Frequenz der Arten	Bodenzoologische Indikatoren der Biodiversität im Boden
Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer: insgesamt sowie auf Gattungs- und Artebene	Zeiger für die vertikale Ausdehnung und Stärke der biologischen Aktivität
Biomasse und Biomassedominanz der Regenwurmarten	Zeiger für die ökologische Bedeutung der Arten
Qualitative und aggregierte Parameter: Lebensformtypen- und Strategietypen-Spektren, Zeigerwert-Spektren und mittlere Zeigerwerte, Zersetzergesellschaftstyp	Indikatoren für die integrale Wirkung ökologischer Faktoren auf den biologischen Bodenzustand bzw. die Bodenbiozönose

Tab. 2 zeigt die Artenzusammensetzung der Annelidenzönose an den 7 Level II-Flächen. Mineralbodenbewohnende Regenwürmer sind mit einer Ausnahme (*A. caliginosa* bei Glindfeld) nicht vertreten. Die Zönosen werden überwiegend von starksäure- und säurezeigenden (R1-R3) Kleinringelwürmern dominiert.

Tabelle 2: Bodenzoologische Kennwerte, pH-Werte im Oberboden und atmosphärische Säureeinträge an den 7 Level II-Flächen in Nordrhein-Westfalen.

Dauerbeobachtungsfläche			504 Velmerst.		501 Klev.	506 Elberndorf		503 Haard		502 Tannenb.		507 Mon.	505 Glin.
Untersuchungsjahr			1995	2000	1997	1995	2000	1995	2000	1995	2000	1997	1996
Bestockung			Fichte		Ki	Fichte		Buche		Eiche		Bu	Bu
Regenwürmer	**F**	**R**	Makrofauna-Abundanzklasse										
Dendrobaena octaedra	x	4	2	2	2	2	2		1	1	1		2
Lumbricus rubellus	x	x	1	1						1		1	1
Dendrodrilus rubidus	x	x						1			1	2	
Aporrectodea caliginosa	x	7											1
Kleinringelwürmer			Mesofauna-Abundanzklasse										
Marionina clavata	5	1	5	5	4	5	4	5	4	3	4	4	
Achaeta brevivasa	5	1	3	3		4	2						
Cognettia sphagnetorum	x	2	4	4	2	5	5	3	4	3	3	3	3
Achaeta sp. (amel)	5	2							2				
Achaeta camerani	5	3			2	5	5	5	4	4	4	5	
Achaeta aberrans	5	3				1	2	1		1	3	2	
Mesenchytraeus pelicensis	5	3	1			1	1		1				1
Achaeta danica	5	3										1	3
Oconnorella cambrensis	5	4						4	4	2	3	3	4
Achaeta affinoides	5	4							1			3	3
Cognettia cognettii	x	4										1	2
Mesenchytraeus glandulosus	5	5				1	1	1	1			1	1
Mesenchytraeus flavus	5	5				1						1	
Achaeta sp. (glin)	5	5											3
Enchytraeus norvegicus	5	5									1	1	2
Marionina simillima	6	5										2	
Fridericia striata	x	6								1	1	1	
Enchytronia parva	5	6										3	2
Enchytronia sp. (sept)	5	6										3	2
Hrabeiella periglandulata	5	6										1	3
Stercutus niveus	5	7											3
Enchytraeus minutus agg.	x	7								1	1	1	
Cernosvitoviella atrata	8	x											1
Bryodrilus ehlersi	x	x											1
Artenzahl der Anneliden			6	5	4	9	8	6	10	9	10	19	18
Abundanz der Regenwürmer (Ind./m²)			18	18	12	18	20	0	8	4	8	22	26
Biomasse der Regenwürmer (g/m²)			1,9	0,8	0,6	1,4	0,9	0	1,0	0,1	0,6	1,2	4,8
Kleinringelwürmer (Tausend Ind./m²)			132	94	21	161	98	85	67	31	61	83	48
gewichtete mittlere Feuchtezahl			5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,1	5,1
gewichtete mittlere Reaktionszahl			1,8	1,7	2,2	2,3	2,4	2,6	2,7	3,1	3,1	3,9	4,6
Zersetzergesellschaftstyp			Achaeto-Cognettietum									Übergang	
pH-Wert ($CaCl_2$) in Auflage/Oberboden			2,8		2,8	2,9		3,2		3,3		3,7	3,8
atmosphärische Säureeinträge in den Jahren 1996 und 1997 (keq/ha*a)			4,3		2,4	3,2		2,8		3,0		2,0	1,8

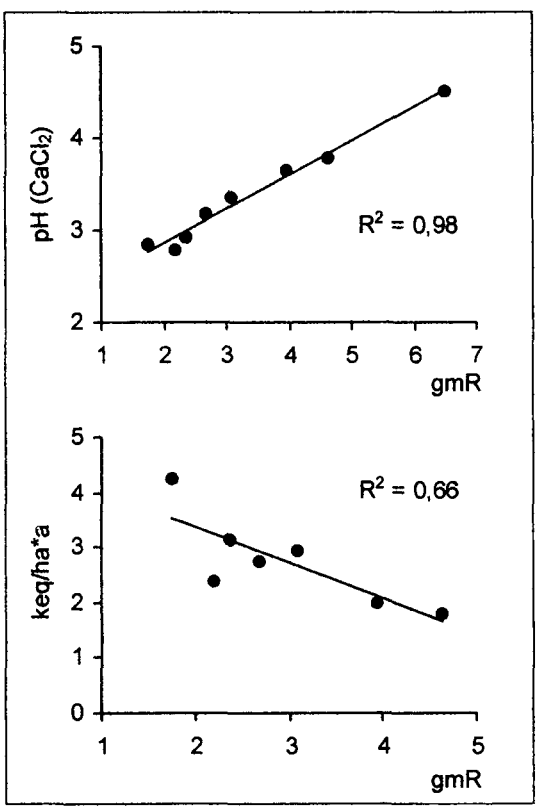


Abbildung 1: Beziehungen zwischen der gewichteten mittleren Reaktionszahl (Anneliden), dem pH-Wert im Oberboden (oben) und dem atmosphärischen Säureeintrag (unten) an den 7 Level II-Flächen.

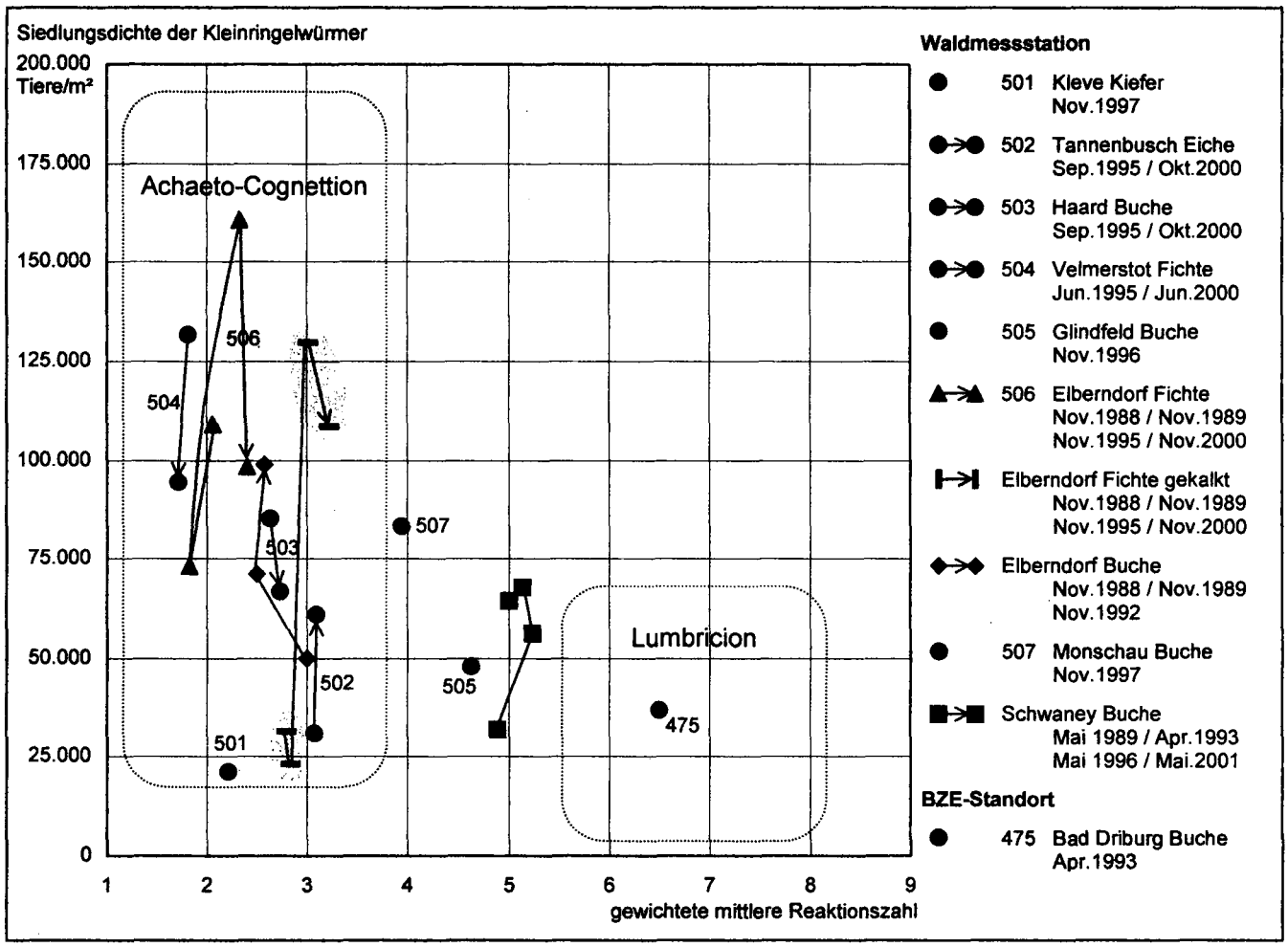


Abbildung 2: Kennwerte und Entwicklung des biologischen Bodenzustands auf Dauerbeobachtungsflächen in Nordrhein-Westfalen. Ökogrammdarstellung mit den Koordinaten Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer und mittlere Reaktionszahl der Ringelwurmzönose.

Als Zersetzergesellschaftstyp ist auf 5 Flächen ein Achaeto-Cognettietum ausgebildet. Nur zwei Flächen weisen eine artenreichere Zönose auf, die den Übergangsbereich zum Stercuto-Lumbricetum darstellt (*Graefe*, 1993).

Die mittleren Reaktionszahlen der Annelidenzönose zeigen eine lineare Beziehung mit hohem Bestimmtheitsmaß ($R^2 = 0{,}98$) zu den gemittelten pH-Werten in der Auflage und im Ah-Horizont (Abb. 1). Eine deutliche, aber stärker streuende Beziehung besteht auch zwischen der Säure-Gesamtdeposition (keq / ha * a) und den mittleren Reaktionszahlen. Die Streuung ergibt sich dadurch, dass die atmosphärischen Säureinträge auf unterschiedlich stark gepufferte Böden treffen.

Die Darstellung in Abb. 2 kombiniert die beiden hochdifferenzierenden Parameter Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer und gewichtete mittlere Reaktionszahl der Annelidenzönose in der Form eines Zustandsdiagramms. Neben den 7 Level II-Flächen, die sich mehr oder weniger alle auf der sauren Seite befinden, sind noch weitere Untersuchungsflächen eingetragen. Der BZE-Standort 475 Bad Driburg Buche liegt am Leehang des Eggegebirges auf besser gepuffertem Kalkverwitterungslehm. Die Artenzusammensetzung der Bodenbiozönose wird hier von mineralbodenbewohnenden Regenwürmern geprägt, die den Zersetzergesellschaftstyp Stercuto-Lumbricetum kennzeichnen. Der Standort kann als Referenz für den wenig veränderten Ausgangszustand angesehen werden. Auf vergleichbarem Substrat befindet sich auch die Waldmessstation Schwaney am Luvhang des Eggegebirges. Die 12-jährige Zeitreihe belegt eine deutliche Abweichung vom angenommenen Ausgangszustand, die auf höhere Säureeinträge an diesem Standort zurückzuführen ist. Auch der Zustand der Level II-Fläche 505 Glindfeld, auf der noch eine Restpopulation von mineralbodenbewohnenden Regenwürmern vorkommt, kann als versauerungsbedingte Abweichung vom Lumbricion verstanden werden.

Vor dem Hintergrund zurückgehender und sich in der Zusammensetzung wandelnder Stoffeinträge interessiert auch die Aktivität der Bodenfauna, die als Siedlungsdichte in Erscheinung tritt. Die 12-jährigen Zeitreihen von der Waldmessstation Elberndorf zeigen tendenziell eine ansteigende Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer und eine leichte Verschiebung der mittleren Reaktionszahlen, was mit einer durch Stickstoffeinträge ausgelösten Verengung des C/N-Verhältnisses zusammenhängen kann.

Besonders deutlich sind die Veränderungen auf der gekalkten Fichtenfläche. Die Kalkung mit 4 t Magnesiumkalk / ha erfolgte 1984. Nach einem anfänglich starken Rückgang liegt die Siedlungsdichte 11 Jahre später wieder im Bereich der Kontrolle. Artenzusammensetzung und Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer geben aber Hinweise auf verbesserte Lebensbedingungen im Mineralboden.

Literatur

Ad-hoc-AG der LABO (2000): Boden-Dauerbeobachtung – Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. In Rosenkranz, D. et al. (Hrsg.): Bodenschutz. Kennziffer 9152, E. Schmidt Verlag, Berlin.

Gehrmann, J. et al. (1990): Umweltkontrolle am Waldökosystem. Forschg. und Beratung, Reihe C, Heft 48, Landwirtschaftsverlag, Münster.

Graefe, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 69: 95-98.

Haußmann, T. und *W. Lux* (1998): Level II: Ein europaweites Monitoringprogramm in Wäldern. EcoSys 7: 59-68.

Bodenenzymatische Untersuchungen auf Waldstandorten zu verschiedenen Jahreszeiten

Reiner Gromes, Klaus Mueller, Elke Nagel

Fragestellung

Auf 10 Waldstandorten mit unterschiedlichen Bodentypen wurden zu verschiedenen Jahreszeiten die Enzymaktivitäten von Urease, Saccharase und saurer Phosphatase sowie die potentielle Nitrifikation bestimmt. Das Ziel der Untersuchung war eine Abschätzung des Einflusses der jahreszeitlich abhängigen Faktoren wie Niederschlagsmenge und Temperatur auf die Höhe der Enzymaktivitäten im Vergleich zu Standortfaktoren wie dem Gehalt an organischer Substanz und dem pH-Wert.

Material und Methoden

Die Bodenprobennahme erfolgte im August 1999 sowie im März und Juli 2001. Alle Proben wurden aus den oberen 30 cm des Bodens gezogen, einen Tag bei +6°C gelagert und nach dem Sieben direkt für die Enzymaktivitätstests eingesetzt. Die Aktivitäten der Enzyme Urease, Saccharase und saure Phosphatase sowie die potentielle Nitrifikation wurden nach den Standardlabormethoden (Schinner, F.; Öhlinger, R.; Kandeler, E.; Margesin, R.: Bodenbiologische Arbeitsmethoden; Heidelberg, 1993) bestimmt. Der Nachweis der Glucose beim Saccharase-Test erfolgte enzymatisch (UV-Test, 340 nm) mit Glucose-Testkits nach den Angaben des Herstellers. Weiterhin wurden die Trockensubstanz (TS = 105 °C), der Glühverlust (GV = 430°C) und der pH-Wert erfasst.

Fachhochschule Osnabrück
FB Agrarwissenschaften
Oldenburger Landstrasse 24
D-49090 Osnabrück

e-mail: R.Gromes@fh-osnabrueck.de

Ergebnisse und Diskussion

Die klimatischen Verhältnisse auf den untersuchten Standorten werden vereinfacht beschrieben durch die Angabe der Lufttemperatur zum Zeitpunkt der Probennahme und die Angabe der Niederschlagshäufigkeit im Monat vor der Probennahme:

8 / 1999: 30°C - extreme Trockenperiode
3 / 2001: 6°C - Regenperiode
7 / 2001: 23°C - Trockenperiode

Der Einfluss der klimatischen Faktoren Temperatur und Niederschlagsmenge auf die Höhe der Enzymaktivitäten war bei allen Aktivitätsmessungen ersichtlich an den unterschiedlichen Ergebnissen in Abhängigkeit vom Probennahmezeitpunkt. Die Darstellung der Ergebnisse aus den Aktivitätsmessungen in den Tabellen 1 und 2 erfolgt daher unter Angabe der Minimum- und Maximumwerte.

Bei der Betrachtung der verschiedenen Aktivitäten fällt auf, daß sich auf einen Standort bezogen, die Einzelenzyme Urease, Saccharase und saure Phosphatase tendentiell sehr ähnlich verhalten und die potentielle Nitrifikation eine gewisse Sonderstellung einnimmt.

Die Ergebnisse der Nitrifikationsmessungen sind in der Tabelle 1 zusammengefaßt. Die herausragende Bedeutung des pH-Wertes auf die Höhe der potentiellen Nitrifikation wird hier sehr deutlich. Auf den Böden mit pH-Werten unter 4 sind nur sehr geringe Aktivitäten nachweisbar, bei pH-Werten über 5 nimmt die Höhe der Aktivitätswerte erheblich zu. Die höchste Aktivität wurde auf dem Standort (Bodentyp: Rendzina-Braunerde) mit dem höchsten pH-Wert (6,6) gefunden.

Tabelle 1: Potentielle Nitrifikation (ng N / g TS x 5 h) und pH – Wert

Bodentyp	pH ($CaCl_2$)	Potentielle Nitrifikation
Podsol	3,0	< 10
Podsol-Braunerde	3,0	< 10
Pelosol	3,1	< 10
Plaggenesch	3,4	< 10
Pseudogley-Braunerde	3,5	20 – 80
Regosol	3,9	0 – 20
Pseudogley	5,4	900 – 3200
Gley	5,4	400 – 1100
Rendzina-Braunerde	6,6	2400 - 4000
Rendzina	6,6	430 – 700

In der Tabelle 2 sind die Ergebnisse der Aktivitätsmessungen für die Einzelenzyme Urease, Saccharase und saure Phosphatase zusammengestellt. Bei den Einzelenzymen spielen für die Höhe der Aktivitäten vor allem die Gehalte an organischer Substanz (näherungsweise ermittelt als GV) und die pH-Werte, aber auch die klimatischen Verhältnisse auf den Standorten eine entscheidende Rolle.

Sehr hohe Aktivitäten wurden im Mittel auf den Standorten mit den höchsten Gehalten an organischer Substanz gefunden, während auf den humusarmen Böden die geringsten Einzelaktivitäten nachweisbar waren.

Die Bedeutung des pH-Wertes wird bei ähnlichen Gehalten an organischer Substanz ersichtlich. Hierbei waren die höheren Aktivitäten auf den Böden mit pH-Werten von 5 - 6 (Bodentypen: Gley und Pseudogley) gegenüber den Böden mit pH-Werten von 3 - 4 (Bodentypen: Podsol und Pelosol) nachweisbar.

Auf den Standorten mit vorwiegend sandigen Böden (Regosol, Podsol, Plaggenesch) scheint die Höhe der Aktivitäten bei Trockenheit, bedingt durch den Wassermangel, zusätzlich negativ beeinflusst zu werden.

Tabelle 2: Enzymaktivitäten
(Urease = µg N / g TS x 2 h;
Saccharase = µg Glucose / g TS x 3 h;
Phosphatase = µg Nitrophenol / g TS x h)

Urease	Saccharase	Phosphatase	Bodentyp
8 – 15	77 – 219	77 – 119	Regosol
3	28 – 42	164 – 223	Plaggenesch
6 – 25	39 – 125	91 – 148	Podsol-Braunerde
3 – 17	42 – 175	35 – 63	Podsol
20 – 51	291 – 380	384 – 657	Pseudogley
28 – 62	480 – 876	559 – 595	Gley
4 – 48	50 – 370	179 – 579	Pelosol
16 – 22	266 – 396	317 – 480	Rendzina
33 – 98	420 – 896	703 – 931	Rendzina-Braunerde
25 – 57	290 – 400	906–1396	Pseudogley-Braunerde

Schlussfolgerungen

Den Standortfaktoren pH-Wert und Gehalt an organischer Substanz scheint für die Höhe der Enzymaktivitäten eine größere Bedeutung zuzukommen als den jahreszeitlich abhängigen Faktoren Niederschlagsmenge und Temperatur.

Während für die Höhe der Aktivitäten der Einzelenzyme der Gehalt an organischer Substanz und der pH-Wert eine gleichermaßen große Rolle spielen, scheint der pH-Wert für die Höhe der potentiellen Nitrifikation der entscheidende Faktor zu sein.

Gasförmige Stickstoffverluste an einem Waldstandort in den Nordtiroler Kalkalpen

E. HÄRTEL-RIGLER[1)], S. ZECHMEISTER-BOLTENSTERN[2)] & M.H. GERZABEK[3)]

1. Einleitung

Bodenmikroorganismen sind für die Mineralisierung von organischem Stickstoff im Boden verantwortlich. Im Zuge der Nitrifikation wandeln sie NH_4^+ in NO_3^- um und im Rahmen der Denitrifikation NO_3^- zu gasförmigem Stickstoff. Bei beiden Prozessen kommt es zu Verlusten des Stickstoffs in Form von Lachgas (N_2O), das als Treibhausgas bekannt ist.

Das hier vorliegende Projekt ist Teil des von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt koordinierten Gemeinschaftsprojektes „Bilanzierung der Stickstoffflüsse in einem Waldökosystem in den Nordtiroler Kalkalpen". Das Ziel dieser Untersuchung war die Quantifizierung der Stickstoffflüsse in einem Waldökosystem durch die Beurteilung des Stickstoffeintrages, des internen Stickstoffkreislaufes und der Stickstoffverluste durch N_2O-Emissionen oder Nitratauswaschung ins Grundwasser.

2. Material und Methoden

Der untersuchte Waldstandort liegt in Tirol (Achenkirch) nahe der Deutsch-Österreichischen Grenze auf einer Seehöhe von 920 m.
Die dominierenden Baumarten sind Fichte (*Picea abies*) und Rotbuche (*Fagus sylvatica*). Die Böden sind ein Mosaik aus Kalkbraunlehm und Rendzina mit einem pH von 6-7, einem C_{org}-Gehalt von 150 g kg^{-1}, einem N_t-Gehalt von 9 g kg^{-1} und einem C/N-Verhältnis von 15-17. Eine detaillierte Beschreibung der Fläche haben HERMAN et al. (2001) vorgenommen. Der atmosphärische N- Eintrag in dieser Region liegt bei ca. 15 kg ha^{-1} a^{-1}.

1) *Institut für Freiraumgestaltung und Landschaftspflege, Universität für Bodenkultur, Peter-Jordan-Str. 82, A-1190 Wien*
2) *Institut für Forstökologie, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Seckendorff-Gudent-Weg 8, A-1131 Wien*
3) *Abteilung Umweltforschung, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf, A-2444 Seibersdorf*

Von Mai 1998 bis Oktober 1999 wurden Gaskonzentrationen mittels geschlossener Kammern in 14-tägigen Abständen gemessen. Die Konzentrationen an N_2O, CO_2 und CH_4 wurden mittels eines Gaschromatographen ermittelt. Ein mal pro Monat wurden Bodenproben entnommen für die Bestimmung des mineralischen Stickstoffes (NH_4^+ und NO_3^-), des mikrobiellen Biomasse-N und der extrahierbaren Glukoseäquivalente. Zusätzlich wurden die Nettomineralisation und Nettonitrifkation durch die Verwendung von inkubierten Bodenzylindern bestimmt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Während unserer Messperiode lagen die Monatsmittelwerte der N_2O-Emissionen zwischen –1,1 und 31,9 µg N_2O-N m^{-2} h^{-1} (Abb. 1). Die Gesamtemissionen wurden auf 0,9 kg N ha^{-1} a^{-1} geschätzt.

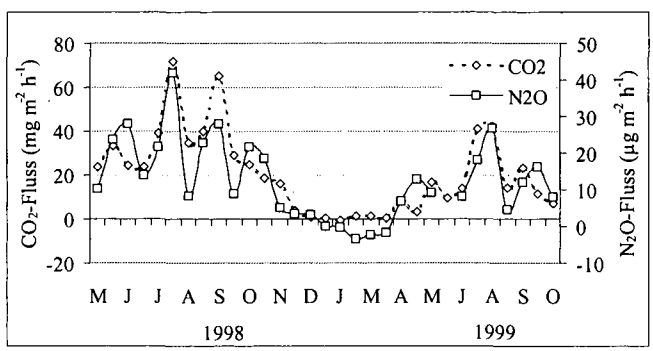


Abb. 1: Jahresgang der N_2O- und CO_2-Flüsse in Achenkirch

Sowohl die Gesamtemissionen an N_2O als auch das Verhältnis zwischen N_2O-Emissionen und atmosphärischem Stickstoffeintrag lagen über den meisten der in der Literatur angegebenen Werte für Nadelwälder. Während IPCC für die Abschätzung der N_2O-Emissionen 1% des eingetragenen N vorschlägt, lagen die N_2O-Emissionen in Achenkirch bei 7 %. Im Jahresgang wurden die höchsten N_2O-Emissionen in den Sommermonaten beobachtet. Im Winter wurde ab dem Zeitpunkt der Schneelage Mitte November ein negativer N_2O-Fluss registriert. Eine Aufnahme von N_2O wurde

bisher in Zusammenhang mit geringen NO_3-Konzentrationen gemessen (BUTTERBACH-BAHL et al. 1998). Es bleibt allerdings noch zu klären, ob die negativen N_2O-Flüsse in Achenkirch tatsächlich auf eine mikrobielle Aufnahme oder auf eine rein physikalische Adsorption von N_2O an den Schnee zurückzuführen sind.

Die Haupteinflussfaktoren auf die N_2O-Bildung waren die Luft- und Bodentemperatur. Die höchste Korrelation lag zwischen der N_2O- und der CO_2-Emissionsrate vor ($r = 0{,}94$ für $p<0{,}05$; Abb. 1). Mit der Konzentration an extrahierbarem NH_4^+ konnte zwar keine signifikante Korrelation festgestellt werden, Abbildung 2 zeigt jedoch deutliche, zum Teil zeitversetzte Beziehungen zwischen der N_2O-Emission und der NH_4^+-Konzentration im Boden.

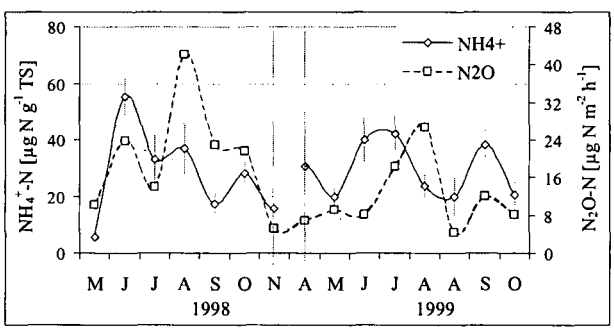


Abb. 2: Zusammenhang zwischen der N_2O-Emission und der Konzentration an extrahierbarem NH_4^+ im Boden

Die hohe Korrelation zwischen N_2O- und CO_2-Emission könnte auf eine temperaturabhängige Mineralisierung von organischer Substanz hindeuten. Dabei wird organischer Kohlenstoff zu CO_2 umgesetzt und organischer Stickstoff zunächst zu NH_4^+, das dann entweder direkt im Zuge der Nitrifikation zu N_2O reduziert wird oder nach vollendeter Nitrifikation als NO_3^- denitrifiziert wird.

Im Gegensatz zu den sonst sauren pH-Werten von Waldböden liegt der pH-Wert des hier untersuchten Bodens im neutralen Bereich und bietet daher ein sehr günstiges Milieu für mikrobielle Umsetzungen. Im Zuge der Nettoammonifikation wurden 14 kg NH_4^+-N ha^{-1} a^{-1} produziert. Ungefähr die gleiche Menge an NO_3^--N entstand während der Nettonitrifikation, was darauf hindeutet, dass ein Großteil des mineralischen N, der während der Mineralisation gebildet wurde, weiter nitrifiziert wurde (Abb. 3).

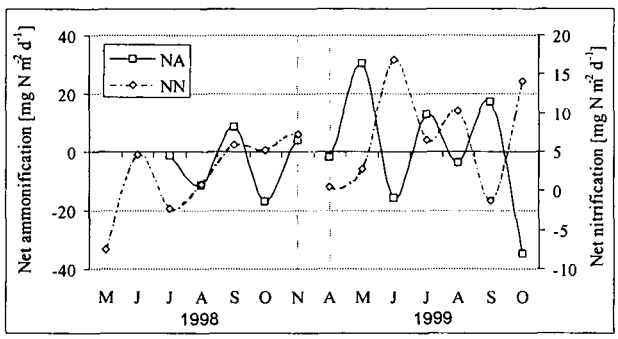


Abb. 3: Jahresgang der Nettoammonifikation und der Nettonitrifikation in Achenkirch

4. Schlussfolgerungen

Im Gegensatz zu Untersuchungen in Buchenwäldern bei Wien, in denen die N_2O-Emissionen vorwiegend durch atmosphärische N-Einträge von außen beeinflußt wurden (pers. Mitt.), werden die N_2O-Emissionsraten in Achenkirch durch interne mikrobielle Prozesse gesteuert. Ein feuchtes Klima, ein starker pflanzlicher Unterwuchs sowie der neutrale pH-Wert des Bodens in Achenkirch fördern mikrobielle Aktivitäten sowie deren Einfluss auf die N_2O-Bildung. Der Einfluss des atmosphärischen N-Eintrages wird dadurch in den Hintergrund gedrängt.

Literatur:

Butterbach-Bahl K, Gasche R, Huber CH, Kreutzer K, Papen H (1998): Impact of N-input by wet deposition on N-trace gas fluxes and CH_4-oxidation in spruce forest ecosystems of the temperate zone in Europe. Atmos Environ **32**, 559-564.

Herman F, Smidt S, Englisch M (2001): Stickstoffflüsse am Mühleggerköpfl in den Nordtiroler Kalkalpen. FBVA-Berichte (Wien) **116**, 5-16.

Mikrobielle Aktivitäten in Waldböden der Schweiz

Erste Ergebnisse aus zwei Höhentransekten in den Schweizer Voralpen

Alexander Heim und Beat Frey

Einleitung

Der Abbau von Blatt-, Nadel- oder Wurzelstreu ist ein wichtiger Prozess im Kohlenstoffkreislauf von Wäldern, vor allem auch weil dabei Kohlendioxid freigesetzt wird. Ob bei einer zu erwartenden Klimaerwärmung ein Ökosystem als Quelle oder Senke für Kohlendioxid fungiert, ist bisher noch nicht ausreichend geklärt. Zwar kann ein verstärktes Pflanzenwachstum und infolgedessen vermehrte C-Festlegung in der Biomasse erwartet werden, aber auch mikrobielle Abbauprozesse können durch eine Temperaturerhöhung beschleunigt werden. Im Rahmen des Projektes Streuumsatz und C-Kreislauf werden auf den Dauerbeobachtungsflächen der Langfristigen Waldökosystemforschung (LWF) der Schweiz Parameter des C-Kreislaufs erhoben.

Ziel der Höhentransektstudie ist es, die Abhängigkeiten der mikrobiellen Aktivität von den Standortsparametern zu untersuchen. Folgende Hypothesen werden dabei untersucht:

- Auf bodenchemisch vergleichbaren Flächen nimmt die mikrobielle Aktivität mit der Meereshöhe (sinkender Jahresmitteltemperatur) ab.
- Bei steigenden Temperaturen limitiert Nährstoffmangel auf sauren Böden die mikrobielle Aktivität.

Methoden

Es wurden zwei Höhentransekte mit je fünf Höhenstufen angelegt, eines am Niederhorn bei Beatenberg oberhalb des Thuner Sees zwischen 1250 und 1800 m Meereshöhe. Das geologische Ausgangsmaterial ist dort Hohgantsandstein, auf dem sich Podsole mit meist mächtigen organischen Auflagen ausgebildet haben. Die Vegetation ist ein Fichtenreinbestand.

Das zweite Transekt befindet sich bei Schänis, am Hang eines Gebirgszugs zwischen Zürich- und Walensee, und erstreckt sich von 550 bis 1100 m Meereshöhe. Das Ausgangsmaterial ist dort Kalknagelfluh, auf der sich basenreiche Braunerden entwickelt haben. Der Mischwald ist von Buchen dominiert, denen Eschen und Tannen beigemischt sind.

Auf den Standorten wurde die Bodenatmung *in situ* mittels Aufsatzküvette (PP Systems) in jeweils zehnfacher Wiederholung zu verschiedenen Zeitpunkten während der Vegetationsperiode gemessen.

Für die Bestimmung weiterer mikrobieller Aktivitätsparameter wurden aus den obersten 10 cm Bodenproben für Laboranalysen genommen. In Beatenberg wurde so die organische Auflage beprobt, in Schänis der oberste Mineralboden. Die Laboranalysen umfassten mikrobiellen Kohlenstoff (Cmic) mittels Fumigations-Extraktionsmethode, Basalatmung und Xylanaseaktivität (*Schinner et al.*, 1993). Analog zur Bestimmung der Basalatmung wurden die Proben zusätzlich bei 4°C, 11°C und 18°C inkubiert. Die Bestimmung des Ergosterolgehaltes erfolgte in Anlehnung an *Djajakirana et al.* (1996) direkt im aufkonzentrierten Ethanolextrakt. Die C- und N-Gehalte wurden mittels CN Analysator (Carlo Erba NA 1500) bestimmt, P nach Veraschung und 0,5 M H_2SO_4–Extraktion mit der Molybdänblau-Methode (*Olsen & Sommers*, 1982) Austauschbare Kationen wurden mit 1M NH_4Cl extrahiert und mit ICP-AES (Optima 3000, Perkin Elmer) bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1 zeigt für den Standort Schänis den Zusammenhang zwischen aktueller Witterung, repräsentiert durch die Lufttemperatur der Dauerbeobachtungsfläche am jeweiligen Tag, und der im Freiland messbaren CO_2-Freisetzung aus dem Boden in den verschiedenen Höhenstufen. Mit Ausnahme der höchstgelegenen Fläche, welche allgemein recht konstante Atmungsraten aufweist, folgen die Atmungsraten den Temperaturschwankungen. Ein Zusammenhang mit der Meereshöhe ist jedoch nicht feststellbar. Dies gilt ebenfalls für die Versuchsflächen in Beatenberg (nicht dargestellt).

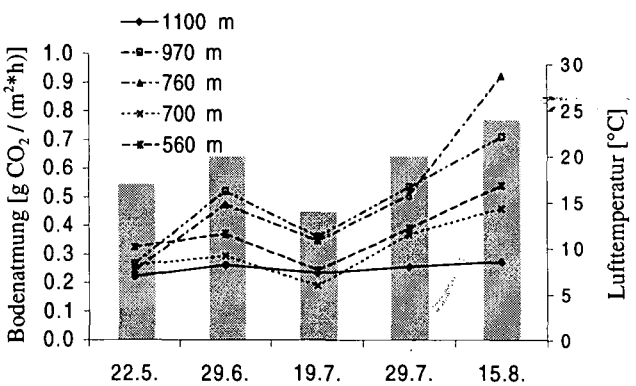


Abb. 1: Lufttemperatur auf der LWF-Dauerbeobachtungsfläche (graue Balken) und Bodenatmungsraten auf den Transektflächen an 5 Messterminen während der Vegetationsperiode 2001.

Daraus kann gefolgert werden, dass die räumliche Variabilität der Bodenatmung so groß ist, dass der Effekt der unterschiedlichen Jahresmitteltemperaturen davon überlagert wird.

Die Laboranalysen bestätigen dieses Ergebnis. Die einzelnen Bodenproben zeigen eine klare Temperaturabhängigkeit der ermittelten Atmungsraten (Abb. 2). Die Höhe der Atmungsrate bei einer gegebenen Temperatur hängt jedoch von Cmic im Boden ab und nicht von der Meereshöhe des Standortes.

Eidg. Forschungsanstalt WSL
Zürcherstr. 111, CH-8903 Birmensdorf
Tel. +41-1-739 2357 email: heim@wsl.ch

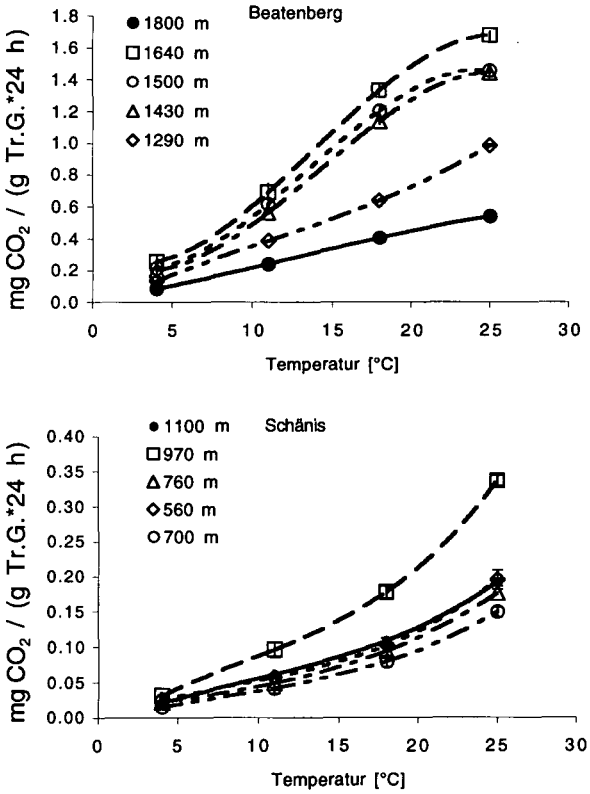


Abb. 2: CO_2-Freisetzung von Bodenproben bei verschiedenen Temperaturen (48 h Versuchsdauer).

Beatenberg und Schänis unterscheiden sich in zwei Punkten: Während in Schänis innerhalb des untersuchten Temperaturbereichs ein exponentieller Aktivitätsanstieg zu beobachten ist, weisen die Temperaturabhängigkeitskurven für drei der fünf Flächen in Beatenberg bei der höchsten Temperatur einen Knick auf. Die absolute CO_2-Freisetzung aus den Auflageproben von Beatenberg ist etwa viermal höher als diejenige der Mineralbodenproben in Schänis.
Insgesamt lässt sich beobachten, dass die ermittelten Laborparameter zur mikrobiellen Aktivität (Cmic, Basalatmung, Xylanaseaktivität) eng miteinander korrelieren (Tab.1), so dass hier die Bestimmung eines Parameters in der Regel ausreichend Information über den Standort geben dürfte.

	Cmic	Basalatmung	Xylanase
Basalatmung	0.991		
Xylanase	0.966	0.952	
Ergosterol	0.813	0.804	0.889

Tab. 1: Korrelationskoeffizienten (R^2_{adj}) zwischen den einzelnen Laborparametern der mikrobiellen Aktivität

Der Ergosterolgehalt des Bodens, welcher ein Maß für die pilzliche Biomasse im Boden ist, korreliert weniger stark mit Cmic und der Basalatmung, etwas besser jedoch mit der Xylanaseaktivität, da dieses Enzym sowohl von Pilzen als auch von Bakterien gebildet wird.

Eine Korrelation der im Freiland gemessenen Atmungsraten mit den im Labor bestimmten Parametern lässt sich dagegen nicht finden. Dafür sind zum einen die unterschiedlichen Methoden verantwortlich. Während im Feld flächenbezogene Atmungsraten gemessen werden, werden die Laborresultate auf die Bodenmasse bezogen. Die Störung des Bodengefüges führt zudem vermutlich zu besserer Substratverfügbarkeit und folglich erhöhten Raten im Labor. Eine Umrechnung der Freilandwerte auf die Bodenmasse beinhaltet eine sehr große Unsicherheit, da nur die Fläche, aber nicht die Tiefe der Beprobung bekannt sind.
Zum zweiten wird bei den im Freiland gemessenen Raten auch die Wurzelatmung miterfasst, deren Beitrag zur gesamten Bodenatmung nicht bekannt ist.
Von den Nährstoffen weisen Stickstoff und Phosphor mit einem R^2_{adj} von 0.86 bzw 0.69 die besten Korrelationen mit der im Labor bestimmten mikrobiellen Kohlenstoffmenge auf.
Da jedoch beide Nährstoffe auch mit dem C_{org}-Gehalt der Böden korrelieren, besteht wahrscheinlich keine direkte Abhängigkeit von den Nährstoffgehalten, sondern von der für die Mikroorganismen verfügbaren Substratmenge.

Folgerungen
Die mikrobielle Biomasse steuert die im Labor messbaren Aktivitätsparameter. Während die biologische Bodenaktivität deutlich von der Temperatur abhängt, ist die Meereshöhe eines Standorts kein wesentlicher Steuerungsfaktor für die dortige mikrobielle Biomasse. Die hohe räumliche Variabilität überlagert den Meereshöheneinfluss.
Auf dem Transekt Beatenberg scheint bei Temperaturen oberhalb etwa 20°C ein unbekannter limitierender Faktor wirksam zu werden. Die vergleichsweise hohen Nährstoffgehalte in der organischen Auflage lassen jedoch nicht erwarten, dass es sich dabei um Nährstoffmangel handelt. Zudem wurden entsprechende Temperaturen in 5 cm Bodentiefe im Sommer 2001 nicht erreicht.

Dank
Ein Dank gilt unserem Zentrallaborteam für die CN und ICP-AES Messungen. A. Heim wird durch das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) finanziert (Kredit 810.3189.016).

Literatur
Djajakirana, G., R. G. Joergensen, and B. Meyer (1996): Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. Biol. Fertil. Soils 22, 299-304.
Olsen, S. R., and L. E. Sommers (1982): Phosphorus. In: Page, A. L., R. H. Miller, and D. R. Keeney (eds): Methods of Soil Analysis, Part 2, Madison, 403ff.
Schinner, F., R. Öhlinger, E. Kandeler, and R. Margesin (eds) (1993): Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Springer, Berlin, 389 p.

Bodenbiologisches Monitoring in Niedersachsen: Zeitreihen mikrobiologischer Parameter

Heinrich Höper und Bernd Kleefisch[1]

Einleitung

Boden-Dauerbeobachtung ist ein Instrument des vorsorgenden Bodenschutzes und der Umweltindikation. Ihr vorrangiges Ziel ist es, zeitliche Veränderungen von Böden zu dokumentieren, ggfs. schädliche Veränderungen zu erkennen und die weitere Entwicklung zu prognostizieren. In diesem Zusammenhang liefern bodenmikrobiologische Parameter Informationen über Veränderungen des Bodens als Lebensraum von Organismen einschließlich Veränderungen im Humushaushalt der Böden. In Niedersachsen wurden zwischen 1991 und 2000 69 als Acker- und Grünland genutzte Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) eingerichtet (Kleefisch und Kues, 1997). Es liegen eine umfangreiche bodenkundliche Beschreibung, eine chemisch-physikalische Grundinventur und eine Dokumentation der Flächennutzung seit Einrichtung vor. Jährlich wurden mikrobiologische Kennwerte erhoben. Im Rahmen dieser Auswertung wird folgenden Fragen nachgegangen:

1. Lassen sich signifikante Trends mikrobieller Parameter feststellen?
2. Auf welche Ursachen könnten die beobachteten Trends zurückzuführen sein?
3. Welche Konsequenzen sind aus den Befunden zu ziehen?

