

DBG



DEUTSCHE

BODENKUNDLICHE

GESELLSCHAFT

MITTEILUNGEN

DBG · Band 110 / Heft 1 · 2007 · ISSN - 0343-1071

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

MITTEILUNGEN

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

Band 110

2007

ISSN – 0343-1071

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

**MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

REFERATE / POSTER

**der Tagung des Arbeitskreises „Boden in Unterricht und Weiterbildung“
zum Thema: „Boden im Unterricht – Geodidaktik oder mehr“
17. und 18. März 2006 in Ahlhorn**

REFERATE

**der Vortragsveranstaltung mit Workshop der Arbeitsgruppen
„Bodenschätzung und –bewertung“ und „Informationssysteme
der Bodenkunde“ in Zusammenarbeit mit dem ständigen Ausschuss
„Vorsorgender Bodenschutz“ der Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft
„Bodenschutz“ zum Thema:
„Stand und Ausblick zur Nutzung digitaler Bodenschätzungsdaten“
17. und 18. April in Mainz**

REFERATE / POSTER

**Jahrestagung 2007 der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft
02. bis 09. September 2007 in Dresden**

Band 110

Heft 1

2007

INHALT Band 110, Heft 1

Referate und Poster des Arbeitskreises „Boden in Unterricht und Weiterbildung“ zum Thema: „Boden im Unterricht – Geodidaktik oder mehr“ 17. und 18. März 2006, Ahlhorn

BILLWITZ, K.; P. KÜHN FLATH, M.	Der Bodenlehrpfad Jägerhof bei Greifswald Der Boden – (k)ein Thema im Geographieunterricht. Wie ist das Thema „Boden“ in den Lehrplänen für das Fach Geographie positioniert?	3-4 5-6
GEYER, K.; H.-J. BRAUCKMANN; G. BROLL GIANI, L.	Außerschulisches Lernen zu geowissenschaftlichen Themen in Niedersachsen Möglichkeiten des Transfers des Themas „Boden“ in die Öffentlichkeit (Aktivitäten zum Tag des Bodens)	7-8 9-10
HANNEKEN, W.	Experimente im Sachunterricht zum Themenfeld „Bo- den“	11
OTTO, K.-H.	Hypersoil – eine Lern- und Arbeitsumgebung zum Themenfeld „Boden im Unterricht“	13-14
TRESSEL, E.; C. KNEISEL	Naturerlebnispfad Trier-Petrisberg – ein erlebnispä- dagogisches Projekt -	15-16
TRESSEL, E.; R. SCHNEIDER	Faszination Boden – eine Wanderausstellung für Schulen und Öffentlichkeit	17-18
ROTH, W.; S. HUCK	Osnabrücker Schüler erkunden Böden mit modernen Technologien	19-20
WITTKOWSKE, S.	Der Boden unter unseren Füßen	21-22

Referate der Vortragsveranstaltung mit Workshop der Arbeitsgruppen „Bodenschätzung und –bewertung“ und „Informationssysteme in der Bodenkunde“ in Zusammenarbeit mit dem ständigen Ausschuss „Vorsorgender Bodenschutz“ der Bund/Länder Arbeitsge- meinschaft „Bodenschutz“ zum Thema: „Stand und Ausblick zur Nutzung digitaler Bo- denschätzungsdaten“ 17. und 18. April, Mainz

SAUER, S.; K. FRIEDRICH; J. BACKES	Stand und Ausblick zur Nutzung digitaler Boden- schätzungsdaten – Zusammenfassung der Tagungs- und Workshopergebnisse	25-27
PETZOLD, C.	Aktuelle Entwicklungen bei der Bodenschätzung aus der Sicht der Finanzverwaltung	29-30
WILL, D.	Stand der Digitalisierung der Bodenschätzung in der Finanzverwaltung	31-32
BECK, M.	Digitale Bodenschätzung im Saarland: Erfahrungen aus Projektierung und Anwendung	33-34
GOLDSCHMITT, M.	Integration digitaler Bodenschätzungsdaten in ein Bodeninformationssystem und Maßnahmen der Qua- litätssicherung in Rheinland-Pfalz	35-36
ELSNER, D.-C.	Bodenschätzungsdaten in Schleswig-Holstein: Orga- nisation, Bereitstellung und Nutzung	37-38
HARTMANN, K.-J.; U. DEHNER	Bodenkundliche Bewertung auf Grundlage der Bo- denschätzung – eine Verfahrensbetrachtung	39-40

BETZER, H. J.; D. ELHAUS; W. HORNIG; H.-P. SCHREY	Einstieg in die landesweite großmaßstäbige Auswertung der Bodenschätzungsdaten in NRW – ein Statusbericht	41-42
DOBERS, E. S.	Computer-gestützte Aktualisierung von Karten der Bodenschätzung mit dGPS-Ertragsdaten für die Verwendung im Standort-spezifischen Ackerbau	43-44
MÖLLER, M.; H. HELBIG; D. WURBS; T. KOSCHITZKI; M. STEININGER	Vergleich von Auswirkungen unterschiedlicher bodenkundlicher Kartengrundlagen und digitaler Geländemodelle auf Ergebnisse der Erosionsmodellierung	45-46
BOESS, J.	Interpretation der Messung der Leitfähigkeit des Bodens mittels Bodenschätzungsdaten	47-48
CAPELLE, A.; E. AHLERS	Anmerkungen zur Körnungsanalytik für die Bodenschätzung	49-50
STEINRÜCKEN, U.; T. BEHRENS; S. SAUER	Prognoseverfahren in der Bodenschätzung – Möglichkeiten zur Bewertung, Qualitätssicherung und Nutzbarmachung der Bodenschätzung -	51-52
BARTSCH, H. U.	Bodenschätzungsdaten in Bodeninformationssystemen mit einem Anwendungsbeispiel im Cross Compliance Kontext	53-54
HAGEMANN, K.; U. MÜLLER	Auswertung der Bodenschätzung im Rahmen der Grundwasserschutzberatung in Niedersachsen	55-56
PETER, M.; R. MILLER	Umsetzung der EG-WRRL in Hessen – Auswertung der Bodenschätzungsdaten zur Abgrenzung von Maßnahmenräumen und Aufstellung eines Maßnahmenprogramms	57-58
WALDMANN, F.; W. WEINZIERL; R. SCHECK	Digitale Bodenschätzung in Baden-Württemberg – Datenaufbereitung und Auswertungen für ein Wasserschutzgebiet	59-60
DOBERS, E. S.; C. AHL; T. STUCZYŃSKI	GIS-gestützter Vergleich von Karten der Reichsbodenschätzung mit Ergebnissen der polnischen landwirtschaftlichen Bodenkartierung im Raum Plock (Polen)	61-62
CAPELLE, A.; H. BURGHARDT	Zur bodentypologischen Profilsprache anthropogen veränderter Moor – und Mineralböden	63-64
ULONSKA, H.-J.	Funktionsbezogene Körnungsmerkmale nationaler Rechtsnormen im subsidiären Kontext zu europäischen Rechtsnormen?	65-66

**Referate und Posterpräsentationen der Jahrestagung 2007 der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft
02. bis 09. September 2007, Dresden**

Referate der öffentlichen Vortragstagung „Böden ohne Grenzen“

GRASSERBAUER, M.; L. MONTANARELLA; G. SCHMUCK	Klimawandel – mögliche Konsequenzen für Umwelt und Böden im europäischen und globalen Kontext	69
TILCHE, A.	EC-funded Soil-Related Research: Past, On-Going and Future Programmes	71
GERZABEK, M. H.	Bodenforschung und Bodenschutz – Quo vadis?	73-74

Referate und Posterpräsentationen Kommission I

ALTFELDER, S.; U. NOELL; M. FURCHE; V. GUNDELACH; J. IGEL; W. DUIJNISVELD; J. BACHMANN	Anwendung verschiedener ERT-Inversionstechniken auf berechnete Wassergehaltsänderungen nach Beregnung	77-78
BADORRECK, A.; H. H. GERKE; P. VONTOBEL; R. F. HÜTTL BLOMENHOFER, A.; S. ENGELHARDT; B. HUWE	Neutronenradiographische Visualisierung von Fließwegen in kleinräumig heterogenen Kippböden Komplexitätsmaße als Indikator für Strukturbildung in Bergwaldökosystemen	79-80 81-82
BOGNER, C.; G. WIEDEMANN; B. HUWE; V. MARC; S. RUY; Y. TRAVI CONRAD, Y.; N. FOHRER	Kleinskalige Dynamik und Fließmuster bei extremen thermischen und bodenhydrologischen Randbedingungen Modellierung des Wasser- und Stickstoffhaushaltes unter einer Winterweizen – Klee gras – Fruchtfolge	83-84 85-86
DÖRFEL, C.; J. GROSCH; J. SCHMIDT DURNER, W.; B. SCHARNAGEL; S. C. IDEN; L. WEIHERMÜLLER; H. VEREECKEN	Experimentelle Untersuchung und Modellierung des Makroporenflusses in Böden Übertragbarkeit hydraulischer Eigenschaften aus Laborversuchen auf ein Testlysimeter	87-88 89-90
ENGELHARDT, S.; M. SCHLATHER; B. HUWE GEBHARDT, S.; H. FLEIGE; R. HORN HARTMANN, P.; H. FLEIGE; R. HORN	Fließmuster und Strukturbildung in Böden tropischer Bergwälder Auswirkungen von Bodenverdichtungen auf Porenfunktionen Wasser- und Lufthaushaltskennwerte sowie Benetzungseigenschaften von flugaschebeeinflussten Waldböden	91-92 93-94 95-96
HOEFER, G.; J. BACHMANN; K. H. HARTGE; V. GUNDELACH; S. ALTFELDER; W. DUIJNISVELD; H. STÜTZEL	Nicht-invasive Regionalisierung von Unterbodenverdichtung in Lössböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	97-98
HOFMANN, B.; A.-K. SCHMITT; T. TISCHER; O. CHRISTEN HÜRKAMP, K.; T. RAAB; J. VÖLKEL	Wirkung des Energiepflanzenbaues auf physikalische Bodeneigenschaften Bewertung der potentiellen Gefährdung von Grund- und Oberflächenwässern infolge Mobilisierung von Schwermetallen aus bergbaubedingt kontaminierten Auensedimenten im nördlichen Vilstal/Opf.	99-100 101-102
IBRAHIM, J.; H. BORG; B. HOFMANN	Vergleich zwischen Verdunstungs- und Ausflussmethode zur Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit	103-104
JANSSEN, I.; X. PENG; R. HORN	Auswirkungen wiederholter Quell- und Trocknungszyklen auf Bodenstruktur, Schrumpfungsverhalten und Porengrößenverteilung von Reisböden	105-106
JANSSEN, M.; B. LENNARTZ	Wasserflüsse in Dämmen von Paddy-Reisfeldern: Eine Farbtracerstudie	107-108
KAHL, G.; P. NUTNIYOM; J. INGWERSEN; S. TOTRAKOOL; K. PAMSOMBAT; P. THAVORNYUTIKARN; T. STRECK	Lateral Water Flow and Transport of Agrochemicals in Northern Thailand	109-110
KOSZINSKI, S.; H. DOMSCH; N. WYPLER; M. SOMMER	Leitfähigkeitskartierung und Widerstandstomografie zur 3D-Visualisierung von Bodenstrukturen	111-112

KRÜMMELBEIN, J.; S. PETH; Y. ZHAO; R. HORN	Verhalten eines Steppenbodens aus der Inneren Mongolei, V. R. China, unter zyklischer Belastung und bei Scherung	113-114
LAMPARTER, A.; J. BACHMANN; M. DEURER	Ableitung intrinsischer hydraulischer Bodeneigenschaften mittels Tensionsinfiltrationsmessungen unter Ausschluss von Grenzflächeneffekten	115-116
LANGE, B.; P. LÜSCHER; P. F. GERMANN	Baumwurzeln und hydrologische Parameter in Böden	117-118
LUTTERSCHMID, E.; B. HÖRSCH; J. HUBER; M. LEOPOLD; S. PLACHT; J. RÖDER; J. VÖLKE MARKGRAF, W.; R. HORN	Sedimentologische und geoelektrische Erfassung der Aue des Otterbachtals (Bayerischer Wald) im Vorfeld einer 3D-Hangwassermodellierung	119-120
MÜLLER, C.; T. SAUER; R. SCHNEIDER; D. SCHRÖDER PETERS, A.; W. DURNER	Rheologische Untersuchungen in der Bodenmikromechanik – Ein Link zu Quellungs- und Schrumpfungsvorgängen	121-122
MÜLLER, C.; T. SAUER; R. SCHNEIDER; D. SCHRÖDER PETERS, A.; W. DURNER	Monitoring und Modellierung hochwasserschonender Bearbeitungsvarianten in der Landwirtschaft	123-124
PETH, S.; R. HORN; F. BECKMANN; A. SMUCKER ROGASIK, H.; I. ONASCH; J. KIESEL; S. KOSZINSKI; M. WEHRHAN	Optimierung eines einfachen Verdunstungsverfahrens zur Bestimmung bodenhydraulischer Eigenschaften	125-126
RÜCKNAGEL, J.; R. BRANDHUBER; HOFMANN; M. LEBERT; MARSCHALL; R. PAUL	Synchrotron μ CT und 3D Porenraumquantifizierung von Bodenaggregaten	127-128
RÜCKNAGEL, J.; R. BRANDHUBER; HOFMANN; M. LEBERT; MARSCHALL; R. PAUL	Definition räumlicher Skalen und Skalenübergänge auf Grundlage einer Heterogenitätsanalyse	129-130
SCHAMPERA, B.; S. DULTZ	Varianz der mechanischen Vorbelastung bei der graphischen Bestimmung nach dem Casagrande-Hofmann; M. Lebert; K. Verfahren	131-132
SCHMALZ, B.; S.A. AL HAGREY; U. WERBAN; R. MEISSNER; W. RABBEL; A. ISMAEL STOCK, O.; N. K. DOWNES; R. F. HÜTTL	Diffusion Transport in Clays: <i>In situ</i> Determination by ATR-FTIR-Spektroskopie	133-134
SCHMALZ, B.; S.A. AL HAGREY; U. WERBAN; R. MEISSNER; W. RABBEL; A. ISMAEL STOCK, O.; N. K. DOWNES; R. F. HÜTTL	The „GeoModel“ at Kiel University – A Full Scale Model for Hydrogeophysical Studies of Soil Structures and Processes	135-136
TALKNER, U.; F. BEESE TRINKS, S.; H. STOFFREGEN; G. WESSOLEK	Bestimmung und Modellierung des Einflusses organischer Substanz auf das Verfestigungsverhalten von Geschiebemergel im Wasserspannungsbereich 10^0 - 10^7 hPa	137-138
VIÑAN, P.; F. BAUER; B. HUWE; C. VALARÉZO	Phosphatsorption und –transport in Waldböden	139-140
VOHLAND, M.; C. BOSSUNG; H.-C. FRÜND	Hydraulische Eigenschaften von Trümmerschüttböden	141-142
WEYER, J.; S. C. IDEN; W. DURNER	Observation and Simulation of Water Fluxes in the Vadose Zone of Undisturbed and Disturbed Sites in the Highlands of Southern Ecuador	143-144
ZEILINGER, J.; M. QUIZHPE; B. HUWE	Möglichkeiten der Detektion von umweltrelevanten Schwermetallen (Cu, Pb, Zn) in Böden durch VIS/NIR-spektrometrische Analyseverfahren	145-146
WEYER, J.; S. C. IDEN; W. DURNER	Inverse Bestimmung von Stofftransportparametern aus instationären Säulenversuchen unter Berücksichtigung verschiedener Aufsättigungsmethoden	147-148
ZEILINGER, J.; M. QUIZHPE; B. HUWE	Bodenphysikalische und –hydraulische Parameter und Materialfunktionen von Böden unter verschiedener Nutzung	149-150

ZHAO, Y.; S. PETH; J. KRÜMMELBEIN; R. HORN	Modelling Grazing Intensity Effects on Water Budgets	151-152
ZINK, K.; H. FLEIGE; R. HORN; A. BRANDT; J. M. REICHERT; D. J. REINERT	Spannungsausbreitung und Bodenverformung in einem Parabraunerde-Pseudogley (Norddeutschland) und einem Ferralsol (Südbrasilien) bei Überfahrungsversuchen	153-154

Referate Symposium Kommissionen I, II und III

ILG, K.; J. SIEMENS; P. DOMINIK; H. PAGEL; M. KAUPENJOHANN	Mobilisierung und Mobilität von kollidalem Phosphor in sandigen Böden	157-158
RADTKE, U.; H. THIEMEYER	Verteilung und Dynamik von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Waldbodenprofilen auf Flugsand – Bodensäulenversuche -	159-160
SZEGEDI, K.; D. VETTERLEIN; H.-U. NEUE; R. JAHN	Modelling Arsenic Concentration Dynamics in the Rhizosphere in the Presence of Goethite with the New Rhizosphere Model RhizoMath	161-162

Referate und Posterpräsentationen Kommission II

ALT, F.; J. KNUTH; S. GÜNTER; C. VALAREZO; W. WILCKE	Einfluss eines Naturwaldmanagement-Experimentes auf den Nährstoffkreislauf eines Bergregenwaldes in Südecuador	165-166
ARENZ, M.; S. THIELE-BRUHN; T. GALLÉ; L. ZWANK; J.-P. LICKES	Zusammensetzung güllebürtiger organischer Substanzen und deren Einfluss auf das Mobilitätsverhalten von Antibiotika im Boden	167-168
BANDOWE, V.; V. LAABS; C. MARTIUS; W. AMELUNG; W. WILCKE	Development of an Analytical Method to Determine Precursors/Metabolites of Naphthalene and Phenanthrene in Tropical Soils and Plants	169-170
BAUER, F.; B. HUWE	Preferential Flow and Discharge Behaviour Dependent on Anthropogenic and Natural Disturbances in the Highlands of Southern Ecuador	171-172
BAUMANN, F.; T. SCHOLTEN; P. KÜHN; J.-S. HE	Einfluss der Pedodiversität auf den Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt von Steppenökosystemen entlang eines Transekt durch das Hochland von Tibet	173-174
BIERKE, A.; K. KAISER; G. GUGGENBERGER	Ernterückstandsmanagement in Reisökosystemen – Einfluss auf Parameter der organischen Bodensubstanz	175-176
BOY, J.; W. WILCKE	Atmospheric Input Derived from Biomass Burnign Impoverishes – Not Fertilizes – Amazonian Tropical Mountain Rain Forests	177-178
CHEN, H.; N. BILLEN; K. STAHR; Y. KUZYAKOV	Effects of Nitrogen and Intensive Mixing on Decomposition of ¹⁴ C-labelled Maize (<i>Zea mays</i> L.) Residue in Soils of Different Land Use Types	179-180
DOHLEN, M.	Quantifizierung der potentiellen Stofffreisetzung anorganischer Parameter aus technogenen Substraten (Eisen- und Metallhüttenschlacken) mittels unterschiedlicher Elutionsverfahren	181-182
DURING, A.; R. RINKLEBE; M. OVERESCH; R. WENNRICH; S. MOTHES; H.-U. NEUE	Quantification of Mercury Volatilization from Floodplain Soils at the Elbe River	183-184

ERNST, S.; D. AMTHAUER GALLARDO; K. MICHEL; B. LUDWIG	Freisetzung von Nährionen aus Böden unterschiedlicher Klimaregionen	185
FIEDLER, S.; J. BREUER; K. STAHR; G. J. MICHAELSON; C. L. PING	Die kleinräumige Verteilung redoxsensitiver Elemente in sog. <i>frost boils</i> der arktischen Tundra Alaskas	187-188
FRITZ, H.; M. ABIY; C. FÜRST; F. MAKESCHIN	Auswirkungen von Flugasche-Emissionen auf den Stoffhaushalt von Waldböden	189-190
GILDEMEISTER, D.; G. E. SCHAUMANN	Koordinative Quervernetzungen in der organischen Bodensubstanz: Effekte bei der Belegung mit Calcium	191-192
GRABE, M.; K. KAISER; M. SCHRUMPF; E.-D. SCHULZE; G. GUGGENBERGER	Landnutzung und Kohlenstoffpools – Ein europäischer Ausblick	193-194
HABERMANN, J.; J. MATSCHULLAT; R. H. ELLERBROCK; H. H. GERKE; M. KAISER	Funktionelle Charakterisierung von POM aus Mikro- und Makroaggregaten unterschiedlich texturierter Böden aus Langzeitfeldexperimenten	195-196
HEITKAMP, F.; K. MICHEL; J. RAUPP; B. LUDWIG	Kohlenstoff und Stickstoff-Pools in einem Ackerboden nach 27 Jahren organischer und mineralischer Düngung	197-198
HENSLER, U.; J. KNUTH; Y. OELMANN; C. VALAREZO; W. WILCKE	Phosphor- und Basenumsätze während der Mineralisation in Böden unter einem ecuadorianischen Bergregenwald	199-200
HILKE, I.; S. MATTHÄI; A. BÖCKLER; D. LANDGRAF	Bestimmung von organischem Stickstoff in Bodenwässern und Bodenextrakten: Möglichkeiten und Grenzen	201-202
HÖHN, A.; M. SOMMER; G. SCHALITZ; J. BREUER	Silizium-Fractionen in Histosolen und Gleysolen eines Grünlandstandortes	203-204
HUNFELD, H.; F. GESSLER; J. NIEMEYER; S. PAGEL-WIEDER	Dynamik der Verlagerung des Proteins Cry3Bb1 aus <i>Bacillus thuringiensis</i> in Böden	205-206
HUWE, B.; F. MAKESCHIN	Soils in a Tropical Mountain Rainforest: Matter Dynamics along Altitudinal, Landuse and Disturbance Gradients	207-208
JACOBS, A.; R. RAUBER; K. MICHEL; B. LUDWIG	Einfluss von Bodenbearbeitung auf Aggregatstabilität, sowie C- und N-Speicherung in Ackerböden zweier Langzeitversuche	209-210
JORDAN, S.; E. BAURIEGEL; J. ZEITZ; J. RÜHLMANN	Spektrale Laser Scanning Mikroskopie (LSM) – Ansatz zu einer objektiven Bestimmung von Torfzersetzungsgraden	211
KAISER, K.; G. GUGGENBERGER; R. JAHN	Verteilung von Eisen- und Aluminiumhydroxidphasen über Dichtefractionen in Abhängigkeit der Beladung mit organischer Substanz sowie Ultrabeschallung	213
KAISER, M.; M. SOMMER; J. HABERMANN; R. H. ELLERBROCK	Erfassung stabiler Fraktionen organischer Substanz aus Oberböden (OBS) unter Acker durch Kombination physikalischer und chemischer Extraktionsschritte	215-216
KALININA, O.; M. NADPOROZHYKAYA; L. GIANI	Charakterisierung der Huminstoffe in Plaggeneschen Nordwestdeutschlands, Nordwest- und Nordrusslands durch die sequentielle Fraktionierung nach Tyurin	217-218

KNUTH, J.; J. BOY; C. VALAREZO; B. MICHALZIK; W. WILCKE	Kohlenstoffdynamik in einem tropischen Bergregenwald in Südecuador	219-220
KONOPATZKY, A.; L. REICHEL	Effekte der Mischung von Bodenproben und resultierende Probleme der Bodenblockberechnung im Level-I-Monitoring	221-222
KRESCHNAK, C.; J. INGWERSEN; T. STRECK	Dynamik des Redoxpotentials und Mobilisierung von Schwermetallen bei Einstauereignissen in Hochwasserrückhaltebecken	223-224
LANDGRAF, D.; S. IOST; F. MAKESCHIN	Calcium, Magnesium, Potassium and Phosphorus Contents in Reclaimed Marsh Soil from Zhejiang Province, P. R. China	225-226
LÖLL, M.; C. ALBRECHT; W. REIHER; P. FELIX-HENNINGSSEN	Vorkommen Seltener Erden in ackerbaulich genutzten Böden der nordlichen Wetterau	227-228
MICHEL, K.; B. LUDWIG	Modellierung des Chromtransportes in einem Boden und einem Sediment	229-230
NAUAF, M.; P. LEINWEBER; A. SCHLICHTING	Bodenfarbe als Indikator für Gehalt und molekulare Zusammensetzung der organischen Bodensubstanzen	231-232
OVERESCH, M.; G. BROLL; U. FRANKO; H.-J. BRAUCKMANN; H. HÖPER; B. KLEEFISCH	Modellierung der Mineralisierungsbedingungen und des C-Umsatzes in nordwestdeutschen Sandböden	233-234
PAGEL-WIEDER, S.; W. R. FISCHER; F. GESSLER; H. HUNFELD; J. NIEMEYER	Vergleichende Untersuchungen zur Sorption der Proteine Cry1Ab und Cry3Bb1 aus <i>Bacillus thuringiensis</i> an Tonfraktionen aus Böden einer Freisetzungsfläche	235-236
PRIETZEL, J.; J. THIEME; N. TYUREKCHIEVA; K. EUSTERHUES; S. SPIELVOGEL	Oxische Probenahme und Probenaufbereitung führt zu fehlerhafter Speziierung von Schwefel, Eisen und Kohlenstoff in anoxischen Böden	237-238
RAAB, T.; K. HÜRKAMP; J. VÖLKEL	Kleinräumige Verteilung von Bleigehalten in Auenböden der Vils, Oberpfalz	239-240
REIHER, W.; R.-A. DÜRING; S. GÄTH	Vergleichende Darstellung des Einflusses der am Sorptionsprozess beteiligten Hintergrundkonzentration auf die Modellgüte erweiterter FREUNDLICH-Sorptionsisothermen von Schwermetallen	241-242
RINKLEBE, J.; H.-J. STAERK; R. WENNRICH; H.-U. NEUE RUSER, R.;	Dynamics of Arsenic in Floodplain Soils at the Elbe River	243-244
M.SCHENK ZU SCHWEINSBERG; M. RUCKWIED; J. RIEHLE; T. MÜLLER	Fehlervermeidung bzw. -minimierung bei der Bestimmung der TN-Konzentration in flüssigen Extrakten mittels eines TOC/TN-Analysators	245-246
SEEGER, J.; M.-O. AUST; S. THIELE-BRUHN; P. LEINWEBER; R. MEISSNER	Lysimeterstudie zur Auswaschung von Sulfonamid-Antibiotika aus sandigen Lehmen im Mitteldeutschen Trockengebiet	247-248
SCHMITT, A.; B. GLASER; W. BORKEN; E. MATZNER	Frost-Auftau-Zyklen verändern die Qualität der organischen Bodensubstanz	249-250
SCHOBEL, S.; N. WELLBROCK; P. HENNIG; L. HILBRIG; M. HOLZHAUSEN; P. SCHARFEN	Konzepte und Ziele der zweiten, bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II)	251-252

SCHWARZ, M.; J. KNUTH; Y. OELMANN; C. VALAREZO; W. WILCKE	Identifizierung von Stickstoff-Transformationsprozessen mit Hilfe der N- und O-Isotopensignaturen in Nitrat bei der vertikalen Passage durch einen Bergregenwald in Südecuador – methodischer Ausblick	253-254
TAPERON, S.; Y. OELMANN; W. WILCKE	Methode zur Bestimmung der $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte in Sulfat aus Wasserproben in einem tropischen Bergregenwald Ecuadors	255-256
TIPPKÖTTER, R.; R. HORN; H. TAUBNER WILCKE, W.	Organotin in Percolates of Mixtures of Soil and Harbour Sludge Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Böden:	257-258 259-260
ZÖRNER, D.; W. REIHER; S. GÄTH	Validierung eines Berechnungstools für Schwermetalle im Boden anhand schlagspezifischer Schwermetallbilanzen	261-262

Referate Symposium Kommissionen II, I III, IV und VII

BACHMANN, J.; G. GUGGENBERGER; TH. BAUMGARTL; R. H. ELLERBROCK; E. URBANEK; M.-O. GOEBEL; K. KAISER; R. HORN; W. R. FISCHER LUDWIG, B.; K. KUKA; U. FRANKO; M. VON LÜTZOW	Stabilisierung der organischen Bodensubstanz durch skalenabhängige physikalische Schutzmechanismen Vergleich zweier quantitativer Kohlenstoffdynamik-Modelle mit einem konzeptionellen Modell unter Berücksichtigung landwirtschaftlicher Dauerversuche Welche Bedeutung hat Rekalzitranz bei der Stabilisierung der organischen Substanz in Böden?	265-266 267-268
MARSCHNER, B.; S. BRODOWSKI; A. DREVES; G. GLEIXNER; P. M. GROOTES; U. HAMER; A. HEIM; G. JANDL; R. JI; K. KAISER; K. KALBITZ; C. KRAMER; P. LEINWEBER; J. RETHMEYER; M. W.I. SCHMIDT; L. SCHWARK; G. L.B. WIESENBERG		269-270

Referate Symposium Kommissionen II und III

AUST, M.-O.; S. THIELE-BRUHN; K.-U. ECKHARDT; J.M. KÖHNE; P. LEINWEBER	Einfluss von Gülle auf Sorption und Transport veterinärmedizinisch genutzter Sulfonamid-Antibiotika in Böden	273-274
BECK, J.; K. U. TOTSCHKE; I. KÖGEL-KNABNER	Räumliche und zeitliche Akkumulation natürlicher Östrogene in landwirtschaftlich genutzten Böden	275-276
CIGLASCH, H.; W. AMELUNG; M. KAUPENJOHANN	Auswaschung oder Abspülung? Insektizide im Wasser einer tropischen Obstplantage in Hanglage	277-278
STUMPE, B.; B. MARSCHNER	Abbauverhalten der Steroidhormone 17β -Estradiol und 17α -Ethinylestradiol in verschiedenen Böden	279-280

Referate und Posterpräsentationen Kommission III

BAUM, C.; K. HRYNKIEWICZ; P. LEINWEBER	Mikrobielle Besiedlung der Wurzeln dual symbiontischer Pflanzen und ihre Aktivität auf subarktischen Standorten	283-284
EHRMANN, O.; C. EMMERLING	Mögliche Auswirkungen des prognostizierten Klimawandels auf Regenwürmer	285-286
FRIEDEL, J. K.; S. GOLLNER; R. HRBEK; M. JAKUPAJ; M. C. FLAMM; M. OBERFORSTER; E. ZECHNER; A. KINASTBERGER; F. LÖSCHENBERGER	Mycorrhization of Wheat Cultivars Relevant in Organic Farming	287-288
HILDEBRAND, E. E.; N. KOELE	Der Grobboden als Nährelementpool für Fichtenkeimlinge	289-290
IOST, S.; F. MAKESCHIN	N-Limitierung in organischen Auflagen und Mineralböden tropischer Bergregenwälder Südecuadors	291-292
LEIßNER, S.; H.-C. FRÜND; J. SNEIKUS; A. STORK	Vergleich der Abbaugeschwindigkeit von Pflanzenschutzmitteln in zwei Tiefen von Grünlandböden verschiedener Bodentypen	293-294
MAIR, J.; P. ILLMER	Bodenstabilität im Hochgebirge – Einfluss von organischer Substanz und mikrobiellem Wachstum	295-296

Referate Kommission III und Symposium Kommissionen III und IV

EICKHORST, T.; R. TIPPKÖTTER	Investigation of Microhabitats and their Dynamics in Paddy Soils of SE China	299-300
HELFRICH, M.; H. FLESSA; M. POTTHOFF; B. LUDWIG	Einfluss von Streuqualität und Pilzbiomasse auf die Makroaggregatbildung und die Stabilisierung organischer Substanz im Zuge des Steuabbaus	301-302
INGWERSEN, J.; C. POLL; T. STRECK; T. STRECK; E. KANDELER	Micro-scale Modelling of the Carbon Turnover in the Detritusphere	303-304

Referate Symposium Kommissionen III und II

FRÜND, H.-C.; C. EMMERLING; C. BOSSUNG; M. VOHLAND; H. TÜLP; P. HINSINGER	Gibt es einen Zusammenhang zwischen Kupfergehalt und Humusgehalt im Boden?	307-308
HEINZE, S.; J. RAUPP; R. G. JÖRGENSEN	Die mikrobielle Biomasse im Darmstadt-Dauer-Düngungsversuch zur ökologischen Landbewirtschaftung	309-310
RODIONOV, A.; G. GUGGENBERGER; M. GRABE; H. FLESSA	Black Carbon in Permafrostböden unter Waldtundra Nordsibiriens	311-312
VOGELER, I.; M. DEURER; R. CICHOTA	Management Effects on Soil Quality in two Apple Orchards in New Zealand	313-314
WIESENBERG, G. L. B.; S. BRODOWSKI	Veränderungen der Zusammensetzung und Überlagerung von Lipiden und Black Carbon infolge der Verkohlung von Pflanzenmaterial	315-316

Referate Symposium Kommission III und AG „Bodenökologie“

HABERMANN, M.; T. EICKHORST; H. TAUBNER; R. TIPPKÖTTER	Effect of Different Rice Straw Management on the CO ₂ and CH ₄ Emission from Paddy Soils in China	319-320
JOERGENSEN, R. G.; K. CHANDER	Abbau von Zn-reicher <i>Arabidopsis halleri</i> -Streu in schwermetall-belasteten Böden in Anwesenheit von EDTA	321-322
LAUDENBACH, S.; P. FELIX-HENNINGSSEN	N-Fractionen biologischer Krusten in einem Sanddünenökosystem in der Negev / Israel	323-324
ROTTMANN, N.; B. LUDWIG; R. G. JÖRGENSEN	Vergleich von Methoden zur CO ₂ Messung im Säulenversuch	325-326
STICHT, C.; S. SCHRADER; A. GIESEMANN; H.-J. WEIGEL	Anwendung stabiler C-Isotope bei der Beurteilung funktioneller Biodiversität im Boden vor dem Hintergrund atmosphärischen CO ₂ Anstiegs	327-328
TAUBNER, H.; T. EICKHORST; S. KNAUTH; G. PAN; P. ZHANG; J. ZHENG; R. TIPPKÖTTER	Effect of Fertilization on the Methane Production in Chinese Paddy Soils	339-330
THERHOEVEN-URSELMANS, T.; H. SCHMIDT; R. G. JÖRGENSEN; B. LUDWIG	Einsatz der Nahinfrarot-Spektroskopie zur Bestimmung von bodenchemischen und bodenbiologischen Messgrößen und der Einfluss der Probenvorbereitung	331

Referate und Posterpräsentationen Kommission IV

ARMBRUSTER, M.; N. LAUN; R. WIESLER	Nitratauswaschung in der intensiven Gemüseproduktion – Möglichkeiten zur wirksamen Verringerung der Gewässerbelastung entsprechend den Forderungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie	335-336
BENS DORF, S.; N. TAUCHNITZ; R. MEISSNER; H.-U. KISON	Veränderungen des Wasser- und Stoffhaushaltes eines entwässerten Moores nach Wiedervernässung im Nationalpark Harz	337-338
BIGALKE, M.; S. WEYER; W. WILCKE	Bestimmung der Stabilisotopenverhältnisse von Cd, Cu und Zn in Bodenproben	339-340
EIKENSCHIEDT, N.; J.-B. XI; G.-H. QIN; L. NETT; M. ROELCKE; F.-S. ZHANG; R. NIEDER	Carbon and Nitrogen Dynamics in Intensively Used Chinese Poplar Plantations	341-342
FISCHER, H.; A. MEYER; K.-U. ECKHARDT; R. BEESE; G. NEUMANN; P. LEINWEBER; K. FISCHER; Y. KUZYAKOV	Quantitative und qualitative Erfassung der Rhizodeposition von Mais in Abhängigkeit von der Nährstoffversorgung	343-344
FREISINGER, U. B.; H.-J. BRAUCKMANN; G. BROLL; K.-F. SCHREIBER	Nährstoffdynamik von Grünlandökosystemen in Südwestdeutschland – Einfluss von Mulchen, Mähen und ungestörter Sukzession -	345-346
GLATZEL, S.; I. KIEPE; A. JORDAN; B. MICHALZIK	Der Einfluss des Laubfalls auf die Bodenatmung in einem unbewirtschafteten Kalkbuchenwald (NP Hainich)	347-348
GUDMUNDSSON, T.; H. BJÖRNSSON; G. THORVALDSSON	The Effect of Mineral N-fertiliser on Soluble Nutrients in Long Term Experiments on Icelandic Andosols under Permanent Grassland	349-350

HEUMANN, S.; J. BÖTTCHER	Die Berechnung der Frühjahrs-N-Mineralisation niedersächsischer Ackerböden in Abhängigkeit von Bodenwassergehalt und Temperatur	351-352
HOLL, B. S.; S. FIEDLER; A. FREIBAUER; H. F. JUNGKUNST; M. DRÖSLER; K. STAHR	Die CH ₄ -Dynamik wiedervernässter und drainierter Niedermoore des Donaurieds	353-354
HOEPFNER, U.	O ₂ -Diffusion in Rekultivierungsböden	355-356
HOYER, U.; H.-J. REENTS; K.-J. HÜLSBERGEN	Einfluss der Bewirtschaftung auf Humuspools und Humusbilanzen in landwirtschaftlich genutzten Böden	357-358
JOCHHEIM, H.; M. PUHLMANN; J. AUGUSTIN; S. WIRTH	CO ₂ -Respiration des Bodens und der Wurzeln in einem Buchenwald des nordostdeutschen Tieflands – Analyse und Simulation	359-360
JOST, B.; K. SCHMIDTKE; R. RAUBER	Kalkulation der N ₂ -Fixierleistung und der N-Flächenbilanz beim Anbau von Leguminosen im ökologischen Landbau	361-362
KARRASCH, M.; G. MIEHLICH	Bewirtschaftungsbedingte N-Überschüsse auf einem sandigen Grünlandstandort und ihr Einfluss auf den N-Vorrat im Oberboden	363-364
KELLER, A.; A. DESAULES	Stoffflüsse und Stoffpools von Landwirtschaftsparzellen der Nationalen Bodenbeobachtung Schweiz	365-366
KINDLER, R.; J. SIEMENS; K. KAISER; M. KAUPENJOHANN	Die Bedeutung der Auswaschung gelöster C-Verbindungen für Klimabudgets terrestrischer Ökosysteme – Das DICDOC-Projekt -	367-368
MEISNER, R.; F. KEIL; S. BERNSDORF; F. BRAUCKMANN	Untersuchungen zum Nährstoffbedarf typischer Vegetationsgesellschaften im Niedermoorgebiet Drömling (Sachsen-Anhalt)	369-370
MEYER, A.; H.-C. FRÜND; R. ANLAUF; P. REHRMANN; R. OPRÉE	Modellhafte Untersuchung eines Verwesungsprozesses im Unterboden – Staub zu Staub, schön wär's!	371-372
MÜLLER, T.; I. JAFFER; D. STEFFENS; R. SCHULZ	Erhöht die Granulierung von Rohphosphaten mit Schwefel (Bio-Superphosphat) die P-Verfügbarkeit in Böden mit hohen pH-Werten?	373-374
NETT, L.; J.-B. XI; N. EIDKENSCHIEDT; M. ROELCKE; F.-S. ZHANG; R. NIEDER	Soil Organic Matter Dynamics in Virgin and Secondary Forests of North-Eastern China	375-376
NIEDER, R.; M. HARTZSCH; H.-O. DAUCK	Dynamik der organischen Bodensubstanz in Ackerböden: langfristige Entwicklungen in Niedersachsen	377-378
NYAGATARE, G.; D. SAUER; N. BILLEN; K. STAHR	Effect of an Elevated Groundwater Level on Greenhouse Gas Concentrations in the Pore Volume of Calcaric Gleysols	379-380
PACHOLSKI, A.; D. GERICKE; H. KAGE	NH ₃ -Verluste nach Ausbringung von Garrückständen aus Biogasanlagen	381-382
RUMBAUER, C.; K. STAHR	Risikoabschätzung in der Stickstoffauswaschung in der Nordchinesischen Tiefebene	383-384
SMIDT, G.; F. LANG; A. HERRE; M. KAUPENJOHANN	Chronosequenz der Aufnahme von Blei und Arsen in Pflanzen	385-386
SCHACK-KIRCHNER, H.; M. MAIER; E. HILDEBRAND	Interessiert uns der volatile C-Pool der Böden?	387-388
SCHNECKENBERGER, K.; K. STAHR; Y. KUZYAKOV	Quantifizierung der CO ₂ -Quellen aus dem Boden unter <i>Miscanthus</i> anhand der natürlichen ¹³ C-Abundanz	389-390

SCHWARZ, U.; J. INGWERSEN; W. YUNJING; J. XIAOTANG; T. STRECK	Messung von Bruttonitrifikationsraten in drei ausgewählten Ackerböden mit Hilfe der Barometrischen Prozessseparation	391-392
STRECK, T.; M. LAMERS; J. INGWERSEN	Inverse Simulation von N ₂ O-Emissionen aus Waldböden: Kopplung des biogeochemischen Modells Forest-DNDC mit dem Parameteroptimierungsprogramm UCODE	393-394
TIEMEYER, B.; J. FRINGS; P. KAHLE; B. LENNARTZ	Räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften und Grundwasserkonzentrationen in einem degradierten Niedermoor	395-396
VETTERLEIN, D.; J. ACKERMANN; K. SZEGEDI; J. MATTUSCH; H. TANNEBERG; R. JAHN	Die Vorhersage von Schadstoffüberschreitungen in Pflanzen aufgrund von Bodenkontaminationen – Wunsch und Wirklichkeit – Fallbeispiel Arsen	397-398
WERTH, M.; Y. KUZYAKOV	Unterteilung des CO ₂ -Gesamteffluxes aus einem Maisackerboden durch natürliche ¹³ C-Markierung und Vergleich mit einem Schwarzbracheboden	399-400

Band 110, Heft 2

Referate Kommission IV und Symposium Kommissionen IV, II und III

OELMANN, Y.; K. EMDE; J. GRUNERT; W. WILCKE	Das Nitratproblem im Weinbau. Die Bestimmung des weinbaubürtigen Nitrats mit Hilfe der stabilen N- und O-Isotope	405-406
SAUHEITL, L.; A. WEIGELT; B. GLASER	Pflanzliche Aminosäureaufnahme bei unterschiedlichen Aminosäurekonzentrationen im Boden	407-408
VON DER HEIDE, C.; J. BÖTTCHER; W. H. M. DUIJNISVELD; M. DEURER; D. WEYMANN	N ₂ O im oberflächennahen Grundwasser: räumliche Variabilität unter Berücksichtigung ökochemischer Einflussfaktoren in dem System Boden/Grundwasser	409-410
WEYMANN, D.; R. WELL; C. VON DER HEIDE; H. FLESSA; C. KONRAD; W. WALTHER	Denitrifikation in der gesättigten Zone: Bestimmung von „excess N ₂ “ und Ableitung potenzieller indirekter N ₂ O Emissionen	411-412

Referate Symposium Kommissionen IV, II und III

DÜMIG, A.; P. SCHAD; C. RUMPEL; M.-F. DIGNAC; I. KÖGEL-KNABNER	Böden dokumentieren die Waldausbreitung im Grasland-Araukarienwald-Mosaik des südbrasilianischen Hochlandes	415-416
--	---	---------

Referate und Posterpräsentationen Kommission V

ADLER, G. H.; W. ECKELMANN; O. DÜWEL; R. BARITZ	EU-Bodenrahmenrichtlinie. Die Rolle nationaler und europäischer Bodennetzwerke	419-420
AHRENDTS, B.; C. DÖRING; M. JANSEN; M. MEESENBURG; F. BEESE	Kopplung dynamischer Modelle für die flächenhafte Abschätzung der Stoffdeposition im Wald	421-422
ALBRECHT, C.; K. SCHMIDT; R. GERBER; T. BEHRENS; P. FELIX-HENNINGSSEN; T. SCHOLTEN	Georadaruntersuchungen repräsentieren Transekte im Einzugsgebiet der Nidda (Hessen)	423-424
APPEL, K.; T. NEHLS; G. WESSOLEK	Optimierung des Wasserhaushaltes im Straßenraum zur Verbesserung des Klimas – Konzept	425-426
BAHARVAND, M.; W. BURGHARDT	Vergleichende Untersuchungen zur Belastung mit Schwermetallen von Straßenstäuben und Oberböden der Straßenbegleitgrünbeete unter semiariden Klimabedingungen	427-428
BARITZ, R.; W. STOLZ	Web Soil Services (WSS). Beispiel für CommonGatewayInterface (CGI)-Programme zur Erfassung, Bearbeitung und Auswertung bodenkundlicher Daten im Internet	429-430
BISCHOFF, W.-A.; A. SCHWARZ	Stofftransport im Boden: Skalenabhängige Streuung der Messungen und Unsicherheit in der Risikoabschätzung	431-432
BERGER, J.; S. FIEDLER; K. STAHR; G. LINDEMEIER; M. GRAW	Lokalisation eines ehemaligen Massengrabes aus der NS-Zeit	433-434
BROLL, G.; C. TARNOCAI	Cryosols der kanadischen Arktis unter dem Einfluss des Klimawandels	435-436

BRONGER, A.	Pedostratigraphische Korrelation von brunheszeitlichen Löss-Paläoboden-Sequenzen von Zentralasien mit Mitteleuropa – ein zweiter Versuch	437-438
BUGGLE, B.; B. GLASER; U. HAMBACH; L. ZÖLLER; N. GERASIMENKO; I. GLASER; S. B. MARKOVIC	Löss Paläoboden Sequenzen an Donau und Dnieper – Klimaarchive der letzten 700.000 Jahre -	439-440
DAMBECK, R.; S. MÜLLER; H. STEPIEN	Podsol – Boden des Jahres 2007: Indikator für historische Waldnutzung in Mittelgebirgen?	441-442
DAVID, S.; A. LEHMANN; K. STAHR	Bodenbewertung urbaner Gebiete zur Berücksichtigung in der Stadtplanung	443-444
DUTTMANN, R.; K. SUMFLETH	Regionalisierung von bodenphysikalischen Eigenschaften in paddy rice Landschaften SO-Chinas auf unterschiedlichen Skalen	445-446
EBERHARDT, E.; W. STOLZ; R. BARITZ	Datenhaltung und Datenkommunikation zur Online-Erstellung von Indikatorkarten für den Bodenschutz	447-448
ECKELMANN, W.	Bodeninformation für Deutschland: Status 2007	449-450
FALL, A. L.; S. FIEDLER; K. STAHR; F. MATTY	Bodengenese und räumliche Verteilung der Acidität und des Salzgehaltes in der Küstenzone des mittleren Westen des Senegal	451-452
FRITZ, C.	Die Bodenkarte von Baden-Württemberg 1 : 50 000 - Konzeption und Anwendung	453-454
GAISER, T.; A. MOUINOU; H. WEIPPERT; K. STAHR	Bedeutung der Bodenverbreitung in Bodengesellschaften mittelmaßstäbiger Bodenkarten für die regionale Ertragsabschätzung mit Simulationsmodellen	455-456
GÖNSTER, S.; R. GIERSE; B. MARSCHNER	Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für die Bodenregelungsfunktionen auf Grundlage der DGK 5 Bo am Beispiel des Quartiers Dönberg in Wuppertal.	457-458
GRAEFE, U.	Gibt es in Deutschland die Humusform Amphi?	459-460
GRÖNGRÖFT, A.;	Pedodiversity of Southern African Drylands. Results from the BIOTA Transect (Part II)	461-462
A. PETERSEN; G. MIEHLICH GRÜNDLING, R.; T. SCHOLTEN	Bodengenese, Bodenvielfalt und Bodeneigenschaften als steuernde Wirkungsgefüge ökosystemarer Prozesse	463-464
HAASE, D.; S. BOLZE; C. OPP	Kleinräumige Differenzierung ("Regionalisierung") der Schwermetallbelastung in Auenböden in einem Modellgebiet an der Mittleren Elbe	465-466
HANNEMANN, J.	Zielgewichtung und Entscheidungsfindung bei der Kombination von Bodeninformationen	467-468
HEILMANN, H.; R. BARITZ; E. EBERHARDT; R. SYMMANGK; A. BÖHM; J. WILLER; J. KOZAK; V. PENIZEK	Pilotgebiet Blatt Chemnitz 1 : 250.000 im Projekt ENVASSO: Grenzüberschreitende Berechnung (Sachsen-CZ) von Bodenzustandsindikatoren am Beispiel Diffuse Kontamination	469-470
HERING, J.; A. BAURIEGEL	Die Bereitstellung bodenkundlicher Auswertethemen in Brandenburg unter Berücksichtigung eines Bodengesellschaftsansatzes	471-472
HERPEL, N.; A. GRÖNGRÖFT	Analysis of Small Scale Soil Patchiness in the Succulent Karoo, South Africa	473-474
HERRMANN, L.; M. SOMMER; K. E. BLEICH	Palöklimatische Interpretation von Paläoböden Theoretische Überlegungen	475-476
HIEROLD, W.; S. KOSZINSKI; M. SOMMER; J. KIESEL	Zur Auswahl und Validierung repräsentativer Dauerbeobachtungsflächen in Agrarlandschaften – Basisprogramm Acker	477-478

HIRSCH, F.; C. MARTÍ-BONO; T. RAAB	Geophysikalische Verfahren (Refraktionsseismik & Elektrotomographie) zur Kennzeichnung von Struktur und Mächtigkeit quartärer Sedimente im Becken von Sabinánigo-Biescas, Spanische Zentralpyrenäen	479-480
HÖKE, S.; M. ROLF; H. VON DRESSLER; F. RÜCK; J. SCHNEIDER	Die Teilfunktion Böden als Pflanzenstandort auf urbanen Brachen für innovative Flächennutzungskonzepte	481-482
JANSEN, M.; C. DÖRING; B. AHREND; H. MEESENBURG; K. J. MEIWES; F. BEESE	Kopplung dynamischer Modelle für die Bodenschuttkalkung im Wald	483-484
KAHLE, P.; B. TIEMEYER; B. EICHLER-LÖBERMANN; B. LENNARTZ	P-Austrag aus einem landwirtschaftlich genutzten Tieflandeinzugsgebiet in Mecklenburg-Vorpommern	485-486
KASTLER, M.; K.-J. HARTMANN; R. JAHN	Systematische Horizontabgrenzungskriterien auf der Basis von Mindestparameterdatensätzen	487-488
KEMERDERE, C.; W. BURGHARDT	Flächennutzungsentwicklung einer Stadt unter besonderer Berücksichtigung der Bodenressourcen und sozioökonomischen Einflüsse	489-490
KESKIN, B.; B. FREY; K. HANSEN; G. SÄNGERLAUB; L. GIANI	Temporale Variabilität von Eigenschaften eulitoraler Böden im Unterschied zwischen Nassstrand und Watt, am Beispiel der Insel Spiekeroog	491-492
KLAMM, M.; W. KAINZ	Archäologie und Archivböden: Der mehrphasige Grabhügel 1 bei Memleben, Burgenlandkreis	493-494
KOCHER, B.; F. LAUFENBERG; S. HÖKE	Bestimmung von Stoffeinträgen in straßennahe Böden	495-496
KOPP, D.; W. SCHWANECKE	Die Bodenformen beispielhafter mitteleuropäischer Naturraumregionen unter dem Aspekt ihrer periglaziären Merkmalskombination aus Sutbstrat-, Perstruktions- und Horizontprofil	497-498
KÜHN, D.	Praktische Probleme der Klassifikation und Kartierung von anthropogenen Substraten	499-500
KÜHN, P.; D. PIETSCH; U. BRUNNER; I. GERLACH; H. HITGEN; T. BEHRENS; V. HOCHSCHILD; E. NEUBERT; K. DECKERS; T. SCHOLTEN	Pedoarchäologie im Gebiet der antiken Oase Ma'rib (Jemen)	501-502
KRÜGER, K.; R. DUTTMANN	Fernerkundungs- und DGM gestützte Regionalisierung von Bodeneigenschaften ackerbaulich genutzter Flächen	503-504
KRUG, D.; STEGGER, U.	Bodenübersichtskarte 1 : 200.000 (BÜK 200) – Qualitätssicherung, Auswertung, Präsentation	505
LEBERT, M.; W. SCHÄFER	Vorstellung eines Regionalisierungsschlüssels zur Ausweisung von Risikoflächen für Bodenverdichtungen im Maßstab 1 : 50.000	507-508
LEHMANN, A.	Innovative Ansätze bei der Bewertung anthropogener und natürlicher Böden	509-510
MAKOWSKY, L.; H. MEUSER; S. TAPERON	Anwendbarkeit von Verfahren zur Elution von Bodensäulen bei Böden aus technogenen Substanzen	511-512
MEUSER, H.	Wichtige Aspekte für Stadtböden bei der Bewertung der Bodenfunktionen gemäß §2 BbodSchG	513-514
MÜLLER, L.; U. SCHINDLER; A. BEHRENDT; F. EULENSTEIN; R. DANNOWSKI	Das Müncheberger <i>Soil Quality Rating (SQR)</i> – ein einfaches Verfahren zur Bewertung der Eignung von Böden als Farmland	515-516

MUSTAFA, M.; H. GEBHARDT; L. GIANI	Pedogenese und Schwermetallbelastung von Spülfeld-Böden in Emden-Riepe, Ostfriesland, aufgespült mit Hafensedimenten des Emdener Hafens	517-518
PENNER, B.; L. DIMKINA; W. BURGHARDT	Ermittlung des Oberflächenabflusses, der Überschreitung der Feldkapazität und der Fließgrenze bei unterschiedlicher Mächtigkeit der Altstandortabdeckung	519-520
PETERSEN, A.; A. GRÖNGRÖFT; G. MIEHLICH PIETSCH, D.	Pedodiversity of Southern African Drylands. Results from the BIOTA Transect (Part I) Substrate Classification for Soil Description after FAO	521-522 523-524
REHBEIN, K.; A. KELLER	Großräumige Schwermetallgehalte in den Böden des Schweizer Kantons Thurgau	525-526
RIEK, W.	Bestimmung von Trockenrohichte, Grobbodenanteil und Feinbodenvorrat skeletthaltiger Materialien	527-528
RÜCK, F.; H. VON DRESSLER; S. HÖKE; M. ROLF; K. THIERER; J. SCHNEIDER SIEWERT, C.	Bodenbewertung und planerische Flächenbewertung als Beitrag zu REFINA Experimentelle Diagnostik ungestörter Böden mit Thermogravimetrie – Grundlage für ein Fingerprinting?	529-530 531-532
SKOWRONEK, A.; A. KRUPP; O. NESTROY SCHMIDT, E.; T. LAUER; E. BIBUS	Zur Klima- und Standortindikation rubefizierter neogener und quartärer (Paläo-) Böden in Österreich Die Bedeutung des oberflächennahen Untergrundes für Boden und Relief an der Bauland/Odenwald-Grenze	533-534 535-536
SCHMIDT, K.; T. BEHRENS; T. SCHOLTEN SCHMIDT, R.; D. DEUMLICH; J. KIESEL; S. KOSZINSKI; M. SOMMER	Landschaftssegmentierung, Repräsentanz und Data Mining – Konzepte zur digitalen Bodenkartierung Hochaufgelöste digitale Konzeptkarte auf der Grundlage von Boden-Relief-Beziehungen	537-538 539-540
SCHULER, U.; L. HERRMANN; J. INGWERSEN; K. STAHR	Bodenkartierung mit verschiedenen Methoden im Bergland von Nordthailand – Ein Methodenvergleich zwischen Maximum Likelihood, gitterbasierter Randomisierung und lokalem Wissen	541-542
THIELE-BRUHN, S.; P. LEINWEBER; K.-U. ECKHARDT; H. K. SIEM; H.-P. BLUME	Bodensystematische Zuordnung der Schwarzerde-ähnlichen Böden in der küstennahen jungpleistozänen Landschaft Nordostdeutschlands anhand der Zusammensetzung der organischen Bodensubstanzen	543-544
THIEMEYER, H.	Stark podsolige Terra Fusca-Parabraunerden und Parabraunerde-Rendzinen des östlichen Riesrandes	545-546
THIERE, J.; J. KIESEL; D. DEUMLICH UTERMANN, J.; M. FUCHS; O. DÜWEL	Pedotop-Gefügestil der Länder Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg Flächenrepräsentative Hintergrundwerte von As, Sb, Be, Mo, Co, Se, Ti, U & V für Böden im bundesweiten Maßstab	547-548 549-550
WAGNER, S.; D. SAUER; H. BRÜCKNER; E. A.C. COSTANTINI; K. STAHR	Bodengenese im Mediterranraum im Vergleich zweier Chronosequenzen auf marinen Terrassen in Süditalien und SW-Sizilien	551-552

WERNER, G.; M. BRAVO; J. ESPINO; J. D. ETCHEVERS; G. FLORES; J. F. GALLARDO; M. I. GONZÁLEZ; C. HIDALGO; M. PETRI; C. PRAT; I. VIDAL; E. ZAPATA; L. ALONSO; A. BÁEZ; S. COVALEDA; M. GINANNI; M. GONZÁLEZ; B. M. GUTIÉRREZ; M. HAULON; L. MEDINA; J. PADILLA; M. L. PADILLA; S. PAJARES; R. RISALTI; A. VERA	Rehabilitaton of Deteriorated COLcanic Soils in Mexico and Chile (REVOLSO) III. (Results of an International and Interdisciplinary Project of the European Union)	553-554
ZAUFT, M.; J. ZEITZ; A. BAURIEGEL	Flächenrepräsentative Leitprofile und wesentliche Eigenschaften von Moorböden in Versumpfungsmooren	555-556

Referate Kommission V und Symposium Kommission V mit Kommission VII, sowie Kommission V mit Kommission VIII

ALTERMANN, M; K.-D. JÄGER; D. KOPP; A. KOWALKOWSKI; D. KÜHN; W. SCHWANECKE BAURIEGEL, A.; M. FACKLAM; J. HERING; H. RÖSSLING; E. LÜCK	Zur Kennzeichnung und Gliederung von periglaziär bedingten Differenzierungen in der Pedosphäre	559-560
BETZER, H.-J.; D. ELHAUS; W. HORNIG; H.-P. SCHREY; S. SCHULTE-KELLINGHAUS BULLMANN, H.; J. HEINRICH	Bodenkundliche Aspekte auf den Binnensalzstellen Brandenburgs	561-562
	Auswertung der Bodenschätzungsdaten in NRW - ein Methodenvergleich im Stadtgebiet Münster	563-564
	Substrate und Gliederung periglazialer Deckschichten auf Muschelkalk im östlichen Thüringer Becken	565-566
FIER, A.; K. MUELLER; R. JAHN	Genese von tonreichen Unterbodenhorizonten in Böden aus Kalksteinverwitterungsmaterial mit Deckschichten aus Löss in Norddeutschen Berg- und Hügelländern (am Beispiel der Göttinger Muschelkalkscholle)	567-568
GERBER, R.; C. ALBRECHT; P. FELIX-HENNINGSSEN	Substrat-spezifische Bestimmung des Wassergehaltes aus zero-offset Georadarmessungen	569-570
LINK, M.; A. KOWALKOWSKI; A. NIEWIADOMSKI; T. HARRACH OPP, C.; R. GERBER	Die polnische Bodenschätzung und Möglichkeiten der ökologischen Interpretation ihrer Ergebnisse	571-572
	Catenare Bodendifferenzierung an einer Buntsandstein-Schichtstufe im Burgwald bei Marburg	573-574
SCHAD, P.	Die neue WRB: Änderungen und Anwendungen	575-576
SCHWANK, S.; K. GRABOWSKY; A. GRÖNGRÖFT	Großmaßstäbige Bodenfunktionsbewertung im Rahmen der UVU zur Fahrrinnenanpassung der Tiedelbe	577-578

Referate und Posterpräsentationen Kommission VI

BERGER, S.; S. MELCHIOR; V. SOKOLLEK; B. STEINERT BERGER, W.; U. KALBE; J. ECKARDT; G. CHRISTOPH; A. GRABNER; H.-P. WALZEL	18 Jahre Wasserhaushaltsuntersuchungen auf den Testfeldern der Deponie Hamburg-Georgswerder	581-582
	Einfluss experimenteller Randbedingungen auf die Schadstoff-Freisetzung bei Säulenperkolationsversuchen	583-584

EULENSTEIN, F.; M. WILLMS; U. SCHINDLER; L. MÜLLER; W. MIRSCHEL	Mögliche Folgen des Klimawandels auf den Nitrat- und Sulfataustrag in die ungesättigte Zone landwirt- schaftlich genutzter Böden in Nordostdeutschland	585-586
FOHRER, N.; B. SCHMALZ; P. SPRINGER	Interaktionen von Fließgewässern, Grundwasser und Entwässerungsgräben im Norddeutschen Tiefland	587-588
FRAUENKNECHT, H.; T. GAISER; K. STAHR	Einfluss der Bodenheterogenität auf den landwirt- schaftlichen Ertrag infolge von Überstauereignissen	589-590
GÄTH, S.; J. BRANS	Das Schadeinheitenmodell zur Identifikation und Bewertung von Altlastenstandorten	591-592
GEBERT, J.; J. STREESE-KLEEBOG; J. BERGER; S. MELCHIOR; E.-M. PFEIFFER	BMBF-Verbund MiMethox: Mikrobielle Methanoxida- tion in Deponieabdeckschichten	593-594
GHRAIR, A.; J. INGWERSEN; T. STRECK	Preparation and Characterization of Nanoparticulate Zeolitic Tuff	595-596
HAAG, R.; I. MÜLLER; B. MARSCHNER	Wirkung von Bodenzusätzen auf die Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen in Gar- tenböden	597
HARTMANN, K.-J.; T. BEHRENS; H. DOMSCH; C. MARCHSREITER	Ableitung flächenscharfer bodenkundlicher Informa- tionen für den Oberboden	599-600
HENNINGS, V.; J. WOLFER; M. HUBER	Entwicklung eines Decision Support System zum Wasserressourcenmanagement in Syrien: Überprü- fung der „Soil Moisture Method“ des WEAP-Systems mit externen Bodenwasserhaushaltsmodellen	601-602
HINICK, S.; K. MUELLER; N. EMEIS; O. CHRISTEN	Erfassung des komplexen elektrischen Leitwerts als Messprinzip zur Abschätzung von Bodeneigenschaf- ten	603-604
KALBE, U.; S. WÜRCK; W. BERGER; J. ECKARDT; K. RÜBNER; I. FELDMANN	Untersuchungen zur Aufklärung von Sorptionspro- zessen in Saugkerzen	605-606
LÜCK, E.; J. RÜHLMANN	Geophilus electricus – ein neues „soil mapping sys- tem“	607-608
MAHRO, B.; J.-U. HOLTHUIS; I. DOBNER; J. WARRELMANN	Lysimeterstudien mit neu entwickelten Hoch- leistungs-Pflanzenfiltern	609-610
MEIWES, K. J.; B. HORVÁTH; H. MEESENBURG; J. ACKERMANN	Nitratgehalte im Sickerwasser unter Wald im westli- chen Niedersachsen	611-612
MÖLLER, M.; D. WURBS; T. KOSCHITZKI	Schlagspezifische Erfassung der relief- und sub- stratbedingten Bodenheterogenität mittels Reliefana- lyse und Fernerkundung	613-614
MÜLLER, I.; K. KARDEL; G. RANK	Schwermetalle und ihre Löslichkeit in Unterböden – Ergebnisse aus Untersuchungen in Gebieten mit Hinweisen auf großflächige schädliche Bodenverän- derungen im Freistaat Sachsen	615-616
NOLTE, C.; R. FOHRMANN	Berücksichtigung bodenkundlicher Merkmale bei der Effizienzkontrolle grundwasserschutzorientierter Maßnahmen in Wassergewinnungsgebieten in Nord- rhein-Westfalen	617-618
PRADE, C.; S. KÖHLER; K. STAHR	Unterschiede im Nitrataustrag auf ökologisch bewirt- schafteten Flächen in Abhängigkeit variiertes Boden- bearbeitung	619-620

REES, R.; B. H. ROBINSON; M. MENON; M. S. GÜNTHARDT-GEORG; E. LEHMANN; R. SCHULIN	Hyperakkumulation von Bor durch Pappeln – Bedeutung für kontaminierte Böden	621-622
SCHINDLER, U.; L. MÜLLER; R. DANNOWSKI; F. EULENSTEIN	Bodenhydrologische Langzeitmessungen zum Einfluss von Boden und Landnutzung auf die Sickerwasserdynamik in Nordostdeutschland	623-624
SCHÖN, H.-G.; S. GAUSSMANN; W.-G. GEBAUER	Regionalisierung des Ertragspotentials landwirtschaftlich genutzter Flächen in Wasserschutzgebieten des ostthessischen Berglandes	625-626
SCHWARZ, A.; W.-A. BISCHOFF	Beurteilung der Nitratbelastung des Grundwassers in einem Wasserschutzgebiet: Vergangenheit – Gegenwart – Zukunft	627-628
STOLZ, R.; R. HAAG; B. MARSCHNER	Wirkung verschiedener Zusätze zur Immobilisierung von Schwermetallen in Böden auf bodenmikrobielle Parameter	629-630
TAUCHNITZ, S.; F. LIEMEN; S. BERNSDORF; R. MEIßNER	Bestimmung der nutzbaren Feldkapazität von Rekultivierungsmaterialien mittels Vegetationstest	631
UNTERSEHER, E.; P. REIDELSTÜTZ	Bodenheterogenität – Erfassung und Nutzungsmöglichkeiten für die Präzisionslandwirtschaft am Oberrhein	633-634
WILLMS, M.; J. HUFNAGEL; F. EULENSTEIN; B. WAGNER; A. VETTER	Humus- und Stickstoffbilanzen beim Anbau von Energiepflanzen	635-636

Referate und Posterpräsentationen Kommission VII

BOSAK, V.; K. STAHR; M. ZAREI	Einfluss verschiedener Säurestarken und Anionen auf die Verwitterungswerte von Granit im Modellexperiment	639-640
DULTZ, S.; A. SIMONYAN; H. BEHRENS; S. KÜBLER	Porosität und Permeabilität in Mineralen und Gesteinen als steuernder Faktor innerer Verwitterungsreaktionen	641-642
JAGO, B.; H. GROSCH; E. NEVES.; W. TEIXEIRA, B. GLASER	Rekonstruktion von Besiedlungsmuster und –intensität einer Terra Preta anhand der kleinräumigen Nährstoffverteilung	643-644
JAHN, R.; G. GRÜNEWALD; M. KASTLER; S. ZIKELI; K. KAISER	Mineralbestand in technogenen Substraten – neue Herausforderungen für die Bodenmineralogie	645-646
KAUFHOLD, A.; R. DOHRMANN; R. JAHN	Einfluss der Trocknung auf die Eigenschaften von Allophan	647-648
MINH, N. N.; S. DULTZ; J. KASBOHM	Effect of Fe ^{II} an Humic Acid on Surface Charge and Dispersion of the Clay Fraction of a Paddy Soil	649-650
PALMER, I.; S. FIEDLER; K. STAHR	Verlagerung von Vanadium entlang geochemischer Gradienten anhand zweier Landschaften des Schwarzwaldes	651-652
SAUER, D.; I. SCHÜLLI-MAURER; R. SPERSTAD; R. SØRENSEN; K. STAHR	Wirkung verschiedener Puffersysteme im Verlauf der Albeluvisol- und Podzolentwicklung in Südost-Norwegen	653-654
STAHR, K.; M. ZAREI; A. SINGER; D. SAUER	Warum wissen wir so wenig über unsere Bodenminerale?	655-656
STEIN, C.; D. SAUER; M. ZAREI; K. STAHR	Optimierung der Extraktion amorpher Kieselsäure aus Böden und Prüfung mittels REM und EDX	657-658

WIESMEIER, M.; C. RUMPEL; A. HILSCHER; D. DICK; H. KNICKER	Veränderung der organischen Bodensubstanz nach Aufforstungen brasilianischer Grasländer mit <i>Pinus spp.</i>	659-660
--	---	---------

Referate und Posterpräsentationen Kommission VIII

ADAM-SCHUMM, K.; N. BILLEN; K. STAHR	Die Anreicherung organischer Substanz im Boden durch veränderte Bodenbearbeitung im globalen Kontext (Ergebnisse einer Literaturrecherche)	663-664
AHL, C.; M. LANGE; S. HENKE	Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus zur Biogaserzeugung auf die Humuswirtschaft	665-666
BACH, M.; R. DUTTMANN	Langfristeffekte von Winderosion auf leichten Böden Norddeutschlands – Auswirkungen und Ansätze zur ereignisbezogenen Quantifizierung	667-668
BARTLING, J.; M. MAI; A. KOTZERKE; M. SCHLOTER; B.-M. WILKE	Aufklärung abnormer Verläufe von Bodenatmungskurven mit Hilfe von PLFA-Profilen	669-670
BILLEN, N.; C. RÖDER; H. CHEN; T. GAISER	Messung und Simulation der klimawirksamen C-Anreicherung in Böden durch extensivierte Bewirtschaftung	671-672
BRANDHUBER, R.; R. GEISCHEDER; M. DEMMEL	Bodengefügeschutz mit optimierter Fahrwerkstechnik – Ergebnisse aus einem Forschungsprojekt	673-674
CHMIELESKI, J.; J. ZEITZ	Pedogenese, Nutzung und Schutz von Muddeböden	675-676
DÜWEL, O.; U. UTERMANN	Repräsentative Humusgehalte in den Oberböden Deutschlands	677-678
FUNK, R.; D. DEUMLICH; M. FRIELINGHAUS; M. SOMMER	Gesamt Betrachtung der Bodenerosionsprozesse (Wasser, Wind, Bearbeitung) in einer Bodenlandschaft des NO-deutschen Jungglazials	679-680
FRIELINGHAUS, M.; B. KIETZER; U. SCHKADE; M. SOMMER; H.-R. BORK	Bearbeitungserosion als wichtiger Aspekt der Landschaftsentwicklung	681-682
FRUHNER, K.; H. FLEIGE; R. HORN; M. TEWS	Feuchtigkeitsabhängige Dynamik des Sedimentausstrags unter Windkanalbedingungen	683-684
HASSENPFUG, VON, W.; R. BAUMANN	GIS-gestützte Verwehungsfall-Analyse – Bodenerosionsforschung „von unten“ – das Beispiel Goldelund	685-686
HORNSCHUCH, F.; W. RIEK	Kennzeichnung „naturnaher Böden“ anhand von Bodenvariabilität und –heterogenität als Ausdruck ökosystemarer Selbstorganisation	687-688
KEHL, M.; M.-L. LINDER; A. SKOWRONEK	Böden und Biotopenentwicklungspotentiale in Naturschutzgebieten der Stadt Bonn	689-690
KLAMMER, O.; M. ZIERDT; T. VETTER	Funktion, Entwicklung und Potenzial von Böden in ökologisch angepassten Landnutzungssystemen semi-arider Gebiete (Nordwestküste Ägyptens)	691-692
KNAUTH, S.; R. TIPPKÖTTER	Investigation of Archaeal 16S rDNA Diversity of an Chinese Paddy Soil	693-694
KOCH, H.-J.; H. HEUER; O. TOMANOVA	Einfluss dreimaliger Befahrung mit einem 6-reihigen Zuckerrübenroder auf Porosität und Funktionalität des Bodens bei differenzierter Bodenbearbeitung	695-696
MAURER, T.; L. HERMANN; M. MOUNKAILA; T. GAISER; K. STAHR	Winderosionspotentiale in Abhängigkeit von Eigenschaften natürlicher semi-arider Oberflächen	697-698
MACHULLA, G.; M. BRAK; O. NITZSCHE; W. SCHMIDT	Stofftransport in einem konventionell und konservierend bewirtschafteten Lössboden – Multitracer-Feldversuch	699-700

MILLER, R.; M. PETER	Umsetzung der EG-WRRL in Hessen – Auswertung der Bodenschätzungsdaten zur Abgrenzung von Maßnahmenräumen und Aufstellung eines Maßnahmenprogramms	701-702
MOSIMANN, T.; H. WESTPHAL	Boden- und Gewässerschutz verknüpfen: Bilanzierung und Optimierung der Wirksamkeit von Maßnahmen zum Schutz vor Erosion und Stoffaustrag am Beispiel eines Teileinzugsgebiets der Leine	703-704
PETER, M.; R. MILLER; A. BRÄUNIG	Bodenschutzatlas Sachsen – Bodenflächendaten für die Landesplanung	705-706
RENGER, M.; K. SCHEFFER	Neue Anbau- und Verwertungsstrategien bei der Bioenergieerzeugung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen	707-708
ROSENKRANZ, S.; Y. OELMANN; W. WILCKE	Beschleunigt erhöhte Biodiversität den Stickstoffkreislauf in einem Grünlandökosystem?	709-710
SCIACCA, S.; B. FREY; J. KREMER; P. LÜSCHER	Physikalischer Bodenschutz im Wald: zwischen Beeinträchtigung und Schaden	711-712
SÜMER, M. R.; J. ZEITZ	Auswirkungen verschiedener Bodennutzungssysteme auf ausgewählte physiko-chemische Bodeneigenschaften und pflanzenbauliche Parameter	713-714
SCHWEITZER, K.	Phosphatgehalte in Böden – Das Gedächtnis des Bodens für historische Wohn- und Siedlungsstrukturen	715-716
STÜCKRAD, S.; K.-J. SABEL; W. WILCKE	Periglazialer Transport: Ermittlung der Transportweite aufgenommener Erze mittels Spurenelement- und Isotopenanalyse	717-718
ULRICH, S.; B. HOFMANN; O. CHRISTEN	Vergleich verschiedener Methoden der Humusbilanzierung	719-720
WURBS, D.; T. KOSCHITZKI; M. MÖLLER	ABAGFlux – ein hierarchischer Modellansatz zur Maßnahmenplanung im Boden- und Gewässerschutz	721-722

Referate Symposium Kommissionen VII, I, II, III und IV

DREVES, A.; M.-J. NADEAU; P. M. GROOTES	FE-Mn-Konkretionen: Ein langfristiger Speicher für organische Substanz?	725-726
ELLERBROCK, R. H.; H. H. GERKE; M. KAISER	Zusammenhang zwischen polyvalenten Kationen und Zusammensetzung der OBS von Böden unterschiedlicher Langzeitfeldexperimente	727-728
GÖBEL, M.-O.; J. BACHMANN; W. R. FISCHER; A. LAMPARTER; S. K. WOCHÉ	Einfluss der Grenzflächeneigenschaften auf die mikroskalige Verteilung von Wasser und ihre Bedeutung für die Stabilität von organischer Bodensubstanz	729-730
OHM, H.; B. MARSCHNER	Wirkung von erhöhten atmosphärischen CO ₂ -Konzentrationen und N-Düngung auf Priming-Effekte in Böden	731-732

Referate Symposium Kommissionen VII und II

ACKERMANN, J.; D. VETTERLEIN; J. MATTUSCH; H. TANNEBERG; H.-U. NEUE; R. JAHN	Dynamik der As- und Fe-Löslichkeit in belasteten (hydr)oxidhaltigen Auenböden nach Wassersättigung	735-736
---	--	---------

BOHM, C.; R. H. ELLERBROCK; H. H. GERKE	<i>In-situ</i> -Charakterisierung organischer Bodensubstanz an Oberflächen von Bodenaggregaten	737-738
GRÜNEWALD, G.; K. KAISER; R. JAHN	Hydrotalkit als Bindungspartner organischer Substanz in alkalischen Böden	739
KLITZKE, S.; F. LANG; M. KAUPENJOHANN	Arsenmobilisierung durch Kalkung?	741-742

Referate Kommissionen VIII und Symposium Kommissionen VIII und III

BEYLICH, A.; U. GRAEFE	Artenzahlen von Annelidengemeinschaften (Regenwürmer und Kleinringelwürmer) – Referenzwertbereiche für unterschiedliche Standortssituationen	745-746
BRAUCKMANN, H.-J.; G. BROLL	Auswirkungen der Ausbringung von Gärresten aus Biogasanlagen auf Regenwürmer	747-748
HAMMESFAHR, U.; S. THIELE-BRUHN	Auswirkung von Sulfadiazin in Gülle auf die Gemeinschaftsstruktur von Mikroorganismen im Boden	749-750
HANGEN, E.; W. OLBRICHT; M. JONECK	Indikatorkriging zur flächenhaften Charakterisierung von EPA-PAH Gehalten in Nadelwaldaufgaben Bayerns	751-752
KUNZMANN, S.; G. FRANK; U. MEYERHOLT; L. GIANI	Mögliche Auswirkungen der Föderalismusreform auf den Schutz des Bodens	753-754
SCHERER, V.; B. SIEMER; U. FERBER	Flächenmanagement und Bodenversiegelung in Ober-, Mittel- und Unterzentren des Freistaates Sachsen	755-756
SIEMER, B.	Bodenbewertungsinstrument Freistaat Sachsen	757-758
ZUBER, T.; E. HANGEN; M. JONECK	Säureinduziertes Puffervermögen von Forstböden in NO-Bayern	759-760

Referate und Posterpräsentationen AG „Bodenökologie“

PENNE, C.; J. BÖTTCHER; B. AHREND; M. DEURER	Räumliche Variabilität von C-Vorräten in der Humusaufgabe von Waldböden als Funktion der Kronendachstruktur	763-764
THIEL, E.; U. FRANKO	Definition von Szenarien zu Agrarmaßnahmen und Modellierung der Wirkung auf den diffusen N-Austrag	765-766

Referate Symposium AG „Bodenökologie“ und Kommission V

GAERTIG, T.	Identifikation alter Befahrungslinien anhand der Bodenvegetation	769-770
GEISTLINGER, H.; D. EISERMANN; F. REINSDORF; J. BÖTTCHER; R. WELL; W. SCHÄFER	Reaktive Transport-Modellierung und prozessbasiertes Upscaling der N ₂ O-Emission aus dem oberflächennahen Grundwasser	771-772
JORDAN, A.; G. JURASINSKI; S. GLATZEL	Sind Bodenatmungsmessungen überhaupt regionalisierbar?	773-774
LIEB, E.; U. FRANKO; H. RINGE; H. KOLBE	Einfluss von Klima und Bodeneigenschaften auf die Umsatzbedingungen organischer Substanz in sächsischen Ackerböden	775-776
SPIELVOGEL, S.; J. PRIETZEL; I. KÖGEL-KNABNER	Die Räumliche Variabilität der Vorräte verschiedener Kohlenstofffraktionen in einer Lockerbraunerde unter Fichte	777-778

Referate und Posterpräsentationen AK „Boden in Unterricht und Weiterbildung“

BARSUKOV, P.; C. SIEWERT	Soil Teaching at Annual Soil – Ecological Summer Schools in Siberia	781-782
BENEKE, S.	Handreichung "Lernort Boden" Eine Handreichung für den schulischen und außerschulischen Unterricht	783-784
BÖHME, K.; N. NIEDERNOSTHEIDE; K. MUELLER	Boden im Museum	785
DRIELING, K.	Alltagsvorstellungen von Schülerinnen und Schülern zum Thema Boden	787-788
GEYER, K.;	Die Bedeutung des informellen Lernens für die Vermittlung von Bodenwissen	789-790
H.-J. BRAUCKMANN; G. BROLL GANI, L.	Tag des Bodens 2003 und 2006 – Verstärkte Aktivitäten und öffentliche Präsenz?	791-792
HÖRMANN, G.; E. REINECKE; E. HENKE; A.FUNK; N.THIELKE; F. POETZSCH-HEFFTER; N. FOHRER	Bodenwasserhaushalt im Unterricht: Erfahrungen aus einem Kooperationsprojekt zwischen Schule und Hochschule	793-794
LÜSCHER, P.; P. BLASER; J. LUSTER; L. WALTHERT; S. ZIMMERMANN	Waldböden der Schweiz – wie sie sich präsentieren	795
MUELLER, K.; K. BÖHME	Konzeption und Ablauf einer Vorlesung beim Kinder-campus der Fachhochschule Osnabrück	797
NESTROY, O.	Wie der Boden in den Schulatlas der Steiermark kommt – ein Werkstattbericht	799-800
SCHNEIDER, R.; N. HOFMANN; A. SCHLÖMER; S. WINNEFELD; E. TRESSEL	Boden zu den Menschen tragen – (Wander-) Ausstellungen für Schulen und die Öffentlichkeit -	801-802
SCHOCKEMÖHLE, J.	Lernen in der Region unter dem Leitbild der nachhaltigen Entwicklung. Ergebnisse des Forschungsprojektes ALICERA zum Potential außerschulischer regionaler Lernorte	803-804
TOLKSDORF-LIENEMANN, E.	„Bodenwissen“ als überfachliche Schlüsselkompetenz in Bachelor- und Master-Studiengängen	805-806

Referate AG „Geschichte der Bodenkunde“

BLUME, H.-P.	Gustav Heyer (1826-1883) als Boden- und Standortkundler der Forstwissenschaften	809-810
REHFUESS, K. E.	Gustav Adolf Krauß (1888-1968), Altmeister der modernen forstlichen Standortkunde	811-812
ROESCHMANN, G.	Wilhelm Hollstein (1898-1973) und die Bodenkartierung	813-814
STICHER, H.	Georg Wiegner (1883-1936), ein Pionier der grundlagenorientierten Bodenkunde	815-816

Inhalt nach Autoren

ACKERMANN, J.; D. VETTERLEIN; J. MATTUSCH; H. TANNEBERG; H.-U. NEUE; R. JAHN	735-736
ADAM-SCHUMM, K.; N. BILLEN; K. STAHR	663-664
ADLER, G. H.; W. ECKELMANN; O. DÜWEL; R. BARITZ	419-420
AHL, C.; M. LANGE; S. HENKE	665-666
AHRENDTS, B.; C. DÖRING; M. JANSEN; M. MEESENBURG; F. BEESE	421-422
ALBRECHT, C.; K. SCHMIDT; R. GERBER; T. BEHRENS; P. FELIX-HENNINGSSEN; T. SCHOLTEN	423-424
ALT, F.; J. KNUTH; S. GÜNTER; C. VALAREZO; W. WILCKE	165-166
ALTERMANN, M.; K.-D. JÄGER; D.KOPP; A. KOWALKOWSKI; D. KÜHN; W. SCHWANECKE	559-560
ALTFELDER, S.; U. NOELL; M. FURCHE; V. GUNDELACH; J. IGEL; W. DUIJNISVELD; J. BACHMANN	77-78
APPEL, K.; T. NEHLS; G. WESSOLEK	425-426
ARENZ, M.; S. THIELE-BRUHN; T. GALLÉ; L. ZWANK; J.-P. LICKES	167-168
ARMBRUSTER, M.; N. LAUN; R. WIESLER	335-336
AUST, M.-O.; S. THIELE-BRUHN; K.-U. ECKHARDT; J.M. KÖHNE; P. LEINWEBER	273-274
BACH, M.; R. DUTTMANN	667-668
BACHMANN, J.; G. GUGGENBERGER; TH. BAUMGARTL; R. H. ELLERBROCK; E. URBANEK; M.-O. GOEBEL; K. KAISER; R. HORN; W. R. FISCHER	265-266
BADORRECK, A.; H. H. GERKE; P. VONTOBEL; R. F. HÜTTL	79-80
BAHARVAND, M.; W. BURGHARDT	427-428
BANDOWE, V.; V. LAABS; C. MARTIUS; W. AMELUNG; W. WILCKE	169-170
BARITZ, R.; W. STOLZ	429-430
BARSUKOV, P.; C. SIEWERT	781-782
BARTLING, J.; M. MAI; A. KOTZERKE; M. SCHLOTTER; B.-M. WILKE	669-670
BARTSCH, H. U.	53-54
BAUER, F.; B. HUWE	171-172
BAUM, C.; K. HRYNKIEWICZ; P. LEINWEBER	283-284

BAUMANN, F.; T. SCHOLTEN; P. KÜHN; J.-S. HE	173-174
BAURIEGEL, A.; M. FACKLAM; J. HERING; H. RÖSSLING; E. LÜCK	561-562
BECK, J.; K. U. TOTSCHKE; I. KÖGEL-KNABNER	275-276
BECK, M.	33-34
BENEKE, S.	783-784
BENS DORF, S.; N. TAUCHNITZ; R. MEISSNER; H.-U. KISON	337-338
BERGER, J.; S. FIEDLER; K. STAHR; G. LINDEMEIER; M. GRAW	433-434
BERGER, S.; S. MELCHIOR; V. SOKOLLEK; B. STEINERT	581-582
BERGER, W.; U. KALBE; J. ECKARDT; G. CHRISTOPH; A. GRABNER; H.-P. WALZEL	583-584
BETZER, H. J.; D. ELHAUS; W. HORNIG; H.-P. SCHREY	41-42
BETZER, H.-J.; D. ELHAUS; W. HORNIG; H.-P. SCHREY; S. SCHULTE-KELLINGHAUS	563-564
BEYLICH, A.; U. GRAEFE	745-746
BIERKE, A.; K. KAISER; G. GUGGENBERGER	175-176
BIGALKE, M.; S. WEYER; W. WILCKE	339-340
BILLEN, N.; C. RÖDER; H. CHEN; T. GAISER	671-672
BILLWITZ, K.; P. KÜHN	3-4
BISCHOFF, W.-A.; A. SCHWARZ	431-432
BLOMENHOFER, A.; S. ENGELHARDT; B. HUWE	81-82
BLUME, H.-P.	809-810
BOESS, J.	47-48
BOGNER, C.; G. WIEDEMANN; B. HUWE; V. MARC; S. RUY; Y. TRAVI	83-84
BÖHM, C.; R. H. ELLERBROCK; H. H. GERKE	737-738
BÖHME, K.; N. NIEDERNOSTHEIDE; K. MUELLER	785
BOSAK, V.; K. STAHR; M. ZAREI	639-640
BOY, J.; W. WILCKE	177-178
BRANDHUBER, R.; R. GEISCHEDER; M. DEMMEL	673-674
BRAUCKMANN, H.-J.; G. BROLL	747-748
BROLL, G.; C. TARNOCAI	435-436
BRONGER, A.	437-438

BUGGLE, B.; B. GLASER; U. HAMBACH; L. ZÖLLER; N. GERASIMENKO; I. GLASER; S. B. MARKOVIC	439-440
BULLMANN, H.; J. HEINRICH	565-566
CAPELLE, A.; E. AHLERS	49-50
CAPELLE, A.; H. BURGHARDT	63-64
CHEN, H.; N. BILLEN; K. STAHR; Y. KUZYAKOV	179-180
CHMIELESKI, J.; J. ZEITZ	675-676
CIGLASCH, H.; W. AMELUNG; M. KAUPENJOHANN	277-278
CONRAD, Y.; N. FOHRER	85-86
DAMBECK, R.; S. MÜLLER; H. STEPIEN	441-442
DAVID, S.; A. LEHMANN; K. STAHR	443-444
DOBERS, E. S.	43-44
DOBERS, E. S.; C. AHL; T. STUCZYŃSKI	61-62
DOHLEN, M.	181-182
DÖRFEL, C.; J. GROSCH; J. SCHMIDT	87-88
DREVES, A.; M.-J. NADEAU; P. M. GROOTES	725-726
DRIELING, K.	787-788
DULTZ, S.; A. SIMONYAN; H. BEHRENS; S. KÜBLER	641-642
DÜMIG, A.; P. SCHAD; C. RUMPEL; M.-F. DIGNAC; I. KÖGEL-KNABNER	415-416
DURING, A.; R. RINKLEBE; M. OVERESCH; R. WENNRICH; S. MOTHE; H.-U. NEUE	183-184
DURNER, W.; B. SCHARNAGEL; S. C. IDEN; L. WEIHERMÜLLER; H. VEREECKEN	89-90
DUTTMANN, R.; K. SUMFLETH	445-446
DÜWEL, O.; U. UTERMANN	677-678
EBERHARDT, E.; W. STOLZ; R. BARITZ	447-448
ECKELMANN, W.	449-450
EHRMANN, O.; C. EMMERLING	285-286
EICKHORST, T.; R. TIPPKÖTTER	299-300
EIKENSCHIEDT, N.; J.-B. XI; G.-H. QIN; L. NETT; M. ROELCKE; F.-S. ZHANG;	
R. NIEDER	341-342

ELLERBROCK, R. H.; H. H. GERKE; M. KAISER	727-728
ELSNER, D.-C.	37-38
ENGELHARDT, S.; M. SCHLATHER; B. HUWE	91-92
ERNST, S.; D. AMTHAUER GALLARDO; K. MICHEL; B. LUDWIG	185
EULENSTEIN, F.; M. WILLMS; U. SCHINDLER; L. MÜLLER; W. MIRSCHEL	585-586
FALL, A. L.; S. FIEDLER; K. STAHR; F. MATTY	451-452
FIEDLER, S.; J. BREUER; K. STAHR; G. J. MICHAELSON; C. L. PING	187-188
FIER, A.; K. MUELLER; R. JAHN	567-568
FISCHER, H.; A. MEYER; K.-U. ECKHARDT; R. BEESE; G. NEUMANN; P. LEINWEBER; K. FISCHER; Y. KUZYAKOV	343-344
FLATH, M.	5-6
FOHRER, N.; B. SCHMALZ; P. SPRINGER	587-588
FRAUENKNECHT, H.; T. GAISER; K. STAHR	589-590
FREISINGER, U. B.; H.-J. BRAUCKMANN; G. BROLL; K.-F. SCHREIBER	345-346
FRIEDEL, J. K.; S. GOLLNER; R. HRBEK; M. JAKUPAJ; M. C. FLAMM; M. OBERFORSTER; E. ZECHNER; A. KINASTBERGER; F. LÖSCHENBERGER	287-288
FRIELINGHAUS, M.; B. KIETZER; U. SCHKADE; M. SOMMER; H.-R. BORK	681-682
FRITZ, C.	453-454
FRITZ, H.; M. ABIY; C. FÜRST; F. MAKESCHIN	189-190
FRUHNER, K.; H. FLEIGE; R. HORN; M. TEWS	683-684
FRÜND, H.-C.; C. EMMERLING; C. BOSSUNG; M. VOHLAND; H. TÜLP; P. HINSINGER	307-308
FUNK, R.; D. DEUMLICH; M. FRIELINGHAUS; M. SOMMER	679-680
GAERTIG, T.	769-770
GAISER, T.; A. MOUINOU; H. WEIPPERT; K. STAHR	455-456
GÄTH, S.; J. BRANS	591-592
GEBERT, J.; J. STREESE-KLEEGER; J. BERGER; S. MELCHIOR; E.-M. PFEIFFER	593-594
GEBHARDT, S.; H. FLEIGE; R. HORN	93-94
GEISTLINGER, H.; D. EISERMANN; F. REINSDORF; J. BÖTTCHER; R. WELL; W. SCHÄFER	771-772
GERBER, R.; C. ALBRECHT; P. FELIX-HENNINGSSEN	569-570

GERZABEK, M. H.	73-74
GEYER, K.; H.-J. BRAUCKMANN; G. BROLL	7-8
GEYER, K.; H.-J. BRAUCKMANN; G. BROLL	789-790
GHRAIR, A.; J. INGWERSEN; T. STRECK	595-596
GIANI, L.	9-10
GIANI, L.	791-792
GILDEMEISTER, D.; G. E. SCHAUMANN	191-192
GLATZEL, S.; I. KIEPE; A. JORDAN; B. MICHALZIK	347-348
GÖBEL, M.-O.; J. BACHMANN; W. R. FISCHER; A. LAMPARTER; S. K. WOCHÉ	729-730
GOLDSCHMITT, M.	35-36
GÖNSTER, S.; R. GIERSE; B. MARSCHNER	457-458
GRABE, M.; K. KAISER; M. SCHRUMPF; E.-D. SCHULZE; G. GUGGENBERGER	193-194
GRAEFE, U.	459-460
GRASSERBAUER, M.; L. MONTANARELLA; G. SCHMUCK	69
GRÖNGRÖFT, A.; A. PETERSEN; G. MIEHLICH	461-462
GRÜNDLING, R.; T. SCHOLTEN	463-464
GRÜNEWALD, G.; K. KAISER; R. JAHN	739
GUDMUNDSSON, T.; H. BJÖRNSSON; G. THORVALDSSON	349-350
HAAG, R.; I. MÜLLER; B. MARSCHNER	597
HAASE, D.; S. BOLZE; C. OPP	465-466
HABERMANN, J.; J. MATSCHULLAT; R. H. ELLERBROCK; H. H. GERKE; M. KAISER	195-196
HABERMANN, M.; T. EICKHORST; H. TAUBNER; R. TIPPKÖTTER	319-320
HAGEMANN, K.; U. MÜLLER	55-56
HAMMESFAHR, U.; S. THIELE-BRUHN	749-750
HANGEN, E.; W. OLBRICHT; M. JONECK	751-752
HANNEKEN, W.	11
HANNEMANN, J.	467-468
HARTMANN, K.-J.; T. BEHRENS; H. DOMSCH; C. MARCHSREITER	599-600
HARTMANN, K.-J.; U. DEHNER	39-40

HARTMANN, P.; H. FLEIGE; R. HORN	95-96
HASSENPFUG, VON, W.; R. BAUMANN	685-686
HEILMANN, H.; R. BARITZ; E. EBERHARDT; R. SYMMANGK; A. BÖHM; J. WILLER; J. KOZAK; V. PENIZEK	469-470
HEINZE, S.; J. RAUPP; R. G. JÖRGENSEN	309-310
HEITKAMP, F.; K. MICHEL; J. RAUPP; B. LUDWIG	197-198
HELFRICH, M.; H. FLESSA; M. POTTHOFF; B. LUDWIG	301-302
HENNINGS, V.; J. WOLFER; M. HUBER	601-602
HENSLER, U.; J. KNUTH; Y. OELMANN; C. VALAREZO; W. WILCKE	199-200
HERING, J.; A. BAURIEGEL	471-472
HERPEL, N.; A. GRÖNGRÖFT	473-474
HERRMANN, L.; M. SOMMER; K. E. BLEICH	475-476
HEUMANN, S.; J. BÖTTCHER	351-352
HIEROLD, W.; S. KOSZINSKI; M. SOMMER; J. KIESEL	477-478
HILDEBRAND, E. E.; N. KOELE	289-290
HILKE, I.; S. MATTHÄI; A. BÖCKLER; D. LANDGRAF	201-202
HINICK, S.; K. MUELLER; N. EMEIS; O. CHRISTEN	603-604
HIRSCH, F.; C. MARTÍ-BONO; T. RAAB	479-480
HOEFER, G.; J. BACHMANN; K. H. HARTGE; V. GUNDELACH; S. ALTFELDER; W. DUIJNISVELD; H. STÜTZEL	97-98
HOEPFNER, U.	355-356
HOFMANN, B.; A.-K. SCHMITT; T. TISCHER; O. CHRISTEN	99-100
HÖHN, A.; M. SOMMER; G. SCHALITZ; J. BREUER	203-204
HÖKE, S.; M. ROLF; H. VON DRESSLER; F. RÜCK; J. SCHNEIDER	481-482
HÖLL, B. S.; S. FIEDLER; A. FREIBAUER; H. F. JUNGKUNST; M. DRÖSLER; K. STAHR	353-354
HÖRMANN, G.; E. REINECKE; E. HENKE; A. FUNK; N. THIELKE; F. POETZSCH-HEFFTER; N. FOHRER	793-794
HORNSCHUCH, F.; W. RIEK	687-688
HOYER, U.; H.-J. REENTS; K.-J. HÜLSBERGEN	357-358

HUNFELD, H.; F. GESSLER; J. NIEMEYER; S. PAGEL-WIEDER	205-206
HÜRKAMP, K.; T. RAAB; J. VÖLKEL	101-102
HUWE, B.; F. MAKESCHIN	207-208
IBRAHIM, J.; H. BORG; B. HOFMANN	103-104
ILG, K.; J. SIEMENS; P. DOMINIK; H. PAGEL; M. KAUPENJOHANN	157-158
INGWERSEN, J.; C. POLL; T. STRECK; T. STRECK; E. KANDELER	303-304
IOST, S.; F. MAKESCHIN	291-292
JACOBS, A.; R. RAUBER; K. MICHEL; B. LUDWIG	209-210
JAGO, B.; H. GROSCH; E. NEVES.; W. TEIXEIRA, B. GLASER	643-644
JAHN, R.; G. GRÜNEWALD; M. KASTLER; S. ZIKELI; K. KAISER	645-646
JANSEN, M.; C. DÖRING; B. AHRENDTS; H. MEESENBURG; K. J. MEIWES; F. BEESE	483-484
JANSSEN, I.; X. PENG; R. HORN	105-106
JANSSEN, M.; B. LENNARTZ	107-108
JOCHHEIM, H.; M. PUHLMANN; J. AUGUSTIN; S. WIRTH	359-360
JOERGENSEN, R. G.; K. CHANDER	321-322
JORDAN, A.; G. JURASINSKI; S. GLATZEL	773-774
JORDAN, S.; E. BAURIEGEL; J. ZEITZ; J. RÜHLMANN	211
JOST, B.; K. SCHMIDTKE; R. RAUBER	361-362
KAHL, G.; P. NUTNIYOM; J. INGWERSEN; S. TOTRAKOOL; K. PAMSOMBAT; P. THAVORNYUTIKARN; T. STRECK	109-110
KAHLE, P.; B. TIEMEYER; B. EICHLER-LÖBERMANN; B. LENNARTZ	485-486
KAISER, K.; G. GUGGENBERGER; R. JAHN	213
KAISER, M.; M. SOMMER; J. HABERMANN; R. H. ELLERBROCK	215-216
KALBE, U.; S. WÜRCK; W. BERGER; J. ECKARDT; K. RÜBNER; I. FELDMANN	605-606
KALININA, O.; M. NADPOROZHYKAYA; L. GIANI	217-218
KARRASCH, M.; G. MIEHLICH	363-364
KASTLER, M.; K.-J. HARTMANN; R. JAHN	487-488
KAUFHOLD, A.; R. DOHRMANN; R. JAHN	647-648
KEHL, M.; M.-L. LINDER; A. SKOWRONEK	689-690

KELLER, A.; A. DESAULES	365-366
KEMERDERE, C.; W. BURGHARDT	489-490
KESKIN, B.; B. FREY; K. HANSEN; G. SÄNGERLAUB; L. GIANI	491-492
KINDLER, R.; J. SIEMENS; K. KAISER; M. KAUPENJOHANN	367-368
KLAMM, M.; W. KAINZ	493-494
KLAMMER, O.; M. ZIERDT; T. VETTER	691-692
KLITZKE, S.; F. LANG; M. KAUPENJOHANN	741-742
KNAUTH, S.; R. TIPPKÖTTER	693-694
KNUTH, J.; J. BOY; C. VALAREZO; B. MICHALZIK; W. WILCKE	219-220
KOCH, H.-J.; H. HEUER; O. TOMANOVA	695-696
KOCHER, B.; F. LAUFENBERG; S. HÖKE	495-496
KONOPATZKY, A.; L. REICHELT	221-222
KOPP, D.; W. SCHWANECKE	497-498
KOSZINSKI, S.; H. DOMSCH; N. WYPLER; M. SOMMER	111-112
KRESCHNAK, C.; J. INGWERSEN; T. STRECK	223-224
KRUG, D.; STEGGER, U.	505
KRÜGER, K.; R. DUTTMANN	503-504
KRÜMMELBEIN, J.; S. PETH; Y. ZHAO; R. HORN	113-114
KÜHN, D.	499-500
KÜHN, P.; D. PIETSCH; U. BRUNNER; I. GERLACH; H. HITGEN; T. BEHRENS; V. HOCHSCHILD; E. NEUBERT; K. DECKERS; T. SCHOLTEN	501-502
KUNZMANN, S.; G. FRANK; U. MEYERHOLT; L. GIANI	753-754
LAMPARTER, A.; J. BACHMANN; M. DEURER	115-116
LANDGRAF, D.; S. IOST; F. MAKESCHIN	225-226
LANGE, B.; P. LÜSCHER; P. F. GERMANN	117-118
LAUDENBACH, S.; P. FELIX-HENNINGSSEN	323-324
LEBERT, M.; W. SCHÄFER	507-508
LEHMANN, A.	509-510
LEIBNER, S.; H.-C. FRÜND; J. SNEIKUS; A. STORK	293-294

LIEB, E.; U. FRANKO; H. RINGE; H. KOLBE	775-776
LINK, M.; A. KOWALKOWSKI; A. NIEWIADOMSKI; T. HARRACH	571-572
LÖLL, M.; C. ALBRECHT; W. REIHER; P. FELIX-HENNINGSSEN	227-228
LÜCK, E.; J. RÜHLMANN	607-608
LUDWIG, B.; K. KUKA; U. FRANKO; M. VON LÜTZOW	267-268
LÜSCHER, P.; P. BLASER; J. LUSTER; L. WALTHERT; S. ZIMMERMANN	795
LUTTERSCHMID, E.; B. HÖRSCH; J. HUBER; M. LEOPOLD; S. PLACHT; J. RÖDER; J. VÖLKE	119-120
MACHULLA, G.; M. BRAK; O. NITZSCHE; W. SCHMIDT	699-700
MAHRO, B.; J.-U. HOLTHUIS; I. DOBNER; J. WARRELMANN	609-610
MAIR, J.; P. ILLMER	295-296
MAKOWSKY, L.; H. MEUSER; S. TAPERON	511-512
MARKGRAF, W.; R. HORN	121-122
MARSCHNER, B.; S. BRODOWSKI; A. DREVES; G. GLEIXNER; P. M. GROOTES; U. HAMER; A. HEIM; G. JANDL; R. JI; K. KAISER; K. KALBITZ; C. KRAMER; P. LEINWEBER; J. RETHEMEYER; M. W.I. SCHMIDT; L. SCHWARK; G. L.B. WIESENBERG	269-270
MAURER, T.; L. HERMANN; M. MOUNKAILA; T. GAISER; K. STAHR	697-698
MEIßNER, R.; F. KEIL; S. BERNSDORF; F. BRAUCKMANN	369-370
MEIWES, K. J.; B. HORVÁTH; H. MEESENBURG; J. ACKERMANN	611-612
MEUSER, H.	513-514
MEYER, A.; H.-C. FRÜND; R. ANLAUF; P. REHRMANN; R. OPRÉE	371-372
MICHEL, K.; B. LUDWIG	229-230
MILLER, R.; M. PETER	701-702
MINH, N. N.; S. DULTZ; J. KASBOHM	649-650
MÖLLER, M.; D. WURBS; T. KOSCHITZKI	613-614
MÖLLER, M.; H. HELBIG; D. WURBS; T. KOSCHITZKI; M. STEININGER	45-46
MOSIMANN, T.; H. WESTPHAL	703-704
MUELLER, K.; K. BÖHME	797
MÜLLER, C.; T. SAUER; R. SCHNEIDER; D. SCHRÖDER	123-124

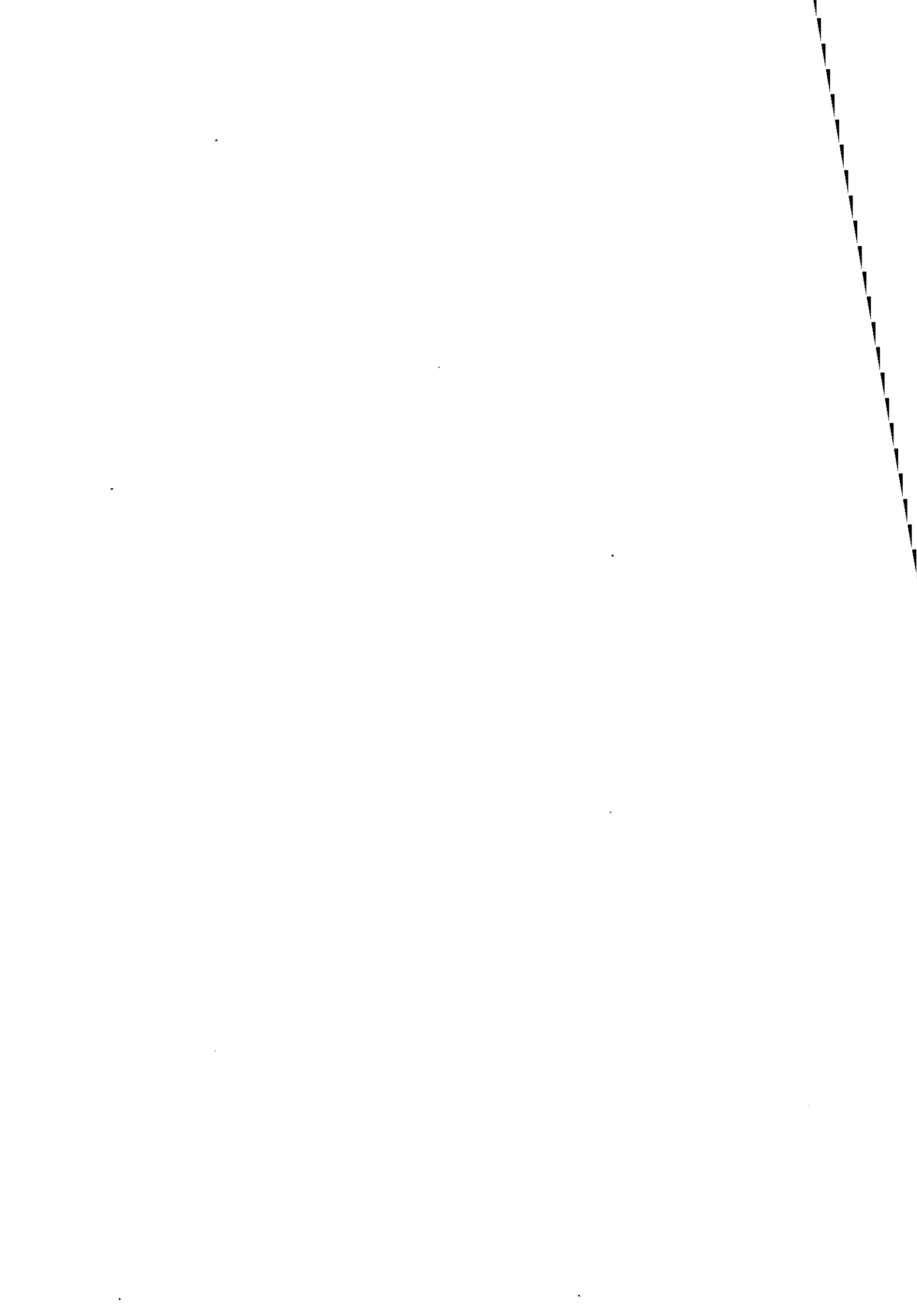
MÜLLER, I.; K. KARDEL; G. RANK	615-616
MÜLLER, L.; U. SCHINDLER; A. BEHRENDT; F. EULENSTEIN; R. DANNOWSKI	515-516
MÜLLER, T.; I. JAFFER; D. STEFFENS; R. SCHULZ	373-374
MUSTAFA, M.; H. GEBHARDT; L. GIANI	517-518
NAUAF, M.; P. LEINWEBER; A. SCHLICHTING	231-232
NESTROY, O.	799-800
NETT, L.; J.-B. XI; N. EIDKENSCHIEDT; M. ROELCKE; F.-S. ZHANG; R. NIEDER	375-376
NIEDER, R.; M. HARTZSCH; H.-O. DAUCK	377-378
NOLTE, C.; R. FOHRMANN	617-618
NYAGATARE, G.; D. SAUER; N. BILLEN; K. STAHR	379-380
OELMANN, Y.; K. EMDE; J. GRUNERT; W. WILCKE	405-406
OHM, H.; B. MARSCHNER	731-732
OPP, C.; R. GERBER	573-574
OTTO, K.-H.	13-14
OVERESCH, M.; G. BROLL; U. FRANKO; H.-J. BRAUCKMANN; H. HÖPER; B. KLEEFISCH	233-234
PACHOLSKI, A.; D. GERICKE; H. KAGE	381-382
PAGEL-WIEDER, S.; W. R. FISCHER; F. GESSLER; H. HUNFELD; J. NIEMEYER	235-236
PALMER, I.; S. FIEDLER; K. STAHR	651-652
PENNE, C.; J. BÖTTCHER; B. AHRENDS; M. DEURER	763-764
PENNER, B.; L. DIMKINA; W. BURGHARDT	519-520
PETER, M.; R. MILLER	57-58
PETER, M.; R. MILLER; A. BRÄUNIG	705-706
PETERS, A.; W. DURNER	125-126
PETERSEN, A.; A. GRÖNGRÖFT; G. MIEHLICH	521-522
PETH, S.; R. HORN; F. BECKMANN; A. SMUCKER	127-128
PETZOLD, C.	29-30
PIETSCH, D.	523-524
PRADE, C.; S. KÖHLER; K. STAHR	619-620
PRIETZEL, J.; J. THIEME; N. TYUREKCHIEVA; K. EUSTERHUES; S. SPIELVOGEL	237-238

RAAB, T.; K. HÜRKAMP; J. VÖLKE	239-240
RADTKE, U.; H. THIEMEYER	159-160
REES, R.; B. H. ROBINSON; M. MENON; M. S. GÜNTHARDT-GEORG; E. LEHMANN; R. SCHULIN	621-622
REHBEIN, K.; A. KELLER	525-526
REHFUESS, K. E.	811-812
REIHER, W.; R.-A. DÜRING; S. GÄTH	241-242
RENGER, M.; K. SCHEFFER	707-708
RIEK, W.	527-528
RINKLEBE, J.; H.-J. STAERK; R. WENNRICH; H.-U. NEUE	243-244
RODIÓNOV, A.; G. GUGGENBERGER; M. GRABE; H. FLESSA	311-312
ROESCHMANN, G.	813-814
ROGASIK, H.; I. ONASCH; J. KIESEL; S. KOSZINSKI; M. WEHRHAN	129-130
ROSENKRANZ, S.; Y. OELMANN; W. WILCKE	709-710
ROTH, W.; S. HUCK	19-20
ROTTMANN, N.; B. LUDWIG; R. G. JÖRGENSEN	325-326
RÜCK, F.; H. VON DRESSLER; S. HÖKE; M. ROLF; K. THIERER; J. SCHNEIDER	529-530
RÜCKNAGEL, J.; R. BRANDHUBER; B. HOFMANN; M. LEBERT; K. MARSCHALL; R. PAUL	131-132
RUMBAUER, C.; K. STAHR	383-384
RUSER, R.; M. SCHENK ZU SCHWEINSBERG; M. RUCKWIED; J. RIEHLE; T. MÜLLER	245-246
SAUER, D.; I. SCHÜLLI-MAURER; R. SPERSTAD; R. SØRENSEN; K. STAHR	653-654
SAUER, S.; K. FRIEDRICH; J. BACKES	25-27
SAUHEITL, L.; A. WEIGELT; B. GLASER	407-408
SCHACK-KIRCHNER, H.; M. MAIER; E. HILDEBRAND	387-388
SCHAD, P.	575-576
SCHAMPERA, B.; S. DULTZ	133-134
SCHERER, V.; B. SIEMER; U. FERBER	755-756
SCHINDLER, U.; L. MÜLLER; R. DANNOWSKI; F. EULENSTEIN	623-624
SCHMALZ, B.; S.A. AL HAGREY; U. WERBAN; R. MEISSNER; W. RABEL; A. ISMAEL	135-136

SCHMIDT, E.; T. LAUER; E. BIBUS	535-536
SCHMIDT, K.; T. BEHRENS; T. SCHOLTEN	537-538
SCHMIDT, R.; D. DEUMLICH; J. KIESEL; S. KOSZINSKI; M. SOMMER	539-540
SCHMITT, A.; B. GLASER; W. BORKEN; E. MATZNER	249-250
SCHNECKENBERGER, K.; K. STAHR; Y. KUZYAKOV	389-390
SCHNEIDER, R.; N. HOFMANN; A. SCHLÖMER; S. WINNEFELD; E. TRESSEL	801-802
SCHOBEL, S.; N. WELLBROCK; P. HENNIG; L. HILBRIG; M. HOLZHAUSEN; P. SCHARFEN	251-252
SCHOCKEMÖHLE, J.	803-804
SCHÖN, H.-G.; S. GAUSSMANN; W.-G. GEBAUER	625-626
SCHULER, U.; L. HERRMANN; J. INGWERSEN; K. STAHR	541-542
SCHWANK, S.; K. GRABOWSKY; A. GRÖNGRÖFT	577-578
SCHWARZ, A.; W.-A. BISCHOFF	627-628
SCHWARZ, M.; J. KNUTH; Y. OELMANN; C. VALAREZO; W. WILCKE	253-254
SCHWARZ, U.; J. INGWERSEN; W. YUNJING; J. XIAOTANG; T. STRECK	391-392
SCHWEITZER, K.	715-716
SCIACCA, S.; B. FREY; J. KREMER; P. LÜSCHER	711-712
SEEGER, J.; M.-O. AUST; S. THIELE-BRUHN; P. LEINWEBER; R. MEISSNER	247-248
SIEMER, B.	757-758
SIEWERT, C.	531-532
SKOWRONEK, A.; A. KRUPP; O. NESTROY	533-534
SMIDT, G.; F. LANG; A. HERRE; M. KAUPENJOHANN	385-386
SPIELVOGEL, S.; J. PRIETZEL; I. KÖGEL-KNABNER	777-778
STAHR, K.; M. ZAREI; A. SINGER; D. SAUER	655-656
STEIN, C.; D. SAUER; M. ZAREI; K. STAHR	657-658
STEINRÜCKEN, U.; T. BEHRENS; S. SAUER	51-52
STICHER, H.	815-816
STICHT, C.; S. SCHRADER; A. GIESEMANN; H.-J. WEIGEL	327-328
STOCK, O.; N. K. DOWNES; R. F. HÜTTL	137-138
STOLZ, R.; R. HAAG; B. MARSCHNER	629-630

STRECK, T.; M. LAMERS; J. INGWERSENQ	393-394
STÜCKRAD, S.; K.-J. SABEL; W. WILCKE	717-718
STUMPE, B.; B. MARSCHNER	279-280
SÜMER, M. R.; J. ZEITZ	713-714
SZEGEDI, K.; D. VETTERLEIN; H.-U. NEUE; R. JAHN	161-162
TALKNER, U.; F. BEESE	139-140
TAPERON, S.; Y. OELMANN; W. WILCKE	255-256
TAUBNER, H.; T. EICKHORST; S. KNAUTH; G. PAN; P. ZHANG; J. ZHENG; R. TIPPKÖTTER	339-330
TAUCHNITZ, S.; F. LIEMEN; S. BERNSDORF; R. MEIBNER	631
THERHOEVEN-URSELMANS, T.; H. SCHMIDT; R. G. JÖRGENSEN; B. LUDWIG	331
THIEL, E.; U. FRANKO	765-766
THIELE-BRUHN, S.; P. LEINWEBER; K.-U. ECKHARDT; H. K. SIEM; H.-P. BLUME	543-544
THIEMEYER, H.	545-546
THIERE, J.; J. KIESEL; D. DEUMLICH	547-548
TIEMEYER, B.; J. FRINGS; P. KAHLE; B. LENNARTZ	395-396
TILCHE, A.	71
TIPPKÖTTER, R.; R. HORN; H. TAUBNER	257-258
TOLKSDORF-LIENEMANN, E.	805-806
TRESSEL, E.; C. KNEISEL	15-16
TRESSEL, E.; R. SCHNEIDER	17-18
TRINKS, S.; H. STOFFREGEN; G. WESSOLEK	141-142
ULONSKA, H.-J.	65-66
ULRICH, S.; B. HOFMANN; O. CHRISTEN	719-720
UNTERSEHER, E.; P. REIDELSTÜRZ	633-634
UTERMANN, J.; M. FUCHS; O. DÜWEL	549-550
VETTERLEIN, D.; J. ACKERMANN; K. SZEGEDI; J. MATTUSCH; H. TANNEBERG; R. JAHN	397-398
VIÑAN, P.; F. BAUER; B. HUWE; C. VALARÉZO	143-144
VOGELER, I.; M. DEURER; R. CICHOTA	313-314

VOHLAND, M.; C. BOSSUNG; H.-C. FRÜND	145-146
VON DER HEIDE; C.; J.BÖTTCHER; W. H. M. DUIJNISVELD; M. DEURER; D. WEYMANN	409-410
WAGNER, S.; D. SAUER; H. BRÜCKNER; E. A.C. COSTANTINI; K. STAHR	551-552
WALDMANN, F.; W. WEINZIERL; R. SCHECK	59-60
WERNER, G.; M. BRAVO; J. ESPINO; J. D. ETCHEVERS; G. FLORES; J. F. GALLARDO; M. I. GONZÁLEZ; C. HIDALGO; M. PETRI; C. PRAT; I. VIDAL; E. ZAPATA; L. ALONSO; A. BÁEZ; S. COVALEDA; M. GINANNI; M. GONZÁLEZ; B. M. GUTIÉRREZ; M. HAULON; L. MEDINA; J. PADILLA; M. L. PADILLA; S. PAJARES; R. RISALTI; A. VERA	553-554
WERTH, M.; Y. KUZYAKOV	399-400
WEYER, J.; S. C. IDEN; W. DURNER	147-148
WEYMANN, D.; R. WELL; C. VON DER HEIDE; H. FLESSA; C. KONRAD; W. WALTHER	411-412
WIESENBERG, G. L. B.; S. BRODOWSKI	315-316
WIESMEIER, M.; C. RUMPEL; A. HILSCHER; D. DICK; H. KNICKER	659-660
WILCKE, W.	259-260
WILL, D.	31-32
WILLMS, M.; J. HUFNAGEL; F. EULENSTEIN; B. WAGNER; A. VETTER	635-636
WITTKOWSKA, S.	21-22
WURBS, D.; T. KOSCHITZKI; M. MÖLLER	721-722
ZAUFT, M.; J. ZEITZ; A. BAURIEGEL	555-556
ZEILINGER, J.; M. QUIZHPE; B. HUWE	149-150
ZHAO, Y.; S. PETH; J. KRÜMMELBEIN; R. HORN	151-152
ZINK, K.; H. FLEIGE; R. HORN; A. BRANDT; J. M. REICHERT; D. J. REINERT	153-154
ZÖRNER, D.; W. REIHER; S. GÄTH	261-262
ZUBER, T.; E. HANGEN; M. JONECK	759-760



**MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

REFERATE / POSTER

**der Tagung des Arbeitskreises „Boden in Unterricht und Weiterbildung“
zum Thema: „Boden im Unterricht – Geodidaktik oder mehr“
17. und 18. März 2006 in Ahlhorn**

Band 110

Heft 1

2007

Der Bodenlehrpfad Jägerhof bei Greifswald

Konrad Billwitz¹ & Peter Kühn²

Der im Wald zwischen Greifswald und Wolgast (Vorpommern) gelegene Bodenlehrpfad Jägerhof ist das Ergebnis unterschiedlichster studienplan-gebundener und aufeinander abgestimmter Praktika und Projekte Greifswalder Geographiestudenten aus den Jahren 1986-2002. Er wurde anlässlich einer Tagung des AK "Boden in Unterricht und Weiterbildung" der DBG am 29.06.2002 eröffnet.

Der Lehrpfad macht mit Substraten und Böden des küstennahen Jungmoräntieflands bekannt. Das sind Sedimente der weichselglazialen Vereisung ("Mecklenburgisches Stadium"):

1. Geschiebemergel und -lehme (meist von Geschiebedecksanden überlagert),
2. Sander- und Beckensande und -schluffe sowie
3. holozäne Torfe und
4. Kolluvien.

Die Bodentypen der flachwelligen bis kuppigen Grundmoränenplatten gehören der Braunerde-Lessivé-Bodengesellschaft an. An Oberhängen findet man deshalb Braunerden und meist gekappte Lessivés, an Mittelhängen dominieren Pseudogley- und Fahlerde-Braunerden, an Unterhängen und in Senken durch Stau- und Grundwasser beeinflusste Böden und Moore. Die Böden der ebenen bis schwach welligen Sandplatten und der vom Grundwasser geprägten Niederungen sind Podsol- und Gley-Braunerden sowie Gley-Podsole. Norm- und Nassgleye leiten zu Moorgleyen und Erdniedermooren über.

Das Ziel des Bodenlehrpfades bestand bisher vor allem in der Unterstützung der Geländeausbil-

dung von Geographie- und Biologiestudenten der Universität Greifswald, in der Aus- und Weiterbildung von Standorterkundern der Forstwirtschaft, in der Hilfestellung für interessierte Laien und in seiner Funktion als außerschulischer Lernort für Schüler der Umgebung. Der Lehrpfad ist mit 5 Wegweisern, 2 großen Informationstafeln und mit 12 Kleintafeln an ständig geöffneten Bodenaufschlüssen ausgestattet.

Ausgangsüberlegungen für die Einrichtung eines Bodenlehrpfades waren die bis 2003 aufeinander aufbauenden studentischen Praktika und Projektarbeiten:

1. Bodenkundliche Geländepraktika (1. Studienjahr, 1 Woche, obligatorisch);
2. Kartographie- und GIS-Praktika (1./2. Studienjahr, je 1 Woche, obligatorisch);
3. Laborpraktika (3. Studienjahr, 3 Wochen, wahlobligatorisch);
4. Kartier- und Projektpraktika (3./4. Studienjahr, 1 Semester, wahlobligatorisch).

Durch detaillierte Absprachen konnten mit diesen Praktika und Projekten wesentliche Zuarbeiten für den geplanten Bodenlehrpfad erbracht werden (z.B. Anlage und Aufnahme einer Vielzahl von Bodenaufschlüssen; Entnahme und Archivierung von Bodenproben; Kartierung bestimmter Geoelemente; Konstruktion von thematischen Karten und von Gelände- und Kausalprofilen; Laboranalytik; GIS-gestütztes Layout von Groß- und Kleintafeln).

Die Großtafeln beinhalten jeweils eine Kartenskizze zur Geländeorientierung, einen einführenden Text, ein Kausalprofil und eine Bodenprofileiste mit allen auffindbaren Böden und einen "Mut machenden Text" für alle Boden-Laien. An allen 12 Aufschlüssen befinden sich Kleintafeln mit einer Kartenskizze, mit einer Erklärung des jeweiligen Bodentyps, einem Bodenfoto mit Darstellung der Schichtung und Horizontierung, mit Horizontbezeichnung und -beschreibung. Auf

¹ Im Obstgarten 31, 27798 Hude
Tel.: (0 44 08) 80 61 00

² Universität Tübingen, Geographisches Institut
Rümelinstraße 19-23
72070 Tübingen
E-mail: peter.kuehn@uni-tuebingen.de

jeder Tafel gibt es außerdem einen Hinweis auf die verantwortlichen Autoren, auf die beteiligten Einrichtungen, auf Förderer und auf weiterführende Literatur.

Umfangreiche Zusatzmaterialien bereiten die Arbeit im Gelände vor und ergänzen diese: Monographie, Zeitschriftenartikel, thematische Handzettel und Schülerarbeitsblätter.

Weiterführende Literatur:

Autorenkollektiv (2001): Greifswald – Bodenlehrpfad Jägerhof. In: Reiseführer zu den Böden Deutschlands: Böden sehen – Böden begreifen. Umweltbundesamt Berlin, S. 68-69.

Billwitz, K., P. Kühn & S. Helms (2001): Substrate und Böden des Jungmoränengebietes: Ein Bodenlehrpfad in der Greifswalder Umgebung. In: Mitt. DBG, Bd. 96, H. 2, 801-802.

Billwitz, K. (2002): Der Bodenlehrpfad Jägerhof – ein Projekt der Umweltbildung in Vorpommern. In: UVP-report 16, H. 4, 158-161.

Billwitz, K. & P. Kühn (2002): Der Bodenlehrpfad Jägerhof in Vorpommern. Greifswalder Geographische Arbeiten, Bd. 25, 57 S. + 16 Farbtafeln.

Billwitz, K. (2003): Naturgesetzliche Zusammenhänge und Abhängigkeiten in der Landschaft – didaktisch untersetzte Erklärungsversuche im Rahmen der Hochschulausbildung. In: Schmitt, T. (Hrsg.): Themen, Trends und Thesen der Stadt- und Landschaftsökologie. Festschrift für Hans-Jürgen Klink. Bochumer Geographische Arbeiten, Sonderheft 14, S. 28-34.

Kühn, P. & K. Billwitz (2005): Ein Bodenlehrpfad als praktische Vermittlungsgrundlage des Boden- und Geotopschutzes. In: Schütze, K. & R.-O. Niedermeyer (Hrsg): Geotopschutz – Chancen zur nachhaltigen Entwicklung von Regionen in Europa. 8. Internat. Tagung Fachsektion Geotop der Deutschen Ges. für Geowissenschaften 11.-15.05.2004

in Stralsund. Schriftenreihe der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften, H. 36, S. 148-153.

Der Boden – (k)ein Thema im Geographieunterricht. Wie ist das Thema „Boden“ in den Lehrplänen für das Fach Geographie positioniert?

Martina Flath

Eigentlich kennt man die Antwort im Voraus, denn seit Jahren zeigen Lehrplananalysen, dass das Thema „Boden“ im Geographieunterricht in allen Schularten bundesweit nur marginal vertreten ist. Trotzdem interessierten mich die nach 2000 neu in Kraft getretenen Geographielehrpläne (eingeschlossen die curricularen Vorgaben, Bildungspläne, Rahmenrichtlinien oder welche anderen Bezeichnungen es in einzelnen Bundesländern gibt), sind diese doch zum Teil ein Ergebnis der Diskussionen um Schule und Unterricht nach PISA und somit an der Entwicklung von Kompetenzen orientiert. Es bestätigte sich aber, dass der Boden im Geographieunterricht eine untergeordnete Rolle spielt. Außerdem sind auch in neueren Geographielehrplänen folgende Trends zu erkennen:

- Die curricularen Schwerpunkte zum Boden liegen in der gymnasialen Oberstufe/ Kursstufe.

Beispiel 1: Baden-Württemberg Kursstufe (2004 in Kraft getreten):

- Bodendegradation – ein weltweites Problem,
- Formen der Bodendegradation (Abtragung, Verdichtung, Versiegelung, Versauerung, Eintrag von toxischen Substanzen, Versalzung),
- Ursache – Wirkungszusammenhänge (Erarbeitung an einem Fallbeispiel; Beziehungsgeflecht verschiedener Faktoren),
- Lösungsansätze (Bodenschutzmaßnahmen, Experimente, Wirkungsgefüge, computerunterstützte Simulationen).

Beispiel 2: Berlin/Brandenburg Gymnasiale Oberstufe (seit 2006 in Kraft):

- Arbeiten mit u. Zeichnen von Bodenprofilen, Kennen der an Bodenbildungsprozessen beteiligten Geofaktoren & deren Vernetzung, Zuordnen von Bodentypen zu Klimazonen, Einsicht in die weltweite Gefährdung von Böden und Ableitung von Bodenerhaltungsmaßnahmen.

- Inhalte bzw. Schwerpunkte zum Boden im Geographieunterricht sind Bodenbildung, Bodenarten und Bodentypen, Bodengefährdung und Bodenschutz.
- Es besteht ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Bedeutung der physischen Geographie im Unterricht und den Anteilen, die das Thema „Boden“ einnimmt. Vor allen Dingen in den neuen Bundesländern nimmt die physische Geographie im Unterricht traditionell einen größeren Raum ein und wird thematisch tiefer behandelt.

„Boden macht Schule“ – Wie kann es gelingen?

Wenn Boden „Schule“ machen soll, dann kann das auf verschiedenen Wegen erfolgen, die im weitesten Sinne des Wortes zu verstehen sind und über die Schule weit hinausgehen sollten. Schulisches Lernen verfolgt das Ziel, Kompetenzen für lebenslanges Lernen zu entwickeln. Lebenslanges Lernen ist eng gebunden an Regionen. Deshalb erscheint es sinnvoll schulisches und außerschulisches Lernen mit dem Ziel der Ausbildung von Kompetenzen und der Entwicklung regionaler Identität eng zu verbinden. Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden im Folgenden die Vorschläge, wie Boden Schule machen kann, nach schulischem und außerschulischem Bereich getrennt diskutiert.

Für den Lernort „Schule“ erscheinen folgende Maßnahmen sinnvoll und Erfolg versprechend:

- durch eine Stärkung der physischen Geographie im Unterricht und damit geowissenschaftlicher Lernfelder wie zum Beispiel: „System Erde: naturbezogene Prozesse und Strukturen“, „Umwelt- und Ressourcenschutz“, „Kulturlandschaften“;
- durch fächer- und themenübergreifende/-verbindende Lernangebote im Rahmen von naturwissenschaftlichem Lernen und Umweltbildung;
- durch Einbindung in die Schulprofilarbeit und Angebote im Rahmen der Ganztagsbildung, denn Ganztagschulen suchen gute Bildungsangebote.

Da Schule inhaltlich und organisatorisch begrenzte Kapazitäten und Möglichkeiten hat, liegen meiner Auffassung nach die größten Potenzen und Erfolgchancen dafür, dass „Boden Schule macht“, im Bereich der außerschulischen Bildung.

Für außerschulische regionale Lernorte erscheinen folgende Maßnahmen sinnvoll und Erfolg versprechend:

- der Aufbau bzw. die Einbindung in vorhandene lokale/regionale Netzwerke, diese können von regionalen Umweltzentren, über Unternehmen, Vereine bis zu Schulen und Hochschulen reichen;
- Boden mit dem „Werkzeug High-Tech“, das heißt mit neuen Medien verbinden und erschließen, um damit neue Zugänge und Sichtweisen zu ermöglichen. Dazu wäre eine Verstärkung der Zusammenarbeit und die Etablierung bodenkundlicher Themen in Geowerkstätten, Geo- und Umweltzentren empfehlenswert. Diese Werkstätten und Zentren liegen an der Schnittstelle zwischen Geowissenschaften und Schule und sind in mehreren Bundesländern zu finden;
- durch zielgruppenadäquate, ganzheitliche, handlungsorientierte Angebote zum Thema „Boden“, die vom jüngeren Schulkind über Familien bis zum Senior, vom aktiven Mit-

gestalten bis zur aktiven Informationsaneignung, von der Schule bis zur Freizeitgestaltung reichen.

Die Komplexität des Themas „Boden“ kann nicht nur durch die Zusammenarbeit mit anderen Geowissenschaften zum Tragen gebracht werden, sondern auch durch die Integration bodenkundlicher Inhalte in Themen zur Landwirtschaft, zur Wasserwirtschaft oder zur Bildung für nachhaltige Entwicklung. Verbündete lassen sich beispielsweise über die Bund-Länder-Kommission zum BLK-Programm Transfer 21+ finden.

Fazit:

- Es geht nicht um Bodenkunde im Geographieunterricht, denn eine weitere inhaltliche Auf-rüstung ist bei den gegenwärtigen Stunden-zahlen für das Fach Geographie nicht denk-bar.
- Im Geographieunterricht sind die Hauptaufga-ben in der Ausbildung von Kompetenzen für raumbezogenes Handeln, für eine nachhaltige Entwicklung, für lebenslanges Lernen in der Region zu sehen, bodenkundliche Inhalte können dazu im Rahmen schulischer und außerschulischer Kompetenzentwicklung einen Beitrag leisten.
- In diesem Kontext wird es dem Boden gelin-gen, Schule zu machen.

Außerschulisches Lernen zu geowissenschaftlichen Themen in Nieder- sachsen

Karin Geyer, Hans-Jörg Brauckmann
und Gabriele Broll

Ziele

In den letzten Jahren hat das Angebot an Unterrichtsmaterialien und Bildungsangeboten zum Thema Boden und Bodenschutz beständig zugenommen. Auch im Bereich der Öffentlichkeitsarbeit ist seit der Einführung des „Boden des Jahres“ und des „Tag des Bodens“ ein erheblicher Fortschritt gemacht worden. In diesem Beitrag wurde untersucht, ob bzw. unter welchen Rahmenbedingungen Materialien eingesetzt und Bildungsangebote wahrgenommen werden. Vor allem soll festgestellt werden, wie bodenkundliche Themen an außerschulischen Lernstandorten aufgegriffen werden. Gerade im Fach Geographie ergänzt das Lernen an außerschulischen Lernstandorten den schulischen Unterricht (Flath 2007). Auch im Rahmen von Klassenfahrten und im Bereich des informellen Lernens ergeben sich Möglichkeiten, geowissenschaftliche und somit auch bodenkundliche bzw. agrarökologische Fragestellungen aufzugreifen.

Ausgewertete Materialien

In einem ersten Schritt wurde festgestellt, welche curricularen Vorgaben vorliegen. Untersucht wurden die Fächer Sachunterricht für die Primarstufe, die Fächer Geographie, Biologie, Chemie sowie die in Niedersachsen neu eingeführten Wahlpflichtkurse (WPK, fachübergreifender Unterricht mit 4 Wochenstunden) in der Sekundarstufe I sowie die Fächer Geographie, Biologie, Chemie und das Seminarfach (fachübergreifender Unterricht, hauptsächliches Lernziel ist die Entwicklung von Methodenkompetenzen) in der Sekundarstufe II. Zusätzlich wurde nach Themenbereichen gesucht, die die Behandlung

des Themas Boden beinhalten (z. B. Thema „Landwirtschaft“ oder „Global change“). Räumlicher Schwerpunkt der Untersuchungen war das Land Niedersachsen (curriculare Vorgaben für Niedersachsen: <http://nibis.ni.schule.de>). Durch die Abschaffung der Orientierungsstufe und die Verkürzung der Schulzeit auf 12 Jahre bis zum Abitur ergaben sich nicht nur bei der Stoffverteilung Veränderungen, auch die organisatorischen Rahmenbedingungen für außerschulisches Lernen haben sich grundsätzlich geändert. In Gesprächen mit Schulen und Trägern außerschulischer Einrichtungen wurde erörtert, welche Auswirkungen dies aktuell in der Umstrukturierungsphase und zukünftig haben wird.

Auf der anderen Seite wurde das vorliegende außerschulische Angebot untersucht. Schwerpunkt lag auf den regionalen Umweltbildungszentren (RUZ), die in Niedersachsen Hauptträger der außerschulischen Umweltbildung sind. Grundlage dafür ist eine Evaluierung aller niedersächsischen Umweltbildungszentren, die 2004 vom Niedersächsischen Kultusministerium in Auftrag gegeben wurde (Niedersächsisches Kultusministerium 2004). Darüber hinaus wurden Gespräche mit RUZ-Mitarbeitern geführt und Museen, Ausstellungen, Lehrpfade und Landschulheime nach Angeboten mit bodenkundlichem Inhalt analysiert.

Ergebnisse

Außerschulisches Lernen findet im Rahmen von Unterrichtsgängen und Klassenfahrten statt. Diese erfordern immer eine Umorganisation des Schulalltags. Deshalb müssen ausreichende Gründe, z. B. Erfordernisse des Lehrplans, vorliegen. Ein qualitativ hochwertiges, reproduzierbares und gut verfügbares Angebot ist ebenfalls unabdingbar, um einen Unterrichtsgang zu rechtfertigen. Aus dem ständig wachsenden Angebot wird wegen seiner Bedeutung für Niedersachsen das Angebot der regionalen Umweltbildungszentren (RUZ) dargestellt.

Das RUZ-Angebot ist in der Regel auf die Bedürfnisse der Schulen zugeschnitten. Es gibt

Materialien zur Vor- und Nachbereitung, abgedeckt wird sowohl der Bereich „Erlebnispädagogik“ als auch „Umweltbildung“. Der Unterricht wird von abgeordneten Lehrern erteilt und ist somit von deren fachlichen Ausrichtung und ihrem persönlichen Engagement geprägt. Der überwiegende Teil der Lehrer kommt aus dem Gymnasialbereich (26%) oder aus dem Grundschulbereich (23%), die hauptsächlich vertretenen Fächer sind Biologie (50%), Deutsch (23%), Mathematik (21%), Chemie (19%) und Sachunterricht (18%). Erdkundelehrer stehen mit 17% an Platz sechs (Niedersächsisches Kultusministerium 2004).

Die durchschnittliche Nutzung der regionalen Umweltbildungszentren beträgt fast 40.000 Teilnehmerstunden im Jahr und ist damit acht Mal so hoch wie der bundesdeutsche Durchschnitt. Die Nachfrage ist also so groß, dass rein statistisch an jedem Tag der Schulzeit in allen 29 Umweltbildungszentren mindestens eine Veranstaltung durchgeführt wird. Die Besucher kommen zu 2/3 aus dem Grundschulbereich. Das Thema „Boden“ wird innerhalb des Themenkomplexes „Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen“ an 22 von 29 Lernorten angeboten (Niedersächsisches Kultusministerium 2004). In Niedersachsen ist damit eine Angebotssituation geschaffen, die ideale Voraussetzungen für das außerschulische Lernen bietet.

Aber nicht alle Schulstufen und Fächer profitieren gleichermaßen von diesem Angebot. Günstig sind die Voraussetzungen in der Grundschule. Sowohl die curricularen Voraussetzungen als auch die organisatorischen Rahmenbedingungen kommen dem außerschulischen Lernen entgegen. Günstig wirkt sich auch aus, dass für Grundschulen viele gute Materialien, auch in didaktischen Fachzeitschriften, vorliegen. Weniger gut vertreten ist der Boden in Arbeitsheften für die Hand der Schüler. Die Nutzung von informellen Angeboten von Schülern dieser Altersstufe sollte überprüft werden, weil diese Form des selbst bestimmten Lernens sowohl Lesekenntnisse als auch Eigeninitiative voraussetzt.

Für die Sekundarstufe ist das Thema Boden in den Curricula verankert, schulorganisatorische Gründe und Zeitmangel verhindern aber in der aktuellen Phase der Umorganisation die Umsetzung.

In der Sekundarstufe II entstehen derzeit durch die einheitlichen Prüfungsanforderungen für das Zentralabitur sehr enge curriculare Rahmenbedingungen. Dies betrifft geowissenschaftliche Themen besonders, weil das Fach Geographie dem gesellschaftswissenschaftlichen Bereich zugeordnet ist. Um Unterricht zum Thema Boden auch in dieser Schulstufe durchzuführen sind innovative Konzepte erforderlich. Erfolg versprechend sind fachübergreifende Projekte, in denen neben bodenkundlichem Fachwissen weitere Kompetenzen (Medienkompetenz, Vortrags- und Präsentationstechniken, Sprachkompetenz) aufgebaut werden.

Fazit

Im Primarbereich sind die Voraussetzungen für die Umsetzung bodenkundlicher Themen gut, wenn motivierte Lehrer das Thema aufgreifen. Die Umstrukturierung der Sekundarstufe I in Niedersachsen erfordert neue Lehrpläne, auf die direkt Einfluss genommen werden kann. Im Sekundarbereich II muss der Erwerb von Methodenkompetenz in den Vordergrund gestellt werden, damit trotz der Beschränkungen durch das Curriculum der Boden Eingang in den Unterricht finden kann.

Literatur

- Flath, M. (2007): Der Boden – (k)ein Thema im Geographieunterricht. Wie ist das Thema „Boden“ in den Lehrplänen für das Fach Geographie positioniert? Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 109
- Niedersächsisches Kultusministerium (Hrsg.) (2004): Dokumentation der Umweltbildungsarbeit der Regionalen Umweltbildungszentren in Niedersachsen im Jahr 2004. Hannover, unveröffentlicht.

Möglichkeiten des Transfers des Themas „Boden“ in die Öffentlichkeit (Aktivitäten zum Tag des Bodens)

Luise Giani

Von verschiedener Seite wird gegenwärtig verstärkt auf die Verantwortung von Wissenschaftlern für die Interaktion von Wissenschaft und Gesellschaft hingewiesen. Als eine zunehmende Herausforderung für die Zukunft sieht auch der „Internationaler Council for Science“ (ICSU) die Kommunikation zwischen Wissenschaft und Gesellschaft (ICSU, 2005; <http://www.icsu.org>). Die ICSU ist die Dachorganisation von 29 internationalen wissenschaftlichen Organisationen (u. a. IUSS) sowie von über 100 nationalen Akademien (u. a. Union der Deutschen Akademien), deren Mission es ist, die internationale Wissenschaft zum Wohl der Gesellschaft zu festigen und auszubauen.

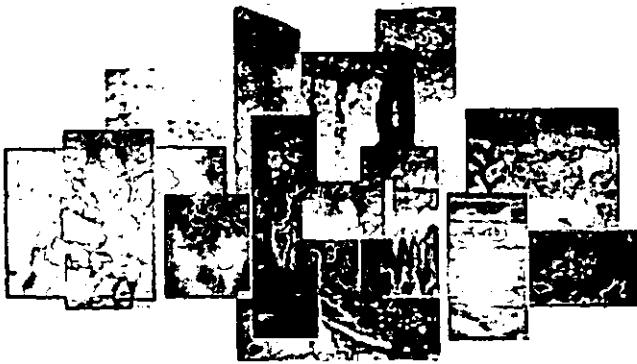
Auf der Generalversammlung 2005 der ICSU in Zuzhou, China, wurde festgestellt, dass die ICSU als globale Organisation ihre Verantwortung auf höchster Ebene trägt, deshalb jedoch nicht in der Lage ist, diese Aufgabe in der breiten Öffentlichkeit zu erfüllen. Auf Grund dessen fordert die ICSU nationale wissenschaftliche Gesellschaften und einzelne Wissenschaftler nachdrücklich auf, auch ihre Verantwortung im Sinne einer verstärkten Kommunikation zwischen Wissenschaft und Gesellschaft auf nationaler und lokaler Ebene wahrzunehmen.

Die Bereitschaft, einen Beitrag zur Kommunikation zwischen Wissenschaft und Gesellschaft zu leisten, ist häufig nicht sehr groß. Ein wesentlicher Grund dafür mag sein, dass sich ein entsprechendes Engagement nicht in der Evaluation des Faches innerhalb der Universität und in

der persönlichen Evaluation der einzelnen Wissenschaftler niederschlägt. Gleichwohl sollte sich der einzelne Wissenschaftler dieser Verantwortung bewusst sein und entsprechend sein Handeln ausrichten. Auch wenn zunächst der Eindruck entstünde, mit viel zumeist zeitlichem Engagement wenig zu erreichen, kann es sich zu einer erfolgreichen Politik der kleinen Schritte entwickeln, die langfristig Früchte trägt, zumindest dann, wenn sie von vielen Kollegen getragen wird.

Eine Möglichkeit der Interaktion zwischen Wissenschaft und Gesellschaft sind Aktivitäten zum Tag des Bodens. Auf dem ICSS 2002 in Bangkok, Thailand, wurde jeweils für den 05.12. (Tag der Prinzessin Sirikit) der Tag des Bodens proklamiert. Dieser Tag bietet sich nunmehr an, das Thema „Boden“ in die Öffentlichkeit zu tragen. Im Folgenden sollen kurz drei Aktionen der AG Bodenkunde der C.v.O. Universität Oldenburg als mögliche Ideen für andere dargestellt und der sich daraus ergebenden Benefiz abgeleitet werden.

Zum einen handelt es sich um eine öffentliche Vortragsreihe in Zusammenarbeit mit dem Museum für Natur und Mensch der Stadt Oldenburg. Durch die Nutzung der Logistik des Museums (Vortragsraum außerhalb der Universität, Entwicklung und Druck eines Flyers, Adressenkartei für mehr als 200 eingeladene Personen, Finanzierung eines kleinen anschließenden Umtrunks), konnte mit relativ geringen Aufwand große Resonanz erzielt werden.



Internationaler Tag des Bodens

Abb. 1: Deckblatt des Flyers als Komposition verschiedener Lackprofile aus der Sammlung des Museums für Mensch und Natur in Oldenburg.

Zum zweiten handelt es sich um einen Infostand im Zentralbereich der Universität. Info-Material verschiedener bodenkundlicher Einrichtungen sowie zur AG Bodenkunde, lagen zur Diskussion bereit (Abb. 2); die Teilnahme an einem Quiz war gegeben sowie der Erwerb verschiedener mit dem Thema Bodenkunde verbundener Artikel, sogar ein Podsol-Kuchen.



Abb. 2: Infostand der AG Bodenkunde zum Tag des Bodens 2004 im Zentralbereich der C.v.O. Universität Oldenburg.

Die dritte Initiative war ein Infostand in der Fußgängerzone der Stadt Oldenburg (Abb. 3), der inhaltlich ähnlich dem o.g. Universitätsstand aufgebaut war. Hier erwies sich jedoch die Jahreszeit mit nasskaltem Wetter und Dauerregen als größeres Hindernis bezüglich der Kommunikation.



Abb. 3: Infostand der AG Bodenkunde zum Tag des Bodens in der Fußgängerzone der Stadt Oldenburg.

Zusammenfassend ergibt sich folgender Benefiz aus den Aktivitäten zum Tag des Bodens:

- Erreichen außeruniversitären Publikums
- Erreichen fachfremden Universitätspublikums
- Initiierung von Kontakten
- Stärkung von Kooperationen
- PR für das Thema „Boden“
- PR für die Arbeitsgruppe Bodenkunde
- Auftritte in Universitätsmedien, Tagespresse und Regionalfernsehen
- Stärkung des Gruppenbewusstseins und der Kompetenz bei beteiligten Diplomanden

Langfristig ist es das Ziel, mit entsprechenden Veranstaltungen die Politik der kleinen Schritte kontinuierlich weiter zu verfolgen und somit langfristig einen nachhaltigen Beitrag zur Interaktion zwischen Wissenschaft und Gesellschaft zu leisten.

Die Autorin bedankt sich bei Herrn Prof. Sticher, Teilnehmer der Generalversammlung der ICSU 2005, für die Bereitstellung von Informationen zur ICSU.

Experimente im Sachunterricht zum Themenfeld Boden

Wiebke Hanneken

Sachunterricht wird allgemein als ein eher junges Unterrichtsfach der Grundschule angesehen. Immer mehr hält in den heutigen Sachunterricht der Konstruktivismus Einzug, wodurch eine hohe Eigenaktivität der Schüler und Schülerinnen garantiert werden kann. Viele unterschiedliche Methoden werden in einen solchen Unterricht einbezogen. Zu den offenen Unterrichtsmethoden zählen die Arbeit mit einem Wochenplan, Freiarbeit, Projektarbeit, aber auch das Experimentieren.

Das Schülerexperiment unterscheidet sich vom wissenschaftlichen Experiment dadurch, dass es meist einfache Fragestellungen behandelt, einen kindgerechten Verlauf bietet, vereinfachte Sachverhalte, Begriffe und Arbeitstechniken verwendet, höhere Sicherheitsvorkehrungen getroffen werden sowie Zeit und Material nur eingeschränkt zur Verfügung stehen. Die Experimente werden also auf die Bedürfnisse und den Entwicklungsstand des Schülers abgestimmt.

Ein Experiment bietet viele Lernchancen für den Unterricht:

- neue Fragestellungen und Sachverhalte können aufgedeckt werden,
- Aussagen können selbständig überprüft werden,
- Schüleraktivität, Motivation und Interesse kann gesteigert werden,
- Eigenaktivität wird gefördert,
- neue Lernverfahren können kennen gelernt werden,
- das Problemlöseverhalten wird geschult.

Um letzteres zu erreichen, sollte das Experiment mit einer Problemfindungsphase beginnen, in der eine Problemsituation geschaffen, das Problem gefunden und formuliert wird. Daran schließt sich die Problemlösungsphase an, in der Vorwissen eingebracht, Hypothesen gebildet und diese überprüft werden sollen. Zur Überprüfung zählt die Planung, der Aufbau,

die protokollierte Durchführung und eine Diskussion der Ergebnisse mit abschließender Theoriebildung.

Das Themenfeld Boden ist für elementare experimentelle Untersuchungen sehr geeignet, da es viele Ansatzpunkte für die Auseinandersetzung und einen sensiblen Umgang mit diesem Lebensraum bietet.

Die präsentierten Versuche sollen entdeckendes Lernen und die Freie Arbeit im Sachunterricht im Themenfeld Boden bei sechs- bis zehnjährigen Schülerinnen und Schülern unterstützen. Kinder erleben („spüren“) die Wirkung des Themenfeldes permanent im Alltag. Die von uns entwickelten Experimente sollen helfen, solche alltäglichen Erfahrungen mit dem Boden zu hinterfragen und ein entsprechendes (fachpropädeutisches) Verständnis anzubahnen. Die präsentierte Auswahl von Experimenten zur Thematik zeichnet sich dadurch aus, dass während des Versuchsablaufs in der Regel eindeutige Beobachtungen möglich sind, ebenso verhält es sich mit dem Versuchsergebnis.

Die aufgestellten Experimentier- und Handlungsanleitungen können - weitgehend - mit „alternativen“ Materialien realisiert werden. Alle Versuche entstammen der Erlebnis- oder Erfahrungswelt der Sechs- bis Zehnjährigen oder weisen darauf hin. Sie sind altersgerecht aufbereitet, berücksichtigen die entsprechenden Sicherheitsnormen und sind wiederholbar. Alle Experimente wurden mehrfach in unterschiedlichen Unterrichts- und Werkstattsequenzen getestet. Sie sind für Kinder in hohem Maße „interessant“ und „anregend“.

Hypersoil – eine Lern- und Arbeitsumgebung zum Themenfeld „Boden im Unterricht“

Karl-Heinz Otto

Einleitung

Um die Lernbereitschaft und Lernfähigkeit bei Grundschülerinnen und Grundschülern von Anfang an zu fördern, muss der Sachunterricht lebensweltliche und wissenschaftsbezogene Fragen stärker vernetzen und nicht nur methodisch, sondern auch inhaltlich anspruchsvoll sein. HyperSoil versucht diesem Anspruch gerecht zu werden.

Konzeption und Struktur

HyperSoil ist eine internetbasierte hypermediale Lern- und Arbeitsumgebung zum Themenfeld Boden. Orientiert an den Richtlinien für den Sachunterricht in NRW behandelt HyperSoil exemplarisch alltagsweltliche wie ökologisch relevante bodenkundliche Aspekte. Dabei steht besonders der Boden als Lebensraum im Vordergrund der Betrachtung. Für die Konzentration auf dieses Themenfeld waren u. a. folgende Gründe ausschlaggebend:

- Boden stellt eine wesentliche Lebensgrundlage für die Menschen dar und ist zugleich ein wichtiger Lebensraum für eine Vielzahl von Lebewesen;
- Boden ist ein lebensweltlich wie ökologisch hoch interessantes Phänomen, das zahlreiche Ansätze für eine disziplinübergreifende, problem- und handlungsorientierte Bearbeitung in der Schule offeriert.
- Boden spielt eine zentrale Rolle in der Umweltdiskussion, speziell im Kontext nachhaltiger Entwicklung (Agenda 21).

Bei der konzeptionellen Entwicklung wurden die fachlichen Grundlagen, fachdidaktischen Anforderungen und lerntheoretischen Erkenntnisse bewusst inhalts- und prozessbezogen integriert, so dass die Hypermedia-Arbeitsumgebung von Studierenden, Referendaren, Lehrern und Schülern gleichermaßen für interaktive Prozesse solider Wissenskonstruktion genutzt werden kann. Hypersoil stellt ein inhaltlich wie methodisch anspruchsvolles und wissenschaftlich

fundiertes Instrumentarium dar, das eine multimedial fundierte Planung und Organisation von Lehr-/ Lernprozessen ermöglicht.

HyperSoil basiert auf aktuellen bildungspolitischen, lerntheoretischen, fachdidaktischen Grundanforderungen.

Bildungspolitische Aspekte:

- Anschlussfähiges Orientierungswissen, das in sinnstiftenden Kontexten erworben wird und einen Transfer auf neue Situationen erlaubt, d. h. systematisch erworbenes „konzeptuelles Wissen“ und situiert erworbenes, „erfahrungsgesättigtes Handlungswissen“ (BLK 1997);
- Interaktive Lernkultur für ein lebenslanges Lernen in der Wissensgesellschaft durch Nutzung der neuen multimedialen Informations- und Kommunikationstechnologien (BLK 1998);
- Bildung für nachhaltige Entwicklung mit dem Ziel, Gestaltungskompetenz für den gesamtgesellschaftlichen Prozess nachhaltiger Entwicklung im Sinne der Agenda 21 zu erlangen, d. h. interdisziplinäres Wissen, partizipative Lernprozesse und innovative Strukturen (BLK 1999).

Lerntheoretische Aspekte:

- Moderat-konstruktivistische Lehr-Lern-Prozesse, die die Situiertheit von Wissen und Wissensaufbau berücksichtigen und ihrer individuellen Konstruktion Rechnung tragen (BLK 1997);
- Problemorientiertes Lernen in authentischen, multiplen, sozialen und instruktionalen Kontexten (BLK 1998).

Fachdidaktische Aspekte:

- Vielperspektivische und mehrdimensionale Erschließung der Unterrichtsinhalte im Hinblick auf die Fragen, Interessen und Lernbedürfnisse der Kinder und im Hinblick auf inhalts- und methodenbezogenes Lernen aus unterschiedlichen Wissenschaftsdisziplinen und Domänen (GSDU 2001);
- Strukturiertes und vernetztes Wissen, das durch aktuelle, lokale, regionale und globale Bezüge anwendungsbezogen ist;
- Exemplarität und Transferierbarkeit von Wissen.

Boden-Informationen	Differenziert nach verschiedenen Bereichen (z. B. Bodeneigenschaften, Bodenentwicklung, Bodentiere) werden hier grundlegende sach- und fachwissenschaftliche Hintergrundinformationen angeboten.
Boden-Werkstatt	Hier finden sich Bodenversuche und Experimente, eine Assel- und Regenwurm-Werkstatt, eine Werkstatt zu "Boden erleben & begreifen", Steckbriefe für eine Bodentier-Kartei und andere Materialien zur abwechslungsreichen und handlungsaktiven Gestaltung der Unterrichtspraxis.
Boden & Unterricht	Dieser Baustein umfasst bildungspolitische und didaktische Begründungszusammenhänge, Lehrplanbezüge, eine Übersicht über die Unterrichtseinheiten und Vorschläge zur Strukturierung verschiedener Unterrichtsreihen mit unterschiedlichem thematischem Schwerpunkt.
Medien & Materialien	Hier sind fachwissenschaftliche Literaturquellen, fachdidaktische Themenhefte, Unterrichtsreihen, Kinderbücher, Broschüren, Filme, CDs und andere Materialien sowie interessante Links zum Themenkomplex "Boden" zusammengestellt.

Die hypermediale internetbasierte Lern- und Arbeitsumgebung besteht aus vier Bausteinen, die miteinander vernetzt sind und zusätzlich durch ein Glossar ergänzt werden.

Die Gestaltung der Hypermedia-Arbeitsumgebung erlaubt den Anwendern, bodenkundliche Themengebiete auf individuell unterschiedlichen Pfaden – orientiert an ihren eigenen Bedürfnissen und Voraussetzungen – zu erschließen. Dabei können ganz unterschiedliche Ziele und Kooperationsstrukturen verfolgt werden. Darüber hinaus lernen die Anwender dabei auch den Umgang mit neuen Medien.

Hypersoil kann eingesetzt werden in der Lehreraus- und -weiterbildung, zur Unterrichtsvorbereitung für Lehramtsanwärter und Lehrer sowie im Unterrichtsprozess. Zielgruppe sind nicht nur die für den Sachunterricht in der Primarstufe verantwortlichen Lehrerinnen und Lehrer, sondern auch die Biologie- und Geographielehrerinnen und -lehrer in der Sekundarstufe I.

HyperSoil ist das Ergebnis eines Projekts, das vom Kompetenznetzwerk Universitätsverbund Multi-Media NRW (UVM) ausgeschrieben und gefördert wurde. Der UVM ist u. a. für den Arbeitsschwerpunkt „Hochschulen in multimedialen Netzwerken – Neue Medien in Schulen und Hochschulen“ verantwortlich, bei dem auch dieses Projekt angesiedelt war. Die Projektleitung hatte G. Hellberg-Rode (Institut für Didaktik der Biologie der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster) inne. Kooperationspartner waren H. Schleithoff (Fachleiterin ‚Sachunterricht‘ am Studienseminar für das Lehramt für die Primarstufe in Münster) und K.-H. Otto (Geographisches Institut der Ruhr-Universität Bochum). Die Fortführung und Weiterentwicklung des Projekts wird derzeit durch das persönliche Engagement des bisherigen Projektteams sichergestellt.

Anfragen und Beratung

PD Dr. Gesine Hellberg-Rode
 Institut für Didaktik der Biologie der Westfälischen
 Wilhelms-Universität Münster
 Fliegerstr. 21
 48149 Münster
 hellberg@uni-muenster.de

Prof. Dr. K.-H. Otto
 Geographisches Institut der Ruhr-Universität
 Bochum
 Universitätsstraße 150
 44801 Bochum
 Karl-Heinz.Otto@rub.de

oder unter:
<http://hypersoil.uni-muenster.de>

Naturerlebnispfad Trier-Petrisberg - ein erlebnispädagogisches Projekt -

Elisabeth Tressel¹ & Christof Kneisel²

Problemstellung

In der fachwissenschaftlichen Diskussion bezüglich Umweltbildung, Umweltbewusstsein und Umwelterziehung/-pädagogik spielen didaktisch gut gestaltete Naturerlebnispfade mit unterschiedlichen umweltrelevanten Themenbereichen zunehmend eine wichtige Rolle. Verschiedene Akteure - Universitäten, Bürgerinitiativen, Kommunen, Schulen - haben großen Anteil an der Ausgestaltung von Pfaden mit unterschiedlichen Zielsetzungen.

Das zentrale Anliegen eines Erlebnispfades besteht insbesondere darin, die Besucher verschiedener Altersstufen für die belebte und unbelebte Natur (z. B. einer Region) zu sensibilisieren. Darüber hinaus soll anwendbares Wissen über den ausgewählten Natur- und Kulturraum und die komplexen Wechselwirkungen zwischen den biotischen, abiotischen und anthropogenen Faktoren informativ (meist auch interaktiv) vermittelt werden. Zudem wird das Ziel verfolgt, umweltbewusstes Verhalten zu erzeugen und zu fördern.

Des Weiteren liefern Naturerlebnispfade einen wertvollen Beitrag zur Lokalen Agenda 21: Im Kapitel 36 ist ein eigenes Aktionsprogramm für die Bereiche Bildung, Bewusstseinsbildung und Ausbildung integriert. Hier findet sich u. a. die Agenda-Forderung nach einem lebenswerten Stadtumfeld bzw. nach Naherholungsmöglichkeiten in Wohnungsnähe (Aufwertung der Freiräume und Gestaltung der Stadtränder) und trägt damit dem Leitprinzip „Integration Stadt und Landschaft“ des Stadt-Leitbildes Rechnung (Agenda-Fortschreibung vom 22.04.99).

Erlebnisraum Trier-Petrisberg

Der Naturerlebnispfad Trier-Petrisberg befindet sich oberhalb der Talstadt von Trier auf dem Petrisberg, einer Hauptterrasse der Mosel und zählt zu der naturräumlichen Einheit „Tarforster Plateau“. Mit einer Höhe zwischen 250 m und 270 m ü. NN erhebt sich diese Fläche etwa 130 m über den heutigen Talboden der Mosel und erfährt durch die Eintiefungen der Nebenbäche des Olewiger Baches, des Retzgrubenbaches, des Brettenbaches und des Geisbaches eine landschaftlich reizvolle fluviale Zerschneidung (Abb. 1), was auf einer der Informationstafeln des Naturerlebnispfades unter dem Motto „Wasser formt die Landschaft“ textlich und graphisch thematisiert ist.

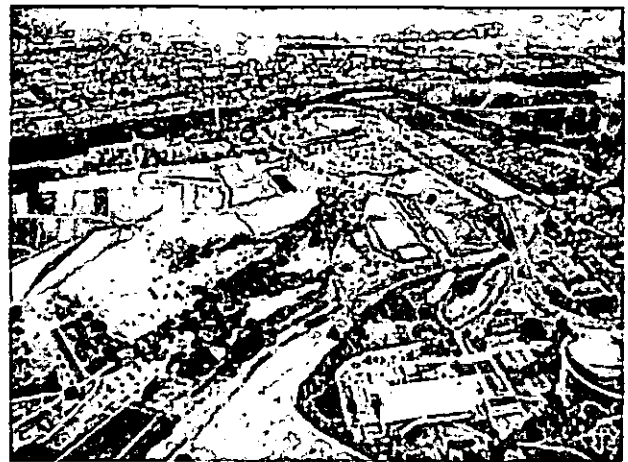


Abb. 1: Gebietsausschnitt des Naturerlebnispfades im Bereich „Trier-Petrisberg“
(Quelle: Kneisel, Befliegung vom 24.8.2004)

Der Naturerlebnispfad Petrisberg als außerschulischer Lehr- und Lernort

Das Gelände der Landesgartenschau Trier 2004, ein ehemaliges Konversionsgebiet, bietet als stadtnaher Erholungsbereich und Universitätsstandort eine Vielzahl von Möglichkeiten, die Entstehung der Landschaft, die verschiedenen Geofaktoren (in ihrer jeweiligen Funktion und ihren Wechselwirkungen) sowie den menschlichen Einfluss durch die unterschiedliche Nutzung an konkreten Beispielen darzustellen.

Der in diesem Umfeld vielfältig gestaltete Naturerlebnispfad Petrisberg versteht sich als außerschulischer Lehr-/Lernort. Als wichtiges Instrument der Umweltbildung/Umwelterziehung lädt der Pfad aus geographischer Betrachtungsweise

¹ Universität Trier, FB VI Geographie/Geowissenschaften
E-mail: tressel@uni-trier.de

² Universität Würzburg, Geographisches Institut
Am Hubland, 7074 Würzburg

zur Erkundung der natürlichen und der kultur-geprägten Umwelt ein.

Wissenswertes über Entstehungsgeschichte, Eigenschaften, Nutzung aber auch Gefährdung und Schutz des Bodens wird den Schülerinnen und Schülern zum einen über Informationstafeln (traditionelle rezeptive Wissensvermittlung) vermittelt und zum anderen durch Experimentierstationen (interaktive Wissensvermittlung) auf anschauliche und spielerische Art erleb- und begreifbar gemacht.

Im Rahmen von interdisziplinären, anwendungsorientierten Projektseminaren zur *Landschaftsökologie* und zum *Umweltmanagement* haben Studierende des FB VI Geographie/Geowissenschaften (Universität Trier) maßgeblich an der Planung und Umsetzung des Naturerlebnispfades mitgewirkt und Unterrichtseinheiten u. a. zum Thema Boden und Wasser entwickelt, die während der Landesgartenschau Trier 2004 von zahlreichen Schulen im Rahmen der Veranstaltung *Grünes Klassenzimmer* als Projekterlebnistag gebucht wurden. Die Durchführung dieser außerschulischen Lehrstunden lag i. w. in den Händen der zuvor geschulten Studierenden.

Verborgene Horizonte unter unseren Füßen

Nach dem Motto *Böden sehen und begreifen* beschäftigen sich die einführenden Informationstafeln mit bodenkundlichem Grundwissen, wie z.B.:

- *Vom Gestein zum Boden*
- *Böden zeigen Profil*
- *Böden erzählen Geschichten*
- *Bodenfunktionen*
- *Bodenleben*

Boden – mehr als Dreck

Den ersten direkten Kontakt mit dem Boden bekommen die Besucher an der interaktiven Station „*Fühlkasten-Experiment*“, an der dazu aufgefordert wird, den Boden zu fühlen, zu riechen und zu schmecken. Anhand einer Anleitung zur sog. Fingerprobe kann eigenhändig festgestellt werden, wie unterschiedlich grob oder fein der Boden sein kann.

Bodenfunktionen wie Versickerungs-, Wasser-aufnahme- oder Wasserhaltefähigkeit können am sog. *Trichterelement* getestet werden. Dabei zeigt der Versuch das unterschiedliche Versicke-

ungsverhalten typischer Böden aus der Region Trier in Abhängigkeit von ihren Bodeneigenschaften (locker/fest) und der Bodennutzung (Acker, Grünland, Weinberg).

Am interaktiven Element *Wie aus Regen Abfluss wird* kann der Besucher das Zusammenspiel von Niederschlagsereignis, Bodenoberflächenbeschaffenheit (u. a. Versiegelungsgrad) sowie Versickerungspotenzial des Bodens und damit das Abflussverhalten testen. Hierdurch kann ein Verständnis für eine mögliche Ursache der Hochwasserentstehung entwickelt werden.

Für eine tiefer gehende Auseinandersetzung mit dem Themenspektrum entlang des Lehrpfades (z.B. als Nachbereitung für Schulklassen) stehen eine den Lehrpfad begleitende Informationsbroschüre (in Vorbereitung) sowie fachdidaktisch aufbereitetes Unterrichtsmaterial zur Verfügung, die im Rahmen von Workshops mit Fachlehrern (Geographie, Biologie, Physik, Chemie, Geschichte) unter Berücksichtigung der Anforderungen der Rahmenschulpläne des Landes Rheinland-Pfalz bzgl. der methodisch-didaktischen Inhalte zur Thematik Umweltmedien erarbeitet wurden.

Fazit

Erlebnisorientierte Heranführung an Natur und Landschaft

Ein wesentliches Ziel des Naturerlebnispfades als außerschulischer Lehr- und Lernort ist die „*originäre Begegnung*“ mit den Umweltfaktoren *Wasser, Boden und Pflanze*. Über den experimentellen Zugang sollen die komplexen Zusammenhänge und Wechselwirkungen zwischen diesen Umweltfaktoren Schülerinnen und Schülern im Rahmen eines Projekterlebnistages verständlich gemacht werden.

Danksagung:

Wir danken dem Ministerium für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau Rheinland-Pfalz, dem Ministerium für Umwelt und Forsten, der Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz, der „GlücksSpirale“ und der Stadt Trier, ohne deren Finanzierung die Umsetzung des Naturerlebnispfades auf dem städtischen Gelände des Petrisberges nicht hätte realisiert werden können.

Wir danken den Studierenden des Projektseminars, die tatkräftig zum Gelingen des Lehrpfades beigetragen haben.

Faszination Boden - eine Wanderausstellung für Schulen und Öffentlichkeit

Elisabeth Tressel und Raimund Schneider

Problemstellung

Böden erfahren trotz ihrer Bedeutung als unverzichtbare Lebensgrundlage eine immer noch viel zu geringe Wahrnehmung in der Öffentlichkeit. Dies gilt ebenso für die schulische Ausbildung.

Um dieses Thema einer möglichst breiten Öffentlichkeit zugänglich zu machen, entstand die Idee eine Wanderausstellung zu konzipieren.

Das Ausstellungskonzept verfolgt das Ziel, den Besucherinnen und Besuchern einen erlebnisorientierten Zugang zum Medium „Boden“ zu verschaffen. Nach dem Motto *„Boden mit allen Sinnen erfahren“* soll hierdurch umweltbewusstes Verhalten erzeugt und gefördert werden.

Konzeption und Umsetzung einer Wanderausstellung als Umweltbildungsmaßnahme

Im Rahmen der Landesgartenschau Trier 2004 bot sich die Möglichkeit, die Ausstellung für das „Grüne Klassenzimmer“ einzurichten. Diese wurde nach der Landesgartenschau in den Räumen des FB VI aufgebaut und steht dort u. a. Schülerinnen und Schülern im Rahmen von Projekterlebnistagen als außerschulischer Lernort zur Verfügung. Zudem wird sie von Schulen und öffentlichen Einrichtungen ausgeliehen.

Die inhaltliche und bauliche Umsetzung des Ausstellungskonzeptes erfolgte innerhalb eines interdisziplinären Projektseminars durch Studierende der Geographie/Geowissenschaften.

Anhand von insgesamt 14 Infotafeln, 12 typischen Bodenprofilen aus der Region Trier, 5 interaktiven Elementen und einem 3D-Landschaftsmodell *„Die Mosel trennt Welten“* wurden bodenwissenschaftliche Themen öffentlichkeitswirksam aufbereitet.

BodenBildung - BodenWissen

In Anlehnung an die inhaltliche Ausgestaltung des Naturerlebnispfades werden grundlegende bodenkundliche Themen (u. a. vom Gestein zum Boden, Bodenfunktionen, Bodennutzung und Bodengefährdung, der Boden als Ökosystem, Bodenschutz) auf anschaulich gestalteten Postern dargestellt und durch ergänzende interaktive Elemente erfahrbar gemacht.

Böden zeigen Profil

Der vergleichende Blick auf die Geologische Karte von Rheinland-Pfalz und die Karte der „Bodenformen von Rheinland-Pfalz“ zeigt dem Besucher, die starke Abhängigkeit der Entwicklung der Böden im Trierer Raum vom geologischen Untergrund und dem Relief.

Die große Vielfalt der Bodentypen in der Region Trier wird anhand von ansprechenden Bodenprofilen dokumentiert. Die räumliche Verbreitung kann mittels eines Boden-Puzzles spielerisch erfahren werden.

Böden interaktiv erfahren und begreifen Boden - mehr als nur Dreck

Die interaktiven Elemente bieten einen experimentellen Zugang mit Hilfe derer, die Besucher die komplexen Zusammenhänge und Wechselwirkungen verstehen lernen.

Direkten Kontakt mit dem Boden bekommen die Besucher durch das *„Fühlkasten-Experiment“*.

Über die Fingerprobe kann eigenhändig die Bodenart (grob - fein) ermittelt werden. Über das *„Boden-Schmecken“* kann die sandige Komponente eindeutig erspürt werden.

Anhand einer *„Mini-Beregnungsanlage“* lässt sich der Abflussbildungsprozess experimentell nachvollziehen. Dabei zeigt sich, wie sich unterschiedliche Bodenoberflächen (z. B. Asphalt, Rasengittersteine, Grünland- und Ackernutzung) auf das Abflussverhalten auswirken.

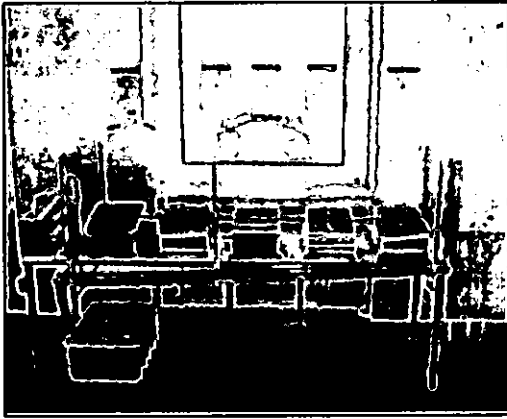


Abb. 1: Beregnungsanlage - Abflussbildungsprozess

Anhand einer einfachen *Verdichtungsanlage* kann durch das Selbstbefüllen eines Stechringes die Verdichtung eines Bodens nachgestellt werden.

Im Gegensatz dazu verbildlichen die Grabgänge eines Regenwurmes in den ausgestellten Glas-Küvetten die Auflockerung des Bodens durch die wühlende Tätigkeit der Bodenlebewesen.

Die Mosel trennt Welten

Mit Hilfe eines 10-fach überhöhten 3D-Landschaftsmodells erhält der Besucher einen eindrucksvollen Blick auf den morphologischen Aufbau der Mittelgebirgslandschaft Triers sowie in die Tiefen des geologischen Untergrunds der Region.



Abb. 2: Blick in den Ausstellungsraum der Landesgartenschau Trier 2004

Fazit

Über die überwiegend experimentelle Herangehensweise kann bei Schülerinnen und Schülern sehr schnell die Begeisterung für das Medium Boden geweckt werden. Als witterungsunabhängige Einrichtung stellt sie eine gute Ergänzung zum hochschulnah gelegenen Naturerlebnispfad Trier-Petrisberg dar.

Danksagung

Wir danken dem Ministerium für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau Rheinland-Pfalz, dem Ministerium für Umwelt und Forsten, der Stiftung Natur und Umwelt Rheinland-Pfalz, der „GlücksSpirale“ und der Stadt Trier, ohne deren Finanzierung die Umsetzung des Naturerlebnispfades auf dem städtischen Gelände des Petrisberges nicht hätte realisiert werden können. Wir danken den Studierenden des Projektseminars, die tatkräftig zum Gelingen des Lehrpfades beigetragen haben.

Osnabrücker Schüler erkunden Böden mit modernen Technologien

Wolfgang Roth¹ & Sabine Huck²

Der Einsatz digitaler Technik als Anreiz und Hilfe zum besseren Begreifen komplexer bodenschutzbezogener Sachverhalte war die Grundlage des ELSA-Projektes (Bodenbündnis europäischer Städte, Kreise und Gemeinden) „Boden unter den Füßen gewinnen“. Bei Jugendlichen ab Sekundarschulalter soll ein Bewusstsein für den Wert von Böden geweckt werden und sie zudem im anwendungsorientierten Umgang mit modernen Technologien im Sinne der Agenda 21 bzw. des BLK 21 / Transfer 21 Handlungsrahmen „Bildung für eine nachhaltige Entwicklung“ schulen. Realisiert werden konnte dies durch die freundliche finanzielle Unterstützung der Niedersächsischen Umweltstiftung.



Abb. 1 Luftbildvergleich Kampfhof 1938 (links) und 2002 (rechts).

Quelle: Landkreis Osnabrück

Digitale aktuelle und historische Luftbilder hatten die Schüler/-innen auf die Spur jener Fläche gebracht, auf der sich heute ein großes Einkaufszentrum befindet. 1938 spielte hier noch die Dissener Jugend Fußball. Mit Hilfe des mitgeführten GPS-Gerätes können die Schüler/-innen auch heute noch die genauen Abgrenzungen des ehemaligen Bolzplatzes nachvoll-

ziehen. Die Veränderung der Fläche wird hautnah erlebbar.

Boden im Geografieunterricht entdecken ...

Jugendliche sind für die Vermittlung von Verständnis und Verantwortung für den Bodenschutz eine wichtige und anspruchsvolle Zielgruppe, die in den bisherigen Ansätzen zur Bewusstseinsbildung oft zu kurz gekommen ist.

Obwohl in den Rahmenlehrplänen das Thema Boden genannt wird, ist es in der Praxis oft Randthema, zumal die Lebensrealität weitgehend vom Faktor Boden entkoppelt ist. Hier setzt das Projekt „Boden unter den Füßen gewinnen“ an.

Die Umsetzung erfolgte als Projektwoche in der 11. Klasse des Osnabrücker „Gymnasiums in der Wüste“ und ihrem Klassenlehrer, im regionalen Lernstandort „Noller Schlucht“, Dissen, am Teutoburger Wald, wo die Schüler/-innen eine Woche untergebracht waren.

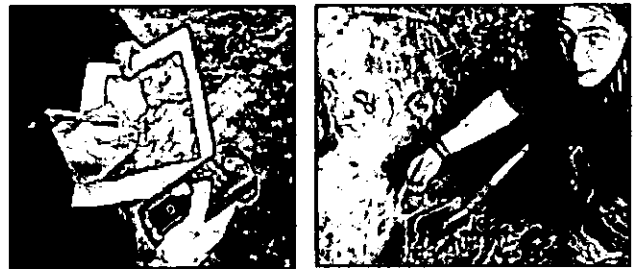


Abb. 2 Schüler/innen bei der Geländearbeit mit selbstgefertigten Unterlagen und GPS-Geräten. Quelle: Roth, ECO REG

Der Lernstandort, der sich schon seit Jahren dem Schwerpunktthema „Boden“ widmet, bot durch kompetentes Personal, ansprechende Räumlichkeiten, einer guten Technikausstattung und einer landschaftlich reizvollen und interessanten Umgebung ideale Voraussetzungen für die erfolgreiche Durchführung der Projekttag.

und mit modernen Technologien erkunden....

Das Neue an dem Projekt ist der Einsatz moderner Technologien wie GPS (Global Positioning System Satellitennavigation), GIS (Geografisches Informationssystem) und Fernerkundung, die die Interessen der Jugendlichen aufgreifen und sie ermutigen, ihre oft große Kompetenz im IT-Bereich im Unterricht einzusetzen. Entwickelt wurde das Konzept von der Gesellschaft für Ecomanagement und Regionalentwicklung (ECO REG) mbH, Berlin, die als Partner im Projekt beteiligt ist. Die Firma VSOFTE, ein Part-

¹ ECO REG GmbH
Gesellschaft für Ecomanagement und
Regionalentwicklung GmbH
Kyllburger Weg 28
13051 Berlin
Tel.: 030-96204480
Email: ecoreg@t-online.de

² Umweltbundesamt
Postfach 1406
06813 Dessau
Tel.: 0340-21030
Email: sabine.huck@uba.de

ner von ECO REG, entwickelte dazu die nutzerfreundliche GIS-Software VMapPlan, die ähnlich einem GIS aufgebaut ist und die wesentlichen Funktionen enthält, aber nicht über dessen Komplexität verfügt und auch für Anfänger nach einer kurzen Einführung problemlos zu erlernen ist.

Als Datengrundlage dienten den Schüler/-innen Luftbilder der Jahre 1938 und 2002 (Abb. 1), topographische Karten (1:25.000 und 1:5.000), sowie ein digitales Geländemodell. Diese Grundlagen liegen in vielen Verwaltungen vor und können oft kostenlos für die Nutzung in Schulprojekten zur Verfügung gestellt werden. Die Luftbilder wurden im Vorfeld digitalisiert und in VMapPlan importiert.

Neben Computern (Windows 98), Daten und Software erhielt jede Schülergruppe ein GPS-Gerät und eine Digitalkamera (Leihgaben von ECOREG) (Abb.2). Weitere Hilfsmittel waren klassische Bodenkundegeräte wie Bohrstanzen und Pürckhauer, die am Lernstandort zur Verfügung standen.

Durchführung des Projekts

Nach der Einführung in Thematik und Technik konnten sich die Schüler/-innen mittels Übungsaufgaben zum besseren Erlernen der Software (z.B. Messen von Entfernungen und Flächen in VMapPlan, Einlesen von Punkten aus dem GPS in die Karten und Luftbilder des GIS etc.) ein Bild von Möglichkeiten der neuen Technik machen und dann in Gruppen von je 4-5 Schüler/-innen 5 Themen bearbeiten:

- Landnutzungsänderung: Darstellung der Veränderungen der Anteile von Land-, Forstwirtschaft und Siedlungsfläche in Dissen sowie der Zuschnitt der Flurstücke
- Versiegelung des Bodens: Dokumentation und Interpretation von Versiegelungsgraden in der Stadt Dissen
- Biotop oder Brache – Die „Noller Alm“: Dokumentation der Entwicklungsprozesse der Teilflächen, auf denen verschiedene Renaturierungsmaßnahmen (z.B. Anlage von Wallhecken, Streuobstwiese, Trockenrasen) begonnen wurden, deren Umsetzung jedoch nicht zum Abschluss kam.
- Erkundungsweg Boden rund um den Asberg: Entwicklung einer GPS-Route eines existierenden Boden/Geologie-Erlebnisweges in unmittelbarer Umgebung des Lernstandortes mit Fotodokumentation

- Renaturierung „Noller Bachtal“: Aufnahme und Bewertung der Renaturierungsmaßnahme im Quellgebiet des Noller Baches mittels des Vergleichs der Landschaft und die Abschätzung der Folgen des Baus eines Löschteiches und der damit verbundenen Bachverlegung

In 4 Tagen wurde das Arbeitsgebiet vor Ort erkundet. Dazu wurden mit der zur Verfügung stehenden Technik Karten erstellt, in denen die selbst gewählten Exkursionsrouten am PC eingetragen wurden. Die Karten wurden von den Schüler/-innen ausgedruckt und für die Geländearbeit laminiert.

Sie vermaßen per GPS ihre Exkursionsrouten, machten Fotos und führten Geländearbeiten mit Bohrstock und Pürckhauer aus. Die erhobenen Daten wurden am Computer weiterbearbeitet und ausgewertet. Als Abschluss präsentierten die Schüler/-innen ihre Ergebnisse mit gelungenen PowerPoint-Präsentationen, in denen sie viel kreative Arbeit und Engagement zeigten.