Methoden

Die Methoden sind ausführlich bei Höper und Kleefisch (2001) beschrieben. Die 69 BDF (Stand 2000) wurden jährlich, zwischen Mitte Februar und Mitte April, auf 4 Kernflächen à 256 m² in den Tiefen 0-20 (Acker) und 0-10/0-20 cm (Grünland) beprobt. Die mikrobielle Biomasse (Cmik) wurde mit der Methode der Substrat-induzierten Respiration (SIR), Faktor 30 (Kaiser et al., 1992), die Basalatmung wurde im Durchflusssystem (Heinemeyer et al., 1989), bei 22°C nach 7 tägiger Vorinkubation gemessen. Der metabolische Quotient wurde als Quotient aus Basalatmung und SIR errechnet. Für die Zeitreihenanalyse wurden mindestens 3-jährige Datenreihen ab 1996 ausgewertet. Es wurde der Regressionskoeffizient zwischen den mikrobiologischen Kennwerten und den Jahren für einzelne BDF gerechnet. Er steht für die mittlere jährliche Veränderung der Werte. Für Äcker wurde der mittlere Brutto-Kohlenstoffeintrag ermittelt. Dazu wurden die jährlichen Kohlenstoff-Einträge von auf dem Felde verbliebenen Ernterückständen, Wurzelrückstände, organischer Düngung und Zwischenfrüchten zum Zeitpunkt des Unterpflügens aufsummiert und über die Jahre gemittelt, wobei mindestens 3 volle Jahre zugrunde gelegt wurden. Die Kohlenstoff-Einträge wurden aus Ertragsangaben der Landwirte und Faustzahlen abgeschätzt (genaue Vorgehensweise beschrieben bei Höper und Kleefisch, 2001).

Ergebnisse und Diskussion

Im Mittel aller Ackerflächen ist die mikrobielle Biomasse (Cmik) zwischen den Jahren 1996 und 2000 konstant geblieben (Tab. 1). Dies gilt auch für Grünlandböden (nicht dargestellt). Daraus ergibt sich, dass eine gute Standardisierung von Probenahme- und Messbedingungen der SIR gelungen ist. Beim metabolischen Quotienten (qCO_2) ergibt sich ein etwas anderes Bild. In den Jahren 1998 bis 2000 wurden ca. 20 % niedrigere Werte gemessen als 1996 und 1997. Das ist möglicherweise auf die Tatsache zurückzuführen, dass die Probenahme in den letzten Jahren in den Spätwinter vorverlegt wurde. Für die Berechnung von Zeitreihen des qCO_2 einzelner BDF werden deshalb im Folgenden die Werte um einen Jahresfaktor (Tab. 1) bezogen auf das Jahr 1996 korrigiert.

Tab. 1: Jährliche Relativwerte [%] bezogen auf das Jahr 1996 bzw. auf das Jahr der Einrichtung bei Einrichtung nach 1996, für die mikrobielle Biomasse (Cmik) und den metabolischen Quotienten (qCO_2) in Ackerböden: Mittelwerte und Standardabweichung. Für jede Kernfläche einer BDF wurde der Relativwert berechnet und für einen Jahrgang über alle Flächen gemittelt.

Jahr	Cmik [%]	qCO_2 [%]
1996	100 ± 0	100 ± 0
1997	108 ± 20	100 ± 21
1998	105 ± 19	86 ± 19
1999	101 ± 17	92 ± 21
2000	102 ± 20	91 ± 27
MW	104 ± 3	94 ± 6

Tab. 2: Mittlere jährliche Veränderung d. mikrobiellen Biomasse (Cmik) und d. metabolischen Quotienten (qCO_2) nach Klassen in Ackerböden. Anzahl der BDF und Anteil an den ausgewerteten BDF. Beim qCO_2 wurden die Einzelwerte um die Jahresfaktoren (Tab. 1) korrigert. *Unverändert = mittlere jährliche Veränderung unter 5 % oder nicht signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit des Regressionskoeffizienten p > 5%).

Veränderung in % v. 2000	Cmik		qCO2	
	Anzahl	%	Anzahl	%
-10 bis -15	4	9	1	2
-5 bis -10	6	14	3	7
unverändert*	30	70	33	77
+5 bis +10	2	5	4	9
+10 bis +15	1	2	2	5
insgesamt	43	100	43	100

Im Gegensatz zur globalen Konstanz der mikrobiellen Biomasse, wurden für einzelne Flächen signifikante Trends ermittelt (Tab. 2). So nimmt auf 10 BDF (23 %) Cmik signifikant um bis zu 15 % pro Jahr ab. Dagegen nimmt Cmik nur auf 3 BDF (7 %) zu. Auf 70 % der BDF bleibt Cmik konstant. Bei den Flächen mit abnehmendem Cmik überwiegen die Sandböden (7 BDF) vor den Schluffböden (3 BDF).

Der um den Jahresfaktor korrigierte qCO_2 nimmt auf 4 BDF ab (9 %) und auf 6 BDF zu (14 %). Auf 77 % der

[1] NLfB, Bodentechnologisches Institut Bremen, Friedrich-Missler-Straße 46/50, 28211 Bremen, mail: heinrich.hoeper@nlfb.de. bernd.kleefisch@bgr.de

BDF bleibt er konstant. Eine Zunahme des qCO_2 wird generell als eine Verschlechterung der Lebensbedingungen für Mikroorganismen gewertet (Anderson u. Domsch, 1990), wenngleich unter Schadstoffbelastung auch abnehmende qCO_2 gefunden wurden (Rost et al., 2001).
Das Boden-Dauerbeobachtungsprogramm ist bezüglich der bodenbiologischen Kennwerte nicht dazu angelegt, Ursache-Wirkungs-Beziehungen festzustellen. Aufgrund der hohen Informationsdichte zu den Flächen bzgl. Boden, Belastungen und Nutzung können jedoch erste Hinweise auf mögliche Ursachen gegeben werden.

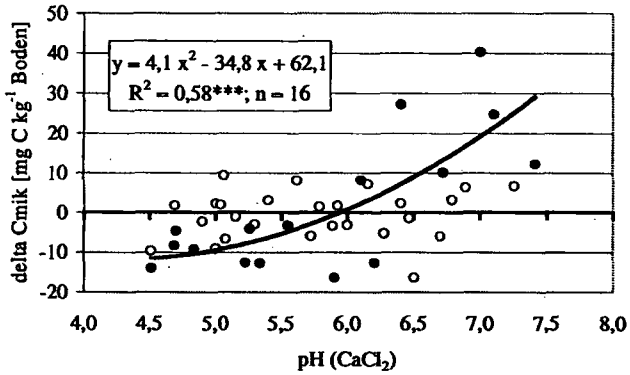


Abb. 1: Beziehung zwischen der mittleren jährlichen Veränderung des Cmik-Gehaltes und dem pH ($CaCl_2$). ●○alle BDF; ● nur BDF mit signifikanter Veränderung von Cmik. Die quadratische Regression bezieht sich auf ●. (***Irrtumswahrscheinlichkeit < 0,1 %)

Die Veränderung des Cmik-Gehaltes ist hoch signifikant mit dem pH-Wert der Böden korreliert (Abb. 1). Bei pH-Werten unter 5,5 bis 6,0 sind keine Zunahmen und die meisten signifikanten Abnahmen zu beobachten.
Ein gleichfalls signifikanter, wenngleich auch deutlich schwächer ausgeprägter Zusammenhang besteht zwischen dem Brutto-Kohlenstoffeintrag und der Veränderung des Cmik-Gehaltes. Bei Brutto-Kohlenstoffeinträgen unter 4 bis 5 t C pro ha nimmt die mikrobielle Biomasse tendenziell eher ab als bei höheren Kohlenstoffeinträgen. Es wurden allerdings auch bei höheren Einträgen signifikante Abnahmen von Cmik beobachtet. Angesichts der heterogenen Qualtität der Einträge und der empirischen Vorgehensweise der Boden-Dauerbeobachtung ist es erstaunlich, dass hier eine signifikante Beziehung gefunden werden konnte.
Aus der Steigung der Regressionsgeraden lässt sich, unter der Annahme einer Krumenmächtigkeit von 30 cm und einer Lagerungsdichte von 1,4 g/cm³ abschätzen, dass pro zusätzlich zugeführter Tonne an Kohlenstoff der Cmik-Vorrat im Boden um 23,9 kg C pro ha zunimmt. Das bedeutet, dass etwa 2,4 % des zugeführten Kohlenstoffs in der mikrobiellen Biomasse immobilisiert werden.

Schlussfolgerungen

Die eingesetzten bodenbiologischen Methoden erweisen sich als gut geeignet, Veränderungen im Boden über einem Zeitraum von 5 Jahren nachzuweisen. Für Niedersachsen konnte gezeigt werden, dass die mikrobielle Biomasse auf den meisten Flächen konstant bleibt, tendenziell aber auf mehr Flächen ab- als zunimmt. Abnehmende Werte sind mit niedrigen pH-Werten und niedrigem Kohlenstoff-Eintrag korreliert. Um den Forderungen des BBodSchG (1998) § 17 gerecht zu werden, ist eine Kalkung saurer Ackerböden auf pH 5,5 zu fordern. Geringe C-Einträge in den Boden, die vor allem auf ertragsschwachen Standorten zu finden sind, können durch Ertragsverbesserung, Zwischenfruchtanbau und organische Düngung kompensiert werden.
Die vorgestellte Auswertung wurde bewußt mit dem Ziel vorgenommen, vom Einzelfall zu abstrahieren um zu globalen Aussagen für Niedersachen zu kommen. Örtlichen Besonderheiten, wie Anbau mehrjähriger Feldfrüchte, Krumenvertiefung oder Tiefumbruch wurden dabei nicht berücksichtigt und tragen zur Streuung der Werte, v.a. in den Abb. 1 und 2 bei. Eine genaue Klärung der Ursachen kann nur im Einzelfall über vertiefte Untersuchungen vorgenommen werden. Jedoch konnte mit dem vorgestellten Ansatz erstmals ein Überblick über den Zustand niedersächsischer Böden gewonnen werden.

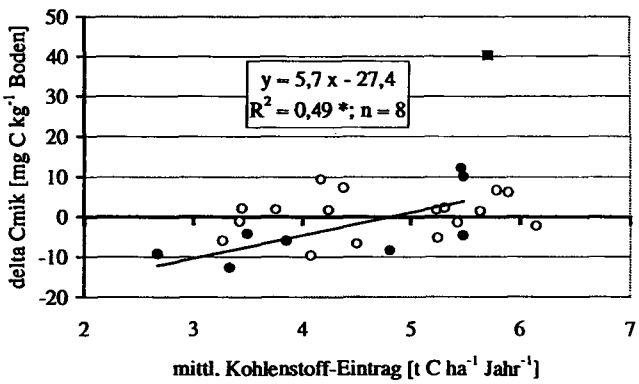


Abb. 2: Beziehung zwischen der mittleren jährlichen Veränderung des Cmik-Gehaltes der Böden und dem mittleren jährlichen Brutto-Kohlenstoffeintrag. ●○alle BDF; ● nur BDF mit signifikanter Veränderung der mikrobiellen Biomasse; ■ Wert wurde nicht in die Regression einbezogen. Die lineare Regression bezieht sich auf ●. (*Irrtumswahrscheinlichkeit < 5 %).

Literatur

Anderson, T.H. und Domsch, K.H. (1990). Anwendung ökophysiologischer Parameter zur Charakterisierung mikrobieller Biomassen im Boden. Verhandlungen der Gesellsch. f. Ökologie **19/2**, 324-329.

BBodSchG (1998). Gesetz zum Schutz des Bodens (Bundes-Bodenschutzgesetz) vom 17. März 1998. Bundesgesetzblatt **I 16**, 502-510.

Heinemeyer, O., Insam, H., Kaiser, E.-A. und Walensik G. (1989). Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infrared gas analysis. Plant and Soil, 116, 191-195.

Höper, H. und Kleefisch, B. (2001). Untersuchung bodenbiologischer Parameter im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen. Bodenbiologische Referenzwerte und Zeitreihen. Arbeitshefte Boden 2001 (angenommen).

Kaiser, E.-A., Müller, T., Jörgensen, R.G., Insam, H. und Heinemeyer, O. (1992). Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter. Soil Biol. Biochem. **24**, 675-683.

Kleefisch, B. und Kues, J. (eds.) (1997). Das Boden-Dauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen. Methodik und Ergebnisse. Arbeitshefte Boden **2**, 122 S.

Rost, U., Jörgensen, R. G. und Chander, K. 2001. Effects of Zn enriched sewage sludge on microbial activities and biomass in soil. Soil. Biol. Biochem. **33**, 633-638.

Abbau von ^{14}C-markierter Glucose in einem Pb-kontaminierten Boden saniert mit synthetischen Zeolithen und $CaCO_3$

Rainer Georg Joergensen [a] und Krishan Chander [b]

Einleitung

Bei der Sanierung von kontaminierten Böden gibt es 2 Möglichkeiten: (1) Entfernen der Kontamination oder (2) Festlegen der Kontamination in einer biologisch nicht verfügbaren Form. Die erste Möglichkeit ist die bevorzugte, da eine Fläche ohne weitere Vorsichtsmaßnahmen genutzt werden kann. Das Entfernen einer Kontamination ist aber häufig nicht möglich, wenn diese nicht mikrobiell abbaubar ist und in nur relativ geringen Konzentrationen vorliegt. Dieses ist bei Schwermetallen oft der Fall. Kalkung ist eine übliche Maßnahme die Mobilität von Schwermetallen zu reduzieren. Aber $CaCO_3$ wird unter unseren humiden Klimabedingungen leicht ausgewaschen und muss deshalb regelmäßig wiederholt werden. Natürliche und synthetische Zeolithe erhöhen die Kationen-Austausch-Kapazität eines Bodens und bieten zusätzlich Absorptionsmöglichkeiten für kleine Moleküle durch ihre poröse Struktur (EDWARDS et al., 1999). Aus diesem Grund haben sich Zeolithe bei der Festlegung von Schwermetallen und Radionukliden als nützlich erwiesen. Völlig unbekannt sind aber die Auswirkungen von Zeolithen auf Bodenorganismen, was zu den folgenden Fragen geführt hat:

- Was sind die Auswirkungen von Zeolithen auf Mikroorganismen in einem stark mit Pb verseuchten Boden?
- Wie groß sind diese Auswirkungen im Vergleich zu $CaCO_3$?
- Welche Auswirkungen haben Zeolithe und $CaCO_3$ auf die mikrobielle Substratnutzung?

Material und Methoden

Das Bodenmaterial (10-20 cm Tiefe) wurde aus der Halde einer Bleihütte in der Nähe von Clausthal-Zellerfeld entnommen (CHANDER et al., 2001). Dort ist auch die Probenaufbereitung und Analytik der Bodeneigenschaften beschrieben (Tabelle 1). Der Boden war stark versauert und enthielt ungewöhnlich hohe Mengen an NH_4NO_3-extrahierbarem Pb. Mit diesem Material wurden 2 aufeinanderfolgende Inkubationsexperimente durchgeführt:

Experiment 1
Varianten: (1) keine Zusätze, (2) + 0.5 Gew.-% Zeolithe 4A ($Na_{12}[(AlO_2)_{12}(SiO_2)_{12}]$ x 27 H_2O) von UOP, (3) + 0.5 Gew.-% $CaCO_3$ und (4) + 0.5 Gew.-% Zeolithe 4 + 0.5 Gew.-% $CaCO_3$. Nach Zugabe der Zusätze wurden die Proben als 1 kg Portion 8 Wochen im Dunkeln bei 22 °C inkubiert. Im Anschluss wurde an diesem Bodenmaterial folgende Messgrößen bestimmt: $CaCl_2$-extrahierbares C (JOERGENSEN, 1995), NH_4NO_3-extrahierbares Pb (ZEIEN und BRÜMMER, 1986), C in mikrobieller Biomasse (Cmik) mit der Fumigations-Extraktions-Methode (JOERGENSEN, 1995) und Ergosterol (DJAJAKIRANA et al., 1996).

Experiment 2
Zu 30 g Bodenmaterial der verschiedenen Varianten aus Experiment 1 wurden 1000 µg Glucose-^{14}C g^{-1} Boden gegeben. Mit $(NH_4)_2SO_4$ wurde in der Glucoselösung ein C/N-Verhältnis von 15 eingestellt. Schließlich erfolgte eine Inkubation von 20 Tagen im Dunkeln bei 25 °C; mit destruktiven Probenahmen nach 5, 10 und 20 Tagen. Als Messgrößen wurden ^{14}Cmik, $^{14}CO_2$, $^{12}CO_2$ ermittelt. Die exakte Versuchsbeschreibung findet sich bei CHANDER und JOERGENSEN (2001).

Tabelle 1
Textur und chemische Eigenschaften des Bodens

Bodeneigenschaften	
pH-H_2O	3.7
Sand (%)	29.1
Schluff (%)	47.7
Ton (%)	23.2
Corg (mg g^{-1} Boden)	23.8
Nt (mg g^{-1} Boden)	1.6
Corg/Nt	15.0
Gesamt-Pb (µg g^{-1} Boden)	2310
NH_4NO_3-extr. Pb (µg g^{-1} Boden)	986

Ergebnisse und Diskussion

$CaCO_3$ und Zeolithe führten zu einem signifikanten Anstieg im pH und zu einer Abnahme des Gehaltes an NH_4NO_3-extrahierbarem Pb (Tabelle 2). Eine Abnahme an extrahierbarem Pb um 99% wurde aber nur in den Varianten beobachtet, die $CaCO_3$ enthielten. Die Zugabe von Zeolithen führte zu einer Abnahme um 69%. Auf die organische Substanz hat die Zugabe von $CaCO_3$ und insbesondere Zeolithen eine ausgeprägt mobilisierende Wirkung. Die Gehalte an 0.01 M $CaCl_2$ extrahierbarem haben sich um das 8-fache (+$CaCO_3$) und um das 16-fache (+Zeolithe) gegenüber der Kontrolle erhöht.

Die Cmik–Gehalte nahmen in den Zugabevarianten generell zu (Tabelle 2). Aber nur bei kombinierter Gabe von $CaCO_3$ und Zeolithen war diese Zunahme signifikant. Die Zugabe von $CaCO_3$ führte zu einer leichten Zunahme von Ergosterol, die von Zeolithen zu einer signifikanten Abnahme und damit auch zu einer Abnahme des Ergosterol/Cmik-Quotienten.

a) Fachgebiet Bodenbiologie und Pflanzenernährung, Universität Gesamthochschule Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen
b) Institut für Bodenwissenschaft, Von-Siebold-Str. 4, 37075 Göttingen

Tabelle 2
Die chemischen und biologischen Eigenschaften des Bodens nach 8 Wochen Inkubation der verschiedenen Varianten bei 22 °C. HSD = Honestly Significant Difference (Tukey/Kramer $P < 0.05$).

Behandlung	pH (H_2O)	$CaCl_2$-extr. C	Cmik	Ergosterol	Ergosterol/Cmik	NH_4NO_3-extr. Pb	
		($\mu g\ g^{-1}$ Boden)			(%)	($\mu g\ g^{-1}$)	(% Abnahme)
Kontrolle	4.2	27	76	0.88	1.16	940	0
$CaCO_3$	7.7	223	89	0.99	1.19	5	99
Zeolithe	7.2	87	102	0.63	0.62	296	69
Zeolithe+$CaCO_3$	8.5	445	127	0.94	0.74	4	99
HSD	0.3	18	51	0.16	0.72	21	

Die Zugabe von $CaCO_3$, aber insbesondere die von Zeolithen führte zu einer erhöhten Inkorporation von Glucose als ^{14}Cmik um das 2- bzw. 2.5fache (Tabelle 3). Die ^{12}Cmik-Gehalte veränderten sich durch die Glucosezugabe nicht.

Tabelle 3
^{14}Cmik an den verschiedenen Probenahmeterminen bei 22 °C und ^{12}Cmik am Ende der zusätzlichen 20 Tage Inkubation bei 25°C nach der Zugabe von ^{14}C-markierter Glucose

Variante	^{14}Cmik			^{12}Cmik
	5 d	10 d	20 d	20 d
	($\mu g\ g^{-1}$ Boden)			($\mu g\ g^{-1}$)
Kontrolle	42	29	25	68
$CaCO_3$	79	87	71	90
Zeolithe	101	113	81	126
Zeolithe+$CaCO_3$	104	117	86	137
HSD	8	8	5	54

Im Gegensatz zur Inkorporation von Glucose als ^{14}Cmik wird die Mineralisation von Glucose zu CO_2 nicht durch $CaCO_3$ signifikant beeinflusst (Tabelle 4). Zeolithe erhöhten dagegen beides, die Inkorporation von ^{14}C in die mikrobielle Biomasse und die Mineralisation zu $^{14}CO_2$. Im CO_2-^{14}C/^{14}Cmik-Quotient unterscheiden sich daher die Behandlungen mit $CaCO_3$ und Zeolithen jedoch nicht. Der CO_2-^{14}C/^{14}Cmik-Quotient zeigt am ausgeprägtesten die Verbesserung der mikrobiellen Lebensbedingungen durch das Erhöhen des pH-Wertes. Sowohl $CaCO_3$, als auch Zeolithe erhöhen drastisch die Produktion von CO_2 aus dem Abbau der organischen Substanz des Bodens (Tabelle 4).

Aus der Differenz von zugegebener Glucosemenge minus dem mineralisierten und minus dem in die Biomasse inkorporierten Anteil lässt sich auf die Bildung von mikrobiellen Residuen schließen. Das heißt, Zeolithe reduzieren entweder die Produktion oder die Akkumulation von mikrobiellen Residuen. Auch die mikrobielle Verfügbarkeit von organischer Substanz wird erhöht, obwohl die Zunahme an humusbürtigem Cmik gering ist. Die Reduktion des Ergosterol/Cmik-Quotienten deutet auf eine Reduktion des pilzlichen Anteils an der mikrobiellen Biomasse zugunsten des bakteriellen Anteils hin. Die Zugabe von Zeolithe hat ungewohnt drastische Auswirkungen auf mikrobielle Bodenleben. was ein deutlicher Hinweis auf die Bedeutung der Interaktion von Mineraloberfläche und Bodenmikroorganismen ist.

Tabelle 4
Die Summe an CO_2-^{14}C und die Summe an CO_2-^{12}C produziert während der zusätzlichen 20 Tage Inkubation bei 25°C nach Glucosezugabe sowie das Verhältnis CO_2-^{14}C / ^{14}Cmik am Ende der Inkubation

Variante	CO_2-^{14}C	CO_2-^{12}C	CO_2-^{14}C/^{14}Cmik
	($\mu g\ 20\ d^{-1} g^{-1}$ Boden)		
Kontrolle	551	117	22.3
$CaCO_3$	536	618	7.6
Zeolithe	612	375	7.5
Zeolithe+$CaCO_3$	595	697	6.9
HSD	32	31	1.2

Literatur

CHANDER, K.C., DYCKMANS, J., JOERGENSEN, R.G., MEYER, B., RAUBUCH, M., 2001. Different sources of heavy metals and their long-term effects on soil microbial properties. Biology & Fertility of Soils (in press).

CHANDER, K.C., JOERGENSEN, R.G., 2001. Decomposition of ^{14}C labelled glucose in a lead contaminated soil remediated with synthetic zeolite and other amendments. Soil Biology & Biochemistry (in press).

DJAJAKIRANA, G., JOERGENSEN, R.G., MEYER, B., 1996. Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. Biology & Fertility of Soils 22, 299-304.

EDWARDS, R., REBEDEA, I., LEPP, N.W., LOVELL, A.J., 1999. An investigation into the mechanism by which synthetic zeolites reduce labile metal concentrations in soils. Environmental Geochemistry & Health 21, 157-173.

JOERGENSEN, R.G., 1995. The fumigation extraction method to estimate soil microbial biomass: Extraction with 0.01 M $CaCl_2$. Agribiological Research 48, 319-324.

ZEIEN, H., BRÜMMER, G., 1989. Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59, 505-510.

Bodenbiologische Indikatoren zur Kennzeichnung und Beurteilung umweltgerechter Landnutzungssysteme auf sandigen Standorten – ein Konzept

Monika Joschko[1], Stephan Wirth[1], Peter Lentzsch[1] & Stefanie Krück[2]

Einleitung:
Bodenorganismen bieten gute Voraussetzungen als Indikatoren für ökologische Zustände von Böden und als Indikatoren für Bodenqualität, da sie einerseits zentrale ökologische Funktionen im Boden erfüllen und andererseits sensitiv und frühzeitig auf Maßnahmen der Landbewirtschaftung reagieren. Als Indikator wird hier eine Kenngröße verstanden, welche zur Abbildung eines bestimmten, nicht direkt meßbaren und häufig komplexen Sachverhaltes (Indikandum) geeignet ist (SRU 1998). Hinsichtlich der Auswahl, Bewertung und großflächigen Anwendung von Indikatoren besteht jedoch erheblicher Forschungsbedarf.

Als Beitrag zur Behebung dieser Defizite sollte geklärt werden, inwieweit sich repräsentative und häufig verwendete bodenbiologische Kenngrößen wie die mikrobielle Biomasse (C_{mic}) und der Regenwurmbesatz als Indikatoren für die Bodenqualität auf sandigen Standorten in der Agrarlandschaft Nordmitteleuropas eignen.

Mit C_{mic} als einem quantitativen Maß für die Gesamtheit der physiologisch aktiven Mikroorganismen eines Bodens (Anderson & Domsch 1978) wird eine pool-Größe des Kohlenstoffs quantifizierbar und darüber hinaus ein katalytisches Potential der Bodenmikroflora angegeben. Die Regenwurmpopulation ist Teil des Selbstregulationspotentials des Bodens im Hinblick auf das Bodengefüge und den C/N-Haushalt (Edwards & Bohlen 1996).

Im Rahmen langjähriger Untersuchungen auf Ackerflächen in Brandenburg wurden folgende Fragen untersucht:

- Auf welcher räumlichen Skala sind diese Kenngrößen als Indikatoren geeignet ?
- Auf welcher Skala zeigen sich enge Beziehungen zu Bodeneigenschaften ?
- Wie sensibel reagieren diese Kenngrößen auf Bewirtschaftungsänderungen ?

Vorgehensweise:
Es wurden Untersuchungen auf verschiedenen Skalenebenen durchgeführt.

1. Untersuchungen auf Schlagebene:
Standort Lietzen (Raum Müncheberg), 70 ha, AZ 33, teils konservierend, teils konventionell bewirtschaftet (Seyfahrt et al., 1999)

2. Standortmonitoring:
Dauerbeobachtungsflächen im Land Brandenburg (LUA, F&E-Vorhaben A8-2/93); Untersuchung von 30 Standorten, mit je 8 Stichproben (Regenwürmer) bzw. vier Mischproben (C_{mic}) (Grimm & Wirth 1998)

3. Regionalskalige Landschaftsuntersuchung:
Transektuntersuchung von 89 Standorten mit je 1 Stichprobe (C_{mic}, Regenwurmbesatz an 50 Orten), Herbst 1996-1998 (Lentzsch et al., 2000).

Untersuchungsmethoden: Regenwürmer: Handsortierung 50 x 50 x 20 cm, C_{mic}: Anderson & Domsch 1978.

Ergebnisse:
1. Mikrobielle Biomasse
Auf allen drei untersuchten räumlichen Skalen konnten enge Beziehungen zwischen Standortfaktoren und C_{mic} festgestellt und in einer mehrfaktoriellen linearen Regression beschrieben werden.

1 Institut für Primärproduktion und Mikrobielle Ökolgie, ZALF, Eberswalder Straße 84, D-15374 Müncheberg
mjoschko@zalf.de
2 SLfL, Fachbereich Bodenkultur und Pflanzenbau, Gustav-Kühn-Str. 8, D-04159 Leipzig

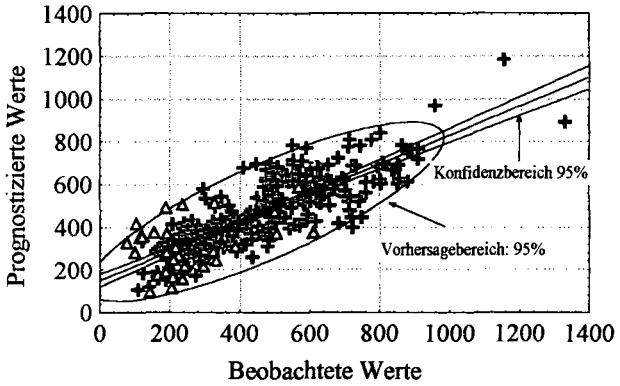


Abb. 1: Mehrfaktorielle Regression von C_{mic} zu C_{org}, N_t, Ton und Sand; Modell basierend auf 256 Datensätzen (Kreuze) einer regionalen Transektbeprobung validiert mit BDF-Flächen (28) und Lietzen (20) (Dreiecke)

C_{mic} ist auch für regionalskalige Landschaftsuntersuchung / Monitoring mit geringer Stichprobenzahl pro Standort ein geeigneter Indikator, bedingt durch die enge Beziehung zu Bodeneigenschaften (C_{org}, N_t, Textur, KAK) und der relativ geringen, nur mittel- bis langfristig wirksam werdenden Effekte aufgrund veränderter Bewirtschaftungsweisen.

.2. Regenwurmbesatz

Nur auf Schlagebene und auf den Dauerbeobachtungsflächen zeigten sich modellierbare Beziehungen zwischen Besatz und Standortfaktoren. Effekte der konservierenden Bodenbearbeitung waren bereits nach drei Jahren festzustellen.

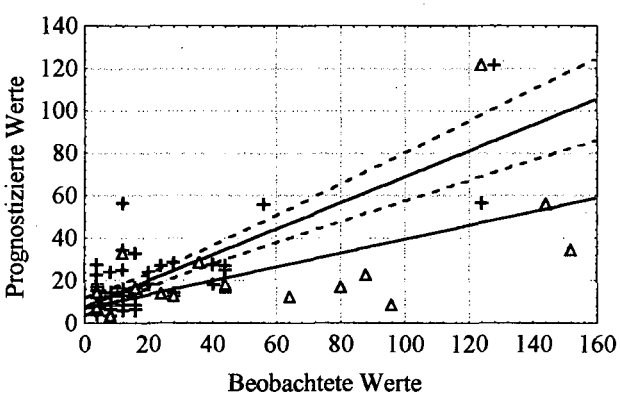


Abb. 2 Anzahl Regenwürmer/m², lineares Modell (Ton, Schluff, C_{org}, N_t); konventionelle Bodenbearbeitung (Kreuze) validiert mit konserv. Bodenbearb. (Dreiecke); Schlag Lietzen

Der Regenwurmbesatz ist somit für regionalskalige Landschaftsuntersuchungen mit geringer Stichprobenzahl pro Standort als Indikator für den ökologischen Bodenzustand nicht geeignet. Intensive Untersuchungen an einzelnen Standorten sind notwendig, um verallgemeinerbare Beziehungen zwischen Regenwurmbesatz und Bodeneigenschaften feststellen zu können. Die Kenngröße ist gut geeignet, eine durch die Bewirtschaftung hervorgerufene Funktionsänderung des Bodenökosystems frühzeitig zu indizieren.

Schlußfolgerung:

Für die Beurteilung von Landnutzungssystemen müssen je nach Fragestellung und nach räumlicher und zeitlicher Skala unterschiedliche Indikatoren herangezogen werden. Auf der Grundlage der Zusammenhänge zwischen Standorteigenschaften und bodenbiologischen Kenngrößen lassen sich in einem nächsten Schritt Erwartungswerte formulieren, die mit den tatsächlichen Verhältnissen zu vergleichen sind.

LITERATUR:

ANDERSON, J.P.E. & K.H. DOMSCH (1978). A physiological method for the quantification of microbial biomass in soils. Soil Biol. Biochem. 10:215-221; EDWARDS, C.A. & P.J. BOHLEN (1996): Biology and Ecology of Earthworms. Chapman & Hall; GRIMM, J. & S. WIRTH (1998): Long-term soil observations in the German county of Brandenburg: soil microbiological characteristics. Proceedings, 16th World Congress of Soil Science, Montpellier, Frankreich (CD ROM, symp25/1455-t.pdf); LENTZSCH, P., M. MÜLLER, A. ULRICH, O. WENDROTH & S. WIRTH (2000): Biologische Parameter des Bodens und der Phyllosphäre entlang eines Transektes im Nordostdeutschen Tiefland. In: Umweltschonende Bodennutzungsstrategien im nordostdeutschen Tiefland - Beiträge zur nachhaltigen Entwicklung von Agrarlandschaften. Ökolog. Hefte der Landwirt.-Gärtner. Fakultät, Humboldt-Universität zu Berlin, 12, 67-74; Landesumweltamt Brandenburg, Referat Bodenschutz; F&E-Vorhaben A8-2/93; J. GRIMM, M. MONSE, W. HIEROLD, R. SCHMIDT, A. SÜSS, A. KÄMMERER, M. STÄHLER & H. SCHMIDT (1996): "Bodendauerbeobachtung zur Bodenzustandsbeschreibung und -überwachung im Land Brandenburg; SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1998): Umweltgutachten 1998. Metzler-Poeschel, Stuttgart; SEYFARTH, W., M. JOSCHKO, J. ROGASIK, W. HÖHN, J. AUGUSTIN & S. SCHROETTER (1999): Bodenökologische und pflanzenbauliche Effekte konservierender Bodenbearbeitung auf sandigen Böden. ZALF-Bericht 39, Müncheberg.

Effects of Climate Warming on C- and N-Mineralization in Alpine Soils

Simone Kaim[1*], Marie-Claude Marx[2], Dagmar Tscherko[1], Ellen Kandeler[1]

Introduction

Nutrient cycling in alpine biomes is limited by temperature. Therefore, an increase in temperature might cause a change in organic matter mineralization and consequently alter both gas emissions (CO_2, CH_4, N_2O) and enzyme activities. Rotmoos valley (Fig. 1) near Obergurgl located in the Austrian Alps (2300 m asl.) is the research area.
Determination of litter decomposition, gas emission rates and activity of enzymes involved in C- and N-cycling is the main focus of the work. In future studies, microbial composition will be characterized i) quantitatively by PLFA, etherlipids and ergosterol and ii) qualitatively by PCR and DGGE pattern.

Fig. 1: The Research Area *Rotmoos valley* (2300 m asl.)

[1] *Department of Soil Science, University of Hohenheim, 70599 Stuttgart, *kaim@uni-hohenheim.de*
[2] *Department of Soil Science, University of Reading, Reading Berkshire, UK*

Materials and Methods

Within the research area (a bog, formed after the retreat of the Rotmoos glacier) there are 4 sites with different water contents. Site 1 has the lowest water content and Site 4, with 89%, the highest (Fig. 2).

Fig. 2: Gas measurements at Site 1 (left) and at Site 4 (right); chamber content 1.5 liter

Soil samples (0 - 10 cm) were collected in July 2001 and analysed for 6 hydrolytic enzymes involved in C-, N- and P-cycles. Enzyme activities were measured using a microplate fluorimetric assay based on 4-methylumbelliferone (MUB) substrates. Kinetic parameters V_{max} and k_m were estimated via non-linear regression using the programme GraphPad Prism®3.0

Results and Discussion

Enzyme activities were differently affected by the moisture contents of the soil (Fig. 3). Leucine-peptidase activity was highest in the wettest soil, whereas glucosaminidase, acid phosphatase and hydrolytic enzymes involved in the C-cycle had their maximum activity in the site with intermediate moisture content. Therefore, the production or stability of the latter enzymes might be inhibited by high water content or oxygen depletion.

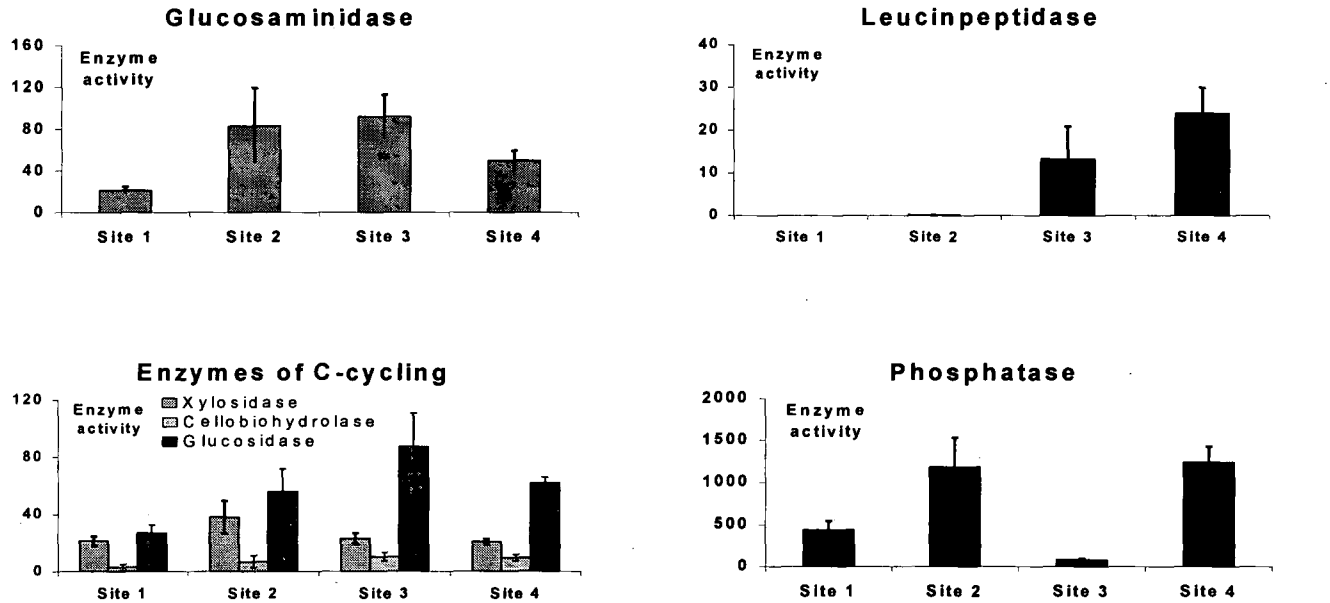


Fig. 3: Enzyme activities in nM MUB g^{-1} min^{-1}; initial substrate concentration: 500 µM

Enzyme kinetics showed that moisture contents of the four sites influenced V_{max} values to a much greater extent than k_m values (Table 1 and Table 2).

For glucosaminidase and β-glucosidase, k_m remained stable in all 4 sites, which suggests that these enzymes have the same substrate affinity in the four sites (Table 2).

Table 1: Enzyme kinetics of alpine soils, n.d. = not determined

V_{max} [nmol product min^{-1} g^{-1}]

Enzymes	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4
Glucos-aminidase	30.1 ± 1.5	85.7 ± 8.2	114.0 ± 7.6	52.6 ± 3.1
Leucine-peptidase	n.d.	15.1 ± 2.8	15.0 ± 1.6	27.4 ± 2.1
Phospha-tase	377.6 ± 23	1421.0 ± 95.3	91.0 ± 5.2	1675.0 ± 68.2
Gluco-sidase	29.3 ± 2.2	63.4 ± 3.3	98.8 ± 5.1	67.0 ± 2.5
Cellobio-hydrolase	2.8 ± 0.3	6.8 ± 0.5	10.9 ± 0.5	356.0 ± 164.1
Xylosidase	31.2 ± 4.8	44.6 ± 3.3	36.2 ± 2.1	30.3 ± 1.9

Acknowledgement

This project is financially supported by the Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG).

Table 2: Enzyme kinetics of alpine soils, n.d. = not determined

K_m [µM]

Enzymes	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4
Glucos-aminidase	51.8 ± 9.75	44.7 ± 15.9	45.7 ± 11.3	30.7 ± 7.3
Leucine-peptidase	n.d.	157.8 ± 77.0	62.5 ± 22.6	22.9 ± 7.9
Phospha-tase	38.9 ± 9.1	118.1 ± 22.9	35.9 ± 8.1	130.0 ± 14.9
Gluco-sidase	22.9 ± 7.5	18.4 ± 4.4	23.1 ± 5.2	23.3 ± 3.9
Cellobio-hydrolase	4.4 ± 3.0	1.9 ± 1.3	5.0 ± 1.4	90.6 ± 129.4
Xylosidase	286.0 ± 98.2	76.9 ± 18.4	252.5 ± 33.9	226.0 ± 35.8

Outlook

Incubation experiments will clarify the temperature dependency of kinetic parameters and gas emissions.

References

Freeman, C., G. Liska, N.J. Ostle, S.E. Jones, M.A. Lock (1995): The use of fluorogenic substrates for measuring enzyme activity in peatlands. Plant and Soil, 175: 147-152

Hutchinson, G.L. and A.R. Mosier (1981): Improved Soil Cover Method for Field Measurement of Nitrous Oxide Fluxes. Soil Sci. Soc. Am. J., 45: 311-316

Marx, M.C. et *al.* (2001): Soil Biol. Biochem., 33:1633-1640

Mölter, K. (1992): Aktivität der Bodenurease bei unterschiedlicher Kupferbelastung (Master Thesis, Institute of Soil Science, University of Hohenheim)

Untersuchungen zu N_2O Emissionen bei Frost-Tau Ereignissen - *the double freezer*

Thomas Kamp, Anke Weber, Kerstin Tüchert,
Rolf Schilling, Michael Schloter, Jean Charles Munch

Einleitung

Distickstoffoxid (Lachgas, N_2O) ist beteiligt an der Klimaerwärmung und am Abbau von Ozon in der Stratosphäre. Ungefähr 70% der atmosphärischen Belastung ist auf Prozesse in Böden zurückzuführen und landwirtschaftliche Praxis ist dabei mit etwa 81% an anthropogen bedingten N_2O Emissionen beteiligt. Bisher fokussierten Untersuchungen zu N_2O Flussraten überwiegend auf die Vegetationsperiode. Erst in letzter Zeit wurde während ganzjähriger Messreihen die Bedeutung von Frost-Tau Zyklen für die N_2O Freisetzungen erkannt (Flessa et al., 1995; Kamp et al., 1998). In diesen Untersuchungen wurde gezeigt, dass nach Perioden mit Bodenfrost die N_2O Emissionen während der Tauphase stark ansteigen. Der Anteil der Winter-Emissionen kann bis zu 60% der jährlichen N_2O Freisetzungen betragen (Kamp et al., 1998).
Die steuernden Faktoren dieser hohen Winter-Emissionen sind grössenteils unbekannt. Freilanduntersuchungen sind auf einen relativ kurzen Zeitraum begrenzt, kaum steuer- und regulierbar und aufgrund der Kürze der Tau-Peaks häufig zufallsbedingt. Einschlägige Laborinkubationen können die natürlichen Temperaturverläufe im Boden während Frost-Tau Zyklen nicht abbilden.
Aus diesem Grund wurde eine Konstruktion entwickelt, die eine ganzjährige Untersuchung von Einfrier- und Auftauvorgängen in Böden unter naturgetreuen Temperaturbedingungen gestattet.

Material und Methoden

Zur Simulation natürlicher Temperaturverläufe im Boden wurde eine Konstruktion aus zwei handelsüblichen Gefriertruhen verwendet. Die Gefriertruhen wurden aufeinander gestellt, wobei von der unteren der Deckel und von der oberen der Boden entfernt wurde. Zwischen beide Gefriertruhen wurde eine isolierende Platte mit Aussparungen und Halterungen für Bodensäulen (10 Stück) angebracht.
Die Bodensäulen (0,144 m Durchmesser; 0,2 bis 0,5 m Höhe; dystric Eutrochrept; gesiebt; luftgetrocknet; LD 1,3 g cm^{-3}) wurden so in die Konstruktion eingesetzt, dass sich die Säulen selber in der unteren Gefriertruhe befanden und die Bodenoberfläche zur oberen Gefriertruhe exponiert war. Die Temperatur der unteren Gefriertruhe wurde auf konstant +4°C eingestellt, die obere Gefriertruhe wurde über einen Zeitraum von 20 bis 30 Tagen von +10°C auf -6°C abgekühlt und anschliessend auf +10°C erwärmt.
Die Bodensäulen wurden somit einem Temperaturgradienten ausgesetzt, der ein kontrolliertes Einfrieren und Auftauen entsprechend Freilandbedingungen abbildet.
Die Flussraten von N_2O, CH_4 und CO_2 wurden kontinuierlich durch ein automatisiertes GC-System analysiert (Hantschel et al., 1994). Im Verlauf der Zyklen wurden sukzessive Bodensäulen entnommen und in 0,05 m Schichten geteilt. Die Bodenproben wurden auf mineralischen und mikrobiellen Stickstoff, gelösten und mikrobiellen Kohlenstoff, aktuelle Nitrifikation und Mikroorganismen-Anzahl hin untersucht.
Im vorliegenden Versuchsansatz wurden zehn Bodensäulen eingesetzt und der Wassergehalt variiert - ein Teil der Säulen wurde auf 50% WFPS, der andere auf 90% WFPS eingestellt.