Am Ende des Projektes waren sich alle Projektbeteiligten einig: Moderne Technologien sind bestens geeignet, bei Jugendlichen im Sekundarschulalter Interesse für „Bodenthemen“ zu wecken. Im Lernstandort „Noller Schlucht“ überlegt man bereits, ob man ähnliche Projekte eventuell als Dauerangebot im Lernstandort anbieten kann. Aber auch in anderen Regionen ist das Interesse an dem Projekt und dem zugrunde liegenden Konzept groß.

So haben sich die Mitglieder des Multiplikatorenprogramms „Bildung für nachhaltige Entwicklung an bayrischen Schulen“ gemeinsam mit ECO REG mit den Materialien und den Erfahrungen aus dem Schülerprojekt „Boden unter den Füßen gewinnen“ befasst. ELSA e.V. würde sich über die Realisierung weiterer Schülerprojekte sehr freuen und diese nach Kräften unterstützen.

Der Boden unter unseren Füßen

Steffen Wittkowske

1. Der Boden als Themenfeld im Sachunterricht

Die Aufgabenbereiche des Sachunterrichts, die von der Gesellschaft für Didaktik des Sachunterrichts (GDSU) im „Perspektivrahmen Sachunterricht“ (2002) als Perspektiven bezeichnet werden, konstituieren sich in Bezug auf Inhalte und Verfahren einerseits aus dem Blickwinkel des Kindes, wozu zum Beispiel Fragen, Interessen und Lernbedürfnisse von Kindern im Hinblick auf den jeweiligen Gegenstandsbereich gehören, andererseits als Perspektiven auf die Wissenschaften und das kulturell bedeutsame Wissen, wozu zum Beispiel auch die Vorbereitung späteren fachlichen Lernens durch die Erarbeitung grundlegender Wissensbestände und elementarer Verfahren gehört. Ein Kerncurriculum für den Sachunterricht muss – bei vorhandenen Freiräumen für situatives und individuelles Lernen – in allen fünf Perspektiven des Sachunterrichts anschlussfähiges inhalts- wie methodenbezogenes Wissen vermitteln. Damit ist Sachunterricht ein zugleich bildungs- als auch übergangsrelevantes Fach.

Die Aufgliederung des Sachunterrichts in fünf Perspektivbereiche stellt sicher, dass alle Wissenschaftsbereiche der späteren Sachfächer, die kulturell besonders bedeutsam sind, angemessen berücksichtigt werden. Aufgabe des Unterrichts ist es, die den Perspektiven zugeordneten inhaltlichen Themen und Methoden sinnvoll miteinander zu vernetzen, um bereichsübergreifende Zusammenhänge erfassbar zu machen. Wegen der Fülle der inhaltlichen Bezüge im Sachunterricht sind die Kriterien der Exemplarität, Ergiebigkeit und Zugänglichkeit bei der Bestimmung konkreter Themen von besonderer Bedeutung. Das betrifft auch das Themenfeld BODEN.

2. Der Boden – Bildungspotenzial der fünf Perspektiven (Auswahl mit grundschulspezifischem Fokus)

2.1 Raumbezogene Perspektive

- In Räumen wirken naturgegebene Faktoren, laufen naturgegebene Prozesse ab (z.B. Aspekte der Bodendynamik, Boden unter ökosystemarem Aspekt).
- Räume sind bereits durch natürliche Gegebenheiten und Prozesse gegliedert (z.B. Bodenarten, bodenbildende und -verändernde Prozesse).

- Räume wurden von vielen Generationen in der Vergangenheit kulturell gestaltet; ihr heutiges Aussehen ist davon beeinflusst oder geprägt (z.B. elementare Aspekte der Landschaftsgestaltung).
- Menschen sind für die Gestaltung und Veränderung von Räumen verantwortlich (z.B. Aspekte von Ackerbau, Deichbau, Bergbau, Verkehrswege) u.a.m.

2.2. Naturwissenschaftliche Perspektive

- Kennzeichen des Lebendigen auf elementarer Ebene entdecken (z.B. Morphologie Bodenlebewesen).
- Stoffeigenschaften untersuchen und Stoffumwandlungen kennen lernen (z.B. elementare Aussagen zu Bodentypen, Humusbildung).
- Probleme im Verhältnis von Mensch und Natur wahrnehmen, identifizieren und bearbeiten (z.B. Bodenschätze und ihre Nutzung; Einfluss von Düngung, Melioration, Landgewinnung, Torfabbau) u.a.m.

2.3. Historische Perspektive

- Die Bedingungen, unter denen Menschen heute leben, sind auch Folge von Entscheidungen, Handlungen und Fähigkeiten von Menschen, die vor uns gelebt haben. Das Handeln gegenwärtig lebender Menschen beeinflusst die Handlungsmöglichkeiten künftiger Generationen (Zeitbewusstsein, Möglichkeitsbewusstsein; z.B. elementare Aspekte der Bodenpflege und des Bodenschutzes).
- Das, was Menschen durch ihre Handlungen bewirken (bewirkt haben), ist nicht immer das, was sie durch ihre Handlungen erreichen wollten (Verantwortungsbewusstsein; z. B. Rodung - Erosion).
- Menschen hatten und haben (je nach sozialem Stand, Herkunft, Geschlecht, Freiräumen, Fähigkeiten etc.) unterschiedliche Möglichkeiten, ihre Interessen, Bedürfnisse und Ziele zu verwirklichen (ökonomisch-soziales Bewusstsein; z.B. Abbau von Bodenschätzen und die Folgen für Natur und Mensch) u.a.m.

3. Der Boden als Fundament fachspezifischen, fachübergreifenden und fächerverbindenden Lernens

Unterschiedliche Ansätze zur inhaltlichen Strukturierung des Themenbereiches Boden ergeben sich für den Sachunterricht in der Grundschule (vgl. Hellberg-Rode 2001). Aus biologischer, ökologischer und umweltpädagogischer Perspektive sollte den Aspekten „Boden als Standort für Pflanzen“, „Boden als Lebensraum für Organismen“ und „Rolle des Bodens in Ökosystemen“ besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Eine von Hellberg-Rode (ebd., S. 168ff.) skizzierte Unterrichtssequenz für die 4. Jahrgangsstufe zur Einführung in den Themenkomplex „Lebensraum Boden“ wird vorgestellt:

„Nicht nur die Schwerkraft verbindet uns mit dem Boden unter unseren Füßen...“

- „Mutter Erde“ – Begegnung und Umgang mit dem Element Boden
 - Woraus besteht der Boden?
 - Welche Eigenschaften hat der Boden?
 - Boden ist bewohnt
 - Boden verändert sich
 - Welche Bedeutung hat der Boden für uns, für Tiere und Pflanzen?

4. Der Boden im Schulgarten – Ökologisierung des Lernortes Schule

Die Schule will insgesamt mit ihren Lernbereichen der Weltaneignung und Kulturbherrschaft dienen. Dafür muss sie einerseits einen gewissen Rahmen für die isolierte Einführung und Einübung bereitstellen. Andererseits muss ein ausreichend großes zeitliches und organisatorisches Budget für entdeckendes und forschendes Lernen zu Fragen bereitstehen, die den Kindern bedeutsam sind oder in ihren Bedeutungshorizont gehoben werden können.

Kinder erfahren eine aktive Auseinandersetzung mit der Natur und ihren Phänomenen nur, wenn sie ange-regt und ermutigt werden, mit allen Sinnen sich der Tiere und Pflanzen und der Geschehnisse in der natürlichen Mitwelt zu vergewissern, und sich dabei eigene, durch Anschauung fundierte Vorstellungen bilden. Der ausdrücklich in Lehrplänen und Rahmenrichtlinien für die Primarstufe in verschiedenen Bundesländern ausgewiesene pädagogische Ansatz zur Öffnung der Schule über den Schulgarten und damit der Erhaltung und Rückgewinnung eines bedeutenden vielschichtigen schulischen Lebens-, Lern- und Spielraumes ist in diesem Zusammenhang kaum anzuzweifeln. An diesem Ort kann über einen anschaulichen, handlungsorientierten und lebenspraktischen Sachunterricht Schule eindrucksvoll gestaltet und wirklicher Lebens- und Erfahrungsraum werden.

Es erscheint notwendig, darauf hinzuweisen, dass heute nicht nur der abgegrenzte Gartenbereich an der Schule, der mehr oder weniger intensiv gärtnerisch bearbeitet wird, als Schulgarten verstanden wird, sondern der gesamte mit dem Schulbetrieb im Zusammenhang stehenden Außenraum (vgl. Baier/Wittkowske 2001).

Die Beispiele, die abschließend vorgestellt werden, zeigen einen expliziten Bezug zum Themenfeld Boden und versuchen den eingangs genannten Kriterien in besonderer Weise unter dem Fokus Lernen und Leben im Schulgarten gerecht zu werden:

- Im Schulgarten entwickeln Kinder positive Wertestellungen gegenüber dem Boden, indem sie
 - unmittelbar, mit allen Sinnen der Natur begegnen und sie wahrnehmen,
 - eigene Betroffenheit spüren,

- Freude und Schmerz beim Umgang mit der Natur erleben,
- Beziehungen zur eigenen Umgebung als Heimat entfalten,
- Natur beobachten und über sie staunen,
- Ergebnisse eigener Arbeit erleben.
- Im Schulgarten gewinnen Kinder ökologisches Sachwissen, indem sie
 - Sachkenntnisse zum Boden erwerben,
 - Einstellungen und Verhaltensweisen reflektieren,
 - eigene Handlungsmöglichkeiten erkennen,
 - Erkenntnisse über die Nutzung des Bodens durch den Menschen erarbeiten,
 - Entwicklungs- und Wachstumsvorgänge von Pflanzen und Bodenlebewesen beobachten und verstehen,
 - Ursachen- und Wirkungszusammenhänge erkennen.
- Im Schulgarten erlangen Kinder Handlungsfähigkeit (Gestaltungskompetenz), indem sie
 - sich handwerkliche und gärtnerische Fähigkeiten aneignen und diese üben,
 - den Boden durch Experimente erforschen,
 - kreativ-künstlerische Fähigkeiten im Umgang mit dem Boden entwickeln,
 - verantwortlichen und pflegerischen Umgang mit dem Boden einüben,
 - eigene Handlungsmöglichkeiten mit dem Boden ausprobieren,
 - kommunal- und umweltpolitisch (Gestaltung von Schule und Schulgelände als Lern- und Lebensraum) tätig werden,
 - durch körperliche Arbeit die Umwelt gestalten.
- Der Schulgarten ermöglicht Kindern eine ganzheitlich-komplexe Sichtweise auf das Themenfeld Boden, indem sie
 - fächerübergreifend, kooperativ lernen,
 - in der Situation und unter verschiedenen Aspekten lernen.
- Im Schulgarten erlangen Kinder beim Umgang mit Boden Kooperations- und Teamfähigkeit, indem sie
 - Arbeit und Projekte im Team ausführen,
 - Verantwortung innerhalb einer und für eine Gruppe übernehmen,
 - Planung und Organisation innerhalb einer Gruppe einüben,
 - demokratische Entscheidungsprinzipien und Mechanismen erlernen,
 - sich als Teil einer Gemeinschaft verstehen lernen.

Literatur:

- Baier, H. & Wittkowske, St. (Hrsg.) (2001): Ökologisierung des Lernortes Schule. Bad Heilbrunn.
- Gesellschaft für Didaktik des Sachunterrichts (GDSU) (2002): Perspektivrahmen Sachunterricht. Bad Heilbrunn.
- Hellberg-Rode, G. (2001): Nicht nur die Schwerkraft verbindet uns mit dem Boden unter unseren Füßen. In: Baier, H. & Wittkowske, St. (Hrsg.): Ökologisierung des Lernortes Schule. Bad Heilbrunn.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE

**der Vortragsveranstaltung mit Workshop der Arbeitsgruppen
„Bodenschätzung und –bewertung“ und „Informationssysteme
der Bodenkunde“ in Zusammenarbeit mit dem ständigen Ausschuss
„Vorsorgender Bodenschutz“ der Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft
„Bodenschutz“ zum Thema:
„Stand und Ausblick zur Nutzung digitaler Bodenschätzungsdaten“
17. und 18. April in Mainz**

Band 110

Heft 1

2007

The first part of the document discusses the importance of maintaining accurate records of all transactions. It emphasizes that proper record-keeping is essential for the success of any business and for the protection of the interests of all parties involved. The document also outlines the various methods and procedures that should be followed to ensure the accuracy and reliability of the records.

The second part of the document provides a detailed description of the various types of records that should be maintained. It includes information on the format and content of these records, as well as the frequency and manner in which they should be updated and reviewed. The document also discusses the importance of backing up records and the steps that should be taken to ensure their security.

The third part of the document discusses the various methods and procedures that should be followed to ensure the accuracy and reliability of the records. It includes information on the use of accounting software, the importance of regular audits, and the steps that should be taken to ensure the integrity of the data. The document also discusses the importance of training staff in proper record-keeping procedures and the steps that should be taken to ensure that all staff are aware of their responsibilities.

The fourth part of the document discusses the various methods and procedures that should be followed to ensure the accuracy and reliability of the records. It includes information on the use of accounting software, the importance of regular audits, and the steps that should be taken to ensure the integrity of the data. The document also discusses the importance of training staff in proper record-keeping procedures and the steps that should be taken to ensure that all staff are aware of their responsibilities.

The fifth part of the document discusses the various methods and procedures that should be followed to ensure the accuracy and reliability of the records. It includes information on the use of accounting software, the importance of regular audits, and the steps that should be taken to ensure the integrity of the data. The document also discusses the importance of training staff in proper record-keeping procedures and the steps that should be taken to ensure that all staff are aware of their responsibilities.

The sixth part of the document discusses the various methods and procedures that should be followed to ensure the accuracy and reliability of the records. It includes information on the use of accounting software, the importance of regular audits, and the steps that should be taken to ensure the integrity of the data. The document also discusses the importance of training staff in proper record-keeping procedures and the steps that should be taken to ensure that all staff are aware of their responsibilities.

Stand und Ausblick zur Nutzung digitaler Bodenschätzungsdaten

-Zusammenfassung der Tagungs- und Workshopergebnisse-

Stephan Sauer¹, Klaus Friedrich² & Josef Backes³

1 Einleitung

Die große Resonanz auf den vorangegangenen Workshop im Jahr 2004 in Gotha (<http://www.hlug.de/medien/boden/fisbo/dbg/events/gotha04>) und die seitdem in vielen Bundesländern erfolgten Fortschritte bei der Digitalisierung und bodenkundlichen Aufarbeitung von Bodenschätzungsdaten waren Anlass genug, nach drei Jahren erneut den aktuellen Stand der digitalen Umsetzung der Bodenschätzungsdaten zu fokussieren. 90 Teilnehmer aus Finanzverwaltung (32 %), Geologischen Diensten (25 %), Ingenieurbüros (14 %), Boden- und Naturschutz- (13 %) sowie Landwirtschaftsverwaltung und Universitäten (jeweils 8 %) dokumentierten den stetig gewachsenen Bedarf an parzellenscharfen Bodenfunktionskarten bzw. -daten aus den aktuellen Bereichen Cross Compliance, EU-Bodenschutzrichtlinie, EU-Wasserrahmenrichtlinie, Potenzialabschätzungen (Bioenergie, Bodenthermie) u.a.

2 Ergebnisse der Vortragsveranstaltung

Im Bereich der Finanzverwaltung wird zurzeit die Reform des Bodenschätzungsgesetzes intensiv diskutiert. Im Oktober 2005 erfolgte in diesem Zusammenhang eine Fragebogenaktion des Bundesministeriums der Finanzen mit dem Ziel der Klärung der Bedürfnisse potenzieller Nutzer im nicht steuerlichen und steuerlichen Bereich (PETZOLD 2007). Die aktuelle Umfrage zum Stand der Digitalisierung (WILL 2007) zeigt in verschiedenen Bundesländern eine deutliche Zunahme der Verfügbarkeit von digitalen Bodenschätzungsdaten seit 2004.

Im Bereich des vorsorgenden Bodenschutzes haben sich verschiedene methodische Ansätze bodenkundlicher Interpretation der nahezu flächendeckend für die landwirtschaftliche Nutzfläche verfügbaren Datenquelle herauskristallisiert: Einerseits die Übersetzung von Profilbeschreibungen der bestimmenden Grablöcher in die moderne bodenkundliche Nomenklatur, um im Anschluss an eine Nachbearbeitung Boden- und Bodenfunktionskarten zu erstellen (vgl. HAGEMANN & Müller 2007). Andererseits die direkte bodenfunktionsbezogene Auswertung der Klassenzeichen ohne Übersetzung der Ursprungsdaten in die bodenkundliche Nomenklatur (vgl. PETER & MILLER

2007). Die Anwendung dieser unterschiedlichen methodischen Ansätze sollte bei gleicher Fragestellung jedoch zu vergleichbaren Ergebnissen führen (HARTMANN & DEHNER 2007). Die Bedeutung geostatistischer Methoden und Prognoseverfahren (digital soil mapping) nimmt stetig zu und eröffnet neue Möglichkeiten der bodenkundlichen Interpretation der Altdaten (DOBERS 2007, MÖLLER et al. 2007, STEINRÜCKEN et al. 2007).

Unabhängig von der Methodenwahl sind Maßnahmen der Qualitätssicherung bei der technischen Aufbereitung und bodenkundlichen Interpretation unabdingbar, um die drei Qualitätsanforderungen Validität, Effizienz und Transparenz gewährleisten zu können (ELSNER 2007, GOLDSCHMIDT 2007). Schon bei der Datenerhebung muss ein konsequentes Qualitätsmanagement erfolgen, um mit syntaktisch und semantisch bereinigten Daten automatisiert arbeiten zu können. Bei der Auswertung der Daten ist ein weiterführendes Qualitätsmanagement zur Dokumentation und Bereinigung inhaltlicher Probleme unumgänglich.

3 Ergebnisse der Workshops

Im Anschluss an die Vorträge wurden drei Diskussions-Workshops zu den folgenden Themenbereichen durchgeführt:

1. Maßnahmen der Qualitätssicherung für die Datenerhebung
2. Maßnahmen der Qualitätssicherung bei der Datenintegration in Bodeninformationssysteme und für die Auswertung von Bodenschätzungsdaten
3. Strategie zur Nutzung von Bodenschätzungsdaten für angewandte Fragestellungen und Belange des Bodenschutzes.

Als wesentliche Ergebnisse können folgende Aspekte zusammengefasst werden:

- In den einzelnen Bundesländern ist eine sehr rege Aktivität hinsichtlich der Aufbereitung und Auswertung von Bodenschätzungsdaten für außerfiskalische Zwecke festzustellen.
- Die hinsichtlich ihrer Arbeitsschwerpunkte unterschiedlich ausgerichteten Länder-Arbeitsgruppen haben einen unterschiedlichen Erfahrungsstand.
- Es besteht dringender Bedarf an einem Austauschforum für die nächsten Jahre.
- Zur außerfiskalischen Nutzung der Bodenschätzungsdaten erscheint eine bundesweit einheitliche Vorgehensweise als geboten, um einheitliche Auswertungsprodukte bereitstellen zu können. Ist dieses nicht möglich, so müssen zumindest die Produkte, z.B. in Form von Bodenfunktionskarten, vergleichbar sein.

¹ Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz

² Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie

³ Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz

- Die Qualitätssicherung von der Datenerhebung über die Digitalisierung und Analyse bis zur Auswertung spielt eine zentrale Rolle für die Produktbereitstellung.
- Der Bedarf an großflächig verfügbaren Auswertungen besteht schon seit geraumer Zeit. Für die Bereitstellung ist daher Eile geboten.
- gemarkungsbezogene Qualitätsangaben in Form von Metadaten sind wünschenswert (vgl. GOLDSCHMITT 2007).

Als Fazit bleibt festzuhalten, dass die Forderungen sowohl aus der Sicht der Datenerheber als auch aus der Sicht der Datenanwender kongruent sind.

Weiterführende Details sind aus den Zusammenfassungen der einzelnen Workshops zu ersehen.

3.1 Workshop 1: Maßnahmen der Qualitätssicherung für die Datenerhebung

Aus der Sicht der Amtlichen Landwirtschaftlichen Sachverständigen (ALS, Bodenschätzer der Finanzverwaltung) tragen folgende Maßnahmen dazu bei, die Datenqualität zu verbessern:

- Fortbildungen
 - Tagungen
 - Workshops
 - spezielle Schulungen, z.B. durch die Geologischen Dienste
- Erfahrungsaustausch mit anderen ALS
 - Musterstücks- und Vergleichsstücksbegehungen
 - Grenzübergänge mit anderen ALS und anderen Bundesländern
- Nachschätzungen, nicht nur bei Flurbereinigungen
- Neuanlage von Musterstücken, Wegfall unbrauchbarer Musterstücke.

Ein besonderes Augenmerk sollte auf den Erfahrungsaustausch mit Fachkollegen gelegt werden, der aufgrund gesteigerter Anforderungen an die "Hektar-Leistung" sowie neuer Arbeitsprioritäten außerhalb der Bodenschätzung vernachlässigt wurde. Nur so kann eine einheitliche Bodenansprache gewährleistet werden. Es besteht Einvernehmen dahingehend, dass erst die Digitalisierung der Primärdaten gute Korrekturmöglichkeiten durch eine strukturierte Sicht auf die großen Datenbestände ermöglicht. Es muss nach neuen Strategien gesucht werden, um Altdaten gemarkungsweise auch ohne komplette Nachschätzung in ihrer Qualität zu optimieren.

Aus der Sicht der Anwender ergeben sich folgende Forderungen an qualitativ hochwertige Daten:

- Bodenansprache nach BodSchätzG
 - vollständiger u. detaillierter Schichtdatenbeschrieb (z.B. Carbonatgehalt immer angeben)
 - einheitliche Ansprache, insbesondere der Entstehungsart
- eine bodentypologische Ansprache ist nicht zwingend notwendig
- Abgabe korrigierter, das heißt syntaktisch und semantisch einwandfreier Daten

3.2 Workshop 2: Maßnahmen der Qualitätssicherung bei der Datenintegration in Bodeninformationssysteme und für die Auswertung von Bodenschätzungsdaten

Die Bodeninformationssysteme der Länder entwickeln sich bei der nicht fiskalischen Nutzung von Bodenschätzungsdaten zum zentralen Glied zwischen den Datenerhebern (Finanzverwaltung) und den -nutzern (Ingenieurbüros, öffentliche Verwaltung und Universitäten bzw. Großforschungseinrichtungen mit sehr unterschiedlichen Aufgabenfeldern). Um den vielfältigen länderübergreifenden Bedarf zu decken, sind eine ganze Reihe von grundlegenden Umsetzungszielen zu definieren:

- Für die Auswertung von Bodenschätzungsdaten sind digital vorliegende, syntaktisch und semantisch einwandfreie Daten eine Grundvoraussetzung. Dies sollte grundsätzlich Aufgabe der Bodenschätzung bleiben. Der Aufbereitungsprozess muss aber durch die Anforderungen der Anwender Unterstützung finden.
- Die Bereitstellung der Bodenschätzungsdaten und daraus abgeleitete Auswertungsdaten sollten bundesweit auf dem konzeptionell diskreten Modell des digitalen Feldschätzungsbuches und dem ALK-Datenmodell für die Geometriedaten erfolgen. Die bereits unter Kapitel 2 skizzierten zwei methodischen Ansätze der bodenkundlichen Interpretation haben sowohl Vor- als auch Nachteile.
- Bodenschätzungsdaten sind bundesweit inhaltlich sehr gut vergleichbare Bodendaten. Trotzdem weisen diese Daten inhaltliche Heterogenitäten auf (zeitlicher Wandel der räumlichen Detailkartierung, Individualität des Bodenschätzers, unvollständige Datensätze). Für eine Auswertung (teilautomatisiert oder automatisiert) müssen die Bodenschätzungsdaten daher z.T. überarbeitet, korrigiert bzw. bereinigt werden. Wenn dieser Überarbeitungsbedarf für nicht steuerliche Nutzungen nicht durch die Bodenschätzungsbehörde getragen werden kann, sollten die überarbeiteten Daten im gleichen Datenmodell mit Dokumentation der Überarbeitung durch die entsprechend bearbeitende Stelle vollzogen und entsprechend dokumentiert werden.
- Bodenschätzungsdaten sollten nach einem einheitlichen Standard mit sogenannten Metadaten charakterisiert werden. Als Beschreibungseinheiten bieten sich die Gemarkung und der Bohrlochbeschrieb an. Zu den Metadaten gehören:

- Dokumentation der Struktur des Datenbestandes
- Primäre Informationen der Bodenschätzung
- Statistiken
- Angaben zur Qualität und darauf aufbauend zu den Möglichkeiten der Auswertung
- Dokumentation zur Bereinigung/Überarbeitung der Primärdaten.
- Eine Hilfestellung für die Interpretation und Nutzung der Bodenschätzungsdaten ist von der Erhebungs- bzw. Auswertungsstelle zu gewährleisten.
- Das Angebot, aber auch die Schaffung der Infrastruktur/Basis durch die digitale Bereitstellung der Daten, ist zu bewerben (Anwender, Politik).
- Eine Homepage zur Bodenschätzung und deren Nutzung sollte einrichtet werden.
- Eine Koordinationsstelle ist zu finden, die Kosten und der Verwaltungsaufwand müssen benannt werden.

Organisatorisch ergibt sich hieraus:

- Um eine bundeseinheitliche Auswertung zu erreichen, ist eine länder- und institutsübergreifende Kommunikationsplattform unbedingt erforderlich.
- Wichtige methodische Auswertungen sind bundesweit zu standardisieren.
- Eine Rückkopplung zwischen Erheber – Auswerter – Nutzer ist zu gewährleisten.
- Die Bereitstellung von Auswertungen auf der Schlagebene für landwirtschaftlich genutzte Flächen muss kurz- bis mittelfristig erfolgen. Eine zumindest für wichtige Gebietskulissen bundesweit einheitliche Auswertung sollte bis 2012 vorliegen. Bei nicht zeitgemäßer Bearbeitung wird die Gefahr einer privatwirtschaftlichen Parallelentwicklung analog zum Vermessungsbereich gesehen.

3.3 Workshop 3: Strategie zur Nutzung von Bodenschätzungsdaten für angewandte Fragestellungen und Belange des Bodenschutzes

Es gibt auch in Zukunft für die landwirtschaftlich genutzten Flächen keine großmaßstäbige flächendeckende Alternative zu den Bodenschätzungsdaten. Die parzellenscharfen Bodenschätzungsdaten haben bei Landwirten und in der öffentlichen Verwaltung gleichermaßen eine hohe Akzeptanz. Im allgemeinen Bewusstsein handelt es sich hierbei allerdings meist um die Einstufung der "Bodenqualität" im Rahmen von Flurbereinigungen, Pachtzins oder Verkaufswert. Die hohe Wertschätzung hinsichtlich der Schätzungsdaten kann sich auch auf die aus ihnen zur Bewertung von Bodenfunktionen und -eigenschaften entwickelten Produkte positiv auswirken. Wesentlich für die Nutzung durch Dritte ist die Vergleichbarkeit der Auswertungen über die Ländergrenzen hinweg.

Bodenschätzungsdaten sind qualitativ nicht uneingeschränkt einsetzbar. Die Möglichkeiten, Grenzen und Anforderungen müssen benannt werden. Im Einzelnen ergibt sich folgender Arbeits- bzw. Klärungsbedarf:

- Eine Angleichung der Auswertungsmethoden, zumindest aber deren Ergebnisse, ist auf Bundesebene anzustreben.
- Die Möglichkeiten der Nutzung der Bodenschätzungsdaten und des Vertriebs der Rohdaten oder der Produkte müssen geklärt werden (Nutzungsrechte, Datenschutz).

4 Literatur

Alle Literaturhinweise beziehen sich auf Beiträge in diesem Band.

Die Vortragsfolien stehen unter der Internetadresse <http://www.hlug.de/medien/boden/fisbo/dbg/events/mainz07/index.html> zum Download bereit.

...the ... of ...
...the ... of ...
...the ... of ...
...the ... of ...

...the ... of ...
...the ... of ...
...the ... of ...

...the ... of ...
...the ... of ...

...the ... of ...
...the ... of ...
...the ... of ...

Aktuelle Entwicklungen bei der Bodenschätzung aus der Sicht der Finanzverwaltung

Christian Petzold

Einleitung

Das Bodenschätzungsgesetz (BodSchätzG) vom 16.10.1934 wurde bislang weitgehend unverändert angewendet. Nach Überprüfungen durch den Bundesrechnungshof wurde angemahnt, vorkonstitutionelles Recht zu überarbeiten oder aufzuheben. Zu diesen Gesetzen gehört auch das BodSchätzG mit seinen weiteren Verordnungen und Erlassen. Das Bundesfinanzministerium setzte eine Arbeitsgruppe mit dem Auftrag ein, Möglichkeiten und Grenzen einer Überarbeitung des BodSchätzG im Rahmen einer Rechtsbereinigung zu prüfen. Es war ein Gesetzentwurf mit Begründungen zu erarbeiten.

Reform des Bodenschätzungsgesetzes

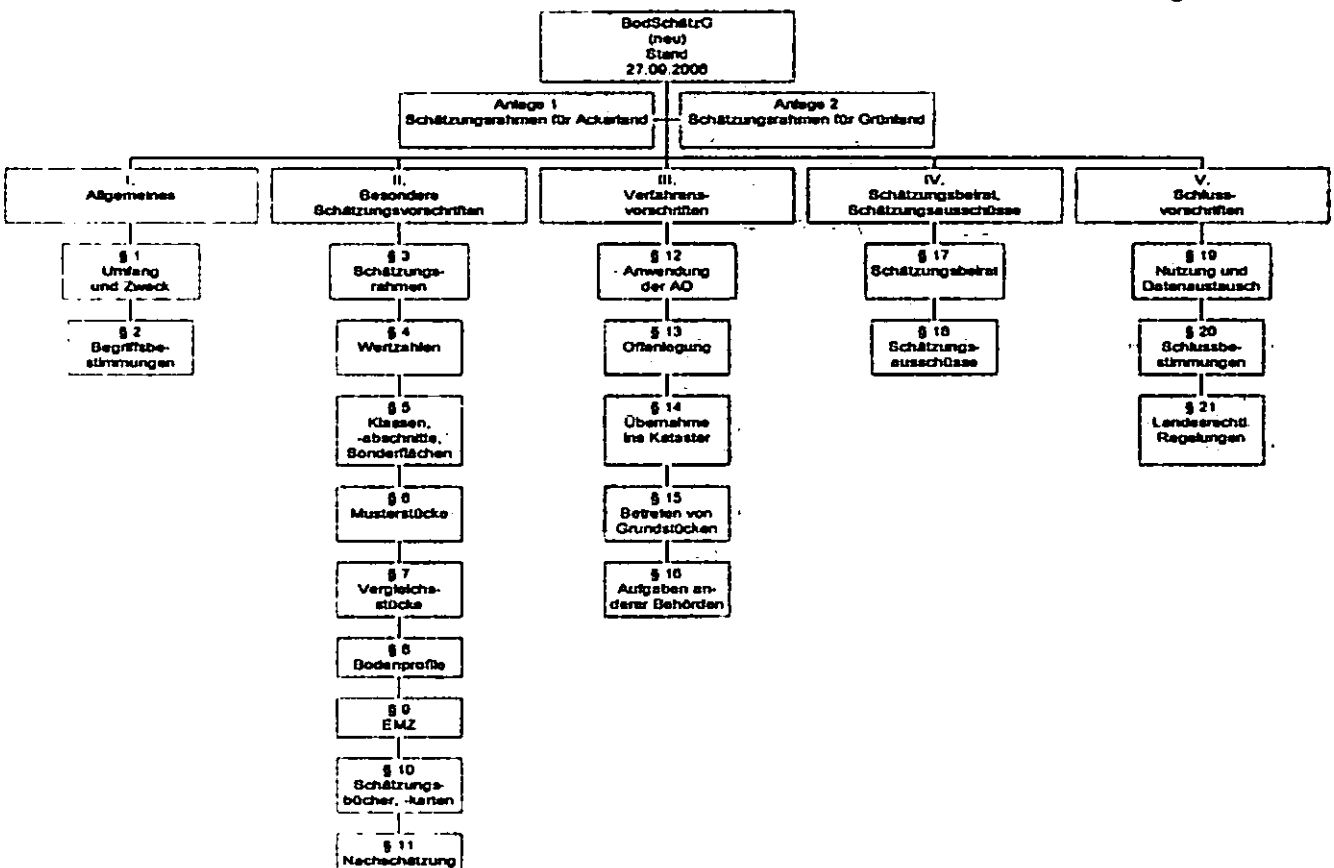
Aus der Diskussion in der Arbeitsgruppe und nach Auswertung einer Fragebogenaktion ergab sich, die Notwendigkeit zur Fortführung des materiellen

Rechts in den wesentlichen Bestandteilen. Insbesondere wurde die unveränderte Fortführung der Schätzungsrahmen für Acker und Grünland für so entscheidend gehalten, dass sie als Anlagen im Gesetzentwurf unverändert zu verankern waren.

Im folgenden sollen einige Aspekte aufgezeigt werden, die sich im Gesetzentwurf von dem alten BodSchätzG unterscheiden. Das neue BodSchätzG soll zukünftig auch der Agrarordnung und dem Bodenschutz dienen und die Daten automationsunterstützt erfasst und verwaltet werden. Die Wertzahlen, Klassen-, Klassenabschnitts- und Sonderflächen sowie die Ertragsmesszahlen waren gesetzlich zu definieren. Die Musterstücke sind in den jeweiligen Schätzungsrahmen für Acker und Grünland als Bewertungsbeispiele stärker eingebunden worden. Die Anlage von Landesmusterstücken bleibt den Ländern überlassen, um der föderalen Struktur der Bundesrepublik stärker Rechnung zu tragen.

Der Inhalt der Schätzungsbücher und der Schätzungskarten wird gesetzlich festgelegt, um überall die gleichen Inhalte zu führen und damit für andere Nutzer der Bodenschätzung eine einheitliche Datengrundlage sicher zu stellen. Da es sich weiter um ein Gesetz der Finanzverwaltung handelt,

Dr. Christian Petzold
Oberfinanzdirektion Rheinland
Riehler Platz 2
50668 Köln



sollen die Verfahrensvorschriften der Abgabenordnung zur Anwendung kommen. Der Vorsitz im Schätzungsausschuss wurde an die Praxis angepasst und dem Amtlich Landwirtschaftlichen Sachverständigen (ALS) übertragen. Bisher hatte der Vorsteher des Finanzamtes den Vorsitz des Schätzungsausschusses inne. Der Schätzungsausschuss soll durch eine (n) vermessungstechnische (n) Mitarbeiter (in) unterstützt werden. Die Datennutzung durch andere Institutionen und der Austausch von Daten mit diesen, war insbesondere für den Bodenschutz zu definieren und zu regeln.

Durch Übergangsregelungen war der Bestand der Musterstücke der fünften Rechtsverordnung zu sichern, um den einheitlichen Bezug zum jeweiligen Schätzungsrahmen nicht zu verlieren.

Umfrage bei den Nutzern der Bodenschätzung
Vom Bundesfinanzministerium wurde eine Umfrage bei Nutzern der Bodenschätzung durchgeführt, um Hinweise auf einen erforderlichen Fortbestand zu erhalten.

In der Auswertung ergaben sich die folgenden Problembereiche:

Die Zusammenfassung von Antworten durch eine zentrale ggf. übergeordnete Stelle bzw. Weiterleitung durch oberste oder mittlere Behörden auf die nächste Ebene sowie untereinander auf gleicher Ebene.

Länderspezifische Unterschiede in der bereits gegebenen Nutzung analoger und digitaler Daten der Bodenschätzung.

Fehlende Einsicht in die Notwendigkeit einer substantiierten Beantwortung der Fragen insbesondere bei den Verwaltungen bzw. Institutionen, in denen die Bodenschätzung seit Jahrzehnten selbstverständlich ohne Beschaffungskosten zur Verfügung steht.

Die Fragebogenaktion lässt zwar eine Auswertung zu, sie ist jedoch nur in Teilen repräsentativ, da tatsächlich nur ein kleiner Teil der Nutzer die Gelegenheit genutzt hat zu antworten bzw. ihnen die Beantwortung überhaupt ermöglicht worden ist.

Hauptsächlich werden der Profilbeschreibung, die Geometrie, die Klasse, die Wertzahlen und die Ertragsmeßzahlen von den Nutzern der Bodenschätzung für ihre Zwecke benötigt. Die Daten werden überwiegend von den Finanz- und Katasterämtern zur Verfügung gestellt. Die Nutzer stuften die Bedeutung der verwendeten Daten in der Regel als ausschließliches und wichtiges Kriterium für ihre Zwecke ein. Sie sollen vor allem eine Aussage zum

zum Ertragspotential der Böden, den Bodenfunktionen, den Bodeneigenschaften und dem Standort vermitteln. Bis auf wenige Nutzer wird der Nutzen durch die Verwendung der Bodenschätzungsdaten von den antwortenden Institutionen mit sehr hoch bis wichtig beurteilt.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Die Bodenschätzung ist für Zwecke der Besteuerung nach wie vor zeitgemäß.

Die Nutzung für außersteuerliche Zwecke hat durch die eingeleitete Digitalisierung weiter zugenommen.

Die von der Finanzverwaltung durchgeführte Bodenschätzung besitzt eine hohe Akzeptanz in der Landwirtschaft und bindet nur noch wenige Arbeitskräfte.

Das materielle Recht muss wegen der erforderlichen Kontinuität im Wesentlichen beibehalten werden.

Die Änderung des Bodenschätzungsgesetzes soll durch das Jahressteuergesetz 2008 erfolgen.

Stand der Digitalisierung der Bodenschätzung in der Finanzverwaltung

Dieter Will¹

1 Vorbemerkungen

Anfang des Jahres 2004 wurde bundesweit ein Fragebogen an die zuständigen Vertreter in den Oberfinanzdirektionen bzw. den Finanzministerien versandt. Zielsetzung dieser Umfrage waren aktuelle Angaben über den Stand der Digitalisierung der Bodenschätzung insbesondere hinsichtlich der Datenerfassung mit dem Programm FESCH oder alternativen Anwendungen. Am 23.03.2004 wurde das damalige Umfrageergebnis in Gotha vorgestellt. Für die Veranstaltung in Mainz wurden aktuellen Zahlen vom Februar 2007 aufbereitet.

2 Stand der Digitalisierung

2.1 Erfassungsquote in Relation zur geschätzten Fläche

In Tabelle 1 ist die Profildatenerfassung zum Stand 2004 bzw. 2007 dargestellt:

Bundesland	Bodengeschätzte Fläche 2/2007	Datenerfassung Stand	
		2/2004	2/2007
Baden-Württemberg	1.400.000 ha	6%	14%
Bayern	3.500.000 ha	29%	90%
Brandenburg	1.550.000 ha	42%	57%
Hamburg	18.350 ha	100%	100%
Hessen	900.000 ha	22%	49%
Meckl.-Vorpommern	1.552.000 ha	13%	19%
Niedersachsen	2.800.000 ha	75%	100%
Nordrhein-Westfalen	1.638.000 ha	2%	4%
Rheinland-Pfalz	780.000 ha	33%	82%
Saarland	113.000 ha	8%	15%
Sachsen	1.050.000 ha	25%	35%
Sachsen-Anhalt	1.200.000 ha	95%	95%
Schleswig-Holstein	1.360.000 ha	80%	100%
Thüringen	840.000 ha	55%	73%

Tab. 1: Erfassungsquote der Profildaten 2/2004 und 2/2007 in Relation zur bodengeschätzten Fläche der Bundesländer

Die Datenerfassung der Profildaten der Bodenschätzung war 2004 nur in den größeren Flächenländern Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein weit fortgeschritten. Die hohe Erfassungsquote in diesen drei Ländern war bzw. ist wesentlich darin begründet, dass die Dateneingabe nicht bei der Finanzverwaltung selbst, sondern durch externe Kräfte erfolgte.

In Schleswig-Holstein wurden für die Erfassung der Grablöcher durch zwei Ingenieurbüros mit BOSSA-SH zusätzliche Mittel bereit gestellt. In Sachsen-Anhalt wurden über

das Landesamt für Umweltschutz in Halle 95 % der Altdaten im Programm Microsoft EXCEL erfasst. In Niedersachsen wurden die Daten bei der Bezirksregierung in ein eigenes Erfassungsprogramm BWBO übernommen.

Eine überdurchschnittlich lange Erfassungsdauer zeichnete sich insbesondere in den Ländern Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen bereits 2004 ab.

In 2007 gibt es folgende wesentliche Veränderungen:

Neben Hamburg haben nun auch Niedersachsen und Schleswig-Holstein die Ersterfassung abgeschlossen. In Sachsen-Anhalt werden die noch fehlenden 5 % im Rahmen von Nachschätzungen direkt bei der Finanzverwaltung erfasst.

Die größte absolute wie prozentuale Steigerung gegenüber 2004 hat Bayern aufzuweisen. Größere Fortschritte zeigen aber auch die Länder Rheinland-Pfalz, Thüringen, Brandenburg und Hessen.

In den übrigen Ländern konnte die Erfassungsquote nicht in gleichem Umfang gesteigert werden. Die Situation in Nordrhein-Westfalen sieht vergleichsweise schlecht aus.

2.2 Anzahl Grablöcher

Die gesetzlichen Grundlagen und die technischen Anweisungen zur Durchführung der Bodenschätzung in den einzelnen Bundesländern sind gleich. In der Praxis bestehen Unterschiede im eingesetzten Kartenmaterial. Der übliche Maßstab der Schätzungskarte in Bayern ist 1 : 5000. In stark exponiertem Gelände oder bei häufigem Bodenwechsel sind kleinere Flächen ggf. nicht mehr darstellbar. In den meisten Ländern werden großmaßstäbige Karten von 1 : 2000 eingesetzt, in Rheinland-Pfalz sogar 1 : 1000.

Tabelle 2 zeigt die in den einzelnen Bundesländern bereits erfassten Grablöcher der Bodenschätzung, deren Anzahl je Hektar sowie die daraus abgeleitete voraussichtlich zu erfassende Gesamtzahl an Grablöchern:

Bundesland	Grablöcher		
	bereits erfasst	Anzahl je Hektar	voraussichtl. zu erfassen
Baden-Württemberg	183.000	0,93	1.307.000
Bayern	1.600.000	0,51	1.778.000
Brandenburg	395.000	0,45	693.000
Hamburg	14.500	0,79	14.500
Hessen	443.600	1,01	905.000
Meckl.-Vorpommern	72.000	0,24	379.000
Niedersachsen	1.172.000	0,42	1.172.000
Nordrhein-Westfalen	46.615	0,31	510.000
Rheinland-Pfalz	546.000	0,86	670.800
Saarland	13.950	0,82	93.000
Sachsen	350.000	0,95	1.000.000
Sachsen-Anhalt	432.000	0,38	455.000
Schleswig-Holstein	434.000	0,37	434.000
Thüringen	490.000	0,84	671.000

Tab. 2: Bisher erfasste Grablöcher, Anzahl je Hektar und voraussichtlich zu erfassende Gesamtzahl

¹ Dieter Will, Oberfinanzdirektion Koblenz, dieter.will@ofd-ko.fin-rlp.de

Mit Ausnahme der Länder, in denen die Erfassung der Profildaten bereits abgeschlossen ist, lassen sich die Anzahl der Grablöcher insgesamt bzw. je Hektar bodengeschätzte Fläche nur über den bisherigen Stand hochrechnen. Große Veränderungen sind zumindest bei der Grablochdichte jedoch nicht zu erwarten.

2.3 Voraussichtlicher Abschluss der Datenerfassung und Stand der Aufstellung der Folie 42

Im Rahmen der aktuellen Umfrage 2007 haben die Ländervertreter mitgeteilt, in welchem Jahr sie mit dem voraussichtlichen Abschluss der Datenerfassung rechnen. Darüber hinaus wurde der Stand der Aufstellung der Folie 42 in der Zuständigkeit der Katasterverwaltung erklärt. Das Ergebnis ist in Tabelle 3 zusammengefasst:

Bundesland	Abschluss Erfassung Profildaten im Jahr	Folie 42 Stand der Aufstellung
Baden-Württemberg	2014	8%
Bayern	2007	25%
Brandenburg	2009	100%
Hamburg	2000	100%
Hessen	2012	30%
Meckl.-Vorpommern	2014	10%
Niedersachsen	2006	100%
Nordrhein-Westfalen	2030	keine Angabe
Rheinland-Pfalz	2008	95%
Saarland	2010	100% (7/2007)
Sachsen	2012	0%
Sachsen-Anhalt	2003	95%
Schleswig-Holstein	2004	98%
Thüringen	2009	keine Angabe

Tab. 3: Voraussichtlicher Abschluss der Profildatenerfassung und Stand der Aufstellung der Folie 42

Nach diesen Prognosen ist die Profildatenerfassung in den meisten Ländern innerhalb der nächsten fünf Jahre abgeschlossen. Für Baden-Württemberg und Mecklenburg-Vorpommern ist 2014 als realistisch anzusehen. Die Vertreter aus Nordrhein-Westfalen sehen insbesondere vor dem Hintergrund personeller Probleme keine Aussichten der Fertigstellung vor dem Jahr 2030.

Größere Unterschiede bestehen auch in der Aufstellung der Folie 42. Grundsätzlich mangelt es hier aber in den meisten Ländern an einem fehlenden Abgleich mit den in der Datenbank FESCH gespeicherten Grablöchern der Bodenschätzung.

3 Ausblick

Nach der ersten Umfrage von 2004 war kaum zu erwarten, dass die Erfassung der Profildaten der Bodenschätzung in diesem außergewöhnlichen Umfang gesteigert werden könnte. Innerhalb der nächsten Jahre kommen Qualitätssicherung und -steigerung eine zentrale Rolle zu. Bei Nachschätzungen muss die vollständige und sorgfältige Beschreibung der Profile im Gelände gewährleistet sein.

Die Horizontbezeichnungen sollten ebenfalls ergänzt werden. In Rheinland-Pfalz hat sich die Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Geologie sehr bewährt. Die Vorführung von ausgewählten Musterstücken oder Vergleichsstücken der Bodenschätzung und deren bodenkundliche Ansprache dienen der Fortbildung der Sachverständigen.

Weder die Fertigstellung der Folie 42 durch die Vermessungs- und Katasterverwaltung noch der Abschluss der Profildatenerfassung in FESCH dürfen dazu führen, dass vorhandene technische Ressourcen und Fachkenntnisse in nicht mehr vertretbarem Umfang für andere Aufgaben abgezogen werden. Eine effiziente Nutzung und Interpretation dieser wertvollen Datenbestände ist erst durch die Vorteile der Automation gewährleistet.

Digitale Bodenschätzung im Saarland: Erfahrungen aus Projektierung und Anwendung

Matthias Beck

Seit dem Herbst 2006 setzt die saarländische Bodenschätzung Feld-PCs ein und erhebt die Daten auf dem Feld digital. Die nachfolgende Datenbearbeitung und die Entstehung der Schätzungsreinkarte erfolgen ebenfalls ausschließlich digital. Das Projekt DIBOS (Digitale Bodenschätzung im Saarland) war von Beginn an ein Kooperations-Projekt gemeinsam mit der saarländischen Katasterverwaltung und der Flurbereinigung.

I. DIBOS – ein Kooperations-Projekt

A. Ziele des Projekts

1. Durchgängig digitale Datenerhebung und -verarbeitung der Bodenschätzung

Vorrangiges Ziel der Digitalisierung der Bodenschätzung im Saarland war es, auf der Basis der digital verfügbaren RK 1 die ganze Verfahrenskette von der Datenerhebung auf dem Feld über die Auswertung der Daten mit der Bildung der Klassenflächen bis zur Erstellung der Schätzungsreinkarte digital und ohne Medienbrüche zu realisieren.

2. Vereinfachte Übernahme der Daten ins Kataster

Es ist Aufgabe der Katasterverwaltung, die Bodenschätzungsdaten in die amtlichen Kartenbestände zu übernehmen und eine flächenmäßige Verschneidung der Daten mit den Flurstücken vorzunehmen. Dies bedeutete ursprünglich im analogen und weitgehend manuellen Vorgehen einen erheblichen Aufwand. So entstanden umfangreiche Rückstände in der Bearbeitung der Papierkarten. Eine technische Weiterentwicklung schien allen Beteiligten auch vor diesem Hintergrund geboten.

3. Integration der Bodenschätzungsdaten in die amtlichen Kartenbestände

Nachdem schon vor einigen Jahren der gesamte übrige amtliche Kartenbestand digital zur Verfügung stand, war die Notwendigkeit gegeben, auch die Bodenschätzung zu digitalisieren, um ein Überlagern mit anderen Karten weiterhin möglich zu machen. Die Schätzungsfolien der Katasterverwaltung wurden dazu durch einen Unternehmer digitalisiert, neue Schätzungskarten sollten künftig gleich digital entstehen.

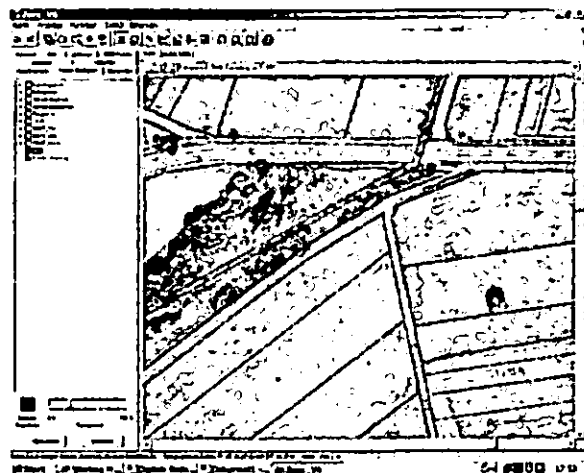


Abb. 1: Überlagerung von RK 1, Schätzungskarte und Orthofoto im Programm ZORA der saarländischen Katasterverwaltung

4. Nutzerorientierte Datenbestände

Ein weiteres Ziel war für uns, neue Möglichkeiten der Datenauswertung für die Nutzer zu realisieren. Dies ist vor allem auf Basis digitaler Karten gewährleistet, die mit einem digitalen Buchwerk verbunden sind.

B. Projektgestaltung

Zur Bodenschätzung einer Gemarkung ist ein mehrfacher Transfer von Daten zwischen den beteiligten Behörden nötig. Dazu gehören insbesondere die Katasterverwaltung und die Flurbereinigung, gelegentlich auch Naturschutzbehörden, Zeckverbände, Wasser- und Schifffahrtsverwaltung usw. Es wurde folglich eine gemeinsame Projektgruppe aus den wichtigsten beteiligten Behörden eingerichtet.

Austausch von Daten zwischen den beteiligten Behörden

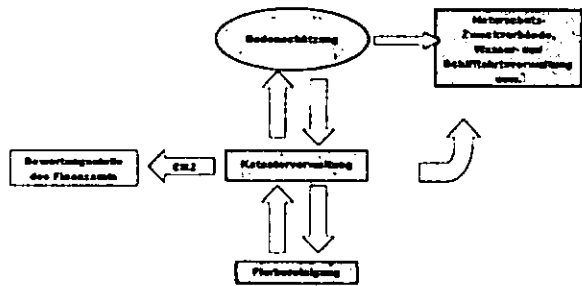


Abb. 2: Schema des Datenaustauschs

1. Zusammenarbeit mit der Katasterverwaltung

Wie oben bereits dargestellt, bedeutete die ursprüngliche Vorgehensweise der Übernahme der Daten ins Kataster einen erheblichen Aufwand für die Katasterbehörde. Insofern hatte auch die Katasterverwaltung ein großes Interesse an digitalen Schätzungsdaten, die eine problemlose Übernahme und einen automatisierte Flächenberechnung erlauben.

2. Zusammenarbeit mit der Flurbereinigung

Der größte Teil der Nachschätzungen ganzer Gemarkungen im Saarland erfolgt im Vorfeld eines Flurbereinigungsverfahrens zur Bereitstellung aktueller Wertmaßstäbe für Kauf und Tausch von Flächen. In der Folge müssen sowohl Karten von der Flurbereinigungsbehörde bezogen, als auch Schätzungsdaten an die Flurbereinigung gegeben werden.

Jeglicher Datentransfer läuft hier über die technisch gut ausgestattete Katasterverwaltung, die auch die Aufbereitung der Daten an den Schnittstellen der jeweils verwendeten Software übernimmt. So ist eine Integrität der Daten und ein einheitlicher Rechtstatus der Daten gewährleistet.

Datenfluss der Digitalen Schätzungskarte

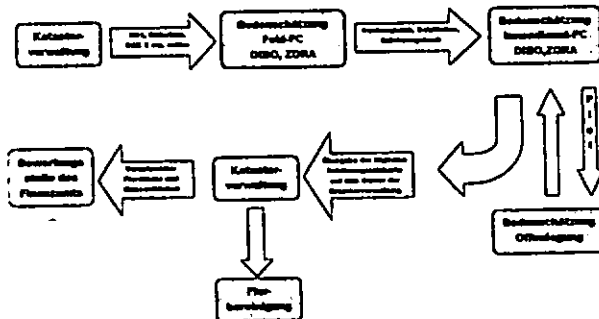


Abb. 3: Datenfluss einer Schätzungskarte zwischen den beteiligten Stellen

C. Erfahrungen aus der Projektarbeit

1. Integration der Zentralen Datenverarbeitung

Aus heutiger Sicht haben die beteiligten Behörden zu wenig Wert darauf gelegt, die zentrale Datenverarbeitungsstelle in das Projekt zu integrieren. Diese Stelle fungiert als zentraler Dienstleister in allen EDV-Fragen der Landesverwaltung.

Für die Lösung kleinerer Hardwarefragen oder die Integration der Geräte in bestehende Netzwerke fehlt deshalb innerhalb der Verwaltung gelegentlich ein kompetenter Ansprechpartner.

2. Wechsel in der Software der Partner

Vom raschen technischen Fortschritt innerhalb der Katasterbehörden wurde die Projektgruppe mehrfach überrascht. Softwarewechsel während der Implementierung des Projektes berührten auch grundsätzliche Fragen im Aufbau des Datentransfers und in der Verwendung bestimmter Softwarebausteine für die Bodenschätzung.

Das Problem ist auch eine Folge der engen technischen Anbindung der Bodenschätzung an die Katasterbehörde, die in dem gesamten Projekt den technischen Part übernahm, und einer damit zusammenhängenden Abhängigkeit.

II. Fehlerquellen und Qualitätssicherung bei der digitalen Geländearbeit

Die GPS-gestützte Arbeitsweise im Feld bedeutet eine große Erleichterung für Orientierung im Gelände. Die Genauigkeit der räumlichen Zuordnung der Bohrlöcher steigt hierdurch.

Die programmgesteuerte Arbeitsweise auf der Basis von DIBO hat aber auch einige Veränderungen im Ablauf zur Folge, die fehlerträchtig sein können.

Relativ statische vorgegebene Arbeitsabläufe bedingen eine geringere Flexibilität in der Anpassung der Beganglinien an das Gelände. Hierdurch können Bohrlöcher außerhalb der geschätzten Fläche entstehen.

Mit zunehmender Routine werden diese Fehler selten. Es gibt zudem programminterne Möglichkeiten, die Abstände der Bohrlöcher vorab einzustellen und an die Gegebenheiten anzupassen.

Auch Einzelbohrungen außerhalb der Beganglinien sind möglich.



Abb.4: Digitale Schätzungskarte mit fehlerhafter Lage einiger Bohrlöcher

III. Fehlerquellen und Qualitätssicherung bei der Digitalisierung von Bodenschätzungskarten

A. Altkarten

Die vorhandene Folie 42 wurde in den vergangenen Jahren durch einen Unternehmer im Auftrag der Katasterverwaltung digitalisiert. Fehler, die in diesen digitalisierten Karten auftraten, hatten ganz unterschiedliche Ursachen:

Ein Teil der Fehler war bereits in der analogen Folie 42 vorhanden und trat erst mit der Digitalisierung zu Tage. Dies waren vor allem unrichtige Klassenzeichen oder andere fehlerhafte Beschriftungen.

Bei Prozess der Digitalisierung entstanden weitere Fehler, die vor allem die Darstellung der Flächen und der Schätzungsgrenzen an den Blattsnitten betrafen.

Diese Fehler und alle Blattsnitte wurden einzeln und manuell in Zusammenarbeit zwischen Kataster und Bodenschätzung nachbearbeitet.

Es ist nach Einschätzung der Bearbeiter bei der Katasterbehörde anzunehmen, dass die Fehlerquote in der digitalen Karte deutlich geringer ist, als die der analogen Folie 42.

Einerseits konnten neue Fehler bei der Digitalisierung sicher nicht vollständig ausgeräumt werden. Andererseits wurde jedoch der gesamte Datenbestand im Zuge der Digitalisierung durchgesehen und ggfs. berichtigt.

B. Nachschätzungen

1. 4 Augen Prinzip, Plot

Jede neu erstellte Karte wird von einem an der betreffenden Schätzung nicht beteiligten Kollegen „korrekturgelesen“.

Hierzu tauschen die Vermessungstechniker die Karten in Form eines Plots aus, auf dem nach unserer Erfahrung die Übersichtlichkeit der Karte um vieles besser ist, als auf dem Monitor. Die Fehlersuche wird wesentlich effizienter und die Datenqualität steigt.

2. Offenlegung

Für die gesetzlich vorgeschriebene Offenlegung wird, neben der digitalen Karte, ein Plot im DIN A 0-Format eingesetzt, um den Landeigentümern die Einsichtnahme in die Karte zu erleichtern. Dies ist der einzige Punkt im gesamten Ablauf, wo nach wie vor Papier zur Verwendung kommt.

Zudem findet die Offenlegung an einem Tag in der betreffenden Ortschaft statt, um einen rege Teilnahme zu ermöglichen.

Die Offenlegung für die Grundstückseigentümer dient auch der Qualitätssicherung der Daten, die draußen festgestellt wurden und der Karten, die daraus entstanden sind. Gerade die Landnutzer mit sehr oft profunder Kenntnis der Bodenqualität können hier auf Mängel hinweisen, etwa jahreszeitlich auftretende Phänomene, oder kleinräumige Merkmale, die durch das Probenraster gefallen sind, und so zur Qualitätssicherung beitragen.

IV. Zusammenfassung

Die Digitale Bodenschätzung im Saarland wurde in enger Kooperation zwischen Katasterbehörde, Flurbereinigung und Bodenschätzung in einer gemeinsamen Projektgruppe entwickelt. Deren Ziele, eine durchgängig digitale Arbeitsweise und ein reibungsloser Datenaustausch, konnten so weitgehend realisiert werden.

Sowohl bei der Digitalisierung der bestehenden Altkarten und der nachfolgenden Korrektur als auch bei der digitalen Feldarbeit und der Erstellung der digitalen Schätzungskarte wurden Maßnahmen zur Qualitätssicherung eingeführt und erprobt.

Integration digitaler Bodenschätzungsdaten in ein Bodeninformationssystem und Maßnahmen der Qualitätssicherung in Rheinland-Pfalz

Michael Goldschmitt¹

1 Einleitung

Seit 2002 beschäftigt sich das Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz (LGB) in einem gemeinsamen Projekt mit dem Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG), den Oberfinanzdirektionen Koblenz und Frankfurt und dem Ingenieurbüro Schnittstelle Boden mit der Integration und der bodenfunktionsbezogenen Auswertung der Bodenschätzungsdaten. In Rheinland-Pfalz werden die Inhalte der analogen Schätzungskarten (bestimmende Grablöcher, Vergleichsstücke, Musterstücke und Schätzungsflächen) im Rahmen der Datenerfassung für die Automatisierte Liegenschaftskarte (ALK) von der Katasterverwaltung digitalisiert. Diese als Folie 042 abgelegten Daten sind im Objektabbildungskatalog (OBAK) dokumentiert.

Mit der Einführung des Programmes FESCH im Jahr 2000 besteht auch seitens der Oberfinanzdirektion die Möglichkeit, die bodenkundlichen Profilbeschriebe der Grablöcher digital zu verwalten. Die Eingabemasken sowie die hinterlegten Begriffslisten gewährleisten eine im weitesten Sinne strukturierte Datenerfassung. Eine weitere Stärke von FESCH ist der nahezu bundesweite Einsatz dieses Systems.

Das LGB hat über Kooperationsverträge und Ressortvereinbarungen sowohl auf die Folie 042 als auch auf die FESCH-Daten Zugriff. Ziel des genannten Projektes ist die digitale Zusammenführung der beiden Datenquellen und ihre anschließende Auswertung für Fragen des Bodenschutzes.

2 Datenintegration in das FISBO

2.1 Folie 042

Die Geobasisdaten des Landesamtes für Vermessung und Geobasisinformation (LVermGeo) werden in der Bündelungsstelle des Ministeriums für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau (MWVLW) in zentralen Datenbanken vorgehalten. Alle nachgeordneten Behörden, so

auch das LGB, erhalten je nach ihren Zuständigkeiten Zugriff auf diese Daten.

Die Codierung der ALK-Vektorgeometrien und ihrer Attribute ist im OBAK beschrieben. Hier nach wurde im LGB eine Importroutine entwickelt, die über SQL die benötigten Daten der Folie 042 aus der Datenbank der Bündelungsstelle selektiert und in das Fachinformationssystem Boden (FISBO) im LGB integriert. Neben den Koordinaten der importierten Objekte (Grablöcher, Schätzungsflächen, Vergleichs- und Musterstücke) sind die Attribute *Schätzungsbuchkennung* und *Schätzungsergebnis* von zentraler Bedeutung. Diese Datenfelder sind vom Typ 'formatierter Text' mit bis zu 33 einzutragenden Zeichen, wobei die Positionen im Text eindeutigen Einträgen zugeordnet sind. In der Reihenfolge 'SB2703160R451268A__008_01' kennzeichnen z.B. die Positionen 5-9 die Gemarkungsnummer, die Stellen 21-23 die Grablochnummer.

Während des Imports werden die Feldnamen FESCH_ID (Schätzungsbuchkennung) und Klassenzeichen (Schätzungsergebnis) generiert. Analytisch und statistisch relevante Inhalte daraus werden in separate Felder geschrieben. So entstehen aus der Spalte 'Klassenzeichen' z.B. die Felder Bodenart (BA), Zustandsstufe (ZS), Entstehung (ENTST), Klimastufe (KS), Wasserstufe (WS), Bodenzahl (BZKF) und Ackerzahl (AZKF). Das gleiche Verfahren wird auf die Spalte 'FESCH_ID' angewendet (vgl. Abb. 1).

Feld	Wert
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z SDE_ID	1477903
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z KLASSENZEICHEN	0116L 30V 070070
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z KA	A
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z BA	L
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z ZS	3
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z ENTST	0V
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z KS	<null>
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z WS	<null>
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z BZKF	70
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z AZKF	70
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z FESCH_ID	2703047R359812C__02200
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z LFZ	27
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z GMDNR	2047
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z ORDNUMGSM	R
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z FLUR	359812C
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z GLNR	22
BODS_ADMIN BS_FL_SCHAE1Z SFNR	0

Abb. 1: Datenfelder beim Import der Folie 042

In das FISBO sind mit Stand vom Februar 2007 ca. 1.14 Mio Schätzungsflächen und 660.000 Grablöcher importiert. Das entspricht einem Anteil von ungefähr 95 %.

2.2 FESCH

Die Profilbeschriebe der amtlichen Bodenschätzung erhält das LGB von der Oberfinanzdirekti-

¹ Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz, Emy-Roeder-Straße 5, 55129 Mainz
e-mail: michael.goldschmitt@lgb-rlp.de

on als digitale FESCH-Datensätze. Diese gemarkungswise bereitgestellten Daten werden im LGB in eine zentrale Oracle-Datenbank integriert. Dabei werden die Daten nicht in die bodenkundliche Nomenklatur (KA4, KA5) übersetzt, sondern in der Originalstruktur übernommen. Vor dem Import werden die Daten mit dem Prüfprogramm PESCH auf semantische und syntaktische Stimmigkeit überprüft. Gemarkungen mit fehlerhaften Einträgen werden nicht in die zentrale Datenbank übernommen, sondern den Amtlichen Landwirtschaftlichen Sachverständigen (ALS) zur Korrektur gemeldet.

Die Verknüpfung der FESCH-Daten mit den Geometrien der Folie 042 erfolgt über das Feld FESCH_ID.

3 Maßnahmen der Qualitätssicherung

Die FESCH- und Folie 042- Daten durchlaufen bei der Integration in das FISBO des LGB mehrere Qualitätsprüfungsroutinen.

In der ersten Phase wird jeder Datenbestand dahingehend überprüft, ob die Einträge in den einzelnen Datenfeldern mit den zugrunde liegenden Begriffslisten konform sind. Für die nahezu landesweit vorliegenden Daten der Folie 042 zeigt sich dabei, dass die Attributierung der erfassten Objekte eine geringe Fehlerquote aufweist (vgl. Tab. 1). Inwieweit die Geometrien vollständig bzw. lagerichtig aufgenommen sind, lässt sich damit aber nicht feststellen.

Tab. 1: Fehleranalyse der Schätzungsflächen der Folie 042

Art des Fehlers	Anzahl	%-Anteil
ohne Bolzlochkeuzeichen:	5.523	0,48
ohne Grablochnummer:	630	0,05
ohne Klassenzeichen:	1.275	0,11
Eintrag Bodenart fehlerhaft	483	0,04
Eintrag Entstehung fehlerhaft	140	0,01
Eintrag Zustandsstufe fehlerhaft	349	0,03
Eintrag Klimastufe fehlerhaft	26	0,002
Eintrag Bodenzahl/Ackerzahl fehlerhaft	92	0,008

Dagegen weisen die FESCH-Daten eine deutlich höhere Fehlerquote auf. Von den bisher bereitgestellten 1200 Gemarkungen sind 310 (26 %) fehlerhaft. Die Auswertung der PESCH-Protokolle zeigt, dass die meisten Fehlermeldungen Begrifflichkeiten in dem Feld Schichtbodenart betreffen. Eine deutliche Qualitätssteigerung lässt sich zukünftig durch die Anwendung von PESCH durch die ALS erzielen.

In der zweiten Phase werden die Geometrien der Folie 042 mit den FESCH-Beschrieben verbunden. Damit lässt sich zum einen feststellen, wo Grablöcher und Schätzungsflächen auftreten, die

in FESCH nicht erfasst sind. Genauso lassen sich auch die umgekehrten Fälle abfragen. Bei den bisher analysierten 830 Gemarkungen ergab diese Prüfung eine Fehlerquote von ca. 10 %, wobei das Fehlen von Geometrien etwa doppelt so häufig auftritt wie das Fehlern von FESCH Einträgen. Da mit dieser Prüfroutine nicht feststellbar ist, wo der Erfassungsfehler liegt, geht die Fehlermeldung zur gegenseitigen Abstimmung sowohl an den ALS als auch an die Katasterverwaltung.

In der dritten Phase werden die Daten auf ihre fachliche Qualität überprüft. Hierzu werden bodenkundliche Informationen aus anderen Quellen (z.B. BK25, BK50) herangezogen und mit der Bodenschätzung verglichen. Beispiele hierfür sind z.B. Angaben über die Lößverbreitung, den Carbonatgehalt und die Gründigkeit. Des weiteren wurde im Rahmen des Projektes ein Gemarkungsfragebogen entwickelt, in dem die ALS eine Beurteilung über die Güte der Schätzung in einer Gemarkung abgeben können (SAUER et al 2006). Zu klären ist hierbei noch, wie mit offensichtlichen Fehlern umgegangen wird und an welcher Stelle Korrekturen erfolgen.

4 Fazit

Die Digitalisierung der Bodenschätzung ist in Rheinland-Pfalz weit fortgeschritten. Mittlerweile sind eine Reihe von Routinen im Einsatz, um die Datenqualität zu beurteilen. Die rechtlichen und technischen Maßnahmen zur Durchführung der Qualitätsverbesserung müssen zwischen den Projektteilnehmern noch endgültig geklärt werden. Mit der Methodendatenbank stehen Werkzeuge zur Verfügung, die Bodenschätzung für Fragen des Bodenschutzes auszuwerten und als großmaßstäbige Informationsquelle (Karten, Web) bereitzustellen. Die landesweite Verfügbarkeit und die hohe Akzeptanz der Bodenschätzung in den Fachkreisen der Landwirtschaft machen diese Datenquelle zu einem unverzichtbaren Bestandteil des Fachinformationssystems Boden.

Literatur:

Landesamt für Vermessung und Geobasisinformation Rheinland-Pfalz (2006): Richtlinien zur Bildung und Abbildung von Objekten der Automatisierten Liegenschaftskarte.
 Sauer, S., R. Miller, M. Peter & Th. Vorderbrügge (2006): Maßnahmen der Qualitätssicherung bei der bodenkundlichen Interpretation digitaler Bodenschätzungsdaten. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. Bd. 108, 111-112.

Bodenschätzungsdaten in Schleswig-Holstein: Organisation, Bereitstellung und Nutzung

Altdatenbestände der Bodenschätzung sind möglichst verlustfrei zu digitalisieren und für den Bodenschutz verfügbar zu machen. Besonderes Augenmerk gilt dabei der Verknüpfung der Grablochbeschriebe mit der Schätzungsdeckpause (Feldschätzungs-karten). Dargestellt werden Erfahrungen aus Schleswig-Holstein.

1 Digitalisierung

In Schleswig-Holstein wurde die Digitalisierung des Feldschätzungsbuches an eine externe Firma vergeben, erfolgte also nicht durch die Finanzverwaltung. Die Schätzungsdeckpause wurde durch die Katasterverwaltung in die Folie 42 des Automatisierten Liegenschaftskatasters (ALK) übernommen. Die getrennt digitalisierten Datenbestände werden zurzeit durch die Finanzverwaltung verknüpft.

1.1 Feldschätzungsbuch

In Schleswig-Holstein ist bei der Übernahme des Feldschätzungsbuches in das digitale Feldschätzungsbuch (FESCH) eine Fehlerquote von maximal 5 % eingehalten worden.

Dr. Dirk-Christian Elsner,
Landesamt für Natur und Umwelt
des Landes Schleswig-Holstein,
24220 Flintbek, Hamburger Chaussee 25,
Telefon: (04347) 704-553,
Email: delsner@lanu.landsh.de

Die Probleme ergeben sich durch

- unsaubere, verblichene Schrift
- sehr ähnlich geschriebene Buchstaben
- Sütterlinschrift
- individuelle Schreibweisen und Begriffe der Bodenschätzer
- unvollständige Bereitstellung der Feldschätzungsbücher

1.2 Schätzungsdeckpause

Bei der Übernahme der Schätzungsdeckpause in die Folie 42 des ALK ergeben sich durch unübersichtliche Feldschätzungskarten der Finanzverwaltung eine Reihe von Problemen:

- Zersplitterung über mehrere Einzelflächen („Suche von Überhaken“)
- Zuordnung zu bestimmenden Grablöchern
- Zwischenzeitliche Neuordnung der Flächen (Umflurung, Änderung des Gemarkungszuschnittes, Umstellung auf völlig neue Ordnung)
- Bereitstellung nicht aktueller Feldschätzungskarten
- ungenaue Kopien, teilweise handgefertigt
- fehlendes Expertenwissen durch Wechsel des Bodenschätzers
- fehlendes Fachwissen seitens der Katasterverwaltung

Die wichtigsten Ursachen für unübersichtliche Feldschätzungskarten liegen in den Nachschätzungen bei veränderten Bodenverhältnissen des Wasserhaushaltes, insbesondere aber bei der Aufgabe der

landwirtschaftlichen Nutzung durch Bebauung, Aufforstung und Rohstoffgewinnung. Dabei werden die verbleibenden Restflächen zersplittert und/oder zusammengelegt. Dies geht oft einher mit der Verlegung bestimmender Grablöcher. In einigen Fällen sind mitlaufende Grablöcher in bestimmende umgewandelt worden. Die davon betroffenen Feldschätzungskarten wurden oft mehrfach handschriftlich überarbeitet und dadurch unübersichtlich. Dies erschwert die Übernahme solcher Karten durch die Katasterverwaltung.

2 Verknüpfung der Grablochbeschriebe mit den Schätzflächen

Durch die getrennte Digitalisierung der Feldschätzungsbücher (Grablochbeschriebe) mit der Schätzungsdeckpause (Schätzflächen) wird eine nachträgliche Verknüpfung beider Datenbestände notwendig. Diese nimmt in Schleswig-Holstein die Finanzverwaltung vor.

Bereits bei der Digitalisierung der Schätzungsdeckpausen führt die Katasterverwaltung eine so genannte Grablochliste, die die ursprüngliche und die aktuelle Zuordnung enthält (alte Gemarkung, Flur, Tagesabschnitt, alte Grablochnummer versus neue Gemarkung, Nummerierungsbezirk, neue Grablochnummer). Daraus erstellt die Katasterverwaltung in Zusammenarbeit mit der Finanzverwaltung so genannte Abgleichlisten, in denen die Zuordnungsmerkmale des FESCH und der Folie 42 des ALK zusammengeführt werden. Anhand der ursprünglichen Zuordnungsmerkmale wird versucht diese Datenbestände mit einander zu verknüpfen.

Bei identischen Merkmalen lassen sich beide Datenbestände problemlos automatisch miteinander verknüpfen. Probleme ergeben sich bei Differenzen. Oft bereiten geringfügige Unterschiede in der Schreibweise von Gemarkungsnamen oder Flur- und Tagesabschnittsbezeichnungen Probleme, die sich einfach beheben lassen. In einigen, nicht wenigen Fällen wurden die Schätzflächen völlig neu geordnet, was eine Zuordnung der Datensätze „per Hand“ durch Bodenschätzer erforderlich macht. Diese verfügen über das notwendige Expertenwissen, mit dem sie oft sehr individuelle Hinweise zur Verknüpfung nutzen. Ein weiterer Vorteil des Einsatzes von Bodenschätzern ist der Verbleib der Originale der Bodenschätzung in der Finanzverwaltung. Die Verfügbarkeit entsprechender Bodenschätzer ist oft aufgrund ihres Ruhestandes bzw. ihres kurz bevorstehenden Ruhestandes eingeschränkt. Die eigentliche Arbeitszeit wird weiter durch längere Anreisezeiten zu den Katasterämtern eingeschränkt.

3 Stand der Digitalisierung in Schleswig-Holstein

In Schleswig-Holstein sind Grablochbeschriebe, ihre Positionen und die Schätzflächen vollständig digitalisiert. Ihre Verknüpfung ist zu etwa 65% durchgeführt und soll noch in 2007 abgeschlossen werden. Diese Daten können dann in Kürze in vollem Umfang mit dem so genannten Methoden-Management-System (MeMaS) ausgewertet und für den Bodenschutz nutzbar gemacht werden.

Bodenkundliche Bewertungen auf Grundlage der Bodenschätzung - eine Verfahrensbetrachtung

Klaus-Jörg Hartmann¹ & Ulrich Dehner²

Problemstellung

Die Bodenschätzung dient als Grundlage für die Bewertung von Bodenfunktionen. Hierfür gibt es verschiedenartige Ansätze, die sich grob in zwei Kategorien einordnen lassen:

- (1) Auswertung von Grablochbeschrieben und Profilen zur Bereitstellung von Parametern und Kennwerten für die Bewertung von Klassenzeichen.
- (2) Bewertungen durch Klassifikation der Klassenzeichen im Schätzungsrahmen.

Beide Ansätze ordnen die Klassenzeichen nach definierten Kriterien in Stufen ein, die in der Regel den Vorgaben der Bodenkundlichen Kartieranleitung entsprechen. Ein Grundsatz der Bodenschätzung besteht in der überregionalen Vergleichbarkeit. Daraus folgt, dass die Ableitungen von Kennwerten, Methodenanwendungen, Bildung von Bewertungsstufen und Bewertung von Bodenfunktionen, unabhängig vom methodischen Ansatz, im Resultat vergleichbar sein müssen.

Parameter- und Kennwertzuweisung

Die Zuweisung von Parametern und Kennwerten erfolgt auf Grundlage der Bodenarten und der Humusgehalte von Musterstücken, konkreten Profilen sowie Standardprofilen (HARTMANN & DEHNER 2007). Die Profile der Bodenprofildatenbank Sachsen-Anhalts (SABO_P) resultieren aus Standardprofilen, die auf Grundlage realer Profile mit Bezug auf die Klassenzeichen der Bodenschätzung entwickelt wurden. Die Standardklassenzeichen (SKZ) sind Standardprofile auf Grundlage einer Auswertung von Schichtbeschrieben der Grablöcher (HARTMANN & DEHNER 2007).

Am Beispiel der Ableitung der nutzbaren Feldkapazität aus den Standardprofilen soll gezeigt werden, welche Differenzen sich bei der Betrachtung konkreter Werte und den Klassen nach AD-HOC-AG BODEN (2005) ergeben. Tab. 1 zeigt eine Gegenüberstellung der Wertestufen und der konkreten nFK-Werte für in Sachsen-Anhalt weit verbreitete Klassenzeichen.

Bei den Klassenzeichen sL3V und sL6V wird deutlich, dass Werte, die sich nur geringfügig voneinander unterscheiden, in verschiedene Wertestufen eingruppiert werden können. Die Klassifizierung führt in diesen Fällen zu einer Verstärkung der Unterschiede. Bei den Klassenzeichen S3D und S5D werden aber auch gegenteilige Effekte sichtbar. Hier führt die Klassifizierung zu einer Verwischung von Differenzen.

Tab. 1: Gegenüberstellung verschiedener Bewertungsansätze am Beispiel der nFK

	SABO_P-Profile		Standardklassenzeichen		Differenz
	nFK Vol.-%	Stufe KA5	nFK Vol.-%	Stufe KA5	
S3D	13,4	2	9,4	2	0
S5D	7,6	2	9,0	2	0
sL3V	21,2	3	18,0	3	0
sL6V	22,4	4	9,4	2	2
L1Lo	25,6	4	25,6	4	0
L5Lo	23,2	4	25,2	4	0
LT2Al	21,1	3	22,4	4	1
LT4Al	16,5	3	19,0	3	0
LT3V	22,3	4	13,6	2	2
LT6V	18,9	3	7,6	2	1

Abb. 1 stellt die beschriebenen Sachverhalte für 77 Klassenzeichen dar. Einerseits wurde die Differenz zwischen den Werten gebildet (Wertedifferenz), andererseits wurden die Werte erst in die Stufen der KA5 eingeordnet und anschließend die Differenz gebildet (Stufendifferenz). Auch hier zeigt sich, dass trotz geringer Unterschiede der nFK-Werte, die Klassenzeichen eine unterschiedliche Einstufung erfahren.

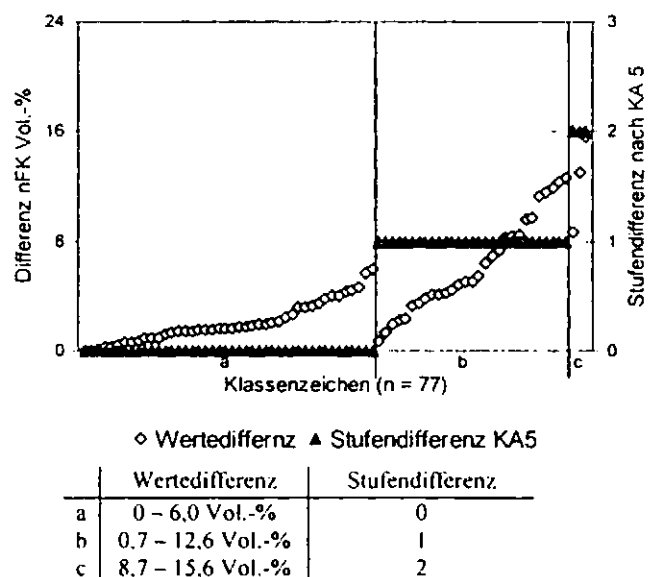


Abb. 1: Verlauf der Werte- bzw. Stufendifferenzen für die nFK von SABO_P-Profilen und Grablochbeschrieben.

Die Stufen der aktuellen Kartieranleitung KA5 (AD-HOC-AG BODEN 2005) haben ein Intervall von 8 Vol.-% (Tab. 3)

¹ Dr. Klaus-Jörg Hartmann, Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt
joerg.hartmann@lagb.mw.lsa-net.de
² Dr. Ulrich Dehner, Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz

Verfahrensgegenüberstellung

Bei der Bodenfunktionsbewertung kommen Verfahren mit unterschiedlichen Kennwerten und Parametern zur Anwendung (Tab. 2). Es werden die SKZ-Werte der Eingangsparameter in die Stufen des jeweiligen Verfahrens eingeordnet (Abb. 2) und entsprechend Tab. 1 die Differenzen gebildet.

Tab. 2: Eingangsparameter zur Einstufungen und Bewertung von Klassenzeichen

Verfahren	LK	FK	nFK	kf
A BORG ET AL (1998)				Stufe
B JESSEL ET AL. (2001)		Stufe		
C VORDERBRÜGGE ET AL. (2004)		Wert		
D VORDERBRÜGGE ET AL. (2004)			Wert	
E SABO_P-Profil			Wert	
Standartklassenzeichen SKZ	Wert	Wert	Wert	Wert
SABO_P-Profil, generell	Wert	Wert	Wert	Wert

Der Umfang, in dem die einzelnen Verfahren für Klassenzeichen mit den SKZ vergleichbare Werte oder Stufen bereitstellen, unterscheidet sich deutlich (vgl. Abb. 2). Dies hat mehrere Gründe:

- Stufen liegen für die Klassenzeichen im Schätzungsrahmen vor. Über- und Unterlagerungen der Bodenart sowie Kombinationen der geologischen Herkunft finden keine Beachtung (Verfahren A und B).
- Die Verfahren wurden für einzelne Bundesländer entwickelt. In Brandenburg (Verfahren B) gibt es keine wesentlichen Anteile an Löss- und Verwitterungsstandorten.
- Wenige Klassenzeichen haben einen hohen Flächenanteil. 19% der Fläche in Sachsen-Anhalt sind L1Lö oder L2Lö-Standorte (Verfahren E).

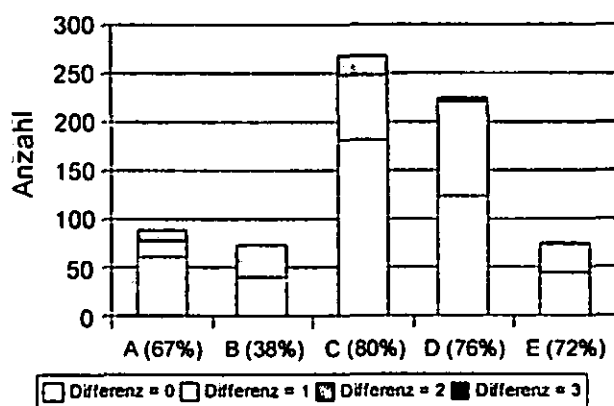


Abb. 2: Differenzen zwischen den Stufen verschiedener Verfahren (Tab. 2) und SKZ. In den Klammern steht der Anteil an der landwirtschaftlich genutzten Fläche des Landes Sachsen-Anhalt.

Probleme bei der Stufenbildung bestehen sowohl in der Konstanz von Stufengrenzen, die sich von der KA3 zur KA5 für die FK/nFK geändert haben (Tab. 3), als auch in nicht nachvollziehbar

begründeten Abweichungen zu den Stufen der aktuellen Kartieranleitung (BORG et al. 1998). Der Vorteil von Werten gegenüber Stufen besteht darin, dass Werte in unterschiedliche Systeme eingeordnet werden können.

Tab. 3: Stufen bodenphysikalischer Kennwerte in verschiedenen Kartieranleitungen

Stufe	FK			nFK		
	KA3	KA4	KA5	KA3	KA4	KA5
1	< 13	< 13	< 21	< 5	< 6	< 6
2	13-26	13-26	21<30	5-9	6-14	6<14
3	26-39	26-39	30<39	9-14	14-22	14<22
4	39-52	39-52	39<48	14-20	22-30	22<30
5	52<	52<	48 -	20 <	30 <	30 -
Δ	13	13	~9	4-6	~8	~0

Schlussfolgerungen

- Die verschiedenen Verfahren zur Bewertung des Bodens auf Grundlage der Bodenschätzung führen nicht generell zu vergleichbaren Ergebnissen.
- Verfahren, die auf eine breite Datenbasis mit Werten aus Profil- und Schichtinformationen basieren, weisen untereinander eine größere Vergleichbarkeit auf als Verfahren, die nur das Klassenzeichen betrachten.
- Es besteht ein Bedarf an verbindlich abgestimmten Systemen zur Einstufung von Parametern und Kennwerten. Die Stufen müssen verbindlichen Charakter haben und in ihrer Ableitung transparent und nachvollziehbar sein

Literatur

AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl., Hannover

BORG, H., PRETZ, H., FEHSE, K.-U., WOLTER, M., WALLBAUM, E. (1998): Bodenschutz in der räumlichen Planung Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 29, 13 ff., Halle (Saale)

HARTMANN, K.-J., DEHNER, U. (2007): Entwicklung von Standardprofilen für Klassenzeichen der Bodenschätzung, Bodenschutz 2/07, im Druck.

JESSEL, B., KNOTHE, D., GELDMACHER, K. (2001): Bewertung von Bodenfunktionen für die Planungspraxis – Herleitung von Bewertungsvorschriften für das Land Brandenburg, Bodenschutz 4/01, 127-133

VORDERBRÜGGE, TH., MILLER, R., PETER, M., SAUER, S. (2004): Ableitung der nutzbaren Feldkapazität aus den Klassenzeichen der Bodenschätzung, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 104, 33-34

Einstieg in die landesweite großmaßstäbige Auswertung der Bodenschätzungsdaten in NRW – ein Statusbericht

Hans Joachim Betzer, Dirk Elhaus,
Winfried Hornig und Heinz-Peter Schrey

Einleitung und Zielsetzung

Die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) in Nordrhein-Westfalen beträgt etwa 1,8 Mio. ha. 70 % hiervon wurden vom Geologischen Dienst NRW (GD NRW) im Maßstab 1 : 5 000 (BK5) aufgenommen. Mit einem Bohrabstand von etwa 80 m verkörpert dieses Kartenwerk eine umfassende Datenbasis für alle relevanten großmaßstäbigen Auswertungen. Zurzeit sind diese Daten für etwa 10 % der Landesfläche digital im Fachinformationssystem Boden (FIS Boden) mit zahlreichen Auswertemodulen verfügbar. Neben der Digitalisierung der bisher nur analogen BK5-Flächen wird in sensiblen Bereichen mit komplexen Fragestellungen die Neuaufnahme im Maßstab 1 : 5 000 weiter vorangetrieben.

Für ausgewählte Aufgaben, die den obersten Tiefenmeter betreffen, stehen die Bodenschätzungsdaten zur Verfügung, die allerdings z. B. für die Verwendung in Wasserschutzgebieten – Grundwasserschutzfunktion, Flächenmanagement – allenfalls nur sehr eingeschränkt eingesetzt werden können. Derartige Auswertungen bleiben i. d. R. der BK5 vorbehalten.

Die Schätzungsdaten sind in dem analogen Kartenwerk „Bodenkarte 1 : 5 000 auf der Grundlage der Bodenschätzung“ (DGK5 Bo), das in den vergangenen 55 Jahren vom GD NRW bodenkundlich bearbeitet wurde, festgehalten (MÜCKENHAUSEN et al. 1988). In diesem Kartenwerk werden die Ergebnisse der Bodenschätzung auf der Topografie der DGK5 dargestellt. Die Klassenflächen wurden zu Legendeneinheiten aggregiert und anschließend geologisch und bodentypologisch interpretiert. Während des langen Bearbeitungszeitraums des Kartenwerks DGK5 Bo haben sich jedoch die

Kartierrichtlinien inklusive Bodensystematik mehrfach geändert. 1980 wurde die manuelle bodenkundliche Bearbeitung der DGK5 Bo standardisiert und bis 2006 fortlaufend optimiert. Zur Qualitätssteigerung hat auch die fortschreitende Erkundung des Landes (BK50, BK5) beigetragen. Bei sorgfältiger, flächenindividueller Nachbearbeitung der DGK5 Bo konnten auf drei Grundkarten im Raum Hamm Stimmigkeiten von maximal 50 bis 70 % erreicht werden. Ohne diese manuelle Aktualisierung/Überarbeitung älterer Karten sind im Münsterland Stimmigkeiten von 25 bis 35 % zu erwarten (BETZER et al. 2002). Ziel ist nun die Entwicklung, Validierung und Dokumentation von Arbeitsrichtlinien zur Aktualisierung/Überarbeitung von DGK5 Bo-Blättern und die Auswahl von Kriterien zur Ermittlung des Überarbeitungsbedarfs.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Zur Standardisierung und Validierung der Überarbeitung/Aktualisierung der analogen DGK5 Bo wurden ca. 95 Grundkarten im Bereich Münster mit komplexer, kleinräumig stark wechselnder Geologie (Tonmergelstein, Grundmoräne, Wiesenton, Niederterrasse, Uferwall, Auenlehm u. a.) ausgewählt. In Kooperation mit der Stadt Münster wurden die Grafik und die Flächenattribute (KLZ, WZ, Legendenziffern) vom Büro IFUA digitalisiert. Die Legendenprofile wurden im GD jetzt nochmals überarbeitet bzw. aktualisiert und in der BK5-Flächendatenbank abgelegt. Dabei blieb die Aggregation der Klassenflächen – im Gegensatz zu der Überarbeitung 2002 im Raum Hamm – unangetastet, die Bodenart, Humus- und Skelettgehalt wurden nach KA4 übersetzt, die Ansprache des Bodentyps und die Geologie des Gesamtprofils überprüft, der Staunässegrad und die Grundwasserstufe aus dem Bodentyp abgeleitet und alle Daten in das FIS Boden eingegeben. Zusätzlich wurde auch die Geologische Karte 1 : 25 000 benutzt. Als Referenz steht für etwa ein Drittel des Gebietes eine Bodenkarte des GD NRW im Maßstab 1 : 5 000 (BK5) zur Verfügung.

Ergebnisse

Durch die Ablage der übersetzten DGK5 Bo-Daten als auch der Bodenkarte 1 : 5 000 im Fachinformationssystem Boden ist ein Vergleich aller bodenkundlichen Parameter

und Auswertungen möglich. Zu Beginn der Arbeiten stehen zunächst nur ältere DGK5 Bo-Blätter aus den 50er Jahren zur Verfügung. Je nach Gebiet ergeben sich Stimmigkeiten auf der Ebene des Haupttyps von 15 bis 25 Flächen % in einigen Bereichen und 50 bis 70 % in direkt benachbarten, anderen. Durch die zusätzliche Verwendung der GK25 konnte die Stimmigkeit mit der BK5 auf 30 bis 40 % bzw. 65 bis 85 % angehoben werden. Es zeigt sich, dass eine konsequente Überarbeitung der Bodentypen nach den DGK5 Bo-Bearbeitungsrichtlinien aus den 80er Jahren und unter Verwendung der BK50 stets mindestens 50 – 70 % Übereinstimmung mit der BK5 erbracht hätte (vgl. BETZER et al. 2002). Die geringe Stimmigkeit mit der gedruckten DGK5 Bo ist auf zahlreiche Faktoren zurückzuführen. Besonders schwer wiegt, dass es bei der Erstellung der DGK5 Bo in den 50er Jahren den Bodentyp „Pseudogley“ noch nicht gab und die Hydromorphie Merkmale in den Grablochbeschrieben nicht ausreichend dokumentiert wurden. Daneben sind aufzulisten: Alter der DGK5 Bo und der verwandten Bodensystematik und der Schätzungsdaten, fehlerhaftes Aggregieren von Klassenflächen, fehlende Angaben in den Grablochbeschrieben zum Kalkgehalt und anthropogenes Überdecken der Moore. Während Plaggenesche recht sicher angesprochen wurden, treten zahlreiche Fehldeutungen der Gleye als Braunerden oder Verwechslungen mit Podsolen auf. Hier sind die BK50 und GK25 in Zukunft stärker zu berücksichtigen. Auf die Bodentypologie ist dabei besonderer Wert zu legen, da ggf. von dieser sowohl der Staunässegrad, die Grundwasserstufe – also ökologische Eigenschaften – als auch die Seltenheit des Bodens (Archivfunktion) und damit bedeutende Bodenfunktionen abgeleitet werden können. Zum Vergleich der nutzbaren Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum wurde diese in die sechs Klassen <50 mm, 50 bis 90 mm, 90 bis 140 mm, 140 mm bis 200 mm, 200 mm bis 350 mm und > 350 mm aufgeteilt. Die Übereinstimmung zwischen beiden großmaßstäbigen Karten liegt bei 40 bis 60 %. Die Ursachen für die Differenzen sind teilweise mit den oben genannten identisch: unterschiedliches Alter der Erhebungen und damit unterschiedlicher Grundwasserstand und Pflugtiefe und zwischenzeitliche anthropogene Bodeneingriffe, differierende Ansprache der Bodenart des Uferwalls und des Tonmergelstein-

Verwitterungsmaterials und der Tiefenlage des Festgesteins. Bei der großen Verbreitung dieser Substrate verursacht dies einige 10er Flächenprozent Differenzen. Eine Optimierung ist nur über lokale Kenntnisse/Bodenkartierungen(BK5) möglich, da z. B. die Schätzung in den Grablochbeschrieben und KLZ die Uferwallsedimente trotz des geringen Grobschluffgehalts in der BK5 (Su2 bis Su3) als Sand angesprochen hat.

Fazit

Die älteren DGK5 Bo bedürfen einer kompletten bodensystematischen Überarbeitung nach den NRW-Richtlinien der DGK5 Bo-Bearbeitung von 1980. Hierbei sind die BK50, die GK25 und benachbarte BK5 – besonders hinsichtlich der Bodentypologie und ökologischer Merkmale (Grundwasserstand, Staunässegrad) als auch substratspezifischer Bodenartenschichtungen – umzusetzen. Entsprechende Richtlinien werden zurzeit erstellt. Durch die Verwendung der BK5-Datenbank auch für die Schätzungsdaten bilden diese eine ideale Ergänzung der Bodeninformationen im FIS Boden für (bisher) nicht durch die digitale BK5 erfasste Gebiete. Für letztere hat die Digitalisierung der im Vergleich zur DGK5Bo höherwertigen analogen BK5 Vorrang.

Literatur

- BETZER, H. J., & ELHAUS, D., & SCHREY, H. P. (2002): Zur Vertrauenswürdigkeit von aus der Bodenschätzung abgeleiteten Bodenparametern am Beispiel der „Bodenkarte 1 : 5 000 auf der Grundlage der Bodenschätzung“ in Nordrhein-Westfalen. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 99: 101-102, 2 Abb.; Oldenburg.
- BETZER, H. J., & ELHAUS, D., & SCHREY, H. P. (2005): Zur Aussagesicherheit einer Ableitung der nutzbaren Feldkapazität aus den Klassenzeichen und Wertzahlen der Bodenschätzung. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 107 (2): 715-716, 3 Tab.; Oldenburg.
- MÜCKENHAUSEN, E., & MERTENS, H., & DUBBER, H. J. (1988): Die Bodenkarte 1 : 5 000 auf der Grundlage der Bodenschätzung. 4. Aufl.: 40 S., 5 Abb., Düsseldorf. - (Hrsg.: Landesausschuß f. landwirtsch. Forsch., Erziehung und Wirtschaftsberatung beim Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen)

Computer-gestützte Aktualisierung von Karten der Bodenschätzung mit dGPS-Ertragsdaten für die Verwendung im Standort-spezifischen Ackerbau

Eike Stefan Dobers

Problemstellung

Die grundlegende Idee des Standort-spezifischen Ackerbaus (SSA, auch: *precision farming*) ist es, die unterschiedlichen Bedingungen der Ertragsbildung oder Variabilität des Ertragspotentials auf bislang einheitlich bewirtschafteten Feldern zu berücksichtigen. Hierzu werden Karten benötigt, die solche Unterschiede *kleinräumig* und für den Landwirt *verständlich* oder *interpretierbar* ausweisen. Diese Karten können sowohl für die Steuerung der Bewirtschaftung auf dem Feld, als auch die Planung des Anbaus im Büro verwendet werden.

Die Erstellung solcher Karten kann unter Verwendung von bereits vorhandenen und neu erhobenen Daten erfolgen. Die Integration von räumlich hochauflösenden, aktuell erhobenen Daten in bereits bestehende Kartenwerke erscheint mit Blick auf Präzisierung und Fortschreibung ein viel versprechender Weg zu sein. Zugleich sollte ein solches Verfahren der sukzessiven Integration auch Unsicherheiten der alten und neuen Daten berücksichtigen können, um die Verlässlichkeit der Karten zu erhöhen.

Eine wichtige und weithin verfügbare, zudem für Landwirte verständliche Datenquelle sind die Karten der Bodenschätzung (BS). Eine weitere und im Bereich des SSA häufig verfügbare Datenquelle sind dGPS-Ertragsdaten und daraus interpolierte Ertragskarten (EK). Obwohl beide Datenquellen mit jeweils spezifischen Fehlern und Unsicherheiten behaftet sind, entsprechen sie doch auf vorzügliche Weise den Anforderungen an Ausgangsdaten für Fragestellungen des SSA.

Methodik der Aktualisierung

Die Aktualisierung der BS-Karten erfolgt feld- und jahresspezifisch. EK werden aus Rohdaten der dGPS-Ertragskartierung mittels Kriging mit lokaler Variogramm-Berechnung erstellt (DOBERS 2002).

Aus Statistiken der EK (2% Percentil & mittlerer Ertrag) und der BS-Karte (minimale & mittlere Bodenzahl) wird eine Funktion geschätzt, die eine allgemeine, feld- und jahresspezifische Abhängigkeit des Ertrages von der Bodenzahl beschreibt. Diese Invertierung dieser Funktion (1) wird zur Schätzung von lokalen Bodenzahlen genutzt (BZ*).

$$(1) \quad BZ^* = a * e^{b * \text{Ertrag}}$$

Über eine *fuzzy*-Zuordnung, welche die lokal häufig auftretenden BS-Klassenzeichen berücksichtigt, werden die BS* in *likelihoods* für mögliche Klassenzeichen-Hypothesen überführt. Die lokalen Krige-Varianzen aus der EK-Erstellung werden zur Korrektur dieser *likelihoods* genutzt, sodass daraus Glaubwürdigkeitswerte (*beliefs*) für die Klassenzeichen-Hypothesen entstehen (BS_{Hyp}^{EK}). Interpolierte Ertragsdaten mit hoher Krige-Varianz sind v.a. im Bereich des Vorgewendes zu finden.

Für die bereits vorhandene BS-Karte, die aktualisiert werden soll, wird eine Integration der Unsicherheit an Polygon-Grenzen durchgeführt. Durch diesen Verarbeitungsschritt entsteht aus der BS-Karte eine BS-Hypothesen-Karte für die Klassenzeichen mit jeweils dazugehörigen *belief*-Werten (BS_{Hyp}^{orig}).

Die Karten BS_{Hyp}^{EK} und BS_{Hyp}^{orig} werden unter Verwendung des *transferable belief models* kombiniert (DOBERS 2005, SMETS & KENNES 1994). Als Ergebnis erhält man eine aktualisierte BS-Karte für Klassenzeichen-Hypothesen mit den jeweiligen *belief*-Werten für die einzelnen Klassenzeichen (BS_{Hyp}^{akt}).

Methodik der Validierung

Eine Validierung der Ergebniskarte (BS_{Hyp}^{akt}) erfolgt, um die Hypothese zu testen, dass eine aktualisierte BS-Karte besser als die ursprüngliche geeignet ist, um Ertrags-Variabilität innerhalb eines Feldes zu schätzen. Hierfür findet eine Ertragskarte aus einem Folgejahr Verwendung. Die Bewertung erfolgt über den Vergleich des Anteils der erklärten Variabilität der Erträge durch die Karten BS_{Hyp}^{orig} und BS_{Hyp}^{akt} .

Ergebnisse einer Fallstudie

Für eine Fallstudie werden Daten eines Feldes (Nr. 26, 46 ha, siehe DOBERS 2002) aus einem Untersuchungsgebiet im Niederen Fläming

verwendet. Die Karte der BS (Abb. 1) wird mit Raps-Ertragsdaten aus dem Jahr 1999 aktualisiert (Abb. 2). Die Validierung der aktualisierten BS-Karte (Abb. 3) erfolgt mit Ertragsdaten für Wintergerste der Ernte des Jahres 2000.

Eingangsparameter für die Funktionsschätzung:
 minimale Bodenzahl: 24 Punkte
 mittlere Bodenzahl: 46.3 Punkte
 minimaler Ertrag ($q_{2\%}$): 9.5 dt*ha⁻¹
 mittlerer Ertrag: 35.0 dt*ha⁻¹

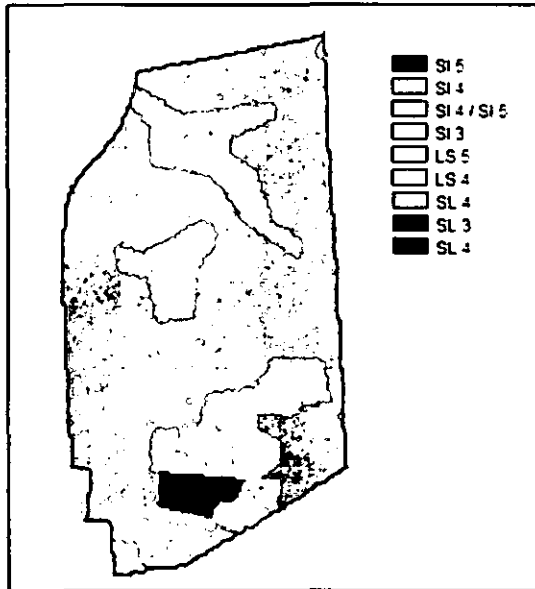


Abb. 1: Karte der Klassenzeichen (BS^{orig}_{Hyp})

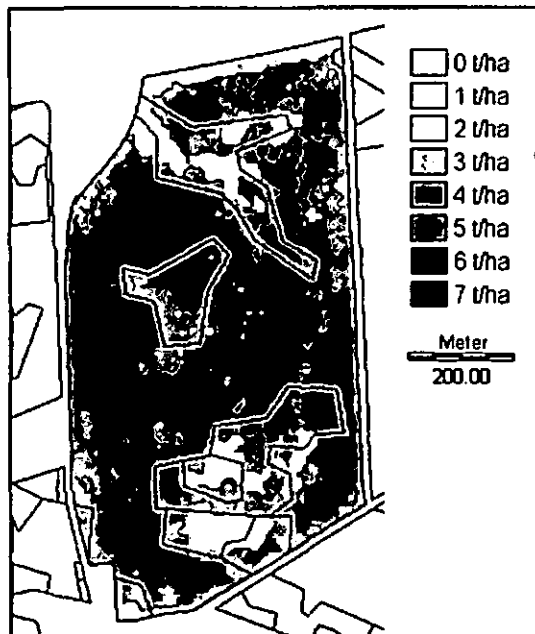


Abb. 2: Karte der interpolierten Rapsertträge 1999

Die Variabilität der gesamten Ertragsdaten des Jahres 2000 konnte durch die Bodenzahl der originalen Schätzungskarte zu 25% erklärt werden. Wenn nur verlässliche Ertragsdaten der Validierungskarte verwendet werden, erhöht sich

der Anteil auf 35%. Kriterium für Verlässlichkeit ist eine geringe Krige-Varianz des jeweiligen interpolierten Ertragswertes.

Die Bodenzahl der aktualisierten BS-Karte erklärt zu 41% die Ertragsvariabilität der gesamten Daten des Jahres 2000, und zu 58% die Variabilität der verlässlichen Ertragsdaten.

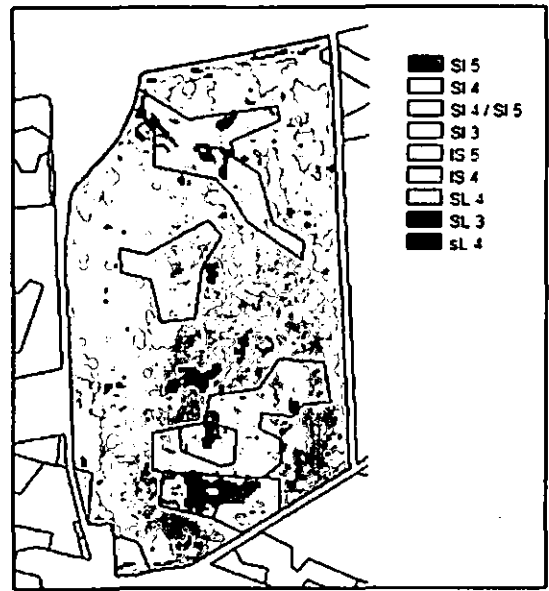


Abb. 3: Karte der aktualisierten Kl-Zeichen (BS^{akt}_{Hyp})

Schlussfolgerung

Wenn die Daten der Bodenschätzung in plausibler Beziehung zu der allgemeinen Ertragssituation auf einem bestimmten Feld stehen, können dGPS-Ertragsdaten zur Erstellung einer räumlich höher aufgelösten Hypothesen-Karte der Klassenzeichen verwendet werden. Diese Karte ist keine Bodenschätzungskarte im ursprünglichen Sinn (mit allen rechtlichen Konsequenzen), kann aber in landwirtschaftlichen Betrieben für eine Standort-spezifische Bewirtschaftung Verwendung finden. Das vorgestellte Verfahren zur Kombination der Datenquellen erlaubt die räumliche Ausweisung von Unsicherheiten in Ausgangs- und Ergebnis-Karten. Dies kann für spezifische Beprobungen oder die Bewirtschaftungsplanung verwendet werden.

Literatur:

- DOBERS, E.S. (2002): Methoden der Standorterkennung als Grundlage des DGPS-gestützten Ackerbaus. Göttinger Bodenkundliche Berichte 115
- DOBERS, E.S. (2005): Verbesserung und Erweiterung digitaler Bodenkarten unter Verwendung des Transferable Belief Models. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 106: 67-68
- SMETS & KENNES (1994): The transferable belief model. Artificial Intelligence 66: 191-234

Vergleich von Auswirkungen unterschiedlicher bodenkundlicher Kartengrundlagen und digitaler Geländemodelle auf Ergebnisse der Erosionsmodellierung

M. Möller^a, H. Helbig^b, D. Wurbs^a, T. Koschitzki^a & M. Steininger^c

1. EINLEITUNG

Die Motivation der Studie resultiert aus der zunehmenden Verfügbarkeit digitaler Daten der Reichsbodenschätzung (RBS) in Sachsen-Anhalt. Damit verbunden ist eine höhere geometrische Auflösung von bodenbezogenen Eingangsparametern für die landesweite Bodenerosionsmodellierung, die bisher auf Grundlage der Vorläufigen Bodenkarte 1:50.000 vorgenommen wurde (Hartmann, 2005; Steininger et al., 2006). Weiterhin werden die Auswirkungen unterschiedlicher Geländemodell-Qualitäten sowie der Einfluss von Feldblockgrenzen auf die Modellierungsergebnisse untersucht. Als Bezugseinheiten dienen Feldblöcke, auf die Maßnahmen der nationalen und europäischen Bodenschutzgesetzgebung abzielen.

Das Untersuchungsgebiet befindet sich nordwestlich von Halle (Saale) und entspricht der TK 25-Karte 4346. Der größte Teil der Gebietes wird durch landwirtschaftliche Nutzfläche eingenommen (ca. 10000 ha), die durch 200 Feldblöcke gegliedert wird. Die Feldblockgrößen liegen zwischen 10 und 300 ha (Median 25 ha).

2. METHODEN UND EINGANGSDATEN

Die Bewertung der Bodenerosion basiert auf einem modifizierten Ansatz der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (Gl. (1)), der u.a. die Berücksichtigung von Barrieren (hier: Feldblockgrenzen) bei der LS -Faktorenberechnung erlaubt (ABAG_{flux}, Geoflux Gbr, 2007; Koschitzki & Wurbs, 2006).

$$A = R \times (K_B \times K_S) \times LS \times C \times P \quad (1)$$

mit A = langjähriger mittlerer Bodenabtrag, R = Niederschlagserosivitätsfaktor, K = Boden-erodierbarkeitsfaktor, LS = Hanglängen- und Hangneigungsfaktor, C = Bearbeitungsfaktor, P = Erosionsschutzfaktor

Die verschiedenen Modellierungsvarianten sind in Tabelle 1 aufgeführt. Bei konstanten P -, C - und R -Faktoren beziehen sich die Variationen auf den LS -Faktor (Barrierewirkung: Variantenpaare 1/2 u. 3/4; Wirkung unterschiedlicher DGM-Auflösungen: Variantenpaare 1/3 u. 2/4) sowie auf den K_B -Faktor (Wirkung unterschiedlicher Bodeninformatio-nen: Variantenpaare 4/5, 4/6 u. 5/6).

Tab. 1: Modellierungsvarianten

Variante	K_B	LS
1	VBK50	DGM40
2	VBK50	DGM40 _F
3	VBK50	DGM10
4	VBK50	DGM10 _F
5	BS _{KL}	DGM10 _F
6	BS _{GL}	DGM10 _F
F	Modellierung mit Barrierefunktion	
KL	K_B -Werte aus RBS-Klassenzeichen (Schwertmann et al., 1990)	
GB	K_B -Werte aus übersetzten RBS-Grablochbeschrieben des LAGB	

Der Bezug auf Feldblöcke wird durch die Aggregation von klassifizierten Bodenabtragswerten realisiert. Dabei werden qualitative Bewertungsklassen (hier: Gefährdungsstufen der potenziellen Bodenerosion nach Hennings (2000, S. 192)) zum Vergleichsindex VI aggregiert (Gl. (2)). Neben den Flächenanteilen der Bewertungskategorien AC_i innerhalb von beliebigen Bezugseinheiten (hier: Feldblöcke) werden Abstufungen der Bewertungskategorien (z.B. hoch = 5 ... niedrig = 1) als Wichtungsfaktor C_i berücksichtigt (Deunlich et al., 2006).

$$VI = \frac{\sum_{i=1}^n (C_i \times AC_i)}{n} \quad (2)$$

Als Vergleichsparameter für die o.g. Modellierungsvarianten dienen die durchschnittliche Vergleichsindizes VI_D aller Feldblöcke, die Regressionskoeffizienten R^2 und die Nash-Sutcliff-Koeffizienten NSK (Gl. (3)). Letztere charakterisieren den Grad der Abweichung einer Messreihe q_i^A vom Mittelwert der Messreihe $q^{B,mean}$. Je näher NSK zum Optimalwert 1 tendiert, desto geringer sind die zu erwartenden Abweichungen (Nash & Sutcliff, 1970).

^a Geoflux Gbr, Paracelsusstr. 6, 06114 Halle (Saale), info@geoflux.de, http://www.geoflux.de, (0345) 1352244

^b Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt, Köthener Str. 34, 06118 Halle (Saale), (0345) 5212121, helbig@lagb.mw.lsa-net.de

^c Mitteldeutsches Institut für angewandte Standortkunde und Bodenschutz, Hauptstr. 19, 06132 Halle (Saale), (0345) 5505764, m.steininger@bodensachverstaendige.de

Tab. 2: Vergleich der Modellierungsergebnisse

Variante	VI _D	R ²	NSK
Barrierefunktion			
1	20	0,63	0,08
2	11		
3	27	0,94	0,83
4	22		
DGM - Auflösung			
1	20	0,90	0,31
3	27		
2	11	0,75	-2,69
4	22		
Bodeninformationen			
4	22	0,80	0,77
5	20		
4	22	0,72	0,63
6	19		
5	22	0,89	0,86
6	19		

$$NSK = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (q_i^A - q_i^B)^2}{\sum_{i=1}^n (q_i^B - q^{B,mean})^2} \quad (3)$$

3. ERGEBNISSE

Die Ergebnisse des Variantenvergleichs sind in Tabelle 2 dokumentiert:

- Eine erhöhte DGM-Auflösung und damit zunehmende DGM-’Versteilung’ (Gallant & Hutchinson, 1997) führt zu einer deutlichen Erhöhung der VI_D-Werte.
- Die Berücksichtigung von Barrieren führt zu einer deutlichen Verringerung der VI_D-Werte. Die Auswirkungen beim DGM40 sind größer als beim DGM10, da – aufgrund der größeren Rasterweite – mehr relative Feldblockflächen von der Barrierewirkung betroffen sind.
- Höher aufgelöste Bodeninformationen haben nur geringe Auswirkungen auf die Abtragswerte.

Die Regressionskoeffizienten sind bei allen Variantenvergleichen hoch bis sehr hoch, allerdings schwanken die NSK-Werte. Besonders niedrig sind die NSK-Werte bei Variantenvergleichen, bei denen Barrieren und das DGM40 in die Berechnung einging.

4. DISKUSSION UND ZUSAMMENFASSUNG

Modelleingangsgrößen mit unterschiedlicher Genauigkeit (hier: DGM/Bodendaten) erfordern Ansätze zur Abschätzung ihrer zielmaßstabsbezogenen Reichweite. Die vorgestellte Methode erlaubt eine einfache zielmaßstabsbezogene Analyse der Datenunsicherheit von Modelleingangsgrößen. Als Vergleichsparameter dienen der Vergleichsindex, der Regressions- und der Nash-Sutcliff-Koeffizient. Voraussetzung ist die Definition von Bezugseinheiten (hier: Feldblöcke).

Hinsichtlich der Auswirkungen der verwendeten Eingangsdaten auf die Ergebnisse der ABAG-Erosionsmodellierung kann festgestellt werden, dass die Auswirkungen von Relief-Modifikationen größer sind als die von Boden-Modifikationen. Weiterhin bestehen zwischen den ABAG-Modellierungsergebnissen statistische Beziehungen, die als Grundlage für Regionalisierungsoperationen dienen können.

Weiterführende Arbeiten untersuchen den Zusammenhang zwischen zielmaßstabsbezogenen Datenreichweiten und der Merkmalsheterogenität von Bezugseinheiten. Außerdem zeigen die Ergebnisse, dass insbesondere für ABAG-Modellierungen Optionen der Modellvalidierung und -anpassung entwickelt werden müssen.

Literatur

Deumlich, D., Kiesel, J., Thiere, J., Reuter, H., Völker, L., & Funk, R. (2006). Application of the Site COmparison Method (SI-COM) to assess the potential erosion risk – a basis for the evaluation of spatial equivalence of agri-environmental measures. *Catena*, 68(2-3), 141-152.

Gallant, J. & Hutchinson, M. (1997). Scale dependence in terrain analysis. *Mathematics and Computers in Simulation*, 43, 313-321.

Geoflux Gbr (2007). Abagflux vers. 1.0. *Geoflux Newsletter*, 2, 1-2. Internet-Referenz: www.geoflux.de.

Hartmann, K.-J. (2005). Bereitstellung von Informationen der bodenkundlichen Landesaufnahme zur Bewertung von Bodenfunktionen. In M. Möller & H. Helbig (Eds.), *GIS-gestützte Bodenfunktionsbewertung - Datengrundlagen und Lösungsansätze* (pp. 27-34). Heidelberg: Wichmann.

Hennings, V., Ed. (2000). *Methodendokumentation Bodenkunde - Auswertemethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden*, number SG1 in Geologisches Jahrbuch, Sonderhefte, Reihe G, Hannover. 2. Auflage.

Koschitzki, T. & Wurbs, D. (2006). Die Anwendung eines ABAG-basierten modularen Modellansatzes zur Abschätzung von Bodenabtrag, Transportpfaden und Sedimenteintrag in die Gewässer. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 108, 69-70.

Nash, J. & Sutcliff, J. (1970). River flow forecasting through conceptual models – part i: a discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290.

Schwertmann, U., Vogl, W., & Kainz, M. (1990). *Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen*. Ulmer.

Steininger, M., Helbig, H., & Schrödter, M. (2006). Bodenkundliche Daten und Methoden in der EG-Wasserrahmenrichtlinie. In D. Feldhaus & K.-J. Hartmann (Eds.), *Bodenbericht Sachsen-Anhalt 2006*, Mitteilungen zu Geologie und Bergwesen in Sachsen-Anhalt, Bd. 11 (pp. 105-113). Halle (Saale): Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt.

Interpretation der Messung der Leitfähigkeit des Bodens mittels Bodenschätzungsdaten

Jürgen Boess¹⁾

Zur Optimierung der landwirtschaftlichen Nutzung von großen Schlägen hat in den letzten Jahren die Technik der teilflächen-spezifischen Bewirtschaftung (Precision Farming) Einzug gehalten. Um diese Verfahren erfolgreich umsetzen zu können, müssen entsprechend hoch auflösende Bodenkarten zur Verfügung stehen. Es zeigte sich, dass die auf Punktinformationen (Bohrungen und Grablöchern) beruhenden Bodenkarten die bodenkundlichen Verhältnisse nicht exakt genug abbilden (BOESS 2004), da insbesondere die zu erzielende Lagegenauigkeit der Grenzen für Precision Farming unzureichend ist.

Es wurde daher nach höher auflösenden Verfahren gesucht, die bei der genauen Abgrenzung von Bodenarealen helfen können. Diese Quellen sollten möglichst nicht auf Punktinformationen, sondern auf kontinuierlichen räumlichen Messungen beruhen. Im Rahmen mehrerer Projekte wurden daher neben Luftbildern und Ernteertragsdaten die Potenziale geophysikalischer Verfahren wie Georadar, Gammasspektrometrie und Bodenleitfähigkeitsmessungen getestet. Untersuchungen ergaben (DOMSCH 2004), dass die Messung der elektrischen Leitfähigkeit des Bodens, die bei definierten Rahmenbedingungen insbesondere Tongehaltsunterschiede kenntlich macht, gute Ergebnisse liefert.

Zur Messung der elektrischen Leitfähigkeit des Bodens werden zwei Messverfahren genutzt, eines, das auf dem Prinzip der Induktion beruht (Gerät EM38) und ein gleichstromgeoelektrisches Verfahren (Gerät Veris 3100), das Kontakt zum Boden benötigt. Vergleichende Untersuchungen wurden vom Institut für Agrartechnik und Universität Potsdam (LÜCK et al. 2002, DABAS et al. 2005) durchgeführt.

Bei den Arbeiten für die Hofbodenkarten haben wir uns für das geoelektrische Verfahren entschieden, da mit dem Gerät Veris 3100 Ergebnisse für zwei Messtiefen zur Verfügung standen.

Bei der Gleichstromgeoelektrik wird über zwei geerdete Stromelektroden Gleichstrom in den Boden eingespeist (Abb. 1). Dadurch baut sich ein räumliches Potenzialfeld auf,

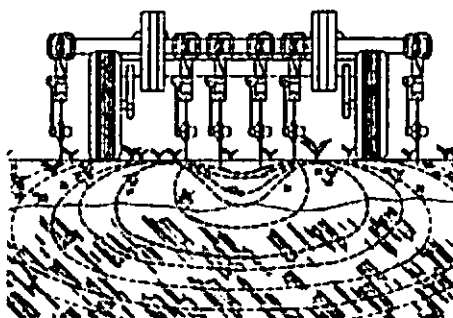


Abb.: 1: Messanordnung Veris 3100

das von der Leitfähigkeit des Bodenmaterials beeinflusst wird. Die Spannungsmessung erfolgt über zwei Sonden. Aus der Potenzialdifferenz zwischen den Sonden und der Stromstärke zwischen den Elektroden ergibt sich in einem homogenen Körper ein elektrischer Widerstand. Da der Untergrund aber in der Regel inhomogen ist, wird das Ergebnis als „scheinbarer spezifischer Widerstand“ bzw. in Umkehrung als „scheinbare elektrische Bodenleitfähigkeit“ bezeichnet (s. LANGE 2005: 128ff). Das Ergebnis ist ein Summenparameter für die jeweilige gesamte Messtiefe. Wie aus Abbildung 2 zu entnehmen ist, tragen die unterschied-

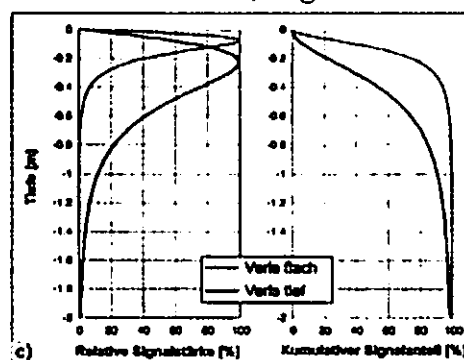


Abb.2: Signalcharakteristik bei ungeschichtetem Boden (aus GEBBERS & LÜCK 2006)

lichen Tiefenbereiche unterschiedlich stark zum Gesamtsignal bei. Das Messergebnis wird in Millisiemens pro Meter (mS/m)

¹ Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Stilleweg 2, 30665 Hannover (juergen.boess@lberg.niedersachsen.de)

angegeben. Der Stromfluss wird vom Elektrolytgehalt des Porenraumes, der Trockenrohddichte, dem Wassergehalt des Bodens und der Kationenaustauschkapazität (entspricht näherungsweise dem Tongehalt) bestimmt. Um zu gewährleisten, dass die Messdifferenzen hauptsächlich die Tongehaltsunterschiede aufzeigen, werden die Messungen unter definierten Rahmenbedingungen, insbesondere bei konstantem Wassergehalt (möglichst bei Feldkapazität) durchgeführt.

Wie aus dem beschriebenen Messverfahren zu erkennen ist, kann aus den Leitfähigkeitswerten keine absoluten Aussagen zum Tongehalt oder zur Bodenart gemacht werden. Es stehen aber Leitfähigkeitswerte zur Verfügung, die sowohl Aussagen zum Oberboden machen als auch Informationen über den Unterboden liefern. Werden die Werte des Oberbodens mit denen des Unterbodens verglichen, können Aussagen zum Profilaufbau gemacht werden, z.B. ob es sich um ein einheitliches oder geschichtetes Profil handelt. Auf dieser Grundlage können für einen Schlag Leitfähigkeitsprofile ermittelt werden (BOESS 2007). Zur Interpretation der Messergebnisse müssen Angaben von realen Profilen herangezogen werden. Hierfür stehen zunächst u.a. die bestimmenden Grablöcher der Bodenschätzung zur Verfügung. Mit diesen können den gemessenen Leitfähigkeitswerten größenordnungsmäßig Bodenarten bzw. Bodenprofile zugeordnet und auf dieser Grundlage eine Konzeptkarte erstellt werden. Aus den bestimmenden Grablöchern der Bodenschätzung sind häufig auch bodengenetische Hinweise zu entnehmen, die eine bodentypologische Profilverordnung erlaubt.

Die so entwickelte Konzeptkarte wird exemplarisch im Gelände überprüft. Hierbei werden insbesondere auch Widersprüche zwischen den unterschiedlichen Quellinformationen abgeklärt. Aus allen Informationen wird abschließend eine Hofbodenkarte mit digitalen Bodenprofilen erstellt, die dann Grundlage für weiterführende Auswertungen ist.

Literatur:

- BOESS, J. (2004): Kartierkonzept zur Erstellung einer hoch auflösenden Bodenkarte für die teilflächenspezifische Bewirtschaftung. – Arb.-H. Boden, 2004/5: 35 – 45, Hannover
- BOESS, J. (2007): Nutzung geophysikalischer Verfahren zur Verbesserung hoch auflösender Bodenkarten für die teilflächenspezifische Bewirtschaftung. – Z. dt. Ges. Geowiss., 157, Stuttgart (im Druck).
- DABAS, M. & GEBBERS, R. & LÜCK, E. & DOMSCH, H. (2005): A comparison of different sensors for soil mapping: the ATB case study. In: Regents of the University of Minnesota (Herausgeber): Proceedings of the 7th International Conference on Precision Agriculture, Minneapolis, USA, pp. 263-278, (CD)
- DOMSCH, H. (2004): Aufnahme und Interpretation der elektrischen Bodenleitfähigkeit für eine teilflächenspezifischen Bewirtschaftung. - Arb.-H. Boden, 2004/5: 11 – 20, Hannover.
- GEBBERS, R. & LÜCK, E. (2006a): Geoelektrik-Kartierung mit dem Veris3100. – In: HUFNAGEL, J. & HERBST, R. & JARFE, A. & WERNER, A. (Hsg.): Precision Farming – Analyse, Planung, Umsetzung in die Praxis. – KTBL-Schrift 419: 105 – 111, Darmstadt.
- LANGE, G. (2005): Gleichstromgeoelektrik. – In: KNÖDEL, K. & KRUMMEL, H. & LANGE, G.(Hsg.): Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien: 129 – 199, Berlin (Springer).
- LÜCK, E. & EISENREICH, M. & DOMSCH, H. (2002): Innovative Kartiermethoden für die teilflächenspezifische Landwirtschaft. – Stoffdynamik in Geosystemen, 7: 155 S., Potsdam.

Anmerkungen zur Körnungsanalytik für die Bodenschätzung

A. Capelle und E. Ahlers

Einleitung und Problemstellung

Die Analysenmethode zur Korngrößenbestimmung nach Kopecky (1914), die für die Bodenschätzung vorgesehen ist, wird seit ca. 40 Jahren nicht mehr in deutschen Bodenphysik-Laboren angewandt. Das Verfahren wurde durch die Methode nach Köhn (1928) ersetzt, die internationale Anerkennung gefunden hat. Die beiden Methoden unterscheiden sich neben technischen Details durch die theoretisch festgelegten Grenzen der Kornfraktionen.

Kopecky (1914) definiert Grobsand (0,1 – 2 mm), Feinsand (0,05 – 0,1 mm), Staubsand (0,01 – 0,05 mm) und abschlämmbare Teilchen (< 0,01 mm). Ihre Grenzen sind recht willkürlich festgelegt, wobei praktische Erfahrungen der Feldansprache berücksichtigt werden.

Köhn (1928) definiert Grobsand (0,63 – 2 mm), Mittelsand (0,2 – 0,63 mm), Feinsand (0,063 – 0,2 mm), Grobschluff (0,02 – 0,063 mm), Mittelschluff (0,0063 – 0,02 mm), Feinschluff (0,002 – 0,0063 mm) und Ton (< 0,002 mm). Die Abgrenzung gegeneinander beruht auf einem Vorschlag von Atterberg (1912), gleiche Abstände auf dem logarithmierten Zahlenstrahl abzugreifen. Dieses Verfahren ist als Norm DIN 4220 (1987) publiziert. Auch ist es erlaubt, Fein- und Mittelschluff zu einer Fraktion zusammenzufassen.

Um die Kontinuität bei der Eichung der Fingerprobe zur Bodenansprache zu wahren, entwickelten die Bodenschätzer empirische Berechnungsformeln, mit deren Hilfe der Anteil der abschlämmbaren Teilchen aus der Körnungsanalyse nach Köhn mit hinreichender Genauigkeit abgeleitet werden kann:

$$\begin{aligned} & \text{Abschlämmbare Teilchen} \\ & = T + fU + 1/3 mU \quad (\text{Gew.-%}) \\ & = T + 2/3 f \cdot mU \quad (\text{Gew.-%}) \end{aligned}$$

Dr. August Capelle
Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
Stilleweg 2, 30655 Hannover
Dipl.-Ing. agr. Eckhard Ahlers
Oberfinanzdirektion Hannover
Waterloostr. 5, 30169 Hannover

Bei gemeinsamen Geländebegehungen der Bodenschätzer und Bodenkundler in Niedersachsen zeigte es sich, dass vor allem im Bereich der stark lehmigen Sande, sandigen Lehme und Lehme die berechneten Werte zu ungenau waren und nicht mit der Fingerprobe übereinstimmten.

Material und Methoden

An 122 Bodenproben wurde eine Korngrößenanalyse nach Köhn (DIN 4220) durchgeführt, anschließend wurde aus ihnen der Gehalt an abschlämmbaren Teilchen unter Verwendung der zweiten Berechnungsformel bestimmt. In einem parallelen Arbeitsschritt wurden mit der Köhn-Apparatur unter Beachtung des Stokes'schen Wirkungsgesetzes (zit. b. Hartge und Horn, 1991) die abschlämmbaren Teilchen (< 0,01 mm) direkt gemessen.

Die Analysenergebnisse der 122 Bodenproben wurden anschließend einer statistischen Korrelationsprüfung unterzogen. Hierbei wurden die mit der modifizierten Methode nach Köhn gemessenen Anteile der abschlämmbaren Teilchen mit den aus der herkömmlichen Methode nach Köhn errechneten Werten verglichen.

Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 zeigt, dass bei der Betrachtung aller Messwertepaare die Regressionsgerade bei sehr hohem Korrelationskoeffizienten (r^2) nur wenig von der „Idealgeraden“ ($y = x$) abweicht. Im Bereich 20 – 40 % abschlämmbare Teilchen treten für die Einzelwerte Abweichungen bis zu 10 Gew.-% von der Idealgeraden auf. Führt man separate Korrelationsrechnungen für die Bodenarten sandiger Lehm (23,5 – 29,4 % abschlämmbare Teilchen) und Lehm (29,5 – 44,4 %) durch, so zeigt sich, dass die Regressionsgeraden ca. 5 % von den Idealgeraden abweichen. Hieraus erklärt sich der Effekt, dass die berechnete Bodenart nach Köhn oftmals als zu schwer angegeben wird. Als Ursache kann angenommen werden, dass die Größe der Schluffpartikel nicht der Normalverteilung folgt.

Fazit: Die Bestimmung der abschlämmbaren Teilchen (< 0,01 mm) mit einer modifizierten Korngrößenanalyse nach Köhn führt zu einer Abgrenzung der Bodenarten, die mit der Fingerprobe im Gelände weitgehend übereinstimmt. Es wird daher empfohlen, in Zukunft dieses Verfahren anzuwenden und auf die Berechnung der abschlämmbaren Teilchen aus der herkömmlichen

chen Korngrößenanalyse nach Köhn (DIN 4220) zu verzichten.

Literatur

Atterberg, A. (1912): Die mechanische Bodenanalyse und die Klassifikation der Mineralböden Schwedens; Int. Mitteilungen Bodenkunde 2, 312 - 342.

Deutsches Institut für Normung (1991): DIN 4220 T 1; DIN Taschenbuch 187, Berlin.

Hartge, K. H. und Horn, R. (1991): Einführung in die Bodenphysik; F. Enke Verlag, Stuttgart, 2. Aufl.

Köhn, M. (1928): Bemerkungen zur mechanischen Bodenanalyse. III. Ein neuer Pipettapparat; Z. Pflanzenernährung Bodenkunde A 11; 50 - 54.

Kopecky, J. (1914): Ein Beitrag zur Frage der neuen Einteilung der Körnungsprodukte bei der mechanischen Analyse; Int. Mitteilungen Bodenkunde 4, 199 - 202.

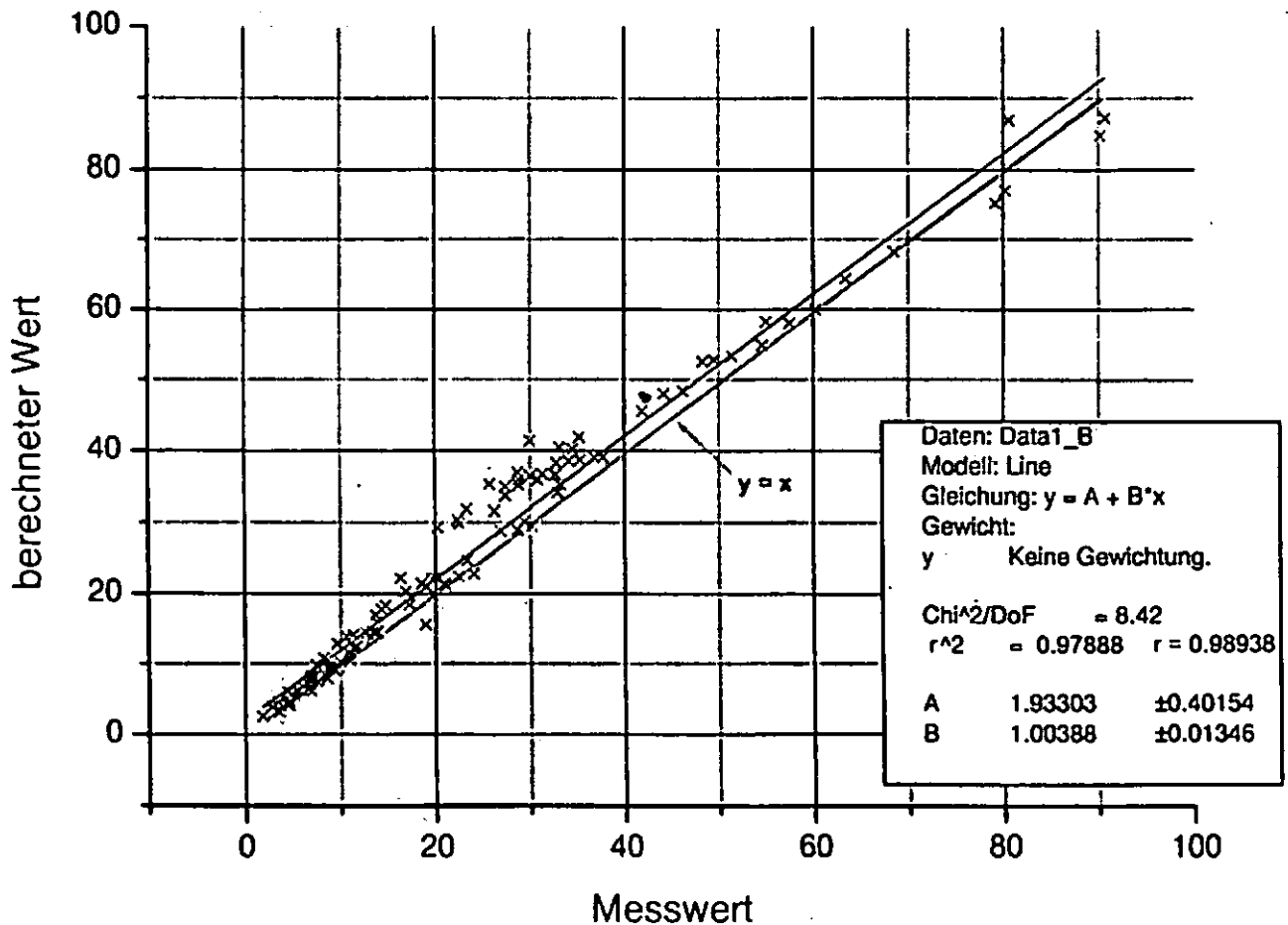


Abb. 1: Korrelationsprüfung der gemessenen und berechneten abschlämmbaren Teilchen (Gew.-%) für alle Bodenarten (n = 122).

Prognoseverfahren in der Bodenschätzung – Möglichkeiten zur Bewertung, Qualitätssicherung und Nutzbarmachung der Bodenschätzung –

Ulrich Steinrücken¹, Thorsten Behrens² & Stephan Sauer³

1 Einleitung

Die bodenkundlichen Einsatzmöglichkeiten der Bodenschätzung sind aufgrund ihres unterschiedlichen Alters und der jeder Kartierung eigenen Subjektivität eingeschränkt. Ziel dieser Studie ist die Entwicklung einer Methode zur Nutzbarmachung dieses überaus wertvollen und hochauflösenden Datenbestands für bodenkundliche Fragestellungen. Kernziel der Methodik ist die Nivellierung des Schätzerinflusses.

Mathematische und statistische Prognoseverfahren werden heute zunehmend eingesetzt, um einen Wissenstransfer aus kartierten Arealen in unkartiertes Gebiet vorzunehmen. Hierbei werden die Zusammenhänge zwischen dem Auftreten von Kartiereinheiten und der Ausprägung von Stützvariablen (z.B. Reliefparameter) aus einem Lern- in ein Zielgebiet übertragen (Behrens et al. 2005; Behrens & Scholten 2006a,b). Das Ergebnis ist eine Informationsebene im Zielgebiet, die bei gleichen Stützvariablenkombinationen die Informationen aus dem Lerngebiet enthält. Lern- und Zielgebiet sind verschieden, die Prognose in das Lerngebiet dient der Validierung.

Zur Qualitätsbewertung und -sicherung sowie zur Nutzbarmachung von Bodenschätzungsdaten für bodenkundliche, hydrologische und umweltsichernde Fragestellungen sind Lern- und Zielgebiet in der Prognose identisch. Es findet keine Extrapolation statt, sondern die Prognose dient der Analyse, der Bewertung und der Korrektur der Lerngebietsdaten selbst.

2 Untersuchungsgebiet und Datengrundlage

Die im Rahmen dieser Methodenstudie durchgeführten Untersuchungen umfassen 9 Gemarkungen im Bereich des Messtischblattes 6412 Otterberg (Abb. 1). Zwei Großeinheiten der Naturräumlichen Gliederung von Rheinland-Pfalz durchtrennen das Gebiet: Der Südosten wird von der Einheit „Nördlicher Pfälzerwald“ eingenommen, der Rest des Gebietes gehört zum „Nordpfälzer Bergland“.

Analog zu den naturräumlichen Einheiten können auf Basis der BK 50 Rheinland-Pfalz zwei Bodenlandschaften innerhalb des Untersuchungsgebietes ausgewiesen werden: Im Südosten bilden Sandsteine des Buntsandstein und des Zechstein, überdeckt von pleistozänem Schutt, das Ausgangsmaterial der Bodenbildung. Zu den Braunerde-Podsol-Gesellschaften aus sandigem Verwitterungsmaterial kommen im Raum Otterberg auch pleistozäne Löss- und

Lösslehmvorkommen hinzu. Im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes dominieren Böden aus pleistozän umgelagerter Tonsteinverwitterung des Rotliegend, regional kleinflächig finden sich Sandstein- und Vulkanitersatz.

Die Untersuchung umfasst alle in Folie 042 der ALK für die 9 Gemarkungen vorgehaltenen Flächen der Acker- und

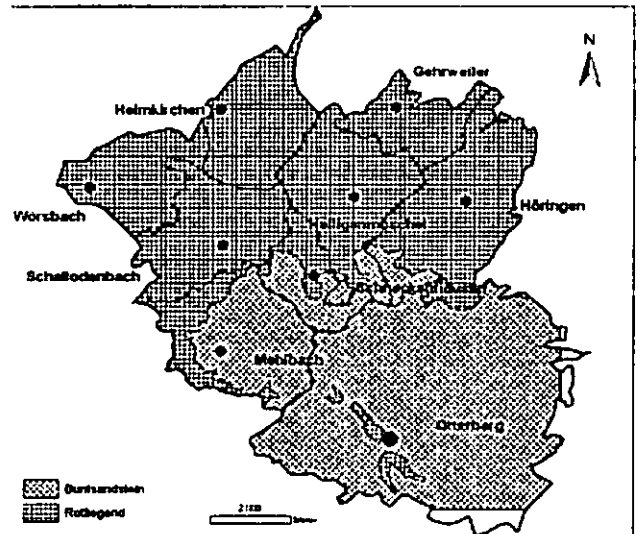


Abb. 1: Grenzen der Naturräumlichen Gliederung und der Bodenlandschaften im Untersuchungsraum

Grünlandschätzung. Mit Ausnahme der Gemarkung Mehlabach liegt überall bereits die Zweitschätzung vor. In die Untersuchungen gingen sowohl Erst-, als auch Zweit- bzw. Drittschätzer ein. Die Abb. 2 gibt einen Überblick über die Bearbeitergrenzen.

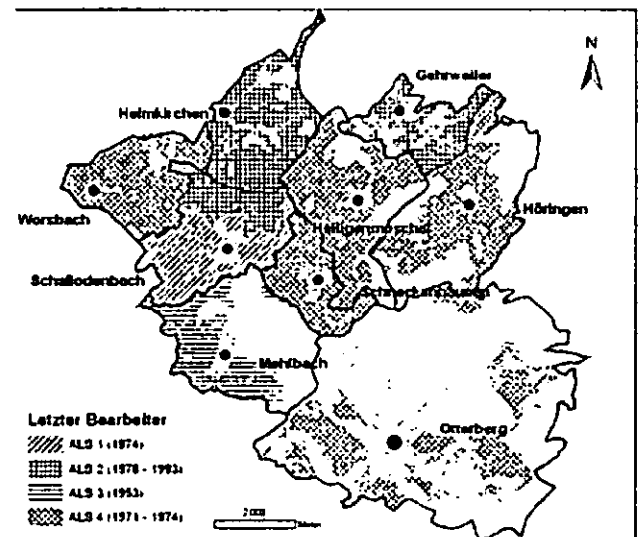


Abb. 2: Bearbeiter (ALS) im Untersuchungsgebiet

3 Methodik

Die Methodik basiert auf einem zweistufigen Ansatz zur Prognose der Bodenschätzungsdaten. In einem ersten Schritt erfolgt eine Prognose auf Basis von Reliefparametern und den Bodenlandschaften der BK 50. Im zweiten Schritt erfolgt eine Prognose, die als zusätzliches Datum die Schätzergrößen enthält. Mit der zweiten Prognose können Niveauunterschiede der Schätzer erfasst werden, die in der ersten Prognose rein auf Basis von Relief und Boden nivelliert wurden. Als Ergebnis liegen somit zwei

¹ Dr. Ulrich Steinrücken, Soilution GbR, 66265 Heusweiler, ulrich.steinruecken@soilution.de

² Dr. Thorsten Behrens, Institut für Geographie, Universität Tübingen, thorsten.behrens@uni-tuebingen.de

³ Dr. Stephan Sauer, Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz, stephan.sauer@lgb-rlp.de

unterschiedliche Prognosen für das gesamte Untersuchungsgebiet vor. Da beide Prognosen bis auf die Variable „Bearbeiter“ identisch sind, basieren alle Unterschiede in den Prognosen auf dieser Variable. Durch die Subtraktion der beiden flächendeckenden Prognosen kann daher der Schätzerinfluss visualisiert werden.

Als prognostische Verfahren wurden Entscheidungsbaum eingesetzt (Behrens und Scholten 2006a,b).

4 Ergebnisse

4.1 Prognose der Bodenzahl

Die Bodenzahlen im Untersuchungsgebiet weisen eine Spanne von 19 bis 72 Punkten auf. Abb. 3 zeigt die Häufigkeitsverteilung der Werte.

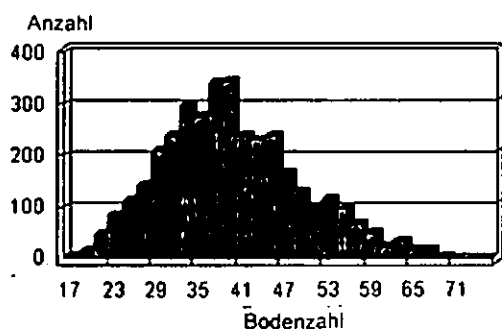


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der Bodenzahlen

Die auf der Differenzbildung von Relief- und Relief+Bearbeiter beruhende Prognose verdeutlicht den nur geringen Einfluss des Amtlichen Landwirtschaftlichen Sachverständigen auf das Schätzungsergebnis in Form der Bodenzahl an den Rändern der jeweiligen Bearbeitungsgebiete (Abb. 4). Lediglich kleinflächig sind Abweichungen zwischen -6,9 und +9,2 zu verzeichnen. Diese gemarkungsw- und schätzerübergreifende hohe Schlüssigkeit der Wertzahlen bestätigen auch andere Untersuchungen (PETER et al. 1999).

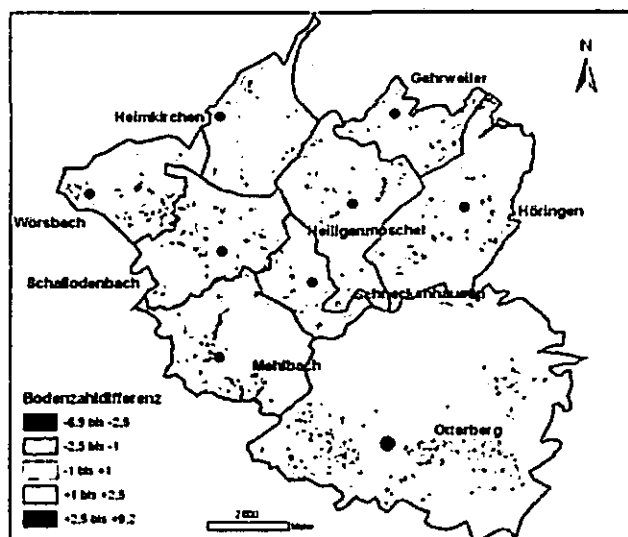


Abb. 4: Bearbeitereinfluss bei der Bodenzahl

4.2 Prognose der Zustandsstufe

Die Zustandsstufen weisen im Gebiet eine Spanne von 2 bis 7 auf. Der überwiegende Teil der Ackerflächen wurde

mit den Zustandsstufen 4 bis 6, ein sehr geringer Teil mit 2 und 3 bewertet.

Im Gegensatz zu den Bodenzahlen ist bei der Zustandsstufe ein Bearbeiterinfluss klar erkennbar. Gemarkungsscharf (Abb. 5) charakterisieren die Farbmuster (Farbansicht unter: <http://www.hlug.de/medien/boden/fisbo/dbg/events/mainz07/votr/block4-1.pdf>) der verschiedenen Bearbeiter die Unterschiede, wie die ALS die Zustandsstufe des Bodens bewerten.

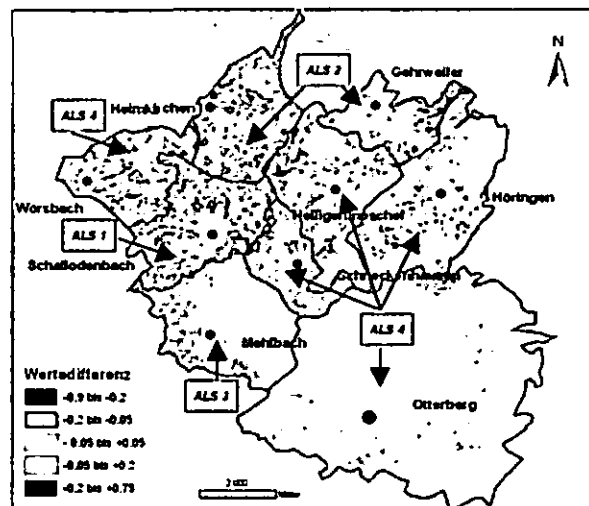


Abb. 5: Bearbeitereinfluss bei der Zustandsstufe

5 Fazit

Das vorgestellte prognostische Verfahren ist geeignet, um Bewertungsunterschiede, die auf der Individualität der Bearbeiter beruhen, räumlich differenziert darzustellen. Zur Darstellung des Bearbeitereinflusses eignet sich im besonderen Maße die Zustandsstufe, da hierbei insbesondere an den Grenzen der Schätzgebiete systematische Unterschiede auftreten. Auf Grund der Unterschiede in Bodenart und Zustandsstufe sollten Bodenschätzungsdaten vor einer auf der Bodenart oder der Zustandsstufe beruhenden Auswertung auf Datenkonsistenz geprüft werden. Das vorgestellte Verfahren stellt eine sinnvolle Lösung hierfür dar.

Die vorgestellte Methodik kann ebenfalls als Grundlage genutzt werden, die Schätzungsdaten vor einer bodenkundlichen Interpretation zu korrigieren. Erste Ansätze werden in laufenden Arbeiten im Feld validiert.

6 Literatur

- Behrens, T. & Scholten, T. (2006a): Digital soil mapping in Germany – a review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169: 434-443.
- Behrens, T. & Scholten, T. (2006b): A Comparison of Data Mining Approaches in Predictive Soil Mapping. In: Lagacherie, P., McBratney, A.B, Voltz, M.: *Digital Soil Mapping - an Introductory Perspective. Developments in Soil Science* 31. Elsevier. 658 pp.
- Behrens, Th., Förster, H., Scholten, T., Steinrück, U., Spies, E.-D. & Goldschmitt, M. (2005): Digital Soil Mapping using Artificial Neural Networks. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168: 1-13.
- Peter, M., Sauer, S. & Siebert, S. (1999): Die Bodenschätzung als großmaßstäbliche Datenbasis für Bodenschutzplanungen. *Bodenschutz* 2/99, 62-68.

Bodenschätzungsdaten in Bodeninformationssystemen mit einem Anwendungsbeispiel im Cross Compliance Kontext

H.U. Bartsch¹

Einleitung

Im NIBIS[®] (Niedersächsisches Bodeninformationssystem) werden die Bodenschätzungsdaten so weit aufbereitet, dass sie strukturell und inhaltlich den aktuellen bodenkundlichen Kartieranleitungen entsprechen. Damit können die aufbereiteten Bodenschätzungsdaten mit den Standardmethoden des NIBIS[®] ausgewertet werden und führen zu standardisierten räumlich hoch auflösenden Datengrundlagen. Am Beispiel der potentiellen Wassererosionsgefährdung wird gezeigt, dass Bodenschätzungsdaten in räumlicher Ergänzung mit weniger hoch auflösenden Bodendaten im Kontext von Cross Compliance gemeinsam eingesetzt werden können. Die Ergebnisse werden Nutzern in einer Internetanwendung zur Verfügung gestellt.

Aufbereitung und Speicherung der Bodenschätzungsdaten im NIBIS[®]

Bei der Übertragung der Bodenschätzungsdaten ins NIBIS[®] werden verschiedene Verarbeitungsschritte vorgenommen, die einerseits dem Ziel der Qualitätssicherung und andererseits dem Ziel der leichteren Handhabbarkeit der Daten bei der Übersetzung in den aktuellen bodenkundlichen Standard dienen [1]. Zu den Schritten zählen unter anderem das Erkennen und Korrigieren fehlerhafter Schreibweisen, die Zusammenfassung von Werteausprägungen für die Übersetzung, die Übersetzung der Einzelmerkmale (Bodenart etc.) und die Ableitung der Horizontsymbole und Bodentypen. Da die Möglichkeiten der automatischen Aufbereitung als begrenzt erkannt werden, schließen sich gegebenenfalls manuelle Nachbearbeitungsschritte an, um die Genauigkeit der Daten lokal weiter zu verbessern.

Auswertung der Bodenschätzungsdaten im NIBIS[®]

Das zentrale Auswertungswerkzeug des NIBIS[®] ist das Methodenmanagement System MeMaS[®]. In diesem sind die bodenkundlichen Auswertungsmethoden [2] realisiert. Diese sind akzeptiert und auf Daten, die der bodenkundlichen Kartieranleitung

genügen, definiert. Nach der Übersetzung der Bodenschätzungsdaten können alle Auswertungsmethoden des NIBIS[®] angewandt werden.

Die potentielle Wassererosionsgefährdung im Cross Compliance Kontext

Im Rahmen von Cross Compliance [3] (~ gegenseitige Verpflichtung) hat die EU die Förderung der Landwirtschaft reformiert. Es findet eine flächenabhängige Grundförderung statt, die allerdings nur dann zur Gänze gezahlt wird, wenn die Landwirte u. A. bodenerhaltend wirtschaften. Im Zusammenhang der Vermeidung von Erosionsschäden erfolgt die Einschätzung der potentiellen Wassererosionsgefährdung. Je nach Gefährdung müssen zukünftig bestimmte Bewirtschaftungsmaßnahmen befolgt werden, damit die volle Förderung in Anspruch genommen werden kann.

Die Ableitung der potentiellen Wassererosionsgefährdung beruht bundesweit abgestimmt auf anerkannten Regelwerken [4] der ABAG und wird im NIBIS[®] - dort wo vorhanden - auf Basis der übersetzten Bodenschätzungsdaten berechnet. Nur an Stellen, an denen keine Bodenschätzungsdaten vorhanden sind, findet ein Rückgriff auf geringer aufgelöste Bodendaten (Maßstab 1:50000) statt. Konkret wird der K-Faktor (Bodenerodierbarkeit) aus den übersetzten Bodenarten, Humusgehalten und Skelettanteilen, der S-Faktor (Hangneigungsfaktor) aus dem DGM5 (Rasterweite 12,5m ~ 316.000.000 Zellen in NI!) und der R-Faktor (erosiver Niederschlag) aus regionalisierten Klimadaten in einem 200m Raster bestimmt. Als Ergebnis werden die folgenden Cross-Compliance Gefährdungsstufen ausgewiesen:

- 1) CC 0: keine bis sehr geringe Erosionsgefährdung
- 2) CC 1: sehr geringe bis hohe Erosionsgefährdung und
- 3) CC 2: sehr hohe Erosionsgefährdung

Anschließend werden die potentiellen Erosionsgefährdungen den im Rahmen von InVeKoS (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem) [5] gewonnen Feldblöcken (in Niedersachsen ein oder mehrere Schläge) zugeordnet. Dabei werden pro Feldblock auch Angaben darüber gespeichert, mit welchem Flächenanteil die Bodenschätzungsdaten in das Ergebnis eingehen.

Bereitstellung der Ergebnisse für die Nutzer

Verschiedene internetgestützte Zugriffsmöglichkeiten auf die Ergebnisse wurden in Niedersachsen

¹ Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Stilleweg 2, 30655 Hannover
(hu.bartsch@lbege.niedersachsen.de)

sen im Rahmen des Aufbaus der niedersächsischen Geodateninfrastruktur (GDI Ni) [6][7] durch das Landwirtschaftsministerium gefördert und im NIBIS[®] realisiert. Auf die feldblockbezogenen Ergebnisse können Nutzer auf unterschiedliche Weisen zugreifen. Es existiert eine spezielle Anwendung (Diese kann z.B. über <http://memas01.lbeg.de/lucidamap/index.asp>) erreicht werden. In dieser Anwendung können die Ergebnisse gemeindebezogen recherchiert werden. Daneben erlaubt die Anwendung die Darstellung der Ergebnisse in einer Karte. Weiterhin ermöglicht sie die Beschaffung einer Web Feature Service (WFS) [8] URL. Der Dienst stellt die Geometrien und Attribute der ausgewählten Feldblöcke zur Verfügung, die in nutzereigenen Anwendungen unmittelbar manipuliert werden können.

Zusätzlich bietet das NIBIS[®] die Möglichkeit, die Ergebnisse über einen Web Map Service WMS [9] (<http://iwan.lbeg.de/wms/wms.srv.public.asp?pkgId=16&pmid=3>) in nutzereigenen Anwendungen unmittelbar zu visualisieren.

Zusammenfassung und Ausblick

Die Aussagen zur potentiellen Wassererosionsgefährdung sind nur ein Beispiel für das große Potential, dass in den Bodenschätzungsdaten enthalten ist. Die vorgestellte Anwendung soll zu einem Dienst für konkrete Maßnahmenplanung ausgebaut werden. Im NIBIS[®] sind bereits Anwendungen in Vorbereitung, um auf der Basis der Bodenschätzung zum einen optimale Standortbedingungen im Hinblick auf den Anbau von Energiepflanzen zur Verfügung zu stellen und zum anderen in deren Verbindung mit anderen schlagbezogenen Daten (Bewirtschaftung) mögliche Beeinträchtigungen der so genutzten Standorte auszuschließen oder zu minimieren.

Eine Realisierung dieses Potentials der Bodenschätzung setzt zumindest die digitale Verfügbarkeit der Bodenschätzungsdaten voraus. Die einheitliche digitale Verfügbarkeit ist Voraussetzung dafür, dass die Bodenschätzung in weiteren Kreisen, wie z.B. bei privaten Anbietern wahrgenommen wird, indem diese z.B. Anwendungen oder Mehrwertdienste unter Einbeziehung der Bodenschätzungsdaten in hoch auflösendem Maßstab aufbauen.

Strategisch wichtig erscheint dem Autor die Übersetzung in den modernen bodenkundlichen Sprachgebrauch. Nur so können definierte, einheitliche – eben nicht speziell für die Bodenschätzung erstellte – und allgemein akzeptierte Auswer-

tungsmethoden zur Anwendung kommen und zukünftige Verpflichtungen und Herausforderungen, die sich z.B. aus INSPIRE (Infrastructure for Spatial Information in Europe) [10] ergeben, leicht und einheitlich für alle Bodendaten bewältigt werden.

Literatur

- [1] NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (Hrsg.) (2003): Bearbeitung, Übersetzung und Auswertung digitaler Bodenschätzungsdaten. Arbeitshefte Boden 2003/1. 95 S.
- [2] MÜLLER, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Arbeitshefte Boden 2004/2. 409 S.
- [3] Ein Ausgangspunkt zum Nachschlagen über Cross Compliance mit Verweisen auf die EU Verordnungen: http://de.wikipedia.org/wiki/Cross_Compliance, ohne Datum.
- [4] DIN 19708: Ermittlung der Erosionsgefährdung durch Wasser ABAG, 2004.
- [5] Ein Ausgangspunkt zum Nachschlagen über InVeKoS: <http://de.wikipedia.org/wiki/InVeKoS>, ohne Datum.
- [6] Internetpräsenz der Deutschen Geodateninfrastruktur: http://www.gdi-de.de/de/f_start.html, ohne Datum.
- [7] Portal der Niedersächsischen Geodateninfrastruktur: www.geodaten.niedersachsen.de, ohne Datum.
- [8] Überblick mit Referenzen auf den Standard: http://de.wikipedia.org/wiki/Web_Feature_Service, ohne Datum.
- [9] Überblick mit Referenzen auf den Standard: http://de.wikipedia.org/wiki/Web_Map_Service, ohne Datum.
- [10] Ein Ausgangspunkt zum Nachschlagen über INSPIRE: <http://de.wikipedia.org/wiki/INSPIRE>, ohne Datum.

Auswertung der Bodenschätzung im Rahmen der Grundwasserschutzberatung in Niedersachsen

K. Hagemann¹, U. Müller¹

Bodenkundliche Vorstudien als Instrument der landwirtschaftlichen Zusatzberatung

Seit 1994 werden am LBEG (ehemals NLFB) auf Basis digitaler Bodenschätzungsdaten bodenkundliche Vorstudien als Planungsgrundlagen für die landwirtschaftliche Zusatzberatung in niedersächsischen Wasserschutzgebieten erstellt. Die Ergebnisse dieser Vorstudien werden von an der Kooperation beteiligten Ing.-Büros ergänzt und dienen als Beurteilungskriterium für die Einleitung von Grundwasserschutz-Maßnahmen und die Erstellung von Handlungskonzepten. Hierbei soll eine unter den standörtlichen Gegebenheiten speziell dem Grundwasserschutz angepasste landwirtschaftliche Bewirtschaftung erreicht werden, die

die Stoffausträge aus dem Boden in das Grundwasser minimiert. Im Rahmen einer bodenkundlichen Vorstudie wird eine Karte der Nitratauswaschungsgefährdung für das Wasserschutzgebiet erstellt. Datenbasis für die Berechnung der Nitrataustragsgefährdung ist die digitalisierte Bodenschätzung sowie weitere Daten und Methoden des Niedersächsischen Boden-Informationssystems (NIBIS[®]). Um die Daten der Bodenschätzung im Rahmen des Trinkwasserschutzes auswerten zu können, werden die Merkmalsbeschreibungen der Bodenschätzung unter Berücksichtigung bestimmter Regelwerke zunächst in die aktuelle bodenkundliche Nomenklatur übersetzt und anschließend wird die Nitrataustragsgefährdung der Bodenschätzungsflächen vollautomatisch im NIBIS[®] berechnet. Durch die Auswertung der Bodenschätzung werden die Kosten für die Bereitstellung von Beratungsgrundlagen halbiert.

Wasserschutzgebiet Vechta, Schutzzonen II und IIIA Übersichtskarte i. M. 1:10 000
Darstellung der Nitratauswaschungsgefährdung

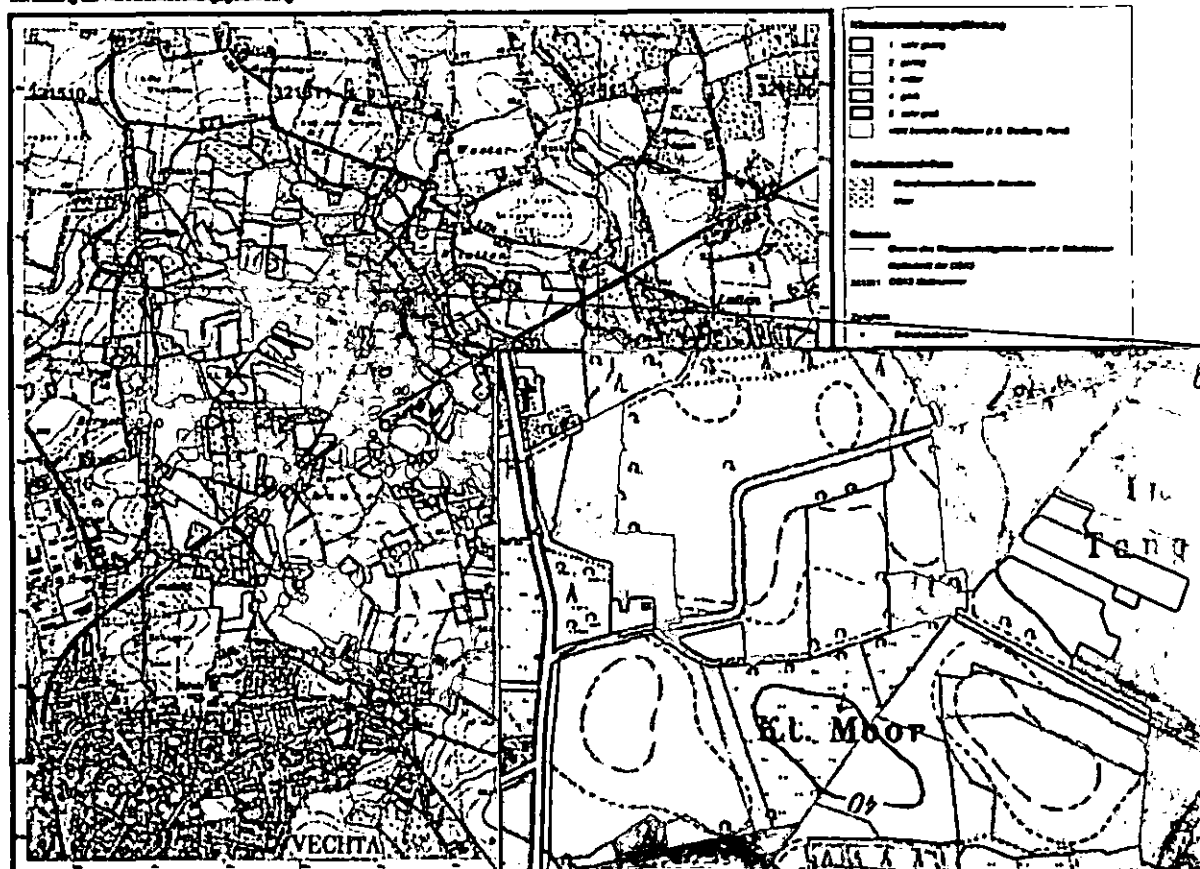


Abb. 1: Karte der Nitrataustragsgefährdung für das Wasserschutzgebiet Vechta

¹ Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Stilleweg 2, 30665 Hannover
(katrin.hagemann@lbeg.niedersachsen.de, udo.mueller@lbeg.niedersachsen.de)

Der Infodienst Grundwasserschutz zur Prognose optimaler Herbst-Nmin-Beprobungstermine

Um den Erfolg von Grundwasserschutz-Maßnahmen zu kontrollieren, wird im Rahmen der Zusatzberatung im Herbst eine Überprüfung der Rest-N-Gehalte im Boden (Nmin) durchgeführt (Erfolgskontrolle). Hierbei ist der Probenahmezeitpunkt, welcher vom Verlauf des Bodenwasserhaushaltes und der Niederschlagsverteilung im jeweiligen Jahr abhängt, von herausragender Bedeutung.

Ausgehend von einem repräsentativen Standort-Messnetz in Niedersachsen werden standortange-

passte optimale Beprobungstermine und Prognosen zum Eintritt von Sickerwasser (Nitratverlagerung) an die Zusatzberater weitergegeben. Neben einem Startwassergehalt und Wetterdaten werden für das Wasserhaushaltsmodell bodenkundliche Daten benötigt. Diese Bodenkennwerte werden für die Referenzflächen u.a. aus der Bodenschätzung abgeleitet.

Die Ergebnisse können im Internet im „Infodienst Grundwasserschutz“ abgerufen werden (<http://memas01.lbeg.de/Lucidamap/igw>).

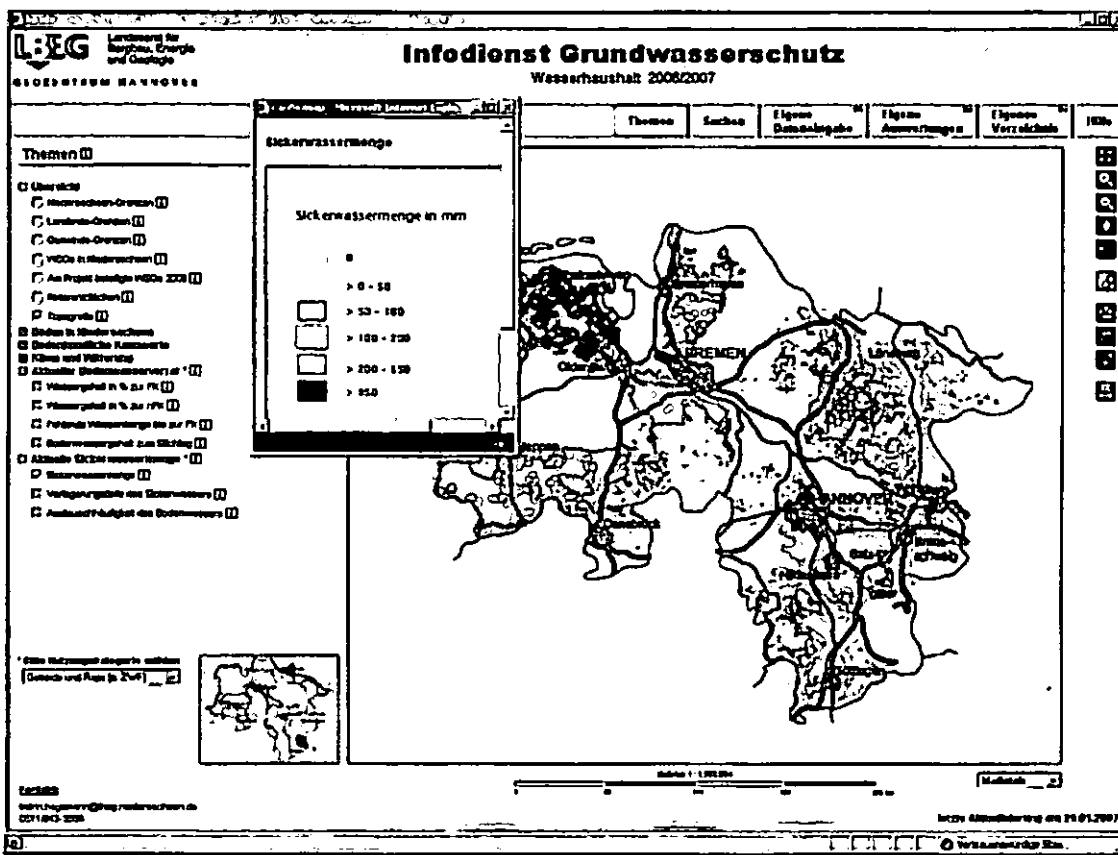


Abb. 2: Der Infodienst Grundwasserschutz im Internet

Literatur

GÖDECKE, B & K. HAGEMANN (2003): Vorläufige Empfehlungen zur Durchführung von Herbst-Nmin-Programmen. -Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Hrsg.). Grundwasser 3., 15 S.
HAGEMANN, K. (2004): Landesweiter Infodienst zur Sickerwassergüte – Optimierung der Herbst-Nmin-Methode. In: Tagungsband zum Grundwasserworkshop VIII des NLÖ am 15.10.2003 in Hildesheim.
HAGEMANN, K., KLEEFISCH, B. & W. SCHÄFER (2004): Witterungsdaten der Intensiv-Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF-I) und

assoziierter Messstationen. Arbeitshefte Boden 2004/4. S. 67 – 76.
HILLEBRAND, S. (2002): Verbesserung der Aussagekraft von Herbst-Nmin-Werten durch die Optimierung des Probenahmetermins. Arbeitshefte Boden 2002/3. S. 122 – 129.
MÜLLER, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Arbeitshefte Boden 2004/2. 409 S.
NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (Hrsg.) (2003): Bearbeitung, Übersetzung und Auswertung digitaler Bodenschätzungsdaten. Arbeitshefte Boden 2003/1. 95 S.

Umsetzung der EG-WRRL in Hessen – Auswertung der Bodenschätzungsdaten zur Abgrenzung von Maßnahmenräumen und Aufstellung eines Maßnahmenprogramms

Matthias Peter & Ricarda Miller¹

1 EG-WRRL-Pilotprojekt Modau

Für Grundwasserkörper, die nach Einstufung der Bestandsaufnahme der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) den guten Zustand bis zum Jahr 2015 nicht oder wahrscheinlich nicht erreichen, muss bis 2009 ein Maßnahmenprogramm vorgelegt werden, mit dessen Hilfe die Erreichung des guten Zustands realisiert werden soll. In mehreren Pilotprojekten zur Erstellung von Maßnahmenprogrammen wurden in Hessen Vorschläge für die Maßnahmenplanung erarbeitet und erprobt, wobei den einzelnen Projekten unterschiedliche Schwerpunkte zugrunde lagen.

Im Pilotprojekt für das im Vorderen Odenwald und im Hessischen Ried gelegene Einzugsgebiet der Modau in Südhessen (Federführung Regierungspräsidium Darmstadt) lag der Fokus auf der Maßnahmenplanung zur Verminderung der diffusen Stickstoffeinträge aus der landwirtschaftlichen Nutzung in das Grundwasser (PETER & MILLER 2006).

2 Aufbereitung und Nutzung der Bodenschätzungsdaten

Im Rahmen der Projektbearbeitung zur Abgrenzung von Maßnahmenräumen wurden die vom Hessischen Landesamt für Umwelt (HLUG) aus dem Projekt „Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten für Hessen“ zur Verfügung gestellten hoch aufgelösten Auswertungsergebnisse der Bodenschätzung (BFD5L) zu Feldkapazität (FK) und nutzbarer Feldkapazität (nFK) verwendet (MILLER et al. 2005).

Die Datenbasis stellt auf Attributseite die Angaben zur Bodenschätzung im Automatisierten Liegenschaftsbuch (Folie 32 ALB) und auf Geometrieseite die Flurstücke der Automatisierten Liegenschaftskarte (Folie 001 ALK) dar. Nach den im oben genannten Projekt des HLUG zur Auswertung von Bodenschätzungsdaten entwickelten und validierten Methoden wird die Bodenzahl der Bodenschätzung mit einem bodenartspezifischen Faktor multipliziert und so die nFK bzw. FK des Bodens berechnet (VORDERBRÜGGE et al. 2004, 2005). Ergebnis ist ein flächengewichteter Mittelwert der Auswertungsergebnisse der verschiedenen Bodenschätzungsangaben pro Flurstück, mit dem auf der Geometrieebene der Flurstücke weitere Berechnungen durchgeführt werden können (FRIEDRICH & SCHIMANKE 2005).

3 Sickerwasserrate (SWR), Nitrataustragsgefährdung (NAG) und tolerierbare Rest-N-Werte

Diese Auswertungen der Bodenschätzungsdaten wurden einerseits zur Ermittlung der Sickerwasserrate (SWR) und Grundwasserneubildung (GWNB) mit dem für ganz Hessen im HLUG eingesetzten Berechnungsmodell (HLUG 2005) verwendet und darauf aufbauend zur Abschätzung

des Nitratauswaschungspotenzials der landwirtschaftlich genutzten Fläche eingesetzt. Zudem wurde sowohl eine Abschätzung der Nitratbelastung des Grundwassers als auch die Ableitung von tolerierbaren Stickstoff-Emissionswerten aus der landwirtschaftlichen Nutzung durchgeführt.

Für die Berechnung der SWR und GWNB wurden die im 100 m-Raster vorliegenden Verdunstungs- und Niederschlagsdaten (DWD, Referenzperiode 1971-2000) auf 10 m aufgerastert, mit den nFK-Auswertungsergebnissen der Bodenschätzung auf Flurstücksebene verschnitten und in das Bodenwasserhaushaltsmodell und Modell zur Regionalisierung der Grundwasserneubildungsrate des HLUG eingespeist. Für Böden mit Grundwassereinfluss wurden die Angaben zum Kapillaren Aufstieg (KA) für den Bereich des Hessischen Rieds aus Grundwasserflurabstand-Rasterdaten (aus dem Jahr 2000, entspricht mittl. Verhältnissen; KA für Böden mit Grundwasserflurabstand bis 1,50 m) und für den Bereich des Odenwalds aus den Grundnässestufen (G0-G6) der Bodenflächendaten 1:50.000 (BFD50, KA für Böden mit G4-G6) gewonnen.

Bei der Ermittlung der Nitrataustragsgefährdung (NAG) wurden die gerasterten Ergebnisse der SWR-Berechnung wiederum auf die Flurstücke bezogen und mit den FK-Ergebnissen aus der Bodenschätzungsauswertung verrechnet. Ergebnis ist eine flurstücksbezogene NAG, die sowohl für weitere Betrachtungen auf Flurstücksebene als auch für Aggregationen auf kleinerer Maßstabsebene (z. B. Gemarkungsebene) zur Verfügung steht.

4 Abgrenzung von Maßnahmenräumen

Ein Ziel des EG-WRRL-Pilotprojekts Modau war die Abgrenzung von Maßnahmenräumen auf Gemarkungsebene, in denen ein hohes Belastungspotenzial für das Grundwasser besteht (Abb. 1). In die Abgrenzung gingen neben der Nitrataustragsgefährdung auch ein aus den InVeKoS-Daten (Agrarverwaltung) zusammengefasster Landnutzungsindex sowie Daten zur aktuellen Nitratbelastung der Grundwassermessstellen ein (Tab. 1). Die Aggregation der Daten auf Gemarkungsebene erfolgte jeweils über die Berechnung des flächengewichteten Mittels der Einzelflächen.

Tab. 1: Parameter zur Abgrenzung von Maßnahmenräumen (Gemarkungsebene)

Parameter	Einstufung
Landnutzungsindex	
Anteil Acker-, Gemüse- und Gartenbaufläche sowie Obst- und Rebland (AGRO) an der LN (%) (Gemarkung)	5 Klassen, in 20 %-Schritten
Anteil Sommerfrüchte an der Ackerfläche (%) (Gemarkung)	5 Klassen, in 20 %-Schritten
N-Anfall aus der Viehhaltung (kg N/ha viehhaltende Betriebe) (Gemarkung)	5 Klassen in 30 kg N/ha Schritten
Anteil Gemüse- und Gartenbaufläche an AGRO (%) (Gemarkung)	bei > 5% Erhöhung um 1 Klasse
mittlere NAG	
FK Bodenschätzung (Flurstück)	5 Klassen (KA3)
mittlere jährliche Sickerwassermenge (Flurstück)	in mm/a (nicht klassifiziert)
Austauschhäufigkeit AH des Bodens (nach DBG 1992) (Flurstück)	$AH [\%/a] = (SWR [mm/a] / FK [mm]) * 100$
NAG (Flurstück) → Aggregation auf Gemarkungsebene	AH in 5 Klassen nach DBG 1992
aktuelle Nitratbelastung der Grundwassermessstellen	
Nitratbelastung 1999-2005 für die Einzugsgebiete der Messstellen → Aggregation auf Gemarkungsebene	Mittelwert >37,5 mg/l

¹ Ingenieurbüro Schnittstelle Boden, Belsgasse 13, 61239 Ober-Mörlen, Tel. 06002-92391, info@schnittstelle-boden.de

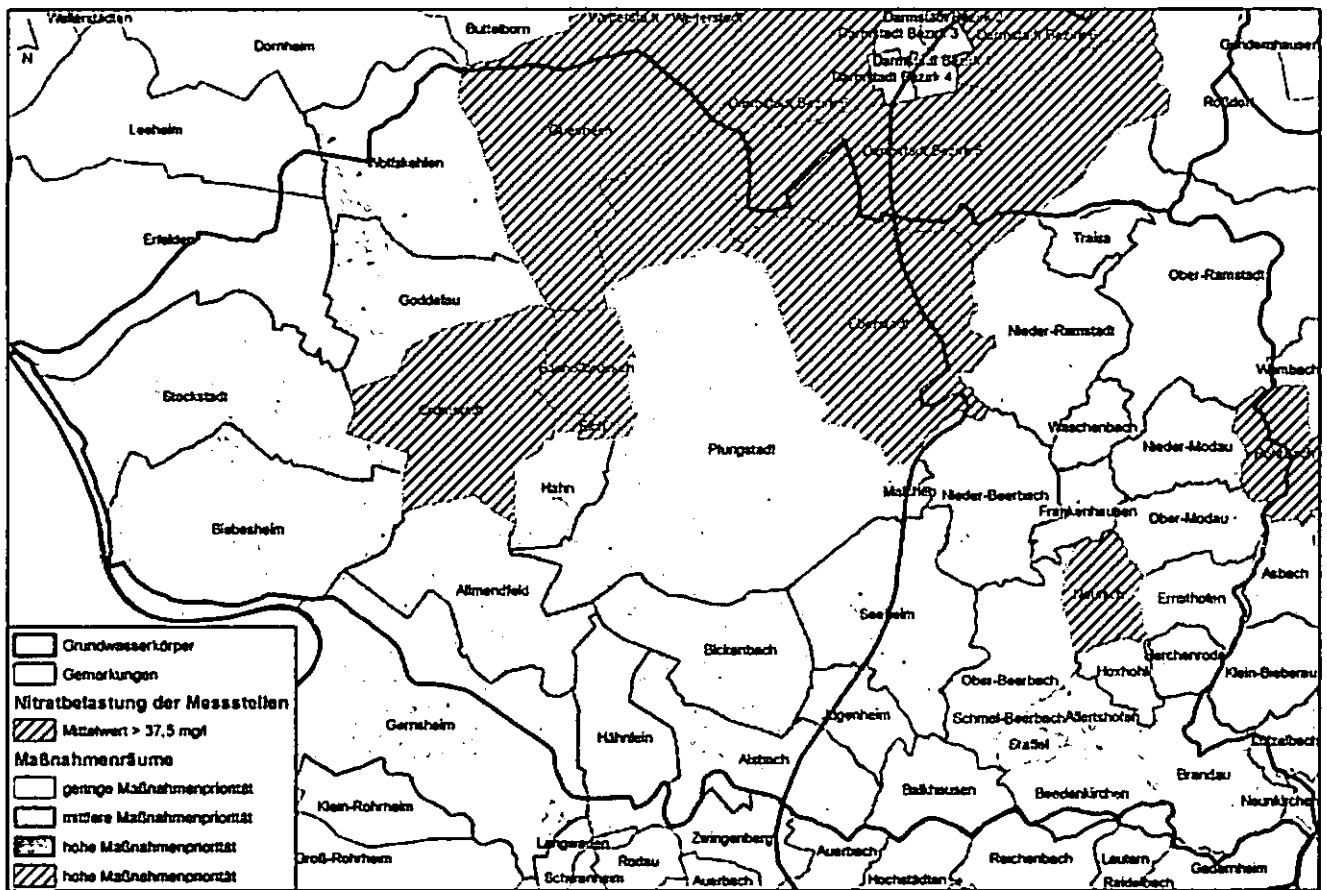


Abb. 1: Maßnahmenräume aus gemarkungsbezogenem Landnutzungsindex und Nitrataustragsgefährdung sowie aktueller Grundwasserbelastung (basierend auf statistischem Mittelwert > 37,5 mg/l) im Gebiet des hessischen WRRL-Pilotprojekts Modau

5 Fazit und Ausblick

Die Verwendung der Daten der Bodenschätzung sowie der InVeKoS-Landnutzungsdaten der Agrarverwaltung ermöglichten eine hoch aufgelöste Datenauswertung auf Einzelschlagenebene, die sowohl für direkte Aussagen vor Ort verwendet werden können, als auch mittels Aggregation für eine übergreifende regionale Aussage zur Verfügung steht. So kann einerseits durch die hohe räumliche Auflösung der Daten die Akzeptanz der Landwirte für die Maßnahmen gewonnen werden, andererseits aber auch großflächige Aussagen und Bewertungen, beispielsweise auf Landesebene, erfolgen, ohne dass weitere aufwändige Datenerhebungen notwendig sind.