GSF Forschungszentrum, Institut für Bodenökologie, PO-Box 1129, D-85758 Neuherberg; kamp@gsf.de

Ergebnisse und Diskussion

Temperaturgradient

Durch die gewählte Versuchsanordnung war es möglich in den verwendeten Bodensäulen einen Temperaturgradienten zu erzielen, der natürlichen Temperaturen im Freiland entspricht. Während des Einfriervorgangs bildete sich in den oberen 5 cm sukzessive (von oben nach unten) eine Eisschicht. Tiefere Bodenschichten lagen zwischen +1°C (7,5 cm) und +3°C (20 cm). Während des Auftauprozesses verringerte sich die Mächtigkeit der Eisschicht gleichzeitig von oben und unten. Nach etwa zehn Stunden waren von der ursprünglich 5 cm starken Eisschicht die obersten 2 cm und die unteren 2 cm frostfrei, zwischen 2 und 3 cm wurde noch eine Eisschicht festgetsellt. Zwanzig Stunden nach Einsetzen des Tauvorgangs waren alle Bodensäulen frostfrei.

N_2O Flussraten

Während der Vorinkubationsphase (Wiederbefeuchtung; 20°C) wurden bei allen Bodensäulen starke N_2O Freisetzungen (bis zu 1000 µg N $m^{-2}h^{-1}$) ermittelt. Im Verlauf der Frostperioden konnten nur noch geringste, bzw. keine Emissionen gemessen werden. Zwischen beiden Behandlungen konnten hier keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden.

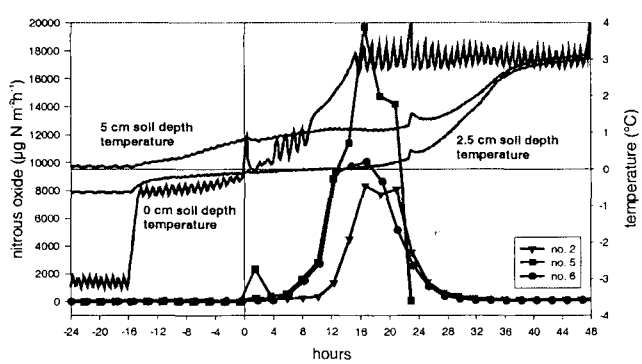


Abb. 1: N_2O Flussraten (n=3) und Temperaturverlauf (0, 2,5, 5 cm Bodentiefe) während der Auftauphase (90% WFPS).

Mit beginnender Tauphase setzten bei allen Bodensäulen starke N_2O Freisetzungen ein. Das Maximum der Emissionen trat nach etwa 12 bis 20 Stunden auf (Abb. 1), etwa 24 bis 28 Stunden nach Beginn des Tauvorganges waren die Freisetzungsraten auf ca. 200 µg N $m^{-2}h^{-1}$ zurückgegangen. Nach dem Auftauen setzte eine stetige Zunahme der N_2O Emissionen ein: von 200 auf 400 µg N $m^{-2}h^{-1}$ (90% WFPS).
Der Verlauf der aufgezeichneten N_2O-Peaks zeigte starke Parallelen zu den Temperaturverläufen in den oberen 5 cm Boden: Die Emissionen setzten ein, als die obersten 1 bis 1,5 cm aufgetaut waren und endeten, als die Bodensäulen vollständig frostfrei waren.
Die geringsten Freisetzungen wurden bei 50% WFPS festgetsellt, Emissionen von 800 µg N $m^{-2}h^{-1}$ traten bei 60% WFPS auf (hier nicht dargestellt) und bis zu 12000

$\mu g\ N\ m^{-2}h^{-1}$ wurden bei 90% WFPS aufgezeichnet. Offensichtlich spielt der Wassergehalt eine entscheidende Rolle bei N_2O Freisetzungsraten im Zusammenhang mit Tauperioden nach Bodenfrost.

CO_2 und CH_4 Flussraten

Bei den CH_4 und CO_2 Flussraten wurden im Verlauf der Frost-Tau Zyklen keine Veränderungen festgestellt. Die CO_2 Freisetzungen schwankten zwischen 0 und 50 $mg\ C\ m^{-2}h^{-1}$. Erhöhte Emissionen wurden einzig während der Zeit der Vorinkubationen bei Temperaturen zwischen 10 und 20°C aufgezeichnet.
Für CH_4 wurden sowohl leichte Aufnahmen als auch leichte Emissionen festgestellt (-15 bis +15 $\mu g\ C\ m^{-2}h^{-1}$). Eine signifikante Reaktion auf Einfrier- oder Auftauprozesse konnte nicht festgestellt werden.

Tab. 1: Gesamt-Stickstoff (GesN), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) und Phosphat (PO_4^{3-}) der oberen 0-5 cm der Bodensäulen - als 'verfügbarer' (in der Bodenlösung) und als 'mikrobieller' Pool.

Tag	Temp. °C	'verfügbar' ($CaCl_2$ Extrakt) GesN	DOC	PO_4^{3-}	'mikrobiell' ($CHCl_3$ Fumigation) GesN	DOC	PO_4^{3-}
		$\mu g\ g^{-1}_{TG}$					
90% WFPS							
2	+20	3.4	5.7	1.0	10.7	81.5	1.1
6	-6	1.9	9.6	1.0	2.1	29.0	0.3
22	-6/+2	3.3	7.2	0.9	4.3	55.4	0.7
31	+2	3.0	5.5	0.8	10.6	72.7	1.0
40	+4	3.4	7.8	0.9	11.7	85.4	1.2
49	+4	6.9	5.6	0.9	13.5	80.4	0.9
50% WFPS							
2	+20	18.1	6.5	0.9	12.9	81.9	nv
6	-6	25.4	7.9	1.2	10.7	61.8	0.8
22	-6/+2	27.2	6.4	0.8	3.4	69.0	nv
31	+2	15.6	4.7	0.6	12.7	77.2	1.1
40	+4	24.4	7.1	1.2	-0.5*	57.4	1.3
49	+4	27.2	5.5	0.9	20.5	73.6	1.2

* Messfehler; nv nicht vorhanden

verfügbare und mikrobielle Nährstoffe sowie aktuelle Nitrifikation und Mikroorganismenanzahlen

Die Extraktion von N, C und P aus den Bodenlösungen der oberen 0-5 cm der inkubierten Bodensäulen zeigte im allgemeinen eine Zunahme der Nährstoff-Gehalte während der Frostphase (Tab. 1). In der anschliessenden Tauphase nahmen die Gehalte leicht ab bzw. zeigten keine weiteren Veränderungen. Im Gegensatz hierzu nahmen die N, C und P Gehalte aus der mikrobiellen Fraktion mit der Frostphase ab und stiegen in der anschliessenden Tauphase wieder an.
Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass durch den Frosteinfluss Mikroorganismen und/oder Micro-Aggregate aufgeschlossen werden. Bei Temperaturen oberhalb des Gefrierpunktes kommt es somit zu einem Wachstum der mikrobiellen Biomasse und damit zu einer Reduktion von verfügbaren Nährstoffen.
Bestätigt werden diese Ergebnisse durch Messungen der aktuellen Nitrifikation (Abb. 2) und der Mikroorganismenanzahlen (Abb. 3): Sowohl die Aktivität als auch die Anzahl der Mikroorganismen werden durch die Frostphase reduziert. Während jedoch die Gehalte an mikrobiellen Nährstoffen schon unmittelbar nach dem Auftauen anstiegen, scheint sich die mit den verwendeten Methoden erfassbare Mikroorganismen-Population erst etwa zehn Tage nach Tau auf einem höheren Niveau zu stabilisieren.

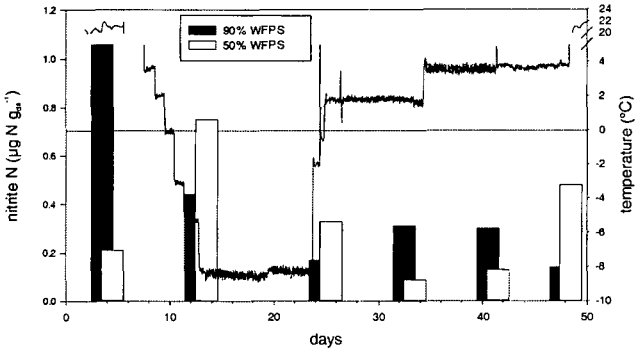


Abb. 2: aktuelle Nitrifikation der oberen 0-5 cm der Bodensäulen.

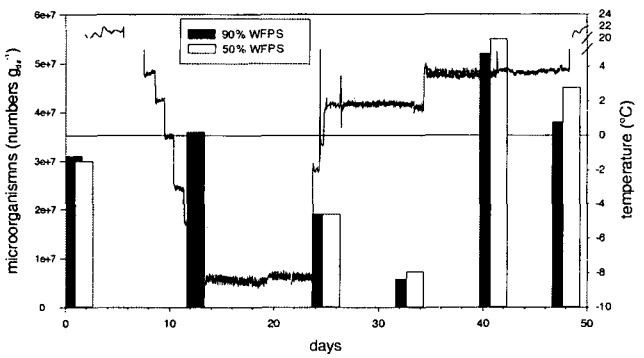


Abb. 3: Mikroorganismenanzahl (Life/Dead stain) der oberen 0-5 cm der Bodensäulen.

Schlussfolgerungen

Mit den vorliegenden Versuchen wurde bisher belegt, dass Frost zu einer Freisetzung von Nährstoffen und zu einer Reduktion von Mikroorganismen führt. Nicht belegt werden konnte die Hypothese, dass starke N_2O Freisetzungen während des Auftauprozesses aus der sich regenerierenden Biomasse stammt. Vielmehr kann eine stetige Zunahme der N_2O Emissionen im Verlauf der Post-Tauphase mit steigenden Mikroorganismenzahlen in den oberen 5 cm Boden in Zusammenhang gebracht werden.
Folgende Versuche sollen zeigen, ob das während der Tauphase freigesetzte N_2O tatsächlich in tieferen, frostfreien Bodenschichten gebildet wird und erst mit Auflösen der Eisschicht freigesetzt wird.
Hinweise hierauf zeigten weitere Versuche, in denen eine N Düngung keine Unterschiede in der Höhe der N_2O Peaks aufwies - erst in der Post-Tauphase traten erhöhte N_2O Emissionen aus der gedüngten gegenüber der ungedüngten Variante auf.

Literatur

HANTSCHEL, R.E., H. FLESSA & F. BEESE (1994) An automated microcosm system for studying soil ecological processes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 401-404.

FLESSA, H., P. DOERSCH & F. BEESE (1995) Seasonal variation of N_2O and CH_4 fluxes in differently managed arable soils in Southern Germany. *J. Geophys. Res.* 100: 23115-23124.

KAMP, T., H. STEINDL, R.E. HANTSCHEL, F. BEESE & J.C. MUNCH (1998) Nitrous oxide emissions from a fallow and wheat field as affected by increased soil temperatures. *Biol. Fertil. Soils* 27: 307-314.

Der Einfluss der Beweidung durch Collembolen auf Wachstumsstrategien von Pilzen in einem 2–dimensionalen Modellsystem

Christian Kampichler und Johann Rolschewski

Einleitung

Pilze sind die wichtigsten Organismen, die in den Wäldern der gemäßigten Klimazonen an Prozessen des Nährstoffkreislaufes beteiligt sind. Unter den totholznutzenden Pilzen sind vor allem jene von Bedeutung, die nicht auf die Verbreitung durch Diasporen angewiesen sind, sondern aus ihren Nahrungssubstraten auswachsen und durch die Entwicklung ausgedehnter Myzele neue Nahrungsquellen (Baumstümpfe, Fallholz) auffinden und erschließen können. Einige dieser Pilze – sogenannte *cord–forming fungi*, sie stammen v.a. aus der Gruppe der Basidiomyzeten – bilden durch parallele Ausrichtung von Pilzhyphen Stränge (»*cords*«) von mehreren Hundert Meter Länge, die wahrscheinlich mehrere Jahrzehnte alt werden können (L. Boddy, pers. Mitt.). Sie sind durch eine Rinde isoliert, minimieren auf diese Weise die Passage von Molekülen zwischen Pilzhyphen und Außenwelt und könnten so die großräumige Verlagerung von Nährstoffen und Energie in Waldökosystemen bewerkstelligen.

Cord–formers verfolgen artspezifische Wachstumsstrategien und investieren ihre Energie– und Nährstoffreserven auf unterschiedlichen Wegen in die Biomasseproduktion: so weisen Pilze auf der Suche nach eher regelmäßig verteilten Nahrungsquellen langsam aber gleichmäßig in alle Richtungen wachsende Myzelien auf (»Phalanx–Strategie« *sensu* Schmid & Harper 1985), während Pilze mit unregelmäßig verstreuten Nahrungsquellen schmale, in verschiedene Richtungen rasch fortwachsende Wachstumsfronten entwickeln (»Guerilla–Strategie« *sensu* Schmid & Harper 1985). Die Myzelien dieser Pilze weisen durch ihre iterative Verzweigungsmuster Aspekte der Selbstähnlichkeit auf. Mithilfe fraktaler Untersuchungsmethoden sowie weiterer messbarer Parameter wie radiale Ausdehnung, Biomasse u.a. konnten subtile Reaktionen einer Reihe von Pilzen (*Phanerochaete velutina*, *Phallus impudicus*, *Hypholoma fasciculare* u.a.) auf verschiedene Umweltparameter (Nährstoffgehalte des Substrates, mechanische Myzelstörung, mikroklimatische Heterogenität, Reaktionen beim Auffinden angebotener Nahrungsquellen etc.) festgestellt werden (Boddy et al. 1999, Donnelly & Boddy 1997, Wells et al. 1997).

Der überwiegende Teil der humiphagen Bodenkleinarthropoden nutzt als wichtigste Energie– und Nährstoffquelle das dem pflanzlichen Streumaterial anhaftende bzw. dieses durchsetzende pilzliche Gewebe und übt auf diese Weise potentiellen Einfluß auf die Abbauvorgänge im Boden aus (Lussenhop 1992, Weigmann 1998). Über die Beeinflussung der Wachstumsstrategien von Pilzen sowie der Informationsübertragung und der Nährstoffallokation in ihren Myzelien durch pilzfressende Bodenarthropoden liegt nur äußerst spärliches Wissen vor. Das potentielle räumliche Auseinanderklaffen der Orte von Einfluß (Beweidung durch Kleinarthropoden) und Effekt (morphologische und/oder physiologische Reaktionen der Pilze) im Boden ist ein bislang ignorierter Aspekt der Interaktionen zwischen Kleinarthropoden und Mikroflora.

Wir stellen hier Untersuchungen über das Einflusspotenzial von Beweidungsintensität, Art des Weideorganismus und Beweidungsort auf die Wachstumsstrategien von Pilzen vor und präsentieren erste Ergebnisse.

Freie Universität Berlin, AG Bodenzoologe und Ökologie, Grunewaldstraße 34, D–12165 Berlin, kampichl@zedat.fu–berlin.de, novamob@zedat.fu–berlin.de

Material und Methoden

Das verwendete Modellsystem lehnt sich an die von Boddy et al. (1999) seit einigen Jahren erfolgreich angewandten Systeme an. Dazu wird eine Schale von 14 cm Durchmesser mit gepresstem lehmigem Substrat aus dem Mineralboden eines Buchenwaldes gefüllt und zentral ein durch *Hypholoma fasciculare* besiedeltes Buchenholzwürfelchen exponiert, aus dem der Pilz auswächst und auf der Oberfläche des gepressten Bodens sein Myzel entwickelt. Das Hyphenwachstum in die Tiefe wird durch die Dichte des Bodens minimiert und erlaubt die spätere Analyse eines vollständigen zweidimensionalen Myzels. Die Modellsysteme werden mit Parafilm abgedichtet und in Dunkelheit bei 18° C inkubiert. Das Auswachsen des Pilzes wird bis zum Erreichen des Schalenrandes (mehrere Wochen) digitalfotografisch in Abständen von 3 bis 4 Tagen dokumentiert und die Aufnahmen bildanalytisch verarbeitet.

Bislang wurden je ein Experiment zum Einfluss der Beweidungsintensität (A) und zum Einfluss der Fraßwirkung verschiedener Collembolenarten sowie einer Artenmischung bei gleichem Fraßdruck (B) durchgeführt. In Experiment A wurden nach Erreichen eines Myzelhalbmessers von 1,5 cm je 11 Schalen entweder 0, 20, 40 oder 60 Individuen von *Folsomia candida* zugesetzt. Für Experiment B ermittelten wir anhand der allometrischen Beziehungen zwischen Körperlänge und Biomasse sowie zwischen Biomasse und Stoffwechselintensität die Individuenzahl von *Hypogastrura* cf. *tullbergi* (40 Individuen) und *Proisotoma minuta* (50 Individuen), die hinsichtlich ihrer Konsumationsrate etwa einer Anzahl von 20 *Folsomia candida* entspricht. Diese drei Ansätze sowie ein Mischansatz mit 7 *F. candida*, 13 *H. tullbergi* und 17 *P. minuta* und eine Kontrolle wurden jeweils neun mal repliziert. Wir setzten die Tiere wie in Experiment A nach Erreichen eines Myzelhalbmessers von 1,5 cm zu.

Vorläufige Ergebnisse

Kompensatorisches Wachstum, wie es in zahlreichen Mikrokosmosuntersuchungen als Antwort von Mikroorganismen auf Beweidung beobachtetet werden konnte (Lussenhop 1992), wurde in Experiment A nicht festgestellt: Der Myzelhalbmesser von *H. fasciculare* sinkt stetig mit zunehmender Fraßintensität durch *F. candida* und zeigt bei Versuchsende (nach 7 Wochen) statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Ansätzen (Abb.1 links). Die Raumfüllung des Myzels, charakterisiert durch die fraktale Dimension, zeigt erst bei höherem Weidedruck eine Veränderung und sinkt signifikant ab (Abb.1 rechts).

Obwohl alle verwendeten Arten kauende Mundwerkzeuge aufweisen, gibt es signifikante Unterschiede hinsichtlich ihrer Wirkung auf *H. fasciculare*: *H. tullbergi* und *P. minuta* führen bei moderater Fraßintensität im Gegensatz zu *F. candida* bei Versuchsende (nach 5 Wochen) zu keiner Abnahme der Myzelbiomasse. Der Artenmix scheint in seiner Wirkung additiv auf den relativen Anteilen der einzelnen Arten zu beruhen (Abb.2).

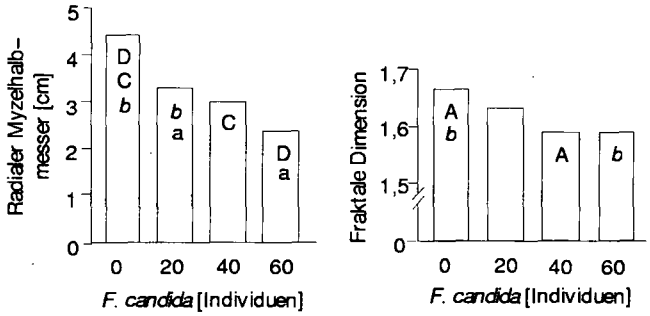


Abb.1: Einfluss unterschiedlicher Beweidungsintensität auf den Halbmesser und die fraktale Dimension des Myzels von *Hypholoma fasciculare* in einem 2–dimensionalen Modell–system. Säulen mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit p von <5% (Kleinbuchstaben), <1% (kursive Kleinbuchstaben) bzw. < 0,1% (Großbuchstaben).

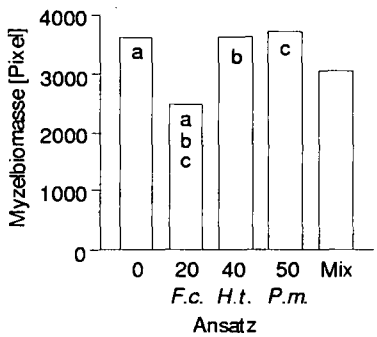


Abb.2: Einfluss der Beweidung gleicher Intensität durch verschiedene Collembolenarten (*F.c., Folsomia candida, H.t., Hypogastrura* cf. *tullbergi, P.m., Proisotoma minuta*) auf die Myzelbiomasse von *Hypholoma fasciculare*. Säulen mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit p von <5%.

Die Antwort des Myzels hängt also nicht allein von der Menge durch Fraß entfernter Biomasse ab, die bei allen Ansätzen vergleichbar groß ist: Beweidung durch kleinere Organismen an einer größeren Zahl von Orten scheint von *H. fasciculare* aufgefangen und tatsächlich durch zusätzliche Biomasseproduktion kompensiert zu werden, während größere Organismen durch intensiveren lokalen Fraß das Myzelwachstum stark beeinträchtigen.

Besonders interessant erscheint die Beobachtung eines Wechsels der Wachstumsstrategie vom „Phalanx"– zum „Guerilla"–Typ: Während unbeweidete Myzelien unter der Produktion vergleichsweise dünner Hyphen gleichmäßiges Wachstum in alle Richtungen aufweisen, kommt es bereits bei moderater Beweidung zu deutlicher Hyphenbündelung und zur Ausbildung schmaler Wachstumsfronten (Abb.3). Diese Raktion scheint vor allem bei der Beweidung durch jene Arten aufzutreten, die nicht zu einer Biomasseproduktion des Gesamtmyzels führen (*H. tullbergi, P. minuta*). Beim kompensatorischen Wachstum kommt es also zu einer veränderten Energie– und Nährstoffallokation gegenüber ungestörten Wachstumsverhältnissen. Diese Ergebnisse sind allerdings vorerst noch mit Vorsicht zu betrachten, da eine genauere statistische Analyse noch aussteht und die zeitliche Entwicklung der Myzele während des Verlaufs der Experimente noch überprüft werden muss.

Dank

Wir danken L. Boddy und ihrer Arbeitsgruppe für die Unterstützung und tatkräftige Hilfe bei der Bildanalyse. Das Projekt wird von der DFG finanziell unterstützt (KA 1553/2).

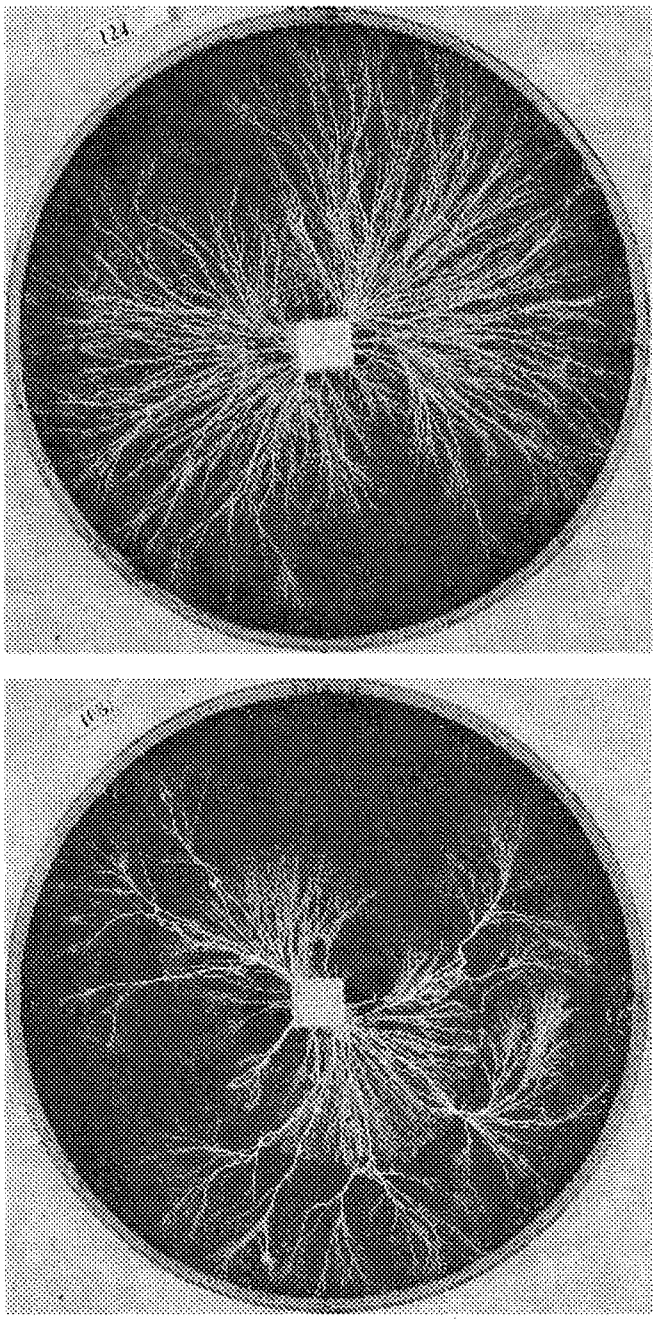


Abb.3: Myzelien von *H. fasciculare* mit unterschiedlichen Wachstumssformen nach 5 Wochen ohne Bewedung (oben) und bei moderater Beweidung (unten) durch 40 *H. tullbergi*–Individuen.

Literatur

Boddy L, Wells JM, Culshaw C, Donnelly DP (1999) Fractal analysis in studies of mycelium in soil. *Geoderma* **88**, 301–328

Donnelly DP, Boddy L (1997) Resource acquisition by the mycelial–cord–former *Stropharia cerulea*: effect of resource quantity and quality. *FEMS Microb Ecol* **23**, 195–205

Lussenhop J (1992) Mechanisms of microarthropod–microbial interactions in soil. *Adv Ecol Res* **23**, 1–33

Schmid B, Harper JL (1985) Clonal growth in grassland perennials. I. Density and pattern–dependent competition between plants with different growth forms. *J Ecol* **73**, 793–808

Weigmann G (1998) Bodenfauna. in: Blume H–P, Felix–Henningsen P, Fischer WR, Frede H–G, Horn R, Stahr K (Hg) *Handbuch der Bodenkunde*, 5. Erg–Liefg 11/98. Ecomed, Landsberg, S. 1–20

Wells JM, Donnelly DP, Boddy L (1997) Patch formation and developmental polarity in mycelial cord systems of *Phanerochaete velutina* on a nutrient–depleted soil. *New Phytol* **136**, 653–665

Stratigraphische Differenzierung von mikrobiellen und biochemischen Kennwerten in flugaschebeeinflußten Waldböden Nordostdeutschlands

Klose, S. und F. Makeschin

EINLEITUNG

Viele Waldökosysteme in NO-Deutschland sind durch Emissionen von SO_2 und alkalischen Stäuben, v.a. Braunkohlenflugaschen (BFA) stark beeinflußt. Zur Erfassung und Bewertung der Folgen der langjährigen Flugaschedepositionen auf Waldböden wurden Untersuchungen in Kiefernstandorten (*Pinus sylvestris*) der *Dübener Heide*, Sachsen und Sachsen-Anhalt, durchgeführt. Dieses Waldgebiet wurde seit Anfang 1900 hauptsächlich durch Emissionen von Braunkohlekraftwerken und der chemischen Industrie der Region Bitterfeld-Wolfen-Zschornewitz beeinflußt. Flugaschen, welche im Bitterfelder Raum emittiert wurden, haben folgende geochemische Zusammensetzung: 15-20% CaO, SiO_2 als sphärische, glassähnliche Partikel (Korngröße: 0,01 – 100µm; Fe-Oxid-haltig), Nähr- und Spurenelemente (MgO, FeO_3, Al_2O_3, TiO_2, Na_2O, K_2O, SO_x), Schwermetalle (Se, As, Cd, Hg, Mo, Sb, Tl, Zn) und weitgehend inerter, fossiler C (Baronius, 1992).
Die ökologische Bedeutung von BFA besteht in einer Veränderung der Bodenreaktion, des Basenstatus und des Elektrolytgehaltes, in einer Anreicherung von Makro- (S) und Mikroelementen (B) sowie von Schwermetallen, in einem Eintrag von extrem abbauresistenten organischen Verbindungen (inkohlte organische Substanzen) und einer Aufweitung der C:N-Verhältnisse. Damit besitzen Flugaschen einen unbekannten Einfluß auf die Funktionalität der mikrobiellen Gemeinschaften in Böden. Die Ziele der vorliegenden Studie waren deshalb die Beurteilung (1) der Reaktionen von mikrobiellen Gemeinschaften und ausgewählten Enzymen des C-, N-, P- und S-Kreislaufes auf langjährige Flugascheeinträge in Waldböden, (2) die Ableitung von mikrobiellen und biochemischen Indikatoreigenschaften von Waldböden in Emissionsgebieten und (3) die Charakterisierung des langfristigen Verhaltens von Flugaschen in Bezug auf den Umsatz von organischen Substanzen in Waldböden.

MATERIAL UND METHODEN

Die Untersuchungen erfolgten in Kiefernaltbestandständen (86 bis 98 Jahre alt) entlang eines BFA-Depositionsgradienten in Entfernung von 8, 16, 14, 18 und 25 km vom Hauptemittenten Bitterfeld (Standorte 1, 2, 3, 4 und 5). Über einen 2-jährigen Untersuchungszeitraum (1998 bis 2000) wurden Proben der organischen Auflagehorizonte (L, Of und Oh) und des Mineralbodens (0-10 cm) entnommen und auf die mikrobielle Biomasse (CFE-Methode, Vance et al., 1987), Basalatmung (Isermeyer, modif. nach Jäggi, 1976) und die Aktivitäten von Phosphomonoesterasen, β-Glycosidase, Arylsulfatase, L-Asparagainase und L-Glutaminase (Tabatabai, 1994) untersucht. Parallell dazu wurden die ferromagnetische Suszeptibilität (Tölle und Raasch, 1989), der Gesamtaschegehalt (Schlichting et al., 1995) und die pH-Werte in H_2O und $CaCl_2$ (Boden-Lösungsverhältnis: 1:10 für L- und Of-Horizonte und 1:2,5 für Mineralboden und Oh-Horizont) bestimmt und mit den biologischen Kennwerten in Beziehung gesetzt. Eine detaillierte Beschreibung des Untersuchungsgebietes wurde kürzlich veröffentlicht (Klose et al., 2001).

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die ferromagnetische Suszeptibilität und Gesamtaschegehalte verdeutlichen, daß die persistenten Bestandteile der BFA heute hauptsächlich im Of- und Oh-Horizont der Waldböden akkumuliert sind. Die Mächtigkeiten und Gewichte der organischen Auflagen lassen eine gravierende Störung im Streuabbau in flugaschebeeinflußten Waldböden vermuten. Die Entwicklung der Gehalte an mikrobiellen C und N entlang des Emissionsgradienten deuten auf eine reduzierte mikrobielle Inkorporierung dieser Elemente mit zunehmender Flugaschebeinflussung der Waldböden (Abb. 1).

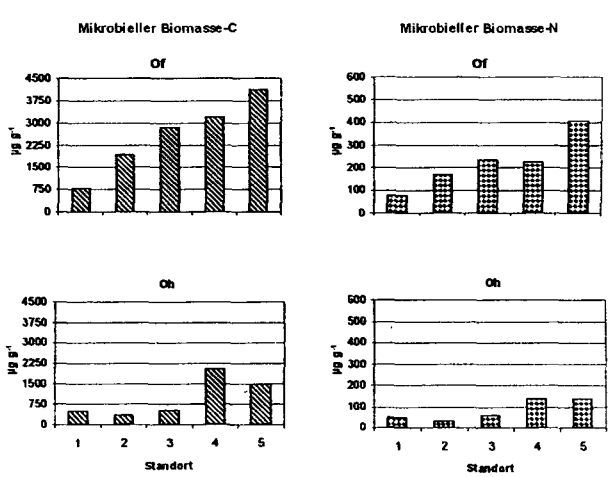


Abb. 1: Mikrobieller Biomasse-C und N in den Of-und Oh-Horizonten entlang des BFA-Depositionsgradienten in der *Dübener Heide* im Jahr 1999.

Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Technische Universität Dresden, PF 1117, D-01735 Tharandt

Die Aktivitäten der untersuchten Enzyme (L-Asparaginase, L-Glutaminase, β-Glucosidase und Arylsulfatase) waren mit Ausnahme der sauren Phosphatase durch die Flugascheeinträge erhöht, und damit der Abbau von Aminosäuren, Cellulose und Sulfatestern (Abb. 2).

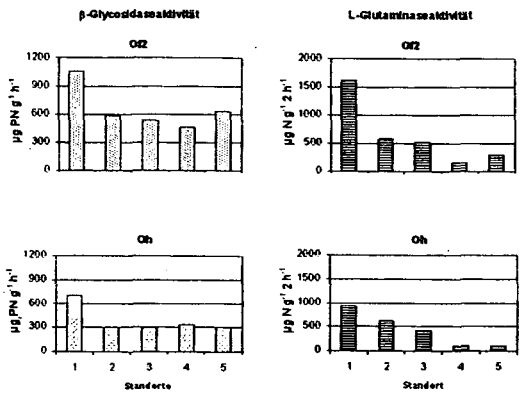


Abb. 2: Aktivitäten von β-Glycosidase und L-Asparaginase in den Of- und Oh-Horizonten entlang der BFA-Depositionsgradienten in der *Dübener Heide* im Jahr 1999.

Die Akkumulation von Flugaschen resultierte in einer Erhöhung des pH-Wertes und der Gehalte an Bioelementen, welche mikrobielle und enzymatische Prozesse i.d.R. fördern. Diese Erhöhung der mikrobiellen Aktivität bewirkt, zumindest anfänglich, eine verstärkte Mineralisierung von organischen Substanzen. Die Mächtigkeiten der organischen Auflagen, die vergleichsweise geringen C_{mic}- und N_{mic}-Pools sowie hohe Enzymaktivitäten deuten jedoch auf eine starke Veränderung der Mikrobozönose in flugaschebeeinflußten Böden hin, welche den infolge der pH-Anhebung erhöhten und in der chemischen Zusammensetzung veränderten Streuanfall nur bis zu einem gewissen Grade nutzen kann.

Tab. 1: Korrelationen zwischen ferromagnetischer Suszeptibiltät, Gesamtaschegehalten und pH-Wert und mikrobieller Biomasse und Enzymaktivitäten im Oh und Of2-Horizont entlag des BFA-Depositionsgradienten in der Dübener Heide im Jahr 1999.

Korrelation		r Oh	r Of
Magn. Suszept.	vs. pH	0,51**	0,54***
	vs. L-Asp	0,47**	0,02
	vs. L-Glu	0,63***	0,35**
	vs. β-Gly	0,64***	0,44**
	vs. Saure Ph	0,31*	0,30
	vs. Aryls	0,53***	0,42**
Aschegehalt	vs. pH	0,41**	0,51**
	vs. Cmic	0,76***	0,62***
	vs. Nmic	0,52***	0,58***
	vs. Saure Ph	0,46**	0,42**
pH-Wert	vs. Cmic	0,69***	0,48**
	vs. Nmic	0,71***	0,72***
	vs. L-Asp	0,31*	0,21
	vs. L-Glu	0,75***	0,73***
	vs. β-Gly	0,36*	0,59***
	vs. Saure Ph	0,68***	0,79***
	vs. Aryls	0,62***	0,41*

*, ** und *** representieren signifikante Korrelationen auf einem P- von 0,05; 0,01 bzw. 0,001.

Wie die Korrelationen zwischen magnetischer Suszeptibilität bzw. Aschegehalt und den mikrobiellen Kennwerten zeigen, wird die Reaktion der Mikroorganismen auf den Eintrag von BFA mehr oder weniger stark durch andere Umweltfaktoren (C:N-Verhältnis der Streustoffe, pH-Wert, Bodenwassergehalt) modifiziert (Tab. 1).

Die Humustypen, welche als Indikatoren für die biologischen Bedingungen und die Nährstoffversorgung von Forststandorten gelten, sind nur schlecht geeignet, um die biochemische Aktivität von flugaschebeinflußten Waldböden zu charakterisieren.

LITERATUR

Baronius, G. (1992): Zur Ausbildung und Dynamik von Ernährungs- und Chlorosezuständen der Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im Immissionsgebiet Dübener Heide. Diss., TU Dresden.

Isermeyer, H. (1952): Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Carbonate im Boden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde: 56:26-38.

Jäggi, W. (1976): Die Bestimmung der CO2-Bildung als Maß der bodenbiologischen Aktivität. Schw. Landw. Forschung 15:371-380.

Klose, S., Koch, J., Bäucker, E. and Makeschin, F. (2001): Indicative properties of fly-ash affected forest soils in Northeastern Germany. J. Plant Nutr. Soil Sci. 164:1-8.

Schlichting, E.; Blume, H. P. und Stahr, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum. Blackwell, Berlin.

Tabatabai, 1994 Soil enzymes. In: Weaver RW, Angel GS, Bottomley PS (eds.) Methods of soil analysis, Part 2, Microbiological and biochemical properties, SSSA Book Series no 5, Soil Sci Soc Am, Madison, WI, pp 775-833.

Tölle, R. und Raasch, H. (1983): Gerät zur Messung von Suszeptibilitätsdifferenzen von Feststoffgemischen. DD-WP 213307-Int. Cl. G01R33/16.

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

Differenzierung des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC) aus Flußauen der Elbe mit der RP-HPLC – Einflüsse von bodenchemischen Kenngrößen, Überflutungsdauer und saisonaler Dynamik

Annett Krüger*, Kathrin Heinrich, Robert Mikutta, Heinz-Ulrich Neue und Hans Neumeister

Problemstellung

Flußauen weisen eine hohe räumliche und zeitliche Heterogenität auf und stellen als Retentionsfläche für Hochwässer eine Senke für Sedimente, Nähr- und Schadstoffe dar. Für Prozesse der Stoffakkumulation und der Stoffdynamik ist der Einfluß periodischer Überschwemmungen bestimmend. Die räumlich und zeitlich häufig variierenden Oberflächen- und Grundwasserstände führen in den Auenböden zu wechselnden anaeroben/ aeroben Bedingungen und dadurch zu einer Veränderung von physikalisch-chemischen Steuergrößen (pH-Wert, Redoxpotential). Diese Prozesse bewirken erhebliche Veränderungen der Bindungsformen, der Festlegung und Mobilisierung von Nähr- und Schadstoffen in Flußauen.

Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) bzw. dessen Bildung, Abbau und Mobilisierung bestimmt wesentlich das Mobilitätsverhalten von Nähr- und Schadstoffen in Böden, Sicker- und Grundwässern. Literaturrecherchen zeigten, daß der DOC im Grund- und Sickerwasser ein Parameter ist, welcher auf Veränderungen der Umweltbedingungen sehr sensibel reagiert. Die Bildung und die Eigenschaften des DOC steuern direkt die Mobilisierung von Nähr- und Schadstoffen und wirken somit als eine charakteristische Größe für ökologische Veränderungen in den Auen. Offene Fragen bestehen jedoch bezüglich der Eigenschaften des Parameters „DOC" und über deren Veränderung in Abhängigkeit des geochemischen Milieus und im jahreszeitlichen Verlauf.

Methodik und Untersuchungsstandorte

Die dazu erforderlichen Untersuchungen wurden durch chromatographische Charakterisierung des DOC aus Sickerwässern und Sedimenten der Elbaue bei Steckby durchgeführt. An einem Auengley aus Auenschluffton bzw. einem Vega-Gley aus Auenschluffton, Schöneberger Wiesen, wurden vom UFZ Leipzig-Halle im Rahmen des s.g. RIVA-Verbundprojektes bodenhydrologische Meßstationen eingerichtet und in den Entnahmetiefen 30 cm, 60 bzw. 70 cm sowie 100 cm in jeweils 3 Replikationen Sickerwässer gewonnen. Aus diesen Bodensickerwässern erfolgte die DOC-Abtrennung und dessen Fraktionierungen mit der RP-HPLC. Nach Vor-Fraktionierungen (Abb. 1) des abgetrennten DOC in hydrophile Säuren, Basen und Neutrale (hiS, hiB, hiN) sowie hydrophobe Säuren und Neutrale (hoS, hoN) erfolgte dessen Auftrennung in differenziertere Strukturbausteine unterschiedlicher Hydrophobizität mit der RP-HPLC (Machery Nagel RP-C18 Säule, 200 x 4 mm, 7 µm, 1000 A, Detektion: UV 254 nm und Fluoreszenz Exitation 375 nm, Emission 470 nm) (KRÜGER ET AL.1999). Die RP-Chromatogramme wurden nach Normierung auf den DOC-Gehalt hinsichtlich des Auftretens einzelner Fraktionen und deren prozentuale Anteile ausgewertet. Des weiteren erfolgte die Durchführung von Mikrokosmenversuchen unter Einstellung verschiedener Redoxbedingungen (HEINRICH ET AL. 1999) zur Simulation des Einflusses von Überflutungsereignissen auf die Eigenschaften des DOC.

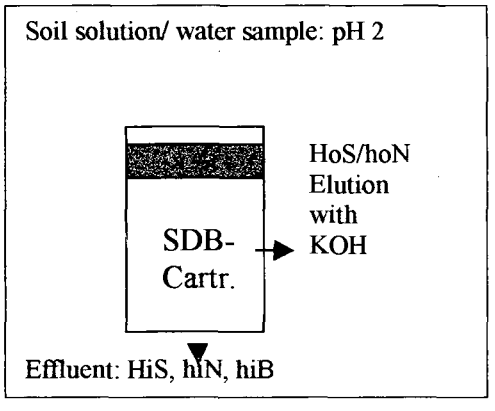


Abb. 1: DOC-Abtrennung und Vorfraktionierung. in hydrophile Säure, Basen und Neutrale (hiS/hiB/hiN) sowie hydrophobe Säuren/ Neutrale (hoS/hoN)

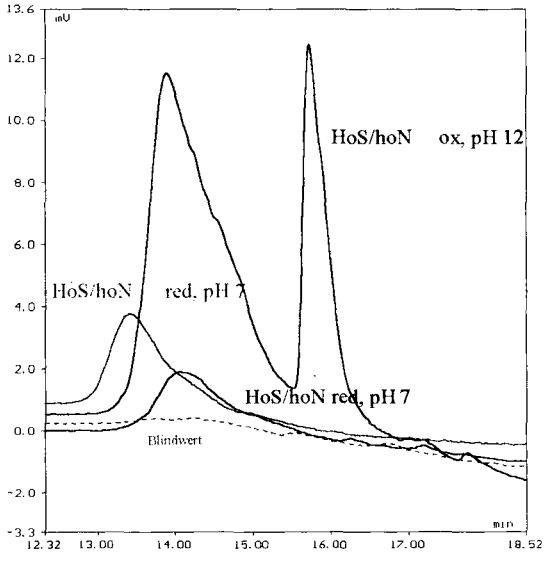


Abb. 2: Fraktionierung und Differenzierung der in Mikrokosmenversuchen unter reduzierenden (red) und oxidierenden (ox) Bedingungen gewonnenen hoS/hoN mit der RP-HPLC, Fluoreszenzdedektion.

Ergebnisse

Die aus den Mikrokosmenversuchen unter Einstellung verschiedener Redoxbedingungen gewonnenen Bodeneluate wurden nach Vorfraktionierung mit der RP-HPLC charakterisiert: Die hydrophoben Säuren/hydrophoben Neutrale (hos/hoN) zeigten deutliche Unterschiede in dem Auftreten einzelner Strukturbausteine: Die unter oxidierenden Bedingungen entstandenen hoS/hoN weisen auftretende hydrophobere Fraktionen (Abb. 2) auf. Diese unter oxidierenden Bedingungen gebildeten Fraktionen mit hydrophoberen Eigenschaften wurden für die unter

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

reduzierenden Bedingungen freigesetzten hoS/hoN nicht nachgewiesen. Dagegen zeigen die unter reduzierenden Bedingungen gebildeten hoS/hoN höhere Anteile der in Richtung abnehmender Hydrophobizität auftretenden Fraktionen. Eine Diskussion des Auftretens dieser Fraktionen und deren Flächenanteile wurde dabei in Abhängigkeit der bodenchemischen Eigenschaften vorgenommen.