Die Methode zur Abgrenzung von Maßnahmenräumen ist problemlos auf andere Räume (Grundwasserkörper, Naturräume etc.) übertragbar, da die erforderliche Datengrundlage wie Klimadaten (Deutscher Wetterdienst), Bodendaten BFD5L (auf Basis ALB bereits hessenweit für die landwirtschaftliche Nutzfläche vorhanden, in den meisten anderen Bundesländern ebenfalls nutzbar), Landnutzungsdaten (InVeKoS), Grundwassermessstellen (HLUG) landesweit vorhanden ist sowie anerkannte und validierte Berechnungsmethoden verwendet wurden.

6 Literatur

FRIEDRICH, K. & M. SCHMANKE (2005): Erfahrungen zur landesweiten Auswertung von Daten zum Schät-

zungsnachweis (ALB Folie 32) und Vergleich mit Auswertungen der Folie 042 (ALK) für Belange des Bodenschutzes in Hessen. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. Bd. 107 (2), 723-724.

HLUG (2005): Neue Verfahren zur Modellierung/Regionalisierung der Grundwasserneubildung. – Fortbildung im Umweltsektor, 12. Juli in Idstein. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 1-140.

MILLER, R., SAUER, S. & TH. VORDERBRÜGGE (2005): Die Daten der Bodenschätzung als Grundlage für landesweite Auswertungskarten zum Bodenschutz. – Ein Projekt der Geologischen Dienste Hessen und Rheinland-Pfalz. Bodenschutz 3/05, 83-87.

PETER, M. & R. MILLER (2006): Umsetzung der Wasser-rahmenrichtlinie in Hessen, Pilotprojekt Modau, Bereich Grundwasser - Erstellung eines Maßnahmenprogramms für ein kleines Einzugsgebiet im Sinne der EG-WRRL. Abschlussbericht. Im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt, 1-94.

VORDERBRÜGGE, TH., MILLER, R., PETER, M. & S. SAUER (2004): Ableitung der nutzbaren Feldkapazität aus dem Klassenzeichen der Bodenschätzung. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. Bd. 104, 33-34.

VORDERBRÜGGE, TH., MILLER, R., PETER, M. & S. SAUER (2005): Ableitung bodenphysikalischer Kennwerte aus dem Klassenzeichen der Bodenschätzung am Beispiel der Feldkapazität. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. Bd. 107 (2), 531-532.

Digitale Bodenschätzung in Baden-Württemberg Datenaufbereitung und Auswertungen für ein Wasserschutzgebiet

**Frank Waldmann¹, Werner Weinzierl¹
& Rainer Scheck²**

Datengrundlagen

Im Unterschied zu anderen Bundesländern liegen in Baden-Württemberg Bodenschätzungsunterlagen kaum in digitaler Form vor. Bei den Oberfinanzdirektionen sind z. Z. für ca. 7 % der Gemarkungen digitale Grablochbeschriebe verfügbar. Für ca. 10 % der Gemarkungen existieren digitale Bodenschätzungskarten beim Landesvermessungsamt. Mittelfristig ist nicht mit landesweiten digitalen Bodenschätzungsdaten, entsprechend den analogen Originaldaten, zu rechnen. Eine Quelle für digitale Bodenschätzungsdaten in Baden-Württemberg, allerdings in vereinfachter Form, stellen die Daten der Automatisierten Liegenschaftskarte (ALK) und des Automatisierten Liegenschaftsbuches (ALB) dar. Im ALB sind je Flurstück alle Teilflächen der Bodenschätzung mit Klassenzeichen, Wertzahlen und Flächengröße aufgelistet.

Datenaufbereitung

Die ALB-Daten werden in einem ersten Arbeitsschritt inhaltlich geprüft, offensichtliche Schreibfehler korrigiert und die Datensyntax vereinheitlicht. In einem zweiten Arbeitsschritt werden die Bodenschätzungsinformationen je Flurstück zusammengefasst. Dabei wird aus den numerischen Daten (Boden-, Acker-, Grünlandgrund- und Grünlandzahl) jeweils ein flächengewichteter Mittelwert errechnet. Beim Klassenzeichen wird das mit dem größten Flächenanteil im Flurstück ausgewählt (dominantes Klassenzeichen). Alle Auswertungen beziehen sich auf diese, je Flurstück generalisierte Bodenschätzungsinformationen. Die Daten der Grablochbeschriebe werden nicht berücksichtigt.

Da Baden-Württemberg in weiten Teilen Realteilungsgebiet war, sind über 50 % der ackerbaulich oder als Grünland genutzten Flurstücke kleiner als 1 ha. Im Mittel besteht ein Flurstück aus 2 bis 3 Bodenschätzungsteilflächen. Die Bereitstellung digitaler Bodenschätzungsdaten auf Basis von ALK und ALB in Baden-Württemberg ist keine Ideallösung. Sie ist aber die einzig technisch mögliche Variante und aufgrund der weit verbreiteten kleinen Flurstücke auch inhaltlich mit nur geringem Informationsverlust möglich und liefert im Ergebnis mit den Flurstücksbezug eine praktische und vielfältig verwendbare Datengrundlage.

Auswertungen

In Gebieten Baden-Württembergs mit einfachen bodenkundlichen Verhältnissen, z. B. Karst- und Lössgebiete sowie grundwasserferne Flussterrassen, können die Klassenzeichen direkt in bodenkundliche Parameter transformiert werden. Das dazu notwendige „Expertenwissen“ speist sich im Wesentlichen aus folgenden 4 Quellen:

- individuelle Berufserfahrungen im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme und Projektbearbeitung (nicht dokumentiert bzw. dokumentierbar)
- Erläuterungen der Bodenkarte 1 : 25 000 und 1 : 50 000 mit einer Dokumentation der in einer Bodeneinheit vorkommenden Klassenzeichen
- Musterprofile der bodenkundlichen Landesaufnahme; Beschreibung, Beprobung, Analytik und Fotodokumentation typischer Bodenprofile incl. Klassenzeichenangabe des Standorts
- Archivunterlagen; in den 60er und 70er Jahren des letzten Jahrhunderts wurden systematisch per Hand in zahlreichen räumlich eng begrenzten Gebieten Baden-Württembergs alle Grablochbeschriebe ausgewertet und als Ergebnis für jedes Klassenzeichen ein typischer bzw. mittlerer Grablochbeschrieb erstellt.

Für das Wasserschutzgebiet Donauried, im Ostteil der Schwäbischen Alb gelegen, mit ca. 51 300 ha Gesamtfläche, davon 35 000 ha bzw. 27 000 Flurstücke unter landwirtschaftlicher Nutzung wurden 82 Acker- und 64 Grünlandklassenzeichen in die Attribute mechanische Gründigkeit, Bodenart Oberboden und Unterboden, Skelettgehalt Oberboden und Unterboden sowie Feldkapazität (FK) umgesetzt. Die nutzbare Feldkapazität (nFK) wurde aus der Bodenzahl abgeleitet. Mit Modellen und Klimadaten wurden zusätzlich Sickerwasser-

¹ Regierungspräsidium Freiburg, Abt. 9 – Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau, Albertstr. 5, D-79104 Freiburg i. Br.

E-Mail: Frank.Waldmann@rpf.bwl.de;

Werner.Weinzierl@rpf.bwl.de

² Zweckverband Landeswasserversorgung,

Schützenstr. 4, D-70182 Stuttgart

E-Mail: Scheck.R@lw-online.de

daten berechnet und die Nitratauswaschungsgefährdung abgeleitet.

Vergleich

Auf Test- und Untersuchungsflächen des Zweckverbandes Landeswasserversorgung im WSG Donauried und im WSG Blaubeuren wurden die Grablochbeschriebe von der Firma GIT HydroS Consult GmbH (Freiburg i.Br.) digitalisiert und entsprechend den Vorgaben und Methoden aus Niedersachsen (BENNE, HEINEKE & NETTELMANN 1990) ausgewertet. In Abbildung 1 sind diese Ergebnisse für den Parameter Feldkapazität den aus den Klassenzeichen abgeleiteten Werten gegenübergestellt. Insgesamt zeigt sich eine deutliche Streuung. Die extremen Unterschiede sind darauf zurück zu führen, dass in der Donauniederung u. a. Kalktuffe mit Torfzwischenlagen vorkommen, deren Identifikation mit den Klassenzeichen nicht möglich ist.

Abb. 1: Vergleich FK-Werte, abgeleitet aus Klassenzeichen und aus Grablochbeschrieben im WSG Donauried und Blaubeuren (Ackerstandorte)

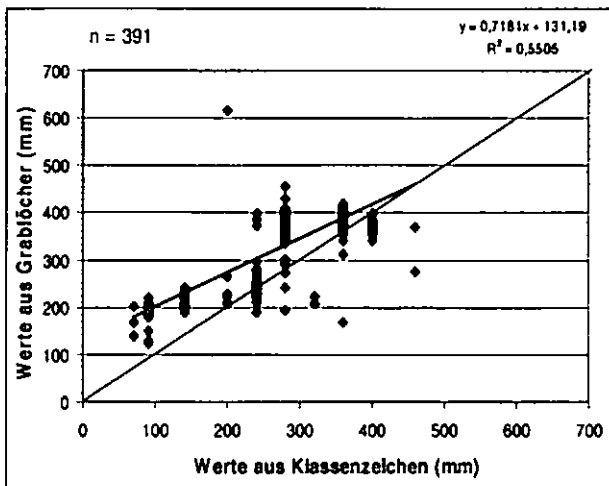
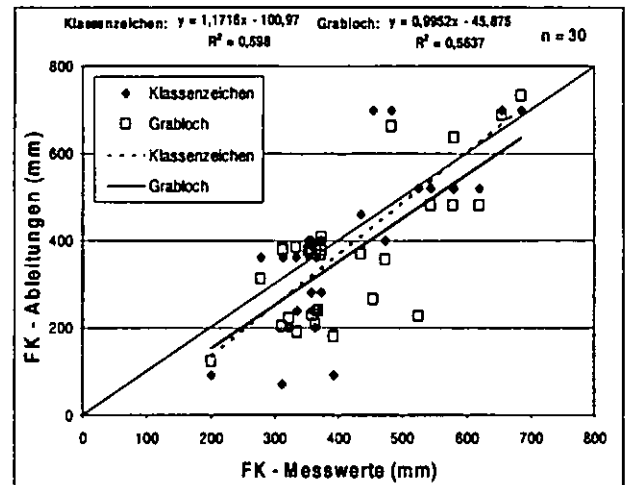


Abbildung 1 stellt jedoch nur einen Vergleich zweier auf unterschiedliche Art abgeleiteter Bodenparameter dar. Erst ein Vergleich mit Messwerten ermöglicht eine Beurteilung der Datenqualität. In Abbildung 2 sind sowohl die aus den Klassenzeichen als auch die aus den Grablochbeschrieben ermittelten FK-Werte Messdaten gegenübergestellt. Insgesamt streuen die abgeleiteten FK-Werte deutlich um die Messwerte. Allerdings liefert die Klassenzeichenversion gegenüber den Grablochauswertungen kein schlechteres Ergebnis. Auf 50% der Standorte liegen beide abgeleiteten FK-Werte im Bereich von +/- 10% des Messwerts.

Feinerdemächtigkeit und Skelettgehalt haben z. B. auf die FK und nFK einen viel stärkeren Einfluss als etwa Bodenart und Lagerungsdichte. Beide Angaben (Feinerdemächtigkeit und Skelettgehalt) sind jedoch bei Grablochauswertungen, zumindest im Festgesteinsbereich, nur grob einschätzbar. Damit sind selbst bei Grablochauswertungen die in Abbildung 2 festgestellten Streuungen, nicht als Ausnahmen aufgrund der relativ kleinen Probenanzahl, sondern als systemimmanente Unschärfen einzustufen.

Bei GLIEDSTEIN (2006) wurden zusätzlich für Gebiete in der Oberrheinebene weitere Datenvergleiche durchgeführt. Hier schneiden die Grablochauswertungen geringfügig besser als die Klassenzeicheninterpretationen ab.

Abb. 2: Vergleich FK-Messdaten mit FK-Ermittlungen auf Basis von Klassenzeichen und von Grablochbeschrieben im WSG Donauried und WSG Blaubeuren (Acker- und Grünlandstandorte) [Quellen FK-Messwerte: GLIEDSTEIN (2006) und abgeleitet aus Wassergehalten (Technologie Zentrum Wasser, Karlsruhe)]



Literatur

- BENNE, I., HEINEKE, R. & NETTELMANN, R. (1990): Die DV-gestützte Auswertung der Bodenschätzung – Erfassungsanweisung und Umschlüsselung. Technische Berichte zum Nibis, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung; Hannover.
- GLIEDSTEIN, B. (2006): Vergleich ausgewählter Bodenparameter nach GIS-basierten Berechnungen und auf Grundlage des Amtlichen Liegenschaftsbuches. – Bachelorarb. Univ. Hohenheim: 52 S.; Hohenheim.- [Unveröff.].

GIS-gestützter Vergleich von Karten der Reichsbodenschätzung mit Ergebnissen der polnischen landwirtschaftlichen Bodenkartierung im Raum Płock (Polen)

Eike Stefan Dobers¹
Christian Ahl²
Tomasz Stuczyński³

Problemstellung

In Deutschland werden für die Ausweisung der "benachteiligten Gebiete" (EU) die seit den 1930er Jahren erhobenen Daten der Bodenschätzung benutzt, während der östliche Nachbarstaat Polen die Ergebnisse der in den 1950er Jahren durchgeführten landwirtschaftlichen Bodenkartierung (*mapa glebowo-rolnicza*) verwendet.

Inwieweit die Ausgangsdaten der beiden Staaten vergleichbar sind, ist im allgemeinen unbekannt. Aufgrund der Besatzungspolitik während und den Gebietsveränderungen nach dem 2. Weltkrieg liegen für das heutige polnische Staatsgebiet auch Karten der Bodenschätzung vor. Diese beiden Kartengrundlagen im Maßstab 1:25.000 wurden mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) kombiniert und hinsichtlich der quantitativen Bodenbewertung verglichen.

Material & Methoden

Die polnischen und deutschen Bodenkarten für das Testgebiet östlich von Płock wurden im GIS als Vektor-Datensatz digitalisiert. Das Gebiet der 9 Blättern der Bodenschätzung umfasst ca. 90.000 ha.

Für den Vergleich der Karten wurde ein synthetisches Punktnetz im GIS erzeugt. Die Punkte waren stratifiziert-zufällig verteilt, um eine flächendeckende, dabei aber zufällige Anordnung zu erhalten.

Der Punktdatensatz umfasst 10.958 Punkte. An diesen Vektorpunkten wurden die jeweiligen Karteninformationen der polnischen und deutschen Karte extrahiert. Zusätzlich wurde die Distanz zwischen dem jeweiligen Punkt und der am nächsten gelegenen Polygongrenze sowohl der polnischen als auch der deutschen Karte berechnet, und diese Distanz als Attribut dem Datensatz angefügt.

Es wurde ein Vergleich der Landnutzungs-Klassifikation vorgenommen, um die generelle Übereinstimmung der Karten beurteilen zu können. Desweiteren wurden lineare Korrelations- und Regressionsanalysen, sowie ein Vergleich der Bodentextur-Ansprachen durchgeführt.

Ergebnisse

Die visuelle Sichtung der Raster-Bodenkarten ließ für die deutschen Schätzungskarten erhebliche Generalisierungsinkonsistenzen an Blatträndern der 1:5.000er Ausgangskarten erkennen. Dies betrifft vor allem die Bodenartenansprache. Die polnische Karte lag als blattschnittsfreie Generalisierung der 1:5.000er Ausgangskarten vor.

Die Übereinstimmung der Landnutzungs-Klassifikation der beiden Kartenquellen ist sehr hoch. Für Punkte mit mehr als 25 m Abstand zu den jeweiligen Polygongrenzen liegt sie für Ackerland bei 98%, für Grassland bei 77% und für andere Nutzungen bei 87%.

Die deutschen und polnischen quantitativen Bewertungen der Böden korrelieren linear. Das Bestimmtheitsmaß der linearen Regression liegt zwischen 0.3-0.5 für nicht aggregierte, aber unterschiedlich stark räumlich eingeschränkte Datensätze (Tab. 1). Durch eine räumliche Beschränkung des Datensatzes in Abhängigkeit von der Distanz des Punktes zur Polygongrenze wird das Bestimmtheitsmaß der Regression erhöht.

Tab.1: Ergebnisse der linearen Regression für unterschiedlich stark aggregierte bzw. räumlich begrenzte Datensätze

abhängige Variable: deutsche Ackerzahl

unabhängige Variable: polnischer *Land Quality Index*

Distanz	Aggregation	R ²	n _{regression}
(alle Punkte)	keine	0.332	10,958
> 25 m	keine	0.423	4,723
> 25 m	keine	0.494	1,853
(alle Punkte)	Gemeinde	0.336	16
> 25 m	Gemeinde	0.483	16
> 25 m	Gemeinde	0.577	16

¹ Lehrstuhl für Bodenkunde & Bodenschutz
Universität von Ermland und Masurien in Olsztyn
Płac Łódzki 3, PL – 10-957 Olsztyn (Polen)
Email: stefan.dobers@uwm.edu.pl

² Abteilung für Agrarpedologie
Department für Pflanzenwissenschaften
Georg-August-Universität Göttingen
von-Siebold-Str. 4, D – 37075 Göttingen

³ Department for Soil Science, Erosion and
Land Conservation
Institute of Soil Science and Plant Cultivation
ul. Czartoryskich 8. PL – 24-100 Puławy

Die räumliche Aggregation der Daten innerhalb der heutigen Gemeindegrenzen bringt eine Erhöhung der Bestimmtheitsmaße. Allerdings ist diese Erhöhung etwas nachgeordnet im Vergleich zum Effekt, den der Ausschluss von Punkten in der Nähe von Polygongrenzen bewirkt (Tab.1).

Vergleicht man die Informationen zur Ansprache der Bodentextur, fällt folgendes auf:

- die polnische Kartierung weist eine Texturansprache bis in 1.5 m Tiefe auf, die in vier Tiefenstufen unterteilt ist;
- das deutsche System verwendet im Klassenzeichen einen aggregierten Wert für die Bodentextur bis 1.0 m Tiefe, ergänzt diesen aber durch die Entwicklungsstufe;
- die polnischen Texturansprachen werden plausibel durch die Kombination von deutscher Bodentexturansprache und Entwicklungsstufe wiedergegeben;
- Entwicklungsstufen 5 oder 6 treten nur auf sehr sandigen Standorten auf, auf den restlichen Standorten überwiegen die Entwicklungsstufen 3 und 4;

Diskussion und Schlussfolgerungen

Der Vergleich zwischen deutschen und polnischen Bodenkarten hat ergeben, dass die beiden Kartiersysteme in der Grenzziehung zwischen landwirtschaftlich "relevant unterschiedlichen" Arealen weitgehend übereinstimmen. Dabei tritt eine räumliche Unsicherheit der Karteninformation, v.a. in der Nähe von Polygongrenzen, auf. Der Bereich tendenziell unzuverlässigerer Daten erstreckt sich auf einen Bereich von ca. 50m um die Polygongrenzen. Dies ist wahrscheinlich auf mehrere Einflussfaktoren zurückzuführen:

- unterschiedliche nationale Kartiermethoden;
- möglicherweise ungenügende Ausbildung der deutschen Kartierer, die direkt nach der Eroberung des Gebietes nach 1939 eingesetzt wurden;
- verzerrte topographische Kartengrundlagen als Ausgangsmaterial für die polnische Kartierung (DOBERS 2006)
- Verzerrungen beim Scannen und Georeferenzieren der Papier-Karten.

Blattschnitt-Inkonsistenzen sind ein bekanntes Phänomen (KLEEFISCH 1994).

Wenn die räumlichen Unsicherheiten der Karten berücksichtigt werden, läßt sich etwa die Hälfte der Variation in der deutschen quantitativen

Bodenbewertung durch die polnische Methodik erklären.

Die Bodentextur, die einen starken Einfluss auf die landwirtschaftliche Güte des Standortes und damit seine Bewertungseinstufung hat, wird im polnischen System sehr detailliert nach Tiefenstufen mit nur einem Kodierungs-System angesprochen. Für dieselbe Aufgabe verwendet das deutsche System eine Kombination von über einen Meter generalisierter Bodentextur und Entwicklungsstufe, wodurch in diesem Fall wichtige Detailinformation verloren geht.

Danksagung

Die Arbeit wurde im Rahmen des *EU Centre of Excellence PROLAND* (contract number QLK4-CT-2002-30663) im IUNG in Puławy, Polen, durchgeführt. Die Autoren danken Dr. Franz. Schmidt von der Bodenkundlichen Landesaufnahme (Bayerisches Geologisches Landesamt) für die Bereitstellung der noch vorhandenen Blätter der Reichsbodenschätzung.

Literatur:

- DOBERS, E.S. (2006): Analysis and representation of uncertainty in digital soil maps in the Żyrzyn area (SE Poland). *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 507(1): 115-126
- KLEEFISCH, B. (1994): Die Konstruktion und Auswertung digitaler Bodenkarten. ZALF-Bericht Nr. 9, Müncheberg, 197 S.

Zur bodentypologischen Profilsprache anthropogen veränderter Moor- und Mineralböden

A. Capelle und H. Burghardt

Einleitung

Seit etwa 10 Jahren stoßen die Bodenschätzer bei Geländearbeiten in den Moor- und Geestregionen des nordwestlichen Niedersachsens auf jüngere Kultivierungsverfahren (Bodenmeliorationen), die mit modernen, tief greifenden Maschinen durchgeführt werden. Die bisher nicht bekannten anthropogen umgestalteten Böden sollen in dieser Arbeit unter bodentypologischen Aspekten vorgestellt werden.

Historischer Rückblick

Tief reichende Veränderungen der Kulturböden sind im Weinbau seit Jahrhunderten bekannt. Die ungleichmäßig von Hand umgesetzten Böden werden als Rigosole (YR) bezeichnet.

Seit etwa 1880 wurden in Deutschland von Lokomobilen gezogene Tiefkulturpflüge (Dampfpflüge) eingesetzt, zunächst zur Vertiefung der Krume im Zuckerrübenbau, bald auch zur Urbarmachung der Ödlandflächen und zum Brechen des Ortsteins der Podsole.

Im Jahre 1937 begannen in der Moorversuchsstation Königsmoor Experimente zur Kultivierung trockengelegter Hochmoore mit dem Dampfpflug. Optimale Bodenverhältnisse erhielt man, wenn, vertikal gemessen, das Verhältnis von Torf zu Mineralsubstrat 2 : 1 betrug, Furchentiefe zu Furchenbreite 3 : 2 und eine Bodenwendung (Überkippwinkel) von 135° erzielt wurde.

Diese Verfahren erlangten seit 1950 weltweite Beachtung, als die Hochmoore zwischen Ems und Hunte großflächig für den Ackerbau erschlossen wurden. Eine maximale Pflugtiefe von 2,40 m konnte erreicht werden (Eggelsmann, 1979; Kuntze et al., 1994).

Wegen technischer Überalterung wurden im Jahre 1972 die letzten schwerfälligen Dampflokobile still gelegt. Neu konstruierte Tiefkulturpflüge wurden auf moderne Zugraupen aufgesattelt, die mit erheblich weniger Bedienungspersonal auskamen.

Für diese anthropogen geschaffenen Mineral- und Moorböden hat sich in Niedersachsen die Bezeichnung „Tiefumbruchboden“ (Treposol) und bei Hochmooren zusätzlich die Bezeichnung „Sandmischkultur“ durchgesetzt (vgl. KA 3, KA 4, KA 5).

Bei der bodenkundlichen Geländearbeit haben sich folgende Symbole zur Beschreibung des Bodentyps und der zugehörigen Horizonte bewährt:

Rigosol	YR	R-Ap/mR/...
Tiefumbruchboden (Treposol)	YU	R-Ap/uR/...

Soll bei der bodentypologischen Profilbeschreibung der ursprünglich vorhandene Bodentyp ausgewiesen werden, so werden dem Bodentypensymbol erläuternde Kleinbuchstaben hinzugefügt.

Beispiele:

Tiefumbruchboden aus Podsol	YUp
Tiefumbruchboden aus Gley-Podsol	YUg-p
Tiefumbruchboden aus Hochmoortorfen	YUhh

Bodentypologische Beschreibung der neuen Kulturböden

In den Mooren werden schwere Bagger eingesetzt, die die Torfe und den mineralischen Untergrund bis maximal 5 m Tiefe ausheben. Die Torfe werden anschließend ungeschichtet umgesetzt und mit ca. 50 – 60 cm Sand etc. aus dem Untergrund überdeckt. Die durch „Baggerkuhlung“ entstandenen Bodentypen haben keine Ähnlichkeit mit den klassischen Sandmischkulturen, bei denen die abwechselnd schräg geschichteten Torf- und Sandbalken den Wasserhaushalt regulieren und ein tieferes Wachstum der Pflanzenwurzeln ermöglichen. Es kann zur Zeit nicht vorhergesehen werden, welche pedogenetischen Entwicklungsprozesse in diesen Böden ablaufen werden. Man muss sehr damit rechnen, dass die vergrabenen Weißtorfe und Schwarztorfe, die

Dr. August Capelle
Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
Stilleweg 2, 30655 Hannover
Dr. Helmut Burghardt
Oberfinanzdirektion Hannover
Am Festungsgraben 1, 26135 Oldenburg

mehr oder weniger durchmischt sind, wegen des hohen Druckes durch die überdeckenden mineralischen Substrate verfestigt werden und wasserundurchlässige Staukörper bilden. Bodenphysikalische Untersuchungen zu diesem Problem werden in absehbarer Zukunft unvermeidlich sein.

Um diese Böden nicht zu den klassischen Tiefumbruchböden stellen zu müssen, möchten wir vorschlagen, sie als eigenständigen Bodentyp in die Menge der kultivierten Moore aufzunehmen:

Baggerkulturboden YB R-Ap/sbR/hbR/...

Die Kleinbuchstaben b, h und s haben hier die Bedeutung „Baggerkuhlung“, „Hochmoortorf“ und „silikatisches Substrat“.

Vor der Anlage von Spargelkulturen werden die Böden seit wenigen Jahren mit Schlepper gezogenen Spatenmaschinen (Fräsen) bis 1 m Tiefe durchgearbeitet. Hierbei werden alle Bodenhorizonte homogenisiert. Auch werden vorher auf die Bodenoberfläche ausgebrachte organische Dünger gleichmäßig in das gesamte bearbeitete Bodenprofil eingemischt.

Typologisch betrachtet ähnelt dieser Boden einem Plaggenesch, einem Hortisol oder einem anderen tief humosen Boden. Bodenphysikalische und bodenchemische Untersuchungen zur Erfassung der Bodenbeschaffenheit sind noch erforderlich.

Auch für diese maschinell erzeugten Böden möchten wir einen eigenständigen Bodentyp in der Klasse der terrestrischen anthropogenen Böden vorschlagen:

Fräskulturboden YX R-Ap/xR/...

Der Kleinbuchstabe x hat als Horizontsymbol die Bedeutung „durch Fräsen gelockert und mehr oder weniger homogenisiert“.

Zusammenfassung

Durch moderne Bodenbearbeitungs Großgeräte erzeugte Böden sind nicht vergleichbar mit klassischen Tiefumbruchböden, bei denen das Ausgangssubstrat um 135° gewendet wurde. Daher wird vorgeschlagen, die Bodentypen „Baggerkulturboden“ und „Fräskulturboden“ in die Bodensystematik aufzunehmen.

Literatur

- AG Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Aufl.; E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Ad-hoc-AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl.; E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl.; E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Eggelsmann, R. (1979): Vom Dampfflug zum Tiefkulturflug – Entwicklung und Einsatz; Z. Kulturtechnik und Flurbereinigung 20, 99 – 112.
- Kuntze, H.; Roeschmann, G. und Schwerdtfeger, G. (1994): Bodenkunde, 5. Aufl.; Verlag E. Ulmer, Stuttgart.

Funktionsbezogene Körnungsmerkmale nationaler Rechtsnormen im subsidiären Kontext zu europäischen Rechtsnormen?

Hans- Jürgen Ulonska¹

1. Einleitung und Zielstellung

Bei Verknüpfungen betroffener Rechtsnormen stellt sich insbesondere die Frage geeigneter Ermittlungen von Kriterien (z. B. Schwermetallgehalte in Festphase) über definierte Körnungen in mineralischen Feinböden. Erste fachrechtsübergreifende Entwürfe einer numerisch unteretzten Legaldefinition des Begriffes Körnungsart wurden vorgeschlagen. Die o. g. Fragestellung hat an Bedeutung zugenommen, zumal im Sinne des Bundes- Bodenschutzgesetzes unterstellt wurde: „Auf die Bodenart (*resp.* Körnungsart; *d. Verf.*) (Humus, Gestein etc.) kommt es dabei nicht an.“ (ERBGUTH et STOLLMANN, 2002, S. 412f.). Nachfolgende Ausführungen sollen einen weiteren Beitrag zu aktuellen Diskussionen angestrebter Harmonisierungen vorgeschlagener Körnungsarten mit nichtkompatiblen Kornfraktionierungen darstellen. Dies betrifft insbesondere die zu novellierende Bundes- Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) im behutsamen Gleichklang zu Klärschlammverordnung (AbfKlärV), Bioabfallverordnung und Düngeverordnung (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden 2005, CAPELLE et al. 2006, KNOBLAUCH et al. 2006, ULONSKA, 2004, ULONSKA et KRETSCHMER 2001, ANONYMUS a 2003, ANONYMUS f 1999, ANONYMUS j 2002, ANONYMUS k 2007, ANONYMUS m, 1998).

2. Material und Methoden

Es wurden ausschließlich Analysen aus redigierten Arbeiten mit einem auf die jeweils analysierte Körnung begrenzten Humusgehalt von ≤ 10 M % beprobter land- und forstwirtschaftlich genutzter Böden verwendet. Gemessene Summenwerte untersuchter Körnungsanalysen mineralischer Feinböden hatten gemäß Tabelle 1, sämtlich 100, 0 M % zu entsprechen (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden 2005, ULONSKA 2006b, ANONYMUS b, 1988, ANONYMUS f, 1999).

3. Ausgewählte Ergebnisse nutzungsorientierten Handlungsbedarfes über Körnungen

Die beprobten Böden weisen einen grundsätzlich hohen Sandanteil auf und sind u. a. als anlehmgige Sande (Sl) nach Tabelle 1 anzusprechen. Mit dem mineralischen Feinboden können daran gebundene Stoffe in signifikanten Mengen als spezifische Schadstoffe (z. B. Chrom) in Oberflächengewässer verlagert werden. Über das Problemfeld Erosion beeinflussen Körnungsarten u. a. Klärschlammabfuhrung, Nährstoffbelastung von Gewässern oder Düngebedarf (KNOBLAUCH et al. 2006).

3. 1. Erosionsgefährdung

Zur Ermittlung von Phosphoreinträgen in Oberflächenwasserkörper (OWK) über den Pfad Erosion, wird in Thüringen der methodische Ansatz auf Basis der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) über einen Bodenschutzplaner genutzt (ANONYMUS l, 2006).

3. 2. Natürliche Grundgehalte

Für Teilqualitätskomponenten nach Thüringer Wasserrahmenrichtlinienverordnung (ThürWRRLVO) sind nachvollziehbare Werte für ausgewählte Schwermetallgehalte in Festphase ermittelt worden. Die körnungsneutrale Qualitätsnorm (QN) für Chrom von 640 mg/kg Trockenmasse (TM) nach ThürWRRLVO liegt weit über dem nach Tab. 2 ermittelten Maximalwert von rund 95 mg/kg TM für die nach Tabelle 1 festgelegte Hauptkörnungsart Sand (Sa). Zugleich liegt dieser Wert für Sa über dem Vorsorgewert von Chrom (30 mg/kg TM) für eine nach BBodSchV nicht eindeutig definierbare

Bodenart Sand. Dieser Wert von 95 mg/kg TM für Sand (S) nach Tab. 2 liegt nah am körnungsneutralen Grenzwert von 100 mg/kg TM nach AbfKlärV. Ergänzend wird vorgeschlagen, den für die nach Tab. 1 festgelegte Körnungsart Sand (S) ermittelten Maximalwert für Chrom von rund 15 mg/kg TM zu verifizieren und in §8 der AbfKlärV, den dort aufgeführten Werten für Cadmium (1 mg/ kg TM) und Zink (150 mg/kg TM) ggf. an die Seite stellen zu lassen (ANONYMUS a 2003, ANONYMUS d 2000, ANONYMUS e 2004, ANONYMUS f 1999).

4. Schlussfolgerungen

Eine integrierte Betrachtungsweise methodisch übertragbarer Ableitungen ausgewählter Kriterien (z. B. Totwasser- oder Schwermetallgehalte) ist bei Verknüpfung betroffener Rechtsnormen mit funktionsübergreifend vergleichbaren und definierten Körnungsarten möglich. Ziel war es - gemäß „cross compliance“, vorsorgendem komplexen Bodenschutz und WRRL - einen Beitrag von Wirkungen verpflichtender Umweltauflagen insbesondere auf landwirtschaftlich genutzten Böden zu leisten. Weitere Untersuchungen mit definierten Körnungsarten, z. B. bei Ermittlung von Kriterien des oberflächennahen Bodenwasserregimes stehen - unabhängig von geologischer Herkunft bzw. Entstehungsart - noch aus, um aus nationaler Sicht Subsidiaritäten weiter zu verfestigen und zugleich der unter 1. zitierten Behauptung verstärkt argumentativ entgegenzutreten zu können.

5. Zusammenfassung

Über die ab 2009 aufzustellenden Bewirtschaftungspläne nach WRRL sollen z. B. fachübergreifend einheitliche Ermittlungen, Ausweisungen und Bewertungen von Erosionsgefährdungen möglich und zugleich Bestimmungen von Körnungsarten in situ bzw. Messungen im Labor erleichtert und vereinfacht werden. Die Zielgröße Schwermetallgehalt ist primär eine Funktion von Korngrößenfraktionen und sekundär eine Funktion von Körnungsarten bzw. Hauptkörnungsarten. Bei Ermittlungen justitierbarer QN von OWK über nichtsynthetische Schadstoffe (z. B. für Schwermetalle der Festphase [Sedimente]), Ermittlungen standortgebundener N- Saldi als Ansatz feldblockbezogener Umweltmaßnahmen und zur Abschätzung erosionsgefährdeter Flächen, werden modifizierte kompatible Körnungsarten nach Tabelle 1 wiederholt als fachrechtübergreifend vergleich-, bewert- und verwendbar vorgeschlagen. Ausreichende Abschätzungen z. B. justitierbarer körnungsneutraler anorganischer und organischer QN der Festphase von OWK sollten mit zu verifizierenden Fraktionsanteilen und anschließend zu validierenden Körnungsarten nach Tabelle 1 verknüpft werden (ANONYMUS d 2000, ANONYMUS h 2006, ANONYMUS i 2006, ANONYMUS j 2002, ANONYMUS k 2007).

6. Literatur

Ad-hoc- Arbeitsgruppe Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung.- E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. CAPELLE, A., ULONSKA, H.- J. et RÖTSCHER, T. (2006): Administrative und wissenschaftliche Nachnutzungen von Primärdaten der Bodenschätzung.- In: Wasserwirtschaft 96, H. 7/ 8, S. 64- 68. ERBGUTH, W. et STOLLMANN, F. (2002): Das Umweltmedium „Boden“, im Spannungsfeld des Bauplanungs- und Naturschutzrechts.- In: Umwelt und Planungsrecht, H. 11+12, S. 411- 419. KNOBLAUCH, S., BRUNNE, S. et ULONSKA, H.- J. (2006): Erste Monitoringergebnisse standortgebundener Belastungen ackerbaulich genutzter Böden Thüringens - ein Beitrag zur Modellbewirtschaftung nach EG- WRRL.- In: Wasser- und Bodentage Tagung DWA, S. 1- 26. ULONSKA, H.- J. (2004): Kennzeichnung von Mineralböden für den landwirtschaftlichen Bodenschutz - Vorschlag zur Neugliederung der Korngrößenfraktionen.- In: Bodenschutz 9, H. 1, S. 16- 20. ULONSKA, H.- J. (2006a): Bodenschätzungsdaten als methodische Grundlage im vorsorgenden Bodenschutz auf ausgewählten landwirtschaftlich genutzten Standorten Thüringens.- In: Marktredwitzer Bodenschutztag Bodenschutz die europäische Dimension 4. Hrsg. Stadt Marktredwitz. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesund-

Hans- Jürgen Ulonska
Teichgasse 28, 99102 Erfurt- Windischholzhausen, c/o:
Hans-Juergen.Ulonska@tmlnu.thueringen.de

heit und Verbraucherschutz, München, S. 217- 223. ULONSKA, H.- J. (2006b): Die Körnung als methodische Grundlage bei der Ermittlung bodenschutzrelevanter Kriterien ausgewählter landwirtschaftlich genutzter Mineralböden Thüringens.- In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 109, S. 25-26. ULONSKA, H.- J. et KNOBLAUCH, S. (2007): Die Körnung als methodische Grundlage für Ermittlungen ausgewählter natürlicher Schwermetallgehalte land- und forstwirtschaftlich genutzter Verwitterungsböden Thüringens im Vergleich zu Qualitätsnormen nach Wasserrahmenrichtlinie.- In: Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, H. 20 (z. Zt. in Druck). ULONSKA, H.- J. et KRETSCHMER, H. (2001): Bodenartenklassifizierungen – Bestandsaufnahme, Vergleich und Alternativen.- In: Rostocker Agrar- und Umweltwissenschaftliche Beiträge 9. Hrsg. ECKSTÄDT, H. Rostock, S. 259- 264. ANONYMUS a (2003): Klärschlammverordnung vom 15. April 1992.- In: BGBl. I 21; zuletzt geändert durch VO vom 26. November.- In: BGBl. I 57, S. 2373- 2437. ANONYMUS b (1988): Physikalische Bodenuntersuchungen Bestimmung der Korngrößenverteilung des mineralischen Feinbodens.- In: ÖNorm L 1061, S. 1- 4. ANONYMUS c (2000): Anlage zu §1 der Fünften Verordnung zur Durchführung des Bodenschätzungsgesetzes vom 20. April 2000.- In: BGBl. I 20, S. 642. ANONYMUS d (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.- In: ABl. L 327, S. 1-72. ANONYMUS e (2004): Thüringer Verordnung zur Umsetzung der Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Gewässerpolitik Vom 28. April.- In:

GVBl. 11, S. 522- 56 ANONYMUS f (1999): Bundes- Bodenschutz- und Altlastenverordnung.- In BGBl. I 36, S. 1554- 1582. ANONYMUS g (2006): Direktzahlungen- Verpflichtungsverordnung vom 4. 11. 2004.- In: BGBl. I 21; zuletzt geändert durch VO vom 25. 5. 2006.- In: BGBl. I, S. 12552- 12253. ANONYMUS h (2006): Stellungnahme des Bundesverbandes Boden zur Novellierung der BBodSchV.- In: Bodenschutz 11, H. 4, S. 96- 103. ANONYMUS i (2006): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Bodenschutz und zur Änderung der Richtlinie 2004/35/E.- In: Bundesrat, 264. Ausschusssitzung, Ausschuß für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit am 30. 11., S. 3- 16. ANONYMUS j (2002): Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden vom 21. September 1998.- In: BGBl. I 65; zuletzt geändert durch VO vom 25. April 2002.- In: BGBl. I 28, S. 1488- 1493. ANONYMUS k (2007): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen.- In: BGBl. I 7, S. 221- 240. ANONYMUS l (2006): Bodenschutzplaner Planungshilfe zur Vorsorge gegen Erosion und Verdichtung (zit. In: KNOBLAUCH et al. 2006). ANONYMUS m (1998): Gesetz zum Schutz des Bodens.- In: BGBl. I 16, S. 502- 510. ANONYMUS n (2006): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung.- In: ABl. L 372, S. 19- 31 (mit zwei Berichtigungen).

Tab. 1: Hauptkörnungsarten und Körnungsarten im mineralischen Feinboden des durchwurzelbaren Raumes terrestrischer Ökosysteme (nach CAPELLE et al. 2006, KNOBLAUCH et al. 2006, ULONSKA 2004 und 2006a, ULONSKA et KNOBLAUCH 2007, ULONSKA et KRETSCHMER 2001, Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 2005, ANONYMUS a 2003, ANONYMUS b, 1988, ANONYMUS c 2000, ANONYMUS g 2007, ANONYMUS n 2006)

Hauptkörnungsart (Kurzzeichen)	Körnungsart (Schichtbodenart nach amtlicher deutscher Bodenschätzung mit Kurzzeichen)	Bearbeitungs-schwere	nichtsynthetische Korngrößenfraktionen im mineralischen Feinboden (Masse %)			
			Abschlamm-bares (A) < 0,01 mm	Ton (T)	Schluff (U)	Sand (S)
1	2a	2b	3a	3b	3c	3d
Sand (Sa)	Sand (S)	leicht	0,0- 9,9	0,0- 5,0	0,0- 15,0	85,0- 100,0
	anlehmiger Sand (SI)		10,0- 13,9	0,0- 8,0	0,0- 30,0	70,0- 95,0
	lehmiger Sand (IS)		14,0- 18,9	0,0- 13,0	0,0- 49,9	45,0- 92,0
	stark lehmiger Sand (SL)		19,0- 23,9	0,0- 18,0	50,0- 100,0	0,0- 50,0
Lehm (Le)	sandiger Lehm (sL)	schwer	24,0- 29,9	5,0- 18,0	0,0- 49,9	32,0- 87,0
	Lehm (L)		30,0- 44,9	18,1- 29,9	0,0- 81,9	0,0- 81,9
	stark toniger Lehm (LT)		45,0- 60,0	30,0- 44,9	0,0- 70,0	0,0- 70,0
Ton (To)	Ton (T)		60,1- 100,0	45,0- 99,9	0,0- 54,9	0,0- 55,1

Tab. 2: Ermittlung ausgewählter natürlicher Schwermetallgehalte immissionsferner terrestrischer land- und forstwirtschaftlich genutzter Mineralböden Thüringens für die Hauptkörnungsart Sand nach ULONSKA et KNOBLAUCH, 2007 (geprüfte Parameter gemäß Punkt 2, nach Tabelle 1 und ULONSKA 2006a)

Ausgewählte Faktorenkombinationen gemessener Einflußgröße (x)/ Zielgröße (y)	Regressionsgleichung (y= ax + b)	Bestimmtheitsmaß (R ²)	Korrelationskoeffizient (R)	Wertepaare (n)	einseitiger t- Test (P= 0, 05)
1	2	3	4	5	6
Abschlammbares/ Eisen (mg/kg TM)	y= 644,26x- 1094, 6	0,8975	0,9474	24	1,624*10 E 05
Schluff/ Chrom (mg/kg TM)	y= 0,9227x- 2,0978	0,7301	0,8545	21	0,0043

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE / POSTER

Jahrestagung 2007 der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft
02. bis 09. September 2007 in Dresden

Band 110

Heft 1

2007

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate der öffentlichen Vortragsveranstaltung
„Böden ohne Grenzen“

Band 110

Heft 1

2007

Klimawandel – mögliche Konsequenzen für Umwelt und Böden im europäischen und globalen Kontext

Manfred Grasserbauer¹, Luca Montanarella, Guido Schmuck

Institute for Environment & Sustainability, Joint Research Centre (JRC), European Commission, IT-21020 Ispra, Italy

Kurzfassung

Der Vortrag behandelt den gegenwärtig stattfindenden Klimawandel und mögliche Konsequenzen für Umwelt und Böden im Kontext von Herausforderungen an Forschung und Entwicklung.

Einleitend werden angesprochen: menschliche Aktivitäten und Anstieg der Treibhausgase, Szenarien für die weitere Erwärmung und Änderung der Niederschläge auf regionaler europäischer Ebene, die integrierte Klima- und Energiepolitik der EU und Zielvorgaben.

Weiters werden die bedeutendsten gegenwärtigen Bedrohungen für den Boden kurz skizziert und die wichtige Initiative zum Schutz dieser nicht erneuerbaren natürlichen Ressource, nämlich der Vorschlag der Europäischen Kommission für eine Bodenschutzrichtlinie, vorgestellt.

Der Hauptteil der Präsentation ist sodann wichtigen Herausforderung an die Forschung und Entwicklung, welche insbesondere die möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf die Böden betreffen, gewidmet. Dabei werden folgende Aufgabenstellungen, bzw. Fragen an Hand von Ergebnissen, welche vom Joint Research Centre in enger Kooperation mit nationalen Forschungsinstituten erarbeitet wurden, behandelt:

- Schaffung relevanter harmonisierter und qualitätsgesicherter Information auf europäischer Ebene
- Rolle der Böden als Senke und Quelle von Treibhausgasen
- Mögliche Änderungen des Kohlenstoffgehaltes der Böden
- Nutzung der Böden für Energiepflanzen
- Mögliche Veränderung in Permafrost-Böden
- Entwicklung von Werkzeugen für Risikoerfassung und –reduktion, wie Risikokarten und Frühwarnsysteme
- Globale Veränderungen mit speziellem Fokus auf Entwicklungsländer: Ausbreitung der Wüsten, Entwaldung, Reduktion der Wasservorräte.

Es ist offensichtlich, dass die Erhaltung der Qualität der Böden und deren wichtige Funktionen auch unter sich ändernden Bedingungen einen hohen Stellenwert haben müssen, und entsprechende Schutzmaßnahmen auch unter Zuhilfenahme europäischer Instrumente zu treffen sind.

¹ Gegenwärtige Adresse: Technische Universität Wien, Getreidemarkt 9, A-1060 Wien

EC-funded soil-related research: past, on-going and future programmes

Andrea Tilche

European Commission – DG RTD

Head of Unit "Environmental Technologies and Pollution Prevention"

Brussels

andrea.tilche@ec.europa.eu

Soil is a complex system which interacts with all the other environmental compartments, has different functions and performs a number of environmental services. Due to this, soil research is frequently part of research activities which focus on other related environment aspects, like for instance water, the carbon cycle or air pollution. In this sense it's not easy to quantify the financial efforts in funding research on soil, which has been always present, directly or indirectly, in EC DG RTD research programmes, since the first Framework programmes. Focusing on recent years, during FP5 (1998-2002) and FP6 (2002-2006) soil related research has been funded under various activities areas, dealing with a number of themes, e.g. soil ecosystem, desertification, soil erosion, soil contamination and remediation, soil quality management and protection.. Only taking into account the environmental programmes, and considering only projects specifically on soil, over 54 M€ were invested during FP5, and over 21 M€ during FP6. Besides this, many of the integrated projects funded during FP6 and dealing with water quality concern to a certain extent to soils and soil functions (increasing the total financial effort during the duration of FP6 to more than 100 M€).

In FP7 (2007-2013), soil research forms an integral part of the “Environment (including climate change)” and “Food, Agriculture and Biotechnology” themes. Foreseen activities span from the role of soils for climate change (as source and sink of CO₂), their sustainable management, technologies for soil protection and rehabilitation and soil observing systems.

In the first FP7 call, 4 topics of Theme Environment were directly linked to soil, namely on desertification, digital soil mapping, site characterisation (for contaminated sites), and soil observing systems. A large number of proposals on soil research have been received, showing a very broad interest of the scientific community. A very high number of proposals addressed the topic related to soil contamination, which remains a major issue at European level and which will be the subject of further actions during FP7 duration, most probably already starting from the second call expected to be opened at the beginning of November 2007.

The main political driver of the soil related programmes during FP7 is represented by the Soil Thematic Strategy, adopted by European Commission on September 2006, and presently under discussion within the European Institutions. DG RTD has been actively involved in the process of developing Soil Thematic Strategy, by coordinating the Working Group on Research, which finally identified the main priorities in research.

Besides the indirect support to soil research, European Commission also supports directly soil research through the activities of JRC, Environment Institute (IES) in Ispra (IT), hosting the secretariat of the European Soil Bureau Network (ESBN) and through the research programmes of the JRC, Environment Institute (IES), Land Management Unit (LMU).

Bodenforschung und Bodenschutz – Quo vadis?

Martin H. Gerzabek¹

Das Umfeld

Die Aufgaben der Bodenforschung haben sich in den vergangenen Jahrzehnten geändert. War die Bodenforschung zunächst vor allem wesentliche Basis der land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung, entwickelte sie sich in den vergangenen Jahrzehnten zur Grundlagenwissenschaft des Bodenschutzes. Als solche scheint sie auf den ersten Blick gute Zukunftschancen zu haben. Es sei in diesem Zusammenhang etwa von der Europäischen Kommission 2006 vorgelegte Entwurf einer Bodenschutzrahmenrichtlinie erwähnt, die stärkere Berücksichtigung des Bodens im 7. Forschungsrahmenprogramm der EU und die zahlreichen globalen Trends, auf die noch eingegangen wird. Tatsächlich beobachten wir aber, dass die europäischen Initiativen in der Politik auf wenig Gegenliebe stoßen und die Bodenforschung nicht nur dort, wo sie mit der agrarwissenschaftlichen Forschung verknüpft ist zunehmend in Bedrängnis gerät. Fazit: auch wenn Experten den Boden als bedroht ansehen, muss es nicht heißen, dass sich die Gesellschaft durch Veränderungen des Bodens bedroht fühlen. Der Bodenschutz ist derzeit keine Bodenschutz-Bewegung.

Die Herausforderungen

Ein wesentlicher Trend für die Zukunft der Bodenforschung ist sicher die wieder zunehmende Erwartungshaltung der Gesellschaft bezüglich der Produktionsfunktion des Bodens. Dabei geht es nicht nur um die Steigerung der weltweiten Erträge (nach Lal (2006) muss beim derzeitigen Bevölkerungswachstum der Getreidertrag von 2,64 Mg ha⁻¹ (2000) auf mindestens 4,30 Mg ha⁻¹ (2050) gesteigert werden), sondern vor allem der gleichzeitigen massiven Steigerung der Produktion nachwachsender Rohstoffe mit dem momentanen Schwerpunkt der Bioenergie. Allein die Umsetzung der EU-Biokraftstoffrichtlinie benötigt enorme Flächenressourcen, die in Konkurrenz mit der Nahrungsmittelproduktion

treten werden. Die Intensivierung der land- und forstwirtschaftlichen Produktion muss aber unter den Rahmenbedingungen des Klimawandels, der sich verknappenden Wasserressourcen und dem weiter fortschreitenden quantitativen Bodenverlust durch Versiegelung, Erosion und Desertifikation vorangetrieben werden. Die Europäische Umweltagentur geht von einer Vervielfachung des umweltverträglichen Bioenergie-Potenzials der EU-25 von 2006 bis 2030 aus (EEA, 2006). Ein ganz wesentliches Forschungsfeld wird daher die Entwicklung nachhaltiger, ökonomisch sinnvoller Produktionssysteme sein, die trotz steigender Flächenproduktivität die ökologischen Bodenfunktionen bewahren. Weitere Forschungsfelder in diesem Zusammenhang betreffen die Produktqualität (z.B. Mikronährstoffe), die Meliorierung degradierter Agrar- und Forstökosysteme sowie das Flächenrecycling kontaminierter Standorte.

Für die Bodenforschung ergibt sich daher die Herausforderung, neben den derzeit wichtigen Themen des Bodenschutzes, deren wichtigsten taxativ in den Entwurf der europäischen Bodenschutzrichtlinie Eingang gefunden haben (Erosion, Verlust organischer Bodensubstanz, Kontamination, Versalzung, Verdichtung, Biodiversitätsverlust, Versiegelung, sowie

Tabelle 1: Globale Trends als Einflussfaktoren für die Bodenforschung

Themenbereich	Forschungsfelder (Beispiele)	Wissensdefizit	Umsetzungsdefizit
Klimawandel / Globaler Wandel	Boden als Quelle und Senke von klimarelevanten Gasen	mittel	groß
Boden und Gesundheit	Schadstoffverhalten, Transferprozesse und deren Beeinflussung	mittel/groß	mittel/groß
Gefährdung der Bodenressourcen	Desertifikation, Degradation, Erosion, Versiegelung, Verdichtung, Abnahme der Biodiversität	gering (Biodiversität hoch)	groß
Ernährung der Weltbevölkerung	Bodenmanagement / nachhaltige Bewirtschaftungssysteme, speziell für Tropen und Subtropen	mittel	groß
Globale Trinkwasserversorgung	Bodenmanagement, Remediation kontaminierter Standorte	mittel/groß	groß

Rutschungen und Überflutungen), den Einfluss des globalen Wandels auf die Bodenressourcen zu untersuchen.

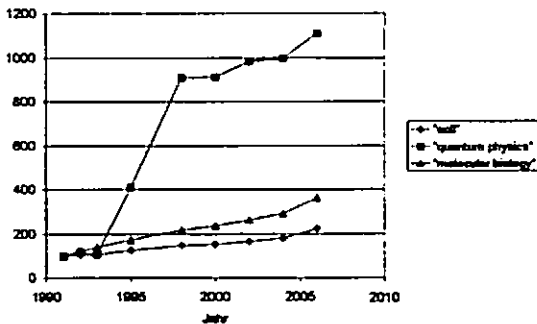
Methodische und konzeptive Chancen

Die Bodenforschung ist zwar keine boomende Wissenschaft (siehe Abbildung 1), es können aber aufgrund der gesellschaftlichen Bedeutung der Forschungsthemen gute Entwicklungspotenziale konzediert werden. Diese werden allerdings davon abhängen, ob die Bodenkunde in der Lage sein wird, die wichtigen Fragen

¹ Institut für Bodenforschung, Department für Wald- und Bodenwissenschaften, Universität für Bodenkultur Wien, Peter-Jordan-Strasse 82b, A-1190 Wien, Österreich, martin.gerzabek@boku.ac.at

adäquat zu beantworten. Die Fragen, die an die Bodenkunde gestellt werden, sind oft sehr

Abbildung 1: Zeitliche Entwicklung der Publikationen in SCI-Zeitschriften, die sich mit Boden generell beschäftigen im Vergleich zu anderen Disziplinen (ISI, Web of Science); Prozent von 1991



global (regionale bis weltweite Skalenebene). Die methodische Herausforderung liegt in der Zukunft daher in der Überwindung der enormen zeitlichen und räumlichen Unterschiede von Prozessen und den sich daraus ergebenden ökosystemaren Zuständen. Gerade um diese großen Skalengebiete überbrücken zu können muss die Bodenkunde vermehrt auf langfristige Versuchsdesigns zurückgreifen. Kurzfristige Untersuchungen, so wie sie heute das Förderregime vieler Forschungsförderer vorgibt, sind dazu nicht geeignet. Fehlinterpretationen von Forschungsergebnissen sind dann leicht möglich und die Zukunftsprognosen mehr als unsicher. Lagphasen, Akklimatisierung, Ressourcenlimitierung, Selbstregulation und Reaktionen nach Schwellenwerten sind in der Natur häufig anzutreffen und gerade als Antwort auf Klimaänderungen tlw. bereits nachgewiesen (Rustad, 2006). Ohne Langzeitversuche, Bodendauerbeobachtungen, Climosequenzen, Chronosequenzen etc. werden wir nicht in der Lage sein, die komplexen ökosystemaren Prozesse, die den Boden betreffen, zu beschreiben und kausalanalytisch zu erfassen. Dies steht natürlich der derzeitigen Finanzierungspraxis der Forschung entgegen. Langzeitfeldversuche haben in der Bodenkunde dennoch bereits eine gewisse Renaissance erfahren. Die Anzahl der SCI-Publikationen, die sich mit Langzeitversuchen beschäftigen, ist von 31 im Jahr 1991 auf 102 im Jahr 2006 gestiegen. Auf makroskopischer Ebene sind es vor allem Methoden der Geostatistik und des Upscalings, des Remote Sensing, der globalen Modellierung und deren Verifikation oder in-situ Remedia-

tionstechniken für kontaminierte Standorte, die auf breite Anwendung und Weiterentwicklung warten. Auf molekularer Ebene sind es vor allem die molekularbiologischen Methoden, die Methoden der Computerchemie, die neuesten Techniken der Elektronenmikroskopie und Spektroskopie mit besonderer Berücksichtigung von in-situ Analysemethoden und der Isotopenanwendung. Dabei ist anzumerken, dass die Molekularbiologie sich in den letzten 14 Jahren erfolgreicher in der Bodenforschung durchgesetzt hat, als andere high-end Methoden der Chemie und Physik.

Schlussfolgerungen

Trotz des hohen gesellschaftspolitischen Wertes der Bodenforschung hat diese in ihrem institutionellen Umfeld mit zahlreichen Einschränkungen zu kämpfen. Die großen Forschungsfragen stellen sich im Zusammenhang mit dem globalen Wandel (Klimawandel, Landnutzungswandel), wobei ein besonderer Schwerpunkt die nachwachsenden Rohstoffe sein werden. Die wesentlichsten methodischen Aufgaben der Bodenwissenschaften werden zukünftig noch mehr auf der sehr groben Skalenebene der Landschaft und der mikroskopischen/molekularen/atomaren Ebene liegen. Hauptziele müssen dabei sein, die Prozesse und Vorgänge im Boden im Detail, kausalanalytisch zu erfassen, die Modellierung der Prozesse, das Upscaling und die Unterstützung der Umsetzung praktischer Maßnahmen. Langzeitversuche müssen erhalten und ausgebaut werden, um den Anspruch der Überbrückung zeitlicher und räumlicher Skalenebenen gerecht werden zu können und die Bodenwissenschaften akzentuierter als Systemwissenschaften zu positionieren.

Literatur

- Brantley, S.L., White, T.S., White, A.F., Sparks, D., et al.: Frontiers in Exploration of the Critical Zone: Report of a workshop sponsored by the National Science Foundation (NSF), Newark, DE, October 24-26, 2005, 30 pp.
- European Communities – European Strategy Forum on Research Infrastructures (ESFRI): European Roadmap for Research Infrastructures. Report 2006, ISBN 92-79-02694-1
- Europäische Umweltagentur: How much bioenergy can Europe produce without harming the environment? EEA Report 7/2006
- Lal, R.: Soil science in the era of hydrogen economy and 10 billion people. In: IUSS: The Future of Soil Science, IUSS, 2006, 76-79
- Rustad, L.E.: From transient to steady-state response of ecosystems to atmospheric CO₂-enrichment and global climate change: conceptual challenges and need for an integrated approach. *Plant Ecology* 182, 43-62, 2006

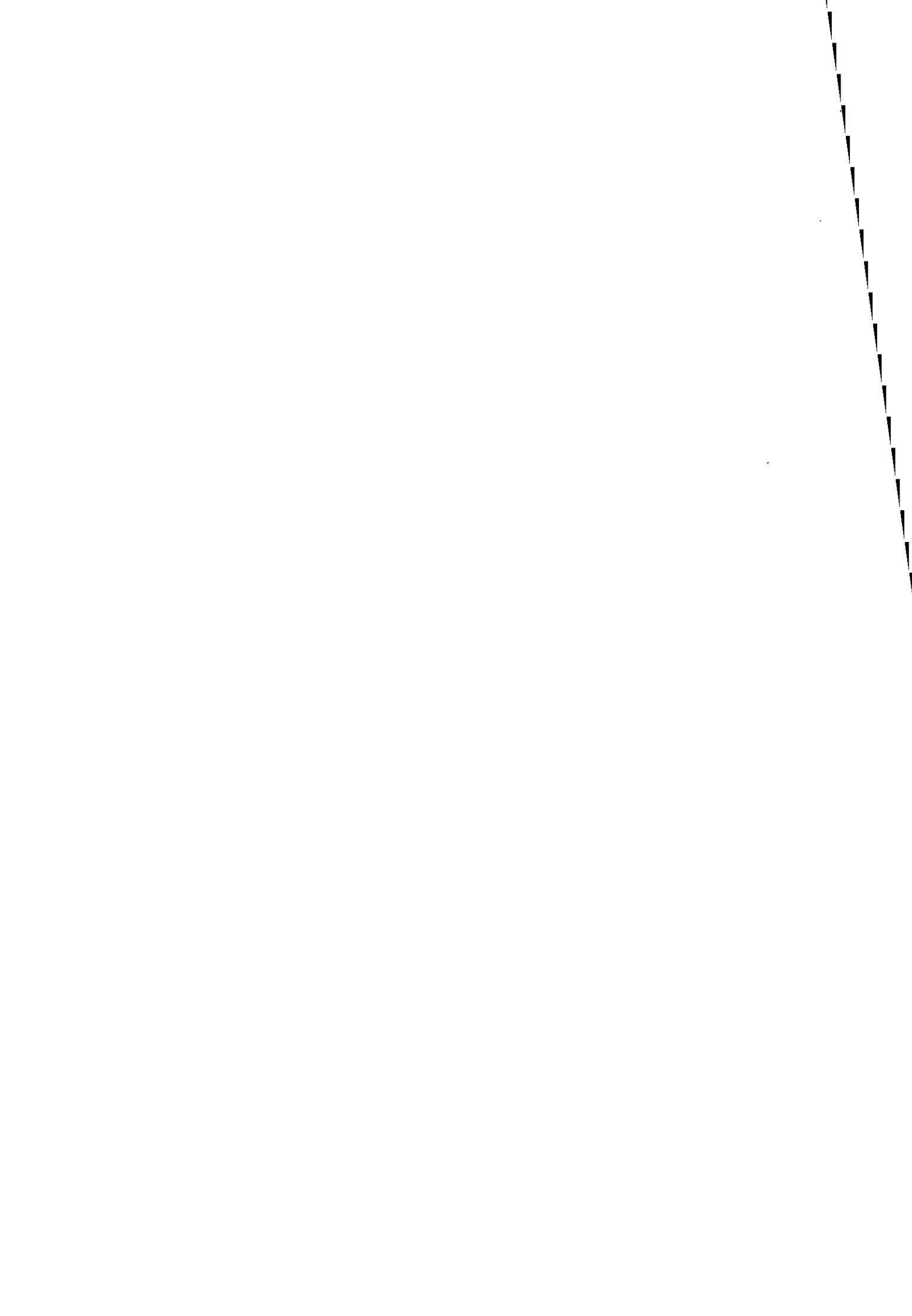
MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate, Poster Kommission I

Band 110

Heft 1

2007



Anwendung verschiedener ERT-Inversionstechniken auf berechnete Wassergehaltsänderungen nach Beregnung

S. Altfelder¹, U. Noell¹, M. Furche¹, V. Gundelach¹, J. Igel², W. Duijnvisveld¹, J. Bachmann³

Die Untersuchung geophysikalischer Methoden zur nicht invasiven Ermittlung räumlich variabler Bodenwassergehalte im oberflächennahen Untergrund ist aufgrund der jüngsten Fortschritte in den Bereichen Messtechnik und Auswertung von hoher Aktualität. Eines dieser geophysikalischen Verfahren, die ERT (Elektrische Widerstandstomographie) wurde im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen auf seine Eignung hin getestet.

In einem ersten Schritt wurde eine mit TDR-Sonden gemessene Wassergehaltsverteilung an einem Profil im Fuhrberger Feld (nördlich v. Hannover, Gley-Podsol unter Acker) mit einer mittels Inversion von ERT-Daten berechneten spezifische Widerstandsverteilung im Profilmastab verglichen. Die ERT-Daten wurden mit einer Dipol-Dipol Anordnung bei einem Elektrodenabstand von 20 cm gemessen. Die Messung der Wassergehaltsverteilung mit TDR erfolgte im anschließend aufgegrabenen Profil auf einem 5 cm Gitterraster (Abbildung 1).

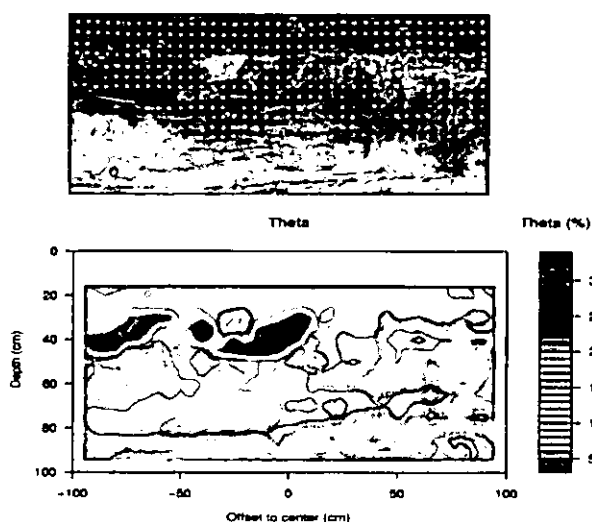


Abb.1: Profillfoto mit Raster und gemessene Wassergehaltsverteilung.

Die Abbildung zeigt deutliche Kontraste im Wassergehalt (Variation zwischen ca. 5-30 %).

¹ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 30655 Hannover

² Geowissenschaftliche Gemeinschaftsaufgaben, 30655 Hannover

³ Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, 30419 Hannover

Abbildung 2 zeigt die mittels Inversion aus scheinbaren Widerständen berechnete spezifische Widerstandsverteilung. Bezüglich der räumlichen Verteilung sind deutlich Ähnlichkeiten zur Wassergehaltsverteilung zu erkennen.

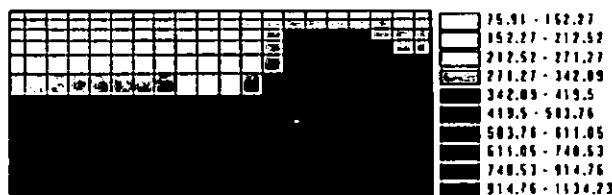


Abb. 2: Spezifische Widerstandsverteilung im Profil (Ohm m)

Aggregiert man die Wassergehalte durch teilflächengemittelte Wichtung auf dem Inversionsgitter der ERT-Inversion kann man Widerstände und Wassergehalte korrelieren. In der in Abbildung 3 gezeigten Korrelation wird eine Abhängigkeit deutlich. Deutliche Ausreißer sind vor allem auflösungsbedingt. Ein lokaler, auf lediglich ein Gitterelement beschränkter, sehr niedriger Wassergehalt im oberen Profilbereich sowie eine größere Struktur mit höheren Wassergehalten im tieferen Profilbereich werden durch die ERT nicht erkannt (siehe Abbildung 3).

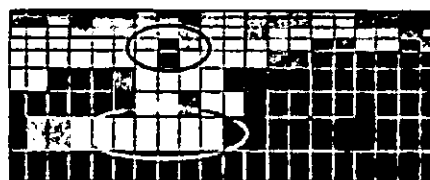
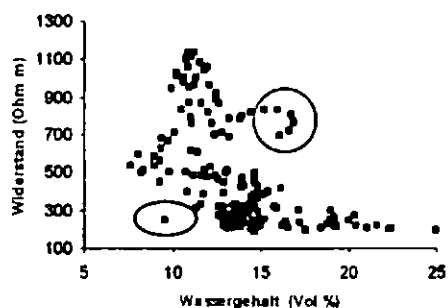


Abb. 3: Korrelation der teilflächengemittelten Wassergehalte mit den spezifischen Widerständen (oben). Mit der ERT nicht erkannte Strukturen in der teilflächengemittelten Wassergehaltsverteilung (unten).

Die im Profil gemessenen Daten erlauben eine Anpassung der Beziehung nach Archie (1942):

$$\rho_a = a\Phi^{-m}S^{-n}\rho_w$$

Abbildung 4 zeigt die Anpassung und die optimierten Parameter a, m und n unter der Annahme das die Gesamtporosität $\Phi = 0,4$ beträgt und die Leitfähigkeit $\rho_w = 90 \mu\text{S/cm}$.

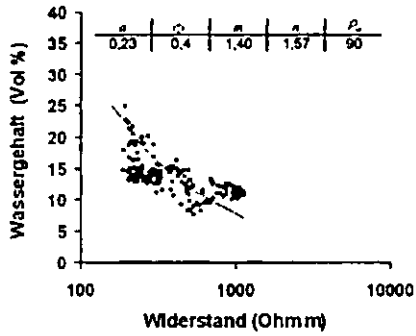


Abb. 4: Anpassung des Archie-Gesetzes an die teilflächengemittelten Wassergehalte und spezifischen Widerständen nach Bereinigung der auflösungsbedingten Ausreißer.

In Anlehnung an die Rahmenbedingungen (räumliche Variabilität, Infiltrationsmenge) eines ebenfalls im Fuhrberger Feld durchgeführten Infiltrationsexperimentes wurde mit Hilfe von Hydrus 3D die Wassergehaltsänderung 5 h nach Beginn der Beregnung unter einem 2 x 5 m Plot berechnet (Abbildung 5)

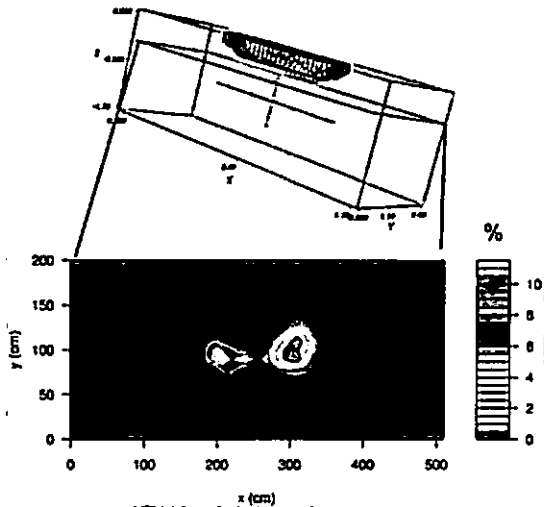


Abb. 5: 3D-Isofläche der Wassergehaltsänderung > 3 % (oben), Schnitt durch die prozentualen Wassergehaltsänderungen in 36 cm Tiefe (unten) - jeweils 5 h nach Beginn der Beregnung.

Nach Volumenmittelung entsprechend dem 3D-Inversionsgitter und Umrechnung der Wassergehalte in spez. Widerstände mit Hilfe der Archie-Parametrisierung aus Abbildung 4 wurden über eine Vorwärtsmodellierung scheinbare Widerstände berechnet. Um möglichst realitätsnahe Bedingungen zu gewährleisten wurde außerdem ein normalverteilter Fehler (Variationskoeffizient 3 %) addiert.

Abbildung 6 zeigt die Rekonstruktion der Wassergehaltsänderungen nach Inversion der synthetischen Daten mit drei verschiedenen Varianten: 1) Inversion der Einzelmodelle (Zeitpunkt 0 und Zeitpunkt 5 h) bei gleichzeitig starker Glättung

des Ergebnisses. Dargestellt ist der Quotient der beiden Modelle. 2) Rekonstruktion durch direkte Inversion des Quotienten beider Modelle bei starker Glättung und 3) bei schwacher Glättung. Abbildung 6 macht deutlich, dass die dritte Variante im Bezug auf die Eingangsdaten das formtreueste Ergebnis liefert. Nicht dargestellt ist der Vergleich der absoluten Wassergehaltsänderungen. Hierbei treten in der letzten Variante immer noch hohe Fehler von bis zu 100 % auf.

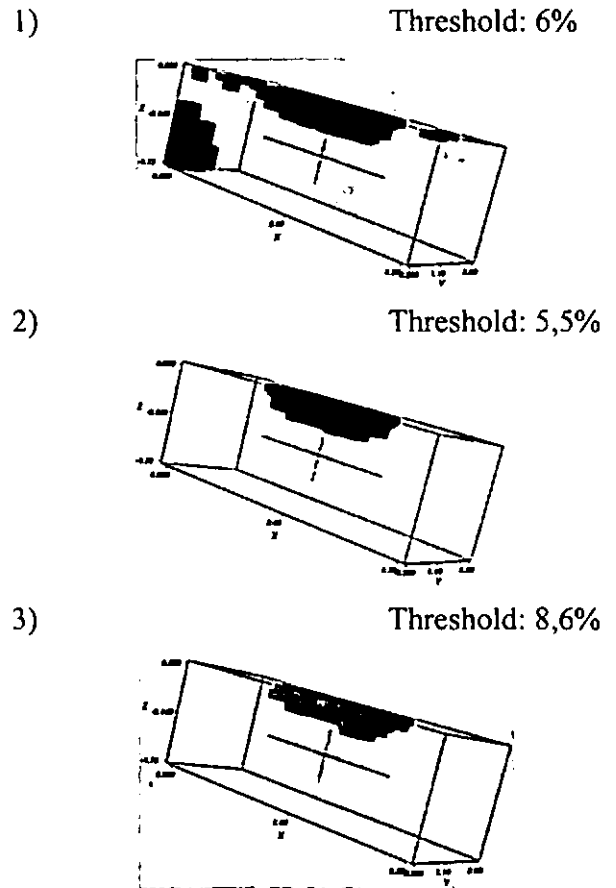


Abb. 6: 3D-Isoflächen der mit verschiedenen Inversionsverfahren berechnete Wassergehaltsänderungen 5 h nach Beginn der Beregnung. (Oberhalb des dargestellten Thresholds gelten Änderungen als signifikant)

Zusammenfassung

Die Arbeit zeigt, dass eine Ableitung der Beziehung Widerstand/Wassergehalt aus Felddaten möglich ist, diese aber mit Unsicherheit behaftet ist. Die Inversion des Widerstandsquotienten mit nur schwacher Glättung ergibt die formtreueste Vorhersage der modellierten Wassergehaltsänderungen – die absoluten Abweichungen sind aber relativ hoch. Eine Quantifizierung der jeweiligen Fehler anhand weiterer Experimente und Modellierungen für Vorhersagen der Absolutwerte ist geplant.

Literatur

Archie, G.E. 1942. The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics. *AIME*, 146, 54-62.

Neutronenradiographische Visualisierung von Fließwegen in kleinräumig heterogenen Kippböden

A. Badorreck¹, H. H. Gerke², P. Vontobel³ und R. F. Hüttl¹

1. Einleitung

Die Kippböden der Lausitz entstehen durch Abbau von Braunkohle im Tagebauverfahren. Die sich daraus entwickelnden Böden bestehen aus einem Gemisch von Sedimenten, vor allem Sanden der quartären Deckschicht, Kohlestäuben und Kohlefragmenten aus dem Hangendschluff oberhalb des Flözes. Zusätzliche Heterogenität entsteht durch die Verkippungstechnik in Form von Schüttstrukturen und Verdichtungen. Die räumliche Heterogenität physikalischer, hydraulischer und chemischer Parameter auf mehreren Skalenebenen erschwert die Abschätzung der Tiefensickerung, die ungleichmäßig verläuft, und über herkömmliche Messansätze schwer zu erfassen sind (Hangen, 2003).

Um Ideen für ein Modellierungskonzept zu entwickeln, wurden im ersten Ansatz die Transportvorgänge in diesen Böden auf cm-Skala mit Hilfe der Neutronenradiographie visualisiert. Dafür wurden Fließexperimente (2D und 3D), zum Teil mit installierten Tensiometern an ungestört entnommenen Bodenproben durchgeführt. Exemplarisch werden Infiltrationsvorgänge in Form von zwei 2D-Radiographiesequenzen und einer 3D-Wasserverteilung nach Infiltration gezeigt.

2. Material und Methoden

2.1. Untersuchungsgebiet

Um die Heterogenität der Kippböden zu repräsentieren, wurden zwei Standorte mit unterschiedlicher Sedimentzusammensetzung, Verkippungs- und Rekultivierungstechnik gewählt. Der Standort „Bärenbrücker Höhe“ zeichnet sich durch schräg gestellte Schüttstrukturen im Unter- und unregelmäßig eingearbeitete Asche im Oberboden aus. Das Substrat des Unterbodens besteht aus Sand-

Kohlestaub-Gemischen mit eingebetteten Kohlefragmenten. Den Schwerpunkt der Untersuchungen hier bildete der Einfluss der Kohlefragmente auf den Wassertransport. Am Standort „Domsdorf“ standen die Übergänge der Schüttstrukturen im Vordergrund, da dort stärkere Unterschiede zwischen den Substraten der Kippstrukturen auftreten, wobei kleinräumig kohlehaltige Bereiche neben kohlefreien quartären Sanden vorkommen, die sich in ihrer Retentions- und Wasserleitfähigkeit stark unterscheiden.

2.2. Methoden

Die Radiographie mit Neutronen ist eine Methode, die prinzipiell der Untersuchung mit Röntgenstrahlen gleicht. Da die Neutronen im Gegensatz zu Röntgenstrahlen jedoch mit den Atomkernen des zu durchleuchtenden Objekts reagieren, ist die Absorption nicht von der Kernladungszahl des Elements abhängig, sondern erscheint eher erratisch. So können Metalle und Deuteriumoxid gut durchleuchtet werden, wohingegen wasserhaltige Objekte die Strahlung stark absorbieren. Dadurch liefert die Neutronenradiographie ein kontrastreicheres Verfahren, um Wasserflüsse in einer Bodenprobe nachvollziehen zu können. Zusätzlich können nach verschiedenen Bildkorrekturen die Wassergehalte quantifiziert werden (Hassanein et al., 2005).

In einem Versuchsansatz zur 2D-Visualisierung wurde eine ungestört entnommene Bodenprobe von 13x13x2 cm³ zunächst mit der Doppelmembranmethode bei einer Saugspannung von 5 hPa mit Deuteriumoxid durchflossen, bis sich ein Fließgleichgewicht eingestellt hatte. Anschließend wurde H₂O in die Probe infiltriert, und während dessen eine Serie von Radiographien im Abstand von 30 Sekunden aufgenommen, um die Wassergehaltsveränderungen zu beobachten.

Für eine 3-dimensionale Darstellung der Wassergehalte wurde eine Stechzylinderprobe (123 cm³) des Standorts „Bärenbrücker Höhe“ mit Deuteriumoxid gesättigt, auf -35 hPa vor-entwässert und Tensiometer in drei Tiefen installiert. In diesem Ausgangszustand wurde eine Tomographie als Referenz durchgeführt. Anschließend erfolgten eine Infiltration mit Wasser bei -5 hPa und eine erneute Tomographie nach Gleichgewichtseinstellung. Der Vergleich beider Aufnahmen sollte die Verteilung des infiltrierten Wassers zeigen.

¹ Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, BTU Cottbus, Konrad-Wachsmann-Allee 6, 03046 Cottbus

² Inst. f. Bodenlandschaftsforschung, Leibniz-Zentrum f. Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

³ Spallation Source Division, Paul-Scherrer-Institut, Villigen (Schweiz)

3. Ergebnisse

3.1. 2D-Radiographiesequenzen

Die Probe der „Bärenbrücker Höhe“ zeigte nach Einstellung des Fließgleichgewichtes eine Wasserleitfähigkeit von $65 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$.

Bei der folgenden Infiltration des Wassers bildeten sich präferentielle Fließwege entlang, und teilweise durch die Kohlefragmente hindurch (Abb.1). Die 2D-Verteilung der Wassergehalte zeigte nach 90 Minuten durchschnittliche 40 vol.% in der Matrix, und 25 vol.% in den Kohlefragmenten.

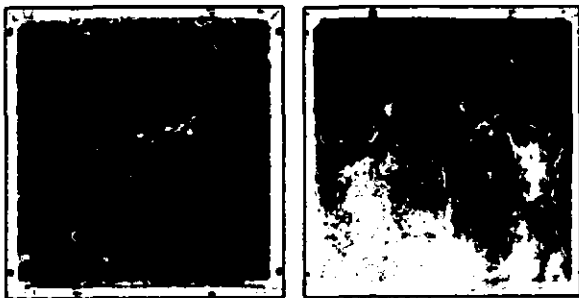


Abb.1 Radiographie im Ausgangszustand (links, dunkle Bereiche: Kohlefragmente) und referenziert nach 70 min (rechts, dunkle Bereiche: infiltrierendes Wasser)

Die Radiographiesequenz der Probe vom Standort „Domsdorf“ wies eine geringfügig höhere Wasserleitfähigkeit von $76 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$ auf. Die Infiltrationsfront verlief ähnlich instabil, jedoch wurden anders als zuvor die kohligen Fragmente umflossen (Abb.2). In den Bereichen der Matrix wurden nach 90 Minuten so auch Wassergehalte zwischen 20-30 vol.% nachgewiesen, wobei die Kohlestücke nur maximal 10 vol.% Wasser enthielten. Eine Auswirkung der diagonal durch die Probe verlaufenden Grenze einer Schüttstruktur auf den Wassertransport wurde nicht beobachtet.

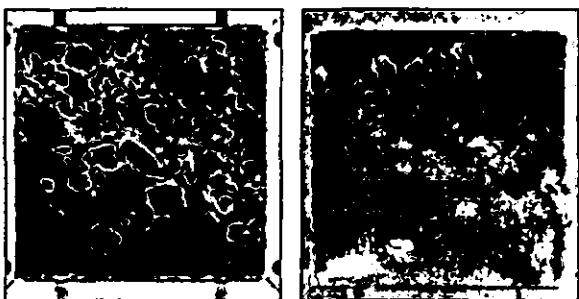


Abb.2 Radiographie im Ausgangszustand (links, dunkle Bereiche: Kohlefragmente) und referenziert nach 50 min (rechts, dunkle Bereiche: infiltrierendes Wasser)

3.2. 3D-Wassergehaltsverteilung

Die Infiltration in die Stechzylinderprobe beschränkte sich auf einige Bereiche der Sand-Kohlestaub-Matrix, und umfloss die eingebet-

teten kohligen Fragmente. Der obere Teil des Zylinders blieb fast wasserfrei (nicht dargestellt). Die drei eingebauten Tensiometer zeigten während der ca. 80 Minuten andauernden Imbibition stark unterschiedliche Wasserspannungsverläufe (Abb.3), was auf präferentielle Fließwege in der Matrix zurückzuführen sein kann.

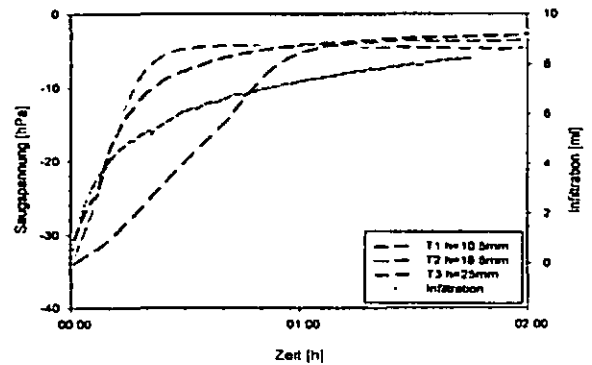


Abb.3. Zeitlichen Verläufe der Saugspannungen und Infiltrationsmenge

4. Diskussion

Aus den gezeigten Experimenten lässt sich schließen, dass Wasserbewegungen in Bereichen geringer Saugspannungen vornehmlich entlang von präferentiellen Fließbahnen in der Sand-Kohlestaub-Matrix statt finden. Die eingebetteten Kohlefragmente wurden infiltriert, wie am Standort „Bärenbrücker Höhe“ oder umflossen („Domsdorf“), was auf eine unterschiedliche Mikrostruktur der Kohle hinweist. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass durch Trocknung bei der Vorbehandlung der Proben eine Rissbildung in den Fragmenten entstanden sein könnte. Des Weiteren hatten die untersuchten Übergänge zwischen Schüttstrukturen keinen Einfluss auf die Infiltrationsfronten.

5. Danksagung

Bedanken möchten wir uns beim Paul-Scherrer-Institut für die Möglichkeit zur Nutzung der NEUTRA-Station, und die wertvolle Hilfestellungen, sowohl bei der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung im Projekt (SCHA 779/4-2).

6. Literatur

Hagen, E. (2003): „Präferenzialer Fluss in einem heterogenen aufgefrosteten Kippboden“, Diss., Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung 19
Hassanein, R., E. Lehmann und P. Vontobel (2005). „Methods of scattering corrections for quantitative neutron radiography“ Nucl. Instrum. Meth. A 542: 353-360.

Komplexitätsmaße als Indikator für Strukturbildung in Bergwaldökosystemen

Andrea Blomenhofer¹⁾, Stefan Engelhardt¹⁾, Bernd Huwe¹⁾

1. Einleitung

Ökosysteme werden klassischerweise sehr erfolgreich durch ihre Stoff- und Energieflüsse beschrieben. Dieser Ansatz wird als „Energimetapher“ bezeichnet. In einer neuen Betrachtungsweise werden Ökosysteme durch den Informationsgehalt und die Informationsverarbeitung in den einzelnen Parametern charakterisiert. Dies ist die „Informationsmetapher“ (Lange 1999), die die Energie und die Struktur aus Bergwäldern im Ammergebirge der Alpen und dem Wald der ECSF im südlichen Ecuador in den Anden wird dieses Konzept vorgestellt.

2. Methoden

Die Zeitreihen werden anhand von Informations- und Komplexitätsmaßen charakterisiert, die mit dem Programm SYMDYN (Wolf 1999) berechnet werden. Komplexität meint in diesem Zusammenhang die innere Struktur von Zeitreihen und Information den Informationsgehalt der der Signalstruktur immanent ist.

Periodische Signale zeichnen sich durch niedrigen Informationsgehalt und wenig Komplexität aus und zufällige Signale haben einen maximalen Informationsgehalt und ebenfalls wenig Komplexität. Dazwischen gibt es einen Signaltypus mit mittlerem Informationsgehalt aber maximaler Komplexität.

3. Ergebnisse

Die Parameter des hydrologischen Kreislaufs weisen jeweils charakteristische Informations- und Komplexitätsmaße auf.

Die Zeitreihen des Niederschlags zeigen einen hohen Informationsgehalt aber wenig Komplexität (Abb. 1). Insbesondere mit zunehmender Aggregation der Messwerte wird der Zufälligkeitscharakter des Niederschlags evident.

Dies erklärt sich auch aus dem Prozessgeschehen. Niederschlagsereignisse, die mehrere Tage

auseinander liegen, weisen sehr wenig kausalen Zusammenhang auf, weil sie durch atmosphärische Vorgänge bestimmt werden, die nur schwer vorhersagbar sind.

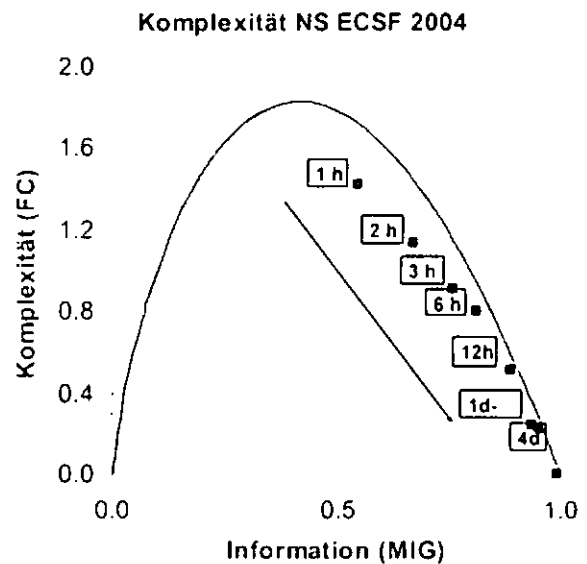


Abb. 1: Komplexität und Information des Freilandniederschlags, Stationswald ECSF, Südecuador für 2004

Im Zuge der Passage des Wassers durch das Ökosystem nimmt die Komplexität der Zeitreihen kontinuierlich zu und erreicht im Boden ein Maximum. In Abb. 2 sind die Informations- und Komplexitätsmaße für die Tension des Bodenwassers exemplarisch in 15cm Tiefe dargestellt.

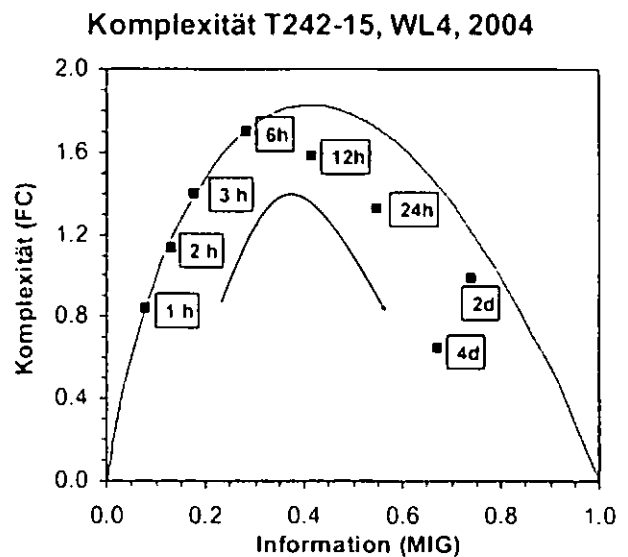


Abb. 2: Komplexität und Information der Wasserspannung in 15cm Tiefe, Stationswald ECSF, Südecuador für 2004

Im Gegensatz zum Freilandniederschlag haben die Tensionen des Bodenwassers ein ausgeprägtes Maximum der Komplexität das bei 6h und 12h Aggregation liegt. Hier werden Werte nahe

¹⁾ Universität Bayreuth, Abt. Bodenphysik
Universitätsstr. 30, 95440 Bayreuth
Email: soilscience@web.de

des maximal möglichen Wertes von 1,83 erreicht. Das zeigt, dass das Wasser im Boden offenbar vielfältigeren Wechselwirkungen unterworfen ist, die zu einer sehr viel komplexeren Struktur dieser hydrologischen Signale führen als es in der Atmosphäre der Fall ist. Wenn man das gesamte Ökosystem betrachtet, ergibt sich für die Zeitreihen der hydrologischen Parameter ein charakteristischer Verlauf (Abb.3 und 4). Der Informationsgehalt der Zeitreihen nimmt von den abiotischen Parametern Freilandniederschlag und Bestandesniederschlag zu in den biotisch beeinflussten Parametern Saftfluß und Bodenwasser deutlich ab und die Komplexität steigt im Gegenzug deutlich an.