Der Einfluß von Überflutungsereignissen, der bodenchemischen Kenngrößen und der saisonalen Dynamik auf die Veränderung der strukturellen Eigenschaften von aus den Bodensickerwässern abgetrenntem DOC konnte ebenfalls durch Fraktionierungen mit der RP-HPLC beschrieben werden. Die für die Untersuchungen ausgewählten Standorte sind – resultierend aus unterschiedlicher Häufigkeit und Dauer von Überflutungsereignissen - durch unterschiedliche Bodenfeuchte gekennzeichnet (Vega-Gley = Grünlandstandort, Gley= innerhalb einer Flutrinne). Entsprechend der differenzierten geochemischen Milieubedingungen dieser verschiedenen Meßstationen wurden für die Sickerwässer des Flutrinnenstandortes mit höherer Bodenfeuchte und länger andauernden anaeroben Bedingungen Unterschiede zu den DOC-Eigenschaften der Proben des Grünlandes erwartet.

Für den Vergleich der aus den Bodensickerwässern des Flutrinnen- und Grünlandstandortes abgetrennten DOC-Fraktionen und dessen Charakterisierung mit der RP-HPLC wurde jedoch festgestellt, daß sich diese für beide räumlich eng beeinander liegenden Untersuchungsstandorte nur geringfügig unterscheiden (Abb. 3). Die Eigenschaften der hoS/hoN sich sehr ähnlich, nur in den oberen 30 cm wurden geringfügige Unterschiede gefunden. Im Vergleich der Sickerwässer im Vertikalprofil werden hingegen deutliche Veränderungen der DOC-Eigenschaften offenbar. Diese Tatsache könnte damit erklärt werden, dass die Absenkung des Redoxpotentials nach Überflutungsereignissen nicht so drastisch erfolgt und somit die Redoxpotentialunterschiede dieser beiden Untersuchungsstandorte geringer sind als erwartet. Veränderungen treten nur in den oberen Bodenhorizonten auf, in welchen sich die leichter umsetzbare organische Substanz der jüngeren Ablagerungen befinden. Diese Hypothese wird auch dadurch untermauert, daß Redoxpotentialunterschiede das Auftreten anderer Fraktionen der aus den Mikrokosmeneluaten abgetrennten hoS/hoN bewirkten und somit eine direkte Beeinflussung der strukturellen Eigenschaften des DOC durch das Redoxpotential nachgewiesen wurde. Die Simulierung von Überflutungen durch HEINRICH ET AL. (1999) mittels Mikrokosmenversuchen zeigten, dass in den Bodenprofilen entgegen den Vermutungen nur im aoGo-aoAa-Horizont des Auengleys drastische Redoxpotentialänderungen in Abhängigkeit von der Überflutungsdauer auftraten. Dabei wurden jedoch nicht – trotz hoher C_{org}-Gehalte- negative Redoxpotentialwerte erreicht. In den tiefer gelegenen Bodenhorizonten konnte hingegen mit zunehmender simulierter Überflutungsdauer nur ein geringer Abfall des Redoxpotentials detektiert werden. Allerdings sank das Redoxpotential in Flutrinnenbereichen deutlich schneller und erreichte niedrigere Werte als in den Grünlandbereichen. Somit wird geschlussfolgert, daß nach Abtrennung des DOC aus 30 cm, 60/70cm und 100 cm Entnahmetiefe nur Fraktionen mit der RP-HPLC charakterisiert werden konnten,

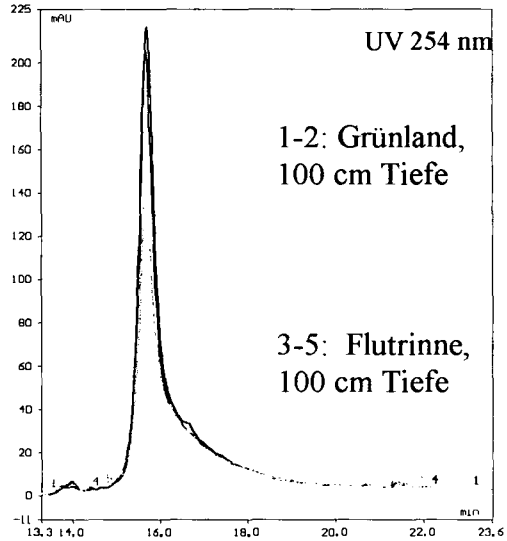


Abb.3: RP-HPLC der hoS/hoN der Bodensickerwässer. Vergleich Flutrinnen- und Grünlandstandort.

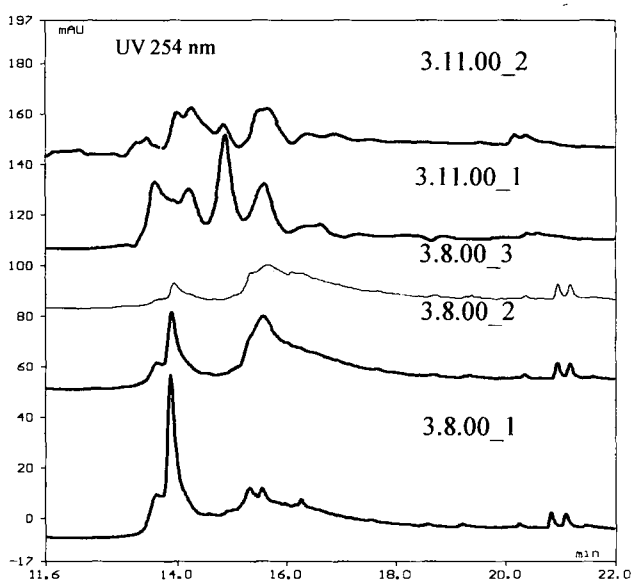


Abb. 4: RP-HPLC der hoS/hoN der Bodensickerwässer des Grünlandstandortes, 30 cm Entnahmetiefe. Vergleich der Parallelbeprobungen. Veränderungen im Jahresgang.

die aus Bodensickerwässern stammten, welche kaum erhebliche Redoxpotentialunterschiede aufwiesen. Dies wäre für den Auengley nur in den oberen Bodenhorizonten (0-3 cm) möglich, die Entnahme bei 30 cm Tiefe verwischt allerdings teilweise diesen Effekt.

Deutliche Unterschiede der DOC-Eigenschaften treten jedoch im Vertikalverlauf und im Jahreszeitengang eines Standortes auf (Abb. 4) und werden durch unterschiedliche C_{org}-Gesamtgehalte, Gehalte an umsetzbaren Kohlenstoff u.a. Bodeneigenschaften bedingt, die sich direkt auf Redoxpotentialänderungen während Überflutungsereignissen auswirken.

Literatur:

HEINRICH, K., RINKLEBE, J., KLIMANEK, E.-M., NEUE, H.U. (1999) Mittlg. Dt. Bodenkdl.Ges. 91/1, 359-362.

KRÜGER, A. UND NEUMEISTER, H. 1999: LEIPZIGER GEOWISSENSCHAFTEN, BD. 11, S. 61-83.

Einfluß differenzierter Düngung auf die funktionelle und strukturelle Diversität der mikrobiellen Biozönose in Abhängigkeit von der Bodenart

Langer, U., Klimanek, E.-M. und Schulz, E.

Einleitung

Die Fruchtbarkeit eines Bodens wird neben chemischen und physikalischen Eigenschaften ganz wesentlich von der Aktivität der Mikroorganismen mitbestimmt. Letztere ist eng mit dem Vorhandensein organischer Substanz verbunden, die dem Boden über organische Düngung und Pflanzenrückstände zugeführt wird. Ziel der Untersuchung ist es, den Einfluß der Bodenart und der Dauer der durchgeführten Bewirtschaftungsmaßnahme auf die Mikroflora zu ermitteln. Auf drei Standorten werden verschiedene Düngungsvarianten überprüft.

Material und Methoden

Bei den vorliegenden Untersuchungen wird die mikrobielle Aktivität der Böden aus drei Dauerfeldversuchen mit unterschiedlichen Bodenformen (Tab. 1) bei differenzierter Düngung (ohne Düngung, organische Düngung, NPK-Düngung,) verglichen. Über die genannten Dauerversuche aus unterschiedlichen Anlagejahren liegen umfangreiche Daten zu chemischen Parametern und landwirtschaftlichen Erträgen vor, jedoch nicht über mikrobielle Aktivitäten.

Tab. 1: Kenndaten der untersuchten Standorte und Böden (AUTORENKOLLEKTIV 1990, modifiziert; SCHULZ (1990).

Standort	Lauterbach (LA)	Bad Lauchstädt (BL)	Halle (HA)
Anlagejahr	1963	1902	1878
Bodentyp	Berglehm-Braunerde	Löß-Schwarzerde	Sandlehm-Braunschwarz.
FAO-Klassifikation	Dystric Cambisol	Haplic Chernozem	Haplic Chernozem
Bodenart	Lehm	Lehm	sandiger Lehm
Höhenlage	580 m NN	110 m NN	113 m NN
Niederschlag	900 mm	490 mm	501 mm
Temperatur	6,3 °C	8,6 °C	9,2 °C
C_{hwl}	101 mg/100 g TS	20 mg/100 g TS	18 mg/100 g TS
C_{org}	2,46 %	1,51 %	1,29 %
N_{tot}	0,27 %	0,17 %	0,10 %
C/N	9,1	8,9	12,9
pH	6,6	7,2	6,0

Die Untersuchung der **funktionellen Diversität** erfolgte anhand folgender bodenbiologischer Parameter und Methoden:

- Mikrobielle Biomasse (C_{mic}) auf Basis der substratinduzierten Respiration (SIR) nach ANDERSON & DOMSCH (1978) in der Anlage nach HEINEMEYER et al. (1989)
- DMSO-Reduktion nach ALEF & KLEINER (1989)
- Alkalische Phosphatase nach TABATABAI & BREMNER (1969)
- β-Glucosidase verändert nach HOFFMANN & DEDEKEN (1965)
- Protease nach LADD & BUTLER (1972)

Die **strukturelle Diversität** der Bodenmikroflora wurde anhand der an die lebende Zelle gebundenen Phospholipid-Fettsäuren untersucht (FROSTEGÅRD et al. 1993).
Bei der Hauptkomponentenanalyse (PCA) wurde das Verfahren der orthogonale Rotation nach der Varimax-Methode mit Kaiser-Normalisierung angewendet. Die Anzahl der Hauptkomponenten (PC) wird zur Darstellung in der Ebene auf zwei reduziert. In den Diagrammen werden die Werte der Faktorladungen abgebildet (HENRION 1995, ROSSWALL & KVILLNER 1978).

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Theodor-Lieser-Str. 4, D-06120 Halle

Ergebnisse

Die Ergebnisse der **funktionellen Diversität** zeigen, daß die über Jahrzehnte differenzierte Düngung zu Veränderungen der chemischen und mikrobiellen Bodenparameter geführt hat. Für die drei untersuchten Standorte hat sich eine klare Differenzierung der mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivitäten nach der Bodenart und Düngungsvariante ergeben (Abb. 1a - 1e).

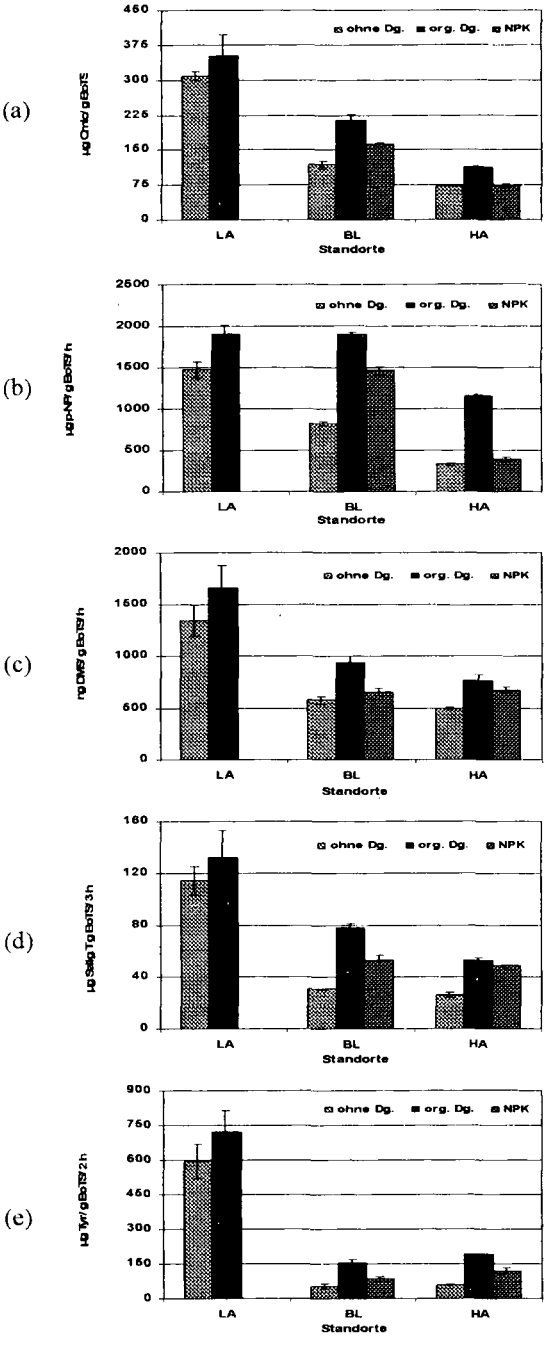


Abb. 1: Parameter der funktionellen Diversität (a) Mikrobielle Biomasse, (b) Alkalische Phosphatase, (c) DMSO-Reduktion, (d) β-Glucosidase und (e) Protease an den drei Standorten.

Gegenüber der ungedüngten Kontrolle erhöhen sich bei der organischen Düngung und etwas weniger stark auch bei der mineralischen Düngung (NPK) die mikrobielle Biomassen und die Enzymaktivitäten.

Die Korrelationen zwischen organischer Substanz (C_{org} und C_{hwl}), mikrobieller Biomasse und deren Aktivitäten sind statistisch signifikant. Die Sandlehm-Braunschwarzerde des Standortes Halle weist mit 1,29 % C_{org} die geringsten Werte auf, gefolgt von der Löß-Schwarzerde aus Bad Lauchstädt. Den höchsten C_{org}-Wert von 2,46 % und die höchste mikrobielle Aktivität ist auf der Berglehm-Braunerde des Standortes Lauterbach nachzuweisen. Hier kommt es zu einer Akkumulation von Kohlenstoff, der vermutlich durch die ungünstigen klimatischen Bedingungen (hoher Niederschlag, niedrige Jahresdurchschnittstemperatur, vgl. Tab. 1) geringer mineralisiert wurde. Auf dem 36 Jahre nicht gedüngten Versuchsfeld liegen die Werte höher als auf der Prüffläche mit Stalldung und NPK-Düngung des Löß-Schwarzerde-Standortes Bad Lauchstädt.
Bei der mit den fünf bodenbiologischen Parametern durchgeführten Hauptkomponentenanalyse (PCA) ergibt sich eine signifikante Trennung der Standorte (Abb. 2), die auf Bodenart und Klima zurückzuführen sind (Tab. 1). Das PCA-Diagramm zeigt außerdem, daß die Differenzierung der Düngungsvarianten eines Bodens mit der Versuchsdauer korrespondiert. Die Summe der erklärten Gesamtvarianz liegt bei 98,7 % .

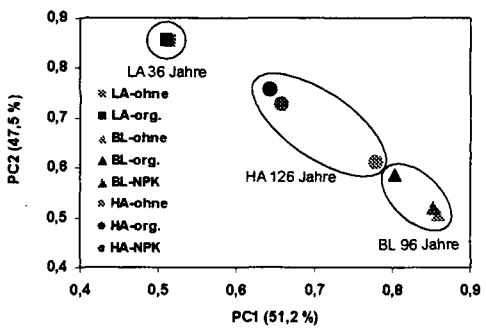


Abb. 2: PCA-Ordinationsplot der Böden auf Grundlage der 5 untersuchten bodenbiologischen Parameter der funktionellen Diversität.

Zur Charakterisierung der **strukturellen Diversität** der mikrobiellen Gemeinschaften wurden die Muster von 28 Phospholipid-Fettsäuren (PLFA) der unterschiedlichen Böden und Düngungsvarianten verwendet. Abbildung 3 zeigt die Diversität der drei ungedüngten Böden anhand der PLFA-Profile.

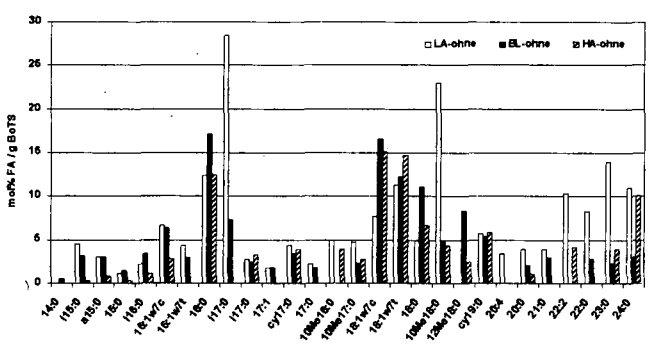


Abb. 3: PLFA-Profile der Böden ohne Düngung

Die auf der PLFA-Datenbasis durchgeführte Hauptkomponentenanalyse ergibt Clusterüberschneidungen bei den organisch- und NPK-gedüngten Böden. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, daß sich die strukturelle Diversität der autochthonen Mikroflora der verschiedenen ungedüngten Böden durch die Applikation sowohl von organischen als auch von mineralischen Düngungsmitteln düngemittelspezifisch annähern. Deutlicher als bei der funktionellen Diversität wird die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft durch die Düngungsvariante beeinflußt. Die Summe der erklärten Gesamtvarianz beträgt 72,5 % (Abb. 4).

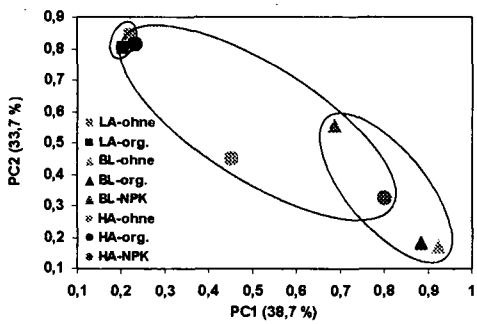


Abb. 4: PCA-Ordinationsplot auf der Grundlage der PLFA-Profile der Böden mit organischer und NPK-Düngung sowie ohne Düngung.

Fazit

Die PCA der funktionellen Parameter zeigt für den Standort Halle eine deutliche Differenzierung zwischen der Kontrolle und den Düngungsvarianten. Die Separierung von der Referenz wird auf dem Standort Bad Lauchstädt nur durch die organische Düngung erzielt.
Eine strukturelle Veränderung der Mikroflora der Sandlehm-Braunschwarzerde (Halle) tritt bei der organischen und mineralischen Düngung auf. Die Löß-Schwarzerde (Bad Lauchstädt) zeigt bezogen auf die Referenz jedoch ausschließlich bei der NPK-Düngung eine Änderung der mikrobiellen Biozönose.
Die Untersuchungsergebnisse belegen, daß für eine umfassende Analyse der Düngewirkung auf unterschiedlichen Böden sowohl Funktion als auch Struktur der Mikroflora zu berücksichtigen sind.

Literatur

ALEF, K. & KLEINER, D. (1989): Rapid and sensitive determination of microbial activity in soils and soil aggregates by dimethylsulfoxide reduction. Biol. Fert. Soils 8, 349-355.
ANDERSON, J.P. & DOMSCH, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. Soil Biol. Biochem. 10, 215-221.
AUTORENKOLLEKTIV (1990): Dauerfeldversuche. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, Berlin
FROSTEGÅRD, Å., TUNLID, A., BÅÅTH, E. (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.
HEINEMEYER, O., INSAM, H., KAISER, E.A., WALENZIK, G. (1989): Soil microbial biomass and respiration measurements: an automated technique based on infrared gas analysis. Plant Soil 116, 77-81.
HENRION, R. (1995): Multivariate Datenanalyse. Springer Verlag, Berlin.
HOFFMANN, G. UND DEDEKEN, M. (1965): Eine Methode zur colorimetrischen Bestimmung der ß-Glykosidase-Aktivität im Boden. Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkunde 108, 193-198.
LADD, J.N. & BUTLER, J.A. (1972): Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteine and dipeptide derivates as substrates. Soil Biol. Biochem. 4, 19-30.
ROSSWALL, T. & KVILLNER, E. (1978): Principal-Component and factor analysis for the description of microbial populations. In: ALEXANDER, M. (Eds.): Advances in microbial ecology 2. Plenum Press, New York.
SCHULZ, E. (1990): Die heißwasserextrahierbare C-Fraktion als Kenngröße zur Einschätzung des Versorgungszustandes der Böden mit organischer Substanz (OS). Tag.-Ber., Akad. Landwirtsch.-Wiss., Berlin 295, 269-275.
TABATABAI, M.A. & BREMNER, J.M. (1969): Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. Soil Biol. Biochem. 1, 301-307.

Einsatz von Nahinfrarotspektroskopie zur Bestimmung einiger chemischer und biologischer Eigenschaften australischer Waldböden

Bernard Ludwig, Partap Khanna, Jürgen Bauhus

Einleitung

Viele der existierenden Methoden zur Bodenanalyse sind aufwendig und nicht geeignet zur Untersuchung großer Probenkollektive. Nahinfrarot-Spektroskopie (NIRS) könnte eine schnelle und einfache Methode sein, um dieses Problem zu lösen. Zielsetzung war die Überprüfung der Eignung von NIRS zur Abschätzung folgender Parameter in Mineralböden unter Eukalyptusbeständen: C- und N-Gehalte, extrahierbare N- und P-Fraktionen, mikrobieller C und N, labiler C und N aus Inkubationsexperimenten und der Index für labilen C. Weiterhin sollte untersucht werden, ob die Abschätzungen für das untersuchte Gesamtkollektiv (Kahlschlag, Brand, Bodenstörung, Rückewege und Kontrolle) brauchbar sind.

Materialien und Methoden

Zwei australische Standorte (Tanjil Bren und Top Regen; Victoria) wurden untersucht. 1989 wurde ein Kahlschlag der Eukalptusbestände und Klassifizierung der Störungsklassen (Kahlschlag, Brand, Bodenstörung, Rückewege und Kontrolle) durchgeführt. 10 Jahre später wurden 120 Bodenproben (0-7.5, 7.5-15 und 15-30 cm) von den unterschiedlich gestörten Teilflächen entnommen. Die Proben wurden auf C, N, H, P, NO_3, NH_4, organischen N und mikrobiellen C (Cmic) und N (Nmic) untersucht. Potentiell mineralisierbarer C und N wurden in Langzeitinkubationen bei 25°C (Wassergehalte nahe der Feldkapazität) bestimmt. Die Proben wiesen einen weiten Bereich bodenchemischer und bodenbiologischer Bedingungen auf. Sämtliche Proben wurden im NIR-Bereich (inkl. des VIS-Bereiches) zwischen 400 und 2500 nm untersucht. Das Datenkollektiv wurde zur Kalibrierung (n=40) und Validierung (n=80) der Regressionen zwischen den NIR-Spektren und Bodeneigenschaften aufgeteilt. Das gesamte Spektrum (0., 1., 2. oder 3. Ableitung) wurde für die Kalibrierung verwendet.

Ergebnisse und Diskussion

Die Validierung zeigte, daß NIRS sehr nützlich zur Vorhersage der Gehalte an C, N, der kumulativen Respiration und des mineralisierten N nach 264 Tagen war. Die Steigungen (a) der linearen Regression (gemessene gegen vorhergesagte Werte) reichten von 0.9 bis 1.1 und Korrelationskoeffizienten (r) waren gößer oder gleich 0.9. Die kumulative Respiration und N-Mineralisierung nach 53 Tagen, mikrobieller C (Abb. 1), potentiell mineralisierbarer C, H-Gehalte, Olsen-P und extrahierbarer N wurden mit befriedigender ($r \geq 0.8$, $0.8 \leq a \leq 1.2$) Genauigkeit abgeschätzt.

Für mikrobiellen Stickstoff und extrahierbaren organischen N waren die Abschätzungen mittels NIRS weniger befriedigend ($a < 0.8$) (Abb. 1). Eine Abschätzung der Gehalte unterschiedlicher P-Fraktionen, des extrahierbaren Mineral-N und unterschiedlicher Verhältnisse (C/N, C/Cmic, N/Nmic, Cmic/Nmic) war nur unbefriedgend mit Hilfe von NIRS.

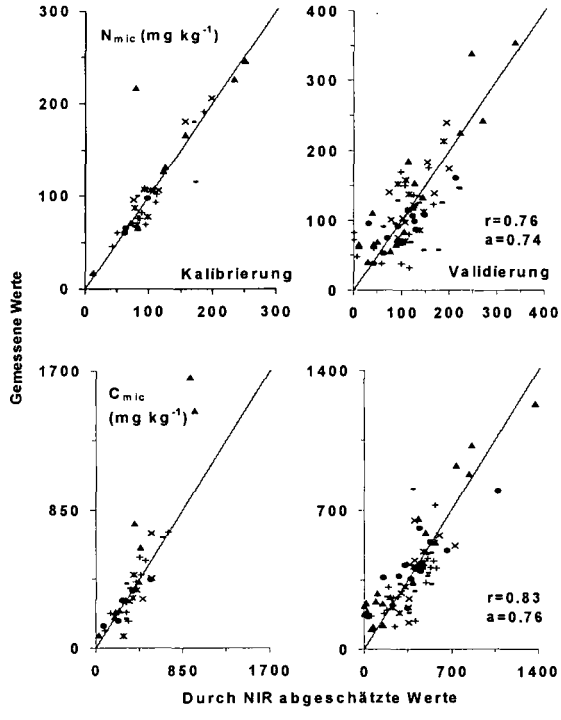


Abb. 1: Gemessene gegen vorhergesagte Werte für mikrobiellen Stickstoff und mikrobiellen Kohlenstoff für die Bodenproben unterschiedlicher Störungsklasen (Kahlschlag, Brand, Bodenstörung, Rückewege und Kontrolle).

Die Ergebnisse, die für die Gehalte an C, N und H, die kumulative Respiration und den mineralisierten N, mikrobiellen C, potentiell mineralisierbaren C, Olsen-P und extrahierbaren N erhalten wurden, zeigen, daß NIRS zur Bestimmung dieser Größen in Böden bei unterschiedlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen (Kahlschlag, Brand, Bodenstörung, Rückewege und Kontrolle) einsetzbar ist.

Institut für Bodenkunde und Waldernährung,
Universität Göttingen,
Büsgenweg 2, 37077 Göttingen
http://www.gwdg.de/~ibw

Bodenmikrobiologische Untersuchungen an landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF II) in Sachsen

G. Machulla[1)], N. Barth[2)], H. Heilmann[2)] und W. Pälchen[2)]

1 Einführung und Zielstellung

Die Beobachtung bodendynamischer Prozesse ist für das Verständnis der Bodenfunktionen von eminenter Bedeutung. Die Auswirkungen anthropogener Tätigkeit auf Bodeneigenschaften, die die Bodenfunktionen und damit die Bodenfruchtbarkeit beeinflussen, ist das Ziel des Dauerbeobachtungsflächen(BDF)-Programms. Hierzu zählt auch die Erfassung mikrobieller Bodeneigenschaften.

Die Untersuchungen, die im weiteren vorgestellt werden, haben die folgenden Ziele:

- in mehrjährigen Untersuchungen von Böden ausgewählter BDF in Sachsen bodenmikrobiologische Parameter zu erfassen,
- die anthropogenen Einflüsse, wie z. B. ackerbauliche Maßnahmen und Schwermetallbelastungen in ihrer Wirkung auf die Bodenmikroflora zu charakterisieren.

2 Material und Methoden

In den Jahren 1997-2001 wurden fünf Dauerbeobachtungsflächen an insgesamt neun Terminen beprobt. In der Tabelle 1 sind ausgewählte physikalische und chemische Bodeneigenschaften aufgeführt.

Tab. 1: Physikalische und chemische Bodeneigenschaften untersuchter BDF

Standort	Bodenart KA 4	pH $CaCl_2$	C_{org} %	As (Totalgehalt) µg kg^{-1}	Cd	Pb
Lippen	Ss	5,5	0,8	7,0	1,1	18
Brandis	Sl3	6,1	1,0	5,5	0,2	34
Colditz	Su2	5,4	**3,6**	**57**	**12**	98
Großschirma	Ut3	6,4	1,3	16	1,2	72
Hilbersdorf	Slu	5,5	**2,0**	**1471**	**15**	**1735**

Die Entnahme der Bodenproben erfolgte je BDF von vier jeweils 250 m^2 großen Teilflächen. Dabei wurden 20 Bohrstockproben aus dem Ap(Ah)-Horizont zu einer Mischprobe vereint.

Alle bodenmikrobiologischen Untersuchungen fanden in dreifacher Wiederholung statt.

Die folgenden Parameter unter der Verwendung von standardisierten Methoden (SCHINNER et al. 1993) wurden erfaßt:

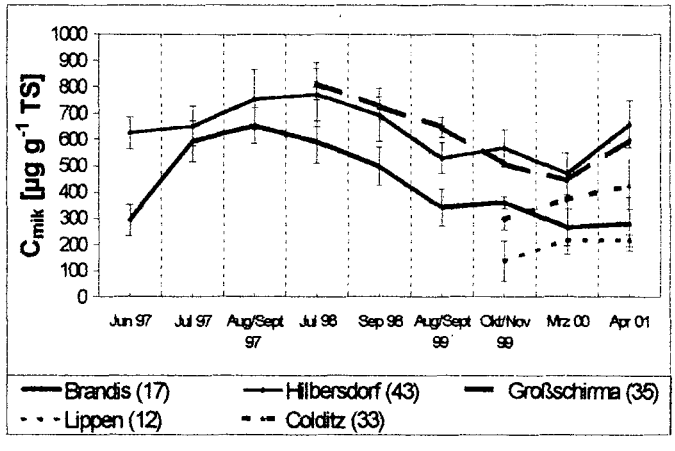
- mikrobielle Biomasse (SIR-Methode) im ISERMEYER-Ansatz,
- Dehydrogenasenaktivität (DHA) mittels TTC-Reduktion,
- Bodenatmung im ISERMEYER-Ansatz,
- DNA-Fingerprint der bodenbakteriellen Gemeinschaft (ZHOU et al., 1996).

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Mikrobielle Biomasse

Bezüglich der mikrobiellen Biomasse wurden im Untersuchungszeitraum C_{mik}-Mittelwerte, die den Wertebereich zwischen 139 und 813 µg C_{mik} g^{-1} TS überstreichen, gemessen (Abb. 1).

Abb. 1: Mikrobielle Biomasse untersuchter Standorte und ihre Dynamik



Durch den Kulturwechsel innerhalb der Fruchtfolge (1997-Hackfrüchte, 1998-Getreide) können die rund 100 µg C_{mik} g^{-1} TS höheren C_{mik}-Gehalte in den Jahren 1997 und 1998 erklärt werden. Entsprechend der Höhe der mikrobiellen Biomasse (in µg C_{mik} g^{-1} TS) ergibt sich für den Untersuchungszeitraum die folgende Abstufung untersuchter Standorte:

Großschirma=Hilbersdorf>Brandis>Colditz »Lippen

Ø C_{mik} 622 635 430 366 190.

3.2 Dehydrogenasenaktivität

Für die DHA ist ein konformes Verhalten zu der mikrobiellen Biomasse zu verzeichnen. Ein Anstieg der C_{mik}-Gehalte am zweiten Untersuchungstermin

[1)] Institut für Bodenkunde, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, 06108 Halle.

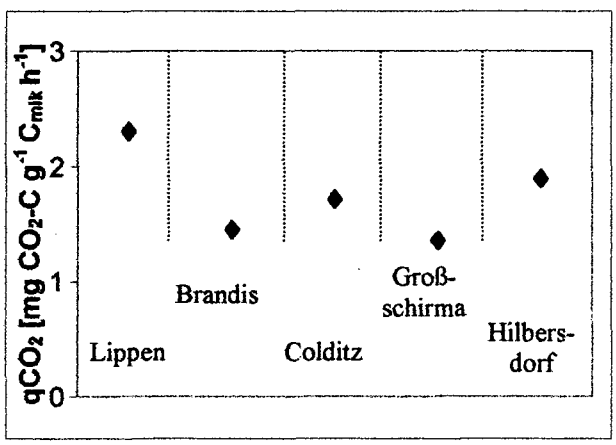
[2)] Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Halsbrücker Str. 31a, 09599 Freiberg.

zog eine entsprechende Aktivitätserhöhung nach sich. An Standorten Hilbersdorf und Colditz, welche bemerkenswert hohe Gesamtgehalte an As, Cd und Pb aufwiesen, ist nicht zu einer entsprechenden Aktivitätsentwicklung gekommen, obwohl die Humusgehalte hier die höchsten sind (Tab. 1).

3.3 Bodenatmung, metabolischer Quotient

Eine hohe spezifische Atmungsaktivität wurde an den Standorten Lippen und Hilbersdorf festgestellt (Abb. 2) Die hohen metabolischen Quotienten können ein Ausdruck für Stresszustände (CHANDER & BROOKES, 1991) z. B. infolge von Schwermetallbelastungen sein (Standort Hilbersdorf), aber auch für eine sich in Entstehung und Umstrukturierung befindende Mikrobenzönose in jungen, aus verkippten Substraten entstehenden Böden sprechen (Standort Lippen). In den untersuchten Standorten scheinen diese zwei Mechanismen gleichzeitig zu fungieren.

Abb. 2 Standortbezogene Mittelwerte des metabolischen Quotienten



Die Korrelationsanalyse ergab, daß zwischen den Bodenfeuchte- und C_{mik}-Gehalten eine positive, signifikante Korrelation für alle Standorte bestand (n=76, r=0,69, $P < 0,01$). Dagegen beeinflußten der pH-Wert und die Bodentemperatur die mikrobielle Biomasse nicht. Der mikrobiell gebundene C korrelierte sowohl mit der DHA, als auch mit der Bodenatmung. Diese Beziehungen wurden mit folgenden Gleichungen beschrieben:

$C_{mik} = 1,9DHA + 306$, n=76, r=0,54 ($P < 0,01$),

$C_{mik} = 97CO_2\text{-}C + 456$, n=76, r=0,33 ($P < 0,05$).

3.4 DNA-Fingerprint

Nur einige wenige Banden gleicher Länge (= gleiche Arten) kamen in untersuchten Bodenproben vor (Tabelle 2).

Tabelle 2: Anzahl der DNA-Banden gleicher Länge

	Lippen	Brandis	Colditz	Großschirma	Hilbersdorf
Brandis	3	-	6	7	3
Großschirma	3	7	4	-	2
Hilbersdorf	2	3	2	2	-
Colditz	2	6	-	4	2
Lippen	-	3	2	3	2
Σ	**10**	**19**	**14**	**16**	**9**

Demzufolge sind standortspezifische Unterschiede in der Artenzusammensetzung von Mikrobenzönosen zu verzeichnen. So waren die mikrobiellen Gesellschaften der Standorte Großschirma und Colditz in ihrer Zusammensetzung zu 58 % bzw. 54 % der Mikrobenzönose des Standortes Brandis identisch. Dagegen bestand zwischen den Proben des Standortes Hilbersdorf sowie Lippen und den übrigen ackerbaulich genutzten Flächen eine diesbezüglich geringere Identität in Höhe von lediglich 30 % bis 33 %. Dieser Fakt spricht für die Präsenz einer begrenzten Anzahl von denselben Mikroorganismenarten in den untersuchten unbelasteten (Brandis, Großschirma, Colditz) und belasteten Ackerflächen (Hilbersdorf) einerseits sowie in den ungestörten (Brandis, Großschirma, Colditz) und gestörten (Lippen) natürlichen Substraten andererseits.

4 Schlußfolgerungen

Infolge gegebener physikalischen und chemischen Eigenschaften untersuchter Standorte etabliert sich entweder eine biomassereiche oder eine biomassearme Mikrobenzönose. Zusätzlich wird die Höhe und die Aktivität der mikrobiellen Gesellschaft durch die anbauspezifischen Bewirtschaftungsmaßnahmen von Ackerflächen beeinflusst.

Die niedrigen spezifischen Aktivitäten auf den Standorten Hilbersdorf und Colditz deuten auf negative Auswirkungen der hier festgestellten hohen Schwermetallgehalte hin.

5 Literaturverzeichnis

SCHINNER, F., R. ÖLINGER, E. KANDELER & R. MARGESIN (1993): Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Springer, Berlin, New York, Hong Kong.

ZHOU, J., M.A. BRUNS & J. M. TIEDJE. (1996): DNA recovery from soils of diverse composition. Applied and Environmental Microbiology 62: 316-322.

CHANDER, K. & P.C. BROOKES (1991): Effects of heavy metals from past applications of sewage sludge on microbial biomass and organic matter accumulation in a sandy loam and silty loam U. K. soil. Soil Biol. Biochem. 23: 927-932.

Dauerinkubationsversuche zur Bestimmung der Erschöpfbarkeit des Denitrifikationspotentials im oberflächennahen Grundwasser hydromorpher Böden

Ozra Mehranfar[1] und Reinhard Well[1]

Problemstellung

Im oberflächennahen Grundwasser hydromorpher Böden spielt die Denitrifikation eine bedeutende Rolle für den Abbau von Nitrat und die Bildung von Lachgas. Je nach Vorkommen von fossilen oder rezenten Reduktionsmitteln können die potentiellen Denitrifikationsraten in sehr weiten Grenzen schwanken. Es besteht die Befürchtung, dass permanente Nitrateinträge langfristig zu einer Erschöpfung der Vorräte an fossilen Reduktionsmitteln für die Denitrifikation (organischer Kohlenstoff, Sulfid-Schwefel) und somit zu abnehmenden Raten des denitrifikativen Nitratabbaus führen. Dies würde letztlich einen Anstieg der Nitratgehalte im Grundwasser bewirken. Die Höhe der Gesamtvorräte an Sulfid-S und organischem Kohlenstoff im oberflächennahen Grundwasser hydromorpher Böden sowie deren Verfügbarkeit für die Denitrifikation sind bisher noch unzureichend erforscht.

Zielsetzung

Bestimmung der Erschöpfbarkeit des Denitrifikationspotentials in der gesättigten Zone hydromorpher Böden.

Methodik

Quantifizierung der Reduktionsmittelvorräte: Bestimmung der Gehalte an C_{org} (Elementaranalyse) und Sulfid-S (SO_2-Analyse nach temperaturgestaffelte Verbrennung).

Dauerinkubation zur Erschöpfung des Denitrifikationspotentials: Anaerobe Inkubation von Bodensuspensionen mit Nitratzugabe (25 g Boden + 50 ml KNO_3-Lösung, 100 mg N/l); Bestimmung des Zeitgangs von Nitratreduktion und Sulfatproduktion durch wiederholte Nitrat- und Sulfatanalyse mit anschließender Erneuerung der Nitratlösung.

Bestimmung von Indizes zur Beschreibung der Erschöpfbarkeit der Denitrifikation: Nachhaltigkeitsindex = Nitratreduktionsrate nach 239 Tagen / Nitratreduktionsrate zu Inkubationsbeginn. Verfügbarkeitsindex = kumulierte Nitratreduktion nach 239 Tagen / Reduktionsmittelvorrat (C_{org} + Sulfid-S).

Ergebnisse:

Zeitgang der Nitrat-Reduktion und Sulfat-Produktion

Abb. 1, 2, 3 a-b zeigen Detailergebnisse einzelner Flächen. In Schladen sind die Profilabschnitte >220 cm Tiefe durch hohe Vorräte an C_{org} und Sulfid-S sowie anfänglich hohe Nitratreduktionsraten gekennzeichnet. In Markhausen sind diese Werte im Durchschnitt deutlich geringer als in Schladen. Für beide Flächen zeichnet sich über alle Tiefen im Zeitverlauf eine Abnahme der Nitratreduktionsrate ab. Dabei erfolgt deren Verringerung in Markhausen relativ rasch (geringer Nachhaltigkeitsindex, vgl. Tabelle 2) und in Schladen relativ langsam (hoher Nachhaltigkeitsindex). Die Dynamik der Sulfatproduktion zeigt für beide Flächen ebenfalls mit der Zeit verminderte Raten, wobei die Abnahme in beiden Fällen jedoch drastischer erfolgt als die Abnahme der Nitratreduktionsraten. Dies zeigt, dass die Bedeutung der autotrophen Denitrifikation (Sulfidverbrauch; Sulfatproduktion) im Zeitverlauf abnimmt.

Mittlere Nachhaltigkeits- und Verfügbarkeitsindizes der verschiedenen Böden (Tabelle 2): Der Verfügbarkeitsindex bezeichnet den Anteil des Gesamtreduktionsmittelvorrats welcher bis 239 Tage nach Inkubationsbeginn durch Denitrifikation verbraucht wurde. Hohe Werte zeigen sich bei den Böden mit geringem Reduktionsmittelvorrat (Dinklage, Fuhrberg) und weisen auf eine rasche Aufzehrung hin. Der Nachhaltigkeitsindex ist für alle Flächen < 1. Es folgt, dass kontinuierliche Nitrateinträge in allen untersuchten Böden langfristig zu einer Verminderung der potentiellen Denitrifikationsrate führen. Der Streubereich dieser Werte (0,13 – 0,74) differenziert Flächen mit relativ rascher (z.B. Markhausen) und relativ langsamer Erschöpfung (z.B. Schladen).

Schlussfolgerungen und Ausblick

Die gezeigte Kombination aus Vorratsmessung und Dauerinkubationsexperiment ist geeignet, um die Erschöpfbarkeit des Denitrifikationspotentials hydromorpher Böden zu beschreiben. Die vorläufigen Ergebnisse zeigen, dass dauerhafte Nitrateinträge in allen untersuchten Böden

Tabelle 1: Basisdaten der Versuchsflächen

Fläche	Bodensubtyp	GW Tiefe	Tiefenbereich	Bodenart	pH	C_{org}	C/N	Sulfid[2]
		dm	*dm*		*CaCl2*	%		*mg kg⁻¹d*
Aher Kämpe	Gley-Auenboden	18	14-24	Tu4-Tu3	4 - 7,4	1,91 ±0,77	9-13	1043±1689
Schladen	Gley-Auenboden	29	12-30	Ls4-Ul4	4,6 - 7,5	2,32±1,46	8-24	230±676
Bühren	Pseudogley-Auenboden	27	12-32	Ut4-Tu3	5,4 - 6,3	0,13±0,10	6-16	0,22±0,94
Dinklage	Gley-Podsol	16	12-40	Su3-S	4 – 5	0,15±0,05	14-41	0,37±1,82
Fuhrberg	Gley-Podsol	16	13-40	S - S	4,7 - 5,3	0,08±0,02	12-30	0
Markhausen	podsoliger, vergleyter Tiefumbruchboden	15	16-30	Su2-S	4,2 - 5	0,51±0,76	15-111	83±117

[1] Schwankungsbereich,

[2] Mittelwert, ± Standardabweichung

1 Institut für Bodenwissenschaften, Universität Göttingen

langfristig zu einem Verbrauch der Reduktionsmittelvorräte durch Denitrifikation führen.
Die untersuchten Böden zeigen deutliche Unterschiede in der Geschwindigkeit des Reduktionsmittelverbrauchs.
Quantitative Aussagen zur Verfügbarkeit des Reduktionsmittelvorrats werden aus der Endauswertung der Dauerinkubationsexperimente erwartet.

Literatur:
Well, R; Höper, H. & Mehranfar, O., 2000: Field and laboratory studies to quantify actual and long-term denitrification potential in the saturated zone of hydromorphic soils of Northwest Germany. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 93, 108-111.
Mehranfar, O. & Well, R., 2000: Long-term measurment of nitrate reduction and sulfate production in anaerobic soil slurries for determining the sustainability of denitrification potential in the shallow groundwater of hydromorphic soils. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd 93, 152-155.
Well, R.; Höper, H. & Mehranfar, O., 2001: Empirische Modelle zur Prognose der Denitrifikation im oberflächennahen Grundwasser. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (in diesem Band).