Dieses Phänomen der Informationsverarbeitung zeigt sich sowohl im tropischen Bergregenwald Südecuadors (Höhenlage ca. 2000m) als auch in einem Bergwaldökosystem der nördlichen Alpen im Einzugsgebiet Sperrgraben/Ammergebirge (Höhenlage ca. 1200m).

Offenbar handelt es sich um einen charakteristischen Verlauf bei dem Ökosysteme aus Information Struktur aufbauen.

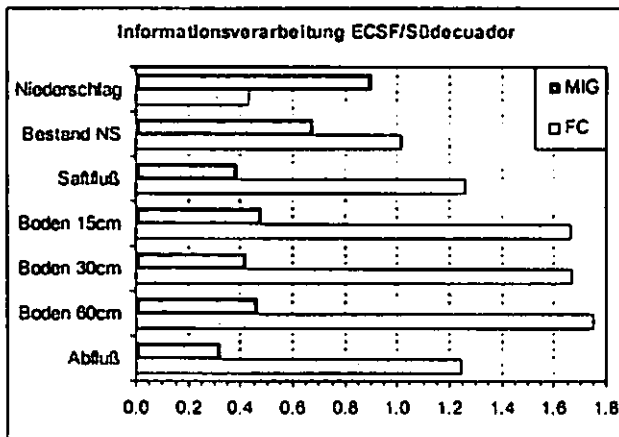


Abb. 3: Informationsverarbeitung in hydrologischen Zeitreihen, Stationswald ECSF, Südecuador

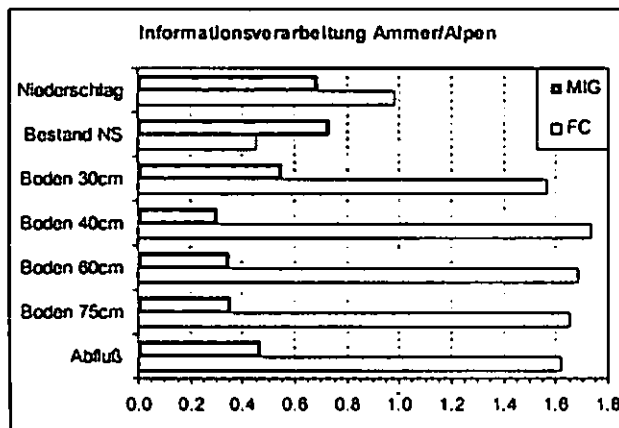


Abb. 4: Informationsverarbeitung in hydrologischen Zeitreihen, Ammergebiet, Alpen

4. Zusammenfassung

Es hat sich gezeigt, dass die Komplexitäts- und Informationsmaße für hydrologische Zeitreihen über die Grenzen von Klimazonen hinweg spezifisch für die einzelnen Parameter sind.

Mit diesem Konzept lassen sich Ökosysteme in Ergänzung zu bisherigen Methoden beschreiben.

Die Komplexitäts- und Informationsmaße lassen sich aber genauso auf modellgenerierte Zeitreihen anwenden. Damit können sie als Maß dienen, um anzugeben wie gut die jeweiligen Modelle das strukturelle Verhalten von natürlichen Systemen abbilden.

Die Sensibilität dieser Maße auf Veränderungen in den untersuchten Zeitreihen, lässt auch für weitere Untersuchungen vermuten, dass sie sich eignen, um Klimaveränderungen in der Zukunft mit ihnen zu belegen.

5. Literatur

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

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

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

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

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

Kleinskalige Dynamik und Fließmuster bei extremen thermischen und bodenhydrologischen Randbedingungen

C. Bogner^{1,2}, G. Wiedemann¹, B. Huwe¹, V. Marc², S. Ruy², Y. Travi²

1 Einleitung

Durch die Zunahme der Extremereignisse im Zuge des Klimawandels kann mit dem häufigen Wiederkehren von Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsperioden und von Auftau- und Gefrierphasen gerechnet werden. Im Rahmen eines Teilprojekts der DFG-Forschergruppe 562 „Bodenprozesse bei extremen meteorologischen Randbedingungen“ wird untersucht, ob diese Phänomene Auswirkungen auf Fließdynamik, Fließmuster und das Auswaschungsrisiko von Nähr- und Schadstoffen ins Grundwasser haben.

2 Material und Methoden

Auf Versuchsflächen am Waldstein (Fichtelgebirge) wurden Gefrier-/Auftau- und Austrocknungs-/Wiederbefeuchtungsexperimente durchgeführt. Anschließend wurden auf den so behandelten Flächen sowie auf unbehandelten Kontrollflächen ungestörte Bodensäulen (Durchmesser 15 cm und Höhe 30 cm) und Bodenmaterial zur Herstellung von gepackten Säulen entnommen.

In der vorliegenden Arbeit soll die *Fließdynamik* an den auf der Kontrollfläche entnommenen Säulen untersucht werden. Dazu werden Beregnungsexperimente bei verschiedenen Raten (10, 32 und 64 mm h⁻¹) mit einer Bromidlösung durchgeführt. Abbildung 1 zeigt den Aufbau der Beregnungsanlage. Weiterhin soll das *Verhalten des Farbtracers Brilliant Blue FCF* in ungestörten und gepackten Säulen untersucht werden. Brilliant Blue ist ein in der Bodenhydrologie häufig benutzter Farbstoff, da er sich durch geringe Toxizität und gute Sichtbarkeit in den

meisten Böden auszeichnet (Flury & Flühler, 1994). Das Sorptionsverhalten von Brilliant Blue ist jedoch nicht linear und hängt von den Bodeneigenschaften ab (German-Heins & Flury, 2000). Um eine eventuelle Retardation von Brilliant Blue gegenüber Wasser abschätzen zu können, werden KBr, KI und ¹⁸O-markiertes Wasser als Referenztracer eingesetzt (Analysen von ¹⁸O stehen noch aus).

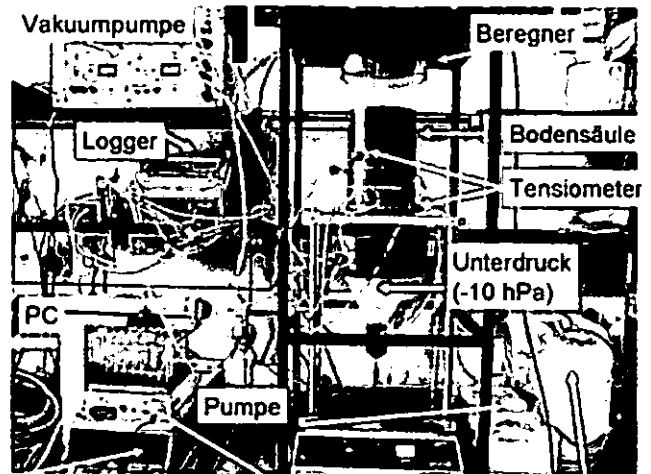


Abbildung 1: Beregnungsanlage

3 Erste Ergebnisse

Bei den Beregnungsversuchen mit einer Bromidlösung bei unterschiedlichen Raten (10, 32 und 64 mm h⁻¹) setzt die Drainage bei gepackten und ungestörten Säulen nach einer ähnlichen Beregnungsdauer ein. Der Tracer bricht in ungestörten Säulen früher durch, allerdings ist der Konzentrationsanstieg flacher. Die Zeit bis zum Erreichen eines Plateaus ist bei den gepackten und den ungestörten Säulen ähnlich bei jeweils gleicher Beregnungsrate. Der Unterschied zwischen den Durchbruchzeiten bei gepackten und ungestörten Säulen nimmt mit steigender Beregnungsrate zu.

Die Abbildung 2 zeigt die Ergebnisse eines Beregnungsversuchs mit Brilliant Blue, KBr, KI und ¹⁸O-markiertem Wasser (ohne Unterdruck am unteren Säulenende). Bei den gepackten Säulen steigen die Bromid- und die Jodidkonzentrationen früher an als die Konzentration von Brilliant Blue. 50 % der ursprünglichen Bromid- und Jodidkonzentration werden nach ca. 3 Stunden Beregnung im Perkolat erreicht. Dies entspricht ungefähr der Zeit, die die Tracer zum Durchfließen der Säule brauchen, wenn Matrixfluss überwiegt. Bei den ungestörten Säulen brechen alle drei Tracer ungefähr zur gleichen Zeit durch und dies früher als bei gepackten Säulen. Dies

¹ Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth
D-95440 Bayreuth
christina.bogner@uni-bayreuth.de

² Laboratoire d'Hydrogéologie, UFR Sciences
33 rue Louis Pasteur
84000 Avignon
Frankreich

deutet auf das Vorhandensein von schnelleren Fließwegen hin.

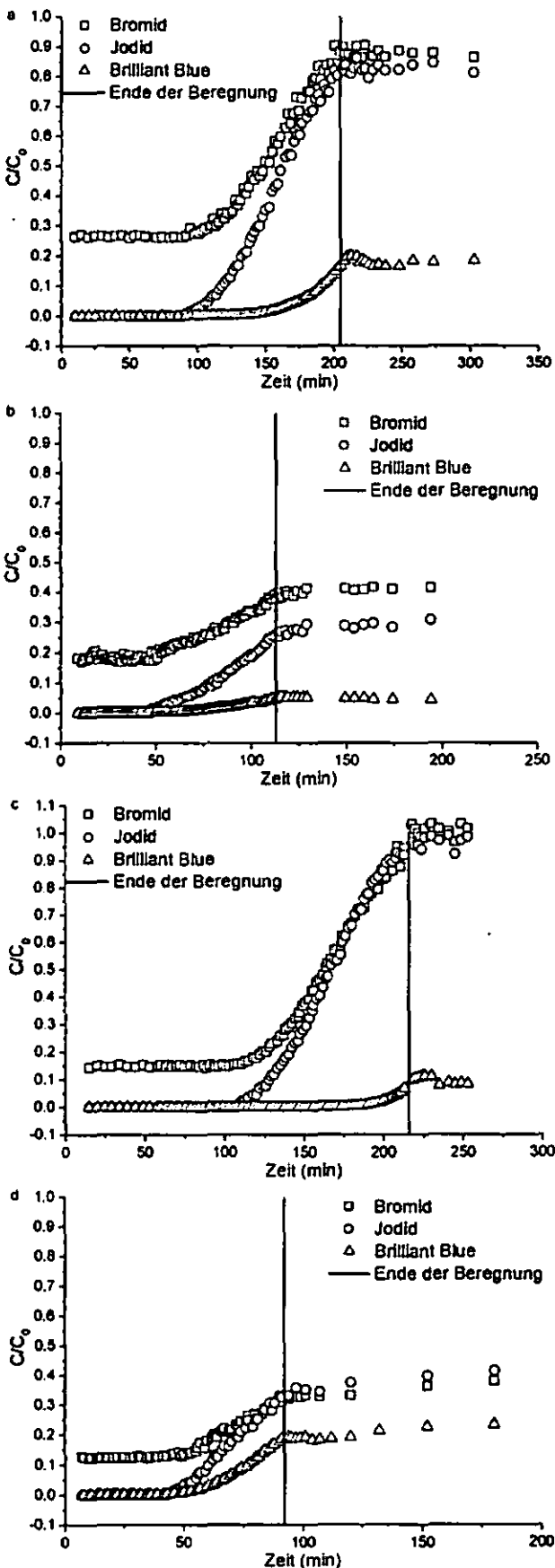


Abbildung 2: Durchbruchkurven von Bromid, Jodid und Brilliant Blue in gepackten (a und c) und ungestörten (b und d) Säulen.

4 Schlussfolgerung

Obwohl die Drainage bei gepackten und ungestörten Säulen bei gleicher Beregnungsrates nach einer ähnlichen Beregnungsdauer einsetzt (hier nicht gezeigt), bricht Bromid bei gepackten Säulen später durch. Dies lässt darauf schließen, dass zu Beginn der Drainage zwar in allen Fällen im Wesentlichen altes Wasser aus den Säulen verdrängt wird, dass aber in ungestörten Säulen schnellere Fließwege existieren. Der spätere Durchbruch von Brilliant Blue im Vergleich zu Bromid und Jodid in den gepackten Bodensäulen zeigt deutlich, dass dieser Farbstoff bei dominierendem Matrixfluss stark retardiert wird. Daher darf in diesem Fall sein Fließverhalten nicht mit dem des Wassers gleichgesetzt werden.

Danksagung:

Wir bedanken uns bei Andreas Kolb, Iris Schmiedinger, Folkert Bauer, Prof. Y. Kuzyakov, Prof. H. Flübler, der Mechanikwerkstatt GEO und der DFG.

5 Literatur

Flury, M. & Flübler, H. 1994. Brilliant Blue FCF as a dye tracer for solute transport studies - a toxicological overview. *Journal of Environmental Quality*, 23, 1108-1112.
German-Heins, J. & Flury, M. 2000. Sorption of Brilliant Blue FCF in soils as affected by pH and ionic strength. *Geoderma*, 97, 87-101.

Modellierung des Wasser- und Stickstoffhaushalts unter einer Winterweizen – Klee gras – Fruchtfolge

Yvonne Conrad¹, Nicola Fohrer¹

Einleitung

Zur Vermeidung von Stickstoffverlusten unter landwirtschaftlich genutzten Flächen ist ein besseres Verständnis über die Prozesse in Boden und Pflanze und deren Interaktionen erforderlich. In der vegetationsarmen Jahreszeit kommt es häufig in Verbindung mit positiven Wasserbilanzen und geringem pflanzlichen Nährstoffbedarf zu einem erhöhten Stickstoffaustrag durch Auswaschung. Es ergeben sich zudem erhebliche räumliche, als auch zeitliche Schwankungen bezüglich dieser Stickstoffverluste aufgrund relativ kurzfristiger Stickstoffumsetzungs- und Nitratverlagerungsprozesse. Im konventionellen Anbau kann ein zu hoher mineralischer Stickstoffvorrat, insbesondere hervorgerufen durch bewirtschaftungsbedingte Stickstoffüberschüsse, nicht immer vollständig genutzt werden und dadurch der Auswaschung unterliegen. Aber auch in Bewirtschaftungssystemen mit einer reduzierten Stickstoffzufuhr, wie im ökologischen Landbau, treten zeitweise erhöhte Nitratkonzentrationen im Sicker- und Drainagewasser auf. Dieses Phänomen kann unter reinen Klee- bzw. Klee gras-Beständen im Winterhalbjahr beobachtet werden und verstärkt sich im Falle eines Grünlandumbruches.

Die Modellierung soll zeigen, ob die Komplexität in bzw. zwischen Boden und Pflanze in geringer zeitlicher Auflösung, d.h. auf Basis von Tagesschritten, mit CoupModel (Jansson & Karlberg 2004) abgebildet werden kann. Am Beispiel eines sich dynamisch entwickelnden Winterweizen-Bestandes mit im Folgejahr eingesättem und später genutztem Klee gras soll die Stickstoffauswaschung simuliert werden. Nach der Ernte des Weizens schließt sich im Folgejahr die Nutzung des Klee grasses in zwei Schnitten an. Nach einem weiteren Winter erfolgt der Umbruch des Grünlandbestandes. Es werden dabei Ergebnisse für den Nitrat-N-Austrag an zwei verschiedenen Standortprofilen vorgestellt und mit Messwerten zu Bodentemperatur, Drainageabfluss, Nitrat-N-Fracht im Abfluss und Grundwasserabstand verglichen. Dabei dient Profil A zur Kalibrierung und Profil B zur Validierung, da eine zeitlich basierte Validierung, aufgrund fehlender Wiederholungen des Fruchtfolgepaares auf der Fläche, nicht möglich ist. Zur Bewertung der Modellgüte werden der NSI („Nash-Sutcliffe-Index“, Optimum NSI = 1), der RMSE („Root Mean Square

Error“, Optimum RMSE = 0) und R^2 („Bestimmtheitsmaß“, Optimum $R^2 = 1$) angegeben.

Untersuchungsgebiet

Die untersuchte Fläche liegt im Ostholsteinischen Hügelland an der Ostseeküste. Die Böden sind sehr heterogen, wobei lehmige Sande und sandige Lehme in den höheren Lagen und anmoorige Verhältnisse in den Niederungen dominieren (Ziogas 1995). Aufgrund des schlecht wasserleitenden Untergrundes aus teilweise mächtigem Geschiebelehm unterliegen große Bereiche einer künstlichen Entwässerung in Form unterirdischer Rohrdrainagen (Deunert & Fohrer 2006). Auf der untersuchten Fläche wurden zwei repräsentative Bodenprofile im Bereich der Drainagerohre in der Senke (Profil A) und am Hang (Profil B) aufgenommen. Die Bestimmung der Korngrößenverteilung und der organischen Substanz erfolgte anhand von Mischproben aus 0 bis 30 cm, 30 bis 60 cm und 60 bis 90 cm Tiefe. Das Profil B zeichnet sich im Vergleich zu Profil A durch einen höheren Sandanteil (>60 Mass.-%) mit weniger organischer Substanz (<5 Mass.-%) aus. Für das Profil A wurde ein Anteil an organischer Substanz von über 10 % bis in eine Tiefe von 90 cm bestimmt.

Modellparametrisierung

Im prozessbasierten Boden-Vegetation-Atmosphäre-Transfer-Modell CoupModel können auf Basis des Wasser- und Wärmetransports in einem eindimensionalen Bodenprofil auch Stickstoff- und Kohlenstoffflüsse modelliert werden. Zur Beschreibung des mehrschichtigen Bodenprofils dient eine Reihe von Pedotransferfunktionen. Diese sind ein weit verbreitetes Werkzeug zur Abschätzung der Wasserretention aus erhobenen Daten zur Bodentextur. In diesem Fall wird die Wasserretention nach der Funktion von van Genuchten (Van Genuchten 1980) und die hydraulische Leitfähigkeit im ungesättigten Bereich nach Mualem (Mualem 1976) bestimmt. Zudem ist ein präferenzierter Fluss durch die Angabe eines Makroporenanteils berücksichtigt worden. Neben der Parametrisierung des Bodens müssen entsprechende Initialbedingungen für den Wassergehalt, die Bodentemperatur und die Nitratkonzentration in jeder Bodenschicht angegeben werden.

Der betrachtete Zeitraum von 2001 bis 2004 wird in zwei Simulationszeiträume unterteilt. Die Periode 1 beginnt im Oktober 2001 und endet nach der Ernte des Weizens und dem Mulchen der Untersaat. Ab September 2002 beginnt die zweite Simulationsperiode und endet am 01. April 2004, am Tag des Umbruchs.

Ergebnisse

Die Bodentemperatur in 15 cm Tiefe ist durch das Modell mit einem $R^2=0.98$ bzw. NSI>0.90 sehr gut reproduzierbar (Tab. 1). Über den gesamten Zeitraum lässt sich auch für den simulierten Grundwasserstand eine gute Übereinstimmung mit den Messwerten feststellen (Abb. 1), wobei jedoch die zweite Periode mit einem NSI von 0.58 (Profil A) bzw. 0.48 (Profil B) die Messwerte besser

¹ Ökologie-Zentrum, Christian-Albrechts-Universität Kiel, Olshausenstr. 40, D-24098 Kiel, Mail: yconrad@hydrology.uni-kiel.de

wieder gibt. Die Validierung mit dem sandigeren Profil B weist dabei größere Abweichungen auf. Für die erste Periode wurde aufgrund einer generellen Überschätzung des Grundwasserstandes in der Validierung ein $NSI=0.12$ ermittelt (Tab. 1).

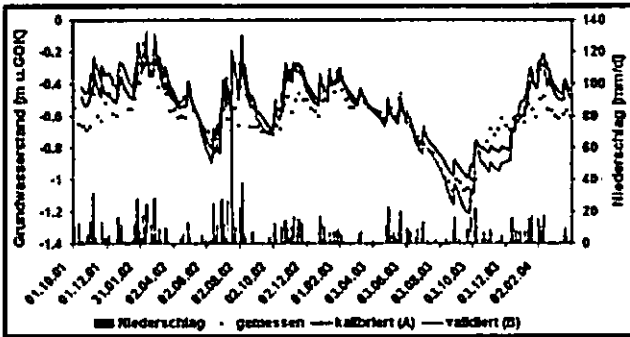


Abb. 1: gemessener und simulierter Grundwasserstand

Für den simulierten Drainageabfluss ergibt sich in der ersten Simulationsperiode für beide Profile eine gute Reproduzierbarkeit der Messwerte ($NSI=0.69$ bzw. 0.71 , Tab. 1). Die Abflussspitzen werden dabei durch das sandigere Profil B etwas besser wieder gegeben als durch das Profil A (Abb. 2). Für den Zeitraum ab November 2002 ergeben sich größere Abweichungen zu den Messwerten. Insbesondere im November 2002 wird der Drainageabfluss im Modell stark überschätzt und reduziert den NSI entsprechend (Tab. 1).

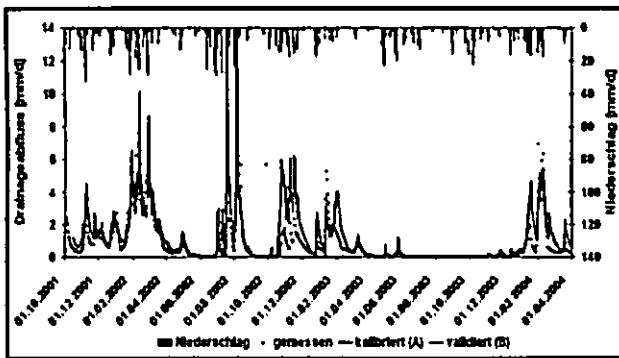


Abb. 2: gemessener und simulierter Drainageabfluss

Die simulierte Nitrat-N-Fracht wird im ersten Simulationszeitraum mit einem $NSI=0.68$ (Profil A) bzw. 0.37 (Profil B) gut abgebildet (Tab. 1).

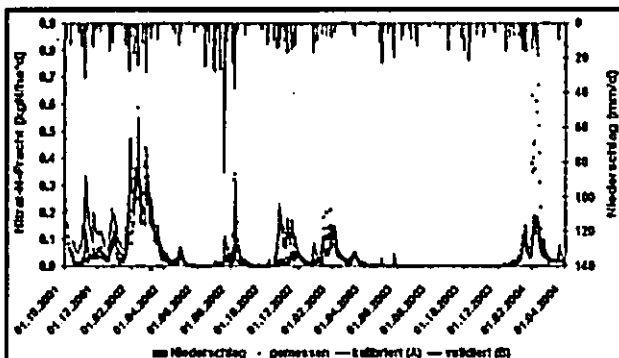


Abb. 3: gemessene und simulierte Nitrat-N-Fracht

Durch den Einfluss von Abweichungen im simulierten Abflussgeschehen ergibt sich eine schlechtere Übereinstimmung in der zweiten Periode mit einem NSI von 0.30 (Abb. 3). Eine Unterschätzung der N-Fracht findet zudem im Winter 2004 durch eine noch nicht angepasste Stickstoffumsetzung im Modell statt. Die dynamische Entwicklung der Vegetation, basierend auf der Effizienz der Strahlungsausnutzung, übt zudem einen großen Einfluss auf Abfluss, Grundwasserstand und Nitratauswaschung aus.

Tab. 1: Bewertungsmaße für die Modellgüte

Parameter	Güte maß η	Kalibrierung (Profil A)		Validierung (Profil B)	
		Weizen + Untersaat	Kleegras	Weizen + Untersaat	Kleegras
Boden-temperatur	NSI	0.82	0.97	0.83	0.97
	RMSE	1.67	1.21	1.55	1.21
	R^2	0.98	0.98	0.98	0.98
Grundwasserstand	NSI	0.51	0.58	0.12	0.48
	RMSE	0.12	0.11	0.17	0.12
	R^2	0.83	0.80	0.81	0.81
Drainageabfluss	NSI	0.69	0.71	0.71	0.63
	RMSE	0.87	0.91	0.65	0.99
	R^2	0.74	0.54	0.80	0.51
Nitrat-N-Fracht	NSI	0.68	0.31	0.37	0.30
	RMSE	0.08	0.07	0.08	0.07
	R^2	0.89	0.32	0.50	0.30

*) NSI : Nash-Sutcliffe-Index, $RMSE$: Root Mean Square Error, R^2 : Bestimmtheitsmaß

Fazit

Die Ergebnisse der Simulation zeigt für Temperatur als auch Grundwasserstand eine sehr gute ($NSI>0.90$) bzw. überwiegend gute Reproduzierbarkeit der Messwerte. Drainageabfluss und Nitrat-N-Fracht werden für die erste Simulationsperiode (Winterweizen + Untersaat, im Mittel: $NSI=0.70$) besser wiedergegeben als in der Kleegrasphase ($NSI<0.20$). Ein weiterer Arbeitsbedarf besteht demnach in der Parametrisierung der Stickstoffaufnahme während des Pflanzenwachstums in konkurrierenden Pflanzenbeständen und der kurzfristigen Stickstoffmineralisierungsprozesse im Boden während der Winterperioden.

Literatur

- Deunert F. & N. Fohrer, 2006. Influence of organic farming on water quality: Measurement and modelling. Beitrag zur ISTRO Tagung August 2006, Kiel.
- Jansson P.-E. & L. Karlberg, 2004. Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems. – Royal Institute of Technology, Dept. of Civil and Environmental Engineering, Stockholm, 453 S.
- Mualem Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resour. Res., 12: 513–522.
- Van Genuchten M. Th., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. – Soil Sci. Soc. Am. J., 44: 892–898.
- Ziogas G., 1995. Geologie und Böden der Versuchsbetriebe Lindhof und Hohenschulen der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Quartärgeologische und bodenkundliche Kartierung, Genese, Vergesellschaftung, Ökologie, Funktionen. – Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Kiel, 321 S.

Danksagung

Dieses Projekt wird von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt im Rahmen des Stipendenschwerpunkts „Indikatoren für eine nachhaltige Landwirtschaft“ gefördert.

Experimentelle Untersuchung und Modellierung des Makroporenflusses in Böden

C. Dörfel, J. Grosch, J. Schmidt

Einleitung

Die Wasseraufnahmefähigkeit und Wasserretention von Böden sind entscheidend für das Abflussgeschehen in einem Einzugsgebiet und die Erosion. Parameter, die die Wasseraufnahmefähigkeit beeinflussen sind u.a. Bodenart, Bodendichte, Makroporosität sowie die Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen. Letztere beeinflusst wiederum maßgeblich die Makroporosität. Flächen die dauerhaft konservierend bearbeitet werden, weisen nachweislich mehr kontinuierliche Makroporen auf, als konventionell bearbeitete. In der Regel ist von einer Zunahme der Regenwurmabundanz bei konservierender Bodenbearbeitung auszugehen. Anzische Arten wie *Lumbricus terrestris* legen dabei vertikale Röhren im Boden an, die bis in eine Tiefe von 180cm reichen können (Ehlers, 1975; Edwards et al., 1992). Das Ziel dieser Untersuchungen ist es, eine Methode zu entwickeln, die den Einfluss biogener Makroporen auf die Infiltrationsleistung von Böden bestimmt. Hierzu soll der Zusammenhang zwischen Makroporendichte und Infiltrationsleistung experimentell untersucht und modellhaft abgebildet werden.

Methodik

Im ersten Schritt der Untersuchungen wurden Säulenversuche durchgeführt. Ein Teil der PVC Säulen (50cm hoch, Ø 24cm) wurde dabei mit je 3 adulten Individuen *L. terrestris* bestückt. Die anderen Säulen dienten als Referenz. Nach Ablauf von 6 Wochen, in denen die Säulen kühl und dunkel gelagert wurden, wurde mittels Haubeninfiltrometer der Fa. UGT die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit der Säulen bestimmt. In Abbildung 1 ist der Versuchsaufbau schematisch dargestellt.

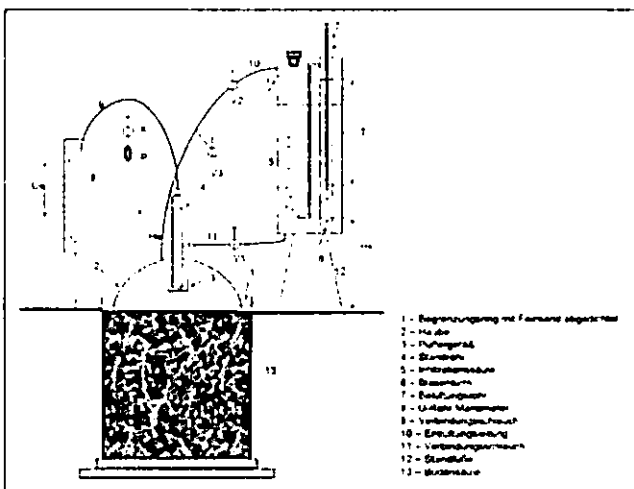


Abbildung 1: Versuchsaufbau Messung k_f -Wert Säule

Im zweiten Schritt folgten die Messung der Infiltration im Gelände und die Aufnahme der Makroporen/m². Die Makroporen wurden dabei in Anlehnung an EHLERS (1975) in 3 Größenklassen eingeteilt: 2-5mm, 5-8mm und 8-11mm. Die Infiltrationsleistung wurde dabei zum einen mittels Haubeninfiltrometer und zum anderen mittels Beregnungsversuchen ermittelt. Die Standorte befanden sich alle im Lößverbreitungsgebiet Sachsens. Alle Böden der verschiedenen Standorte konnten damit zu den Schluffböden mit der Feinbodenart Ut gezählt werden.

Fachgebiet Boden- und Gewässerschutz
 TU Bergakademie Freiberg
 Agricolastraße 22
 09599 Freiberg
 Constance.Doerfel@ioez.tu-freiberg.de

Ergebnisse

Die Säulenversuche bestätigten den positiven Einfluss von Makroporen auf die Infiltrationsleistung. Wie in Abbildung 2 zu sehen ist, weisen Bodensäulen mit Makroporen erwartungsgemäß eine weit aus höhere Infiltrationsleistung auf als Bodensäulen ohne Makroporen.

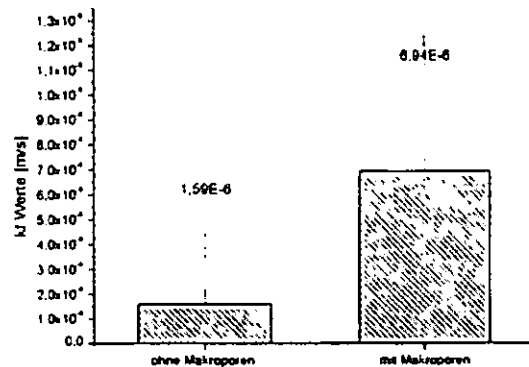


Abbildung 2: Infiltrationsleistung von Bodensäulen mit und ohne Makroporen.

Die Ergebnisse der Säulenversuche im Labor konnten durch Feldmessungen bestätigt werden. Auf Flächen mit einer geringen Anzahl an Makroporen wurden grundsätzlich niedrigere Infiltrationsleistungen bestimmt als auf Flächen mit einer hohen Makroporenanzahl. Dabei wurden auf Direktsaatflächen die höchsten, auf Pflugflächen die geringste Gesamtmakroporenanzahl bestimmt (siehe Abbildung 3).

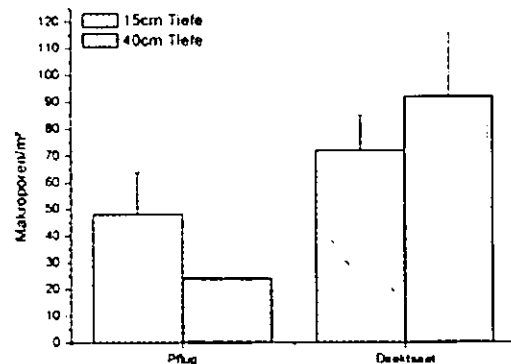


Abbildung 3: Gesamtmakroporenanzahl unterschiedlicher Tiefen von Pflug- und Direktsaatflächen

Betrachtet man die Verteilung in den Größenklassen für einen Standort, so zeigt sich ein ähnliches Bild (siehe Abbildung 4).

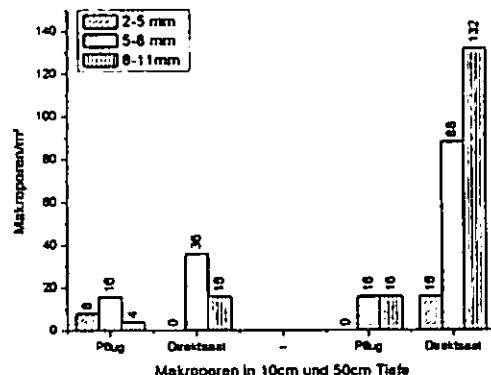


Abbildung 4: Tiefenverteilung der Makroporen/m²

Die festgestellten Unterschiede zwischen Direktsaat und Pflug, hinsichtlich der Makroporenanzahl, hatten einen direkten Einfluss auf die Infiltrationsleistung. Wie in Abbildung 5 zu sehen ist, wiesen Direktsaatflächen eine größere Infiltrationsleistung auf als Pflugflächen.

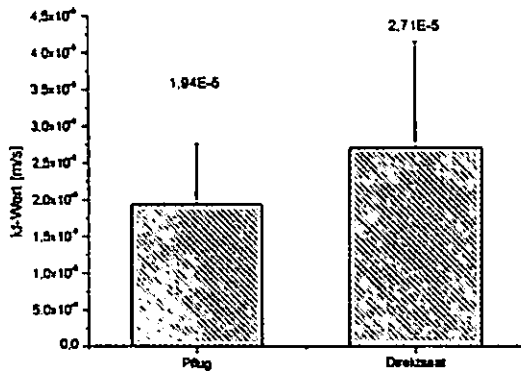


Abbildung 5: Infiltrationsleistung verschiedener Bearbeitungsvarianten

Die höhere Makroporenanzahl in tieferen Bodenschichten bei Direktsaat im Vergleich zu Pflug, spiegelte sich auch in den Infiltrationsleistungen wieder. So nimmt bei Pflug, im Gegensatz zu den Direktsaatflächen, die Infiltrationsleistung zur Tiefe hin deutlich ab (Abbildung 6).

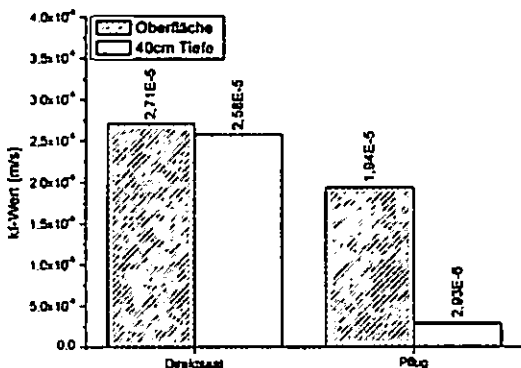


Abbildung 6: Vergleich der Oberflächen- und Tiefen-kf-Werte verschiedener Bearbeitungsvarianten

Die Beregnungsversuche lieferten ähnliche Daten. Hier hat allerdings die vorangegangene Bearbeitung einen großen Einfluss. Die frisch bearbeitete Pflugfläche konnte in den ersten Minuten der Beregnung (beregnet wurde mit 1,8mm/min) mehr Wasser aufnehmen, als die Direktsaatfläche. Dies ändert sich aber mit zunehmender Dauer des Niederschlages (siehe Abbildung 7).

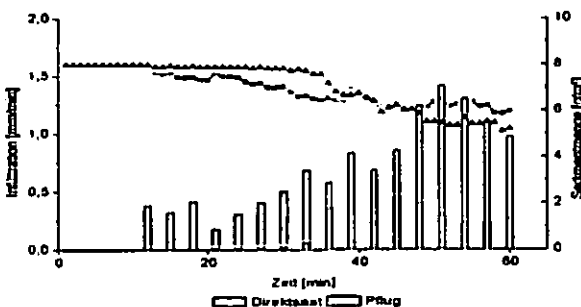


Abbildung 7: Infiltrationsverlauf vom 12.09.06 Direktsaatfläche und Pflugfläche (gleicher Hang, unterschiedliche Bearbeitung)

Wie in Abbildung 7 zu sehen ist, setzt bei der Pflugfläche der Oberflächenabfluss zwar später ein, jedoch fällt die Infiltrationsleistung schnell ab. Die Infiltrationskurve der Direktsaatfläche sinkt dagegen nur flach ab. Die Infiltrationsrate nach 60 Minuten ist demnach größer als die der Pflugvariante. Mit dem Einsetzen des Oberflächenabflusses bei der Pflugvariante, beginnt auch der Sedimentatustrag. Dieser ist deutlich größer als bei Direktsaat, was u.a auf die fehlende Bodenbedeckung mit Pflanzenresten (Mulchdecke) zurückzuführen ist.

Zusammenfassung und Ausblick

Erwartungsgemäß konnte auf Flächen mit hoher Makroporenzahl auch eine deutlich höhere Infiltrationsleistung ermittelt werden. Dabei erwiesen sich Direktsaatflächen als Standorte mit besonders hohen Makroporenanzahlen - sowohl an der Oberfläche als auch in tieferen Bodenschichten. Dies kann auf die fehlende Bodenbearbeitung zurückgeführt werden, was die Porenkontinuität fördert. Pflugflächen wiesen dagegen sowohl eine geringere Porenanzahl auf als auch eine andere Porenverteilung - im Vergleich zur Direktsaatflächen.

In weiteren Säulenversuchen soll ein direkter Zusammenhang zwischen Anzahl der Makroporen und Infiltration gefunden werden. Um die Makroporen modellhaft abbilden zu können, sollen in den Laborsäulen künstlich angelegte, zylinderförmige Poren zum Einsatz kommen. Die Ergebnisse sollen später in ein Infiltrationsmodell implementiert werden. Weiterhin sind Geländeversuche, v.a. Beregnungsversuche geplant, mit denen das Modell validiert werden soll.

Danksagung

An den vorgestellten Untersuchungen waren viele Personen beteiligt. Einigen soll hier gedankt werden. Allen voran dem Landwirt und Träger des Sächsischen Umweltpreises 2006 Herrn Thomas Sander in Waldenburg/ OT Oberwinkel. Mit Hilfe seines Engagements konnten auf den Direktsaatflächen des Landwirtschaftsbetriebes A. Müller zahlreiche Versuche durchgeführt werden. Auch danken wir den Mitarbeitern der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft Herrn Dr. Schmidt, Herrn Zimmermann und Frau Dr. Machulla für die kooperative Zusammenarbeit.

Referenzen

- EDWARDS ET AL. (1992): Role of *L. terrestris* burrows on Quality of infiltrating Water. Soil Biol. Biochem. Vol 24, No2, pp. 1555-1561
- EHLERS (1975): Observation on Earthworm Channels and Infiltration on tilled and untilled Loess Soil. Soil Science, Vol. 119, No. 8, pp. 242-249
- GROSCHE (2007): In-situ Untersuchungen zur Infiltrationsleistung von Löss-Ackerböden unter Direktsaat mit Berücksichtigung typischer Fruchtfolgen – Diplomarbeit (noch nicht veröffentlicht)

Übertragbarkeit hydraulischer Eigenschaften aus Laborversuchen auf ein Testlysimeter

W. Durner¹, B. Scharnagl¹, S.C. Iden¹,
L. Weihermüller², H. Vereecken²

Einleitung

Ziel dieser Arbeit war es, die Anwendbarkeit von kleinskalig erfassten hydraulischen Eigenschaften zur Vorhersage von Fließprozessen auf größerer Skala zu testen. Hierzu wurde am Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre des Forschungszentrums Jülich ein Multi-Step-Outflow-Experiment an einem Lysimeter ($L = 75$ cm) durchgeführt. Als Substrat diente ein geschütteter schluffiger Feinsand, der auch für vergleichbare Kurzzeitexperimente an mehreren gepackten Laborsäulen ($L = 15$ cm) an der TU Braunschweig verwendet wurde. In beiden Fällen wurde der gesättigte Boden schrittweise durch kontrollierte Randbedingungen entwässert und der zeitliche Verlauf des Matrixpotenzials (Tensiometer) erfasst. Die Bestimmung der hydraulischen Eigenschaften erfolgte durch inverse Modellierung. Als Modelle der bodenhydraulischen Eigenschaften wurden sowohl die van Genuchten-Mualem-Parametrisierung als auch frei-gestaltete Eigenschaften („free-form“; Iden und Durner, 2007) getestet. Nähere Informationen zu den verwendeten Materialien und den Versuchsbedingungen finden sich in Scharnagl (2006).

Ergebnisse

Abbildung 1 zeigt für eine der Laborsäulen die Verläufe des Drucks am unteren Säulenrand, den kumulativen Ausfluss und die gemessenen Tensionen in zwei Tiefen. Die Ergebnisse zeigen eine ausgezeichnete Übereinstimmung der Verläufe in mehreren Aus- und Rückflusszyklen, so dass von einer reproduzierbaren Ausgangssättigung im Labor ausgegangen werden kann (Abb. 1). Diese ist geringer als 100%. Der Versuch im Lysimeter wurde bei gleichen Druckschritten um den Faktor 20 langsamer durchgeführt, und ergab für Tensionen und Ausflüsse trotz einzelner Gerätefehler plausible Ergebnisse (Abb. 2).

Die inverse Auswertung der Experimente berücksichtigte in der Zielfunktion die kumulativen Ausflüsse und die gemessenen Tensionen. Die Versuchsverläufe des

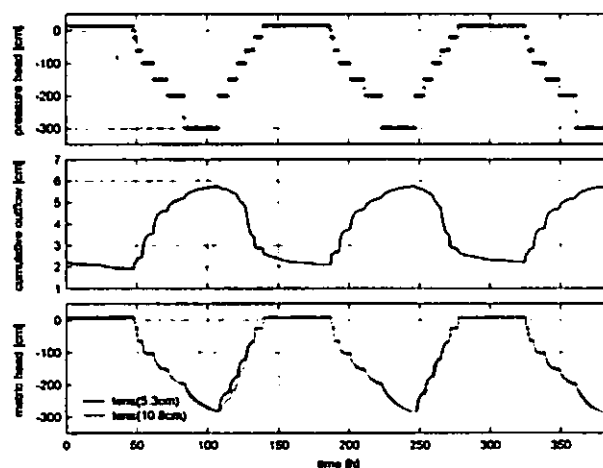


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf des Drucks am unteren Rand, kumulativen Wasserflusses und der gemessenen Tensionen beim Multistep-Experiment an der Laborsäule.

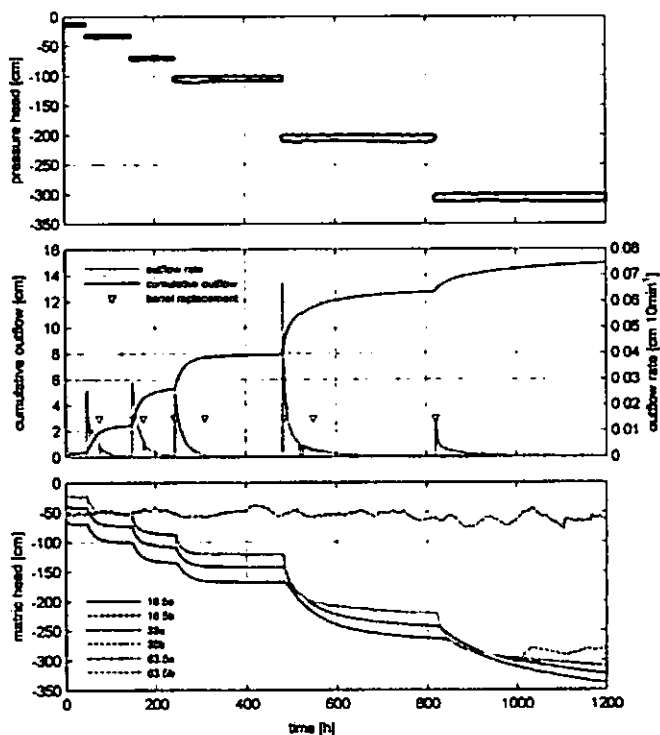


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf des Drucks am unteren Rand (oben), des kumulativen Ausflusses und der Ausflussrate (Mitte) sowie der gemessenen Tensionen und beim Lysimeterexperiment. Die Tensionsmessungen lagen in drei Tiefen und zwei Wiederholungen vor. Die Abbildung zeigt die sehr gute Übereinstimmung der Geräte und den Ausfall eines Tensiometers.

¹Technische Universität Braunschweig, Institut für Geoökologie, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig. e-mail: w.durner@tu-bs.de

² Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre, Bereich Agrosphäre (ICG-IV), Forschungszentrum Jülich, 52425 Jülich.

Laborexperimenten konnten sowohl unter Verwendung des van Genuchten/Mualem-Modells als auch unter Verwendung der frei-gestalteten Funktionen sehr gut reproduziert werden (Abb. 3).

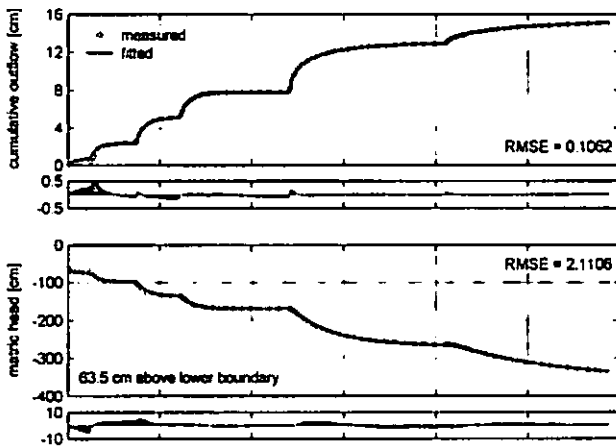


Abb. 3: Gemessene und mit Hilfe des free-form-Modells gefittete Verläufe von Ausfluss und Tensionen für das Lysimeterexperiment. RMSE = root mean square error für den jeweiligen Datentyp.

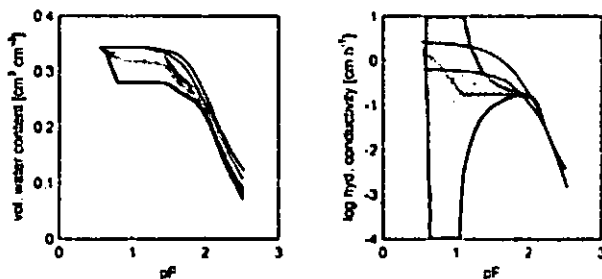


Abb. 4: Auswertung des Lysimeter-experiments. Vergleich der mit dem free-form Ansatz (rot) und dem van Genuchten/Mualem Modell (schwarz) identifizierten Eigenschaften. Letztere hängen von der Datenwichtung ab (siehe Text). Die Unsicherheiten (grau schattiert) sind nahe Sättigung generell sehr hoch.

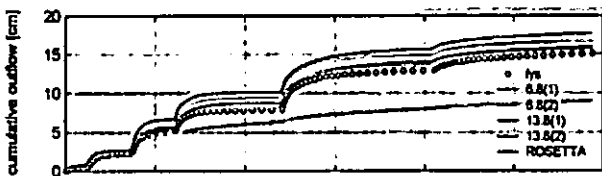


Abb. 5: Vergleich der vorhergesagten Ausflusskurven unter Verwendung der identifizierten hydraulischen Eigenschaften. Die Labor-Eigenschaften sagen die Dynamik sehr gut vorher, überschätzen aber den kumulativen Ausfluss aus dem Lysimeter. Die Vorhersage des Ausflussverhalten mittels einer Pedotransferfunktion („Rosetta“) ergibt eine völlig andere Ausflussdynamik.

Die inverse Simulation der Lysimeterdaten zeigte, dass mit den frei geformten Funktionen stets geringere Abweichungen zwischen Messungen und Beobachtungen resultierten als unter Verwendung des van Genuchten/Mualem-Modells. Abbildung 3 zeigt die hervorragende Anpassung an die Messdaten. Bei Verwendung des van Genuchten/Mualem-Modells waren die Ergebnisse überdies von der Wichtung zwischen Ausfluss- und Tensionsdaten beeinflusst (Abb. 4). Dies weist auf

einen Modellfehler für die hydraulischen Eigenschaften hin.

Fazit

Das Lysimeterexperiment konnte unter Verwendung von Tensionsdaten und kumulativen Ausflussdaten präzise ausgewertet werden. Die beobachteten Wassergehalte erwiesen sich als unzuverlässig. Die Vorhersage der Wasserdynamik im Lysimeter auf Basis einer Pedotransferfunktion für das verwendete Material ergab völlig unbrauchbare Ergebnisse. Die Vorhersage der Dynamik auf Basis von kleinskaligen Labormessungen an Säulen erbrachte eine sehr ähnliche Ausflussdynamik, überschätzte allerdings das Ausflussvolumen beträchtlich (Abb. 5). Dies zeigt die enorme Sensitivität der Wasserdynamik auch auf relativ gering erscheinende Unterschiede in den hydraulischen Eigenschaften.

Wir erklären die Differenzen zwischen den Laborsäulen und dem Lysimetersystem mit kleinskaligen Inhomogenitäten des Substrats im Lysimeter sowie einer nur unvollkommen erreichbaren Aufsättigung des Lysimeters. Da diese Unterschiede grundsätzlichen Charakter haben – auch Freilandssysteme werden niemals vergleichbar zu Laborsäulen aufgesättigt – stellen diese Ergebnisse die Verwendung von kleinskalig im Labor bestimmten bodenhydraulischen Eigenschaften zur Vorhersage von Fließprozessen auf größeren Skalen grundsätzlich in Frage.

Generell ist die Bestimmung hydraulischer Eigenschaften auf der Skala anzustreben, auf der die Modellanwendung stattfindet. Für große Skalen ist dies nur durch inverse Modellierung möglich. Der Einsatz der inversen Simulationstechnik für Freilandssysteme unter Berücksichtigung von Bodenheterogenitäten und Wurzelwasseraufnahme ist derzeit noch Gegenstand der Forschung (Durner et al., 2007)

Literatur

Durner, W., U. Jansen, and S.C. Iden (2007): Effective Hydraulic Properties of Layered Soils at the Lysimeter Scale Determined by Inverse Modelling, *European Journal of Soil Science* (im Druck).

Iden S.C., and W. Durner (2007): Free-Form estimation of the unsaturated soil hydraulic properties by inverse modelling using global optimization. *Water Resour. Res.* 43, W07451, doi:10.1029/2006WR005845.

Scharnagl, B. (2006): *Bestimmung bodenhydraulischer Eigenschaften durch Multi-step Outflow Experimente auf der Labor- und Lysimeterskala*. Diplomarbeit, Abt. Bodenkunde und Bodenphysik, Institut für Geoökologie, TU Braunschweig (unveröffentlicht), 79 Seiten. http://www.igoc.tu-bs.de/soil/pics_download/downloads/Diplomarbeiten/Scharnagl_2006.pdf

Fließmuster und Strukturbildung in Böden tropischer Bergwälder

Stefan Engelhardt¹⁾, Martin Schlather²⁾, Bernd Huwe¹⁾

1. Einleitung

Die Verteilung und Verfügbarkeit von Wasser im Boden ist ein wichtiger Standortfaktor. Während Freilandniederschlag als homogen angesehen werden kann, führt Vegetation zu einer inhomogenen Verteilung des Niederschlages auf der Bodenoberfläche. Der Boden selbst bewirkt in der Regel auch eine heterogene Verteilung des Bodenwassers, da sich Fließpfade nicht gleichmäßig ausbilden. Dieser Faktor ist insbesondere bei Störungen durch Erdbeben gravierend. Im tropischen Bergregenwald Ecuadors haben wir diese Musterbildung untersucht.

2. Methoden

Durch Beregnungsversuche mit Brilliant Blue auf den von Streu und Auflage befreiten Boden wurden die Fließpfade unmittelbar im Boden sichtbar gemacht. Nach einer Beregnung von 40mm Niederschlag mit 10mg/l Brilliant Blue wurden am Folgetag 6 Profilwände im Abstand vom 20cm auf 1m² aufgegraben, um einen Würfel von 1m Kantenlänge zu beproben.

Mit Hilfe des Geostatistikpaketes RandomField (Schlather 2001-6) in R wurden für Intensivmessplots von 20m x 20m die Verteilungsmuster von Bestandsniederschlag und Bodenfeuchte mit bedingten Simulationen modelliert. Datengrundlage ist ein Netz von 20 bzw. 25 Messpunkten auf den Plots.

3. Ergebnisse

Der Boden unter Primärwald (Abb. 1) zeigt nach jahrhundertelanger Entwicklung eine ausgeprägte Strukturierung und gut ausgebildete präferentielle Fließwege, was sich an der vor allem in tiefen Horizonten (50-100cm) intensiven Blaufärbung zeigt.

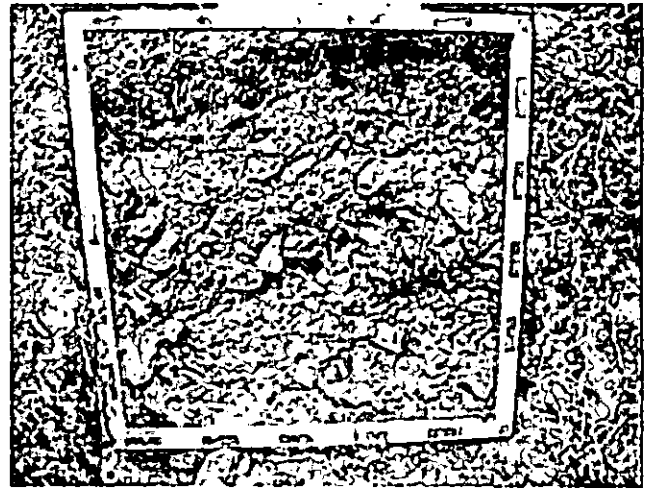


Abb. 1: Fließmuster unter Primärwald, Stationswald ECSF, Südecuador

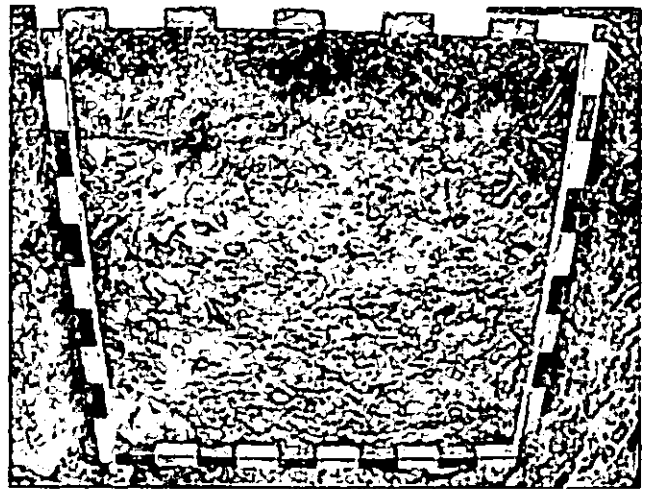


Abb. 2: Fließmuster auf einem jungen Rutsch (Alter ca. 3 Jahre), Stationswald ECSF, Südecuador



Abb. 3: Fließmuster auf einem alten Rutsch (Alter ca. 50 Jahre), Stationsgebiet ECSF, Südecuador

¹⁾ Universität Bayreuth, Abt. Bodenphysik
Universitätsstr. 30, 95440 Bayreuth
Email: soilscience@web.de

²⁾ Universität Göttingen, Institut für Mathematische
Stochastik & Zentrum für Statistik
Maschmühlenweg 8-10, 37073 Göttingen
Email: schlath@math.uni-goettingen.de

Ein Erdbeben (Abb. 2) zerstört die Bodenstruktur und es gibt kaum noch Fließpfade die über eine Tiefe von 10cm hinausgehen.

Durch die Regeneration der Bodenstruktur im Zuge der weiteren Bodenentwicklung nach einem Rutsch bilden sich wieder neue Fließpfade

aus. Das Beispiel eines alten Rutsches (Abb. 3) zeigt die Konsolidierungsfähigkeit des Bodens über einen Zeitraum von ca. 50 Jahren. Neue Fließpfade sind entstanden aber die Qualität des Ausgangszustands ist noch nicht wieder erreicht.

Die Musterbildung der Verteilung des Bestandsniederschlags und der Bodenfeuchte ist in den nächsten Abb. 4-6 für Plot 1 im Bergregenwald (2000m) dargestellt. Bei dem Standort handelt es sich um einen Intensivmessplot im ungestörten Primärwald. Die bedingten Simulationen wurden mit dem Gausschen Model und Maximum Likelihood als Schätzer durchgeführt.

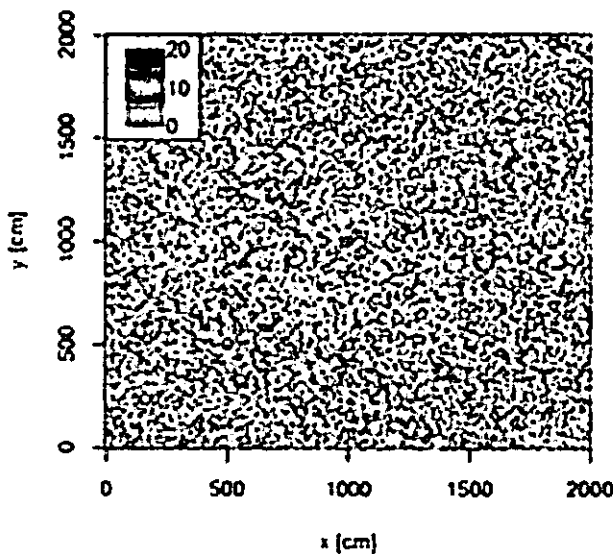


Abb. 4: Muster der Verteilung des Bestandesniederschlags im Bergwald, Stationswald ECSF, Südecuador

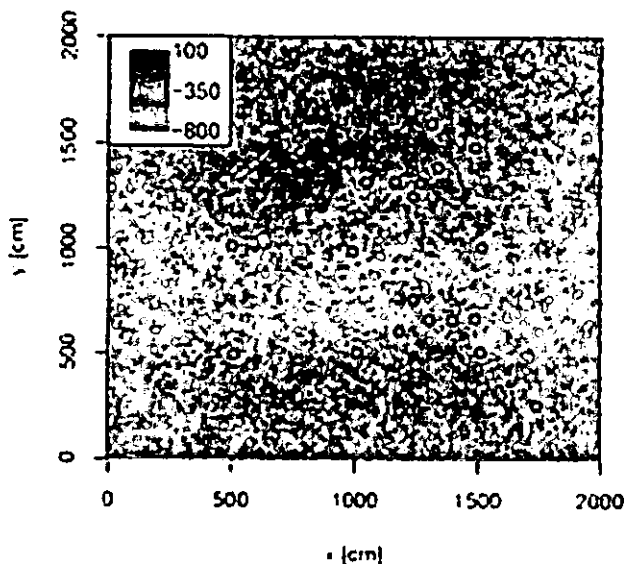


Abb. 5: Muster der Verteilung der Wasserspannung in 15cm Tiefe im Bergwald, Stationswald ECSF, Südecuador

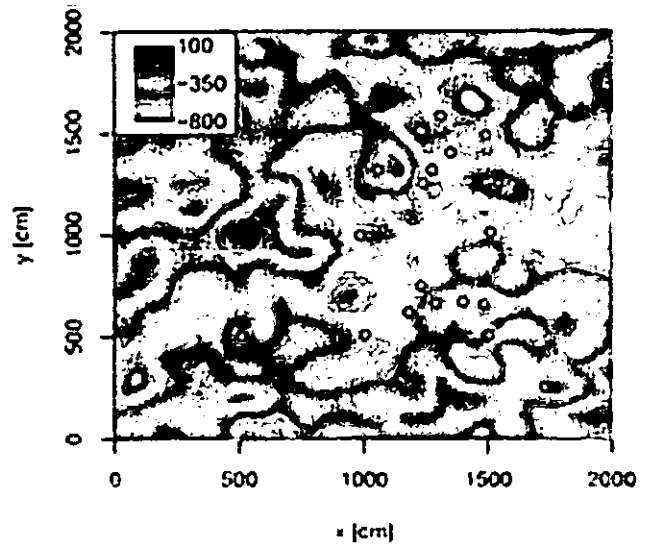


Abb. 6: Muster der Verteilung der Wasserspannung in 30cm Tiefe im Bergwald, Stationswald ECSF, Südecuador

Auffällig ist die zufällige Verteilung des Bestandsniederschlags, trotz der Trichter- und Siebeffekte des Kronendaches und ihre Fortsetzung in der Bodenfeuchte im Oberboden. Hier zeigen die Simulationen einen reinen Nuggeteffekt. Im Gegensatz dazu steht die plötzliche Strukturbildung im Unterboden in 30cm Tiefe was sich auch in 45cm fortsetzt.

Hier zeigt der Boden die Fähigkeit zur Strukturbildung bei einem Parameter, der als mehr oder weniger zufälliges Signal auf die Oberfläche trifft.

Als komplexe Durchdringungssphäre von Lithos-, Hydros-, Bios- und Atmosphäre weißt der Boden ein hohes Potential auf aus unstrukturierten Eingangssignalen des hydrologischen Kreislaufs durch ein vielfältiges interaktives Prozessgeschehen Muster zu generieren.

4. Literatur

Schlather, M. (2001-6, Software). RandomFields: contributed extension package to R for the simulation of Gaussian and max-stable random fields <http://cran.r-project.org>.

Auswirkungen von Bodenverdichtungen auf Porenfunktionen

S. Gebhardt*, H. Fleige*, R. Horn*

1 Einleitung

Unterschiedliche Böden Schleswig-Holsteins wurden untersucht um Auswirkungen einer mechanischen Belastung auf das Porensystem und Porenfunktionen zu erfassen. Bei Belastungen unterhalb der in erheblichem Maße wassergehaltsabhängigen Vorbelastungswerte ist mit keiner wesentlichen Veränderung des Porensystems zu rechnen, da hier ein elastisches Verhalten des Bodens vorliegt und die resultierende Verformung reversibel ist. Eine Überschreitung der Vorbelastung führt jedoch zu einer nachhaltigen Veränderung des Porensystems und damit auflastabhängiger bodenökologischer Kennwerte. Neben der Setzungsempfindlichkeit unterschiedlicher Böden wurde deshalb die Veränderung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit sowie der Luftleitfähigkeit untersucht.

2 Material und Methoden

Ungestörte, horizonspezifisch entnommene Stechzylinderbodenproben von Böden (Podsol-Braunerden, Gleye, Pseudogleye, Moore) der naturräumlichen Einheit Heide-Itzehoeer Geest und der Randbereiche der Unterelbenederung wurden untersucht.

Zur Ermittlung der mechanischen Stabilität bei unterschiedlichen Wasserspannungen bzw. -gehalten wurde eine Multistep-Drucksetzungapparatur genutzt. Die Feldwasserspannungen wurden über dreieinhalb Jahre mittels Tensiometern gewonnen und, zur Ableitung der jahreszeitlichen Veränderung der Vorbelastung über gemessene pFWG-Beziehungen bzw. deren Anpassung mit der van Genuchten-Funktion, in die entsprechenden Wassergehalte überführt (vgl. 3.1).

Ein weiterer Probensatz wurde nach vollständiger Aufsättigung auf eine Wasserspannung von -60 hPa entwässert. An einem Teil der Proben wurden dann im unbelasteten Zustand die Leitfähigkeiten ermittelt (gesättigte hydraulische Leitfähigkeit: Haubenpermeameter, Luftleitfähigkeit: Acryldurchflussmesser bei einem Luftdruckgradienten von 1hPa), während an weiteren Proben die Leitfähigkeiten erst nach Belastung mit unterschiedlichen Auflasten (bis zum vollständigen Abbau von Porenwasserüberdrücken), die zu einer Überschreitung der mechanischen Stabilität führten, bestimmt wurden (vgl. Kap. 3.2, 3.3).

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Vorbelastung

Die mechanische Stabilität oder Vorbelastung eines Bodens ist keine Konstante sondern in erheblichem Maße wasserspannungs- bzw. wassergehaltsabhängig (vgl. Abb. 1, $r^2=0,7$). Bei bekannter pFWG-Beziehung lassen sich Wassergehaltsbereiche den entsprechenden dann wassergefüllten Porengrößenbereichen zuordnen und die dazugehörigen Stabilitäten ablesen. Bei hohen Wassergehalten ist die Vorbelastung des exemplarisch vorgestellten sandreichen Substrates gering und steigt mit zunehmender Aus-

trocknung an, bis bei geringen Wassergehalten, bei denen nur noch ein Teil der Mittel- bzw. Feinporen wassergefüllt vorliegen, hohe bis sehr hohe Werte erreicht werden. Vergleichbare Zusammenhänge ergeben sich auch für andere Substrate, wobei die entsprechenden Größenordnungen variieren.

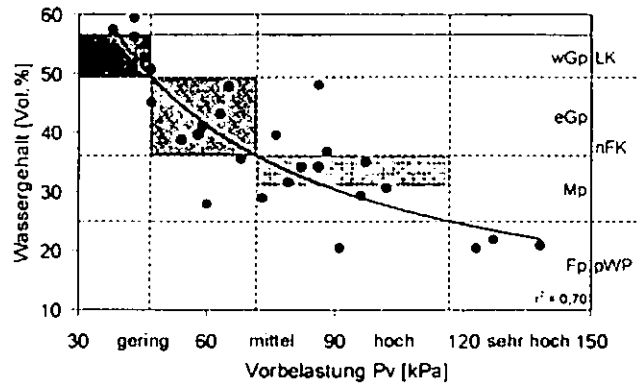


Abb. 1: Exemplarische Darstellung der Korrelation zwischen Wassergehalt und Vorbelastung eines sandreichen Substrates (S13) des Untersuchungsgebietes aus 15cm Tiefe sowie entsprechende Porenbereiche (n=27, wGp: weite Grobporen, eGp: enge Grobporen, Mp: Mittelporen, Fp: Feinporen, LK: Luftkapazität, nFK: nutzbare Feldkapazität, pWP: permanenter Welkepunkt, Einstufung der Vorbelastungswerte nach DVWK (1995))

Langjährige Tensiometermessungen an mehreren Untersuchungsstandorten und Bodentiefen ermöglichten – nach Umrechnung in die entsprechenden Wassergehalte über die van Genuchten Funktion mit Hilfe des in Abb. 1 dargestellten funktionalen Zusammenhanges – die Darstellung des Jahresganges der Vorbelastung (Abb. 2). Während des Zeitraumes von Mitte 2003 bis Ende 2006 lagen zu 48% der Zeit Feldkapazität oder feuchtere Verhältnisse an diesem exemplarisch ausgewählten grundwasserfernen Standort in 15cm Tiefe (rAp-Horizont) vor (dunkelgrau eingefärbte Flächen in Abb. 1 und 2). Diese Zustände, während der der Boden bei Vorbelastungswerten von etwa 45kPa besonders instabil ist, liegen kontinuierlich von Herbst bis Frühjahr sowie während kürzerer sommerlicher Perioden vor. Trocknere Zustände bis pF 2.5 treten zu 28% des Messzeitraumes auf (mittelgrau), während solche oberhalb von pF 2.5 noch zu 24% der Zeit zu erwarten sind (hellgrau). Hier werden während sommerlicher Austrocknungszeiträume kurzzeitig Vorbelastungen von bis zu etwa 80kPa erreicht.

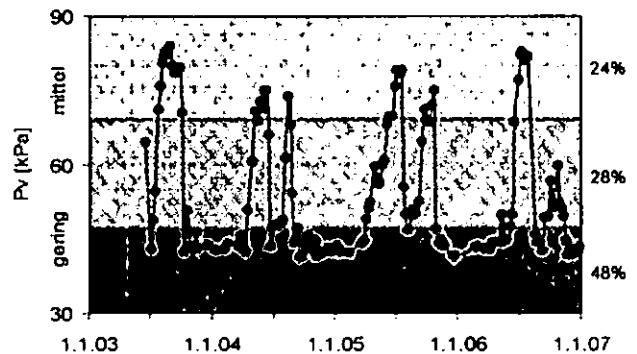


Abb. 2: Mit Hilfe von Tensiometer-Feldmessungen aus der Beziehung zwischen Wassergehalt und Vorbelastung (vgl. Abb. 1) errechneter Vorbelastungsverlauf in einem sandreichen Substrat (S13) des Untersuchungsgebietes in 15cm Tiefe (rAp-Horizont) sowie prozentualer Anteil bestimmter Stabilitätszustände am Jahresverlauf (eingefärbte Flächen entsprechen den in Abb. 1 dargestellten Wassergehalts- bzw. Vorbelastungsbereichen; n=144)

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

Die insgesamt sehr feuchten Bedingungen der untersuchten Böden sind bedingt durch eine verhältnismäßig ausgeglichene Niederschlagsverteilung und eine hohe mittlere Jahressumme von 998mm sowie einer Grasreferenzverdunstung von etwa 530mm, so dass auf Jahresbasis eine deutlich positive klimatische Wasserbilanz vorliegt. Entsprechend groß ist die Gefahr, dass Bodenbearbeitungsvorgänge und einhergehende mechanische Belastungen die Böden der Region unter diesen ungünstigen Stabilitätsbedingungen mit geringen Vorbelastungen treffen. Um also die Gefahr mechanischer Bodendegradation nicht zu unterschätzen ist es notwendig, eine Einschätzung der Veränderung auflastabhängiger bodenökologischer Kennwerte unter feuchten Bedingungen vorzunehmen. Die nachfolgend vorgestellten Untersuchungen sind deshalb bei Feldkapazität durchgeführt worden.

3.2 Setzungsverhalten und Leitfähigkeiten

Der reine und schluffige Sand der Bsv-Horizonte der Podsol-Braunerden mittlerer, bzw. hoher Dichte stellen typische nahe Unterbodensubstrate der Geest dar. Sie zeigen geringe Setzungsempfindlichkeiten und selbst bei sehr hoher Last von 1000kPa bleibt unter der Annahme, dass vor allem Makroporen von einer Reduktion betroffen werden, ein Teil ihrer Makroporosität erhalten (Abb. 3). Entsprechend gering sind auch die Auswirkungen dieser Veränderungen auf die Leitfähigkeiten (Abb. 4 und 5). Die feiner texturierten Substrate geringer Dichte weisen dagegen erhebliche Volumenabnahmen nach Überschreitung ihrer mechanischen Stabilität auf.

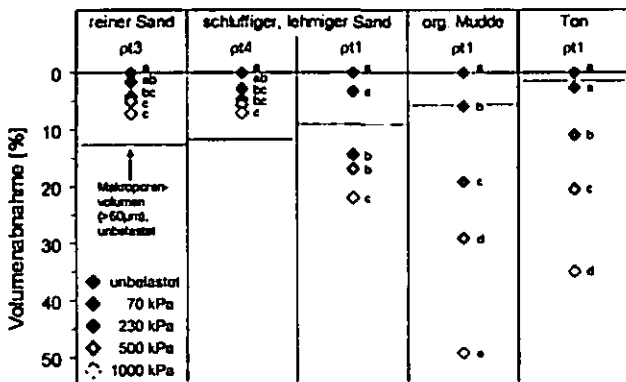


Abb. 3: Setzungseigenschaften der untersuchten Substrate nach Belastung mit unterschiedlichen Auflasten ($\psi=60hPa$, $n=3$, arithm. Mittelwerte, a-e: Signifikanzen ($\alpha=0,05$), Einstufung der Trockenrohdichte (ρ) nach AG Boden (2005))

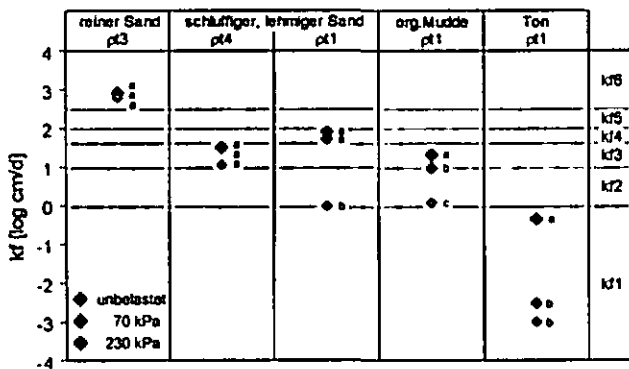


Abb. 4: Veränderung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit der untersuchten Substrate nach Belastung mit unterschiedlichen Auflasten ($n=7$, geom. Mittelwerte, a,b: Signifikanzen ($\alpha=0,05$), Einstufung der Trockenrohdichte (ρ) und der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (k_f) nach AG Boden (2005))

Bei ihnen geht im Zuge der Belastung das gesamte, bereits im unbelasteten Zustand geringere Makroporenvolumen verloren. Bei niedrigerem Ausgangsniveau der Leitfähigkeiten im Vergleich zu den Sanden höherer Bodendichte zeigen sich deshalb bei diesen Substraten sehr deutliche Abnahmen der Leitfähigkeiten bis in sehr geringe Größenordnungen.

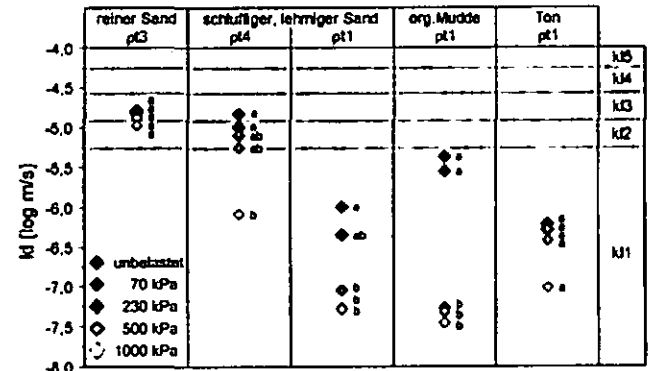


Abb. 5: Veränderung der Luftleitfähigkeit der untersuchten Substrate nach Belastung mit unterschiedlichen Auflasten ($n=5$, geom. Mittelwerte, a,b: Signifikanzen ($\alpha=0,05$), Einstufung der Trockenrohdichte (ρ) nach AG Boden (2005) und der Luftleitfähigkeit (k_l) nach DVWK (1997))

4 Zusammenfassung

Der standort- und horizontspezifisch variierende Wert der Vorbelastung wird typischerweise zur Bewertung einer zulässigen Bodenbelastung als Orientierung für Maßnahmen zum (Unter-)Bodenschutz herangezogen. Dabei ist die Vorbelastung keine Konstante, sondern in erheblichem Maße wasserspannungs- bzw. wassergehaltsabhängig. Die klimatischen Bedingungen Schleswig-Holsteins bewirken lange Zeiträume im Jahresverlauf während der die Böden sehr feucht sind und besonders geringe mechanische Stabilitäten aufweisen. Um die Gefahr mechanischer Bodendegradation nicht zu unterschätzen, muss sich eine Einschätzung potentieller Gefährdungen an feuchten Bedingungen (FK) orientieren. Wenn die Vorbelastung der Böden überschritten wird, verändern sich das Porensystem und damit Porenfunktionen bzw. Leitfähigkeiten. Bodenschadverdichtungen können die Folge sein.

Die vorgestellten überwiegend sehr sandreichen Böden der schleswig-holsteinischen Geest weisen bei Feldkapazität geringe bis mittlere Vorbelastungen auf. Im Erstverdichtungsbereich verhalten sie sich nur wenig setzungsempfindlich und ihre primär hohen Leitfähigkeiten sind nur von geringen Abnahmen betroffen. Auch in der Geest sind jedoch Böden mit z.T. höheren Gehalten an Ton oder organischer Substanz verbreitet, bei denen nach Überschreitung ihrer geringen mechanischen Stabilität wesentliche Setzungen sowie Leitfähigkeitsabnahmen auftreten, die zu einer Unterschreitung sog. „kritischer Grenzwerte“ (z.B. $k_f < 10 \text{ cm d}^{-1}$, $LK < 8 \text{ Vol.}\%$) führen können.

5. Literatur

- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (1995): Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden. Teil I: Mechanische Belastbarkeit. NLO. 234.
- DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (1997): Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden. Teil II: Ableitung physikalischer Bodenkenngrößen. NLO. 235.

Wasser- und Lufthaushaltskennwerte sowie Benetzungseigenschaften von flugaschebeeinflussten Waldböden

Peter Hartmann, Heiner Fleige, Rainer Horn

EINLEITUNG

Im Rahmen des Projektes ENFORCHANGE werden die Auswirkungen von alkalischen Flugaschen der Braunkohleverfeuerung auf bodenphysikalische Eigenschaften von Waldstandorten in der Dübener Heide untersucht. Um einen Gradienten der Flugaschebelastung abbilden zu können, wurden Leitprofile (Braunerden und Podsole unter Kiefer- bzw. Buchenbestand mit variierendem Unterstand) mit zunehmender Entfernung zum Hauptemittenten (Braunkohlekraftwerk in Zschornewitz) angelegt. Schwerpunkt der vorgestellten Analytik bilden die organischen Auflagen (Of,Oh), da in diesen die stärkste Flugascheakkumulation zu erwarten ist.

METHODEN

Zur Charakterisierung der Luft- und Wasserhaushaltskenngrößen wurden anhand 100cm³ Stechzylinderproben die Wasserretentionsfunktionen (pF-WG) sowie die gesättigten Wasserleitfähigkeiten (kf) nach Hartge & Horn (2006) bestimmt. Benetzungseigenschaften wurden mittels der wasserspannungsabhängigen Sorptivität von Ethanol Se im Vergleich zu Wasser Sw nach Hallett & Young (1999) untersucht. Daraus resultiert der Repellency Index $R = 1,95 \cdot Se / Sw$. Ab einem Wert $> 1,95$ weisen die Proben eine Benetzungshemmung auf.

ERGEBNISSE

1. Wasserretention und gesättigte Wasserleitfähigkeit

Die organischen Auflagen haben Gesamtporenvolumina von nahezu 60 bis zu 90 Vol % (Abb. 1). Die Proben entwässern aufgrund des hohen Anteils an Grobporen bereits bei geringer Saugspannung sehr stark. Klassifiziert nach AG Boden (2005) resultiert das in „hohen“ bis „sehr hohen“ Luftkapazitäten. Die Werte der nutzbaren Feldkapazität und des Totwassers liegen überwiegend im „geringen“ bis „mittleren“ Bereich. Die gesättigten Wasserleitfähigkeiten der organischen Auflagen liegen meist im „extrem hohen“ Bereich ($>300\text{cm/d}$).

Flugascheeinfluss

In Abhängigkeit von der Distanz zum Hauptemittenten Zschornewitz zeigen sich graduelle Beeinflussungen der untersuchten Parameter (Abb. 2). Die Luftkapazitäten und gesättigten Wasserleitfähigkeiten sind emittentennah erhöht, nutzbare Feldkapazitäten und Totwasseranteile steigen mit zunehmender Entfernung.

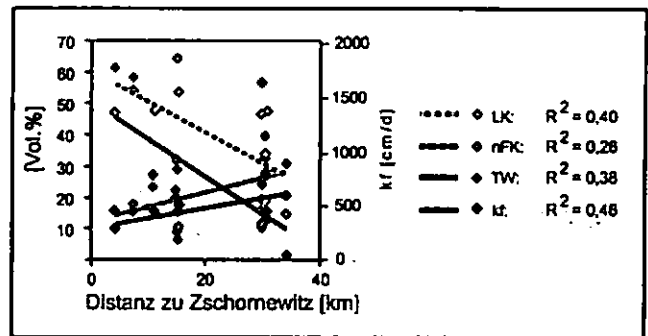


Abb. 2: Gradientenabhängigkeit der untersuchten Kennwerte LK, nFK, TW und kf.

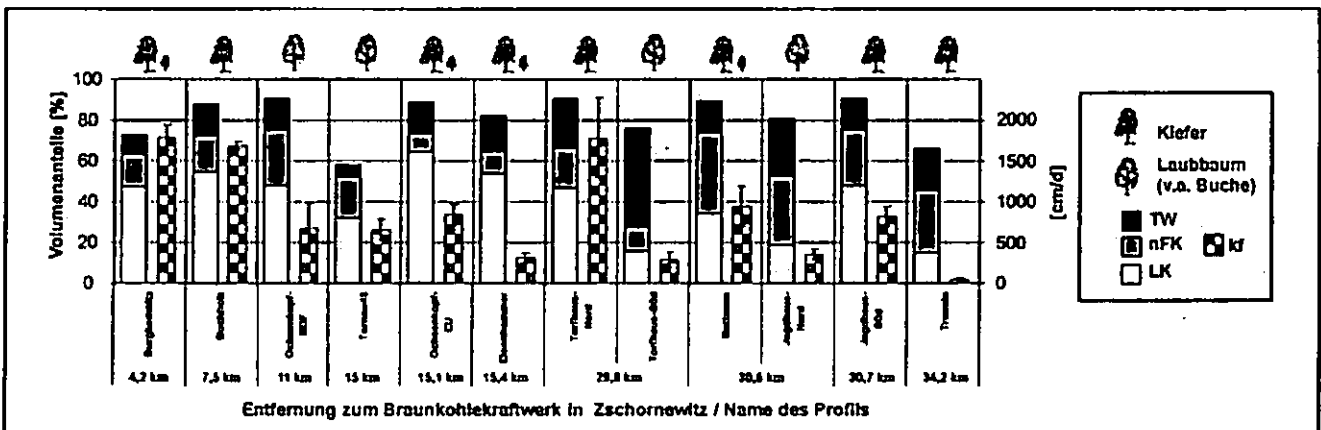


Abb. 1: Totwasser TW, nutzbare Feldkapazität nFK, Luftkapazität LK und gesättigte Wasserleitfähigkeit kf der organischen Auflagen; die Standorte sind mit zunehmender Entfernung zum Hauptemittenten in Zschornewitz angeordnet.

2. Benetzungshemmung

Sorptivität

Die organischen Auflagen (Of,Oh) (exemplarisch: Standort Buchholz, Podsol-Braunerde, Abb. 3) weisen die geringsten Sw- als auch Se-Werte auf. Der oberste mineralische Horizont (Aeh) weist ähnliche Werte für Se auf wie der mineralische Unterboden (Bsv) (ähnliche Kapillarität) bei teilweise verringerten Sw-Werten (Wasserinfiltration gehemmt).

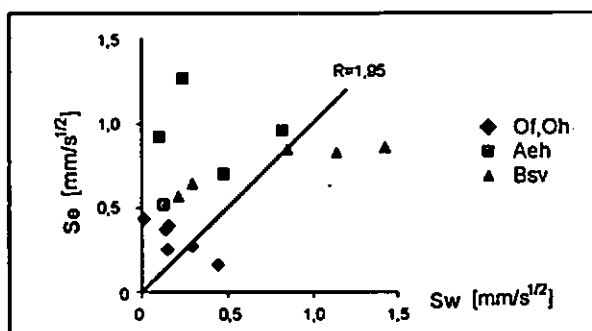


Abb. 3: Sorptivität von Wasser (Sw) und Ethanol (Se) der organischen Auflage (Of,Oh), des obersten mineralischen Horizontes (Aeh) und des mineralischen Unterbodens (Bsv) des Standortes Buchholz bei pF 2,2.

Repellency Index

Der Repellency-Index R zeigt für die organische Auflage (Of,Oh) und den obersten mineralischen Horizont (Aeh) eine Abhängigkeit von der Wasserspannung (Abb.4 a). R nimmt mit zunehmender pF-Stufe exponentiell zu. Der Unterboden ist unabhängig von der Entwässerung kaum benetzungsgemmt ($R < 1,95$).

Flugascheeinfluss auf Benetzungshemmung

Mit zunehmender Entfernung zum Hauptemittenten in Zschornowitz weisen die organischen Auflagen eine Erhöhung der Repellency Indizes R auf (Abb.4b). Diese Reduzierung der Benetzungshemmung emittenten-naher Standorte (Buchholz, Ochsenkopf-BDF) kann auf die Akkumulation von hydrophilen anorganischen

Bestandteilen der Flugasche zurückgeführt werden. Untersuchungen der Kontakwinkel und der Wassertropfeneindringzeit (WDPT) (Hartmann et al. (2007)) lassen ebenfalls eine verringerte Hydrophobie an emittentennahen Standorten erkennen.

ZUSAMMENFASSUNG

1. In Abhängigkeit von der Distanz zum Hauptemittenten in Zschornowitz wurden für die organischen Auflagen Modifikationen bodenphysikalischer Eigenschaften festgestellt (pF-WG, kf, Benetzungshemmung).

2. Die Benetzungseigenschaften weisen für die organischen Auflagen und die mineralischen Oberböden eine exponentielle Abhängigkeit von der Entwässerungsstufe auf.

DANKSAGUNG

Die Untersuchungen wurden durch die finanzielle Unterstützung durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) und den Projektträger Jülich (PTJ) im Rahmen der Forschung für Nachhaltigkeit (FONA) ermöglicht (Förderkennzeichen: 0330634D).

LITERATUR

AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung 5.Auflage, 438 S., Hannover.

Hartge, K. H. & Horn, R. (2006): Die physikalische Untersuchung von Böden. - 8.Auflage: Stuttgart (E.Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung).

Hartmann, P., Fleige, H., Horn, R. (2007): Flugascheeinfluss auf Böden in der Dübener Heide - Physikalische Eigenschaften, Hydrophobie und Wasserhaushalt. In Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung (Archives of Nature Conservation and Landscape Research) 46, 2007, S.79-103.

Hallett, P. & Young, I.M. (1999): Changes to water repellency of soil aggregates caused by substrate-induced microbial activity. In Eur.Jo.of So.Sci. 50, 1999, S.35-40.

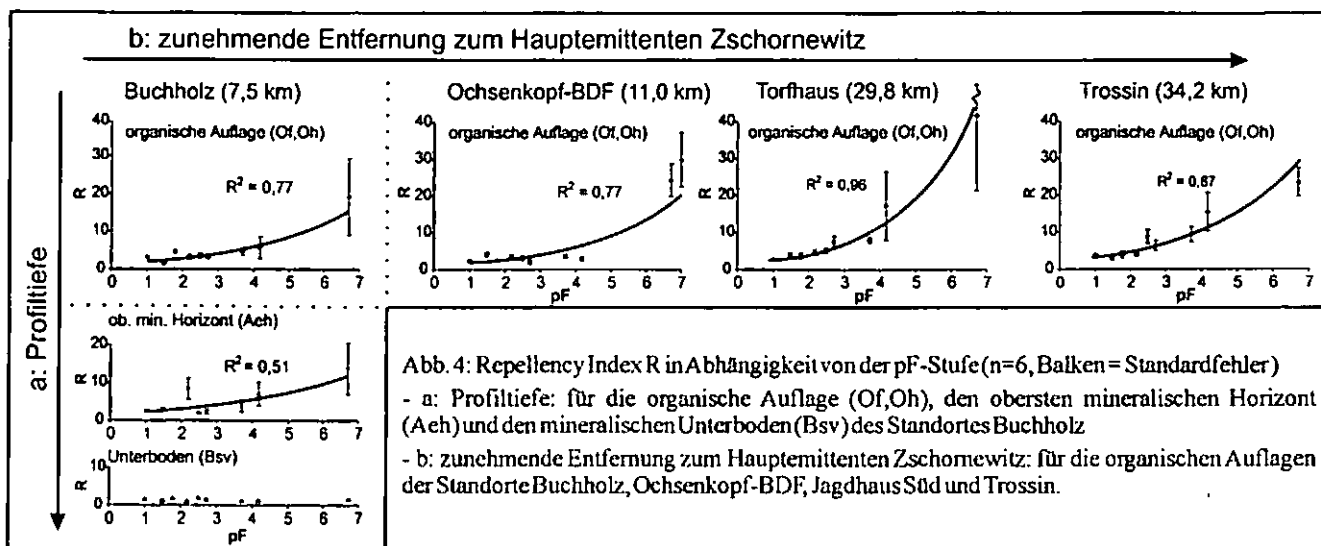


Abb. 4: Repellency Index R in Abhängigkeit von der pF-Stufe (n=6, Balken = Standardfehler)
 - a: Profiltiefe: für die organische Auflage (Of,Oh), den obersten mineralischen Horizont (Aeh) und den mineralischen Unterboden (Bsv) des Standortes Buchholz
 - b: zunehmende Entfernung zum Hauptemittenten Zschornowitz: für die organischen Auflagen der Standorte Buchholz, Ochsenkopf-BDF, Jagdhaus Süd und Trossin.

Nicht-invasive Regionalisierung von Unterbodenverdichtung in Lössböden unter landwirtschaftlicher Nutzung

Gunnar Hoefler^{a)}, Jörg Bachmann^{a)}, Karl Heinrich Hartge^{a)}, Volker Gundelach^{b)}, Sven Altfelder^{b)}, Wilhelmus Duijnsveld^{b)}, Hartmut Stützel^{c)}

EINLEITUNG

Die Regionalisierung von Unterbodenverdichtung in landwirtschaftlich genutzten Böden auf der Feldskala stellt noch immer ein ungelöstes Problem dar. Bodenprobenentnahmen erlauben nur punktartige Aussagen und vernachlässigen dabei gleichzeitig die räumliche Variabilität von bodenphysikalischen Eigenschaften. Nicht-invasive Sonden hingegen erlauben zwar eine kontinuierliche Messung, sind aber eher mit einer unspezifischen Genauigkeit behaftet. Die scheinbare elektrische Leitfähigkeit (ECa) stellt in diesem Sinne einen einfach zu ermittelnden Parameter da, welcher potentiell in der Lage ist, Inhomogenitäten im Gelände zu ermitteln und eventuell dazu genutzt werden kann, spezifische Bereiche für weitere Untersuchungen, im Rahmen von Verdichtungszuständen im Böden, auszuweisen.