Tabelle 2: Denitrifikationsrate und Indizies der Versuchsflächen

Fläche	DR[1,2] (mg kg^{-1}d)$^{-}$	Nachhaltigkeitsindex [1]	Verfügbarkeitsindex [1]
Aher Kämpe	2,30± 0,77	0,50± 0,24	0,02±0,01
Schladen	1,54± 1,50	0,62±0,46	0,01±0,01
Bühren	0,35± 0,29	0,17±0,19	0,03±0,03
Dinklage	0,32± 0,23	0,34±0,11	0,04±0,04
Fuhrberg	0,18± 0,05	0,74±0,33	0,05±0,01
Markhausen	0,37± 0,18	0,13±0,39	0,02±0,02

[1] Mittelwert, ± Standardabweichung,,[2] Denitrifikationsrate berechnet aus der Nitratreduktion im ersten Versuchsintervall

Abb. 1a, 1b: Reduktionsmittelvorräte

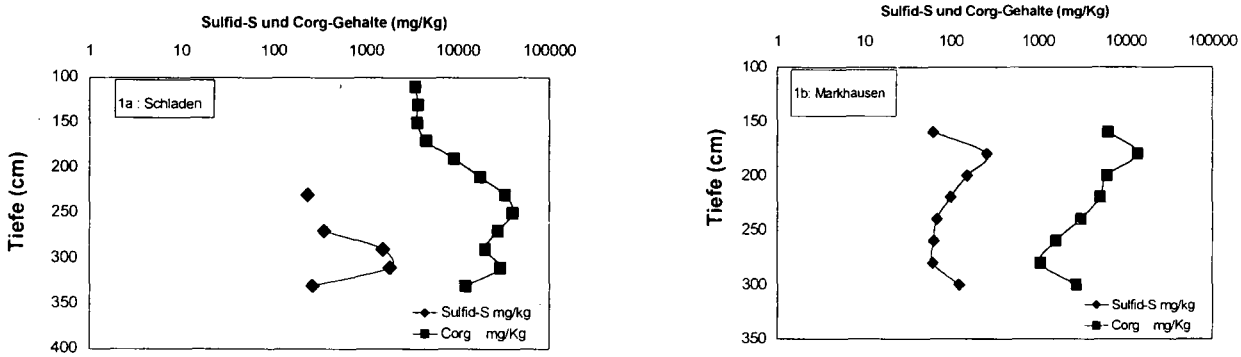


Abb. 2a, 2b: Nitratreduktion während anaerober Inkubation mit Nitratzugabe bei 25°C

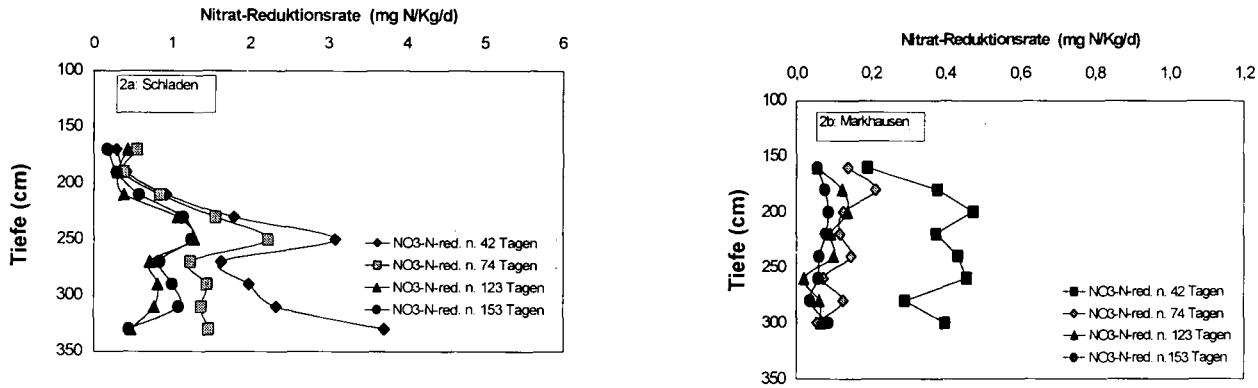
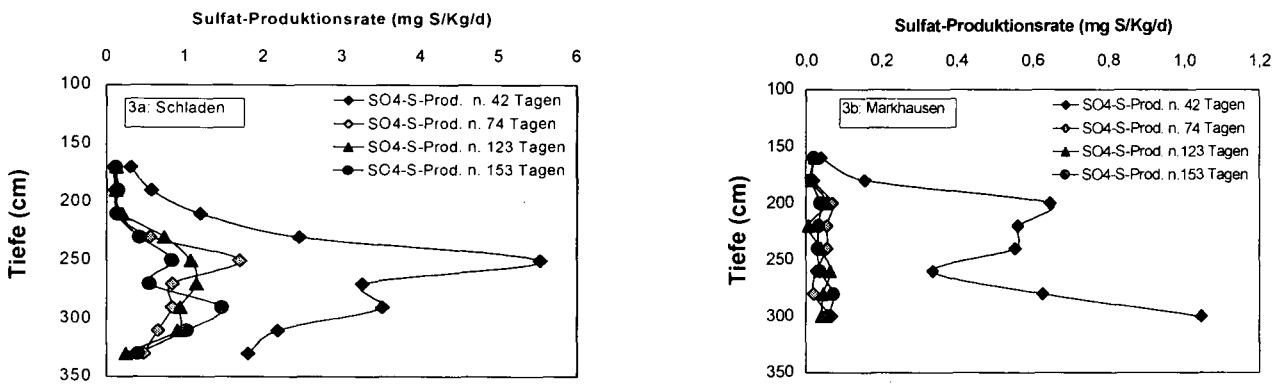


Abb. 3a, 3b: Sulfatproduktion während anaerober Inkubation mit Nitratzugabe bei



Langzeitwirkung von Kalkung und Phosphordüngung auf den C- und N-Haushalt im Oberboden eines Fichtenbestandes in Nordwestdeutschland

Meiwes, K.J. und Mindrup, M.

Fragestellung

Kalkung und Phosphordüngung sind Maßnahmen, die angesichts von Versauerung und Nährstoffmangelsituationen angewandt werden. Gerade zur Kalkung sind in den letzten 10-15 Jahren viele Arbeiten erschienen, in denen initiale Wirkungen dieser Maßnahme beschrieben sind. Mehrere Jahrzehnte alte Versuche sind dagegen weniger zahlreich. In der hier vorgestellten Untersuchung wird von einem vor 70 Jahren begonnenen Nährstoffmangelversuch in Norddeutschland berichtet. Dabei geht es um die Wirkung von Kalkung und Phosphordüngung auf Kenngrößen des C- und N-Haushaltes im Oberboden eines Fichtenbestandes.

Material und Methoden

Versuchsfläche
Lüneburger Heide, Forstamt Oerrel, Abt. 269/281
Mittl. Jahrestemp.: 8,3°C
Mittl. Niederschlag: 702 mm a^{-1}
Humusform: Moder, Bodentyp: Podsol (Sandboden)
70-jähriger Fichtenbestand
randomisierter Blockversuch (3 Wdh.)

Applikation von Kalk und P-Dünger (kg^{1} ha^{-1})
1929: 2800 $CaCO_3$ + 100 P_2O_5
1956: 2000 $CaCO_3$ + 96 P_2O_5

Analysen
pH($CaCl_2$), Gehalte an C, N, P; von Na, K, Ca, Mg, Fe, Al, Mn HNO_3-Druckaufschluß (Auflagehumus) bzw. NH_4Cl-Extraktion (Mineralboden);
CFE-Methode für mikrobiellen C und N; Basalatmung bei 8°C über 16 Wochen, Messung mit GC im Anreicherungsverfahren zu 8 Terminen.

Ergebnisse

40 Jahre nach der letzten Kalkung waren im Auflagehumus sowie im Mineralboden in 0 - 5 cm Tiefe die pH-Werte und in 0 - 60 cm die Basensättigung noch erhöht (Abb. 1 und 2).

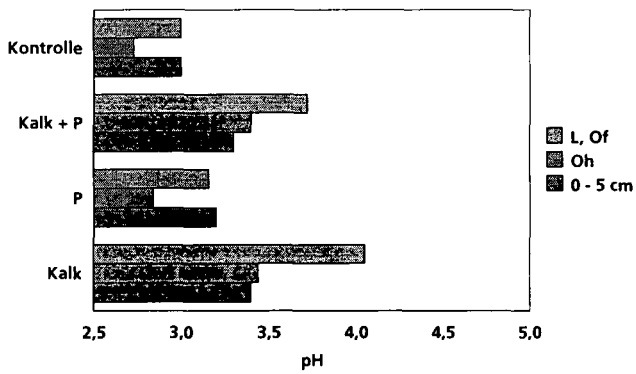


Abb. 1: pH-Werte im Auflagehumus und Mineralboden

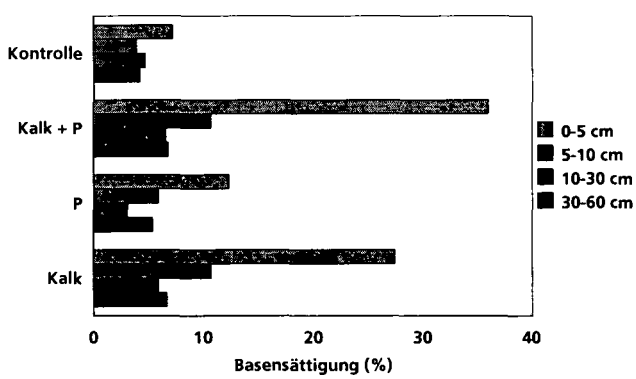


Abb. 2: Basensättigung im Mineralboden

Der Phosphor ist in den Nährstoffkreislauf eingeschleust. Dies zeigt sich am signifikant höheren P-Vorrat im Auflagehumus und oberen Mineralboden (Abb. 3). - Die C- und N-Vorräte der Behandlungen unterschieden sich dagegen nicht von der Kontrolle. Der Auflagehumus der gekalkten Varianten war lockerer gelagert.

Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt,
Grätzelstr. 2, D-37079 Göttingen,
email: meiwes@nfv.gwdg.de

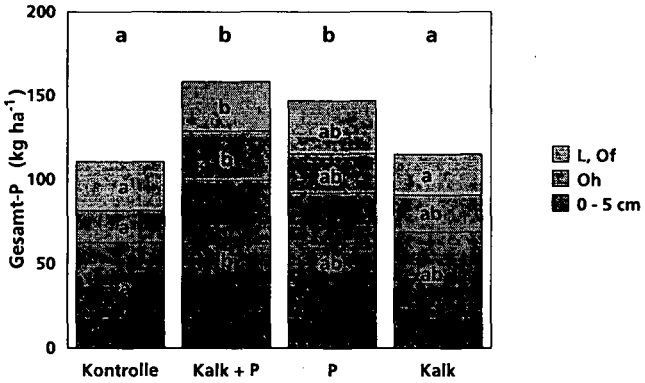


Abb. 3: Gesamt-P Vorräte im Auflagehumus und Mineralboden. (Innerhalb einer Tiefenstufe bedeuten unterschiedliche Buchstaben signifikant unterschiedliche Mittelwerte mit $p<0,05$.)

Der Vorrat an mikrobiellem Kohlenstoff (C_{mik}) lag im Auflagehumus plus 0-5 cm Mineralboden im Bereich von 156 - 217 kg C ha^{-1}, der Vorrat an mikrobiellem Stickstoff (N_{mik}) bei 19 - 26 kg ha^{-1} (Abb. 4 und 5; vor der Bebrütung).

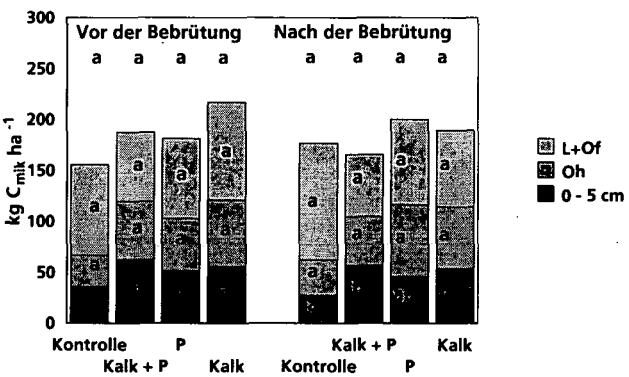


Abb. 4: Vorrat an C_{mik} im Auflagehumus und Mineralboden

Auf den C_{mik}-Vorrat hatte Kalkung und P-Düngung keinen Einfluss (vor der Bebrütung). Der N_{mik} Vorrat war dagegen bei der Variante Kalkung+P-Düngung in 0 - 5 cm Mineralbodentiefe erhöht.

Nach der Bebrütung war der Vorrat an C_{mik} in 0 - 5 cm Mineralbodentiefe nach Kalkung+P-Düngung bzw. Kalkung gegenüber der Kontrolle signifikant höher. Der Vorrat an N_{mik} zeigte in der gekalkten Variante in allen Horizonten und in 0 - 5 cm Mineralbodentiefe bei Kalkung + P-Düngung signifikant höhere Werte als in der Kontrolle (Abb. 5).

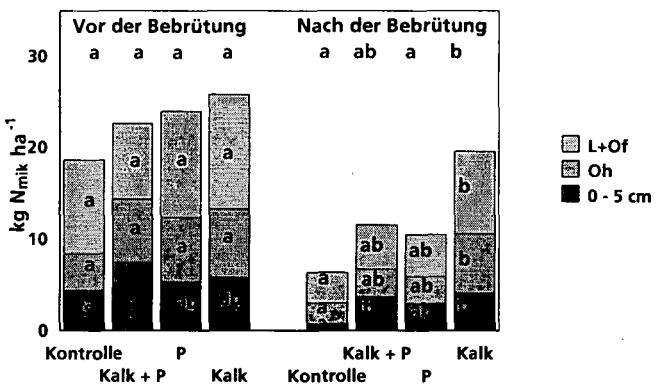


Abb. 5: Vorrat an N_{mik} im Auflagehumus und Mineralboden

Die Basalatmung war im L+Of-Horizont nach Kalkung+P-Düngung sowie P-Düngung niedriger, im Oh-Horizont sowie in 0 - 5 cm Mineralboden war sie nach Kalkung erhöht. Über alle Horizonte war die Basalatmung nach alleiniger Kalkung signifikant höher als nach Kalkung+P-Düngung (Abb. 6).

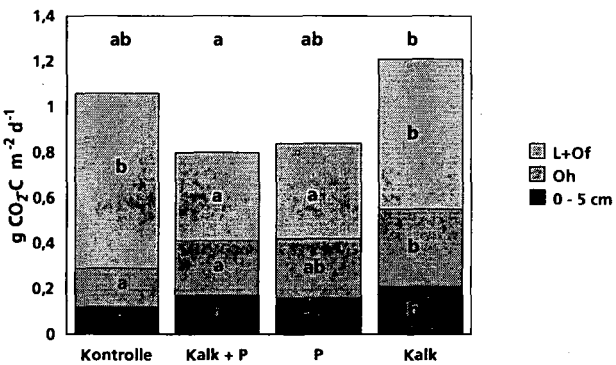


Abb. 6: CO_2-C-Basalatmung.

Schlussfolgerungen

Die Wirkung der Kalkung auf den Säure-Base-Zustand hält 40 Jahre an.
Der applizierte Phosphor findet sich zur Hälfte im Oberboden wieder.
Der häufig diskutierte Humusvorratsabbau nach Kalkung hat nicht stattgefunden.
Durch Kalkung sowie Kalkung + P-Düngung erhöht sich der Vorrat an mikrobiellem C und N im oberen Mineralboden; die Basalatmung reagiert nicht gleichsinnig.
Durch die Behandlungen wird der Tiefengradient der mikrobiellen Aktivität im Oberboden verringert.
Der Versuch zeigt, dass Kalkung und P-Düngung einen über mehrere Jahrzehnte anhaltenden positiven Einfluss auf den chemischen und biologischen Zustand des Oberbodens hat.

Soil Turnover of Plant Residues with Different Quality – Simulation of Lab-Experiments with the DAISY Model

Torsten Müller[1], Jakob Magid, Lars Stoumann Jensen and Niels Erik Nielsen

Abstract
A parameter setup for the DAISY model calibrated on field measured data, was evaluated on data obtained from a lab-incubation experiment with residues of leguminous green manure plants, blue grass, rape straw and barley straw. The aim of this study was to test and further develop the principles and parameters for the turnover and the initial characterisation these plant materials in the DAISY model.
Except for the nil-treatment without addition of any plant material, none of the model simulations carried out with the field calibrated parameter set could fully satisfy. However, it was possible to achieve reliable simulations of mineral N and cumulative soil respiration with a modified parameter set developed in this study.
It was not possible to simulate the initial decay and N release from added organic matter (AOM) by simply subdividing it in a waters-insoluble part (AOM1) and a water-soluble part (AOM2). However, the C/N-ratio and the cellulose content of the added plant residues may be useful indicators for the partition of plant materials in a slowly decomposable (AOM1) and a fast decomposable (AOM2) part.
After addition of easily decomposable green plant materials, death and maintenance respiration rates of modelled SMB-pools had to be reduced considerably in order to fit simulated mineral N to measured values. This is in contrast to the assumption of two SMB-pools with constant properties. Hence, the DAISY model does not fully reflect the incorporation of N into SMB after addition of easily decomposable leguminous plant materials and the following turnover into soil microbial residual N (SMR-N). The introduction of a separate SMR-pool is proposed.
It is crucial to take over parameter sets developed under field conditions for the simulation of lab-experiments and vice versa.

The full paper will be submitted to "*Ecological Modelling*".

Acknowledgement
This study has been financed by the Danish Agricultural Research Centre for Organic Farming under the NICLEOS project and by the Danish University Consortium on Sustainable Land Use and Natural Resource Management (DUCED-SLUSE).

The Royal Veterinary and Agricultural University, Dep. of Agricultural Sciences, Plant Nutrition and Soil Fertility Lab. Frederiksberg, Denmark
[1]Present and correspondence address: Department of Soil Biology and Plant Nutrition, University of Kassel (GhK), FB11, Nordbahnhofstraße 1a, D-37213 Witzenhausen, Germany, Fax +49 5542 98-1596, e-mail: tmuller@wiz.uni-kassel.de

Springschwänze als Indikatoren von Auenrenaturierungsmaßnahmen?

Kay Rahtkens[1] und David Russell[2]

1. Einleitung

Vor die Aufgabe gestellt, rund 170 Mio. m^3 Hochwasserrückhaltung (Retention) zu schaffen und dies mit dem Ziel einer Auenrenaturierung zu verbinden, werden derzeit entlang des Oberrheins allein auf baden-württembergischer Seite 14 Rückhalteräume (Polder) im Integrierten Rheinprogramm (IRP) geplant. Diese liegen in ehemaligen Rheinauen, die im letzten Jahrhundert ausgedeicht wurden, d.h. von Überflutungen durch den Rhein abgeschnitten worden sind. Im Rahmen der Planung, Steuerung und Kontrolle der dafür erforderlichen Maßnahmen wurden u.a. bodenbiologische Untersuchungen zur Beweissicherung (dass keine Verschlechterung eintritt) und zur Zielerfüllung (der beabsichtigten Auenrenaturierung) durchgeführt.

Die Hochwasserrückhaltung wird erreicht durch sogenannte Retentionsflutungen (RF). Dabei werden aus der Hochwasserwelle innerhalb kurzer Zeiträume große Wassermengen in die Retentionsräume gelassen; im Fall der zwei Polder Altenheim südlich von Kehl/Straßburg, in dem diese Untersuchungen stattfanden, bedeutet dies einen plötzlichen und flächendeckenden, hohen und bis zu mehreren Tagen andauernden Einstau mit sehr niedrigen Fliessgeschwindigkeiten von weit unter 10 cm/s. Für die Zeit der Rückhaltung kommt es im Auenwald nahezu zum Stillstand der Wasserbewegung - einem Zustand, der für Auen unnatürlich ist. Um Flora und Fauna die Möglichkeit zu geben, sich an diese Art der Flutung anzupassen und dadurch Schäden zu vermeiden, werden bei erhöhten Wasserabflüssen im Rhein, die aber flussabwärts noch kein Hochwasser befürchten lassen, mittels sogenannter Ökologischer Flutungen (ÖF) in 3 Stufen unterschiedlich hohe Mengen an Rheinwasser durch die Retentionsräume strömen gelassen. Die Fliessgeschwindigkeiten liegen bei dieser Art der Flutung abseits der Gewässerzüge zwischen 10-20 cm/s. Ein Austausch des Sauerstoffs vom Oberflächenwasser zum Bodenwasser der oberbodennahen Horizonte ist dadurch eher gewährleistet als bei den Retentionsflutungen. Bis zum Jahre 1999 fanden 61 ÖF in den Retentionsräumen statt, im Februar und Mai 1999 erfolgten die ersten zwei RF.

Zur Erkennung der bodenökologischen Folgen der zwei Flutungsarten wurden endogäische Insekten (Collembola - die häufigsten Insekten überhaupt: HOPKINS 1997) als Bioindikatoren untersucht. Diese Insekten kommen in individuen- und artenreichen Zönosen vor, haben relativ kurze Generationszyklen und kleine Aktionsradien, leben eng verbunden mit dem Bodenmilieu und sind empfindlich gegenüber Störungen. Sie eignen sich deshalb hervorragend als integrativen Bioindikatoren für bodenökologische Fragestellungen (DUNGER 1982; SCHICK & KREIMES 1993).

2. Material und Methoden

Bei dem Untersuchungsprogramm wurden über einen Zeitraum von 7 Jahren die Collembolenzönosen an einer Reihe von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) untersucht. Die Ergebnisse stammen aus Böden der tiefgelegenen und somit häufiger überfluteten Weichholzaue - mit einem Moorgley, einem Naßgley (z.B. BDF 2B) und 2 Auengleyen (z.B. BDF 2A) - sowie Böden der höhergelegenen und bei ökologischen Flutungen seltener bis gar nicht überfluteten Hartholzaue – mit einer Auenpararendzina (z.B. BDF 4B), und einem Braunen Auenboden und einem Braunen Auenboden/Auenpararendzina (z.B. BDF 4A) (LfU 1998). Alle BDF liegen in einer seit 1967 ausgedeichten, ehemaligen Auenfläche des Rheines etwas südlich von Straßburg. Gemeinsam ist allen Böden ihr schwach sandig/kiesiger Untergrund (= Relikte ehemaliger Gewässersohlen), der sich in den Hartholzauenflächen 30-40 cm unter GOF, bei den Weichholzauenstandorten meist in 1-2 m Tiefe befindet. Darüber liegt bei allen Flächen ein feinsandiger bis schluffiger Auenlehm mit Tongehalten zwischen 20 und 30 % und geringen Sandanteilen von i.d.R. unter 20 % (mit Ausnahme der Pararendzinen, wo er zw. 30 und 40 % liegt). Alle Böden weisen pH-Werte über 7 auf. Der Humusgehalt schwankt zwischen 3 und 30 %.

Die Collembolenzönosen wurden i.d.R. 3× im Jahr mit bis zu 15 Bodenstichproben pro BDF von 5-10 cm Tiefe erfasst. Die Tiere wurden in high-gradient Extraktoren aus den Stichproben ausgetrieben, in mikroskopischen Präparaten bis zur Art determiniert und deren Abundanzen, Artenzusammensetzung und Gemeinschaftsstrukturen für jede Fläche und jeden Probenahmetermin auswertet.

3. Ergebnisse und Diskussion

Bei den Ergebnissen ist zwischen den Entwicklungen 1993-1996 (bei nur ÖF) und ab 1999 (nach Ablauf von 2 RF im Frühjahr und Frühsommer 1999) zu unterscheiden. Die bodenzoologische Untersuchungen wurden kurz nach der Einführung der ÖF begonnen, so dass anzunehmen ist, dass die Zönosen sich noch an die Wiedereinführung der Überflutungsbedingungen anpassen mussten. Zwischen 1993 und 1996 nahmen bei allen Flächen die Individuendichten und Artenzahlen der Collembola (z.T. stark) zu (Tab. 1). Die sehr schiefen Dominanzstrukturen der Zönosen, die am Anfang der Untersuchungen (1993 und 1994) auf vielen DBF festgestellt wurden, bauten sich bis 1996 ab. Besonders bei den Flächen der Weichholzauen wurde eine deutliche Veränderung der Artenzusammensetzung und Dominanzstellung der einzelnen Arten beobachtet: Unspezifische Waldarten nahmen stark ab bzw. verschwanden ganz aus den Stichproben während auentypische hygrophile und hygrotolerante Arten zunahmen (für Details dieser und anderer Ergebnisse, s. RUSSELL et al. 2001).

[1] Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Postfach 21 07 52, 76157 Karlsruhe
[2] Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz, Postfach 300 154, 02806 Görlitz

Durch die Beobachtung der Dynamiken der Zönosen und spezifischen Arten, sowohl auf den verschiedenen BDF, die von den Flutungen unterschiedlich häufig und langandauernd betroffen waren, als auch der verschiedenen Jahren mit unterschiedlichen Flutungsintensitäten, war es möglich, verschiedenen Verhalten der einzelnen Arten gegenüber Hochwasserereignissen zu charakterisieren. Durch uni- und multivariate Korrelationsverfahren und Clusteranalysen (s. RUSSELL et al. 2001) war es dann möglich, die wichtigsten im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten in ökologische Gruppen einzuteilen:

1. durch Flutungen stark geförderte, hygrophile Arten,
2. Hochwasser tolerierende, hygrotolerante Arten
3. auentypische, jedoch nässe-meidenden Arten und schließlich
4. unspezifische und auenuntypische Waldarten, die durch das Flutungsgeschehen zurückgedrängt wurden.

	BDF 2A (Weichholzaue)		BDF 4B (Hartholzaue)	
	Ind./m²	Arten	Ind./m²	Arten
1993	10,100	16	5,300	16
1994	43,300	18	13,000	15
1995	23,500	25	16,600	33
1996	59,200	29	24,400	30
1999	10,380	17	12,300	24
2000	8,300	17	13,500	24

Tab. 1: Typische Entwicklungen der Abundanzen von Collembolenzönosen der Weichholzauenstandorte (z.B. BDF 2A) und der Hartholzauenstandorte (z.B. BDF 4B).

Durch die ÖF nahmen die absoluten und relativen Abundanzen der ersten drei Gruppen auf den BDF – je nach Flutungsintensität in unterschiedlichem Maße – zu, während die auenuntypische Artengruppe im allgemeinen abnahm (Tab. 2). Zu beobachten war ein vikarierendes Verhältnis zwischen hygrophileren Artengruppen, die in flutungsintensiven Jahren dominierten, und flutungsintoleranteren Gruppen, die in weniger flutungsreichen Jahren dominierten. Diese Entwicklungen wurden als Anpassung der Zönosen an die neuen Überflutungsbedingungen und Ausbildung von auentypischen Gemeinschaftsdynamiken interpretiert. Sie sind somit als positiven Einfluss der ÖF auf das Ziel einer Auenrenaturierung zu bewerten.

Nach der RF im Jahr 1999 wurde eine Umkehr dieser Entwicklungen beobachtet: mit z.T. erheblichen Reduktionen der Individuendichten und Artenzahlen auf allen untersuchten Flächen (Tab. 1), Wiederauftreten von schiefen Dominanzstrukturen und v.a. eine Veränderung der Artenzusammensetzung. Während die hygrophilen und hygrotoleranten Arten in ihren relativen Abundanzen z.T. deutlich zurückgingen, nahmen die nässe-meidenden und v.a. die unspezifische Waldarten z.T. stark zu. Damit wurden deutliche Entwicklungen weg von den zwischen 1993 und 1996 hygrophilen, an die Flutungen angepassten Zönosen und Gemeinschaftsdynamiken beobachtet. Stattdessen wurden nach den RF Zönosen registriert, die ähnliche

Artengruppe	BDF	'93	'94	'95	'96	'99	'00
hygrophil	2B	4,5	0,0	35,5	22,4	26,8	22,1
	4A	0,0	0,0	1,5	1,8	1,0	3,2
hygrotolerant	2B	86,0	61,8	40,2	48,8	61,0	16,1
	4A	19,0	8,6	17,7	41,4	27,0	25,6
nässemeidend	2B	0,7	18,5	11,3	22,2	1,6	40,9
	4A	22,1	31,7	49,2	31,4	59,1	35,1
unspez. Waldarten	2B	4,6	11,5	4,2	5,7	3,7	16,4
	4A	49,8	55,1	21,5	19,4	10,7	25,0

Tab. 2: Relative Abundanzen (in %) der identifizierten ökologischen Artengruppen zwei weiteren BDF. 2B ≙ Weichholzaue, 4A = Hartholzaue

Störungen aufzeigten, wie am Anfang der Untersuchungen erfasst wurden. Insgesamt entwickelten sich die Zönosen nach der RF weg von den stabilen, an die Hochwasserdynamik angepassten Gemeinschaften wieder zu denen labilerer und unangepasster Zönosen mit erratischen Dynamiken hin.

Anhand der Veränderungen der Collembolenzönosen konnten deutlich unterschiedliche, bodenökologische Folgen der zwei Flutungsformen erkannt werden. Vor allem zeigte die von Jahr zu Jahr – je nach Überflutungsgeschehen – unterschiedliche Dynamik des Gemeinschaftsaufbaus nach den zwei Flutungsformen verschiedene Verläufe. Damit zeigten sich Collembolen als aussagekräftige Bioindikatoren für die Beweissicherung und Erfolgskontrolle von Auenrenaturierungenmaßnahmen, wobei v.a. deren schnelle Reaktionen kurzfristige Auswirkungen von naturschutzfachlich relevanten Maßnahmen in Auen anzeigen können. Die Entwicklung an dieser und anderen Flächen werden weiter beobachtet, um dieses Werkzeug naturschutzfachlicher Planung weiter zu entwickeln und zu präzisieren.

4. Literatur

DUNGER, W. (1982): Die Tiere des Bodens als Leitformen für anthropogene Umweltveränderungen. Dechaniana Beihefte 26:151–157

HOPKIN, S. (1997): Biology of the Springtails (Insecta: Collembola). Oxford Univ Press, Oxford New York Tokyo

LFU (1999): Auswirkung der Ökologischen Flutungen der Polder Altenheim. Ergebnisse des Untersuchungsprogramms 1993–1996. Materialien zum Integrierten Rheinprogramm, Bd. 9. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe

RUSSELL. D.J., SCHICK, H., NÄHRIG, D. (2001): Reactions of soil Collembolan communities (= Springtails, Insecta) to inundation in floodplain ecosystems of the Upper Rhine Valley. In: BROLL, G., MERBACH, W., PFEIFFER, E.M. (eds) Wetlands in Central Europe. Soil organisms, soil ecological processes and trace gas emissions. Springer, Berlin Heidelberg New York, S. 35-70

SCHICK, H., KREIMES, K. (1993): Der Einsatz von Collembolen als Bioindikatoren. In: EHRSBERGER, R. (Hrsg) Bodenmesofauna und Naturschutz. Günter Runge, Cloppenburg

Bodenmikrobielle Indikatoren für Redoxpotentialänderungen in Auenböden

Jörg Rinklebe, Kathrin Heinrich, Eva-Maria Klimanek, Heinz-Ulrich Neue

Einleitung

In Auenböden ist der Einfluß periodischer Überschwemmungen bestimmend. Die variierenden Wasserstände führen zu wechselnden aeroben/ anaeroben Bedingungen und damit zu einer Veränderung von physikalisch-chemischen Steuergrößen wie dem Redoxpotential (Eh-Wert). Die Folge sind erhebliche Veränderungen der Bindungsformen, der Festlegung und Mobilisierung von Nähr- und Schadstoffen. Das Redoxpotential ist folglich Prozeßergebnis und Steuergröße zugleich und damit eine ökologische Grundgröße in Boden und Wasser. Eine kontinuierliche Redoxpotentialmessung im Feld ist häufig jedoch nicht möglich, trotzdem Prognosen über Redoxpotentialänderungen (ΔEh) benötigt werden. Eine Indikation von ΔEh in Auenböden durch einfache einmalig zu bestimmende Kennwerte würde Abhilfe schaffen und eine Prognose über die Mobilisierung von Nähr- und Schadstoffen ermöglichen.

Durch Überstauung hervorgerufene ΔEh sind nach eingetretenem Sauerstoffmangel essentiell an das Vorhandensein der organischen Bodensubstanz (OBS) gebunden (D'ANGELO ET REDDY, 1994, 1999). Dabei fungiert jedoch vorrangig der umsetzbare, also der verfügbare oder labile Anteil der OBS als Elektronendonator (Reduktionsmittel). Dieser ist folglich nach einer Überstauung und daraus resultierendem O_2-Mangel der bestimmende Faktor für ΔEh (HEINRICH ET AL., 1999, 2000).

Die umsetzbare organische Bodensubstanz wird vorwiegend bodenmikrobiell zu CO_2 oxidiert. ΔEh inhibieren die Aktivität extracellulärer Bodenenzyme (PULFORD ET TABATABAI, 1988; NEWMANN ET REDDY, 1993; MCLATCHEY ET REDDY, 1998). Das Redoxpotential als Indikator der Elektronenverfügbarkeit für die bodenmikrobielle Aktivität in aeroben Böden nutzten KRALOVA ET AL. (1992).

ΔEh sind an die umsetzbare OBS gebunden und werden mikrobiell verursacht. Über ihre Wirkungsweise und -kapazität herrscht jedoch weitestgehend Unkenntnis. Forschungsbedarf besteht dahingehend, die ΔEh auslösenden bodenmikrobiellen Prozesse zu determinieren, entsprechend ihrer Wirkgruppen zu diskriminieren und detailliert zu charakterisieren sowie sie zu quantifizieren und letztlich mechanistisch zu begründen.

In vorliegender Arbeit werden die Beziehungen zwischen Redoxpotentialänderungen (ΔEh) und organischem (Corg), umsetzbarem (heißwasserlöslichem) (C_{HWL}) und mikrobiellem (Cmik) Kohlenstoff sowie zwischen ΔEh und β-Glucosidase-, (Gluc) Proteaseaktivität (Prot) und weiteren Bodenkennwerten quantifiziert, statistisch abgesichert und daraus die Eignung dieser Kennwerte als Indikatoren für Redoxpotentialänderungen abgeleitet und bewertet.

Standorte und Methoden

Die „Schöneberger Wiesen" bei Steckby befinden sich im Biosphärenreservat „Mittlere Elbe" zwischen den Elbstromkilometern 283 und 285,5, die „Schleusenheger Wiesen" bei Wörlitz zwischen den Stromkilometern 241,7 und 243,6 und „Dornwerder" bei Sandau zwischen den Stromkilometern 417 und 418. Drei räumlich entfernte Gebiete der Mittleren Elbe und die in ihnen vertretenen Bodenformen Vegen aus Auenlehmen, Tschernitzen aus Auenschluffen und Gleye aus Auentonschluffen repräsentieren die Böden von Auenökosystemen und ermöglichen generell eine Übertragbarkeit der Indikation (RINKLEBE ET AL., 2001C).

Die Erkundung der Bodenverbreitung erfolgte flächendeckend (RINKLEBE ET AL. 2000A,B). (Detaillierte Standortsbeschreibungen finden sich in RINKLEBE ET AL., 1999, 2000B,C).

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig - Halle GmbH,
Sektion Bodenforschung, Theodor-Lieser-Str. 4,
06120 Halle/ Saale; e-mail: jrinkleb@bdf.ufz.de

Alle drei Gebiete befinden sich im rezenten Überschwemmungsgebiet der Elbe, bis zu 5 m variierende Grundwasserstände und alle Übergänge von der wassergesättigten bis zur extremen Trockenphase prägen die Böden. Höhergelegene Elbterrassen werden von einer nahezu flächenhaften Auenlehmdecke überzogen. Daher sind Vegen aus Auenlehmen die dominierende Bodenform in Flußauen (RINKLEBE ET AL. 2000A,B). Diese Böden sind bei Schneeschmelze im Frühjahr, i.d.R. für ca. 2 Monate im Jahr überstaut.

Auf flußnahen unteren Elbterrassen finden Tschernitzen aus Auenschluffen eine weite Verbreitung. Diese Böden sind i.d.R. für ca. 2 Monate im Jahr überschwemmt. Gleye aus Auentonschluffen finden sich in den Flutrinnen und können bis zu 8 Monaten im Jahr überstaut sein.

Es wurden 11 Bodenprofile, davon 4 Vegen aus Auenlehmen, 2 Tschernitzen aus Auenschluffen und 5 Gleye aus Auentonschluffen, angelegt, detailliert nach der ARBEITSGRUPPE BODEN (1994), dem ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1998) und FAO-UNESCO (1990) feldbodenkundlich beschrieben, klassifiziert, horizontweise beprobt und laboranalytisch (bodenchemisch, -mikrobiologisch und -physikalisch) charakterisiert (RINKLEBE ET AL., 1999, 2000A,B,C).

An diesen Bodenproben wurde außerdem im Labor eine Überflutung durch Herstellung einer Bodensuspension mit dem Boden-$Wasser_{(bidest)}$-Verhältnis 1:8 in biogeochemischen Mikrokosmen in 4 Replikationen über 120 Tage simuliert und hierbei der Eh-Wert überwacht. Es wurde die mittlere ΔEh pro Tag ermittelt, wobei bei den Unterbodenhorizonten über die gesamte Versuchszeit und bei den Oberbodenhorizonten nach Erreichen des niedrigsten Redoxpotentials gemittelt wurde (HEINRICH ET AL., 1999, 2000, 2001).

Für die bodenmikrobiologischen Untersuchungen wurden pro Horizont 4 Proben (Replikationen) im Abstand von ca. 25 cm feldfrisch entnommen, auf 2 mm gesiebt, tiefgefroren und zur Analyse allmählich (24 h bei 5°C und nachfolgend 4 h bei 22°C) aufgetaut. Die Mittelwerte der Replikationen dienten als Ausgangsbasis für statistische Analysen.

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse (Cmik) erfolgte nach ANDERSON ET DOMSCH (1978) in der Heinemeyeranlage nach HEINEMEYER ET AL. (1989)(SIR). Die β-Glucosidase- (Gluc) wurde nach HOFFMANN ET DEDEKEN (1965), und die Proteaseaktivität (Prot) nach LADD ET BUTLER (1972) bestimmt.

Die Gesamtkohlenstoff- und Gesamtstickstoffgehalte (Ct und Nt) wurden an lufttrockenem Boden mittels C/N/S-Analyser (elementar Vario EL Heraeus, Fa. Analytik Jena) gemessen. Der anorganische Kohlenstoff wurde mittels des Gerätes Ströhlein C-mat 550 ermittelt. Die untersuchten Auenböden wiesen keinen anorganischen Kohlenstoff auf, so dass für diese Böden gilt: Gesamtkohlenstoffgehalt = organischer Kohlenstoffgehalt. Die Fraktionierung der organischen Substanz des Bodens erfolgte nach der Heißwasserextraktionsmethode nach SCHULZ (1990, 1997) bzw. nach KÖRSCHENS ET SCHULZ (1999).

Die statistischen Analysen erfolgten mittels des Programmpaketes SPSS 10,0 FÜR WINDOWS (2000). Es wurden Pearson-Korrelationsanalysen durchgeführt und deren Gültigkeit mittels partiellen Korrelationen überprüft. Fast alle hier dargestellten Kennwerte korrelieren signifikant miteinander, so daß multiple Regressionsanalysen zwar ausgeführt und sogar sehr hohe Bestimmtheitsmaße erzielt wurden, jedoch aufgrund der Multikolliniarität der Parameter und des hohen Standardfehlers der Regressionskoeffizienten die hierdurch verursachte Verzerrung der Analysenergebnisse als nicht vertretbar angesehen wird.

Ergebnisse und Diskussion

Die umsetzbare OBS wurde mittels einer chemischen Heißwasserextraktionsmethode bisher an grundwasserfernen, agrarisch genutzten Böden validiert (SCHULZ, 1997; KÖRSCHENS ET SCHULZ,

1999). Diese Methode wurde auf Auenböden übertragen und die Beziehungen zwischen C_{HWL} vs. Corg, C_{HWL} vs. Cmik sowie zwischen C_{HWL} vs. β-Glucosidaseaktivität an hydromorphen Böden verifiziert (RINKLEBE ET AL., 2001B).

Tab. 1 zeigt die nach Bodenformen differenzierten und für alle getesteten Auenböden mittels Pearson-Korrelation errechneten Bestimmtheitsmaße (R^2) zwischen Redoxpotentialänderung pro Tag und organischem, heißwasserlöslichem, mikrobiellem Kohlenstoff und der β-Glucosidaseaktivität sowie dem Gesamt-und heißwasserlöslichem Stickstoff und der Proteaseaktivität sowie der Trockenrohdichte, dem pH-Wert, der Bodentiefe und dem Feinanteil des Bodens.

Der organische Kohlenstoff ist bisher als Indikator für ΔEh anerkannt (REDDY ET D'ANGELO, 1997). Er erklärt bei Gesamtverrechnung über alle Bodenformen hinweg 27%, differenziert nach Vegen aus Auenlehmen 28% und nach Gleyen aus Auentonschluffen 53% der Variabilität der ΔEh. Bei Tschernitzen aus Auenschluffen zeigt er keine Signifikanz zu ΔEh. Mittels der verfügbaren Kohlenstofffraktion, des mikrobiellen Kohlenstoffs und der β-Glucosidaseaktivität werden in jedem Fall (Cmik eine Ausnahme bei Vegen aus Auenlehmen) höhere Bestimmtheitsmaße erzielt. So können bei Verrechnung aller Bodenformen mittels Cmik 37, mittels Gluc 54% und mittels C_{HWL} 59% der Variabilität der ΔEh erklärt werden. Nach Vegen aus Auenlehmen differenziert können mittels C_{HWL} sogar 72 und bei den Gleyen aus Auentonschluffen 67% der Variabilität der ΔEh erklärt werden. (Tab.1).

Folglich können der C_{HWL}, der Cmik und β-Glucosidasen als treffsicherere Indikatoren für ΔEh in Auenböden als der organische Kohlenstoff angesehen werden.

Bodenmikrobiologische Parameter reagieren in der Regel schneller und empfindlicher als Corg und Nt auf veränderte Umweltbedingungen. Sie können deshalb als sensiblere Indikatoren für Veränderungen der Qualität und Quantität der organischen Bodensubstanz dienen (ANDERSON ET DOMSCH 1989; MC GILL ET AL., 1986; POWLSON ET AL., 1987).

Generell errechneten sich zwischen Ct und Nt, C_{HWL} und N_{HWL} sowie zwischen Prot und Gluc hohe Korrelationen. Folglich wurden hohe Bestimmtheitsmaße zwischen ΔEh und Nt, N_{HWL} und Prot gefunden.

Bei den Vegen aus Auenlehmen konnte der C_{HWL} mit 72% den höchsten Anteil der Variabilität der ΔEh erklären. Der pH-Wert, die TRD und die Gluc erzielten Bestimmtheitsmaße von 0,54, 0,52 und 0,42.

Bei den Tschernitzen aus Auenschluffen beläuft sich der durch Cmik hochsignifikant erklärte Anteil der Variabilität der ΔEh auf 75%. Mittels des C_{HWL} konnten 47% der Variabilität der ΔEh signifikant erklärt werden, während mittels des Corg keine signifikante Beziehung nachweisbar war. Außer zur Gluc und zum Nt zeigten sich zu weiteren Bodenkennwerten bei einer Stichprobenzahl von 9 keine signifikanten Beziehungen.

Bei den am längsten überschwemmten Böden, den Gleyen aus Auentonschluffen, erklärt die β-Glucosidaseaktivität 73% der Variabilität der ΔEh. Bei C_{HWL} und N_{HWL} lag der erklärte Anteil der Variabilität der ΔEh bei 67 bzw. 63%. TRD, Cmik und Corg erzielten Bestimmtheitsmaße zur ΔEh von 0,61, 0,59 und 0,53.

β-Glucosidasen katalysieren den vollständigen Abbau der Cellobiose zu Glucose. Bei einer hohen β-Glucosidaseaktivität vor einer Überstauung ist eine große Menge Cellobiose zu Glucose zersetzt worden. Diese Glucose steht bei Überstauung und nachfolgendem O_2-Mangel den Mikroorganismen als leicht verfügbare Energiequelle zur Verfügung. Demzufolge ließ sich ein sehr hoher Anteil der Variabilität der ΔEh durch die β-Glucosidaseaktivität erklären. Es wird hypothetisiert, daß β-Glucosidasen, insbesondere in lange überstauten Böden wie den Gleyen aus Auentonschluffen, Redoxpotentialänderungen wesentlich zu steuern vermögen.

Tab. 1: Bestimmtheitsmaße (R-Quadrat) zwischen Redoxpotentialänderung pro Tag und Bodenkennwerten

	Corg	C_{HWL}	Cmik	Gluc	Nt	N_{HWL}	Prot	Tiefe	pH	FAT	TRD
Alle Bodenformen											
ΔEh	0,27**	0,59**	0,37**	0,54**	0,36**	0,39**	0,22**	0,26**	0,20**	0,13**	0,20**
Stichprobenzahl	56	56	52	53	56	56	53	56	56	56	40
Vegen aus Auenlehmen											
ΔEh	0,28*	0,72**	0,26*	0,42**	0,22*	0,27*	n.s.	0,30*	0,54**	n.s.	0,52**
Stichprobenzahl	21	21	19	19	21	21	19	21	21	21	16
Tschernitzen aus Auenschluffen											
ΔEh	n.s.	0,47*	0,75**	0,53*	0,53*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Stichprobenzahl	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
Gleye aus Auentonschluffen											
ΔEh	0,53**	0,67**	0,59**	0,73**	0,49**	0,63**	0,53**	0,21*	0,24*	n.s.	0,61**
Stichprobenzahl	21	21	19	21	22	22	21	21	22	22	12
**	Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.							n.s. Die Korrelation ist nicht signifikant.			
*	Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.							Alle Korrelationen nach Pearson.			

C_{HWL}	heißwasserlöslicher Kohlenstoffgehalt [mg/ 100g]	Nt	Gesamtstickstoffgehalt [%]
Cmik	mikrobieller Kohlenstoff [µg C/ g TS]	pH	pH-Wert [$CaCl_2$]
Corg	organischer Kohlenstoffgehalt [%]	Prot	Proteaseaktivität [µg Tyrosin/ gTS/ 2h]
FAT	Feinanteil des Bodens (Ton und Feinschluff) [%]	Tiefe	Bodentiefe bzw. mittlere Tiefe des Horizontes [cm]
Gluc	β-Glucosidaseaktivität [µg Saligenin/ gTS/ 3h]	TRD	Trockenrohdichte [g/ cm^3]
N_{HWL}	heißwasserlöslicher Stickstoffgehalt [mg/ 100g]	ΔEh	Redoxpotentialänderung pro Tag [mV]

Zusammenfassung

Die Beziehungen zwischen Redoxpotentialänderungen und organischem, umsetzbarem (heißwasserlöslichem) und mikrobiellem Kohlenstoff sowie zwischen ΔEh und β-Glucosidase-, Proteaseaktivität und weiteren Bodenkennwerten wurden anhand der für Auenökosysteme repräsentativen Bodenformen Vegen aus Auenlehmen, Tschernitzen aus Auenschluffen und Gleye aus Auentonschluffen aus drei Gebieten der Mittleren Elbe quantifiziert, statistisch abgesichert und die Eignung dieser Kennwerte als Indikatoren für ΔEh abgeleitet und bewertet.

Die Redoxpotentialerniedrigung korreliert hochsignifikant mit der vorangegangenen Aktivität der β-Glucosidasen. β-Glucosidasen scheinen bei der Steuerung von Redoxpotentialänderungen wesentlich beteiligt zu sein. Die heißwasserlösliche Kohlenstofffraktion, der mikrobielle Kohlenstoff sowie die β-Glucosidaseaktivität ermöglichen eine exaktere Indikation von Redoxpotentialänderungen in Auenböden als lediglich der organische Kohlenstoff. Eine Gruppierung nach Bodenformen erhöht die Prognosegenauigkeit.

Literatur Das Literaturverzeichnis kann bei den Autoren abgefordert werden.

Mycorrhizal selectivity of three timber tree species in the tropical rainforest of South Cameroon

C. B. Schmitt, G. E. Broll*, T. W. Kuyper**, N. A. Onguene****

Introduction

This study was carried out in the South Cameroonian tropical rainforest in the framework of the Tropenbos-Cameroon Programme (TCP). Its objective was to investigate whether selectivity occurs in the arbuscular mycorrhizal (AM) associations of the three important timber tree species Azobé (*Lophira alata*, Ochnaceae), Tali (*Erytrophloeum ivorense*, Caesalpiniaceae) and Movingui (*Distemonanthus benthamianus*, Caesalpiniaceae). Ecological specificity (or selectivity) means that in its natural habitat, a host exposed simultaneously to a selection of AM fungi will preferentially be infected by one or more endophytes (see MOLINA *et al.* 1992).

The study was initiated because there has been growing evidence that selectivity might play a more important role in the endomycorrhizal symbioses than formerly thought (MCGONIGLE & FITTER 1990, MUSOKO *et al.* 1994, ZHU *et al.* 2000).

Study area

Field studies were carried out at the TCP study area (2°47' – 3°14'N, 10°24' – 10°51'E) in the South of Cameroon. In this area the climate is humid tropical and the vegetation consists of tropical lowland rainforest. The soils are strongly acidic Ferralsols with a high clay content and a very low CEC (GEMERDEN & HAZEU 1999).

Methodological approaches

Three approaches, related to different hypotheses, were chosen to study this topic:

1 Field investigation

In the undisturbed forest, the AM fungi colonisation in the terminal roots of 10 adult trees per species were examined in order to show that each species develops characteristic root colonisation patterns.

2 Greenhouse experiment

15 seedlings per species were planted into soil derived from adult trees of each of the species, respectively. It was hypothesised that the seedlings grow best in soil of the same species due to the particular mycorrhizal inoculum it contains.

3 Outplanting experiment on a landing[1]

10 non-inoculated seedlings and 10 seedlings inoculated with soil from their own adult trees were outplanted for each species to investigate whether inoculated seedlings grow better on a highly disturbed site.

Methods

Seedling height was measured every two weeks throughout the bioassays. Seedlings were harvested after 16 weeks for the assessment of shoot and root dry weights. The root samples of adult trees and seedlings were stained with acid Fuchsin (ONGUENE & KUYPER 2000) and the fractional AM root colonisation examined according to GIOVANETTI & MOSSE (1980). The presence or absence of nodules (Tali seedlings only), auxiliary bodies and vesicles in the root samples was also recorded. The auxiliary bodies belonged to the spiny type, which is formed by the genus *Gigaspora* (BRUNDRETT *et al.* 1996). Therefore the number of samples with auxiliary bodies was taken as an estimate for the abundance of *Gigaspora* species, while the number of samples with vesicles was used as an estimate for the abundance of Glomineaen species.

Results

1 Field investigation

The root colonisation patterns of the three tree species differed significantly (fig. 1).

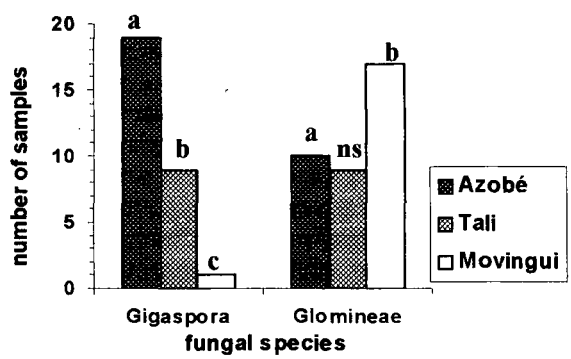


Fig. 1: Presence of fungal species from *Gigaspora* and Glomineae in the adult trees. Letters indicate significant differences between the species as computed by the Exact test of Fisher (ns = not significant).

* University of Münster, Institute of Landscape Ecology, Robert-Koch-Straße 26-28, 48149 Münster, Germany, Email: cbschmittde@yahoo.de

** Wageningen University, Sub-department Soil Quality, PO Box 8005, 6700 EC Wageningen, the Netherlands

*** Department of Soil, Water and Atmosphere, Institute for Agricultural Research for Development, PO Box 2123, Yaoundé, Cameroon

[1] Site created by logging companies for the storing of logs.

2 Greenhouse experiment

Azobé and Movingui seedlings showed only a weak growth response to the different soils. The root colonisation was low in all three tree species. The shoot and root dry weight of Tali seedlings was enhanced in their own soil, which was related to a higher abundance of big nodules, less fractional root colonisation and a lower amount of samples with *Gigaspora* colonisation in this soil.

3 Outplanting experiment on a landing

The inoculation did not have any effect on the root colonisation and the growth performance of the outplanted seedlings. However, taken all species together, fractional root colonisation decreased with increasing soil compaction and topsoil disturbance following a gradient from the forest edge towards the middle of the site.

Discussion

The study indicated that the three tree species show a certain level of mycorrhizal selectivity, which may be related to their particular life cycle strategies and nutrient requirements. BODDINGTON & DODD (1999), HERRERA *et al.* (1997) and PEARSON & JAKOBSEN (1993) suggest that Glomineaen species are more P-efficient than *Gigaspora*. Therefore Movingui, a slow-growing, late successional species might be preferentially associated with species from the Glomineae whereas Azobé, an early successional, fast-growing species can also support the more energy demanding *Gigaspora*. Tali seedlings may be preferentially associated with Glomineae due to the P-demanding nature of nodule formation. Adult trees of Tali, however, could also be strongly colonised by *Gigaspora*.

The low growth response of the seedlings to the different soils in the greenhouse may have been linked to the fact that spores were used as main inoculum while in the intact tropical forest hyphae are probably the primary means of AM spread. Temperature and light conditions in the greenhouse differed from the forest and might also have blurred the plant responses.

On the landing, the gradient in soil disturbance possibly caused a change in the predominant AM fungal species. Thus, the slow regeneration of forest tree species observed on these sites may be caused by the lack of appropriate inoculum.

Conclusions

The degree of mycorrhizal selectivity observed in this study underlined the importance of functional biodiversity in tropical rain forests. It further illustrated the close relationship between below-ground and above-ground processes in succession and natural regeneration. The bioassays demonstrated the difficulties in assessing ecological specificity with a greenhouse experiment because growth conditions were different from the forest. Further research is necessary in order to apply mycorrhizal management more effectively in sustainable tropical forestry, e.g. in programmes for the protection of rain forest biodiversity and forest regeneration.

Literature

BODDINGTON, C.L. & DODD, J.C. (1999): Evidence that differences in phosphate metabolism formed by species of Glomus and *Gigaspora* might be related to their different life cycle strategies. *New Phytol.* **142**, pp. 531-583.

BRUNDRETT, M., BOUGHER, N., DELL, B, GROVE, T. & MALAJCZUK, N. (1996): Working with mycorrhizas in forestry and agriculture. Pirie Printers: Canberra.

GEMERDEN, B.S. VAN & HAZEU, G.W. (1999): Landscape ecological survey (1:100000) of the Bipindi-Akom II-Lolodorf region in Southwest Cameroon. Tropenbos-Cameroon Programme, SC-DLO Report. The Tropenbos Foundation: Wageningen.

GIOVANETTI, M. & MOSSE, B. (1980): An evaluation of techniques for measuring VAM infection in roots. *New Phytol.* **84**, pp. 489-500.

HERRERA, R.A., ULLOA, D.R., VALDÉS-LAFONT, O., PRIEGO, A.G. & VALDÉS, A.R. (1997): Ecotechnologies for the sustainable management of tropical forest diversity. *Nat. Res.* **33** (1), pp. 2-17.

MCGONIGLE, T.P. & FITTER, A.H. (1990): Ecological specificity of vesicular - arbuscular mycorrhizal associations. *Mycol. Res.* **94**, pp. 120-122.

MOLINA, R., MASSICOTTE, H.M. & TRAPPE, J.M. (1992): Specificity phenomena in mycorrhizal symbioses: Community-ecological consequences and practical implications. In: ALLEN, M.F. (ed.): Mycorrhizal functioning. Chapman & Hall Inc.: London, pp. 357-432.

MUSOKO, M., LAST, F.T. & MASON, P.A. (1994): Populations of spores of VAM fungi in undisturbed soils of secondary semideciduous moist tropical forest in Cameroon. *For. Ecol. Manag.* **63**, pp. 359-377.

ONGUENE, N.A. & KUYPER, T.W. (2000): Mycorrhizal associations in the rain forest of South Cameroon. *For. Ecol. Manag.*, in press.

PEARSON, J.N. & JAKOBSEN, I. (1993): Symbiotic exchange of carbon and phosphorus between cucumber and three AM fungi. *New Phytol.* **124**, pp. 481-488.

ZHU, Y.-G., LAIDLAW, A.S., CHRISTIE, P. & HAMMOND, M.E.R. (2000): The specificity of arbuscular mycorrhizal fungi in perennial ryegrass - white clover pasture. *Agric. Ecosyst. Environ.* **77**, pp. 211-218.

Wirkung eines atmosphärischen CO_2-Anstiegs auf Enchytraeiden in einem Agrarökosystem

Stefan Schrader[1] Otto Larink[1] und Hans-Joachim Weigel[2]

Einleitung

Die vorliegende Untersuchung wurde vor folgendem Hintergrund konzipiert:
1. Seit der industriellen Revolution ist die atmosphärische CO_2-Konzentration bis heute von ca. 290 auf ca. 360 ppm angestiegen.
2. Durch den Anstieg des CO_2-Gehaltes zeichnen sich globale Klimaveränderungen ab.
3. Im Laufe dieses Jahrhunderts wird ein CO_2-Anstieg auf ca. 500 ppm erwartet.
4. Ein CO_2-Anstieg wirkt auf Ökosysteme im allgemeinen und direkt auf das Pflanzenwachstum im besonderen.

Im Rahmen des Braunschweiger Kohlenstoffprojektes wurde ein Feldversuch konzipiert, der die Wirkung einer erhöhten CO_2-Konzentration bei variiertem Nährstoff-Management auf Pflanzenwachstum, Bodenorganismen und Bodenprozesse in einem repräsentativen Agrarökosystem erfassen soll (Details in Weigel & Dämmgen 2000).

Ziel der vorliegenden Untersuchung ist die Bewertung des Einflusses erhöhter atmosphärischer CO_2- und reduzierter N-Gehalte bei der Düngung auf Enchytraeiden als wichtige Akteure bei Bodenprozessen.

Feldversuch und Methodik

Im Oktober 1999 wurde auf einer landwirtschaftlichen Versuchsfläche der FAL in Braunschweig eine FACE-Einrichtung (Brookhaven National Laboratory, USA) in Betrieb genommen (FACE = Free Air Carbondioxide Enrichment). Im Vergleich zu Kontrollen mit natürlicher aktueller CO_2-Konzentration (- **CO_2**: 360 ppm) in der Atmosphäre werden kreisförmige Parzellen (Durchmesser 20 m) untersucht, die durch künstliche Begasung im Bestand eine erhöhte atmosphärische CO_2-Konzentration von ca. 550 ppm (+ **CO_2**) aufweisen (Details in Weigel & Dämmgen 2000). Es wird am Tag bei einer Lufttemperatur von ≥ 5°C und einer Windgeschwindigkeit von ≤ 6 m s^{-1} begast. Zusätzlich ist der Feldversuch mit 2 Dünge-Varianten unterlegt: 1) + **N**: Düngung mit praxisüblicher N-Menge; 2) – **N**: Düngung mit 50 %iger N-Reduktion. Die bisherige Fruchtfolge war: Wintergerste (1999/2000), Weidelgras (2000), Zuckerrüben (2001).

Seit April 2000 werden alle Varianten im 4 wöchigen Rhythmus bis 30 cm Bodentiefe (6 Tiefenfraktionen à 5 cm mit 4 cm Durchmesser) beprobt (n = 5). Nach der Methode von Graefe (1984) wurden die Enchytraeiden naß extrahiert, um ihre Abundanzen zu bestimmen. Bislang sind die ersten 16 Termine von April 2000 bis Juni 2001 ausgewertet.

Ergebnisse und Diskussion

Abb 1 zeigt den Abundanzverlauf der Enchytraeiden für alle 4 Varianten. In den vegetationslosen Wintermonaten (Termine 8-13: November 2000 bis März 2001) gab es einen Anstieg der Abundanzen in allen Varianten, der auf die Nährstoffzufuhr durch die im Boden verbliebenen Wurzeln der Zwischenfrucht Weidelgras zurückgeführt werden kann. Für die weitere Auswertung ist es angebracht, die 16 Termine in 3 Phasen getrennt zu betrachten. Die Tab. 1 bis 3 zeigen die Daten einer zweifaktoriellen Varianzanalyse. Tab. 1 zeigt für die beiden Vegetationsperioden Wintergerste und Weidelgras signifikante Einflüsse für die Begasung und die Düngung. Allerdings sind

[1] Zoologisches Institut, AG Bodenzoologie,
TU Braunschweig, Spielmannstr. 8, 38092 Braunschweig
st.schrader@tu-bs.de
[2] Institut für Agrarökologie, FAL Braunschweig,
Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

diese Einflüsse zunächst nur als erste Tendenzen zu werten (kleines R^2).

Tab. 1 Einflüsse der CO_2-Begasung und N-Düngung auf die Enchytraeiden-Abundanzen (logarithmierte Daten) im FACE-Versuch der Termine 1-7 (April bis Oktober 2000: Wintergerste, Weidelgras).

ANOVA	*F*	*p*
CO_2-Begasung	36,9	< 0,001
N-Düngung	25,7	< 0,001
CO_2 x N	1,0	0,320
R^2	0,208	

Die Auswertung der Vegetationspause ist in Tab. 2 dargestellt. Es sind keine anhaltenden Effekte feststellbar.

Tab. 2 Einflüsse der CO_2-Begasung und N-Düngung auf die Enchytraeiden-Abundanzen (logarithmierte Daten) im FACE-Versuch der Termine 8-13 (November 2000 bis März 2001: Vegetationspause).

ANOVA	*F*	*p*
CO_2-Begasung	2,8	0,094
N-Düngung	0,9	0,335
CO_2 x N	< 0,1	0,870
R^2	0,101	

Zu Beginn der neuen Vegetationsperiode (Zuckerrüben) ist noch kein Effekt der CO_2-Begasung wieder zu erkennen, allerdings erste Auswirkungen erneuter N-Düngung.

Tab. 3 Einflüsse der CO_2-Begasung und N-Düngung auf die Enchytraeiden-Abundanzen (logarithmierte Daten) im FACE-Versuch der Termine 14-16 (April bis Juni 2001: Beginn Zuckerrübe).

ANOVA	*F*	*p*
CO_2-Begasung	0,1	0,771
N-Düngung	3,0	0,084
CO_2 x N	1,9	0,165
R^2	0,294	

Langfristige weitere Beprobungen werden zeigen, ob die sich andeutenden Effekte verstärken und manifestieren.

Dank. Für technische Unterstützung danken wir sehr herzlich M. Bürkel, M. Kondermann und S. Steiner.

Literatur

Weigel, H.-J. & Dämmgen, U. (2000). The Braunschweig Carbon Project: Atmospheric flux monitoring and free air carbon dioxide enrichment (FACE). J. Appl. Bot. 74, 55-60.

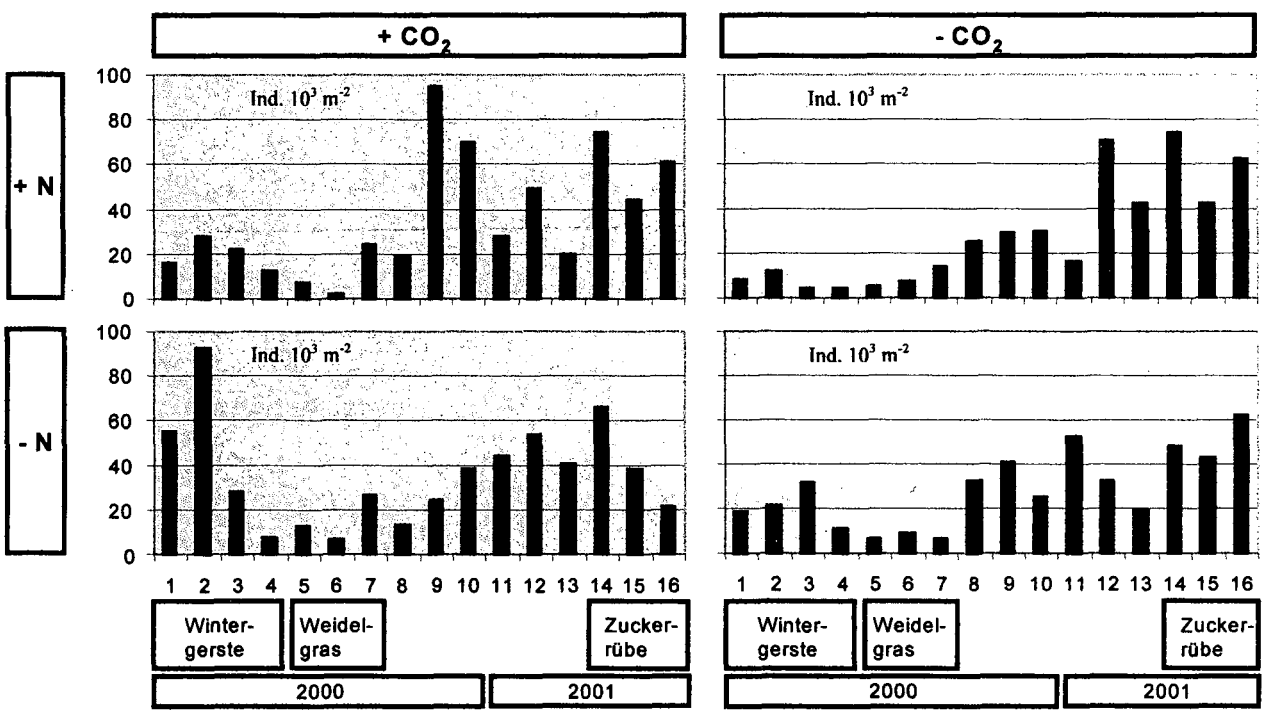


Abb. 1 Enchytraeiden-Abundanzen (Ind. 10^3 m^{-2}) an 16 Beprobungsterminen (monatlich von April 2000 bis Juni 2001) in einem Agrarökosystem mit erhöhtem atmosphärischem CO_2-Gehalt durch FACE-Begasung (+ CO_2; 550 ppm) und Umgebungsluft (- CO_2) sowie praxisüblicher N-Düngung (+ N) und um 50 % reduzierter N-Düngung (- N).

Einfluß eines erhöhten atmosphärischen CO_2-Gehaltes auf Acker-Collembolen

P. Schulze[1], S. Schrader[1], O. Larink[1] und H.-J. Weigel[2]

Einleitung und Fragestellungen

Die Untersuchung erfolgte im Rahmen des FACE- (Free Air Carbondioxide Enrichment) Projektes auf einer Ackerfläche der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) in Braunschweig. Das FACE-Projekt (Weigel und Dämmgen 2000) untersucht schwerpunktmäßig den Einfluß einer Erhöhung des aktuellen CO_2-Gehaltes in der Atmosphäre auf das Pflanzenwachstum, die Mikroorganismen und Bodentiere. Acker-Collembolen eignen sich gut als Bioindikatoren für Umweltveränderungen. Falls eine Erhöhung des atmosphärischen CO_2-Gehaltes auf ca. 550 ppm, wie sie von manchen Autoren für das Jahr 2050 prognostiziert wird, zu einer Veränderung des Pflanzen- und Pilzwachstums führt, könnten die dadurch bedingten Veränderungen in der Rhizosphäre Einfluß auf die Collembolen haben. Zusätzlich wird der Einfluß zweier N-Düngungsstufen auf die Collembolen untersucht.

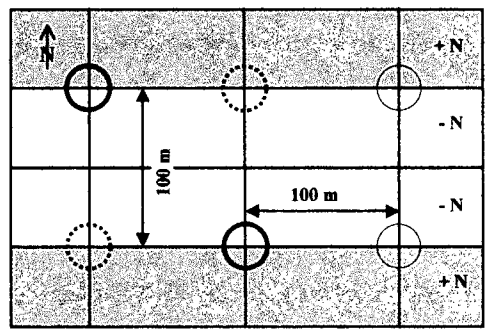


Abb. 1: Schema des Versuchsaufbaus im Feld, Ringdurchmesser 20 m

O + CO_2: Begasung mit CO_2-angereicherter Luft

- CO_2: Kontroll-Ringe, Begasung mit Umgebungsluft

Attrappen: keine Begasung

- N : um 50% reduzierte N-Düngung

+ N : praxisübliche N-Düngung

Material und Methoden

Zur Untersuchung stehen 6 kreisförmige Flächen mit einem Durchmesser von je 20 m zur Verfügung. Je 2 Ringe werden oberirdisch mit CO_2-angereicherter Luft (550 ppm) bzw. mit Umgebungsluft (CO_2-Gehalt 380 ppm) begast. Zusätzlich werden die Ringe je zur Hälfte mit 50% reduzierten (-N) und mit praxisüblichen N-Gaben (+N) gedüngt. Ring 5 und 6 enthalten Begasungsattrappen und wurden nicht beprobt (Abb.1). Der Ackerboden ist ein Cambisol (Parabraunerde) aus Sand-Löß. Auf den Flächen war im Untersuchungszeitraum als Zwischenfrucht ein einjähriges Weidelgras ausgesät (N-Düngung: -N 36 kg/ha; +N 72 kg/ha).

Die Untersuchungsflächen wurden mittels eines Bodenstechers (4 cm Durchmesser) beprobt. Die Beprobung erfolgte 14tägig vom 10.8.00 bis zum 17.10.00. An jedem der 6 Probetermine wurden 32 Proben (je 8 Parallelproben pro Variante) bis in 15 cm Tiefe entnommen. Die Proben wurden in jeweils drei 5 cm Abschnitte geteilt, um auch die Vertikalverteilung der Collembolen im Boden zu erfassen. Die Extraktion der Bodenproben erfolgte nach MacFadyen (1961). Statistische Auswertungen erfolgten anhand von logarithmierten Daten.

Ergebnisse und Diskussion

Betrachtet man die **Gesamt-Collembolen**-Abundanzen (Abb. 2), so zeigt sich kein signifikanter Einfluß der CO_2-Begasungsvarianten. Es ergibt sich jedoch eine Förderung der Collembolen bei reduzierter N-Düngung, was auch Paralleluntersuchungen von Schrader et al. (siehe dieser Band) an Enchytraeiden gezeigt haben. Im Rahmen des FACE-Projektes wurden auch mikrobiologische Untersuchungen an den Bodenproben durchgeführt. Das Verhältnis von Pilzatmung zu Bakterienatmung im Boden wurde durch die N-Düngung beeinflußt: Bei der -N-Variante ist es größer als bei der +N-Variante (Anderson, mündliche Mitteilung). Da sich Collembolen hauptsächlich von Pilzen ernähren, werden sie insgesamt durch eine geringere N-Düngung gefördert.

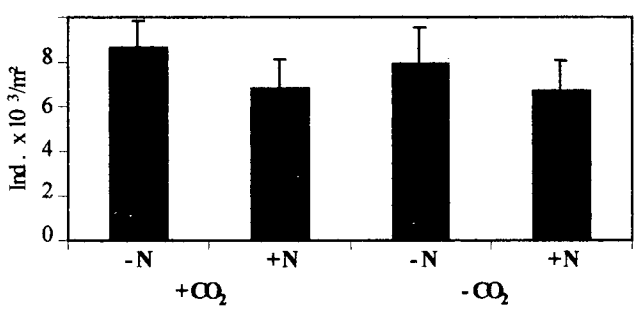


Abb.2: Verteilung der Gesamt-Collembolen auf die Varianten (Details s. Abb.1)

[1] **Zoologisches Institut der TU Braunschweig, Spielmannstrasse 8, D - 38106 Braunschweig E-Mail:P-H.Schulze@TU - BS.de**

[2] **Institut für Agrarökologie, FAL, Bundesallee 50, D – 38116 Braunschweig**

Die **Tiefenverteilung** (Abb. 3) ist heterogen. Tendenziell treten die Collembolen in der obersten Schicht (0-5 cm) der +CO_2-Variante vermehrt auf, während in den Kontroll-Ringen (-CO_2-Variante) die meisten Tiere in der untersten Schicht (10-15 cm) zu finden waren. Die Individuenzahlen in der mittleren Tiefe (5-10 cm) sind bei reduziertem N erhöht.

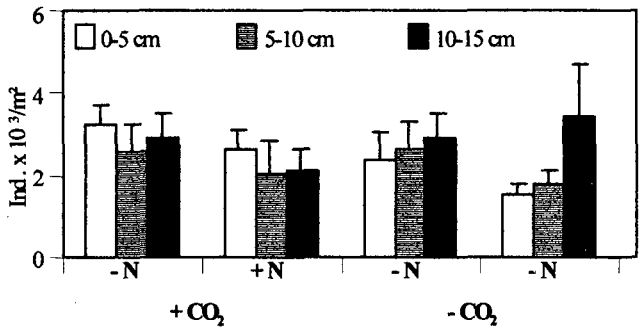


Abb.3: Tiefenverteilung der Collembolen auf die Varianten (Details s. Abb. 1)

Ein differenziertes Bild zeigt die Analyse des **Artenspektrums** (Abb. 4): *Mesaphorura macrochaeta* reagiert postiv auf die erhöhte CO_2-Konzentration (-N: p=0.001, +N: p=0.07). *Mesaphorura critica* hingegen zeigt höchste Abundanzen in der -CO_2-Variante ($p<0.05$). *Isotoma notabilis* wird positiv durch die +N-Variante beeinflusst (-CO_2: $p<0.001$). Letzteres zeigten auch die Untersuchungen von Lagerlöf et al. (1991).

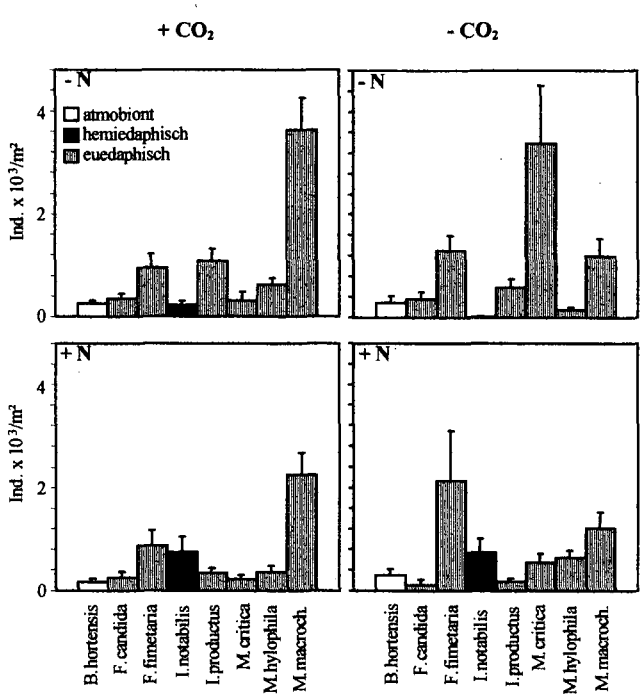


Abb.4: Verteilung der Haupt-Collembolenarten auf die Varianten (Details s. Abb. 1)

Die **Lebensformtypen** (Abb. 5) der Collembolen reagieren gegenläufig auf die N-Düngungsvarianten: Die euedaphischen Arten reagieren eindeutig positiv auf die -N-Variante (was auch bei der Verteilung der Gesamt-Collembolen in Abb. 2 zu sehen ist). Die hemiedaphischen Arten hingegen zeigen erhöhte Abundanzen bei der +N-Variante (-CO_2: p=0.02).

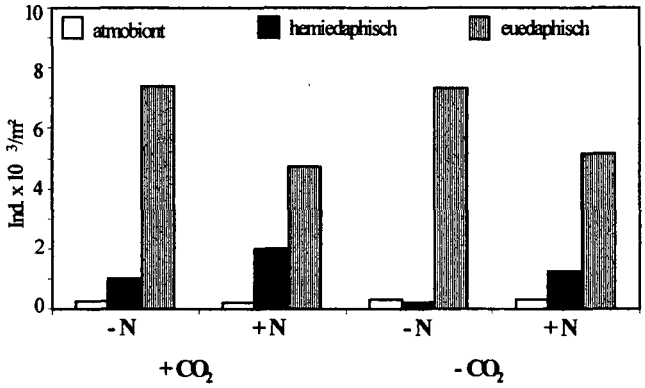


Abb. 5: Verteilung der Lebensformtypen von Collembolen auf die Varianten (Details s. Abb. 1)

Zusammenfassung

Die Ergebnisse zeigen, daß eine Erhöhung des atmosphärischen CO_2-Gehaltes keinen signifikanten Einfluß auf die Gesamtheit der Acker-Collembolen hat. Auf Artniveau hingegen sind sehr wohl Auswirkungen der CO_2-Begasung erkennbar. Bei praxisüblicher N-Düngung waren die Abundanzen geringer als bei reduzierter N-Düngung.

Literatur

Lagerlöf, J. und Olof, A. (1991): Abundance and activity of Collembola, Protura and Diplura (Insecta, Apterygota) in four cropping systems. Pedobiologia 35, 337-350.

Schrader, S. , Larink, O. , Weigel, H.-J. (2001): Wirkung eines atmosphärischen CO_2-Anstiegs auf Enchytraeiden in einem Agrarökosystem. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. (dieser Band).

Weigel, H.-J., Dämmgen, U. (2000): The Braunschweig Carbon-Project: Atmospheric Flux Monitoring and Free Air Carbon Dioxide Enrichment (FACE). Journal of Applied Botany 74, 55-60.

Danksagung

Wir danken Ralf Sommer für die fachkundige und tatkräftige Unterstützung bei den Auswertungen und bei der Probennahme auf dem Acker und Frau Dr. Anderson (Inst. f. Agrarökologie, FAL) für die Bereitstellung von Ergebnissen der mikrobiologischen Untersuchungen .

Long-term measurement of soil respiration in an old-growth neotropical rain forest (La Selva, Costa Rica) and the effects of environmental factors

Luitgard Schwendenmann[1], Edzo Veldkamp[1], Tania Brenes[2], Jens Mackensen[3], Gerhard Gerold[4]

Introduction

Tropical forests play an important role in the global carbon budget. Tropical evergreen forests account for ~35% of the world's potential net primary production on land (Melillo *et al.* 1993). It is therefore critical to understand how the carbon budget of tropical forests will react to changes in environmental conditions. For this reason "CARBONO", a long-term, landscape scale project was set up at La Selva Biological Station in Costa Rica. Its major goal is to assess the major carbon stocks and fluxes and to investigate the effects of climatic factors on ecosystem carbon dynamics. To understand carbon exchange in forest ecosystems, an assessment of the dynamics of soil CO_2 efflux is critical as below-ground respiration is besides photosynthesis one of the main components of the net ecosystem exchange. In this study our first objective was to quantify and compare the soil respiration rates of two different soil types in an old-growth neotropical rain forest in Costa Rica. Our second objective was to evaluate how environmental factors control soil respiration.

Study site and methods

Our study was carried out in old-growth forest at the La Selva Biological Station. La Selva is located in northeastern Costa Rica (Lat. 10°20 N, Long. 83°50 W) between the Atlantic coastal plain and the foothills of the Central Cordillera at an elevation of 35 - 150 m. La Selva is classified as Tropical Wet Forest. The long-term average annual precipitation is 4200 mm; average monthly air temperature is 25.0 °C, with little difference between months.

For this study three 0.5 ha plots on each of the two dominant soils (Inceptisol and Ultisol) were selected. The Inceptisol is formed on old river terraces. The strongly weathered residual Ultisols are formed on old lava flows.

Table 1. Characteristics of the investigated soil types. Data are means per soil type (n = 3) for the topsoil (0 - 0.30 m depth)

Soil type	Clay content (%)	Total C (%)	Total N (%)	Total P (mg/g)	pH (KCl)
Inceptisol	70.0 a[1]	2.94 a	0.27 a	1.07 a	3.87 a
Ultisol	77.5 b	4.23 a	0.36 a	0.67 b	4.13 a

[1] Different letters indicate differences between soil types, at $P < 0.05$ (ANOVA)

[1] Institute of Soil Science and Forest Nutrition, University of Göttingen, Büsgenweg 2, D-37077 Göttingen

[2] La Selva Biological Station, Costa Rica

[3] Unep, P.O.Box 30552 - Nairobi - Kenya

[4] Department of Landscape Ecology, Institute of Geography, University of Göttingen, Goldschmidtstr. 5, D-37077 Göttingen

Soil respiration, soil moisture and soil temperature measurements

We used dynamic, closed chambers for measurement of soil respiration (Norman *et al.* 1992). Eight chambers were deployed at each site. Flux chambers (aluminum rings: 0.20 m in diameter, 0.15 m tall) were inserted to a depth of about 0.02 m into the soil. Once inserted, the rings were left in place throughout the time investigated. Each of the six sites was sampled bi-weekly from April 1998 to April 2000. All measurements were conducted between 8 AM to 2 PM local time. Flux chambers were closed with an aluminum cover (0.15 m tall) for about 5 minutes. Air was circulated at a flow rate of 0.6 l min^{-1} between an infrared CO_2 gas analyzer (LI-6251) and the flux chambers. CO_2 concentrations were recorded at 5 second intervals with a datalogger (Campbell CR 10X). CO_2 flux was calculated from linear regression of increasing CO_2 concentration within the chamber versus time. The infrared gas analyzer was calibrated in the lab using nitrogen as zero standard and a CO_2 standard. For each of the six sites the average respiration rate was calculated from the eight chamber flux measurements on a sampling day. The annual fluxes for each site were calculated by interpolating the measured mean fluxes versus sampling days in a year.

Soil water content (frequency domain reflectometry) and soil temperature (thermocouple T-probe) were measured adjacent to each flux chamber at approx. 0.05 m depth.

Results and discussion

Spatial and temporal variation in soil respiration

Two-year average CO_2 flux rates among Inceptisol sites ranged from 117.3 mg C m^{-2} h^{-1} to 128.9 mg C m^{-2} h^{-1}. Soil respiration was higher on the Ultisol sites ($P < 0.05$), ranging from 141.1 mg C m^{-2} h^{-1} to 184.2 mg C m^{-2} h^{-1} (Figure 1). Annual respiration rates measured in this study (10.0 to 16.6 Mg C ha^{-1} yr^{-1}) were consistent with the range reported by Raich and Schlesinger (1992) for tropical moist/humid forests (8.9 to 15.2 Mg C ha^{-1} yr^{-1}).

The average annual soil respiration from Ultisols was about 40 % higher than that from Inceptisols. These less fertile Ultisol sites had a significantly higher amount of fine roots. This finding indicate that root respiration may explain part of the soil type specific differences of soil respiration. Furthermore, soil CO_2 efflux and fine root biomass were negatively correlated with the soil phosphorus level. We suggest that more fine roots were accumulated in the Ultisols in order to provide enough phosphorus for tree physiological processes. A positive correlation was found between soil respiration and soil carbon and nitrogen level, respectively. In addition to these nutrient-related parameters, part of the site-specific differences in soil respiration could also be explained by the spatial variance in soil water content.

Besides the spatial variability, soil respiration rates also varied in time. There was a progressive decrease in soil respiration during the wet season. Minimum respiration values were always measured at the end of the wet season

when the soil volumetric water content was highest. Soil respiration started to increase again at the onset of the drier season, most likely due to wet-up effects (Birch 1958). Although there were seasonal changes in soil CO_2 efflux, the magnitude of soil respiration between the wet and drier season was not different ($P > 0.05$).

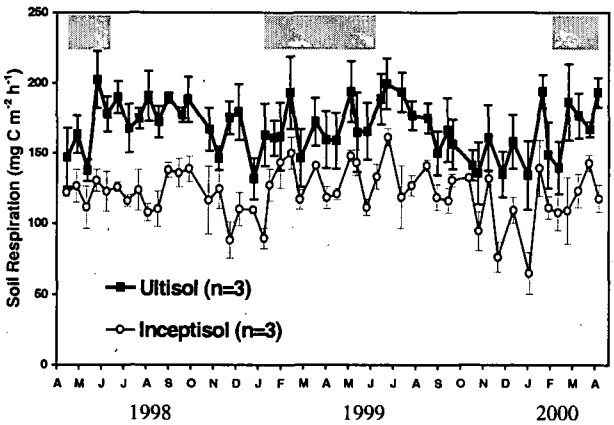


Figure 1. Bi-weekly measurements of soil respiration at 0.05 m depth. Error bars represent ± standard error of the mean. Gray boxes indicate the period of the drier season.

Effects of soil water content and soil temperature on soil respiration

Combining the respiration measurements from all dates per site showed that the relationship between soil respiration and the volumetric water content (at 0.05 m depth) can best be described as a parabolic function (Figure 2). This function could be applied to Inceptisol and Ultisols sites. However, the shape of the curves and the soil water content at which maximum CO_2 evolution occurred, differed between sites and soil types. This could probably be due to site-specific soil characteristics which caused differences in porosity and tortuosity, influencing gas diffusion. We found e.g. in the topsoil (0 - 0.30 m depth) of the Ultisol sites a significantly higher soil air space volume as compared to the Inceptisol sites.

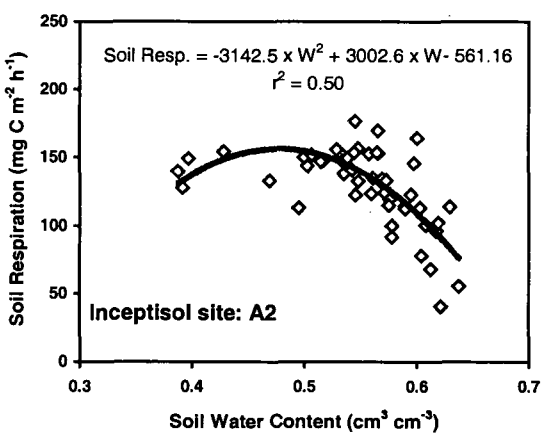


Figure 2. Relationship between soil water content (at 0.05 m depth) and soil respiration.

A parabolic function has also been used by others to describe the relationship between soil CO_2 efflux and soil moisture (Ino and Monsi 1969, Londo *et al.* 1999). This reflects the general observation that CO_2 flux decline in both saturated and in very dry soils.

The apparent effect of temperature on soil respiration is probably the result of the covariance between temperature and soil water content.

Our results suggest that temporal variation of soil respiration was mainly controlled by soil water content. Temperature varied in this ecosystem only within a comparatively small range, thus the effects of temperature changes are too small to be detected in the soil respiration signal.

Summary

Respiration rate on the highly weathered Ultisols was 40 % higher than the efflux rates on the Inseptisols. Spatial differences were related to fine root biomass, soil carbon and phosphorus concentration but also to the soil water content.

This study showed that in this wet tropical environment, soil water content explained a considerable amount of the seasonal variation in soil respiration rates.

Acknowledgements

This work was supported by the DFG (German Research Foundation) and contributes to the 'CARBONO' project We thank DA Clark, DB Clark, S Oberbauer and the La Selva staff for their continuous support.

References

Birch HF (1958) The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil*, 10, 9-31.

Ino Y, Monsi M (1969) An experimental approach to the calculation of CO_2 amount evolved from several soils. *Japanese Journal of Botany*, 20, 153-188.

Londo AJ, Messina MG, Schoenholtz SH (1999) Forest harvesting effects on soil temperature, moisture, and respiration in a Bottomland Hardwood Forest. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 637-644.