MATERIAL UND METHODEN

Für die Erfassung der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit (ECa) wurde die einfach zu handhabende EM38-Sonde (Geonics, Canada) verwendet.

Da mittels der EM38-Sondierung Verdichtungen im Feld erkannt werden sollen,

- a) Institut für Bodenkunde der Leibniz Universität Hannover
- b) Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR)
- c) Institut für Biologische Produktionssysteme der Leibniz Universität Hannover – Fachgebiet Systemmodellierung Gemüsebau

e-mail: hoefler@ifbk.uni-hannover.de

wurden ergänzend Eindringwiderstände (PR) mittels eines Penetrologgers (Eijkelkamp, Niederlande) bis in eine Tiefe von 80cm Zentimeter genau ermittelt.

Zudem haben wir zu Überprüfung der Hypothese Stechzylinderproben in mehreren Profilgruben (>120cm) entnommen und zusätzlich wurden an einem Standort Georadaruntersuchungen vorgenommen. Die untersuchten Böden befinden sich südlich von Hannover: Die Untersuchungsfläche Ruthe besteht aus weichselzeitlichen Löß (>180cm) und liegt über einer quartären Schichtung aus Sand und Kies. Die Untersuchungen fanden von April 2005 bis April 2007 statt. Gemessen wurde an ca. 10.000 Messpunkten (Wiederholungen inbegriffen)

ERGEBNISSE

Generell lässt sich feststellen, dass die an dem Standort Schellerten festgestellten Ergebnisse sich auch auf den Standort Ruthe übertragen lassen (Hoefler et al., 2005).

Die höchsten Messwerte (Abb. 2) für die scheinbare elektrische Leitfähigkeit (ECa) sind auch hier im unteren Feldrandbereich auffindbar („Vorgewende“). Die Messwerte für die Eindringwiderstände (PR), als Referenz für den mechanischen Spannungszustands Bodens, korrespondieren mit den Messwerten der EM38.

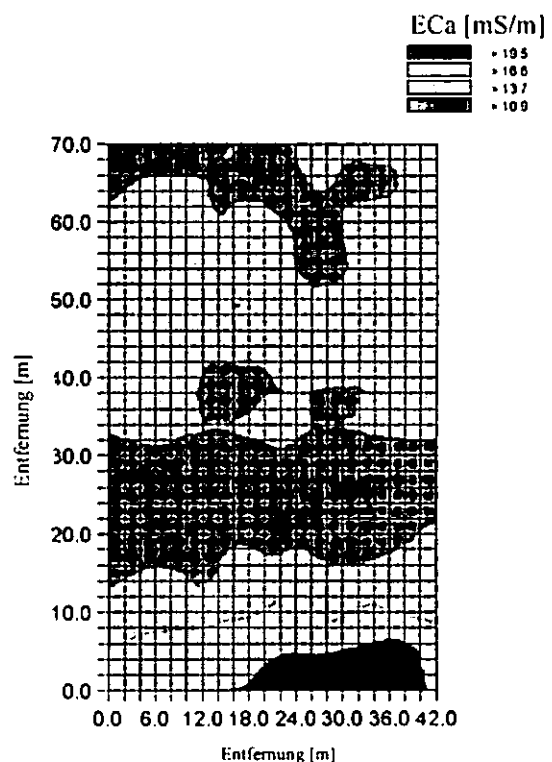


Abb. 2: Regionalisierung von der EM38-Werte

Verwendet man den Ansatz des hydrostatischen Spannungszustandes (Hartge und Bachmann, 2004) bei der Beziehung von ECa und PR (Hofer et al., 2005) so zeigt sich dies sehr deutlich, da beispielweise hohe ECa-Werte mit den hohen PR-Werten korrelieren.

Zusätzliche an dem Standort Ruthe vorgenommene Georadaruntersuchungen zeigen in Bezug auf die Unterbodenverdichtung einen weiteren Interpretationsansatz.

Ein direkter Vergleich der Radargrammbilder mit den ermittelten Eindringwiderständen des Penetrologgers lässt eine Übereinstimmung zwischen beiden Ergebnisbildern erkennen und erlaubt somit eine zusätzliche Identifikation von verdichteten Bereichen im Unterboden feststellen (Abb. 3).

FAZIT

Generell fanden wir gute Übereinstimmungen zwischen den Werten für den Penetrologger und der EM38-Sonde, insbesondere in den Bereichen wo höhere Eindringwiderstände ermittelt wurden. Die zusätzlich vorgenommenen Georadaruntersuchungen bestätigen diese Ergebnisse deutlich. Wir schließen daraus, dass die nicht-invasive

EM38-Sonde eine gute Methode zur Regionalisierung von Unterbodenverdichtung in weitgehend homogenen Lössböden darstellt.

LITERATUR

Hartge, K.H. and J. Bachmann (2004): Ermittlung des Spannungszustandes von Böden aus Werten des Eindringwiderstandes von Sonden. J. Plant Nutr. Soil Sci. 167, 304-308.

Hofer et al. (2005): Regionalisierung der Unterbodenverdichtung von landwirtschaftlich genutzten Böden als Folge von Bodenverdichtung durch Befahren. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 107, 51-52.

Durlessen, H. (1999): Bestimmung der Variation bodenphysikalischer Parameter in Raum und Zeit mit elektromagnetischen Induktionsverfahren. FAM-Bericht 35 (Dissertation).

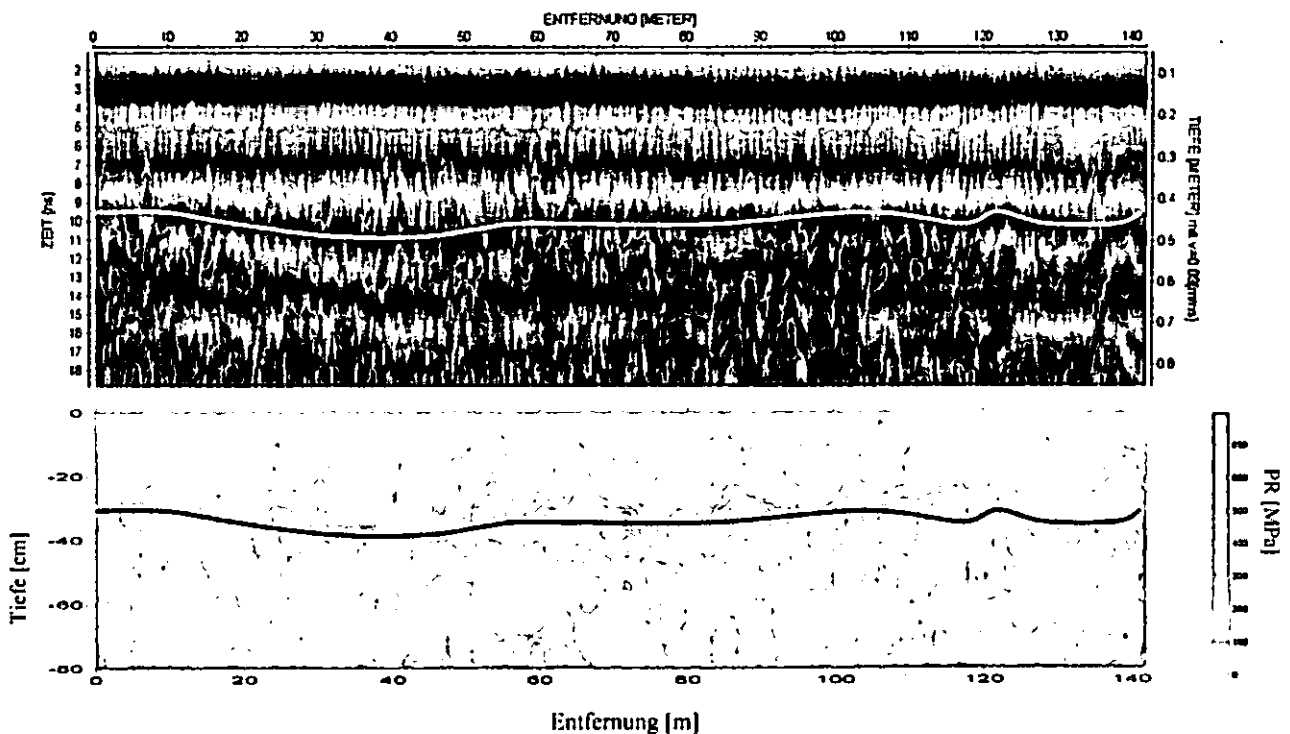


Abb. 3: Vergleich des Penetrometer-Logs mit der Radarspur (Ruthe, November 2006)

Wirkung des Energiepflanzenbaues auf physikalische Bodeneigenschaften

B. Hofmann¹, A.-K. Schmitt¹, S. Tischer² & O. Christen¹

1. Einleitung

Zahlreiche Untersuchungen beschäftigen sich mit umweltgerechten Anbauverfahren, den Auswirkungen auf bodenchemische bzw. -biologische Eigenschaften und den Verwertungsmöglichkeiten von nachwachsenden Rohstoffen zur Energiegewinnung. Die Veränderungen von physikalischen Bodeneigenschaften wurden dagegen nur vereinzelt untersucht. So befassen sich beispielsweise Kahle und Boelcke (2004) mit den Auswirkungen der Energieholzproduktion auf jungpleistozänen Standorten in Nordostdeutschland.

Mit den vorliegenden Untersuchungen wird das Ziel verfolgt, den Einfluss der schnellwachsenden Baumarten Weide (*Salix viminalis*) und Pappel (*Populus nigra*) sowie von Chinaschilf (*Miscanthus sinensis*) auf fruchtbarkeitsbestimmende physikalische Bodeneigenschaften im Vergleich zur Acker- und Grünlandnutzung zu ermitteln.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden im Energiepark (Anlagejahr 2000) der Lehr- und Versuchsstation Bad Lauchstädt der Martin Luther-Universität Halle-Wittenberg durchgeführt. Bodenseitig handelt es sich hierbei um einen Löß-Tschernosem (Bodenart stark toniger Schluff, 21 % Ton, 68 % Schluff, C_{org} 2.1 M.-%).

Der Versuch besteht aus den Varianten Acker- und Grünlandnutzung (Fruchtfolge WRaps-WGerste-Triticale), Grünland mit Weidelgrasgemisch, Chinaschilf und den Gehölzen Weide und Pappel (Besatzdichte bei den Daueranlagen 1 Pfl./m²).

Für die bodenphysikalischen Untersuchungen (u.a. Trockenrohdichte, Wasserretention, Luft- und Wasserleitfähigkeit nach DIN ISO 11272, 11274 und DIN 19683-9) wurden 250 cm³-Stechzylinder (Probenahme Mai 2004) verwendet. Die Zylinder wurden in 10-facher Wiederholung vertikal aus den jeweiligen Bodentiefen

0-6, 16-22, 24-30 und 32-38 cm entnommen. Die Beprobung für die bodenchemischen Werte erfolgte in 10 cm-Abständen (Oberkrume 5 cm) bis in 40 cm Bodentiefe. Zur Bestimmung der Kohlenstoffgehalte wurden folgende Methoden angewandt: C_{org} (DIN ISO 10694), C_{hwf} nach VDLUFA-Vorschrift.

3. Ergebnisse und Diskussion

Bereits nach 4 Versuchsjahren sind erste nutzungsbedingte Differenzierungen zu erkennen. Im Vergleich zur Ackernutzung (Winterraps) weisen die Baumarten Weide und Pappel, aber auch Grünland und Chinaschilf in der Oberkrume (0-20 cm) infolge des mehrjährigen krumen-tiefen Lockerungsverzichts deutlich höhere TRD-Werte auf (Tab. 1).

Tab. 1: Bodenphysikalische Eigenschaften (Frühjahr 2004)

Nutzungsart	Bodentiefe [cm]		
	0-22	24-30	32-38
Trockenrohdichte [g/cm ³]			
Acker ¹	1.24 a ²	1.35 a	1.24 ab
Grünland	1.38 b	1.37 a	1.30 b
Chinaschilf	1.37 b	1.40 a	1.37 ab
Weide	1.42 b	1.38 a	1.32 b
Pappel	1.38 b	1.52 b	1.40 a
Luftkapazität (d _p > 50 µm) [Vol.-%]			
Acker	10.2 a	5.0 a	5.2 a
Grünland	4.6 d	4.6 a	8.0 a
Chinaschilf	6.2 cd	4.6 a	7.5 a
Weide	6.9 bc	6.3 a	7.4 a
Pappel	8.9 ab	3.4 a	5.7 a
Gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm/d]			
Acker	103 a	76 a	13 a
Grünland	36 b	14 b	22 a
Chinaschilf	28 b	6 bc	14 a
Weide	2 c	10 b	22 a
Pappel	35 b	2 c	13 a

¹ unter Winterraps

² sign. bei t_a 5 %

Im Unterkrumen- und Krumenbasisbereich unterscheiden sich die Trockenrohdichten dagegen nicht wesentlich voneinander. Eine Ausnahme bildet lediglich die Pappelfläche mit partiellen Bodenverdichtungen im Pflugsohlenbereich (24 bis 30 cm), die möglicherweise auf die vorherige Nutzung zurückzuführen sind.

In der Krumenbasis werden TRD-Werte > 1.45 g/cm³, die auf Restriktionen bei der Regulationsfähigkeit hinweisen, nicht überschritten.

¹ Allg. Pflanzenbau / Ökolog. Landbau und

² Bodenbiologie u. Bodenökologie, Inst. Agrar- und Ernährungswissenschaften, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 06099 Halle

Tab. 2: Organischer und heißwasserlöslicher Kohlenstoff (Frühjahr 2004)

Nutzungsart	Bodentiefe [cm]				
	0-5	5-10	10-20	20-30	30-40
C_{org}-Gehalt [M.-%]					
Acker (W-Raps)	2.07 a ¹	2.06 a	2.06 a	2.03 d	1.77 c
Grünland	2.38 c	2.33 b	2.02 a	1.92 cd	1.57 bc
Chinaschilf	2.15 ab	1.91 a	1.95 a	1.69 b	0.84 a
Weide	2.41 c	2.05 a	1.96 a	1.77 bc	0.94 a
Pappel	2.07 a	1.89 a	1.89 a	1.50 a	0.96 a
C_{hwf}-Gehalt [µg C/kg Boden]					
Acker (W-Raps)	406 a	411 a	418 a	426 c	297 a
Grünland	634 d	610 b	401 a	379 abc	254 a
Chinaschilf	461 ab	375 a	381 a	342 ab	231 a
Weide	552 bcd	442 a	430 a	379 abc	258 a
Pappel	423 a	381 a	404 a	294 a	253 a

¹signifikant bei t_{α} 5 %

Ähnliche Relationen wie bei der Trockenroh-dichte ergeben sich auch für die Luftkapazität ($d_p > 50 \mu\text{m}$) und das dränbare Porenvolumen ($d_p > 10 \mu\text{m}$). Zwischen Trockenroh-dichte und Luftkapazität bzw. dem Grobporenvolumen insgesamt bestehen signifikante negative Korrelationen. Im Vergleich zur Ackernutzung unter Winterraps treten somit bei den Dauerkulturen in der Oberkrume geringere und in der Krumbasis vergleichbare, tendenziell aber zumeist höhere Luftvolumina bei pF 1,8 und 2,5 auf. Die nutzbare Feldkapazität (nFK) weist insgesamt hohe Werte auf. Gegenüber Ackernutzung deuten sich bei den Gehölzen Weide und Pappel in der oberen Krume verminderte nFK-Werte an. Diese beruhen auf einer reduzierten Feldkapazität und bodendichtbedingt höheren Totwassergehalten.

Kahle und Boelcke (2004) fanden dagegen unter schnellwachsenden Baumarten auf humosen, schwach lehmigen Sanden nach mehr als 10 Versuchsjahren neben verminderten Trockenroh-dichten auch signifikant höhere Mittelporenanteile. Sie führen diese Effekte auf die OBS-Anreicherung in der Krume und die Wurzelwirkung im Oberboden zurück. Bei den Untersuchungen im Energiepark Bad Lauchstädt deutet sich ebenfalls eine OBS-Akkumulation bei Chinaschilf und Korbweide in Oberflächennähe an (Tab.1). Bestätigung finden diese Resultate auch in den C_{hwf}-Gehalten. Für die Herausbildung von standortspezifischen und nutzungsabhängigen OBS-Gehalten ist die Versuchsdauer allerdings noch nicht ausreichend. Außerdem ist die bewirtschaftungsbedingte Differenzierung der Bodenstruktur noch nicht ab-

geschlossen. In diesem Zusammenhang soll besonders auf die sehr geringen gesättigten Wasserleitfähigkeiten in der Oberkrume bei der Weidenhybride hingewiesen werden, die auf technogene Einflüsse unter feuchten Bedingungen zur Ernte im Nachwinter (Februar) zurückzuführen sind. Bei den übrigen Dauerkulturen treten derartige Effekte gleichfalls auf.

Die vorliegenden Daten bilden die Basis für weitergehende Untersuchungen zur Quantifizierung der langfristigen Auswirkungen des Energiepflanzenbaus auf die Entwicklung von Bodenfruchtbarkeitsparametern.

Schlussfolgerungen

Der Anbau von Chinaschilf und der schnellwachsenden Gehölze Pappel und Weide führen auf der Löß-Schwarzerde bereits nach 4 Versuchsjahren zu nachweisbaren Veränderungen der physikalischen Bodeneigenschaften. Durch den mehrjährigen Lockerungsverzicht steigt bei den Dauerkulturen in der Oberkrume die Trockenroh-dichte an, Luftkapazität, nutzbare Feldkapazität und gesättigte Wasserleitfähigkeit nehmen dagegen ab. In Unterkrume und Krumbasis ergeben sich zwischen den Nutzungsarten keine wesentlichen Differenzierungen. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass technogene Belastungen während der Bewirtschaftung (Gehölzernte) zu erheblichen Bodenstrukturschäden führen können.

Literatur

Kahle, P. und B. Boelcke (2004): Auswirkungen des Anbaus schnellwachsender Baumarten im Kurzumtrieb auf ausgewählte Bodeneigenschaften. Bornimer Agrartechn. Berichte H. 35, 99-108.

Bewertung der potentiellen Gefährdung von Grund- und Oberflächenwässern infolge Mobilisierung von Schwermetallen aus bergbaubedingt kontaminierten Auensedimenten im nördlichen Vilstal/Opf.

Kerstin Hürkamp¹, Thomas Raab² & Jörg Völkel¹

Einleitung

Im nördlichen Vilstal bei Vilseck/Freihung sind infolge eines seit dem Jahre 1427 belegten Bleibergbaus und dessen Verhüttung die Auensedimente der Vils mit Schwermetallen, vor allem mit Blei, kontaminiert. Ziel dieser Studie ist die Erfassung und Bilanzierung der Schwermetalleinträge in die Auensedimente der Vils. Über die Charakterisierung der Mobilisierbarkeit von Blei, Zink und Arsen wird die potentielle Gefährdung für Grund- und Oberflächenwässer nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) abgeschätzt. Hohe Mobilisierungsraten der Metalle kennzeichnen die stark belasteten Auenböden als sekundäre Kontaminationsquellen, die wiederum eine Gefahr für flussabwärts gelegene, bisher unbelastete Bereiche darstellen. Im Hinblick auf aktuell geplante Renaturierungen des Vilsabschnittes zwischen Vilseck und Freihung stellen die Befunde der vorgestellten Studie anwendungsorientierte Grundlagen für den vorsorgenden Grundwasser- und Bodenschutz dar. Für die geplante Ausbaggerung zur Wiederherstellung eines gewundenen Flusslaufes ist die Kenntnis über die Verteilung der Schwermetalle in der Aue notwendig. Hoch belastete Bereiche können nicht nur bei anthropogenen Flusslaufveränderungen ein Problem darstellen, sondern sind auch bei natürlichen Prozessen wie Uferabbrüchen oder Mäanderdurchstößen kritisch zu bewerten.

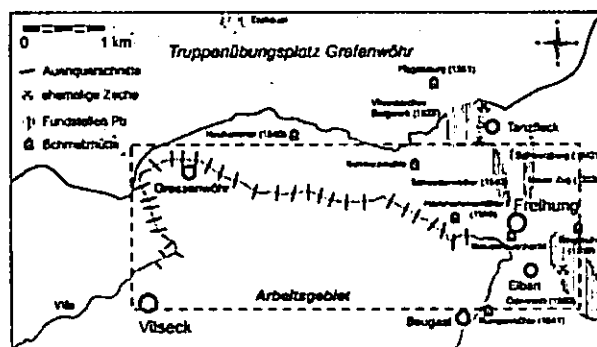


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebiets an der Vils zwischen Vilseck und Freihung/Opf.

Die insgesamt 2488 Proben wurden bei 40°C getrocknet und die Fraktion > 2 mm abgetrennt. Am Feinboden der Meterproben wurden die Gesamtgehalte (Königswasseraufschluss) sowie die Gehalte in den Eluaten (nach DIN 38414-S4) der Elemente Pb, Zn und As mittels ICP-MS (VG ELEMENTAL, Typ PlasmaQuad PQ3-S-Option) bestimmt. Für eine detailliertere Profilaufnahme wurden die horizontbezogenen Proben mit einem feldportablen Röntgenfluoreszenz-Analysator (FPRFA, NITON, Typ XL 722s) im Laborbetrieb bei einer Messzeit von 120 s gemessen (HÜRKAMP 2006; RAAB et al. 2005).

Ergebnisse und Diskussion

Die Bleigehalte in den Auensedimenten der Vils liegen in großen Bereichen deutlich über dem Maßnahmenwert nach BBodSchV (1999) von 1.200 mg/kg. Abb. 2 zeigt die exponentielle Abnahme der Bleikonzentrationen mit zunehmender Entfernung vom ehemaligen Bergbaugebiet bei Freihung. Die höchsten Gehalte wurden in einer Probe am Ringlmühlbach im Königswasserextrakt mit 20.890 mg/kg gemessen. Der

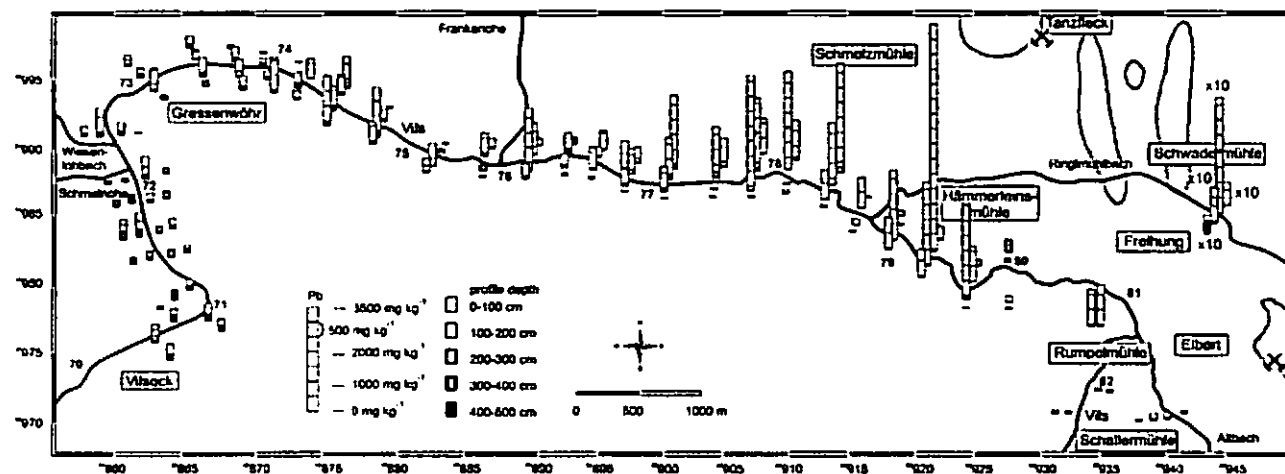


Abb. 2: Blei-Gesamtgehalte [mg kg⁻¹ TM] im Königswasserextrakt in den Auensedimenten der Vils zwischen Vilseck und Seugast

Methoden

An einem 12 km langen Flussabschnitt der Vils und deren Nebenflüssen zwischen Vilseck und Seugast wurden 120 Rammkernsondierungen in Auenquerschnitten zu je vier Bohrungen bis auf 5 m abgeteuft und meter- sowie horizontweise beprobt (Abb. 1).

Bach entwässert direkt den Bereich der hinterlassenen Halden des ehemaligen Bergbaus bei Elbart. Als wahrscheinlichste Quelle der Bleikontamination der Aue kann daher der anthropogene Eingriff des Bergbaus angenommen werden.

Zink und Arsen haben in ihren Verteilungsmustern entlang der Vils keinen ausgeprägten Gradienten. Die Gesamtgehalte liegen im Gegensatz zum Blei auch nur leicht erhöht und relativ gleichmäßig über das Arbeitsgebiet verteilt vor.

Die gelösten Gehalte der Metalle in den Eluaten sind vergleichsweise gering für alle drei Elemente (Abb. 3 exemplarisch für Pb). Einzelne Peaks sind auf lokale

¹ Professur für Geomorphologie und Bodenkunde, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Technische Universität München, D-85350 Freising

² Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, D-03013 Cottbus
E-mail: huerkamp@wzw.tum.de

Besonderheiten des Substrates wie eingeschaltete Niedermoortorfe oder besonders niedrige pH-Werte zurückzuführen. Der prozentuale Anteil der Eluate an den Gesamtgehalten, hier ausgedrückt als Löslichkeit, beläuft sich im Mittel für Blei auf 0,5 %, für Zink auf 3,3 % und für Arsen auf 1,2 %.

5). Sie sind in genau diesen Horizonten am höchsten. Auffällig ist auch, dass Zink im Gegensatz zu Blei und Arsen verstärkt in den Niedermoortorfen löslich ist. Die relativ hohen gelösten Gehalte im Ausgangsgestein (ICv) sind auf sehr niedrige pH-Werte von teilweise < 3 in dem oberkretazischen schluffigen Substrat zurückzuführen.

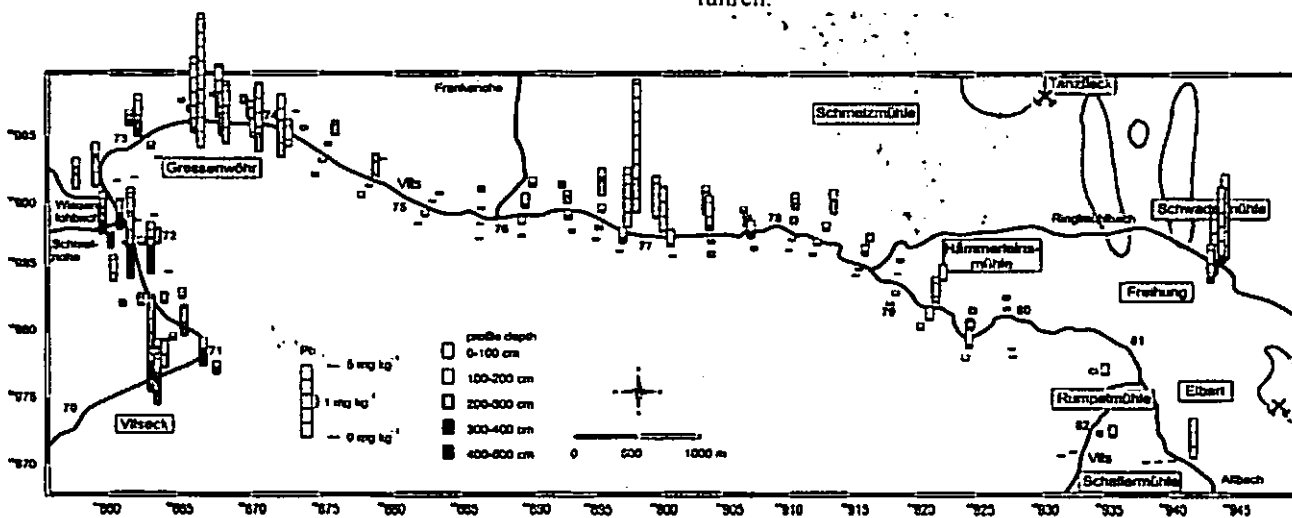


Abb. 3: Blei-Eluatgehalte [mg kg^{-1} TM] im Königswasserextrakt in den Auensedimenten der Vils zwischen Wilseck und Seugast

Der Bezug zu den einzelnen Bodenhorizonten lässt eine Differenzierung der Kontamination zu (Abb. 4, s. auch HÖRKAMP et al. accepted). Die Gesamtgehalten, gemessen mittels FPRFA, sind in den oberflächennahen Horizonten im oxidativen Milieu wie den aAp und aGo-Horizonten am höchsten. Hier liegen die bevorzugten Sorptionspartner der Schwermetalle wie organische Substanz und pedogene Oxide in hoher Konzentration vor und fördern, zusammen mit den vergleichsweise hohen pH-Werten von bis zu pH 6, die Fixierung vor allem des Bleis.

Schlussfolgerung

Im Bezug auf die Bleikontamination liegt in der nördlichen Vilsau gemäß BBodSchV (1999) eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vor. Als Quelle ist der ehemalige Bergbau mit den hinterlassenen Halden bei Freihung zu nennen. Die Anreicherungen an Zink und Arsen sind nicht direkt auf den Bergbau rückführbar. Die gelösten Gehalte der drei Elemente sind lediglich in den tieferen, unbelasteten Horizonten erhöht. Daher spielt die Lösungsfraktion des Bleis eine eher unbedeutende Rolle für die weitere Verbreitung der Kontamination. Für die bevorstehende Ausbaggerung zur Wiederherstellung eines gewundenen Flusslaufes stellen die belasteten Bereiche dennoch eine Gefahr dar, da Änderungen im Redoxpotential infolge von Umschichtung der Sedimente schnell zu einer erhöhten Löslichkeit der Metalle führen können. Vor allem sind aber die Erosion der hoch belasteten Sedimente und der partikuläre Transport, auch bei natürlichen Prozessen wie Uferabbrüchen oder Mäanderdurchstößen, kritisch zu bewerten.

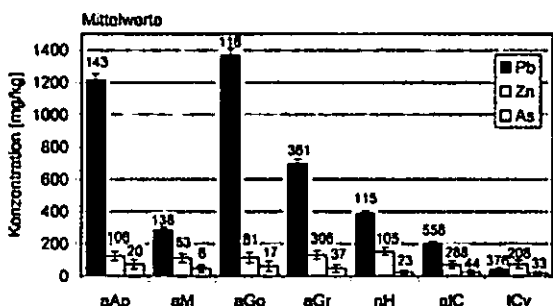


Abb. 4: Horizontbezogene Gesamtgehalten (FPRFA) mit Standardabweichung (Fehlerbalken) und Anzahl der Proben n

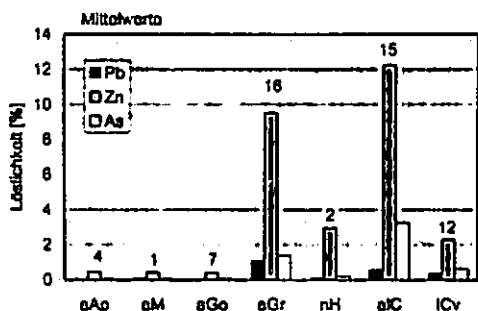


Abb. 5: Horizontbezogene Löslichkeiten (ICP-MS) mit Standardabweichung (Fehlerbalken) und Anzahl der Proben n

Fast reine Quarzsande und -kiese der aM- und aIC-Horizonte und die reduzierten Horizonte im Allgemeinen sind weniger stark in der Lage, die Metalle zu binden. Das zeigt sich auch an der Menge der gelösten Metallgehalte (Abb.

Literatur

BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999.- Bundesgesetzblatt, Teil I, Nr. 36, pp. 1554-1582, Bonn.

HÖRKAMP, K. (2006): Bewertung der potentiellen Gefährdung von Grund- und Oberflächenwässern infolge Mobilisierung von Schwermetallen aus bergbaubedingt kontaminierten Auensedimenten im nördlichen Vilstal/Opf.- Regensburger Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung 9, 410 S. [<http://www.opus-bayern.de/uni-regensburg/volltexte/2006/684/>]

HÖRKAMP, K., RAAB, T. & VÖLKELE, T. (accepted): Field portable X-ray fluorescence (FPXRF) analysis as a new methodological tool in geomorphology.- Geomorphology [Special Issue, papers of the ICG 2005, session S14].

RAAB, T., HÖRKAMP, K. & VÖLKELE, J. (2005): Detection and quantification of heavy metal contamination in alluvial soils of historic mining areas by field portable X-ray fluorescence (FPXRF) analysis.- Proceedings of the International Conference on Problematic Soils, 25-27 May 2005, Eastern Mediterranean University, Famagusta, N. Cyprus: 299-306.

Vergleich zwischen Verdunstungs- und Ausflussmethode zur Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit

J. Ibrahim¹, H. Borg² und B. Hofmann²

1. Einleitung

Die ungesättigte Wasserleitfähigkeit in Abhängigkeit von Wassergehalt bzw. Saugspannung (ku-Kurve) ist eine wichtige bodenphysikalische Beziehung. Zu ihrer Quantifizierung entwickelte Becher (1971) die Verdunstungsmethode, die später von Schindler (1980) weiterentwickelt wurde. Dabei verdunstet Bodenwasser mit geringer Rate aus einer Stechzylinderprobe, während gleichzeitig das Matrixpotential mit Tensiometern auf zwei verschiedenen Niveaus in der Probe gemessen wird. Wegen des begrenzten Messbereichs der Tensiometer kann die ku-Kurve mit dieser Methode nur bis maximal 850 hPa Saugspannung bestimmt werden. Dagegen lassen sich über den Ausfluss aus Drucktöpfen (Ausflussmethode nach Gardner, 1956) je nach verwendeter keramischer Platte ku-Werte bis 15.000 hPa Saugspannung ermitteln. Ziel dieser Arbeit ist es, ku-Kurven gegenüberzustellen, die für den gleichen Boden mit der Verdunstungs- und der Ausflussmethode bestimmt wurden.

2. Material und Methoden

Für beide Verfahren wurden je drei ungestörte Bodenproben mit Stechzylindern (7,28 cm Ø, 6 bzw. 4 cm hoch für die Verdunstungs- bzw. Ausflussmethode) aus 0-10 cm Tiefe (Ap-Horizont) eines schwach schluffigen Tons (Tu2) auf einem bewässerten Standort bei Lattakia (Syrien) entnommen (Tab. 1).

Tab. 1: Einige Merkmale des untersuchten Bodens.

Sandgehalt (2000 - 63 µm), M.-%	5,4
Schluffgehalt (< 63 - 2,0 µm), M.-%	40,2
Tongehalt (< 2,0 µm), M.-%	54,4
Organische Substanz, M.-%	4,7
CaCO ₃ , M.-%	37,5
Wassergehalt bei pF 2,5, Vol.-%	30,8
Wassergehalt bei pF 4,2, Vol.-%	21,3
Dichte der festen Bodensubstanz, g/cm ³	2,64
Trockenrohdichte, g/cm ³	1,25

Nach kapillarer Aufsättigung wurden die Stechzylinder basal abgedichtet. Nach dem horizontalen Einbau von zwei Tensiometern in einem vertikalen Abstand von Δz = 3 cm wurden die Zylinder für die Verdunstungsmethode auf einer Waage (Genauigkeit 0,001 g) platziert. Bei freier Verdunstung unter Zimmertemperatur (rel. Luftfeuchte ~85%) wurden dann der Ver-

lauf der Saugspannungen (ψ) sowie der Masseverluste (ΔM) über Zeitschritte von Δt registriert. Mit diesen Daten wurden die ku-Werte in Abhängigkeit von der Saugspannung, ku(ψ), berechnet als:

$$ku(\psi^*) = \frac{2 \cdot \Delta M \cdot \Delta z^2}{A \cdot L \cdot \rho_w \cdot \Delta t \cdot (\Delta \psi_{t1} + \Delta \psi_{t2} - 2 \cdot \Delta z)} \quad [1]$$

mit ψ* = Mittelwert aus den vier ψ-Werten, die in Δψ_{t1} und Δψ_{t2} eingehen, A, L = Querschnittsfläche bzw. Höhe des Stechzylinders, ρ_w = Dichte des Wassers und Δψ_{t1, t2} = Saugspannungsdifferenz zwischen den beiden Tensiometern zum Zeitpunkt t1 bzw. t2. Für die Ausflussmethode wurden die Stechzylinder in Drucktöpfe transferiert und unter Nutzung von keramischen Platten (Lufttrittspunkt 1.000 hPa) durch stufenweise Erhöhung des Drucks auf 1.000 hPa entwässert. Für jede Druckstufe wurde zeitabhängig (t) die ausgeflossene Wassermenge und die Masse der Proben erfasst. Mit diesen Daten wurde die Diffusivität (D) als Funktion der Bodenfeuchte (θ) berechnet als (Gardner, 1962):

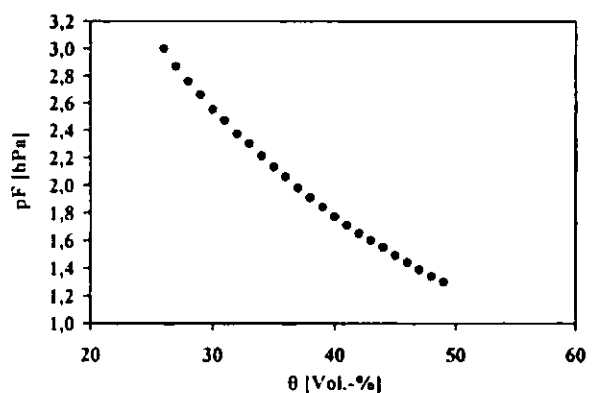
$$D(\theta_t) = -\frac{4 \cdot L^2}{\pi^2 \cdot (\theta_t - \theta_f)} \cdot \frac{d\theta}{dt} \quad [2]$$

mit θ_{t, f} = Bodenwassergehalt zum Zeitpunkt t bzw. zum Versuchsende (f). Die Diffusivitäten wurden dann wie folgt in ku-Werte umgerechnet:

$$ku(\theta) = -D(\theta) \cdot \frac{d\theta}{d\psi} \quad [3]$$

Der Term dθ/dψ wurde dafür aus der pF-Kurve für den Boden entnommen (Abb. 2).

Abb. 2: pF-Kurve des untersuchten Bodens.



Der experimentelle Aufbau erlaubt es nicht, die Saugspannungen, bei denen ku-Werte mit der Verdunstungsmethode bestimmt werden, so zu wählen, dass sie mit den Wassergehalten, bei denen ku-Werte mit der Ausflussmethode bestimmt werden, übereinstimmen (und umgekehrt). Um die gewonnenen Daten besser vergleichen zu können, wurde daher eine Regressionskurve durch die Ergebnisse gelegt. Daraus wurden die ku-Werte aus der Verdunstungsmethode für Wassergehalte von 49 bis 26% abgelesen. Aus der Wasserspannungskurve wurde für diese

¹Department of Soil and Land Reclamation, Faculty of Agriculture, Tishreen University, Lattakia, Syria

²Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Naturwissenschaftl. Fakultät III, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Wassergehalte die entsprechende Saugspannung ermittelt und dafür dann die k_u -Werte aus der Regressionskurve für die Abflussmethode entnommen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse aus beiden Methoden sind in Tab. 2 zusammengefasst. In Abb. 2 sind die k_u -Werte als Funktion des Wassergehaltes dargestellt. Wie zu erwarten, geht bei beiden Methoden die ungesättigte Wasserleitfähigkeit mit Ansteigen der pF-Werte von 1,3 auf 3,0 bzw. mit Abnehmen des Bodenwassergehaltes von 49 auf 26% um mehrere Zehnerpotenzen zurück. Dieses Verhalten resultiert daraus, dass mit ansteigenden pF-Werten die Größe und Anzahl der wasserleitenden Poren abnimmt.

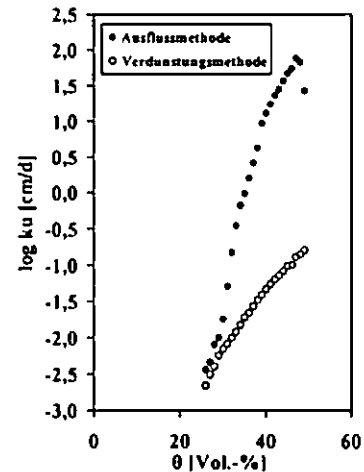
Tab. 2: Mit der Verdunstungs- und Ausflussmethode ermittelte k_u -Werte (Mittelwerte aus je drei Wiederholungen) und Signifikanz der Unterschiede.

θ (Vol.-%)	$\log \psi$ (hPa)	k_u -Verd. (cm/d)	k_u -Ausfl. (cm/d)	Signifikanz bei $\alpha = 0,05$
49	1,30	0,16	26,8	sign.
48	1,34	0,14	68,0	sign.
47	1,39	0,13	77,1	sign.
46	1,44	0,10	54,6	sign.
45	1,49	0,098	47,0	sign.
44	1,55	0,083	36,8	sign.
43	1,60	0,072	28,1	sign.
42	1,65	0,064	22,9	sign.
41	1,71	0,055	17,3	sign.
40	1,77	0,047	12,9	sign.
39	1,84	0,039	9,3	sign.
38	1,91	0,033	4,2	sign.
37	1,98	0,027	2,6	sign.
36	2,06	0,022	1,6	sign.
35	2,13	0,019	0,98	sign.
34	2,21	0,015	0,67	sign.
33	2,30	0,012	0,35	sign.
32	2,37	0,010	0,15	sign.
31	2,47	0,0082	0,051	sign.
30	2,55	0,0070	0,018	nicht sign.
29	2,66	0,0057	0,010	nicht sign.
28	2,76	0,0040	0,0080	nicht sign.
27	2,87	0,0031	0,0046	nicht sign.
26	3,00	0,0022	0,0036	nicht sign.

Über den betrachteten Bereich sind die mit der Verdunstungsmethode ermittelten k_u -Werte immer geringer als die aus der Ausflussmethode (Tab. 2, Abb. 2). Dabei sind die Werte aus beiden Methoden bei Wassergehalten zwischen 49 und 31% bzw. pF-Werten von 1,3 bis ca. 2,5 signifikant verschieden und nähern sich erst bei $\theta \leq 30\%$ bzw. $pF > 2,5$ soweit an, dass sie statistisch nicht mehr signifikant verschieden sind.

Bei der Ausflussmethode erfolgt die Wasserbewegung nach unten, also in Richtung der Schwerkraft, während sie bei der Verdunstungsmethode nach oben, also entgegen der Schwerkraft verläuft.

Abb. 2: Mit der Verdunstungs- und Ausflussmethode ermittelte k_u -Werte. Daten aus Tab. 2.



In der Regel dominiert in feuchtem Boden die Schwerkraft den Wassertransport. Je trockener ein Boden wird, desto größer wird der Einfluss des Gradienten in der Saugspannung im Vergleich zur Schwerkraft und überwiegt letztlich. Dass sich die k_u -Werte aus den beiden Methoden hier erst bei $pF > 2,5$ annähern, deutet darauf hin, dass bei der Ausflussmethode der Einfluss der Schwerkraft auf die Wasserbewegung nicht richtig erfasst wird. Analoge Ergebnisse ergeben sich auch bei einem Druck von 5.000 hPa unter Verwendung einer für 15.000 hPa ausgelegten keramischen Platte.

4. Zusammenfassung

Auf einem schwach schluffigen Tonboden (Tu2) wurde die mit der Verdunstungs- und Ausflussmethode ermittelte ungesättigte Wasserleitfähigkeit verglichen. Im pF-Bereich von 1,3 - 3,0 lagen die k_u -Werte bei der Verdunstungsmethode zwischen 0,16 und 0,0022 cm/d und bei der Ausflussmethode im Bereich von 26,8 bis 0,0036 cm/d.

Bei pF 2,5 - 3,0 gab es zwischen den Ergebnissen der beiden Methoden keine wesentlichen Unterschiede. Bei geringer Wasserbindungsintensität (pF 1,3 - 2,5) wurden dagegen mit der Ausflussmethode höhere k_u -Werte ermittelt als mit der Verdunstungsmethode. Das liegt vermutlich daran, dass bei der Ausflussmethode der Einfluss der Schwerkraft auf die Wasserbewegung nicht richtig erfasst wird.

Literatur

- Becher, H. H. (1971): Ein Verfahren zur Messung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit. Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkd. 128, 1-12.
- Gardner, W. R. (1956): Calculation of capillary conductivity from pressure plate outflow data. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 20, 317-320.
- Gardner, W. R. (1962): Note on the separation and solution of diffusion type equations. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 26, 404.
- Schindler, U. (1980): Ein Schnellverfahren zur Messung der Wasserleitfähigkeit im teilgesättigten Boden an Stechzylinderproben. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 24, 1-7.

Auswirkungen wiederholter Quell- und Trocknungszyklen auf Bodenstruktur, Schrumpfungverhalten und Porengrößenverteilung von Reisböden

I. Janssen, X. Peng & R. Horn

1. Einleitung

Beim Nassreisanbau mit zeitweiliger Überflutung des Bodens ändert sich das Gefüge in Abhängigkeit von der Entwässerung durch Schrumpfen und infolge der Bodenbearbeitung unter Wasser (Puddling) durch Homogenisierung, Verknetung und Quellung. Es wurden zwei Nassreisböden untersucht, um die Auswirkungen von Quell- und Trocknungszyklen auf die Bodenstruktur zu untersuchen. Die Zylinderproben durchliefen vor der Erstellung einer pF/WG-Kurve unterschiedlich intensive Trocknungszyklen. Die Frage ist, inwiefern sich die Porenstruktur in einem nicht starren System mit dem Wassergehalt bzw. mit der Wasserspannung und deren weitestgehenden Austrocknung und deren Häufigkeit verändert und welchen Einfluss damit auch die Strukturstabilität hat.

2. Material und Methoden

Die vorliegenden Ergebnisse stammen von zwei Nassreisböden mit unterschiedlicher Nutzung (20 u. >100 Jahre Reiskultur) aus den obersten 15cm (gepuddelter Horizont) und der darunter liegenden Pflugsohle.

- Dystric Fluvisol (Q(O)) >100 Jahre, 37%S, 42%U, 21%T
- Stagnic Cambisol (Q(Y)) 20 Jahre, 13%S, 48%U, 39%T

Insgesamt liegen fünf Messreihen mit unterschiedlichen Austrocknungsintensitäten vor (Tab. 1).

Tab 1: Übersicht der Messreihen

MR	Aufs.	Entw.	Aufs.	Entw.	Aufs.	Entw.
Z0	-	-	-	-	-	-
Z1	0hPa	-60hPa	0hPa	-60hPa	0hPa	-60hPa
Z2	0hPa	-300hPa	0hPa	-300hPa	0hPa	-60hPa
Z3	0hPa	40°C	0hPa	-300hPa	0hPa	-60hPa
Z4	0hPa	40°C	0hPa	40°C	0hPa	-60hPa

(MR = Messreihe.; Z = Zyklus; Aufs. = Aufgesättigt; Entw. = Entwässert)

Die ungestörten Proben von Zyklus 0 (Z 0) wurden aufgesättigt; anschließend wurde eine Wasserretentionskurve erstellt. Parallel zu den Entwässerungsstufen wurde die vertikale Schrumpfung an acht festgelegten Punkten mittels eines Tiefenmessschiebers festgehalten. Die ungestörten Proben von Z1, Z2, Z3

und Z4 durchliefen vor der Erstellung der pF/WG-Kurve unterschiedlich intensive Trocknungs- und Quellungszyklen (T/Q-Z), um die Auswirkungen der verschiedenen Austrocknungsintensitäten auf die Porengrößenverteilung zu ermitteln. Die Höhenänderungen während der T/Q-Z wurden mittels eines Tiefenmessschiebers gemessen. Die Schrumpfung wurde bei der anschließenden pF/WG-Kurve festgehalten. Der berechnete COLE-Index (Koeffizient der linearen Ausdehnung) zeigt die Auswirkungen der Austrocknungsintensitäten auf das Quellvermögen bzw. das darauffolgende Schrumpfungverhalten der Bodenproben.

3. Ergebnisse

Die Porenzifferänderung für Zyklus 1 und 2 (n. dargestellt) zeigt nur leichte Schwankungen zwischen den Trocknungs- und Quellungszyklen, lediglich für die beiden gepuddelten Horizonte erkennt man eine deutliche Änderung, wobei der alte gepuddelte Horizont (Q(O)1) am sensibelsten reagiert. Die Modifikation der Porenziffer (PZ) nimmt mit zunehmender Austrocknungsintensität zu (Abb. 1). Der alte gepuddelte Horizont weist die größten Schwankungen auf, gefolgt vom jungen gepuddelten Horizont und der jungen Pflugsohle, dahingegen zeigt die alte Pflugsohle die geringste Änderung während der Q/T-Z. Vergleicht man die PZ der ersten Auf sättigung mit der PZ des letzten Auf sättigungszyklus, so wird deutlich, dass der Boden nach intensiver Austrocknung nicht mehr die Ausgangsporenziffer erreicht. Die PZ von der ersten Auf sättigung nimmt im Vergleich zur letzten Auf sättigung im Zyklus 3 um 10% im alten gepuddelten Horizont, 1,5% in der alten Pflugsohle, 6% im jungen gepuddelten Horizont und um 15% in der jungen Pflugsohle ab.

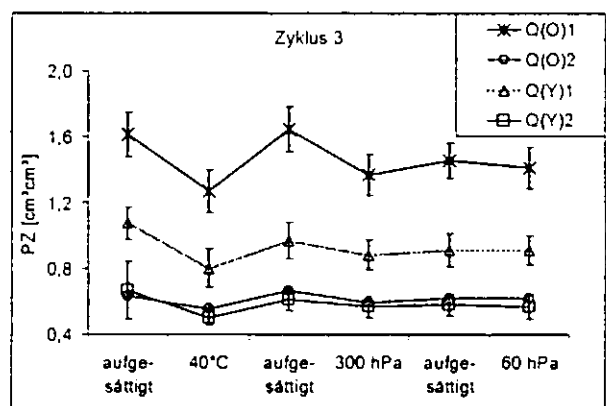


Abb.1: Porenzifferänderung (PZ) während des Zyklus 3(Q(O) = alter Reisboden; Q(Y) = junger Reisboden; 1 = gepuddelter Horizont; 2 = Pflugsohle).

Trocknungs- und Quellungszyklen verändern die Porengrößenverteilung (Tab. 2). Der Anteil an Grobporen und Mittelporen steigt mit zunehmender Austrocknungsintensität an. Des Weiteren spielt die Häufigkeit eine wichtige Rolle v. a der Anteil an Grobporen steigt mit der Häufigkeit der intensiven Austrocknung an.

Tab. 2: Veränderung der Porengrößenverteilung (PGV); die kleinen Buchstaben zeigen die Signifikanzunterschiede innerhalb eines Horizontes.

PGV [Vol%]	Z 0	Z 1	Z 2	Z 3	Z 4
Q(O)1_ Gp	12,18 C	5,79 ab	4,78 ab	1,86 a	9,15 ac
Q(O)1_ Mp	16,85 Ab	15,11 a	15,07 a	25,30 c	18,34 b
Q(O)1_ Fp	32,20 C	37,50 e	34,50 d	18,60 a	24,39 b
Q(O)2_ Gp	4,31 C	1,47 ab	1,93 ab	1,08 a	2,16 b
Q(O)2_ Mp	6,46 A	7,21 a	8,03 a	14,94 b	12,87 b
Q(O)2_ Fp	30,29 A	30,65 a	29,08 a	21,34 b	23,79 c
Q(Y)1_ Gp	7,06 C	3,16 a	5,18 abc	4,41 ab	6,31 bc
Q(Y)1_ Mp	11,48 Ab	14,78 b	8,87 a	10,63 a	11,98 ab
Q(Y)1_ Fp	34,54 B	31,40 c	35,66 b	27,65 a	25,13 a
Q(Y)2_ Gp	2,56 B	0,93 a	1,69 a	1,42 a	3,37 c
Q(Y)2_ Mp	6,95 Ab	11,12 c	5,98 a	9,02 ab	14,15 d
Q(Y)2_ Fp	37,07 B	32,00 c	39,70 b	26,56 a	23,28 a

(Gp = Grobporen 0- -60 hPa; Mp =enge Grob- und Mittelporen - 60- -15000 hPa; Fp = Feinporen <- 15000 hPa; Q(O) = alter Reisboden; Q(Y) = junger Reisboden; 1 = gepuddelter Horizont; 2 = Pflugsohle).

Der alte gepuddelte Horizont (Q(O)1) weist für Zyklus 0 und 1 eine hohe Schrumpfung auf (Abb 2a), aber schon eine vorausgegangene Austrocknungsintensität von -300 hPa führt zu einer Verringerung der Schrumpfung (moderater COLE-Index). Vorausgegangene intensivere Austrocknungen und Wiederholungen führen zu einer weiteren Abnahme des COLE-Index (Z 3 und Z 4: geringer COLE-Index).

Ähnlich verhält es sich für Q(Y)1 und Q(Y)2 (Abb. 2b), wobei der junge gepuddelte Horizont (Q(Y)1) nicht so sensibel wie der alte Reisboden reagiert. Eine signifikante Veränderung des Index tritt erst bei einer vorausgegangenen Austrocknungsintensität von 40°C auf. Auffällig ist, dass die alte Pflugsohle keine signifikanten Veränderung zeigt, unabhängig von der vorausgegangenen Austrocknungsintensität und -häufigkeit.

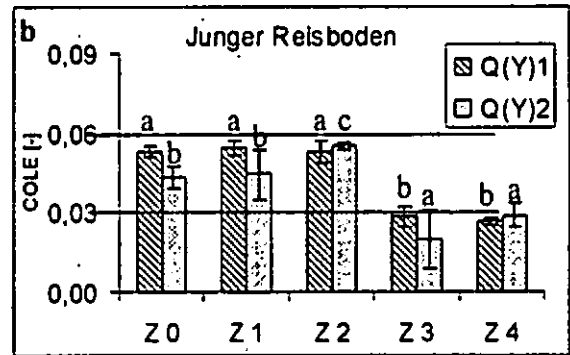
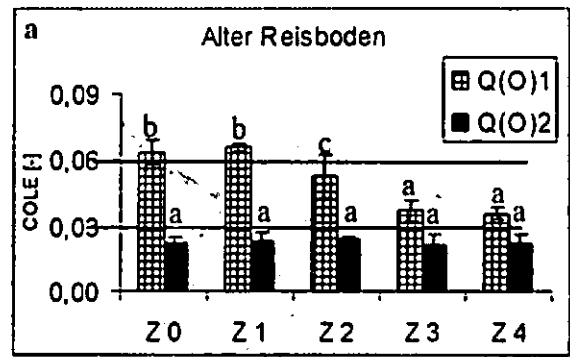


Abb. 2 a und b: COLE Index, wobei ein Index von: <0,03=gering; 0,03-0,06 = moderat und von >0,06 = hoch bedeutet (Q(O) = alter Reisboden; Q(Y) = junger Reisboden; 1 = gepuddelter Horizont; 2 = Pflugsohle).

4. Zusammenfassung

Es konnte gezeigt werden, dass Quellungs- und Trocknungszyklen die Porenstruktur durch hydraulische Spannungen beeinflussen:

- Die Veränderung der Bodenstruktur ist von der vorausgegangenen Austrocknungsintensität abhängig.
- Die Quellungsintensität nimmt nach intensiver Austrocknung ab (PZ-Abnahme)
- Das Porenvolumen nimmt nach einmaliger intensiver Austrocknung ab
- Die Porengrößenverteilung ist von Austrocknungsintensität und deren Häufigkeit abhängig
- Die Struktur alter gepuddelter Horizonte reagiert sensibler auf intensive Austrocknung im Vergleich zum jungen Reisboden (s. COLE-Index).
- Die alte Pflugsohle reagiert deutlich geringer auf Trocken- und Nasszyklen, als die junge Pflugsohle (s. COLE-Index).

5. Fazit

- Die Porenstruktur ist nicht konstant, sondern vom aktuellen und vorausgegangenen Spannungszustand im Boden abhängig, mit Konsequenzen für den Wasserhaushalt und dessen Modellierung.
- Um Wasserverluste beim Nassreisanbau zu verringern, müssen neue bzw. junge Reisfelder häufiger gepuddelt werden, um möglichst schnell eine dichtere Pflugsohle zu schaffen.

6. Dank

Dieses Projekt wird durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft finanziell gefördert (HO 911/36-1).

Wasserflüsse in Dämmen von Paddy-Reisfeldern: Eine Farbtracerstudie

Manon Janssen¹ und Bernd Lennartz

Zusammenfassung

In Paddy-Reislandschaften stellt Wasserknappheit zunehmend ein Problem dar. Farbtracerexperimente in zwei Dämmen unterschiedlichen Alters weisen präferentielle Wasserflüsse nach und zeigen, dass Stoffeinträge in das Grundwasser durch die Dämme eine größere Gefahr darstellen als innerhalb der Felder.

1. Einleitung

In terrasierten Reislandschaften können Wasserverluste durch die die Felder begrenzenden Dämme den Wassernutzungsgrad deutlich reduzieren, wie in vorhergehenden Untersuchungen experimentell nachgewiesen wurde. Das in den Dämm infiltrierte Wasser kann dabei entweder lateral auf ein benachbartes Feld fließen oder vertikal zum Grundwasser perkolieren (Abbildung 1).

Das Ziel dieser Untersuchung war die Identifizierung der dominanten Fließmechanismen anhand von Farbtracern, wobei der Einfluss der Hardpan im Damm sowie ein möglicher präferentieller Stofftransport im Vordergrund standen.

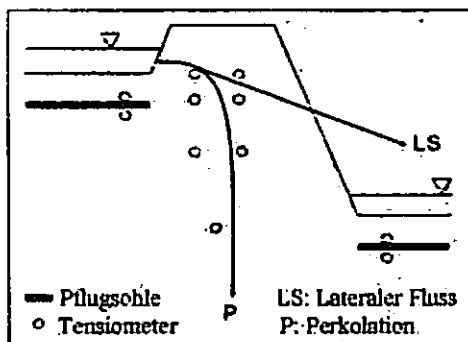


Abb. 1: Skizze eines Dammquerschnitts

2. Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt in Südost-China. Es wurden zwei Dämme im Alter von 20 (BY) sowie 100 Jahren (BO) untersucht. Beide Dämme waren ca. einen Meter breit, und der Höhenunterschied zwischen den Feldern betrug jeweils ca. 0,5 m. Damm BY wies eine Lagerungsdichte von 1,32 bis 1,47 g/cm³ auf bei Textur Lt3. Die Infiltrationsrate betrug 13827 cm²/d, wovon 27 % auf lateralen Fluss

entfielen. Beim alten Damm BO waren die Werte entsprechend 1,46 bis 1,62 g/cm³, Ls2 und 270 cm²/d. In jedem der beiden Dämme wurden zwei Farbtracerexperimente durchgeführt. Dazu wurden insgesamt 10 cm Wasser, gefärbt mit 7,5 g/L Brilliant Blue, mit Hilfe eines dreiseitigen Rahmens (1,2 m x 0,8 m) infiltriert. Anschließend wurden die Versuche in ca. 20 horizontalen und 11 vertikalen Schnitten aufgegraben und fotografiert. Zur Auswertung wurde für jedes Pixel ein Band Ratio von rotem und blauem Kanal berechnet, der Helligkeitsunterschiede kompensiert. Für die Klassifizierung in gefärbte/ungefärbte Bereiche wurde visuell ein Grenzwert bestimmt, wobei die Genauigkeit ± 2 % betrug.

3. Ergebnisse und Diskussion

Ausgewählte horizontale Profile mit der zugehörigen Klassifizierung sind in Abbildung 2 zu sehen. Im Damm BY (Abbildung 2a) erfolgen im oberen Bereich Wasserflüsse in Makroporen und Matrix, durch die Pflugsohle bzw. Hard Pan (ca. 20 bis 35 cm Tiefe) dann hauptsächlich in Rissen und Bioporen, während im Unterboden Matrixflüsse dominieren. Im Damm BO (Abbildung 2b) besteht der wesentliche Unterschied im Fehlen von Rissen, was auf sehr geringere Infiltrationsraten und damit langsame Austrocknung in diesem Damm zurückzuführen ist.

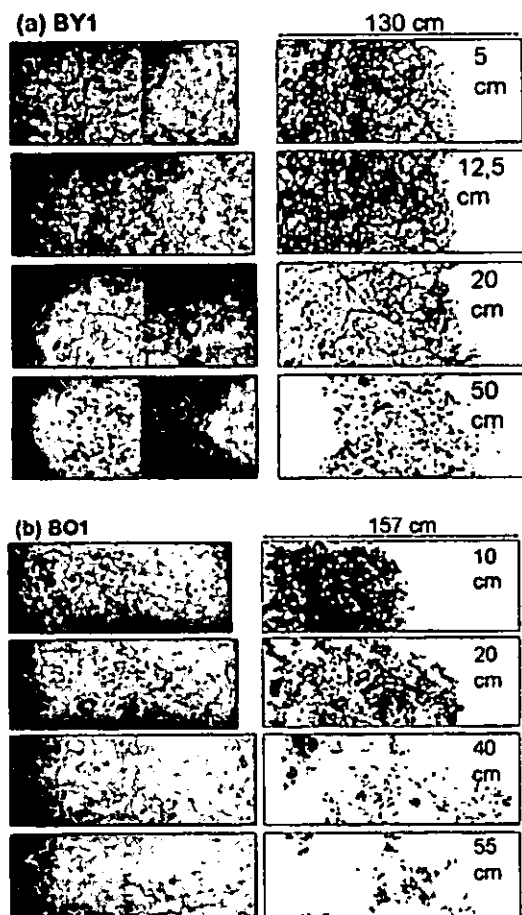


Abb. 2 : Horizontale Profile mit Klassifizierung. (a) Damm BY; (b) Damm BO.

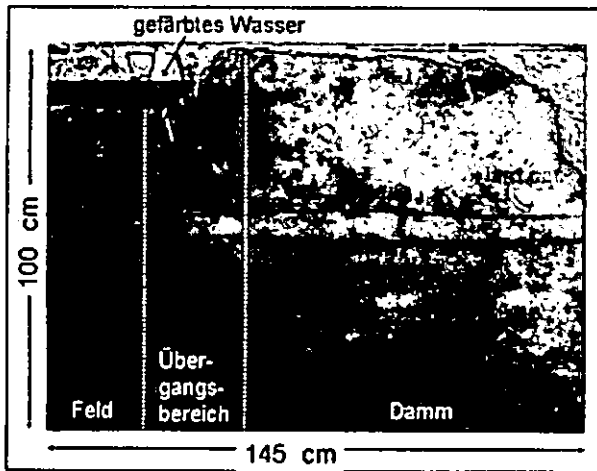


Abb. 3: Vertikales Profil, Damm BO.

Vertikale Profile zeigen, dass Wasser zunächst vertikal im Bereich des Feldes und lateral in den Damm infiltriert (Abbildungen 3, 4a, 4b). Die Pflugsohle bzw. Hard Pan verhindern dann eine tiefere Perkolation, weshalb das Wasser auf der Hard Pan als Lateral Seepage durch den Damm zum benachbarten Feld fließt.

In Abb. 4c für Damm BY ist die Färbung gegen die Tiefe aufgetragen, jeweils gemittelt für die drei Teilgebiete Feld, Übergangsbereich und Damm. In den obersten 14 cm des Profils ist die Färbung gleichmäßig, während in der Pflugsohle/Hard Pan eine starke Abnahme erfolgt. Ein kleines zweites Maximum unterhalb deutet dabei auf präferentielle Flüsse durch die Pflugsohle hin. Auffällig ist, dass im Damm eine deutliche Färbung bis zur Profilbasis und damit bis zum Grundwasser zu erkennen ist, während dieses Tailing unter dem Feld nicht zu beobachten ist. In Damm BO ist die Färbung oberhalb der Hard Pan größer, unterhalb dagegen deutlich geringer als im Damm BY. Die ausgeprägte Pflugsohle und Hard Pan sind also viel effektiver darin, die Perkolation zu minimieren. Trotzdem ist auch Damm BO deutlich bis zum Grundwasser gefärbt, so dass in beiden Dämmen eine präferentielle Verlagerung von Pestiziden und Nährstoffen zu erwarten ist.

4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Das Band Ratio erwies sich als geeignetes Verfahren zur Klassifizierung von Farbtracer-Bildern. Präferentielle Wasserverluste durch die Dämme wurden nachgewiesen und bestätigen Infiltrations- und Tensiometerdaten. In bewässerten Reislandschaften geht eine Grundwassergefährdung daher insbesondere von den Dämmen aus. Die Quellungs-Schrumpfungsdynamik der Reisfelder wirkt sich auch auf die hydraulischen Eigenschaften der Dämme aus.

In zukünftigen Studien zur Wassereffizienz im Reisanbau sollten daher Methoden zur Abdichtung der Dämme im Mittelpunkt stehen.

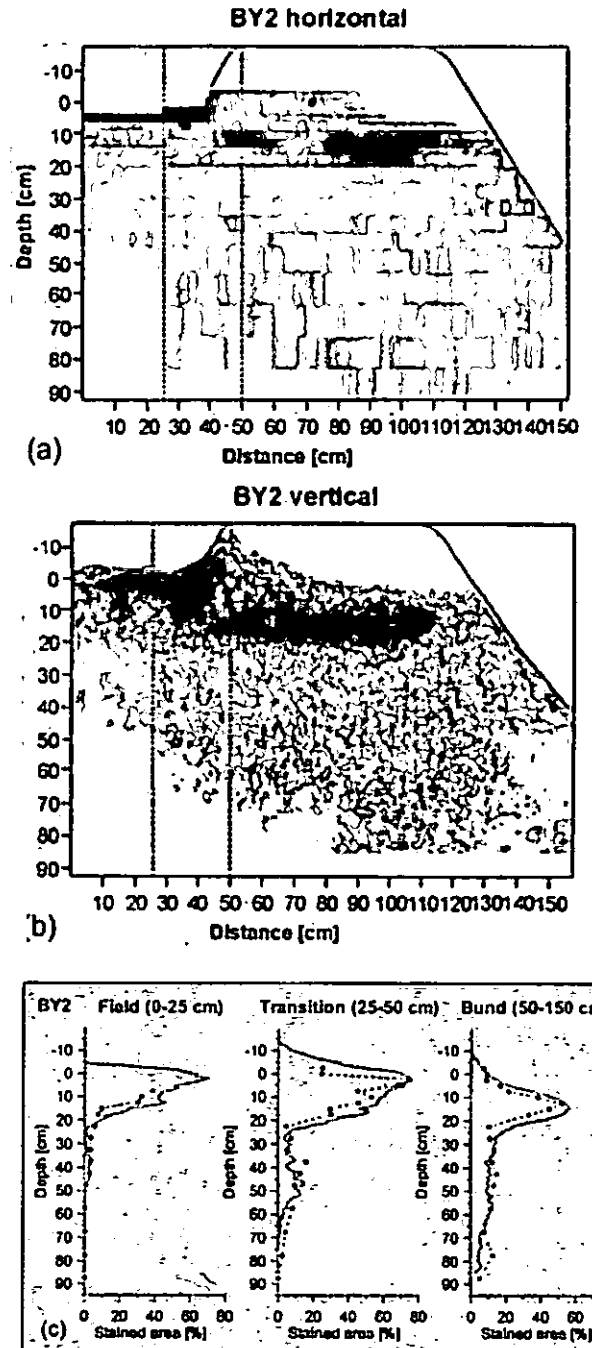


Abb. 4: Mittlere Färbung des Dammes BY. (a) Auf Grundlage der horizontalen Profile; (b) Mittelwert der vertikalen Profile; (c) Mittlere Färbung der drei Dammregionen (Linien: vertikale Profile; Punkte: horizontale Profile).

Dank

Die Feldarbeit wurde in Zusammenarbeit mit der Ecological Experimental Station of Red Soil und dem Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing, durchgeführt. Dieses Projekt wird durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft finanziell gefördert (LE 945/8-1).

Lateral Water Flow and Transport of Agrochemicals in Northern Thailand

G. Kahl^{1*}, P. Nutniyom²,
J. Ingwersen², S. Totrakool⁴, K. Parnsombat³,
P. Thavorniyutikarn³, T. Streck²

¹BASF Agricultural Center, Germany

²University of Hohenheim, Germany

³Chiang Mai University, Thailand

⁴EHWM CU/CMU, Thailand

Introduction

In the mountainous areas of Northern Thailand, human population growth and migration from the lowlands have increased pressure on agricultural systems to sustain food supply. Greater use of agrochemicals has led to contamination of agricultural products and of water sources. To our knowledge, there has been no study on pesticide transport and flow mechanisms controlling this transport from agricultural fields into surface waters in Northern Thailand.

We aimed to quantify the loss of pesticides from a sloping litchi orchard to an adjacent stream during two rainy seasons and to identify the pathways by which pesticide was lost. We applied two pesticides to the understorey of the orchard and measured the loss of pesticide to the stream using a volume-proportional sampling scheme.

Research area

The research area (approx. 150 m * 150 m) is located 30 km north-west of Chiang Mai (North Thailand) in the Mae Sa Noi watershed, a sub-catchment of the Mae Sa valley. The vegetation consists of lychee trees, planted in a regular pattern. The area in between is covered by regularly cutted natural re-growth (herbs and grasses). The field is located at a steep slope (inclination between 0-35°) exposed to the west between 785 m and 822 m a.s.l.. A downhill river carries water all the year but discharge strongly fluctuates.

Methods

In two years we applied between June and September methomyl (half-life time: 15.5 days, Freundlich coeff. (K_F): 0.12-9.1 mg^{1-m} l^m kg⁻¹, Freundlich exp. (m): 0.96-1.6), and in one year additionally chlorothalonil (half-life time: 60-90 days, K_F : 119-402 mg^{1-m} l^m kg⁻¹, m : 0.35-0.49), to the 2-ha orchard. We installed a double rectangular flume in the stream downstream of the application area. Discharge was measured in a high time resolution with a ultrasonic measurement device and water samples were taken flow proportionally.

The pesticide analyses were achieved by using high-performance liquid chromatography (HPLC) coupled with a photodiode array detector (DAD). Sample clean up was done by solid phase extraction (SPE). The detection limit of the HPLC was 0.04 - 0.06 µg l⁻¹ for methomyl and chlorothalonil.

Results

In both years, during the rainy season the discharge rapidly increased during or within a few minutes after a rain event and peaked within less than 1 hour.

The total pesticide loss from the orchard to the stream ranged from 6.4-11.4 for methomyl and from 1.6-3.5 for chlorothalonil. In most cases, pesticide peaks in September 2004 were short (Figure 1). Often only one sample, corresponding to a sampling time of <6 hour, was positive. After the first pesticide application in September 2004, the first two pesticide peaks were detected during rain before the first discharge peak occurred. Most of the other peaks occurred at the decreasing part of the discharge curve. Even 3 weeks after application (last week of September 2004), numerous pesticide peaks were observed in the stream water (Figure 2). During this rather dry period many pesticide peaks were detected with a significant delay after the preceding rain event. In some of these events only 0.1 mm rain fell.

Cross-correlation between rain intensity, stream discharge and methomyl concentration revealed no significant correlation at small time lags, but a maximum at the time lag 33 hours (Figure 3).

*corresponding author: Gunnar Kahl, BASF Agricultural Center, D-67117, Limburgerhof
Phone: +49-621-6027630
Email: gunnar.kahl@basf.com

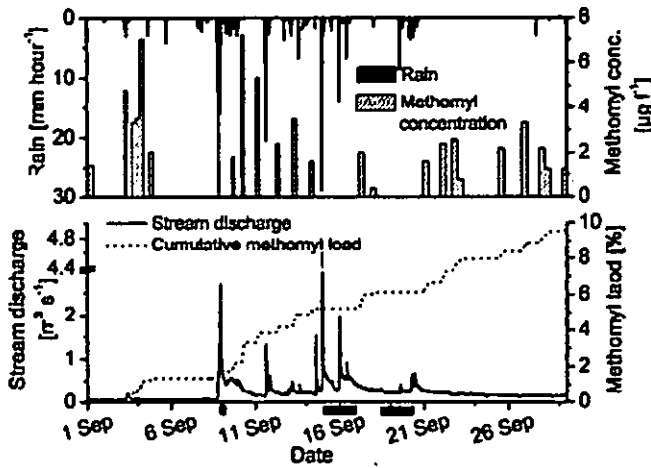


Figure 1: Rain, stream discharge, methomyl concentration, and cumulative pesticide load in September 2004. Black horizontal bars on the time axis indicate unsampled times.

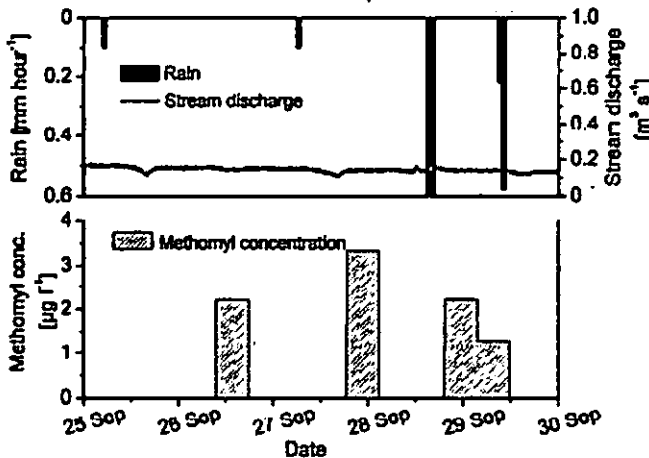


Figure 2: Rain, stream discharge, and methomyl concentration at the end of September 2004.

The peak at 55 hours is due to an autocorrelation of the rain at time lag 24 hours.

Discussion

Most of the pesticide peaks were very short (<6 hours). This can only be explained by surface runoff or preferential interflow. This view is supported by our previous study performed at the same site (Kahl et al., 2007): bulk solute transport was not significant at the time scale considered, neither in the lateral nor vertical directions. Hence, the transport must be preferential via surface runoff or interflow. Surface runoff or quick flow would occur within 5 hours after rain (see cross-correlation of rain and discharge in Figure 3). During these time lags cross-correlations of methomyl are not significant. Main transport of methomyl takes place 33 hours after the rain and the main discharge peak. This can only be explained by delayed preferential interflow.

The occurrence of the pesticide peaks after small

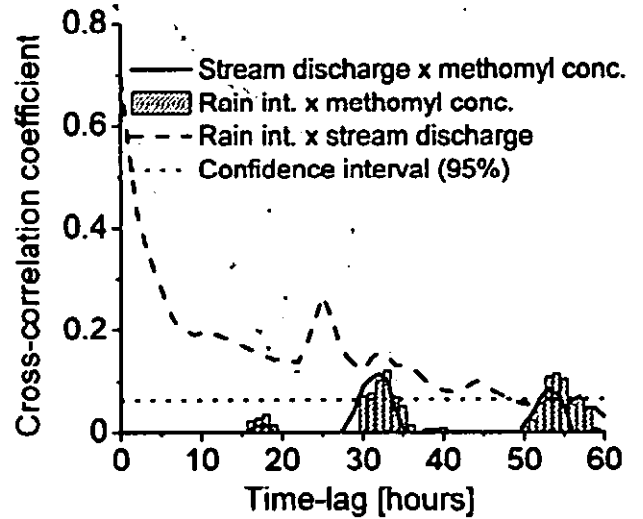


Figure 3: Cross-correlograms of rain intensity, stream discharge and pesticide concentrations in September 2004.

amounts of rain and in wet periods at the end of the rainy season may be explained by the displacement of old water from partly filled macropores or by the movement of a pressure wave through the almost saturated soil, which releases water from the matrix into the macropores and causes outflow to the stream (Torres et al., 1998).

The findings of up to 11% of applied pesticides are very high. Pesticide transport studies at the field or catchment scale showed that the fraction of pesticides leached to adjacent surface waters usually ranged from less than 0.1% to several percent of the amount applied (Donald et al., 1998; Gaynor et al., 2001; Leu et al., 2004).

Literature

- Donald, W.W., Hjelmfelt, A.T. & Alberts, E.E. 1998. Herbicide distribution and variability across Goodwater Creek Watershed in North Central Missouri. *Journal of Environmental Quality*, 27, 999-1009.
- Gaynor, J.D., Tam, C.S., Drury, C.F., Ng, H.Y.F., Welacky, T.W. & van Wesenbeeck, I.J. 2001. Tillage, intercrop, and controlled drainage-subirrigation influence atrazine, metribuzin, and metolachlor loss. *Journal of Environmental Quality*, 30, 561-572.
- Kahl, G., Ingwersen, J., Nutniyom, P., Totrakool, S., Pansombat, K., Thavornytikarn, P. & Streck, T. 2007. Micro-trench experiments on interflow and lateral pesticide transport in a sloped soil in northern Thailand. *Journal of Environmental Quality*, 36, 1205-1216.
- Leu, C., Singer, H., Stamm, C., Muller, S.R. & Schwarzenbach, R.P. 2004. Simultaneous assessment of sources, processes, and factors influencing herbicide losses to surface waters in a small agricultural catchment. *Environmental Science and Technology*, 38, 3827-3834.

Acknowledgements

This study was financially supported by the Deutsche Forschungsgemeinschaft, Germany.

Leitfähigkeitskartierung und Widerstandstomografie zur 3D-Visualisierung von Bodenstrukturen

S. Koszinski¹, H. Domsch², N. Wypler¹ und M. Sommer¹

Einleitung und Ziel

Hochauflösende, indirekte und minimal invasive Messverfahren (Fernerkundung, Georadar, Elektromagnetik, Gleichstromgeoelektrik) werden zunehmend in der praktischen Felderkundung zur Strukturerrfassung von Bodeneigenschaften eingesetzt. Informationen in hoher räumlicher Dichte und deren räumliche Beziehung zu anderen Eigenschaften, die nicht in so hoher Auflösung erfasst werden (können), sollen zur Regionalisierung herangezogen werden. Zusammenhänge zwischen elektrischer Leitfähigkeit und elektrischem Widerstand mit bodenphysikalischen Eigenschaften sind für 2D-Anwendungen bekannt. Inwieweit die 2D-geoelektrischen Verfahren für eine dreidimensionale Visualisierung genutzt werden können, wird in dem hier vorgestellten Ansatz getestet.

Material und Methoden

Die in der nordostdeutschen Jungmoränenlandschaft engräumig und mosaikartig vergesellschafteten Böden der Grund- und Endmoränenbildungen weisen stark variierende Bodeneigenschaften sowohl in horizontaler (Bodenformen und -typen) als auch vertikaler Richtung (Bodenhizonte) auf. Ein bereits in früheren Projekten (Wendroth et al. 2006) untersuchter Schlag im Bereich der kuppigen Grundmoräne des Pommerschen Stadiums der Weichsel-Vereisung (Gerswalder Staffel).

Die EM38DD-Leitfähigkeitskartierung (Mc Neill 1996) liefert eine horizontale Verteilungskarte

¹ Anschrift der Autoren

Dr. Sylvia Koszinski, N. Wypler u. Prof. Dr. M. Sommer
Leibniz-ZALF e.V. Müncheberg
Institut für Bodenlandchaftsforschung
Eberswalder Str. 84
15 374 Müncheberg
skoszinski@zalf.de Tel. 03 34 32 - 82 389

² Anschrift der Autoren

Dr. Horst Domsch
Leibniz-Institut ATB e.V.
Max-Eyth-Allee 100
14 469 Potsdam

der gemessenen Eigenschaft in zwei Tiefen (etwa 75 cm und 150 cm Bodentiefe je nach Messmodus des Gerätes), wobei bis zu der jeweiligen Tiefe integrativ gemessen wird. Das Gerät wurde auf einem Schlitten direkt auf der Bodenoberfläche entlang der Fahr- und Pflugespuren des entsprechenden Bestandes im Frühjahr (2005) über das Feld gezogen, wobei eine Geschwindigkeit von etwa 2 m/s eingehalten wurde. Gemessen werden die geographische Position mit einem Trimble Pathfinder ProXH sowie 10 Messwerte der elektrischen Leitfähigkeit jeweils pro Sekunde. Drift- und Gerätekontrolle erfolgten über die Wiederholungsmessung einer Anfangsmessstrecke am Ende der Feldfahrt. Die Bodentemperatur wurde am Anfang und Ende der Feldfahrt erfasst und gemittelt, um die elektrische Leitfähigkeit mit der Korrekturbeziehung nach Domsch et al. (2004) auf einheitliche 25°C zu beziehen.

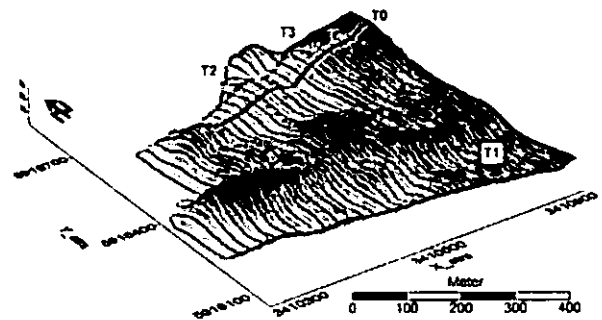


Abb. 1 Übersicht zum Relief der Untersuchungsfläche mit Lage der Widerstandstransekte und EM38DD-Kartierungsbahnen

Die geoelektrische Widerstandstomografie (IMPETUS 12Fs) erzeugt einen Vertikalschnitt der Verteilung des scheinbaren elektrischen Widerstandes, gemessen in 5 Tiefen mit 50 cm Elektrodenabstand, in fokussierender Halb-Wenner-Anordnung AMN-NMA (Peschel 1967, Kampke 1999). Gemessen wurden 4 Transekten mit insgesamt 1390 m Länge im Frühjahr 2004 (Abb.1). Die Widerstände wurden nicht invertiert, um sie mit den scheinbaren Leitfähigkeiten in Beziehung setzen zu können. Dabei wurde die jeweilige Wirkungstiefe berücksichtigt.

Die Verteilungsmuster wurden nach Berechnung der Semivariogramme durch Kriging-Interpolation visualisiert (einheitlich sphärische Modelle). Die erzeugten Rasterinformationen wurden zur Berechnung eines Crossvariogramms zwischen scheinbarem Widerstand und scheinbarer Leitfähigkeit entlang des Transektes 1 benutzt. Auf der Basis dieser Beziehung wurden dann alle Widerstandswerte in Leitfähigkeitswerte

transformiert, so dass scheinbare elektrische Leitfähigkeitswerte in der Fläche im 5 m Raster in zwei Bodentiefen vorliegen, ergänzt durch Messwerte in fünf Bodentiefen entlang der Transekte.

Mit dem Visualisierungsprogramm VOXLER (Golden Software) wurde mit inversen Distanzen ein dreidimensionales Raster der Verteilung der scheinbaren Leitfähigkeit geschätzt und abgebildet.

Ergebnisse und Ausblick

Die 2D-Verteilungsmuster des elektrischen Widerstandes (Abb.2) und der elektrischen Leitfähigkeit (Abb.3) zeigen charakteristische horizontale und vertikale Veränderungen der Messwerte. Auffallend ist ein sandigeres Bodenareal im SE der Fläche (niedrige scheinbare Leitfähigkeiten), welches durch höhere Widerstandswerte auch bis in größere Tiefen (Transekt 1) zu

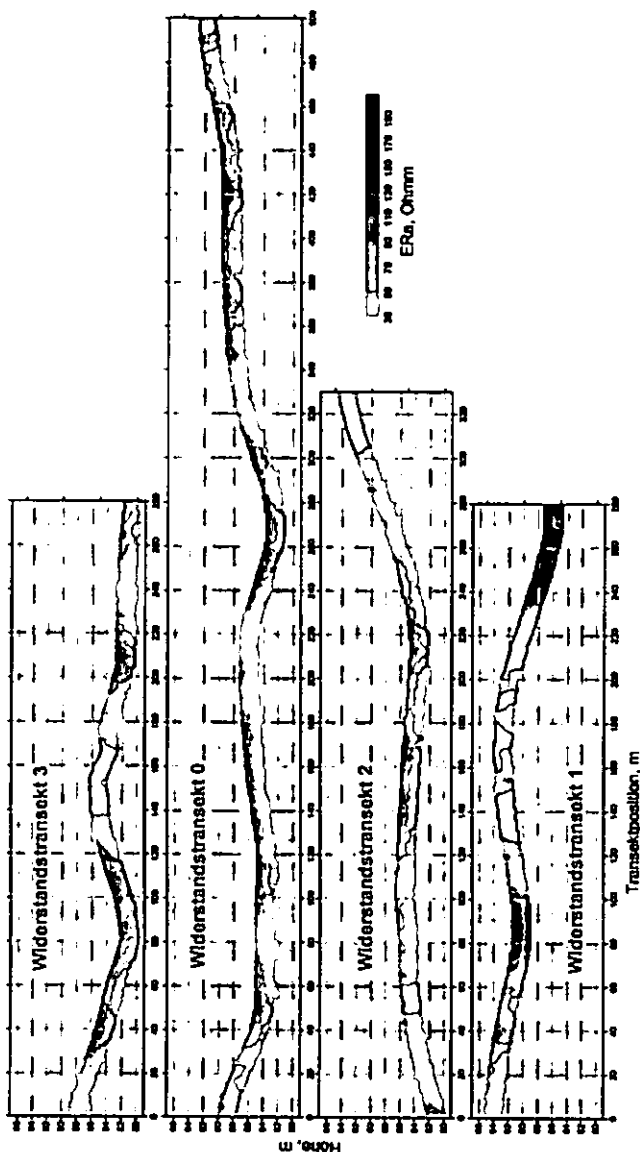


Abb. 2 Verteilung des scheinbaren elektrischen Widerstandes entlang der gemessenen Transekte

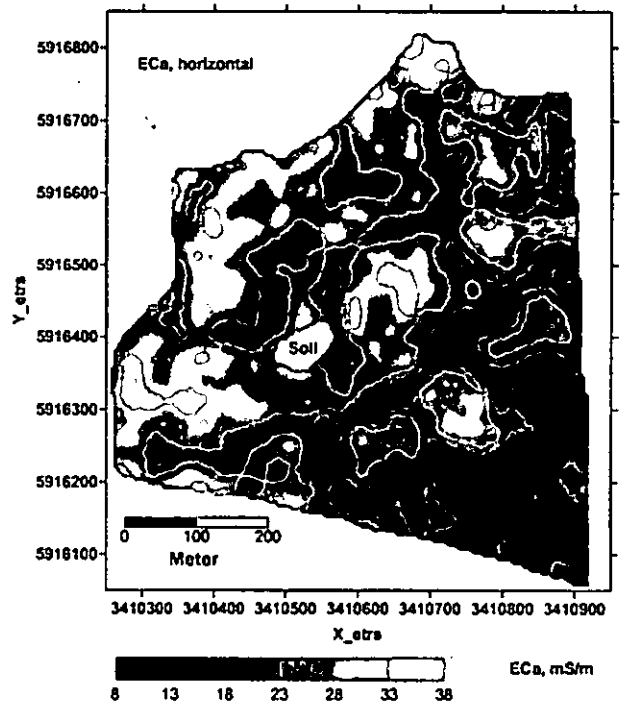


Abb. 3 Scheinbare elektrische Leitfähigkeit in etwa 75 cm Bodentiefe

verfolgen ist und in der 3D-Verteilung der Leitfähigkeitswerte (Abb.4) ebenfalls deutlich erkennbar bleibt. Die quantitative Beschreibung des Bodenkontinuums mit Hilfe indirekter, minimal invasiver Verfahren zeigt, dass die Kombination von Verfahren die Möglichkeit bietet, die räumliche Visualisierung zu verbessern und zukünftig auch zur Modellierung und Vorhersage von Bodeneigenschaften zu nutzen.

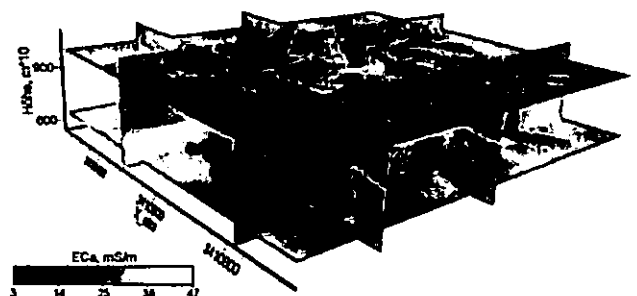


Abb. 4 Dreidimensionale Verteilung der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit (Orthoschnitte) mit 10facher Überhöhung

Literatur

Domsch, H. und A. Giebel: Estimation of soil textural features from soil conductivity recorded using the EM38. Precision Agriculture, 5, 389-409, 2004.

Wendroth, O., S. Koszinski und E. Pena-Yeutukhiv: Spatial association among soil hydraulic properties, soil texture, and geoelectrical resistivity. Vadose Zone J., 5, 341-355, 2006.

Danksagung

an Prof. G. Peschel und Dr. H. Lubenow, Big-M GmbH Greifswald, für Unterstützung bei der geoelektrischen Widerstandstomographie und Mitarbeiter des Instituts für Bodenlandschaftsforschung für die Feldkampagnen.