Melillo JM, McGuire AD, Kicklighter DW, III BM, Vorosmarty C, Schloss AL (1993) Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature*, 363, 234-240.

Norman JM, Garcia R, Verma SB (1992) Soil surface CO_2 fluxes and the carbon budget of a grassland. *Journal of Geophysical Research*, 97, 18845-18853.

Raich JW, Schlesinger WH (1992) The global carbon dioxide flux in soil respiration and relationship to vegetation and climate. *Tellus*, 44B, 81-99.

N_2O-Freisetzungen aus ökologisch und konventionell genutzten Ackerflächen - Einfluß von Bewirtschaftungs- und Standortfaktoren

Ulrike Sehy[1], Reiner Ruser[1] und Jean Charles Munch[1]

Einleitung

Die Landwirtschaft ist zu mindestens 70 % an den globalen anthropogenen N_2O Emissionen beteiligt (Isermann 1994, Mosier 2001). Einen erheblichen Anteil an diesen Emissionen haben kultivierte Böden. In der vorgestellten Studie sollten der Einfluß verschiedener Bewirtschaftungssysteme (ökologischer und konventioneller Landbau) sowie unterschiedlicher Standorteigenschaften bei gleicher Bewirtschaftung auf die N_2O-Flüsse beurteilt werden.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden durchgeführt auf Äckern des Versuchsgutes Scheyern des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) zwischen April 1999 und März 2001. Auf den vier untersuchten Flächen (Tab. 1) wurden mindestens einmal wöchentlich die N_2O-Flüsse gemessen. Die Gasprobenahme erfolgte mit geschlossenen Gassammelhauben (n = 5) bei einer Anreicherungszeit von etwa einer Stunde (Flessa et al. 1995). Die N_2O-Konzentrationen wurden an einem Gaschromatographen mit ^{63}Ni-ECD bestimmt (Loftfield et al. 1997).

Tab. 1: Standorteigenschaften der untersuchten Böden

	Integrierte Bewirtschaftung		Ökologische Bewirtschaftung	
Standort	I1	I2	Ö1	Ö2
Reliefposition	Erosionsrinne	Hügelkuppe	Oberhang	Unterhang
Bodentyp	Pseudogley-Braunerde	Braunerde	Braunerde-Pseudogley	Braunerde
pH	5.9	6.1	6.4	5.8
C_{org} [%]	1.7	1.4	1.5	1.4
N_t [%]	0.17	0.15	0.17	0.15
Bodenart				
%T /U / S	15 /49 /36	20 /51 /29	17 /37 /46	10 /32 /57

Unter der Annahme konstanter Flußraten zwischen aufeinanderfolgenden Meßterminen wurden kumulierte Flußraten einzeln für jede der fünf Gassammelhauben berechnet. Parallel zu jeder Gasprobenahme wurde die Bodentemperatur in 10 cm Tiefe gemessen und pro Fläche eine Boden-Mischprobe aus 5-10 Einstichen entnommen. Es wurden der gravimetrische Wassergehalt, und die Konzentrationen von Nitrat und Ammonium sowie des löslichen organischen Kohlenstoffs im 10^{-2} M $CaCl_2$-Extrakt bestimmt.

[1] GSF-Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr.1, D-85764 Neuherberg, sehy@gsf.de

Ergebnisse und Diskussion

Zeitliche Dynamik der N_2O-Freisetzungen

Die Dynamik der N_2O-Freisetzungen im Untersuchungszeitraum war bei gleicher Bewirtschaftung (ökologisch oder integriert) sehr ähnlich (Abb.1), was auf gleiche Steuerfaktoren schließen läßt. Stark erhöhte Flußraten traten auf allen Flächen bei gleichzeitig hoher Nitrat- und Wasserverfügbarkeit auf.

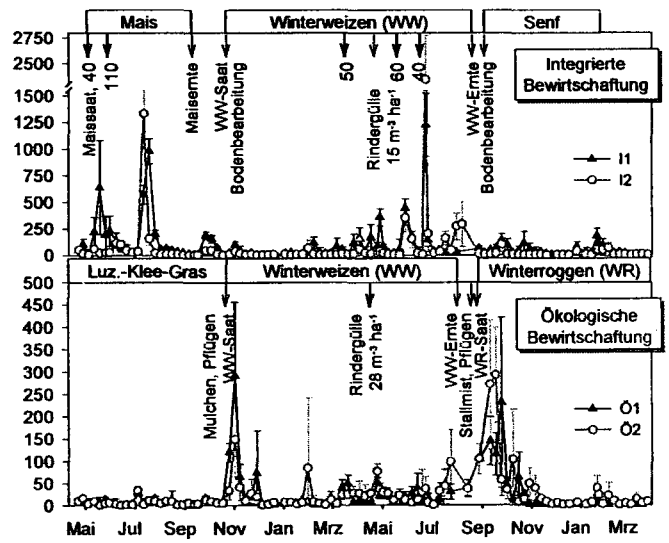


Abb. 1: N_2O-Flußraten aus je zwei Flächen im integrierten (oben) und im ökologischen Landbau (unten) zwischen April 1999 und März 2001.

Unter integrierter Bewirtschaftung wurden die höchsten Emissionen während der Vegetationsperiode nach der Düngung, jedoch nur bei hoher Bodenfeuchte oder nach Regen gemessen (Abb.1). Im ökologischen Landbau war während der Vegetationsperiode der Gehalt an mineralischem Stickstoff und damit das Substrat für die mikrobielle N_2O-Bildung sehr gering. Dies ist auf den kontinuierlichen N-Entzug durch die Pflanzen und die fehlende oder geringe anthropogene N-Zufuhr zurückzuführen. Die N-Limitierung wurde aufgehoben durch die Einarbeitung von Ernterückständen in den Boden. Entsprechend traten die höchsten Emissionen unter ökologischer Bewirtschaftung erst nach der Ernte der jeweiligen Hauptfrucht (Luzerne-Klee-Gras bzw. Winterweizen) und der nachfolgenden Bodenbearbeitung zu Beginn der Winterperiode auf (Abb.1).

Deutliche Emissionen, die nicht im Zusammenhang mit Bewirtschaftungsmaßnahmen stehen, wurden auf allen Flächen im Winter bei Frost-Tau-Wechseln

gemessen (Abb. 1). Diese Emissionen erreichten in den beiden Untersuchungsjahren, die durch sehr milde Winter gekennzeichnet waren, nicht das Ausmaß wie es für frühere Untersuchungen am Standort Scheyern beschrieben wurde (Flessa et al. 1995, Ruser et al. 1998).

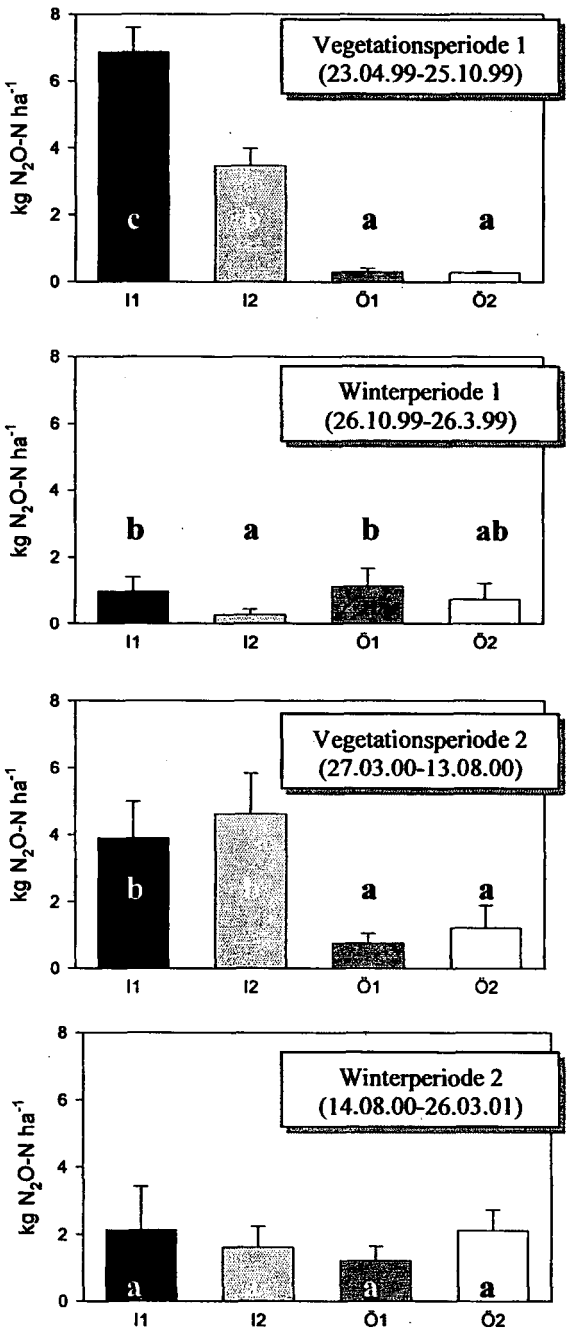


Abb.2: Kumulative N_2O-Emissionen der 4 Standorte in verschiedenen Perioden; gleiche Buchstaben: N_2O-Emissionen unterscheiden sich nicht (Student-Newman-Keuls-Test, $p<0,05$)

Kumulative N_2O-Emissionen

Über einen Zeitraum von 2 Jahren waren die Emissionen aus den beiden Flächen unter ökologischer Bewirtschaftung (4.3 bzw. 3.4 kg N_2O-N ha^{-1}) niedriger als aus den Flächen unter integrierter Bewirtschaftung (13.9 bzw. 10.0 kg N_2O-N ha^{-1}). Dieser Unterschied ist ausschließlich durch die unterschiedlichen Emissionsniveaus während der beiden Vegetationsperioden bedingt (Abb. 2). Dagegen wurde in keiner der Winterperioden ein bewirtschaftungsbedingter Unterschied gefunden (Abb. 2).

Die kumulativen N_2O-Emissionen aus den ökologisch bewirtschafteten Flächen waren in allen untersuchten Perioden gleich. Die Standorteigenschaften scheinen hier gegenüber dem Bewirtschaftungseinfluß eine untergeordnete Bedeutung zu besitzen.

Im integrierten Landbau dagegen waren in der ersten Vegetationsperiode und in der ersten Winterperiode die kumulativen N_2O-Emissionen aus der Fläche I1 signifikant höher als aus der Fläche I2. Dieser Unterschied war besonders ausgeprägt in der Vegetationsperiode 1999. Im zeitigen Frühjahr 1999 führte das Zusammenspiel von Witterung, Bewirtschaftung und Bodeneigenschaften zu ausgeprägten Standortunterschieden zwischen I1 und I2. Fläche I1 befindet sich in einer ehemaligen Erosionsrinne (Tab. 1), die durch laterale Wasser- und Nährstoffzufuhr häufiger günstige Bedingungen für denitrifikatorische N_2O-Bildung bietet als Fläche I2. Dies führte im sehr feuchten Frühjahr 1999, als die Hauptfrucht noch nicht aufgelaufen war und entsprechend dem Boden kein mineralischer Stickstoff entzogen wurde, zu stark erhöhten N_2O-Freisetzungen (Abb. 1). Im zweiten Untersuchungsjahr unterschieden sich beide Flächen hinsichtlich der emittierten N_2O-Mengen nicht.

Schlußfolgerungen.

- Landwirtschaftliche Bodennutzung stellt – unabhängig vom Bewirtscahftungssystem- über die Zufuhr und/oder Mobilisation von C und N eine Quelle für klimarelevantes Lachgas dar.
- Die Bewirtschaftung hat entscheidenden Einfluß auf die Höhe der N_2O-Emissionen.
- Bewirtschaftungsmaßnahmen, die auf die optimale Anpassung von N an den Pflanzenbedarf zielen, können Emissionen mindern.
- Der Standorteinfluss kann von Witterungs- und Bewirtschaftungsfaktoren überlagert werden.

Flessa, H., Dörsch, P., and Beese, F. (1995). Seasonal variation of N_2O and CH_4 fluxes in differently managed soils in southern Germany. *Journal of Geophysical Research* **100**, 23115-23124.

Isermann, K. (1994). Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. *Environmental Pollution* **83**, 95-111.

Loftfield, N., Flessa, H., Augustin, J., and Beese, F. (1997). Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases methane, carbon dioxide, and nitrous oxide. *Journal of Environmental Quality* **26**, 560-564.

Mosier, A. R. (2001). Exchange of gaseous nitrogen compounds between agricultural systems and the atmosphere. *Plant and Soil* **228**, 17-27.

Ruser, R., Flessa, H., Schilling, R., Steindl, H., and Beese, F. (1998). Soil compaction and fertilization effects on nitrous oxide and methane fluxes in potato fields. *Soil Science Society of America Journal* **62**, 1587-1595.

Substrate zur Dachbegrünung: Ein Lebensraum für terrestrische Oligochaeten?

Sven Steiner & Stefan Schrader

Einleitung und Fragestellung

In den letzten Jahren haben moderne Dachbegrünungen aufgrund der großen baulichen Verdichtungen in unseren Städten und der daraus resultierenden Belastungen der Stadtökologie im Rahmen einer ökologisch orientierten Stadtplanung in größerem Maße an Bedeutung gewonnen. Im Zuge ökologischer Studien über begrünte Dächer standen lange Zeit vor allem Untersuchungen zum Wohn- und Stadtklima und zur Vegetation im Vordergrund, während tierökologische Aspekte kaum Beachtung fanden. Besonders die hemi- und euedaphische Bodentiere könnten aber aufgrund ihrer engen Bindung zum Boden wichtige Hinweise auf eine dauerhafte Besiedlung von Dachstandorten liefern.

Vor diesem Hintergrund wurden im Stadtgebiet von Braunschweig und Wolfenbüttel am Beispiel von vier begrünten Dächern mit zunehmender Substratschicht (zwei Extensivbegrünungen mit 5 und 12cm Substratschicht sowie zwei aufwendige Intensivbegrünungen mit 28 und 35cm Substratschicht) das Vorkommen von Lumbriciden und Enchytraeiden als wichtige Vertreter der Bodenfauna untersucht.

Material & Methoden

Die Austreibung der Lumbriciden erfolgte in den Monaten Juni bis September im Abstand von acht Wochen mittels scharfer Senf-Suspension nach GUNN (1992) mit jeweils dreifacher Wiederholung. Die Proben zur Bestimmung der Enchytraeiden-Abundanzen wurden mit Hilfe von Stechzylindern (5,5cm ∅) zwischen April und Oktober im vierwöchigen Rhythmus mit fünffacher Wiederholung genommen. Die quantitative Extraktion der Tiere erfolgte nach dem von GRAEFE (1984) entwickelten kalten Naß-Siebverfahren.

Ergebnisse und Diskussion

Lumbriciden

Auf den untersuchten Dachbegrünungen wurden insgesamt 6 Lumbriciden-Arten aus vier Gattungen nachgewiesen (Tab. 1). Sie zählen weitgehend zu der typischen Stadtfauna. Die erfaßten Arten ließen sich nach BOUCHÉ (1977) in epigäische und endogäische Lebensformtypen einteilen. Anektische Arten wurden aufgrund der geringen Substratmächtigkeit nicht gefunden. Artenreichste Untersuchungsfläche war die Intensivbegrünung mit 28cm Substratschicht, auf der extrem dünnschichtigen Extensivbegrünung (5cm Substratschicht) wurden hingegen überhaupt keine Lumbriciden nachgewiesen. Hier fehlte es den trockenheitsempfindlichen Tieren an einer höheren, schützenden Vegetationsschicht und an entsprechenden Rückzugsmöglichkeiten in die Tiefe bei sich verschlechternden Umweltbedingungen.

Es ergab sich ein klarer Zusammenhang zwischen der Mächtigkeit der Substratschicht und der Abundanz bzw. Biomasse der Lumbriciden (Abb. 1 und 2). So zeigten die intensiv begrünten Dächer mit durchschnittlich 48 Regenwürmern/m^2 und 6,8g Frischgewicht/m^2 deutlich höhere Werte auf. Aber auch die Extensivbegrünung mit 12cm Substratschicht wies immerhin noch 17,8 Ind./m^2 und 1,9g Frischgewicht auf. Das Dach wird tagsüber von den großen Fassadenflächen des Hauptgebäudes vollständig beschattet. Im Vergleich zu bodengebunden Standorten sind die Werte der Dachbegrünungen dennoch eher als gering zu bezeichnen. Am ehesten lassen sich die Individuenzahlen und Biomassen der Lumbriciden mit den Verhältnissen von Ackerstandorten und jungen Ackerbrachen (BESSEL & SCHRADER 1998) vergleichen.

Zoologisches Institut der TU Braunschweig
Spielmannstraße 8, D – 38092 Braunschweig
s.steiner@tu-bs.de

Tab. 1: Einteilung der auf den untersuchten Dachbegrünungen [35, 28, 12 und 5cm Substratschicht] erfaßten Lumbriciden in Lebensformtypen nach BOUCHÉ (1977).

Lebensformtypen	Substratschicht			
Arten	35cm	28cm	12cm	5cm
Epigäische Arten				
Lumbricus rubellus HOFFMEISTER 1843	X	X	X	-
Dendrobaena octaedra (SAVIGNY) 1826	-	X	X	-
Dendrobaena rubida (SAVIGNY) 1826	-	X	-	-
Endogäische Arten				
Aporrectodea caliginosa (SAVIGNY) 1826	X	X	-	-
Aporrectodea rosea (SAVIGNY) 1826	-	X	-	-
Allolobophora chlorotica (SAVIGNY) 1826	-	X	-	-
Artenzahl	2	6	2	0

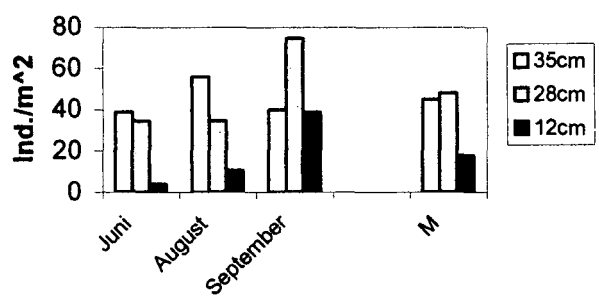


Abb. 1: Abundanzen [Ind./m^2] der Lumbriciden auf den Dachbegrünungen [35, 28 und 12cm Substratschicht] im Verlauf des Untersuchungszeitraumes von Juni bis September (n = 3). M = Arithmetisches Mittel der Probenahmen [n = 9].

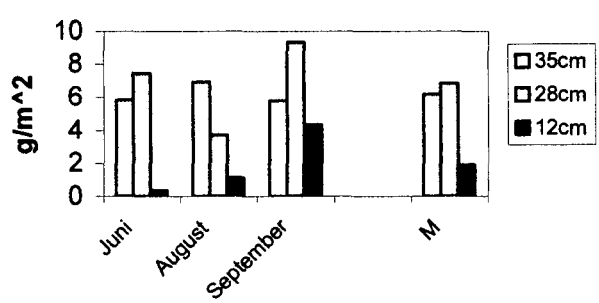


Abb. 2: Biomasse [g/m^2] der Lumbriciden auf den Dachbegrünungen [35, 28 und 12cm Substratschicht] im Verlauf des Untersuchungszeitraumes von Juni bis September (n = 3). M = Arithmetisches Mittel der Probenahmen (n = 9).

Enchytraeiden

Im Gegensatz zu den Lumbriciden-Ergebnissen ergab sich bei den Enchytraeiden-Abundanzen keine Steigerung der Individuendichte mit zunehmender Substratschicht (Abb. 3). Mit durchschnittlich 3800 Individuen/m^2 konnten auf der Extensivbegrünung mit 12cm Substratschicht die höchsten Enchytraeiden-Abundanzen ermittelt werden. Auf der sehr dünnschichtigen Extensivbegrünung (5cm Substratschicht) gelang der Nachweis von Enchytraeiden in keinem Fall.

Eine mögliche Erklärung für die sehr niedrige Anzahl von Enchytraeiden auf den Intensivbegrünungen könnte eventuell der in bereits einigen Untersuchungen aufgetretene Antgonismus zwischen den Lumbriciden und Enchytraeiden sein, wobei letztere als der konkurrenzschwächere Teil angesehen werden.

Zudem führte die Beimischung von natürlichem Oberboden zum Substrat bei der Fertigstellung der Intensivbegrünung mit 35cm Substratschicht aufgrund der Erhöhung des Feinanteils zu einer Reduzierung der für die Bodenmesofauna als Lebensraum dienenden Makroporen.

Wie bereits bei den Lumbriciden festgestellt, ist auch die Abundanz der Enchytraeiden auf allen Dachbegrünungen insgesamt als sehr gering zu bezeichnen. Selbst auf Agrarstandorten, für die niedrige Arten- und Individuenzahlen von bodenlebenden Organismen besonders kennzeichnend sind, werden in der Regel zwischen 5000 und 13000 Enchytraeiden/m^2 angetroffen.

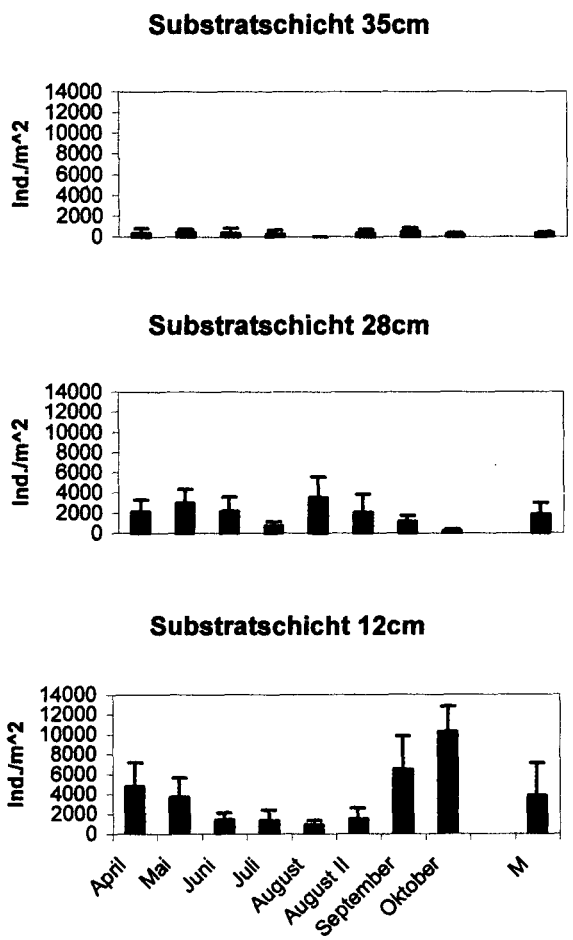


Abb. 3: Enchytraeiden-Abundanzen [Ind/m^2] auf den Dachbegrünungen [35, 28 und 12cm Substratschicht] im Untersuchungszeitraum von April bis Oktober (n = 5). M = Arithmetisches Mittel der Probenahmen (n = 40).

Schlußfolgerungen für die Praxis

Die vorliegende Untersuchung hat gezeigt, daß sowohl extensiv als auch intensiv begrünte Dächer Lebensräume für die bodengebundene Fauna darstellen können. Dennoch ergaben sich zwischen den Begrünungsformen zum Teil deutliche Unterschiede. Auf der extrem flachgründigen Dachbegrünung (5cm) kamen bodenbiologisch wichtige Zersetzergruppen wie Enchytraeiden und Lumbriciden nicht vor. Die Schichtdicke scheint demnach ein sehr wichtiges Kriterium zur Bewertung der Dachbegrünungen zu sein. So stellt sich mit zunehmender Substrattiefe eine höhere und strukturreichere Vegetation auf den begrünten Dächern ein, die für ausreichende Beschattung und eine Milderung des Mikroklimas sorgt. Zudem finden die Tiere bei ungünstigen Umweltbedingungen Rückzugsmöglichkeiten in tiefere Substratschichten. Wie die Untersuchung aber auch gezeigt hat, können auch Extensivbegrünungen unter günstigen Umständen, wie z.B. bei Beschattung der Fläche durch höherstehende Gebäudeteile, ebenfalls gute Lebensraumbedingungen für die Bodentiere bieten.

Dachbegrünungen gehören bereits seit einigen Jahren zu den vom Gesetzgeber genannten Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, die bei Bauvorhaben im Rahmen der naturschutzfachlichen Eingriffsregelung durchgeführt werden können. Wie die dargelegten Ergebnisse über die terrestrischen Oligochaeten und weitere von uns durchgeführte Untersuchungen (z.B. über die Collembolenfauna von Dachbegrünungen) aber zeigten, ist die Ausgleichswirkung hinsichtlich der Bodenfauna aufgrund der geringen Individuenzahlen der Tiergruppen und des Auftretens meist eurytoper und weitverbreiteter Arten generell als gering einzuschätzen. Letztlich geht es nicht um die Herbeiführung irgendwelcher für den Naturschutz günstigen Wirkungen, sondern um die Wiederherstellung der tatsächlich von dem Bauvorhaben beeinträchtigten Funktionen des Naturhaushaltes. Wenngleich kein ökologischer Ausgleich anzunehmen ist, so kann ein Verbund von begrünten Dächern ein dicht besiedeltes Gebiet dennoch ökologisch aufwerten, das Lebensraumspektrum der Fauna merklich erweitern und als Trittsteinbiotop die Vernetzung von Lebensräumen fördern. Dachbegrünungen sollten aber keinesfalls dazu missbraucht werden, die voranschreitende Flächeninanspruchnahme in den Städten oder Zugriffe auf empfindliche Lebensräume zu rechtfertigen.

Literatur

Bessel, H. & S. Schrader (1998): Regenwurmzönosen auf Ackerbrachen in Abhängigkeit von der Brachedauer. - Z. Ökologie u. Naturschutz, 7: 169-180.

Bouché, M. (1977): Strategies lombriciennes. – Ecol. Bull., 25: 122-132.

Graefe, U. (1984): Eine einfache Methode der Extraktion von Enchytraeiden aus Bodenproben. – Protokoll des Workshops zu Methode der Mesofaunaerfassung und zu PCP-Wirkungen auf Collembolen und andere Mesofaunagruppen, Bremen.

Gunn, A. (1992): The use of mustard to estimate earthworm populations. – Pedobiologia, 36: 65-67.

Danksagung: Wir danken der Dachbegrünungsfirma optima-Zentrale Nord für die fachliche Unterstützung dieser Untersuchung sowie Marco Bürkel und Petra Makus für die tatkräftige Mithilfe bei den Probenahmen auf den Dachbegrünungen und bei der Auswertung der Daten.

Wirkungen pharmazeutischer Antibiotika auf die Bodenmikroflora – Bestimmung mittels ausgewählter bodenbiologischer Testverfahren

von

Thiele S. und I.-C. Beck

Einleitung

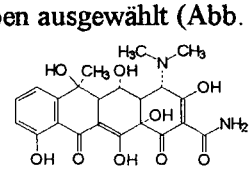
Antibiotische pharmazeutische Substanzen (APS) sind kaum substituierbar zur Behandlung von Krankheiten bei Mensch und Tier. Dementsprechend hoch ist ihr Einsatz auch in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung; die EMEA gibt für 1997 einen EU-weiten Verbrauch an Veterinärantibiotika ohne Leistungsförderer von 3494 t reiner Wirkstoffe an [1]. Da zahlreiche Antibiotika den Tierkörper weitgehend unverändert oder als aktive Metabolite wieder verlassen [2], gelangen sie in die Wirtschaftsdünger. Die persistierenden APS werden mit den Düngern in geschätzten Mengen von Gramm bis Kilogramm je ha und Jahr auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen ausgebracht [1]. So werden zunehmend Rückstände von APS in der Umwelt gefunden [3], die im Verdacht stehen insbesondere Bodenorganismen nachteilig zu beeinflussen oder gar die Bildung resistenter Mikroorganismen zu fördern [4]. Ergebnisse bodenbiologischer Tests fallen jedoch sehr uneinheitlich aus [5-8].

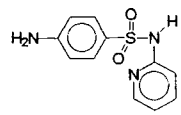
Ziel der Untersuchungen war daher, nach Auswahl und Modifikation geeigneter Testverfahren, die Wirkungen ausgewählter APS auf Bodenmikroorganismen in Abhängigkeit von der Dosis und Wirkungsdauer zu erfassen sowie Boden- und substanzspezifische Einflußparameter abzuschätzen.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an Oberbodenproben einer Fahlerde und einer Sand-Braunerde durchgeführt, die typisch für landwirtschaftliche Böden in der norddeutschen, jungpleistozänen Landschaft sind. Die Proben unterscheiden sich insbesondere in den Gehalten an Bodenaustauschern (Tab. 1).

Mit Oxytetracyclin (Tetracyclin) und Sulfapyridin (Sulfonamide) wurden zwei APS als Vertreter der in der Nutztierhaltung am häufigsten eingesetzten Wirkstoffgruppen ausgewählt (Abb. 1).





	Oxytetracyclin (OTC)	Sulfapyridin (SPY)
H_2O-Lösl.	313 mg l^{-1}	268 mg l^{-1}
log P_{ow}	-0,90	0,35

Abb. 1 Struktur der ausgewählten Antibiotika

Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Universität Rostock, Justus-von-Liebig-Weg 6, D-18051 Rostock. soeren.thiele@agrarfak.uni-rostock.de

Die angewendeten bodenbiologischen Arbeitsmethoden sind sämtlich in Dunger & Fiedler [9] aufgeführt.

Tab. 1 Kennwerte der Oberbodenproben (< 2mm)

Bodentyp		Fahlerde LF-Ap	Braunerde BB-Ap
Substrat		Mg	Sg
pH $CaCl_2$		7,12	6,61
$CaCO_3$		1,28	0,65
C_{org}	%	1,56	0,79
N_{tot}		0,134	0,075
T		9,9	3,1
U	%	20,4	15,9
S		68,4	80,9
KAK_{pot}	$cmol_c\ kg^{-1}$	13,1	5,33
P DL	$mg\ kg^{-1}$	87,7	45,0
Fe_{ox}		2,11	1,25
Mn_{ox}	$g\ kg^{-1}$	0,11	0,05
Al_{ox}		0,79	0,72

Ergebnisse und Diskussion

Während Sulfapyridin in den Bodenproben eine von der Menge der Austauscher abhängige, Pflanzenschutzmitteln vergleichbare Adsorption und Löslichkeit zeigt, wird Oxytetracyclin außerordentlich stark festgelegt (s. Adsorptionskoeffizienten in Tab. 2).

Tab. 2 Kennwerte der Freundlichisothermen $C_s = K_F \times C_w^{(1/n)}$

Bodenprobe	Antibiotikum	K_{oc}	K_F
LF-Ap	SPY	1.350	22,8
BB-Ap	SPY	1.460	10,6
	OTC[1]	27.790-93.320	
	OTC[2]	1.800	33,5

[1] *Rabølle & Spliid [10]*
[2] *Aceton-Extraktion*

Ausbleibende Wirkungen auf die Basalatmung, die Dehydrogenaseaktivität und die Substrat-induzierte Respiration (SIR) (Abb. 2 a; 1. Inkubation) wurden auf die starke Festlegung und daraus resultierende geringe Bioverfügbarkeit der APS zurückgeführt. Zudem erfordert die nicht bakterizide sondern bakteriostatische Wirkung der meisten APS eine Aktivierung der Mikroorganismen durch Nährsubstratzugabe. Erst eine Verlängerung der Inkubationszeit der SIR weit in die mikrobielle Wachstumsphase hinein erbrachte deutliche Dosis-Wirkungsbeziehungen für den LF-Ap (Abb. 2 a; 2. Inkubation).

Für den BB-Ap ergaben sich dagegen klare Dosis-Wirkungsbeziehungen bereits nach einmal 24 h, wohingegen die Effekte nach zweimal 24 h Inkubation wieder abnahmen (Abb. 2 b).

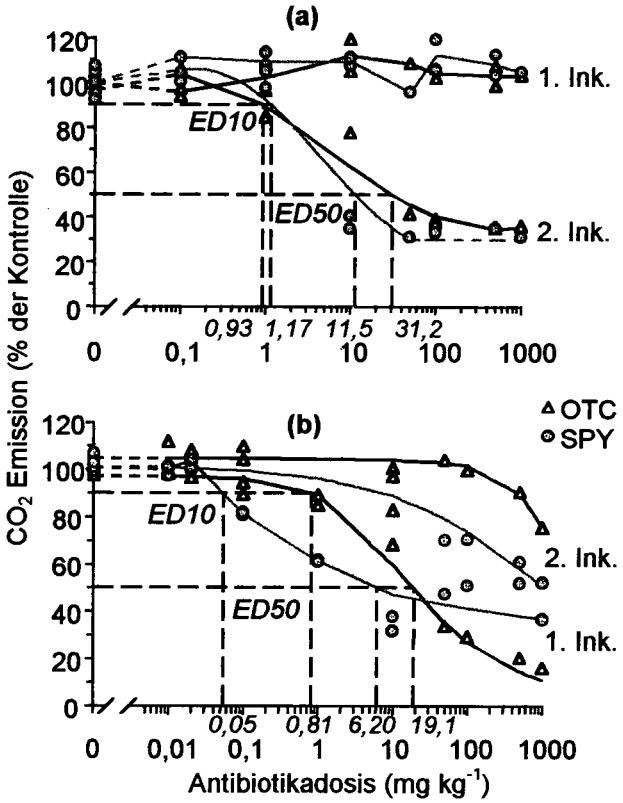


Abb. 2 Dosisabhängige Wirkung ausgewählter Antibiotika auf Substrat-induziertes Wachstum und Respiration (a) eines Fahlerde Ap sowie (b) eines Sand-Braunerde Ap; Inkubationen (Ink.) jeweils 24 h bei 50% WHK und 20° C

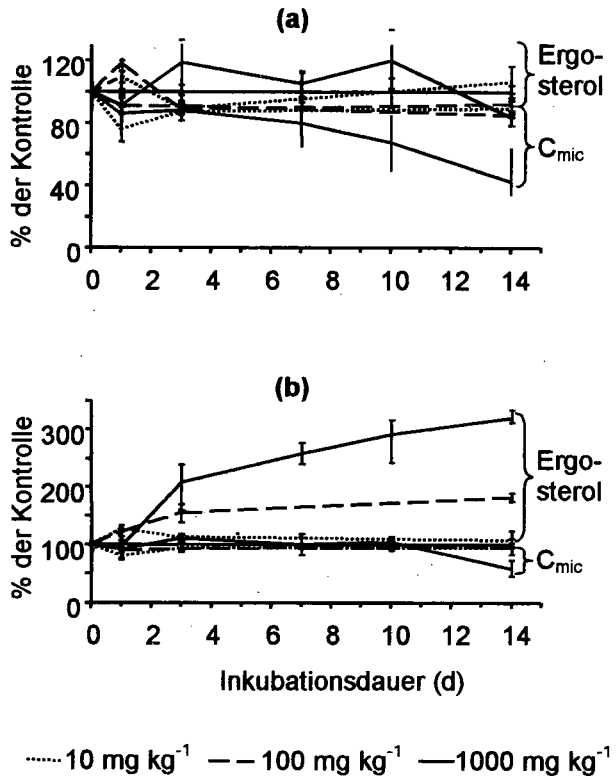


Abb. 3 Zeit- und dosisabhängige Wirkung von (a) Sulfapyridin sowie (b) Oxytetracyclin auf die nach Fumigation extrahierbare mikrobielle Biomasse (C_{mic}) und den Ergosterolgehalt in Sandbraunerde Ap; 50% WHK und 25° C

Die ermittelten effektiven Dosen für 50 % Hemmung (ED50) lagen korrespondierend zur halb so hohen Adsorption in dem BB-Ap (Tab. 2) bei etwa nur halb so hohen Werten gegenüber dem LF-Ap (Abb. 2). Die ED10-Werte lagen um 1 mg kg^{-1} bzw. unterschritten den für Zulassungsverfahren gültigen Richtwert von 100 µg kg^{-1} Boden [11]. Starke Adsorption führte demnach zu einer schwächeren aber verzögerten Wirkung, schwächere Adsorption zu einer stärkeren aber rascher abklingenden Wirkung der APS.

Die Ergebnisse zeigten die Notwendigkeit der zeitabhängigen Betrachtung der APS-Wirkung sowie der Spezifizierung der Wirkung, da Antibiotika in erster Linie auf Bakterien wirken, jedoch Populationsverschiebungen Wirkungen auf allgemeine Aktivitätsparameter verdecken können. Die Erfassung der mikrobiellen Gesamtbiomasse mittels Fumigationsextraktion sowie der Pilzbiomasse bzw. –oberfläche mittels Ergosterol als Indikatorsubstanz erbrachte deutlich unterschiedliche Wirkungen von Sulfapyridin und Oxytetracyclin auf diese Mikroorganismengruppen (Abb. 3). Bei beiden APS und allen getesteten Konzentrationen waren Effekte auch nach 14 d gegenüber der Kontrolle signifikant und z.T. weiter zunehmend. So führte Sulfapyridin konzentrationsabhängig zu einer Verminderung der mikrobiellen Biomasse, jedoch zu keiner signifikanten Veränderung des Ergosterolgehaltes. Oxytetracyclin hingegen erhöhte wesentlich die Ergosterolgehalte, während die gesteigerte Pilzbiomasse die abnehmende Bakterienbiomasse ausglich, so daß die gesamte mikrobielle Biomasse konstant blieb.

ZUSAMMENFASSUNG

Antibiotische pharmazeutische Substanzen werden in Böden rasch und stark festgelegt; sie zeigen dennoch z.T. schon unterhalb des Zulassungs-Richtwertes (100 µg kg^{-1}) konzentrationsabhängige Wirkungen auf Bodenmikroorganismen. Die Wirkung ist abhängig von den Substanz- und Bodeneigenschaften (Bioverfügbarkeit), zeitabhängig und z.T. anhaltend. Kurzzeittests erfassen die Wirkung der Antibiotika daher nicht oder unzureichend. Die Wirkung von Antibiotika auf in erster Linie Bodenbakterien wird durch eine Aktivierung der Mikroorganismen angeregt. Von Antibiotika geht ein Selektionsdruck auf Bodenmikroorganismen aus.

LITERATUR

1 Winkler C., Grafe A. 2000 UBA 44/00 **2** Kroker R. 1983 Wiss. Umw. 4, 305-308 **3** Hamscher G. et al. 2000 Dtsch. Tierärztl. Wschr. 107, 332-334 **4** Huysman F. et al. 1993 Water Air Soil Poll. 69, 243-255 **5** Gomez J. et al. 1996 Appl. Biochem. Biotechnol. 57, 869-875 **6** Pfeiffer C. et al. 1998 UWSF 10, 147-153 **7** Baguer A.J. et al. 2000 Chemosphere 40, 751-757 **8** Halling-Sørensen B. 2001 Arch. Environ. Contam. Toxicol. 40, 451-460 **9** Dunger W., Fiedler H.J. 1997 Methoden der Bodenbiologie, Fischer 2. Aufl. **10** Rabølle M., Spliid N.H. 2000 Chemosphere 40, 715-722 **11** EMEA 2000 CVMP/VICH/592/98-Final.

Bodenbiologische Untersuchungen an Altlaststandorten der carbo-chemischen Industrie

Tischer, S. [1], **T. Hübner , H. Tanneberg**

1 Einleitung

Bei einem Großteil der Altlaststandorte spielt die Verunreinigung des Bodens mit Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) eine große Rolle. Die Phytoremediation zur Sanierung von derartigen Arealen könnte eine kostengünstige Alternative zu konventionellen Sanierungsverfahren sein. Eine Bepflanzung von kontaminiertem Bodensubstrat kann die Umsetzungsprozesse im Boden durch die Förderung der Mikroorganismentätigkeit in der Rhizosphäre vorantreiben und somit zu einer Reduzierung der Schadstoffgehalte beitragen. Zu diesem Zweck führten die Autoren Untersuchungen an sanierungsbedürftigen Altlaststandorten durch, um geeignete Methoden zu finden, die es erlauben, die ökotoxikologische Relevanz von Bodenkontaminationen zu bewerten. Es wurde nach aussagekräftigen Kenngrößen gesucht, die verdeutlichen, dass hochkontaminierte Standorte Pflanzenbewuchs nicht ausschließen und dass derartiger Boden sowohl faunistische als auch mikrobiologische Aktivitäten aufweist.

2 Material und Methoden

Es wurden drei Standorte in Sachsen-Anhalt ausgewählt, an denen jeweils auf stärker und weniger kontaminierten Arealen die Proben genommen wurden. Es handelt sich dabei um zwei ehemalige Schwelereien bei Waldau und Röblingen, in denen Braunkohle zur Gaserzeugung bzw. zur Paraffingewinnung verarbeitet wurde, wobei die Fläche in Röblingen (Teufe) zusätzlich durch eine Hausmülldeponie geprägt wurde. Die dritte Fläche liegt bei Spergau in der Nähe einer ehemaligen Erdölraffinerie. Es wurden mikrobiologische und faunistische Untersuchungen durchgeführt. Als mikrobiologische Kennwerte wurden Basalatmung und mikrobielle Biomasse nach Heinemeyer et al. (1989) sowie die Enzymaktivitäten der Katalase nach Beck (1971), der ß-Glucosidase nach Hoffmann et al. (1965) mod. und der Arginin-Ammonifikation nach Schinner et al. (1991) ermittelt. Die bodenchemischen Untersuchungen erfolgten nach den entsprechenden DIN-Vorschriften.

3 Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 1 und 2 geben einen Überblick über einige Bodenkennwerte, die MKW- und Schwermetallgehalte. Am Standort Waldau konnten punktuelle Belastungen von 1700 bis 161.000 mg/kg MKW und an der Teufe von bis zu 49.000 mg/kg festgestellt werden. Der Standort Spergau wies maximale MKW-Gehalte bis zu 3000 mg/kg auf.
Die mikrobiologischen Daten zeigen deutlich die Unterschiede zwischen den kontaminierten und den weniger belasteten Flächen. Es kann festgestellt werden, dass die mikrobielle Biomasse auf allen Vergleichsflächen höher war als auf den belasteten Flächen. Ähnliches gilt mit gewissen Einschränkungen auch für die Enzymaktivitäten (Tab. 3 und Abb.2). Der metabolische Quotient (qCO_2) zeigt die Effektivität des mikrobiellen Stoffwechsels an.

Tabelle 1: Bodenkennwerte der Standorte
(K= kontaminiert, V= Vergleichsfläche)

Standort	Bodentyp	Bodenart	pH-Wert	C_{org} (%)	C_{carb} (%)	C_{hwl} mg C/100 g Boden
Waldau K	Gley	Ut2	7,3	4,5	0	57,4
Waldau V	Braunerde	Sl2	6,4	2,3	0	93,9
Teufe K	Deposol	Slu	7,6	18,1	19,1	189,7
Teufe V	Deposol	Slu	7,5	5,9	18,6	124,8
Spergau K	Vega	Tu	7,4	6,4	7,9	230,3
Spergau V	Vega	Tu	7,4	5,8	4,5	145,5

Tabelle 2: Schwermetall- und MKW-Gehalte der Böden

Standort	Schwermetallgehalte in mg/kg						MKW mg/kg
	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	Cu	
Waldau K	91,4	183,2	0,17	53,9	21,2	17,5	124,5
Waldau V	63,2	27,9	0,28	28,8	19,4	19,4	32,4
Teufe K	108,5	79,7	0,49	4,2	7,5	86,1	991,1
Teufe V	301,2	132,3	0,96	10,9	17,5	106,5	33,7
Spergau K	29,5	10,1	0,14	7,7	6,0	8,4	124,1
Spergau V	108,8	36,6	0,33	37,1	27,5	29,2	71,5

Tabelle 3: Mikrobielle Biomasse und Enzymaktivitäten

Standort	Basal-Resp. µg CO_2/g TS/h	C_{mic} µg C/g TS	qCO_2	C_{mic}/C_{org} (%)	Enzymaktivitäten		
					Gluc. µg Sal./g TS	Katalase	Arg. Amm. µgN/g TS
Waldau K	6,31	94,6	66,70	0,21	46,3	8,9	1,01
Waldau V	2,50	575,8	4,34	2,50	42,2	16,3	4,47
Teufe K	14,35	323,4	44,37	0,18	19,9	58,8	0,75
Teufe V	6,86	796,8	8,61	1,35	90,8	39,8	4,62
Spergau K	4,98	572,5	8,70	0,89	108,0	38,5	5,54
Spergau V	4,02	872,0	4,61	1,50	120,8	32,9	4,98

Bei ungünstigen Bedingungen, wie zum Beispiel bei Belastungen des Bodens mit Schadstoffen, benötigen Organismen mehr Energie zum Unterhalt ihrer Biomasse und der Anteil an veratmetem Kohlenstoff steigt. Auf den Altlastflächen in Waldau und der Teufe wurden sehr hohe metabolische Quotienten ermittelt. Mineralöle verursachen wegen ihrer zum Teil starken Flüchtigkeit und oft guten Abbaubarkeit seltener irreparable Bodenschäden. Bei starken Erdölkontaminationen jedoch können Pflanzenschäden auftreten, weil die mikrobiellen Abbauvorgänge zu Anaerobie und veränderten Redoxpotentialen mit entsprechend hoher Schwermetalllöslichkeit führen. Wenn leicht verfügbare Kohlenstoffverbindungen im Überfluss zur Verfügung stehen, ist der qCO_2 ebenfalls erhöht, was auf den belasteten Flächen der Fall sein könnte. Eine höhere Stoffwechselaktivität der Mikroflora im Boden ohne Substratzuführung kann jedoch zu einer Verarmung an verwertbaren C-Verbindungen führen. Das trifft besonders auf die Standorte Waldau und Teufe zu. Das niedrigere C_{mic}/C_{org}-Verhältnis der kontaminierten Flächen ist darum ein zusätzlicher guter Kennwert für die geringere biologische Aktivität dieser Böden. Bei weiteren Boden-

[1] Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Weidenplan 14, 06108 Halle/Saale, E-mail: tischer@landw.uni-halle.de

untersuchungen auf den Altlaststandorten mit unterschiedlichen MKW-Gehalten bis maximal 1800 mg/kg wurde die Aussagekraft dieses Parameters bestätigt (Abb. 1).

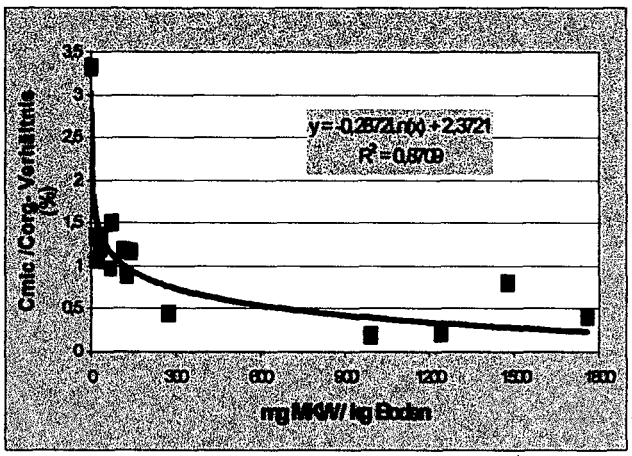


Abbildung 1: C_{mic}/C_{org}-Verhältnis in Abhängigkeit von unterschiedlichen MKW-Gehalten (n=15) auf drei Altlaststandorten

Die ß-Glucosidaseaktivität zeigte die höchste Korrelation zu den MKW-Gehalten. Die beiden anderen Enzymaktivitäten erwiesen sich als weniger geeignet (Abb. 2).

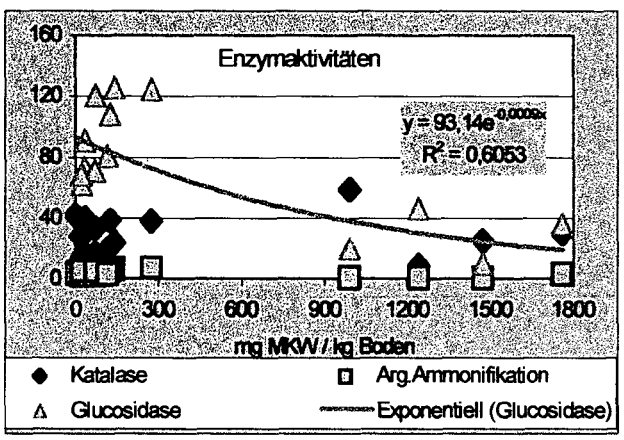


Abbildung 2: Enzymaktivitäten in Abhängigkeit von unterschiedlichen MKW-Gehalten (n=15) auf drei Altlaststandorten

Lumbriciden gelten als gute Bioindikatoren. Aus dem Auftreten der gefundenen Arten kann keine Schlussfolgerung bezüglich einer besonderen Empfindlichkeit dieser gegenüber den analysierten Schadstoffen abgeleitet werden, da meist auf den kontaminierten Flächen die gleichen Arten wie auf den Vergleichsarealen vorkamen. Auf allen belasteten Arealen war jedoch sowohl die Anzahl, die Biomasse, das Individuengewicht als auch die Artenanzahl geringer als auf den weniger belasteten Flächen (Tab. 4).

Auf den Standorten Teufe und Waldau wurden die Bodengehalte (Tischer et al., 2001) und die Rückstandsmengen an PAK in den Lumbriciden (14tägige Entkotung/Gefriertrocknung) ermittelt. Jeder Standort weist ein spezifisches Schadstoffspektrum auf, wobei BbF, BkF, BaA, Pyr, BeP und BaP in den Lumbriciden dominieren (Tab. 5). Im Vergleich zur Schwermetallakkumulation (Cd, Zn; Tab. 6) ist die PAK-Anreicherung im Wurmgewebe wesentlich niedriger, der Transferfaktor beträgt maximal 0,5. Dagegen erhöht sich der TF bei Cd von ca. 10 auf 30 bei Belastung mit organischen Schadstoffen. Entscheidend für die Aufnahme der organischen Schadstoffe durch die Lumbriciden ist letztlich ihre Bioverfügbarkeit.

Tabelle 4: Lumbricidenarten und –biomasse auf den Standorten (K=kontaminiert; V=Vergleichsfläche)

Lumbriciden-art: Ind.-Gew.(g) Dominanz (%)	Waldau		Teufe		Spergau	
	K	V	K	V	K	V
Aporrectodea caliginosa	0,28 40,6	0,53 13,4	0,12 46,1	0,28 95,6	0,15 54,5	0,20 23,5
Aporrectodea rosea	0,19 6,3	0,29 8,9				
Eiseniella tetraeder	0,09 18,7		0,02 7,7		0,05 18,2	0,06 47,1
Lumbricus castaneus	0,17 32,8	0,11 11,9		0,24 4,3		
Lumbricus rubellus		0,55 62,7	0,97 46,1			
Lumbricus terrestris						2,41 11,8
Octolasium lacteum		0,75 1,5			0,79 27,3	1,03 17,6
Adulte (%)	61,5	45,0	48,1	54,8	28,9	15,3
Anzahl /m²	139	199	16	56	61	178
Biomasse g/m²	22,4	54,1	7,9	13,7	12,6	32,6

Tabelle 5: PAK-Gehalte (mg/kg) in Lumbriciden, ausgewählte Substanzen

Substanz	Waldau		Teufe	
	K	V	K	V
2,6-Dimethylnaphthalen	0,38	0	0,34	0,30
Dibenzofuran	0,16	0,10	0,34	0,24
2,3,5-Trimethylnaphthalen	0,16	0,20	0,44	0,40
Phenanthren	0,28	0,26	0,46	0,32
Anthracen	0,04	0,04	0,10	0,08
Fluranthen (Fla)	0,98	0,82	0,34	0,20
Pyren (Pyr)	1,22	1,08	0,44	0,32
Benz(a)anthracen (BaA)	1,88	1,08	0,56	0
Chrysen (Chr)	0,92	0,74	0,48	0
Benzo(b)fluoranthen (BbF)	1,90	0,78	0	0
Benzo(k)fluoranthen (BkF)	1,38	0,64	0	0
Benzo(e)pyren (BeP)	2,20	0,88	0	0
Benzo(a)pyren (BaP)	4,20	2,72	0	0

Tabelle 6: Transferfaktoren für Schwermetalle

	Waldau		Teufe		Spergau	
	K	V	K	V	K	V
Cd	30,6	10,1	16,7	3,7	30,7	12,1
Zn	4,3	3,8	2,5	0,7	10,8	2,8

Die Untersuchungen auf den kontaminierten Standorten zeigen, dass die Böden bei nahezu allen Untersuchungsparametern eine eingeschränkte bodenmikrobiologische Aktivität aufwiesen, die aber nie zum völligen Erliegen kam. Pflanzengestützte Sanierungsmaßnahmen könnten deshalb auf derartigen Arealen erfolgreich sein, weil die an die Schadstoffe adaptierten Mikroorganismen über den Rhizosphäreneffekt das Pflanzenwachstum stimulieren können. Die Lumbriciden können durch die Bioturbation diese Effekte befördern. Als besonders geeignet zur ökotoxikologischen Bewertung von Bodenkontaminationen erwiesen sich das C_{mic}/C_{org}-Verhältnis, der metabolische Quotient, die ß-Glucosidaseaktivität und die Lumbricidenbiomasse.

Literatur: Auf Wunsch bei den Autoren erhältlich.

Mikrokosmenstudie organischer Auflagen unter besonderer Berücksichtigung der Schwefeldynamik

B. Wecker, W. Schaaf und R.F. Hüttl

1. Einleitung

Die DDR zählte zu den europäischen Ländern mit den höchsten Schadstoffemissionen. Mit der Wiedervereinigung Deutschlands kam es sowohl zum Zusammenbruch verschiedener Industriebereiche als auch zu einer Modernisierung durch Entschwefelungsanlagen und Staubfilter, so dass eine starke Abnahme der SO_2- und Staubemissionen beobachtet werden konnte. Außerdem ist eine Zunahme an NO_x- und VOC-Immissionen durch den steigenden Verkehr zu verzeichnen (HÜTTL et al., 1995).

Nach JOHNSON und REUSS (1984) stellen Böden den größten Speicher für Schwefeldepositionen in Waldökosystemen dar. Organische Schwefelverbindungen dominieren in der organischen Auflage und im organisch beeinflussten Mineralboden. SO_4^{2-}-S kann nach SWANK et al. (1984) sowie STRICKLAND et al. (1985) rasch in organische Verbindungen umgewandelt werden.

Die Standorte Rösa (R), Taura (T) und Neuglobsow (N) stellen drei vergleichbare Kiefernwaldökosysteme (*Pinus sylvestris* L.) entlang eines ehemaligen Belastungsgradienten in den Neuen Bundesländern dar. Rösa war hohen Staub- sowie Schwefeleinträgen und Taura geringeren Staub- bei hohen Schwefeleinträgen ausgesetzt, während Neuglobsow den relativ unbelasteten Background-Standort darstellt.

Obwohl die Schwefeleinträge zurückgegangen sind, wurden an den Standorten in Freilanduntersuchungen hohe SO_4-Austräge aus Auflagen und Mineralböden beobachtet (SCHAAF et al., 1999). Für diese Freisetzung sind die Bindungsformen des Schwefels in der organischen Auflage und deren Stabilität sowie weitere bodenchemische Eigenschaften von Bedeutung.

2. Material und Methoden

Tabelle 1 zeigt einige Parameter zur Beschreibung der organischen Auflage und des A-Horizontes an den drei Standorten.

Tabelle 1: Beschreibung der Horizonte

	Mächtigkeit* [cm]	pH(H_2O) **	C_t	N_t	S_t	C/N	Humusformen***
			[t ha^{-1}]				
	Rösa						
Of	6,0	4,66(0,28)	50,56	2,77	0,41	18,2	Rohhumusartiger Moder
Oh	4,0	4,81(0,51)	49,44	2,28	0,48	21,6	
Aeh	7,0	5,08(0,31)	87,77	3,79	1,28	23,1	
	Taura						
Of	5,0	3,79(0,13)	51,16	1,91	0,33	26,7	Feinhumusreicher Moder
Oh	2,0	3,78(0,11)	54,03	2,08	0,41	26,0	
Ahe	6,0	3,89(0,23)	45,87	1,64	0,62	27,9	
	Neuglobsow						
Of	5,0	3,64(0,20)	86,22	2,86	0,48	30,2	Feinhumusarmer Moder
Ahe	3,0	3,90(0,15)	17,55	0,60	0,24	29,2	

* Horizontmächtigkeiten aus WEISDORFER et al. (1995)
** in Klammern: Standardabweichung; n=16
*** aus BERGMANN (1998)

Eine detaillierte Beschreibung der Horizonte wie auch der Standorte wird von HÜTTL et al. (1995), BERGMANN (1998) und WEISDORFER (1999) gegeben.

Die Stoffflüsse der organischen Auflage und des A-Horizontes der drei Standorte wurden unter verschiedenen Eintragsbedingungen in einer Mikrokosmenstudie 1,5 Jahre lang untersucht. An den oben genannten Standorten wurden ungestörte Bodenmonolithe (Ø = 14,4 cm) entnommen. Mikrokosmenstudien ermöglichen es, Prozesse im Boden unter kontrollierten Laborbedingungen zu untersuchen. Die Varianten stellen die Eintragsverhältnisse der Vergangenheit (V) mit einem hohen S- und Ca-Input, der Gegenwart (G), ausgehend von den Bestandesdepositionen des Jahres 1998, und einer möglichen Zukunft (Z) mit erhöhten N-Einträgen dar (Tab. 2). Die Beregnungshöhe betrug 468 mm a^{-1}. Die Versuche wurden bei Temperaturen von 5°C, 15°C sowie 25°C durchgeführt.

Tabelle 2: Eintrag ausgewählter Elemente mit der Beregnung [kg ha^{-1} a^{-1}]

	Ca	NH_4-N	NO_3-N	SO_4-S	H^+
	kg ha^{-1} a^{-1}				
RV	88,45	23,12	16,47	105,77	0,05
RG	8,85	11,56	8,24	10,58	0,05
RZ	8,85	23,12	16,47	10,58	0,05
TV	78,62	21,81	18,16	104,83	0,47
TG	7,86	10,90	9,08	10,48	0,09
TZ	7,86	21,81	18,16	10,48	0,05
NV	6,60	6,74	6,97	22,00	0,47
NG	6,60	6,74	6,97	8,80	0,19
NZ	6,60	13,48	13,95	8,80	0,05

Die Perkolate wurden mittels Unterdruck (50 hPa) gewonnen. Ermittelt wurden die Wasserflüsse, Sulfat- (Dionex 500 und 120 IC) sowie Calciumkonzentrationen (Unicam 939 ICP-AES). Daraus wurden die Elementflüsse berechnet, die zum besseren Vergleich auf kg ha^{-1} a^{-1} umgerechnet wurden. Gleichzeitig wurden an einem Gaschromatografen die CO_2-Produktionsraten gemessen. Alle Versuche wurden in vier Wiederholungen durchgeführt.

3. Ergebnisse und Diskussion

In Rösa, dem Standort mit der höchsten Staubbelastung in der Vergangenheit wird Calcium immer noch im Vergleich zu Taura und Neuglobsow in erhöhtem Maße freigesetzt. Bei gleichen Einträgen beträgt der Austrag von Calcium am Standort Rösa ungefähr das 10fache von dem in Neuglobsow. Dieses Ergebnis ist auch in den anderen Varianten sichtbar (hier nicht dargestellt).

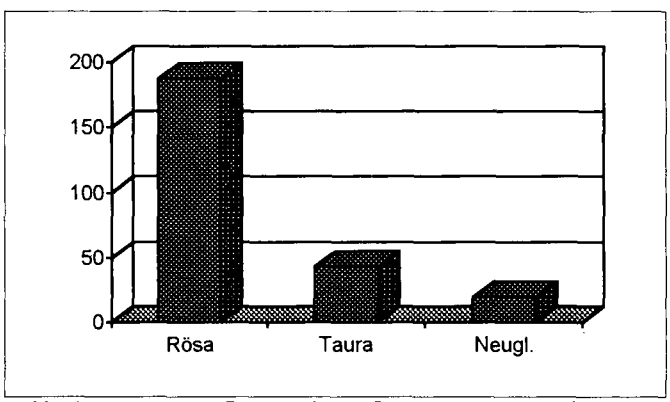


Abb. 1: Austrag an Calcium beim Gegenwartszenario bei einer Temperatur von 5°C [kg ha^{-1} a^{-1}]

Auch beim Austrag an SO_4-S ist ein deutlicher Unterschied der Standorte Rösa und Taura zum Background-Standort Neuglobsow zu verzeichnen. Die Austräge entsprechen in ihrer Abstufung den jeweiligen Vorräten (s. Tabelle 1).

BTU Cottbus, LS Bodenschutz und Rekultivierung, Universitätsplatz 3-4, 03044 Cottbus

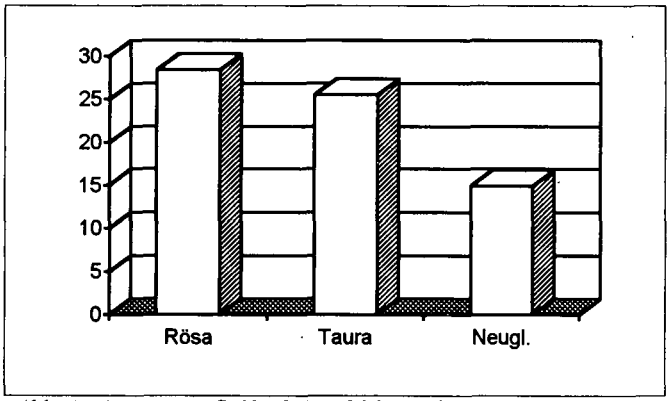


Abb. 2: Austrag an Sulfat-Schwefel beim Gegenwartszenario bei 5°C [kg ha^{-1} a^{-1}]

Erhöhte Stoffeinträge des Vergangenheitszenarios spiegeln sich in erhöhten absoluten Austrägen der jeweiligen Elemente wider. Dabei kann festgestellt werden, dass die prozentuale Freisetzung für SO_4-Schwefel mit erhöhten Einträgen abnimmt (Tabelle 3). Dieses Ergebnis stimmt mit Untersuchungen von FASTH et al. (1991) überein.

Tabelle 3: Ein- und Austrag an SO_4-S bei verschiedenen Eintragsbedingungen [kg ha^{-1} a^{-1}] sowie die Verhältnisse von Ein- zu Austrag bei 5°C

	RV	RG	RZ	TV	TG	TZ	NV	NG	NZ
	5°C								
In	100,7	17, 9	11,4	98,1	12,3	13,1	25,3	9,2	9,0
Out	100,9	28,4	29,7	106,4	25,6	28,0	29,3	14, 9	14,4
in/out	**1,00**	**0,63**	**0,40**	**0,92**	**0,48**	**0,47**	**0,86**	**0,62**	**0,63**

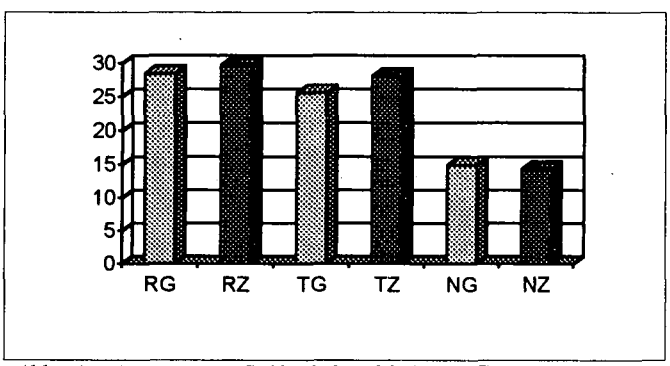


Abb. 3: Austrag an Sulfat-Schwefel beim Gegenwart- sowie Zukunftszenario bei 5°C [kg ha^{-1} a^{-1}]

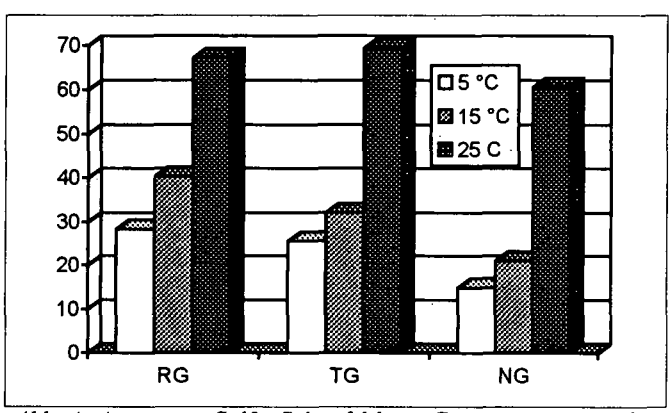


Abb. 4: Austrag an Sulfat-Schwefel beim Gegenwartszenario bei drei unterschiedlichen Temperaturen [kg ha^{-1} a^{-1}]

Bei erhöhten Stickstoffeinträgen ist an allen drei Standorten keine deutliche Änderung der Sulfatausträge zu verzeichnen (Abb. 3). Einerseits sind die Stickstoffvorräte in Rösa und Taura so groß, dass der zusätzliche Eintrag keinen Einfluss zu haben scheint, und andererseits begrenzt die Temperatur von 5°C die Mineralisation.

Bei höheren Temperaturen steigt der Sulfat-Schwefelaustrag in allen Varianten deutlich an (Abb. 4). Die parallel dazu ansteigenden CO_2-Produktionsraten (hier nicht dargestellt) unterstreichen, dass die Mineralisation organisch gebundenen Schwefels der dominierende Prozess der Schwefelfreisetzung aus belasteten Auflagen darstellt.

Netto wird bei allen Varianten und Standorten mehr Sulfat-Schwefel aus- als eingetragen. Eine Ausnahme bildet die Variante RV bei 5°C, bei der Ein- und Austrag gleich hoch sind. Inwieweit zusätzlich ein Austrag in Form von organisch gelöstem Schwefel (DOS = dissolved organic sulfur) stattfindet, bedarf noch der Klärung.

4. Zusammenfassung

Netto wird aus den organischen Auflagen in allen Varianten Sulfat-Schwefel freigesetzt. Eine weitere Speicherung bei höheren SO_4-S-Einträgen ist nicht möglich. Deutlich ist bei aktuell annähernd gleichen SO_4-S-Einträgen der ehemalige Belastungsgradient im Austrag erkennbar, was mit den Schwefelvorräten der jeweiligen Auflagen übereinstimmt. Der zusätzliche Eintrag von Stickstoffverbindungen führte in den organischen Auflagen dieser Standorte zu keiner deutlichen Änderung des SO_4-S-Austrags. Die Mineralisierung von organisch gebundenem Schwefel ist offenbar der dominierende Freisetzungsprozess. Die organische Auflage stellt damit trotz drastischem Rückgang der Einträge eine langfristige Quelle für Sulfat-Schwefel dar.

5. Literatur

BERGMANN, C., 1998: Stickstoff-Umsätze in der Humusauflage unterschiedlich immissionsbelasteter Kiefernbestände (*Pinus sylvestris* L.) im nordostdeutschen Tiefland, Dissertation an der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus, Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung, Band 1, 128 S.

FASTH, W.J., DAVID, M.B. und VANCE, G.F., 1991: Sulfate retention and cation leaching of forest soils in response to acid conditions, Can.J.For.Res., 21, 32-41

HÜTTL, R.F.; BELLMANN, K.; SEILER, W., 1995: Atmosphärensanierung und Waldökosysteme – Einleitung und Hintergrund zum wissenschaftlichen Begleitprogramm SANA; in: HÜTTL, R.F.; BELLMANN, K.; SEILER, W., 1995: Atmosphärensanierung und Waldökosysteme; SANA: Wissenschaftliches Begleitprogramm zur Sanierung der Atmosphäre über den neuen Bundesländern – Wirkung auf Kiefernbestände; Eberhard Blottner Verlag, Taunusstein, S. 10-18

JOHNSON, D.W. und REUSS, J.O., 1984: Soil mediated effects of atmospherically deposited sulfur and nitrogen, Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B. 305, 383-392

SCHAAF, W., WEISDORFER, M. und HÜTTL, R.F., 1999: Forest soil reaction to drastical changes in sulphur and alkaline dust deposition in three Scots pine ecosystems in NE-Germany; in: Möller, D. (ed): Atmospheric Environmental Research: Critical Decisions between Technological Progress and Preservation of Nature, Springer, Berlin, 51-77

STRICKLAND, T.C., FITZGERALD, J.W. und SWANK, W.T., 1985: In situ measurements of sulfate incorporation into forest floor and soil organic matter, Can.J.For.Res., 16, 549-553

SWANK, W.T.; FITZGERALD, J.W. und ASH, J.T., 1984: Microbial transformation of sulfate in forest soils, Science, 223, 182-184

WEISDORFER, M., 1999: Einfluss unterschiedlicher Schwefel- und Staubemissionen in der Vergangenheit auf die chemische Entwicklung von Humusauflagen und Mineralböden in Kiefernwaldökosystemen im nordostdeutschen Tiefland, Dissertation an der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus, Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung, Band 4, 214 S.

Soil-atmosphere emissions of nitrous oxide during the wet season as affected by land use change - forest-to-pasture conversion in the humid tropics of Brazil –

Barbara Wick[1], Edzo Veldkamp[1], William Zamboni de Mello[2], Michael Keller[3]

State of the Art

Tropical forest soils are the largest global source of N_2O. The conversion of tropical forests changes the emission rate of atmospheric trace gases. So far, data on the impact of land use change on N_2O -emissions from tropical soils are limited. Results on forest-to-pasture conversion differed for various sites. Emissions of N_2O from young pastures of 2 to 10 years in Costa Rica exceeded forest soil emissions by a factor of 5-8 whereas pasture sites older than 10 to 25 years emitted only one half to one third those of primary forest sites (Keller et al., 1993). Forest conversions in eastern Amazonas resulted in decreased emissions of N_2O from 6 month old pasture sites (Verchot et al., 1999). Factors controlling N_2O -emissions varied across studied sites. Some N-availability indexes were good predictors of N_2O-emission in some studies (Verchot et al., 1999; Davidson et al., 2000) whereas others did not find any significant correlation between N_2O and indices of N-cycling (Veldkamp et al., 1998).

The objectives of our study were to link soil-atmosphere exchange of N_2O to various indices of C, N and P-cycling. We wanted to identify the role of N_2O i) in the relation with other variables, and ii) in the context of land use change.

Site descriptions and methods

We conducted our study near Santarém, Pará, Brazil. The area receives about 2 m of rain per year. Soils are yellow latosols (oxisols) with kaolinite as the predominating clay. We selected a chronosequence of 2 primary forests and 25 pasture sites from 4 month to 60 years old.

N_2O -emissions at each site were assayed from 8 randomly installed closed vented chambers by ECD gas chromatography. Soil samples were taken from the top 10 cm of 4 chambers at each site. Physical parameters analyzed were BD, WFPS and texture. Soil chemical analysis included total C, N and P, total organic P, inorganic P, $\delta^{13}C$, exchangeable cations, pH (H_20), extractable ammonium and nitrate as well as potential N-mineralisation and nitrification during a 7-day aerobic laboratory incubation. The microbiological assays included microbial biomass C and N, acid and alkaline phosphatase, ß-glucosidase and protease activity.

Principal component analysis was applied to analyze the multivariate data set. The variable structures were analyzed through component loadings and the sample structures were studied in score plots.

Nitrous oxide emissions

Forest conversion to pasture resulted in decreased N_2O-emissions by 80 % from 14 ng N_2O-N cm^{-2} h^{-1} under forested conditions to 4 ng in the 6 month old pasture site (Figure 1). Emissions of N_2O were lower from all pasture sites. No age trend along the chronosequence could be detected.

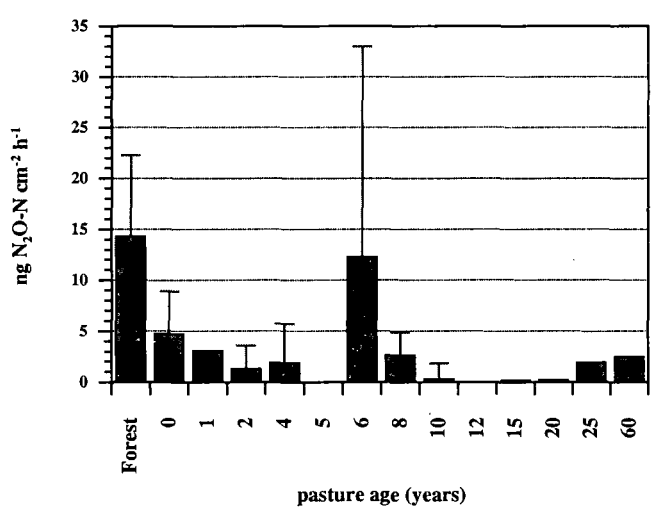


Figure 1. Nitrous oxide emissions (mean and SD of ng N_2O-N cm^{-2} h^{-1}) from primary forest and pasture soils during the wet season of 2000, Santarém, N-Brazil.

[1] Institute of Soil Science and Forest Nutrition
University of Göttingen,
Büsgenweg 2, 37077 Göttingen, Germany
Email: bwick1@gwdg.de

[2] Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro, Brazil
[3] University of New Hampshire, USA

Principal component analysis

Four significant principal components (PC's) were extracted. They explained 85.5 % of the total variability within the data set. PC 1 and PC 3 were selected for further description of the functional processes within the data set. The 1st PC extracted 33 % and is per definition the most important PC (Table 1). PC 3 extracted N_2O and explained 17 % of the total variability within the data set.

Table 1. Component loadings of PC 1 and PC 3, extracted during the wet season of 2000, Santarém, N-Brazil.

PC 1 (33 %)		**PC 3** (17 %)	
• C_3-C	+0,965		
• N_{tot}	+0,950		
• C_{tot}	+0,942	• C_{mic}	+0,926
• clay	+0,855	• K	+0,863
• NO_3	+0,845	• N_{mic}	+0,794
• BD	-0,816	• Protease	+0,705
• age	-0,794	• Ca	+0,633
• P_i	+0,751	• N_2O	+0,516
• acid P	+0,724		
• Al	+0,717		
• litter C:N	-0,703		
"Forest" - factor		**"N-cycling" - factor**	

The significant variables loading on PC 1 are indicative of the major processes of the primary forest soils. Therefore, the 1st PC was interpreted and named "Forest-factor". The 3rd PC was described by variables involved in the N and nutrient turnover processes. The collective term ascribed to the 3rd PC was thus "N-cycling-factor".

The factor scores of the forest and pasture sites and their assignment to the 1st and 3rd PC is displayed as XY-ordination in Figure 2.

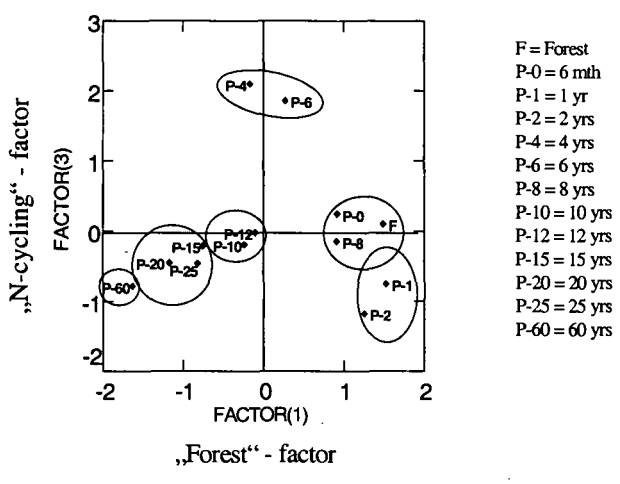


Figure 2. Biplot of factor scores from forest and pasture sites and their assignment to the 1st and 3rd PC during the wet season of 2000, Santarém. N-Brazil.

Positive factor scores with respect to the "Forest-factor" and its associated variables were obtained for the primary forest sites and the young pasture sites of 6 month, 1 year and 2 years. But also the middle-aged pasture sites (6 and 8 years) had positive "Forest-factor" scores. The old pasture sites of 10 to 60 years had negative or below average factor scores. The most negative "Forest-factor" scores were obtained for the 60 year-old pasture site. In terms of the "N-cycling factor" the forest sites and the majority of the pasture sites could not clearly be separated. The sites were homogeneously distributed along the 3rd PC. An exception were the 4 and 6 year old pasture sites which had strong positive (above average) "N-cycling factor" scores.

Summary and conclusions

Parameters extracted together with N_2O and forming the N-cycling factor during the wet season were microbial biomass C and N, protease activity and the basic cations Ca and K. The N-cycling factor (PC 3) explained 17 % of the total variability within the data set. Nitrous oxide and its associated N-cycling factor were not the main process rate explaining land use change over time under the prevailing conditions in Santarém, N-Brazil.

References

Davidson, E.A.; Keller, M.; Erickson, H.E.; Verchot, L.V. and Veldkamp, E. 2000. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. BioScience 50 (8), 667-680.

Keller, M.; Veldkamp, E.; Weitz, A.M. and Reiners, W.A. 1993. Effect of pasture age on soil trace-gas emissions from a deforested area of Costa Rica. Nature 365, 244-246.

Veldkamp, E.; Davidson, E.A.; Erickson, H.E.; Keller, M. and Weitz, A. 1999. Soil nitrogen cycling and nitrogen oxide emissions along a pasture chronosequence in the humid tropics of Costa Rica. Soil Biol Biochem 31, 387-394.

Verchot, L.V.; Davidson, E.A.; Cattânio, J.H.; Ackerman, I.L.; Erickson, H.E. and Keller, M. 1999. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. Global Biogeochemical Cycles 13 (1), 31-46.

Acknowledgements

The project was financed by the German Research Foundation (DFG).

Ursachen für das Auftreten von Doppelpeaks in Bodenatmungskurven

Birgit Winkel[1], B.-M. Wilke[2]

[1] *Hohenzollerndamm 33a, 10713 Berlin*
[2] *TU Berlin, Institut für Ökologie*
Albrecht-Thaer-Weg 4, 14195 Berlin

Einleitung und Methode

Die kontinuierliche Aufnahme einer vollständigen Atmungskurve nach Zugabe eines Glukose-Phosphor-Stickstoffgemischs (Bodenatmungskurve) ist geeignet die mikrobielle Biomasse von Böden, ihre Aktivität und Vitalität sowie die Wirkung von Chemikalien auf die Bodenmikroflora zu bestimmen (Palmborg u. Nordgren 1993). Sie ist eine Methode zur ökotoxikologischen Bewertung von Böden (ISO/CD 17155 (2001). Zur Einschätzung der Belastung der Bodenmikroflora eignen sich der respiratorische Aktivierungsquotient (Q_R) (Basalatmung (R_B) dividiert durch die substratinduzierte Atmung (R_S)), die Lag-Phase (Zeit zwischen Substratzugabe und Auftreten des exponentiellen Wachstums) und der Zeitpunkt des Auftretens des Peakmaximums (Abb.1).

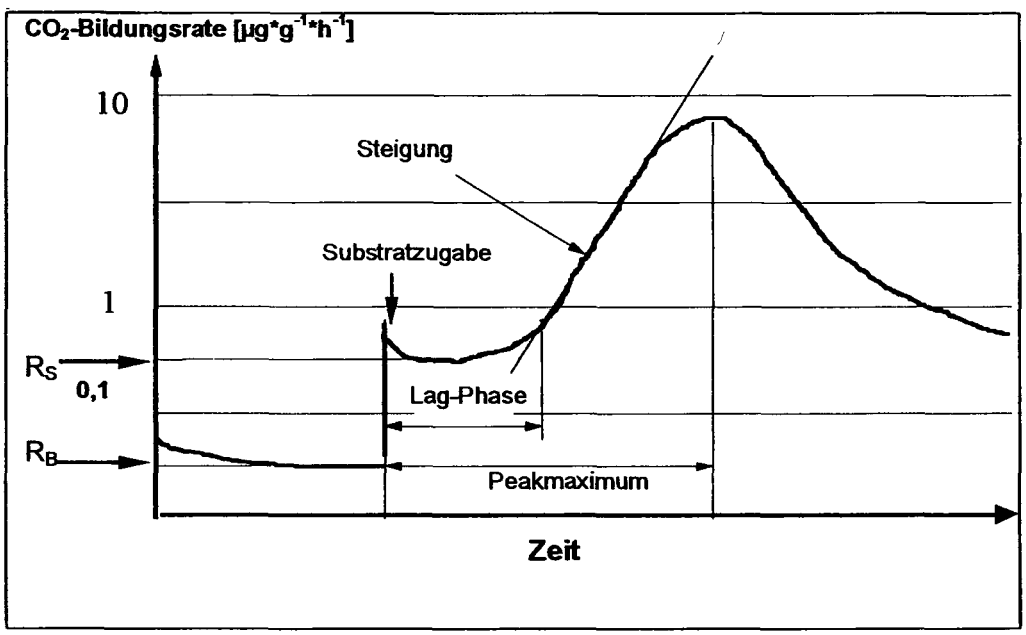


Abb.1: Atmungskurve eines unbelasteten Bodens

Die Einschätzung der Toxizität von Böden anhand der Lag-Phase wird durch das Auftreten von Doppelpeaks erschwert (Abb. 2). Aus der Abbildung geht hervor, dass der zweite Peak nicht im unkontaminierten Boden, sondern nur bei Zugabe von TNT auftritt. Die Lag-Phase des ersten ist dagegen nur geringfügig verschoben und lässt keinen Rückschluss auf eine Toxizität des Bodens zu.

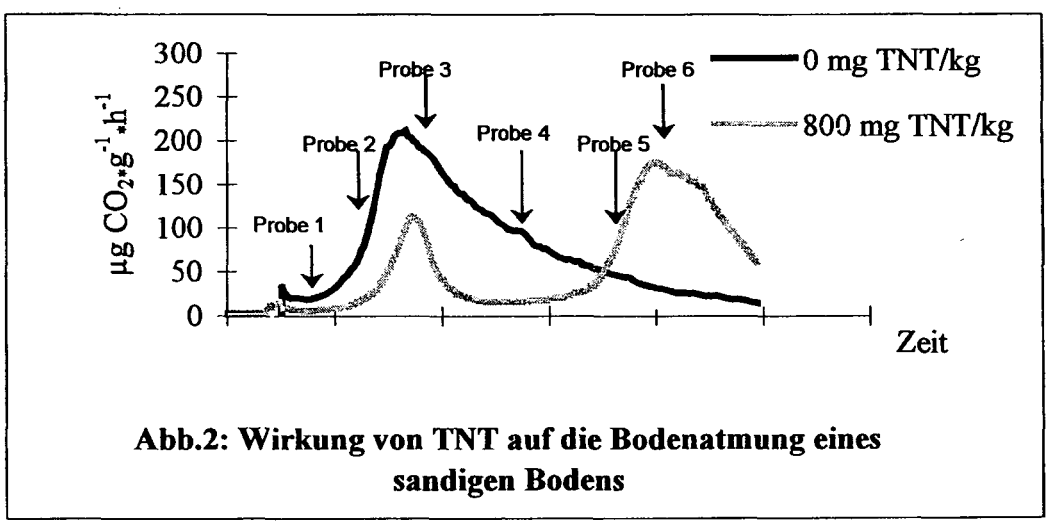


Abb.2: Wirkung von TNT auf die Bodenatmung eines sandigen Bodens

Das Auftreten von zwei Peaks deutet grundsätzlich auf eine Sukzession der Mikroorganismenpopulation hin. Da nur ein Substrat zugegeben wurde, muss die Ursache dafür im TNT liegen.
Da der erste Peak nur wenig von der TNT-Kontamination beeinflusst wird, wurde vermutet, dass er durch TNT-resistente Mikroorganismen gebildet wird. Um herauszufinden, ob tatsächlich ein Zusammenhang mit im Boden vorhandenen TNT-resistente Bakterien besteht, wurden an verschiedenen Abschnitten des Kurvenverlaufs (Abb.2) Proben genommen. In diesen wurden die Gesamtzahl der auf Glukose-Medium wachsenden Keime mit der Zahl der auf mit TNT versetztem Glukose-Medium wachsenden Keime verglichen (Tab.1).

Tab.1: Verhältnis von Gesamtzahl auf Glukose wachsender Keime dividiert durch Anzahl auf Glukose wachsender TNT- resistenter Keime

	Gesamtkeimzahl/TNT-resistente					
Konzentration von TNT im Boden	**Probe 1**	**Probe 2**	**Probe 3**	**Probe 4**	**Probe 5**	**Probe 6**
0 mg/kg	20.54	21.84	251.61	25.84		
800 mg/kg	2.25	0.05	4.15	1.55	2.01	22.09

Zunächst wird deutlich, dass das Verhältnis von Gesamtkeimzahl zu Anzahl an TNT-resistenten Bakterien im unkontaminierten Boden mit Ausnahme der Probe 3 in etwa gleichbleibend bei 20 liegt. Die Probe 3 wurde auf, bzw. kurz nach dem Peakmaximum gezogen. Da die Population zu diesem Zeitpunkt kurz vor dem Zusammenbruch steht, ist die stärkere Sensitivität gegenüber dem Stressfaktor TNT erwartungsgemäss.
Der mit TNT versetzte Boden zeigt im Verlauf der Atmungskurve einen starken Wandel im Verhältnis Gesammtkeimzahl/TNT-resistente Keime. Erst im Maximum des zweiten Peaks nimmt der Quotient in etwa den Wert 20 an. Direkt nach Substratzugabe ist die Anzahl TNT-resistenter Keime etwa halb so gross, wie die Gesamtzahl, während des exponentiellen Wachstums übersteigt die Anzahl der resistenten Organismen plötzlich um das zwanzigfache die Anzahl der auf Medium ohne TNT wachsenden Bakterien. Der zuerst einsetzende Glukoseabbau erfolgt demnach hauptsächlich durch Bakterien, die nicht nur TNT-resistent sind, sondern auch davon abhängig. Im Maximum des Peaks verändert sich das Verhältnis auf ca. 4. Der Zusammenbruch der Population wird deutlich. Zwischen den Peaks liegt das Verhältnis mit 1,5 etwas näher an den resistenten Bakterien als zu Beginn der Substratzugabe. In der zweiten exponentiellen Wachstumsphase ergibt die Erfassung der Gesamtkeimzahl doppelt soviel Keime wie resistente Organismen. Im Zusammenbruch der Population (zweiter Peak) hat sich das Verhältnis Gesamtkeimzahl/ Zahl TNT-resistenter Keime auf 20 erhöht.
Es wird deutlich, dass die Bildung von Doppelpeaks in Atmungskurven von mit TNT versetztem Boden in einer Sukzession der Mikroorganismenpopulation begründet liegt. Der erste Peak wird hauptsächlich von TNT-resistenten Bakterien gebildet, wobei im zweiten Peak auch nicht resistente Organismen an Bedeutung gewinnen.

Zusammenfassung und Ausblick

Die Bildung von Doppelpeaks in Atmungskurven TNT-dotierter Böden wird durch eine Sukzession der Mikroorganismen-Gesellschaft bewirkt. Der erste Peak wird von TNT-resistenten Mikroorganismen hervorgerufen, beim zweiten gewinnen die nicht-resistenten an Bedeutung.
Das Auftreten von Doppelpeaks ist nicht nur auf TNT-kontaminierte Böden beschränkt, sondern kommt - allerdings wesentlich seltener- auch in anderweitig gestörten oder gestressten Böden vor. Die Ursachen hierfür müssen noch weitergehend untersucht werden.

Danksagung

Wir möchten Frau Maike Fuchs und Frau Regina Seyed-Mansouri nicht nur für die Ausführung der technischen Aufgaben, sondern auch für ihre konstruktiven Ratschläge danken.

Literatur

Palmborg,C.,Nordgren,A. 1993. MATS Guideline Test 16: soil respiration curves, a method to test the abundance, activity and vitality of the microflora in forest soils. In: Torstensson, L. (ed.), MATS Guidelines: Soil Biological Variables in Environmental Hazard Assessment, Swedish Environmental Protection Agency, Uppsala. p. 149-155.

ISO (International Organization for Standardization) 2001. Soil respiration curves ISO/CD 17155