Verhalten eines Steppenbodens aus der Inneren Mongolei, V.R. China, unter zyklischer Belastung und bei Scherung

Julia Krümmelbein*, Stephan Peth**, Ying Zhao** und Rainer Horn**

1. Einleitung

In der Inneren Mongolei haben steigende Beweidungsintensitäten (v.a. Schafe, Ziegen) zu einer Degradation der Bodenstruktur einhergehend mit veränderten Stabilitätswerten und hydraulischen Funktionen des Bodens geführt, was im Folgenden verdeutlicht werden soll. Die wasserspannungsabhängigen Stabilitätsparameter: Vorbelastung, Winkel der inneren Reibung und Kohäsion wurden ebenso bestimmt wie anhand der Werte der gesättigten Wasserleitfähigkeit in vertikaler und horizontaler Richtung die Auswirkungen belastungsabhängiger Strukturdegradation auf diese hydraulische Bodenfunktion charakterisiert wurden.

2. Material und Methoden

2.1. Untersuchungsgebiet und Probennahme:

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Inneren Mongolei, V.R. China, etwa 500 km nördlich von Peking. Beim untersuchten Boden handelt es sich um einen Calcic Chernozeme (WRB 2006) unter Steppenvegetation. Untersucht wurden vier Standorte mit unterschiedlichen Beweidungsintensitäten (Unbeweidet seit 1979 = UG 79; Unbeweidet seit 1999 = UG 99; Winterweide mit 1.3 Schafeinheiten/ha = WG; Überweidet mit 3 Schafeinheiten/ha = HG). Es wurden ungestörte Proben entnommen.

2.2. Methodik:

2.2.1. Vorbelastung

Die Vorbelastung nach Casagrande (1936, zitiert in KEZDI, 1980) wurde bei einer Vorentwässerung von -30 kPa im Oedometer bestimmt (n=9, Zylindergröße=235cm³). Dabei wurde die Auflast auf zwei unterschiedlichen Belastungspfaden aufgebracht:

Statischer Belastungspfad:

Die unterschiedlichen Laststufen (50; 70; 100; 150; 200; 400kPa) wurden statisch für jeweils 10 min auf die Bodenprobe aufgebracht.

Zyklischer Belastungspfad:

Die unterschiedlichen Laststufen (50; 70; 100; 150; 200; 400kPa) wurden in jeweils 20 Belastungszyklen auf die Bodenprobe aufgebracht, wobei ein Belastungszyklus aus 30s Be- und 30s Entlastung bestand.

2.2.2. Scherung

Die Scherparameter Kohäsion und Winkel der inneren Reibung wurden für strukturierte (ungestörte) und homogenisierte Proben mittels Kastenscherversuch unter konsolidierten und gedrähten Bedingungen ermittelt. Die Bodenproben wurden hierfür auf -30kPa vorentwässert. Pro Bruchgerade wurden 5 Proben bei steigender Auflast geschert (Zylindergröße=235cm³).

2.3. Gesättigte Wasserleitfähigkeit

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit wurde mit einem Haubenpermeameter (instationäre Flussbedingungen) gemessen. Die Messung erfolgte dabei an horizontal und vertikal entnommenen Zylinderproben (100cm³, n=21).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Vorbelastung

Die Vorbelastungen, die nach einem Belastungszyklus ermittelt wurde (hellgraue Balken), zeigen die höchsten Werte und die geringsten Unterschiede zwischen den Beweidungsintensitäten (Abb. 1).

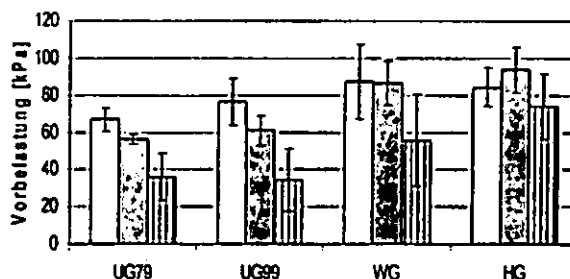


Abb. 1: Einfluss unterschiedlicher Beweidungsintensitäten und Belastungspfade auf die Höhe der Vorbelastung [kPa], 4-7 cm Tiefe, Vorentwässerung -30 kPa. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung. Hellgrau: Zyklische Belastung, ein Belastungszyklus; dunkelgrau: Zyklische Belastung, 20 Belastungszyklen; gestreift: statische Belastung

Nach 20 Belastungszyklen (dunkelgraue Balken) zeigen sich deutlichere Unterschiede der Vorbelastung der unterschiedlich beweideten Flächen, außerdem ist die Streuung kleiner, was für eine stärkere Einregelung der Bodenpartikel nach 20 als nach einem Belastungszyklus spricht. Bei der statischen Ermittlung der Vorbelastung, bei der annähernd die Endsetzung der Proben erreicht wurde (gestreifte Balken), werden die deutlichsten Unterschiede zwischen den Beweidungsintensitäten gemessen, allerdings ist die Streuung hierbei größer als nach 20 Belastungszyklen, was für eine stärkere Einregelung der Partikel und weiter reichende Strukturdegradation durch zyklische als durch

*: Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus Postfach Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus (krueimmel@tu-cottbus.de; www.tu-cottbus.de/Bodenschutz);

** : Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstr. 40, 24118 Kiel (www.soil.uni-kiel.de)

statische Belastung spricht. Die Vorbelastung ist auf den unbeweideten Flächen stark von der Art des Belastungspfades abhängig, diese Abhängigkeit sinkt mit zunehmender Beweidungsintensität. Auf der überweideten Fläche ist diese Abhängigkeit nicht vorhanden, die Werte schwanken um 80 kPa, was in etwa dem statischen Kontaktflächendruck eines Schafhufes entspricht.

3.2. Scherfestigkeit

3.2.1. Winkel der inneren Reibung

Die Winkel der inneren Reibung sind statistisch nicht signifikant und schwanken etwa zwischen 30° und 40° (nicht dargestellt). Tendenziell zeigt sich eine Verkleinerung durch Homogenisierung, eine Ausnahme dieses Trends bildet WG, wo die durch Beweidung entstandene Plattenstruktur offenbar besser übereinander gleitet als der homogenisierte Boden.

3.2.2. Kohäsion

Bei den strukturierten Proben steigt die Kohäsion mit zunehmender Beweidungsintensität (Abb. 2). Durch Beweidung werden die Bodenstruktur und folglich grobe Interaggregatporen zerstört, dadurch steigt die Kohäsion, speziell die Kapillarkohäsion. Außerdem wird durch Beweidung die Porengrößenverteilung hin zu kleineren Porendurchmessern verändert und die Benetzungshemmung vermindert (ZHAO, 2006), was zu einer stärkeren Austrocknung des Bodens, einhergehend mit stärkerem Meniskenzug u. stärkerer Verkittung der Korn-zu-Korn-Kontaktpunkte und letztlich einer Erhöhung der Kohäsion führt.

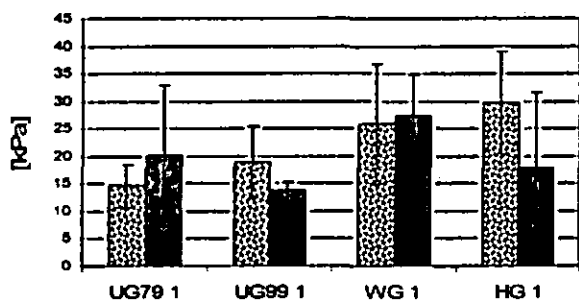


Abb.2: Einfluss unterschiedlicher Beweidungsintensitäten auf Kohäsion [kPa], 4-7 cm Tiefe, Vorentwässerung -30 kPa. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung. Gepunktet: strukturierte Proben; grau: homogenisierte Proben

Bei gut strukturierten Böden (UG79) kommt es durch Homogenisierung zu einem Anstieg der Kohäsion, was auf eine Zerstörung grober Interaggregatporen, folglich einer Erhöhung der Kapillarkohäsion, zurückzuführen ist. Auf der HG-Fläche steigt durch Homogenisierung offenbar der Anteil größerer Poren, außerdem werden die Verkittungen zwischen den Partikeln zerstört, was insgesamt zu einer sinkenden Kohäsion führt.

3.3. gesättigte Wasserleitfähigkeit

Eine Beweidung vermindert generell die gesättigte Wasserleitfähigkeit (nicht gezeigt), außerdem wird ihre Anisotropie beeinflusst. Auf der WG Fläche ist die vertikale gesättigte Wasserleitfähigkeit (längsgestreift) deutlich niedriger als die horizontale (quergestreift), dies deutet auf eine plattige Struktur hin, wie sie durch mechanische Bodenbelastung entstehen kann. Wird ein solcher Boden vor Trittbelastung geschützt, entwickelt sich eine dichtere Vegetation, Wurzeln durchbrechen die Platten und schaffen vertikale Fließwege, des Weiteren kommt es durch Wasseraufnahme durch die Pflanzen zu einer stärkeren Austrocknung als bisher, dadurch setzt Normalschrumpfung und Schrumpfrissbildung ein, was die Platten mehr und mehr zerkleinert. Letztendlich stellen sich umgekehrte Anisotropieverhältnisse mit höheren Werten in vertikaler Richtung ein, wie auf UG 79 zu finden (nicht gezeigt).

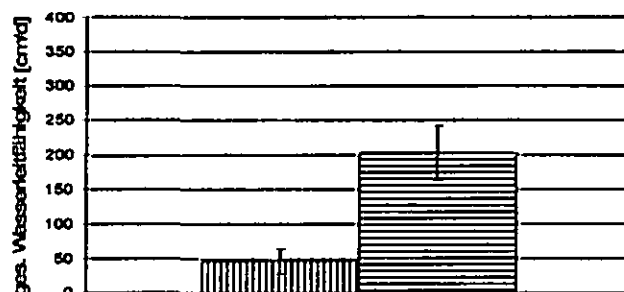


Abb.3: Vertikale (längsgestreift) und horizontale (quergestreift) gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm/d]; WG Fläche, 4-8 cm Tiefe, Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung

4. Schlussfolgerungen

Es konnte ein deutlicher Einfluss der Beweidung auf die Bodenstruktur und im Folgenden auf die Bodenstabilität gegenüber kompressiblen und scherenden Verformungen festgestellt werden. Die hohe Vorbelastung auf den überweideten Flächen ist Resultat wiederholter Trittbelastungen. Zyklische Belastungen verursachen eine weitergehende Einregelung von Bodenpartikeln als statische Belastungen. Die Strukturdegradation spiegelt sich des Weiteren in den Scherparametern Winkel der inneren Reibung und Kohäsion wieder, die gesättigte Wasserleitfähigkeit wird insgesamt vermindert und ihre anisotrope Variation in vertikaler und horizontaler Richtung stark beeinflusst.

Literatur:

- Kezdi, A. (1980): *Handbook of soil mechanics: Soil testing*. 2, Elsevier, Amsterdam, 258
- Zhao, Y., Peth, S., Krümmelbein, J., Horn, R., Wang, Z., Steffens, M., Hoffmann, C., and Peng X.H. (2007): *Spatial variability of soil properties affected by grazing intensity in Inner Mongolia grassland*. *Ecological Modelling*, 205, 241-254.

Ableitung intrinsischer hydraulischer Bodeneigenschaften mittels Tensionsinfiltrationsmessungen unter Ausschluss von Grenzflächeneffekten

Lamparter A. *, Bachmann J., Deurer M.

Einleitung

Die Benetzbarkeit von Böden hat einen Einfluss auf deren hydraulische Eigenschaften. Ein benetzungsgehemmter Boden weist z. B. gegenüber einem vergleichbaren Boden ohne Benetzungshemmungen eine geringere hydraulische Leitfähigkeit und eine veränderte pF-Kurve auf. Die Benetzbarkeit kann mit Hilfe des Kontaktwinkels (CA), der sich an der 3-Phasen Grenze fest-flüssig-gasförmig einstellt, quantifiziert werden und mit der Wilhelmy-Platten-Methode (WPM; Bachmann et al., 2003) an wenigen Gramm Boden indirekt bestimmt werden. Der Einfluss des kleinskaligen CA_{WPM} auf die hydraulischen Eigenschaften des Bodens, bestimmt auf einer größeren Skala, ist jedoch unklar.

Um den Einfluss der Benetzungshemmung auf die hydraulischen Parameter abschätzen zu können, wurden diese mit Wasser und einer komplett benetzenden Flüssigkeit (Ethanol) gemessen (Letey et al., 1962). Unter Berücksichtigung der Materialeigenschaften (Dichte, Viskosität, Oberflächenspannung) kann aus dem Unterschied zwischen Wasser ($CA > 0$) und den skalierten Ethanolwerten ($CA = 0$) ein Kontaktwinkel CA_{eff} abgeleitet werden. Dieser hydraulisch wirksame CA_{eff} kann mit den CA_{WPM} verglichen werden, um deren Einfluss auf die hydraulischen Parameter abzuschätzen.

Material und Methoden

Im Labor wurden Sandproben (60-200 μm) unterschiedlicher Benetzbarkeit hergestellt. Dazu wurde hydrophiler Sand mit Dichlordimethylsilan (200 μL / 100g Sand) versetzt und in verschiedenen Anteilen dem unbehandelten Sand zugegeben (mixed wettability). Der mit WPM gemessene CA der Sandmischungen steigt linear mit dem Anteil an hydrophobem Sand.

Ethanol kann aufgrund der geringen Oberflächenspannung als komplett benetzende Flüssigkeit angesehen werden (Letey et al., 1962).

Die hydraulischen Eigenschaften (pF-Kurve, Ku-Kurve, Ks) der Sandmischungen unterschiedlicher Benetzbarkeit wurden mit Wasser und Ethanol im Labor bestimmt. Zusätzlich wurde mit einem Tensionsinfiltrometer aus Glas die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit (Ku) mit Wasser und Ethanol an zwei Sandböden (Herrenhausen, Fuhrberg) mit ähnlicher Textur, aber unterschiedlicher Benetzbarkeit, in situ gemessen.

$$\psi_i(\theta_i) = \left(\frac{\left(\frac{\theta_i - \theta_{ir}}{\theta_{in} - \theta_{ir}} \right)^{\frac{1}{1-n}} - 1}{n} \right)^{-1} \quad (Gl.1)$$

*Axel Lamparter, Institut für Bodenkunde – Leibniz Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover. Email: lamparter@ifbk.uni-hannover.de

$$\cos(\kappa_{eff}) = \frac{\psi_h}{\psi_w} \quad (Gl. 2)$$

mit ψ = Tension [hPa]; θ = Wassergehalt [Vol. %]; κ_{eff} = effektiver Kontaktwinkel; Indices $i = w$: Probe ohne Benetzungshemmungen (Referenz); $i = h$: Probe mit Benetzungshemmungen; a und n = Fitting Parameter der van Genuchten-Gleichung (van Genuchten, 1980).

Aufgrund der verschiedenen Materialeigenschaften von Wasser und Ethanol zeigen sich auch in der benetzbaren Variante Unterschiede in den hydraulischen Eigenschaften. Unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Dichte, Viskosität und Oberflächenspannung von Ethanol und Wasser wurden die Ethanolmesswerte skaliert.

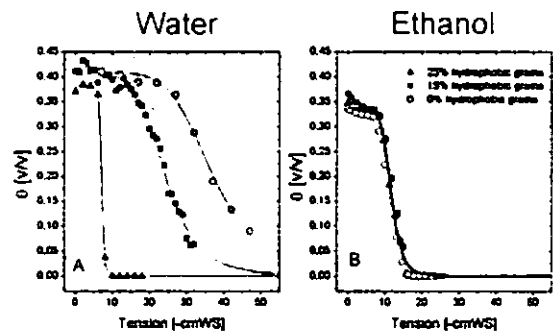


Abb. 1: pF-Kurven (Bewässerung) des Sandes mit verschiedenen Benetzbarkeiten, gemessen mit Wasser (A), bzw. Ethanol (B).

Die gemessenen pF- bzw. Ku-Kurven wurden mit Hilfe der van Genuchten-Gleichung (van Genuchten, 1980) parametrisiert und mit Hilfe von Gl. 2 ein effektiver CA (CA_{eff}) ermittelt.

Ergebnisse und Diskussion

Unabhängig von der Benetzbarkeit des Sandes für Wasser lässt sich für alle Varianten die gleiche Ethanol-pF-, Ks- (s. Abb. 1 B und 4) und Ku-Kurve messen, während die Messung mit Wasser erhebliche Unterschiede zwischen

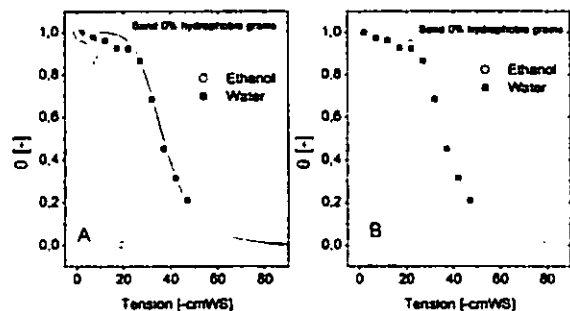


Abb. 2: A) pF-Kurve (Bewässerung) für hydrophilen Sand gemessen mit Ethanol und Wasser. B) Nach Gl. 3 skalierte Ethanolkurve im Vergleich zur Wasserkurve.

den Benetzungsvarianten aufweist (s. Abb. 1 A und 4). Die Messdaten der Ethanol-pF-Kurve lassen sich durch Berücksichtigung der Oberflächenspannungen auf den Messdaten der Wasser-pF-Kurve des hydrophilen Sandes abbilden (s. Abb. 2). Durch Berücksichtigung der dynamischen Viskosität, der Dichte und der Oberflächenspannung von Ethanol und Wasser lässt sich auch die gemessene gesättigte und ungesättigte

hydraulische Leitfähigkeit von Wasser und Ethanol in Deckung bringen.

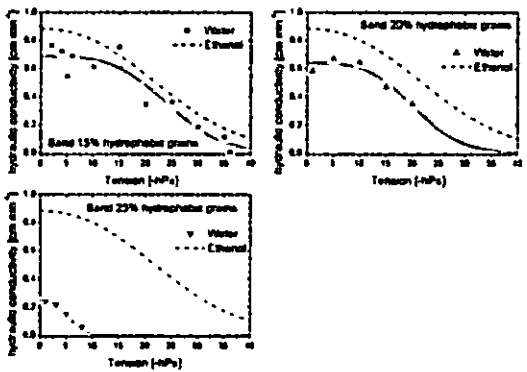


Abb. 3: Ungesättigte hydraulische Leitfähigkeiten des Sandes mit verschiedenen Benetzbarkeiten (schwarze Kurve=angepasste van Genuchten Gleichung) im Vergleich zur 0°-Referenz (=skalierte Ethanol-Kurve).

Die mit Ethanol gemessenen, durch Viskosität, Oberflächenspannung und Dichte skalierten hydraulischen Eigenschaften können daher als 0°-Referenz benutzt werden.

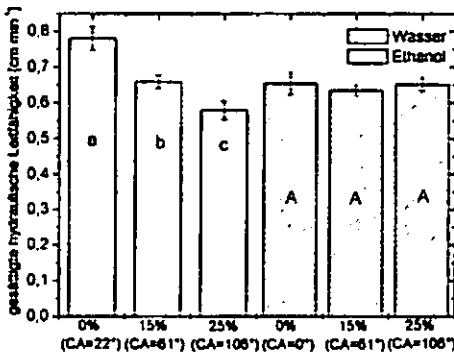


Abb. 4: Gesättigte hydraulische Leitfähigkeiten des Sandes mit verschiedenen Benetzbarkeiten, gemessen mit Wasser, bzw. Ethanol.

Abweichungen der mit Wasser gemessenen hydraulischen Eigenschaften von der 0°-Referenz sind daher auf Benetzungshemmungen zurückzuführen. Abbildung 3 zeigt, dass mit abnehmender Benetzbarkeit des Sandes der Unterschied der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit zwischen der 0°-Referenz und der Probe wächst.

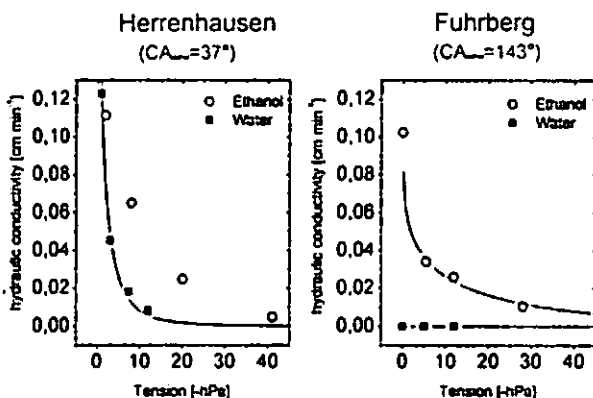


Abb. 5: Mit Ethanol bzw. Wasser gemessene ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit von 2 Sandböden (Herrenhausen, Fuhrberg) mit ähnlicher Textur aber unterschiedlicher Benetzbarkeit des Sandes.

Wie die Ergebnisse der in situ-Messung zeigen, gibt es auch bei natürlichen Böden einen deutlichen Einfluss der Benetzungshemmung auf die hydraulische Leitfähigkeit (s. Abb. 5). Während sich die intrinsischen hydraulischen Leitfähigkeiten (=skalierte Ethanolmessung) der beiden Standorte kaum unterscheiden, ist ein sehr großer Unterschied zwischen den aktuellen (mit Wasser gemessenen) hydraulischen Leitfähigkeiten zu erkennen. Die abgeleiteten CA_{eff} passen generell gut zu den gemessenen CA_{WPM} . Die CA_{WPM} überschätzen den hydraulischen Effekt der Benetzungshemmung auf die pF-Kurve leicht (Abb. 6 B). Die aus den in situ Messungen der hydraulischen Leitfähigkeit abgeleiteten CA_{eff} weichen stärker von den CA_{WPM} ab. Weitere Messungen im Freiland sind geplant.

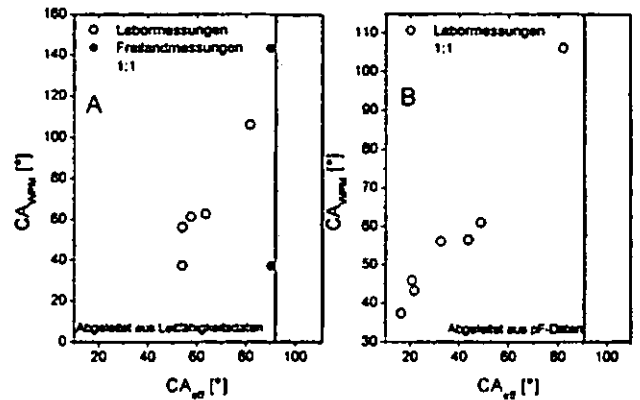


Abb. 6: CA_{WPM} gegen die effektiven Kontaktwinkel abgeleitet aus Leitfähigkeitsdaten (A), bzw. aus pF-Daten (B).

Zusammenfassung

- Die Benetzbarkeit des Bodens spiegelt sich in den hydraulischen Eigenschaften wider.
- Intrinsische Leitfähigkeits- bzw. pF-Kurven sind mit Ethanol messbar und können als 0°-Referenz benutzt werden.
- Aus den intrinsischen und den aktuellen hydraulischen Eigenschaften kann ein effektiver CA berechnet werden.

Literatur:

Bachmann J., Woche S.K., Goebel M.-O., Kirkham M.B. and Horton R., 2003. Extended methodology for determining wetting properties of porous media. Water Resour. Res., 39(12): 1353-1366.
 Letey J., Osborn J., and Pelishek R.E., 1962. Measurement of liquid-solid contact angles in soil and sand. Soil Science 93,149-153.
 van Genuchten M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 44: 892-898.

Baumwurzeln und hydrologische Parameter in Böden

Benjamin Lange^{1,2}, Peter Lüscher¹, Peter F. Germann³

Einleitung

Seit über 100 Jahren wird von einer Wirkung des Waldes auf den Wasserhaushalt von Böden ausgegangen. Es existiert heute ein breiter Konsens darüber, dass der Wald die Interzeption und die Verdunstung gegenüber anderen Vegetationstypen erhöht.

Widersprüchlich sind dagegen die Aussagen hinsichtlich der Hochwasserschutzwirkung von Waldstandorten. Viele Studien billigen dem Wald eine abflussvermindernde Wirkung zu (z.B. ENGLER 1919), insbesondere bei eher kleinen Hochwasserereignissen. Andere Publikationen (z.B. BURCH et al. 2003) kommen zum Schluss, dass der Wald je nach Struktur und Aufbau kaum einen Einfluss auf erhöhten Oberflächenabfluss aufweist.

HEGG et al. (2004) haben gezeigt, dass bei gewissen Waldstandortstypen der Zustand des Waldes (Baumartenzusammensetzung, Deckungsgrad, Struktur usw.) einen grossen Einfluss auf die Speicherwirkung hat. Dies trifft insbesondere bei Standorten auf tiefgründigen aber gehemmt durchlässigen Böden, wie sie in den Flyschzonen der Voralpen häufig sind, zu.

Diese Untersuchung geht der Frage nach, wie weit die unterschiedlichen Wurzelsysteme von Tanne (*Abies alba*), Fichte (*Picea abies*) und Buche (*Fagus sylvatica*) auf staunassen Standorten die Wasserhaushaltseigenschaften von Böden beeinflussen und inwiefern sich die bodenhydrologischen Eigenschaften durch forstliche Massnahmen beeinflussen lassen.

Methoden

In unterschiedlichen Abständen zur Stammbasis von ausgewachsenen Fichten, Tannen und Buchen sind Beregnungsversuche durchgeführt worden. Dabei wurde eine Fläche von einem Quadratmeter während einer Stunde mit einer Intensität von 70 mm/h beregnet. Die Beregnung wurde pro Standort im Abstand von 24 Stunden drei Mal wiederholt. Somit sind Ausgangssituationen unterschiedlicher Bodenfeuchte bei Beregnungsbeginn vorhanden. Im Verlaufe des Experimentes sind die volumetrischen Wassergehalte mittels TDR-Sonden horizontweise alle 60 s aufgezeichnet worden. Nach dem Experiment wurden auf den Untersuchungsflächen drei bis sechs Bohrproben (10 cm Durchmesser, mindestens 50 cm Tiefe) entnommen. Daraus wurden die Wurzeln separiert und mittels PC-basierenden Programms "winRHIZO" digital ausgemessen.

Zudem wurden die präferentiellen Flüsse nach GERMANN et al. (2007) modelliert.

¹ Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf

² benjamin.lange@wsl.ch

³ Geographisches Institut der Universität Bern, Abteilung Bodenkunde, Hallerstrasse 12, CH-3012 Bern

Ergebnisse

Wasserspeicherkapazität und Wurzellänge

Unter der Annahme, dass die Messungen der jeweiligen TDR Sonde für den gesamten Horizont repräsentativ sind, wurde die Speicherkapazität der obersten 50 cm des Bodens berechnet. Abbildung 1 zeigt den durch die 23stündige Drainage frei werdenden potenziellen Speicherraum nach den Beregnungen.

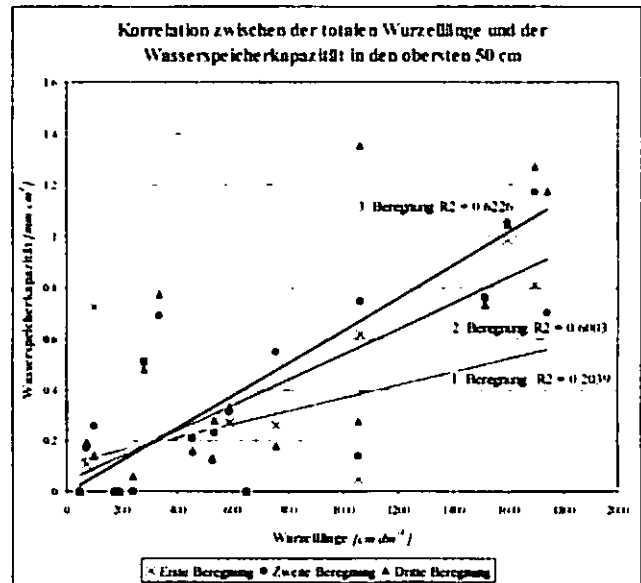


Abbildung 1: Zusammenhang zwischen der totalen Wurzellänge und der Wasserspeicherkapazität der obersten 50 cm Boden bei verschiedenen Bodenwassergehalten

Mit zunehmender Bodenfeuchte nehmen sowohl das Bestimmtheitsmass der Korrelation wie auch die Steigung der Regressionsgerade zu. Es kann angenommen werden, dass mit ansteigendem Bodenwassergehalt die präferentiellen Fliesswege entlang von Wurzeln und Wurzelkanälen an Bedeutung für die Speicherkapazität gewinnen. Die Schutzwirkung vor Hochwassern durch die standortsspezifische Wurzelsituation muss demnach im Untersuchungsgebiet situativ entsprechend dem zeitlichen Verlauf eines Niederschlagsereignisses betrachtet werden. Das durch Wurzeln gebildete Porensystem wirkt insbesondere auf die Geschwindigkeit und das Ausmass der Drainage nach einem Niederschlagsereignis. Die Speicherkapazität kann dann entscheidend beeinflusst werden, wenn mehrere Niederschlagsereignisse in kurzem zeitlichen Abstand aufeinander folgen.

Kontaktlänge zwischen mobilem Wasser und Boden

Präferentielle Flüsse lassen sich physikalisch beschreiben (GERMANN et al. 2007). Aus den TDR Daten der dritten Beregnung wurde damit die Kontaktlänge zwischen dem mobilen Wasser und den festen Bodenkompartmenten berechnet. Da gemäss Modellierung aller Daten nur sieben Messreihen eindeutig präferentiellen Charakter (R^2 zwischen Messung und Modellierung > 0.85) aufweisen, beschränken sich nachfolgende Auswertungen auf diese sieben Datensätze.

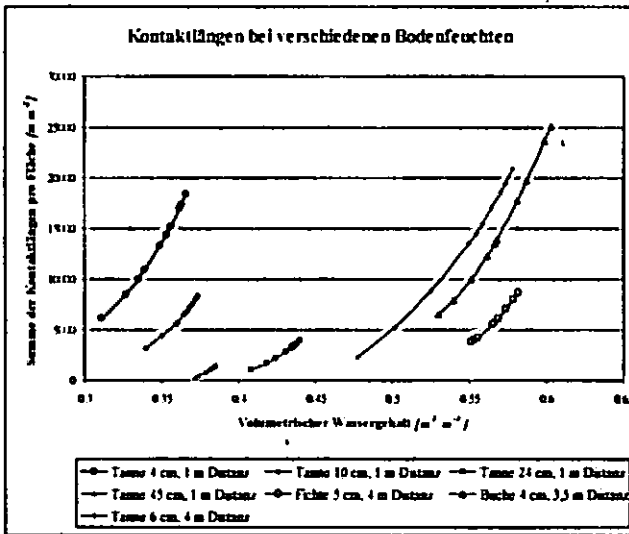


Abbildung 2: Summe der Kontaktlängen zwischen mobilem Wasser und den festen Bodenbestandteilen

In der Legende der Abbildung 2 wird mit der ersten Zahl die Tiefe der TDR Sonde im Boden, mit der zweiten Zahl der Abstand der Messung zum Stammfuss gekennzeichnet.

Am Beispiel der Messungen im Stammbereich der Tanne (1 m Distanz) wird ersichtlich, dass mit zunehmender Bodentiefe die Kontaktlängen zwischen fließendem Wasser und der festen Bodenphase aufgrund der Porositätsunterschiede erwartungsgemäss abnehmen. Zudem werden bei Standorten im Zwischenkronenbereich bei der Beregnung generell höhere maximale Wassergehalte erreicht, was vermutlich von der geringeren Wurzelichte im Unterboden und des damit verbundenen geringeren Anteils an präferentiellen Fliesswegen abhängig ist. Eine Gegenüberstellung der maximal erreichten Kontaktlängen mit den Feinwurzellängen der jeweiligen Horizonte zeigt, dass rund 83,5 % der Variabilität der Kontaktlängen mit der Feinwurzelichte erklärt werden kann (Abbildung 3). Je höher die Wurzelichte, desto grösser ist die Kontaktlänge zwischen mobilem Wasser und dem Boden. Diese Beobachtung kann nicht nur an einem Standort über die Bodentiefe gemacht werden (Tanne), sondern auch bei verschiedenen Standorten desselben Horizontes (Ah) mit unterschiedlichen Wurzelichten.

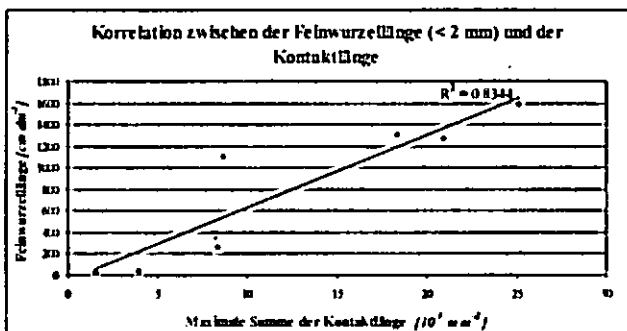


Abbildung 3: Korrelation zwischen der Feinwurzellänge (Durchmesser < 2 mm) und der maximalen Summe der Kontaktlänge

Schlussfolgerungen

Baumwurzeln sowie Wurzelgeometrien beeinflussen bodenhydrologische Eigenschaften, insbesondere bei hoher Bodenfeuchte wenn präferentielle Fliesswege an Bedeutung zunehmen.

Der starke Zusammenhang zwischen maximaler Kontaktlänge des mobilen Wassers und der Feinwurzellänge zeigt, dass der präferentielle Fluss in starkem Masse von der standörtlichen Durchwurzelungssituation beeinflusst wird.

Unter trockeneren Bedingungen minimiert sich der Einfluss der Wurzeln auf Wasserhaushaltseigenschaften im Boden. Insbesondere die Speicherkapazität wird wenig beeinflusst.

Hinsichtlich der Hochwasserschutzwirkung kann somit keine pauschale Aussage getätigt werden. Der Einfluss der Baumwurzeln ist dann als positiv zu werten, wenn die präferentiellen Fliesswege massgeblich an der Aufnahme von Wasser bzw. am Bereitstellen neuen Speicherraumes beteiligt sind. Da mittels forstlicher Massnahmen auch der Wurzelraum beeinflusst werden kann, ist es möglich, die Speicherkapazität in gewissem Masse zu beeinflussen. Um konkrete Vorschläge für die Praxis zu erarbeiten, muss allerdings erst die Datenbasis erweitert werden.

Ausblick

Zum einen wird im Moment die Datenbasis verbessert, zum anderen sind weitere Parameter in die Untersuchung einbezogen worden. So werden Bäume verschiedener Entwicklungsstufen beregnet, um den Einfluss der Bestandesstruktur zu eruieren. Weiter wird im Rahmen einer Masterarbeit untersucht, wie lange das durch die Wurzelsysteme gebildete Porensystem nach dem Absterben des Baumes hydrologisch aktiv bleibt.

Literatur

BURCH, H., FORSTER, F., SCHLEPPI, P., 1996: Zum Einfluss des Waldes auf die Hydrologie der Flysch-Einzugsgebiete des Alptals. Schweiz. Z. Forstwes. 147, 12: 925-937.

ENGLER A., 1919: Einfluss des Waldes auf den Stand der Gewässer. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen 12: 1-626.

GERMANN, P., HELBLING, A., VADILONGA, T. 2007: Rivulet Approach to Rates of Preferential Infiltration. Vadose Zone Journal 6, 207-220.

HEGG, C., THORMANN, J.J., BÖLL, A., GERMANN, P., KIENHOLZ, H., LÜSCHER, P., WEINGARTNER, R. (Eds.) 2004: Lothar und Wildbäche. Schlussbericht eines Projektes im Rahmen des Programms "LOTHAR Evaluations- und Grundlagenprojekte". Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL, 79 Seiten.

Sedimentologische und geoelektrische Erfassung der Aue des Otterbachtals (Bayerischer Wald) im Vorfeld einer 3D-Hangwassermodellierung

Elisabeth Lutterschmid¹, Bianca Hörsch², Juliane Huber¹, Matthias Leopold¹, Stefan Placht¹, Johannes Röder¹ & Jörg Völkel¹

Einleitung

Das Forschungsvorhaben beabsichtigt in einer 3-dimensionalen Erfassung des oberflächennahen Untergrundes einen Basisdatensatz für hanghydrologische Modellierungen zu erstellen. Die Umsetzung erfolgt in Kombination bodenkundlicher, geophysikalischer und satellitengestützter Methoden zur Parametrisierung der Relief- und Untergrundfaktoren und Differenzierung lithologischer Schichtwechsel.

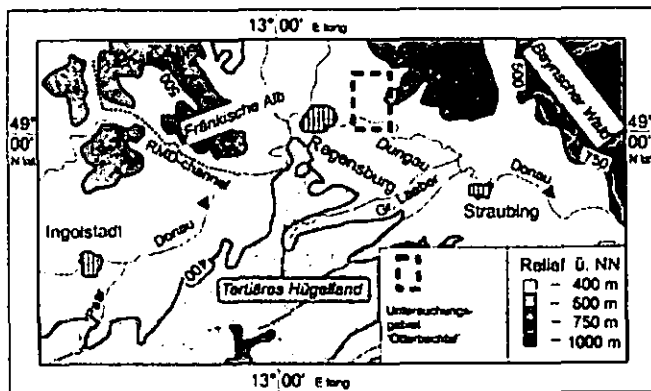


Abb. 1: Untersuchungsgebiet Otterbachtal.

In einem Flusseinzugsgebiet 3. Ordnung im Bayerischen Wald (Abb. 1) werden als Bewertungsgrundlage der Aue Talauendurchmesser und Hangneigung zur Festlegung charakteristischer und repräsentativer Auenquerschnitte herangezogen. Sowohl im Übergangsbereich vom Hangfuß in die Aue als auch in der Aue selbst werden lithofazielle Schichtwechsel in einer Methodenkombination von feldbodenkundlicher Profilaufnahme und Messungen mittels geoelektrischer Widerstandstomographie erfasst. Die flächenhafte Darstellung und deren sedimentologische Differenzierung sollen Rückschluss auf die Eigenschaft und Mächtigkeit des Grundwasserspeichers geben und zudem den Einfluss des Hangwassereintrages darlegen.

Methode

Grundlage der Geoelektrik bilden die physikochemischen Eigenschaften des Untergrundes, die sich in ihrer Ausprägung unterscheiden und das unterschiedliche Leitfähigkeitsverhalten bestimmen. Die Verteilung des elektrischen Widerstands ermöglicht folglich eine strukturelle und stratigraphische Interpretation des Untergrundes und bietet die Möglichkeit einer Rekonstruktion der stofflichen Ursachen (WEIDELT 1997). Die geoelektrische Tomographie liefert mittels Multielektrodenauslage ein 2D-Schnittbild des Untergrundes, dessen Tiefeneindringung in Abhängigkeit zur Länge der Auslage steht. Die 2D-Auswertung der Datensätze erfolgt unter Anwendung der Inversionssoftware RES2DINV auf Basis der Finiten Dif-

ferenzmethode und vorgegebener Modellparameter. Sie dient der Erstellung von 2- oder 3-dimensionalen Widerstandsmodellen des prospektierten Untergrundes (LIEBIG 1996). Es wird ein Startmodell in Form von Blockzellen produziert und unter Berücksichtigung der Sensitivitätsverteilung jeder dieser Zellen ein Widerstandswert zugewiesen. Dieses Ausgangsmodell wird verwendet, um in Anwendung einer Vorwärtsmodellierung synthetische Messwerte zu berechnen. In einem iterativen Annäherungsprozess von den theoretischen Daten zum initialen Modell wird die Inversion so lange wiederholt, bis der Differenzbetrag eine festgelegte Fehlergrenze unterschreitet (z.B. DEY & MORRISON 1979, LOKE 2004a, b).

Ergebnisse

Die Geländebefunde zur substratspezifischen Charakterisierung der Auensedimente ergeben eine meist regelhafte Abfolge der vier Faziestypen Saprolith, Auenschotter, Auensand und Auenlehm. Die Variabilität dieser Sedimentpakete entlang des Talverlaufes ist bedingt durch unterschiedliche Positionen in der Aue. An der Talengstelle befindet sich nur eine geringe Auenaufgabe über dem Schotter. Die heterogene Zusammensetzung mit hohen Feingrusanteilen und oberflächlich anstehenden Granitblöcken verweist auf eine hohe fluviale Dynamik in diesem Bereich. Flussabwärts ändert sich die Untergrunddifferenzierung der Aue. Eine regelhafte Abfolge von Saprolith als Anstehendem, Auenschottern und Auenlehm ist beispielhaft entwickelt. Eine Korngrößen-sortierung zwischen Hangfuß und Ufer kann nicht festgestellt werden. Die Qualität der geoelektrischen Tomographie als zerstörungsfreies, indirektes Messverfahren ist unterschiedlich zu bewerten. Klare sedimentologische Schichtgrenzen wurden in Form von deutlichen Widerstands-kontrasten angezeigt (Abb. 2 & 3). So konnte der Schichtwechsel von Auenlehm zu Auenschotter eindeutig dargestellt werden. Auch die Lagegenauigkeit der Schichtgrenzen ist nahezu identisch mit den Bohrergebnissen. Eine Eingrenzung der Wertebereiche für substratspezifische Widerstände kann für die deutlich ausgeprägten Auenlehm- und Auenschotterfazies des Otterbachtals getroffen werden. Die Werte des Auenlehms liegen im Bereich von 45 bis 140 Ωm und der charakteristische Widerstandsbereich der Auenschotter beträgt 400 bis 700 Ωm . Kleinräumige Schichtüberlagerungen von Sand- und Schottermaterial oder geringe Schichtmächtigkeiten können nicht eindeutig im Tomogramm nachgewiesen werden. Die Methodenkombination zur Darstellung des geschichteten Untergrundes an Auenstandorten hat sich im Rahmen dieser Studie in ihrem jeweiligen Informationsgehalt hervorragend ergänzt.

Diskussion

Das petrographische Spektrum des Untersuchungsgebietes ist geprägt durch die Lage im kristallinen Falkensteiner Vorwald, dessen Lithologie von Granit und dessen chemischem Verwitterungsprodukt, dem Saprolith, charakterisiert ist. Die eindeutige Ansprache des Saproliths als in situ gebildetes oder verlagertes Material stellt ein Problem dar, das auch mit dem Einsatz von Rammkernsondierungen nicht gelöst werden konnte. Die Probenmenge im Bohrkern ist zu gering, um eine Differenzierung von fluvial verlagertem und autochthonem Saprolith durchzuführen.

Die Mittelgebirgslage des Testareals und der damit verbundene Hangwassereintrag in die Aue stellen für die

¹ Professur für Geomorphologie und Bodenkunde, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Technische Universität München, 85350 Freising, email: geo@wzw.tum.de

² ESA/ESRIN, Via Galileo Galilei, Casella Postale 64, 00044 Frascati (RM), Italy

Geoelektrik einen signalprägenden Einflussfaktor dar. Ein zunehmender Bodenwassergehalt führt zu einer Erhöhung der Leitfähigkeit und schwächt somit die Widerstands- kontraste der sedimentologischen Schichtgrenzen. In Abb. 2 wird dieser Hangwassereinfluss in Form erhöhter Leitfähigkeit in der Höhe von 352 bis 347 m zwischen 7 und 40 m angenommen.

Auch die Saprolithmächtigkeit im Otterbachtal kann auf der Grundlage sedimentologischer und geoelektrischer Ergebnisse in dieser Vorabstudie nicht dargestellt werden. Dieser Faziestyp stellt jedoch aufgrund seiner Senkenfunktion vor allem für den Hangwassereintrag einen potentiell hohen Wasserspeicher dar, auch im Rahmen des Hochwassermanagements. Zur Lösung dieses Problems werden im Zuge der weiterführenden Arbeiten u. a. mineralogische Analysen durchgeführt, um neben Porosität und anderen bodenphysikalischen Parametern auch Aussagen zur potentiellen Quellfähigkeit der Minerale und ihrem Wasserhaltevermögen treffen zu können. Zudem ist für die Erfassung des Schichtwechsels von Saprolith zu Granit der Einsatz anderer geophysikalischer Messmethoden, wie des Bodenradars als auch der Seismik, ein weiterer Ansatzpunkt.

Literatur

DEY, A. & H. F. MORRISON (1979): Resistivity modelling for arbitrarily shaped threedimensional structures. - Geophysics 44: 753 - 780.

LIEBIG, A. (1996): Zweidimensionale geoelektrische Inversion als Teil einer integrierten geophysikalischen Auswertung zur Erkundung oberflächennaher Schichten. - Berichte des Instituts für Geophysik der Ruhr-Universität Bochum, Reihe A, Nr. 46. - Bochum, 119 S.

LOKE, M. H. (2004a): Rapid 2D resistivity & IP inversion using the least-squares method Wenner (a,b,g), inline dipole-dipole, pole-pole, dipole-dipole, equatorial dipole-dipole, Wenner-Schlumberger and non-conventional arrays. - Penang, Malaysia, 210 S.

LOKE, M. H. (2004b): Tutorial: 2-D and 3-D electrical imaging surveys. - Penang, Malaysia, 128 S.

WEIDELT, P. (1997): Geoelektrik Grundlagen. - KNÖDEL, K., KRUMMEL, H. & G. LANGE, (Hrsg.); Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten. Bd. 3. - Berlin: 65 - 94.

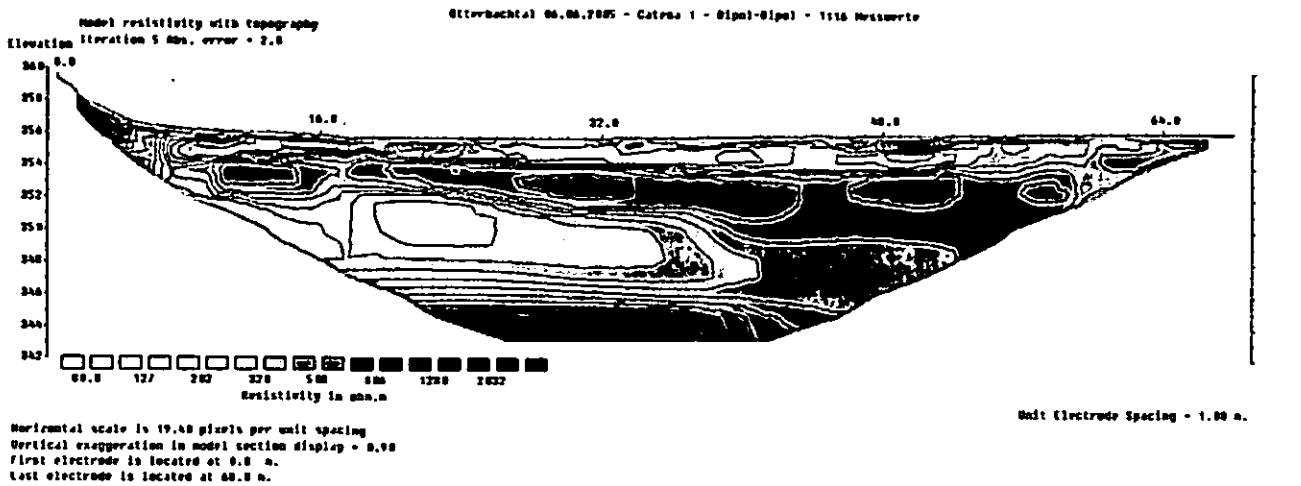


Abb. 2: 2-dimensionale Widerstandsverteilung eines Talquerschnitts vom Hangfuß zum Bach; die V-förmige Struktur ist auf die fehlende Datendichte unterhalb des linken und rechten Profilabschnitts zurückzuführen. Die Auswertung erfolgte mit der Inversionssoftware RES2DINV.

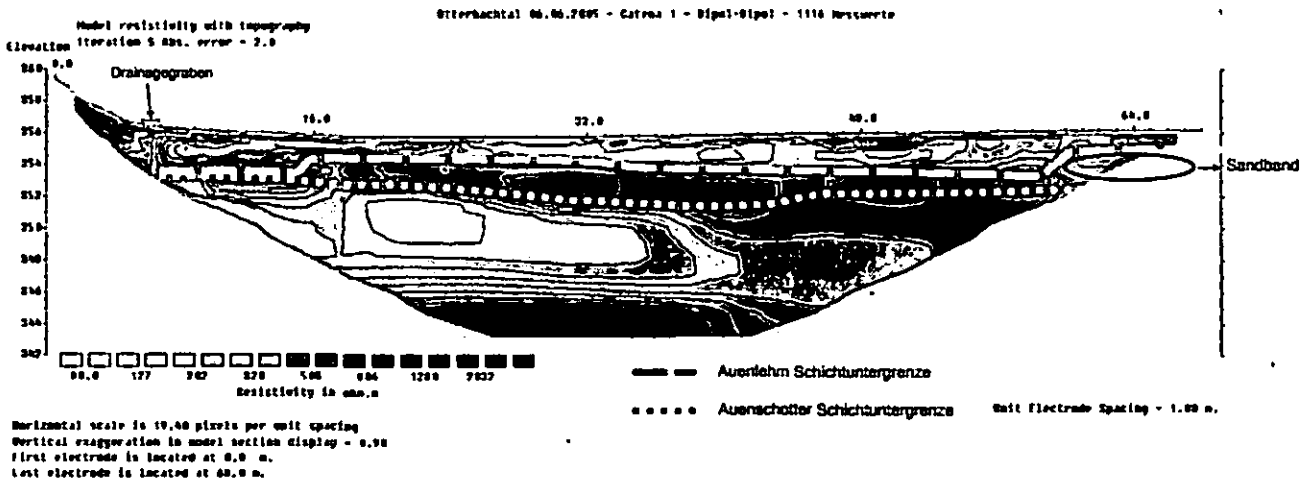


Abb. 3: Zusammenführung der Ergebnisse aus den Rammkernsondierungen und der 2D-Widerstandsverteilung. Die Schichtuntergrenzen von Auenlehm und Flussschotter der sechs Bohrprofile wurden linear interpoliert und in das Tomogramm eingepasst.

Rheologische Untersuchungen in der Bodenmikromechanik – Ein Link zu Quellungs- und Schrumpfungsvorgängen

Wibke Markgraf*, Rainer Horn

Einleitung

Die Bodenmikromechanik befasst sich im Wesentlichen mit den strukturellen Veränderungen des 3-Phasen-Systems Boden. Hierbei kann zwischen intern und extern wirksamen Kräften unterschieden werden. Veränderungen gehen von hydraulischen wie auch physikochemischen Eigenschaften und Modifikationen aus. Diese äußern sich mitunter in unterschiedlichem Scherverhalten (turbulent oder gleitend); vor allem aber sind es rheologische Kenngrößen, die eine sehr differenzierte Beschreibung dieser mikrostrukturellen Veränderungen zulassen.

Methode

Rheologische Grundlagen

Boden wird im Allgemeinen als viskoelastische Substanz definiert. Um eine physikalische Beschreibung und Quantifizierung vornehmen zu können, bedarf es zweier grundlegender Gesetze aus der Kontinuumsmechanik. Ein ideal elastischer Zustand wird durch das Hooke'sche Gesetz [1.1] beschrieben, repräsentiert durch eine Feder, ein ideal-viskoser Zustand durch Newtons Gesetz [2], dessen Analog ein Stoßdämpfer darstellt. Gleichung [1.2] stellt den direkten Bezug der Schubspannung zur Deformation dar und liefert somit eine Aussage über den Schubmodul G (Konstitutivgesetz). Ist die Steigung $G = 1$, so handelt es sich um einen Hooke'schen Festkörper (ideal elastisch).

$$\tau = G \gamma \quad [1.1]$$

$$G = \tau / \gamma \quad [1.2]$$

$$\tau = \eta \dot{\gamma} \quad [2]$$

mit τ = Schubspannung [Pa], G = Schubmodul [Pa], γ = Deformation [%] oder [-] und η = Viskosität.

Unter oszillierenden Bedingungen werden zwei weitere Moduln verwendet: der Speichermodul G' [Pa] und der Verlustmodul G'' [Pa]. Befindet sich ein viskoelastisches Material in einem elastischen Zustand, so gilt: $G' > G''$. Ist eine bestimmte Fließ- bzw. Deformationsgrenze überschritten, überwiegen viskose Eigenschaften: $G' < G''$. Der Quotient aus G'' und G' führt zu einem so genannten Verlustfaktor $\tan \delta$.

$$G''/G' = \tan \delta \quad [3]$$

* Kontaktadresse:

Dr. Wibke Markgraf
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde
Hermann-Rodewald-Str. 2, D-24118 Kiel
w.markgraf@soils.uni-kiel.de

Ist $\tan \delta < 1$, so ist davon auszugehen, dass sich die Deformation in einem reversiblen Bereich befindet. Ein mikrostruktureller Zusammenbruch ist bei $\tan \delta > 1$ erreicht.

Amplitudentest

In Markgraf et al. (2006) werden theoretische Grundlagen der Rheologie sowie die methodische Umsetzung von Amplitudentests detaillierter vorgestellt. Es können gestörte wie auch ungestörte Bodenproben in (un)gesättigtem Zustand analysiert werden. Die Messungen werden mit einem Platte-Platte-Messsystem (25 PP) an einem Rotationsrheometer der Fa. Paar Physica durchgeführt. Der Plattenabstand beträgt konstant 4 mm. Bei einem Plattendurchmesser von 25 mm entspricht das einem Probenvolumen von ca. 4 cm³. Laut der Definition von verrichteter Arbeit $W = F \cdot s$ handelt es sich um eine Weg gesteuerte Energie, die bei einer gleich bleibenden Frequenz von 0,5 Hz generiert wird. Der Rohdatensatz besteht aus Drehmoments- bzw. Normalkraftwerten [Nm]. In Verbindung mit einer konstanten Kreisfrequenz und dem vorgegebenen Plattenabstand, sowie der Materialvariablen, ergeben sich hieraus die Werte für G' und G'' .

Der mikrostrukturelle Abbau erfolgt in drei Phasen:

Phase 1: elastischer Zustand, $G' > G''$

Phase 2: Transgressionsphase, mit einer Überschneidung von G' und G''

Phase 3: mikrostruktureller Zusammenbruch, $G' < G''$

Basierend auf einem Datensatz, ist es möglich, eine direkte Gegenüberstellung von physikalischen Größen vorzunehmen. Neben der „klassischen“ Darstellung von Speicher- und Verlustmodul G' - G'' vs. Deformation γ , können beispielsweise die Schubspannung τ vs. die Deformation γ aufgetragen werden, Schubmodul G vs. Normalkraft F_N , oder der Verlustfaktor $\tan \delta$ vs. Deformation γ . Letzteres wird im Folgenden näher betrachtet, da sich hierin ein Link zu Quellungs- und Schrumpfungsvorgängen verbirgt.

Nach einer kurzen Beschreibung des untersuchten Materials, erfolgt eine Vorstellung der Ergebnisse.

Material

Untersucht wurde gestörtes wie auch strukturiertes Probenmaterial des Standortes Rothamsted (GB). Seit 1885 finden dort Dauerdüngerversuche mit Stallmist statt; von 1968 an wurde sukzessive Stickstoffdünger in unterschiedlichen Konzentrationen beigemischt. Das schluffig-lehmige Substrat, mit einem C_{org} -Gehalt von 2,7%, wurde in kleinen Stechzylindern vorbereitet und aufgesättigt bzw. bei -30, -60 und -150hPa vorentwässert.

Resultate

Bei den vorliegenden Bodenproben handelt es sich um ein sehr elastisches, rigides Material. Es erfolgt lediglich ein gradueller Strukturabbau. Die Phase einer

reversiblen Deformation wird durch die Deformationsgrenze γ_L definiert. Es wird des Weiteren deutlich, dass die vorentwässerten Proben eine höhere mikrostrukturelle Stabilität aufweisen. Dies zeigt sich in einem höheren Level des Kurvenverlaufs von G' und G'' . Die Graphen des gesättigten Materials weisen einen ähnlichen Verlauf wie die des vorentwässerten auf. Der wesentliche Unterschied liegt jedoch im Erreichen der Phase 3: die vorentwässerten Proben verfügen über eine höheres Maß an Rigidität gegenüber der wirkenden Oszillationsbewegung (= „Energieinput“). Dies führt im Gegensatz zu den gesättigten Proben dazu, dass der endgültige Zustand eines strukturellen Zusammenbruchs ausbleibt (Abb. 1).

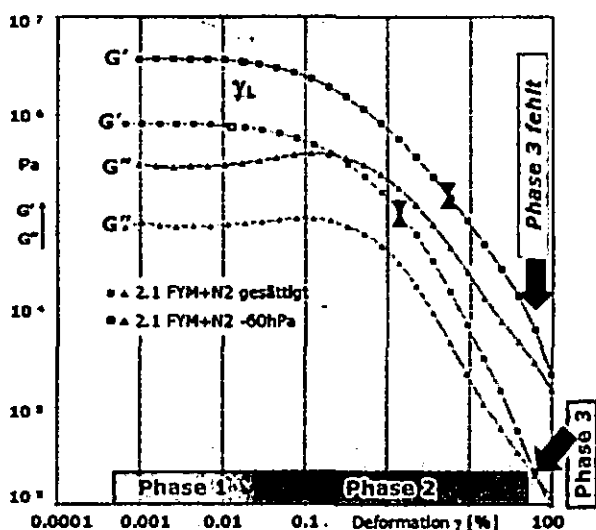


Abb. 1 Graphische Darstellung eines Ergebnisses resultierend aus einem Amplitudentest - Elastizitätsverlust in drei Phasen. Gesättigtes sowie vorentwässertes schluffig-lehmiges Probenmaterial aus Rothamsted (GB). FYM = farm yard manure seit 1885 (Stallmist), N2 = mit Stickstoffdüngung seit 1968.

Um einen Link zu Quellungs- und Schrumpfungspotenzialen (Q/S-Potenzialen) herzustellen, war folgende Vorüberlegung notwendig: Voraussetzung war zunächst, Substrate mit einem maximalen und einem minimalen Q/S-Potenzial auszuwählen. Basierend auf Grundkenntnissen aus der Tonmineralogie wurde zum einen ein smektitischer Vertisol mit einem hohen Q/S-Potenzial ausgewählt, zum anderen ein kaolinitischer, sandiger Oxisol mit einem geringen Q/S-Potenzial und dem Ergebnis aus Rothamsted gegenübergestellt. Als weitere Überlegung wurde vorausgesetzt, dass der Vertisol gleichermaßen über elastische wie auch plastisch-viskose Eigenschaften verfügt, so wie der kaolinitische Oxisol über überwiegend elastisch-rigide. Diese Annahme konnte mit Hilfe der Ergebnisse aus den durchgeführten Amplitudentests untermauert werden (Abb. 2).

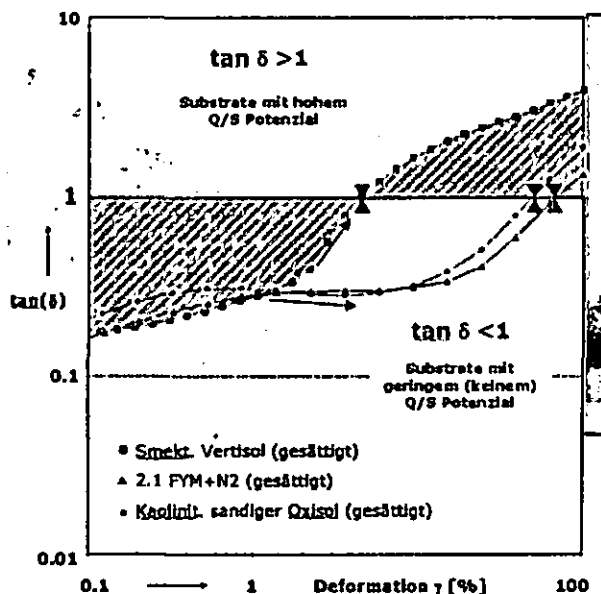


Abb. 2 Gegenüberstellung dreier Substrate mit unterschiedlichem Quellungs- und Schrumpfungspotenzial: smektitischer Vertisol mit hohem Q/S-Potenzial, schluffig-lehmiges Substrat aus Rothamsted und ein kaolinitischer, sandiger Oxisol mit einem geringen Q/S-Potenzial. Der Kurvenverlauf des Vertisols ist annähernd symmetrisch - Substrate mit geringem Q/S-Potenzial weisen hingegen eine Dominanz im elastisch-rigiden Bereich auf ($\tan \delta < 1$).

Schlussfolgerungen

Substrate mit einem hohen Q/S-Potenzial weisen einen annähernd symmetrischen Kurvenverlauf auf, d.h. die Fläche $\tan \delta < 1 \approx$ Fläche $\tan \delta > 1$ als $f(\log \gamma)$. Dem gegenüber zeigen Substrate mit einem geringen Q/S-Potenzial einen zunehmend asymmetrischen Kurvenverlauf: Fläche $\tan \delta < 1 \gg$ Fläche $\tan \delta > 1$ als $f(\log \gamma)$. Der Verlustfaktor $\tan \delta$ kann als Indikator für Q/S-Vorgänge genutzt werden.

Literatur

Markgraf, W., Horn, R., Peth, S. (2006). An Approach to Rheometry in Soil Mechanics: Structural Changes in Bentonite, Clayey and Silty Soils. Soil Till. Res. 91: 1-14.

Weiterführende Literatur

Markgraf, W., Horn, R. (2006). Rheological Stiffness Analysis of K^+ -treated and $CaCO_3$ -rich Soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 169(3): 411-419.
 Markgraf, W., Horn, R. (2006). Rheometry in Soil Mechanics: Microstructural Changes in a Calcaric Gleysol and a Dystric Planosol. Sustainability - Its Impact on Soil Management and Environment. R. Horn, Fleige, H., Peth, S., and Xh. Peng, Catena Verlag. 38: 47-58.
 Markgraf, W. (2006). Microstructural Changes in Soils - Rheological Investigations in Soil Mechanics. Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät. Kumulative Dissertation. Kiel, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
 Markgraf, W., Horn, R. (2007): Scanning Electron Microscopy - Energy Dispersive Scan Analyses and Rheological Investigations of South-Brazilian Soils. J. Soil Sci. Soc. Am. 71: 851-59.

Monitoring und Modellierung hochwasser-schonender Bearbeitungsvarianten in der Landwirtschaft

C. Müller (1), T. Sauer (2), R. Schneider (1), D. Schröder (1)

1. Einleitung und Zielsetzung

Im Rahmen des INTERREG IIIb-Projektes WaRe-La (Water Retention by Landuse) wurden innerhalb des bodenkundlichen Teilprojektes Maßnahmen des dezentralen Hochwasserschutzes zum flächenhaften Wasserrückhalt in der Landwirtschaft in einem Kleineinzugsgebiet umgesetzt. Als Bestandteile dezentraler Hochwasserschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft werden u. a. konservierende Bodenbearbeitung, eine Fruchtfolgegestaltung mit ganzjähriger Bodenbedeckung und die Tieflockerung tiefreichend verdichteter Böden vorgeschlagen (LAWA 2005). Eine anschließende bodenschonende Folgebewirtschaftung im Sinne der guten fachlichen Praxis dient neben den positiven Effekten für den Boden- und Landschaftswasserhaushalt der Erhaltungsdauer der Lockerung. Die Umsetzung und Wirkung der durchgeführten Maßnahmen wurden wissenschaftlich betreut und validiert. Gleichzeitig wurden mit dem physikalisch basierten Modell CATFLOW Simulationen durchgeführt.

2. Untersuchungsgebiet

Das Einzugsgebiet Grundgraben (Südeifel, RLP) hat eine Größe von 9,52 km². Mesozoische Sedimente des Buntsandsteins und Muschelkalks liegen als flache Decken auf der devonischen Schiefergebirgsoberfläche innerhalb der Trier-Bitburger Mulde auf. Überlagert wird diese Struktur in den Höhenlagen durch tertiäre Ablagerungen der Urmosel sowie pleistozänen Solifluktuionsdecken und Lößleinwehungen (WALTER 1995). Die anstehenden, lehmig-sandig bis lehmig-tonig und sogar tonig verwitterten Gesteine des oberen Buntsandsteins führten im Holozän zur Bildung von Rankern und sauren Braunerden, die aufgrund der Feinkörnigkeit des Substrates und seines plattigen Gesteinsgefüges in ebener Lage und in Mulden pseudovergleyt sein können.

Die Areale des unteren Muschelkalks leiden in feinkörnig-schluffiger Ausbildung auf den Hochflächen und Mulden ebenso häufig unter Pseudovergleyung (MEYNEN 1967). Durch solifluidale Umlagerungsprozesse im Pleistozän treten verbreitet dichte und undurchlässige Fließerden auf.

Ackerbaulich sind diese Böden nur nach hinreichender Melioration nutzbar (SCHRÖDER 1983). Der jährliche Niederschlag liegt bei ca. 850 mm.

3. Material und Methoden

Ein seit 15 Jahren bodenschonend bewirtschafteter Acker wurde aufgrund seiner starken Unterbodenverdichtung im Sommer 2005 mit dem Lockerungsgerät MM100 gelockert. Diese Variante (bodenschonende Bewirtschaftung in Kombination mit Tieflockerung) wird im Folgenden als „optimierte Variante“ bezeichnet. Vor und nach dieser Maßnahme kamen auf der optimierten und auf einer konventionell bewirtschafteten Kontrollfläche zur Validierung der Maßnahmen folgende Methoden zur Anwendung:

- Bodenphysik, n=12 Standorte
- Bodenmechanik, n=6 Standorte
- Beregnungsversuche mit mobiler Anlage (eff. Fläche 30m², Niederschlagsmenge 120 mm / 3d), n=6
- Beregnungsversuche auf Mikroplot (Fläche 0,28m²), n=7
- Gravimetrische Wassergehaltsproben im 14-tägigen Rhythmus (n=420)
- Tensiometermessungen (4 Standorte)
- Geoelektrische Tomographie (ERT) (2 Standorte)
- Pegelmessungen am Hangfuß mit V-Messwehren zur Bestimmung des flächenhaften Abflusses beider Bewirtschaftungsvarianten (2 Standorte)
- Simulation mit dem Modell CATFLOW (MAURER 1997, ZEHE 1999, ZEHE ET AL., 2001)

4. Ergebnisse

Durch die Tieflockerung wird die Trockenrohdichte deutlich reduziert und das Gesamthohlraumvolumen erhöht (Abb. 1)(MÜLLER ET AL 2007).

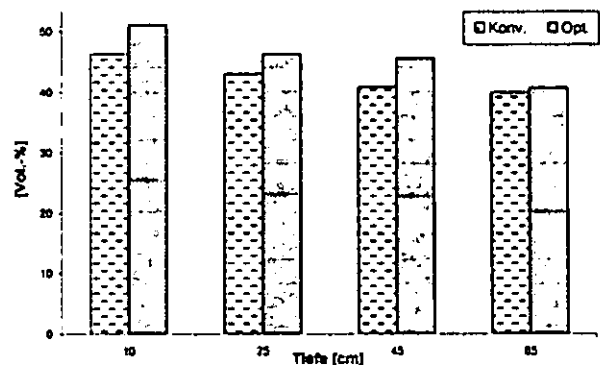


Abb. 1: Gesamtporenverteilung im Vergleich der optimierten vs. konventionelle Variante

Die Beregnungen erzeugen auf der optimierten Fläche keinen Abfluss, während auf der konventionellen Fläche sowohl Oberflächen- (kum. 5 % der Niederschlagssumme) als auch Zwischenabfluss (kum. 9 % der Niederschlagssumme) auftreten (MÜLLER

Universität Trier, FB VI - Geowissenschaften

(1) Fach Bodenkunde

(2) Fach Physische Geographie

Campus II / Behringstraße

54286 Trier

ET AL 2007). Die Berechnungen auf Mikroplotebene erzeugten Oberflächenabfluss auf der konventionellen Variante und keinen Abfluss auf der optimierten Variante.

Die Ergebnisse der geoelektrischen Messungen (ERT) (Abb. 2) zeigen im Sommermonat Juni ein deutlich höheres Wasserangebot der optimierten Variante im Vergleich zur konventionellen Variante (KNEISEL ET AL. 2007).

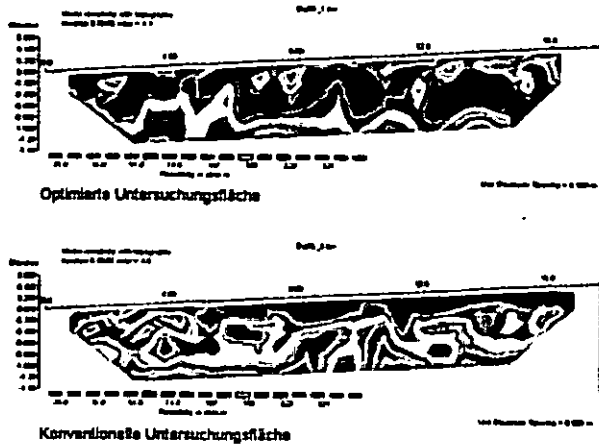


Abb. 2: Ergebnisse der geoelektrischen Tomographie

Ergebnisse der Gravimetrie- und Tensiometermessungen bestätigen diese Unterschiede im Jahresverlauf der Jahre 2006 und 2007.

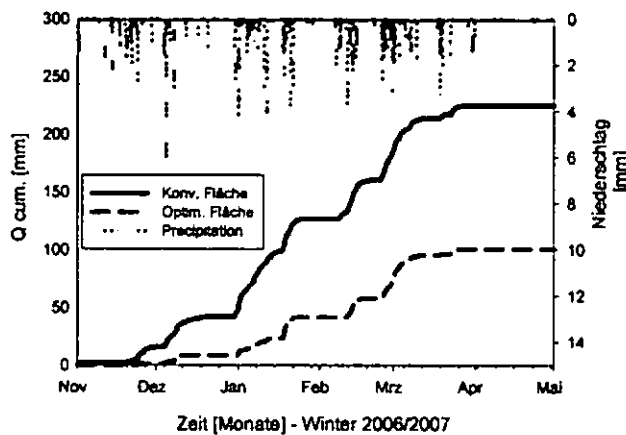


Abb. 3: Ergebnisse (kum.) der Pegelmessungen unterhalb der Hänge für das hydr. Winterhalbjahr 2006/2007

Die kumulierten Abflussmessungen am Hang (Abb. 3) zeigen einen deutlich verringerten Abfluss unterhalb der optimierten Variante. Gleichzeitig wird der Abfluss der optimierten Variante bei Einzelereignissen mit zeitlicher Verzögerung dem Vorfluter zugeführt. Er schwillt zudem deutlich früher wieder ab als die Abflussmengen der konventionell bewirtschafteten Variante (MÜLLER ET AL 2007).

Die Modellierung des Beregnungsversuches (Abb. 4 (konv.)) als auch die Langzeitsimulation (1994/1995; Abb. 5 (konv.)) bildet die Ergebnisse der Geländedaten sehr gut ab und trifft immer die richtigen Prozesse.

Insgesamt werden in beiden Simulationen die Abflussmengen jedoch leicht über- (Beregnungsversuch) bzw. unterschätzt (Langzeitsimulation).

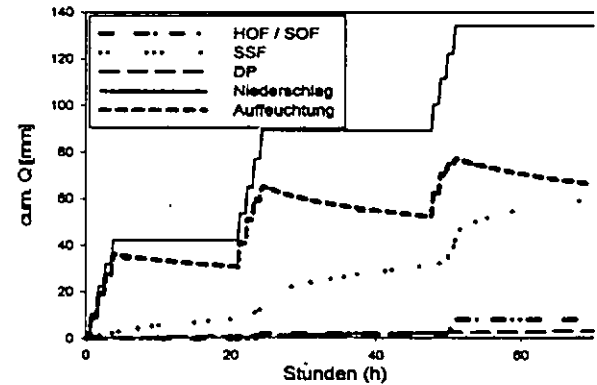


Abb. 4: Simulationsergebnis eines Beregnungsversuches für einen konventionellen Standort

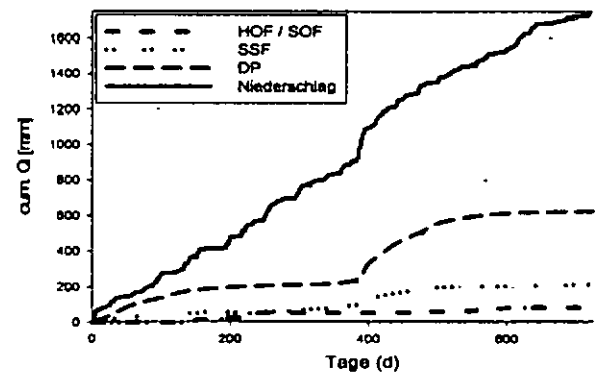


Abb. 5: Simulationsergebnis einer Langzeitsmessreihe (1994/1995) für einen konventionellen Standort

5. Ausblick

In weiteren Arbeitsschritten werden verschiedenste Bearbeitungs- und Bewirtschaftungsvarianten im Modell CATFLOW abgebildet. Auf Basis der im Untersuchungsraum und im Modell gewonnenen Ergebnisse sollen Empfehlungen zum verbesserten flächenhaften Hochwasserschutz in der Landwirtschaft aufgeführt und in ein DSS implementiert werden.

Literaturauswahl

Lawa (2005): Leitlinien für einen zukunftsweisenden Hochwasserschutz: Hochwasser – Ursachen und Konsequenzen. Stuttgart

Müller, C.; Schneider, R.; Schröder, D. (2007): Umsetzung und Validierung von hochwasserschonenden Maßnahmen in der Landwirtschaft in einem mikroskaligen Einzugsgebiet der Eifel. In: SCHÖLER ET AL.: Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Landwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen. Trippstadt, S. 153-162.

SCHRÖDER, D. (1983): Böden des Trierer Raums. – Exkursionsführer zur Jahrestagung der Deutschen Bodenkundl. Gesellschaft 1983 in Trier. - 37, 159-284

Zehe, E., Maurer, T., Ihringer, J. & Plate, E. (2001): Modelling water flow and mass transport in a Loess catchment. – Physics & Chemistry of the Earth, Part B 26, S. 487-507.

Optimierung eines einfachen Verdunstungsverfahrens zur Bestimmung bodenhydraulischer Eigenschaften

A. Peters¹ und W. Durner¹

Einleitung

Ein sehr einfaches Verfahren zur Bestimmung der bodenhydraulischen Eigenschaften aus Verdunstungsexperimenten ist das Verfahren nach Schindler (Schindler, 1980). In diesem Verfahren werden die Veränderungen des Gesamtgewichts und der Tensionen in zwei Tiefen und mit der Zeit erfasst.

Im Gegensatz zur inversen Simulation mit der Richardsgleichung werden die Flüsse sowie die Potenzial- und Wassergehaltsverteilung über Zeit und Raum linearisiert. Daraus ergeben sich diskrete Werte für die Retentions ($\theta(h)$)- und Leitfähigkeitsfunktion ($K(h)$), an die sich parametrische Funktionen anpassen lassen.

Ziel dieser Arbeit ist es, die nicht vermeidbaren Linearisierungsfehler in Abhängigkeit von der zeitlichen Auflösung der Messungen sowie der Größe von Messfehlern zu analysieren und zu zeigen, wie sich bestimmte Fehler vermeiden bzw. minimieren lassen.

Theorie und Methoden

Linearisierungsannahmen

Das vereinfachte Verfahren nach Schindler beruht auf 4 Linearisierungsannahmen: Die Verläufe des Gewichtes (1) und der Potenziale (2) zwischen zwei Messzeitpunkten, sowie die Verteilung der Wassergehalte (3) und des Potentials (4) über die gesamte Säulenhöhe sind linear. Messungen und numerische Simulationen zeigen, dass diese Annahmen nicht immer erfüllt sind.

Unser Vorschlag zur Vermeidung, bzw. Abschwächung der zeitlichen Linearisierungsfehler bei größeren Messintervallen ist der Einsatz von Hermiteschen Splines zur Dateninterpolation (Abb. 1).

Die räumlichen Linearisierungsannahmen sind für die Potenzialverteilung in der ersten Phase der Verdunstungsmessung erfüllt (Abb. 2), bei der Wassergehaltsverteilung jedoch häufig nicht (Daten nicht gezeigt). Allerdings kann bei bekannter Potenzialverteilung auf die Annahme der linearen Wassergehaltsverteilung verzichtet werden wenn der integrale Ansatz von Peters und Durner (2006a) zur Parameterschätzung gewählt wird. Dieser Ansatz interpretiert die gemessenen Wassergehalte nicht als Punktmessungen, sondern als Mittelwerte einer Wassergehaltverteilung über die Säulenhöhe. Dieser wird ermittelt durch Integration der Retentionsfunktion vom Potential am unteren Säulenrand, h_{ub} , bis zum Potential am oberen Säulenrand, h_{lb} :

lenhöhe. Dieser wird ermittelt durch Integration der Retentionsfunktion vom Potential am unteren Säulenrand, h_{ub} , bis zum Potential am oberen Säulenrand, h_{lb} :

$$\bar{\theta}(h) = \frac{1}{h_{ub} - h_{lb}} \int_{h_{ub}}^{h_{lb}} \theta(h) dh \quad (1)$$

Dadurch wird der räumliche Linearisierungsfehler minimiert (Abb. 3).

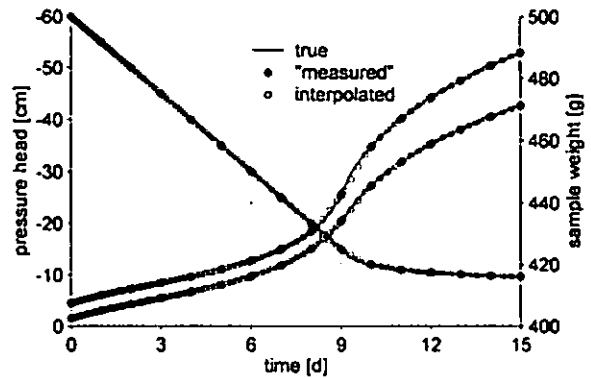


Abb. 1 Zeitlicher Verlauf von Tensionen und Gewicht der Säule bei Verdunstung aus Sand. Aus den interpolierten Daten ergeben sich die diskreten Daten für die Auswertung.

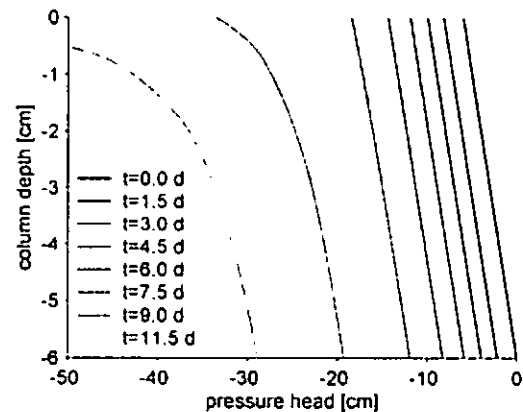


Abb. 2 Potenzialverteilung über die Säulenhöhe zu unterschiedlichen Zeitpunkten bei einem Sand.

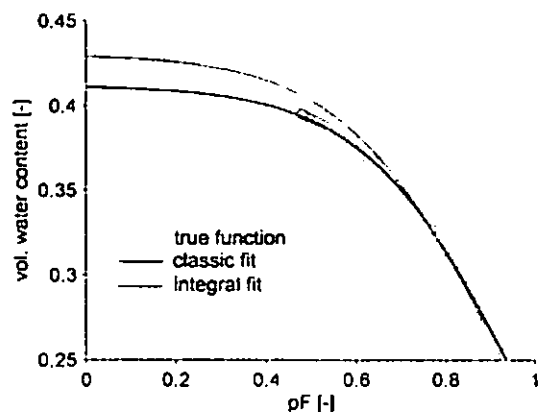


Abb. 3: Vergleich von klassischer und integraler Anpassung mit wahrer Funktion bei einem Sand.

¹Technische Universität Braunschweig, Institut für Geoökologie, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig, e-mail: a.peters@tu-bs.de

K(h)-Funktion nahe Sättigung

Eine bekannte Limitierung der Verdunstungsmethode liegt darin, dass sie aufgrund großer Unsicherheiten bei der Berechnung des hydraulischen Gradienten (∇H) in diesem Feuchtebereich nur wenig Informationen für die *K(h)*-Funktion nahe Sättigung liefert. Die Unsicherheit von ∇H ist gegeben durch: $\sigma_{\text{grad}H} = \sigma_h / \Delta z$. Dabei sind σ_h und Δz der Fehler in der Tensionsmessung und der Tensiometerabstand. Wir schlagen vor alle *K(h)*-Datenpaare die aus einem Gradienten kleiner als $6 \cdot \sigma_{\text{grad}H}$ resultieren aufgrund der hohen Unsicherheit zu verwerfen (Abb. 4).

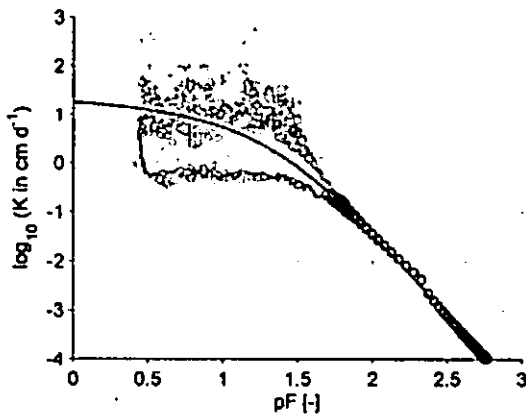


Abb.4: Wahre *K(h)*-Funktion (rot) und Datenpunkte aus einer Monte-Carlo-Simulation des vereinfachten Verfahrens. Bodenart: Lehm. Schwarz: akzeptierte Werte; grau abgelehnte Werte. $\sigma_h=0.2 \text{ cm}$ $\Delta z=3 \text{ cm}$ ($\sigma_{\text{grad}H}=0.067$).

Sensitivitätsanalyse

Mit dem Software-Paket HYDRUS-1D wurden Verdunstungsexperimente für unterschiedliche bodenhydraulische Eigenschaften und Offsets in Tensiometerkalibration und -einbau entsprechend dem vereinfachten Verfahren simuliert. Aus den Simulationsergebnissen wurden Daten mit unterschiedlicher zeitlicher Auflösung für die Verdunstungsmethode extrahiert, interpoliert (Abb. 1) und ausgewertet.

An den auf diese Weise erhaltenen diskreten Datenpunkten für $\alpha(h)$ und *K(h)* wurden die gekoppelten hydraulischen Funktionen angepasst und mit den wahren Funktionen verglichen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Potenzialverteilung in der Säule ist in der ersten Phase des Experimentes quasi linear (Abb. 2), so dass die integrale Anpassung der Retentionsfunktion anwendbar ist und den Linearisierungsfehler (αz)

eliminiert (Abb.3). In der zweiten Phase ist dieser Fehler vernachlässigbar (Daten nicht gezeigt).

Durch die Interpolation mit Hermiteschen Splines genügt für Sande und Lehme eine zeitliche Messauflösung von einem Tag (Daten nicht gezeigt). Für Tone und strukturierte Böden sollten die Tensionen in höherer Auflösung gemessen werden.

Offsets in der Tensiometerkalibration die zur Überschätzung des hydraulischen Gradienten führen, ergeben einen starken systematischen Fehler bei der Berechnung von *K(h)*. Eine Unterschätzung von ∇H führt dagegen aufgrund des Ablehnungskriteriums in erster Linie zum Verwerfen von Daten, und damit zu weniger Information für *K(h)*. Einbaufehler der Tensiometer haben in erster Linie Auswirkungen auf die Schätzung der Funktionen im trockenen Bereich (Daten nicht gezeigt). Die Verdunstungsmethode liefert keine Informationen für die *K(h)*-Funktion nahe Sättigung (Abb. 4).

Fazit

Die Verdunstungsmethode im Design nach Schindler zeigt sich mit unseren Verbesserungen des Auswerteverfahrens (Interpolation der diskreten zeitlichen Messdaten mit Hermiteschen Splines; Berücksichtigung des integralen Charakters der mittleren Wassergehalte; Wahl eines intelligenten Kriteriums zum Herausfiltern von unzuverlässigen *K(h)*-Daten nahe Sättigung) sehr robust in Hinblick auf die Auswirkungen der dem Verfahren zu Grunde liegenden Linearisierungsannahmen. Die Fehler für Retentions- und Leitfähigkeitsdaten sind erstaunlich gering.

In Kopplung mit einem robusten Anpassungsverfahren für die gekoppelten hydraulischen Funktionen (SHYPPFIT 2.0, Peters und Durner, 2006b) ergibt sich somit ein praxistaugliches Verfahren, welches bei geringem Messaufwand zu sehr präzise bestimmten hydraulischen Funktionen führt. Das Verfahren wird ab Herbst 2007 von der Firma UMS München unter der Produktbezeichnung HYPROP als Hardware+Software-Paket vertrieben.

Literatur

Schindler, U. (1980), Ein Schnellverfahren zur Messung der Wasserleitfähigkeit im teilgesättigten Boden an Stechzylinderproben, *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd.*, 24, 1-7.

Peters, A. und W. Durner (2006a), Improved estimation of soil water retention characteristics from hydrostatic column experiments, *Water Resour. Res.*, 42, W11401, doi:10.1029/2006WR004952 .

Peters, A. und W. Durner (2006b), *SHYPPFIT 2.0 User's Manual*, Internal Report. Institut für Geoökologie, Technische Universität Braunschweig.

Synchrotron μ CT und 3D Porenraumquantifizierung von Bodenaggregaten

Peth¹ S., Horn¹ R., Beckmann² F., Smucker³ A.

Einleitung

Die Analyse und Visualisierung des Porenraumes und darin gespeicherter und/oder sich bewegender Fluide mit nicht zerstörerischen Verfahren erreicht durch die Fortschritte in der Computer-, NMR- und PETomographie immer kleinere Skalen. Insbesondere die Entwicklung und Zugänglichkeit hochauflösender Röntgencomputertomographen, die den Porenraum bis in den Mittelporenbereich isotrop auflösen, eröffnen neue Möglichkeiten für kleinskalige Untersuchung bei denen sich physikalische Eigenschaften und Funktionen mit der Geometrie des Porenraumes in Beziehung setzen lassen. Dies setzt allerdings eine über die visuelle Beurteilung hinausgehende quantitative Analyse der geometrischen Eigenschaften des Porennetzwerkes voraus. Dazu gibt es eine Reihe vorhandener Algorithmen basierend auf den Konzepten der mathematischen Morphologie, die es erlauben, funktionsrelevante Strukturelemente aus digitalen 3D Bilddaten zu extrahieren und quantifizieren.

Material und Methoden

Die untersuchten Bodenaggregate (ca. 5mm Durchmesser) stammen aus einem Ap-Horizont (Hortic Anthrosol) unter Mais bzw. einem rAp-Horizont (Hortic Anthrosol) unter Grasland Nutzung vom Versuchsgut Rothalmünster (Jasinska 2006). Der Maisstandort wird konventionell bearbeitet. Die Bodenaggregate wurden lufttrocken am Hamburger Synchrotronstrahlungslabor (HASYLAB) im μ CT mit einer Auflösung von 3.2 μ m (Mais-Standort) bzw. 5.4 μ m (Grasland-Standort) gescannt. Bildbearbeitung und -quantifizierung erfolgte mit *3dma* (Lindquist et al. 2000). Für die Voxelklassifizierung der CT-Bilder in Festphase bzw. Hohlraum (Segmentierung) wurde ein lokales „Thresholding“-Verfahren eingesetzt wobei Grauwerte oberhalb eines oberen Grenzwertes T_0 (in beiden Fällen = 85) als Festphase und solche unterhalb eines unteren Grenzwertes T_1 (in beiden Fällen = 75) als Hohlraum klassifiziert wurden. Grauwerte, die zwischen T_0 und T_1 lagen wurden anschließend mit Hilfe eines

geostatistischen Ansatzes (Indikator Kriging) in Abhängigkeit von der Voxelklassifikation in der lokalen Umgebung einer Phase zugeordnet (Oh & Lindquist 1999). Für die weiteren Bildtransformationen und porenstatistischen Auswertungen wurde aus den Aggregaten jeweils ein würfelförmiges Volumen von 400^3 Voxeln ausgeschnitten (Abb. 1).

Ergebnisse

Der Porenraum der beiden Bodenaggregate zeigt im 2D Anschnitt bereits sehr deutliche Unterschiede (Abb. 1). Das Aggregat vom konventionell bewirtschafteten Standort weist eine homogenere Verteilung von Poren mit kleinen Porendurchmessern auf während das Aggregat vom Graslandstandort augenscheinlich einen deutlich höheren Makroporenanteil besitzt.

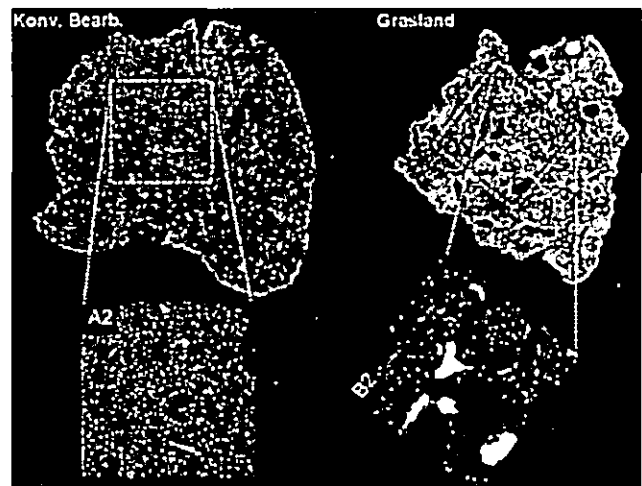


Abb. 1: Oben: 2D Schnitte durch die Bodenaggregate (links: Mais-Standort unter konventioneller Bearbeitung; rechts: Grasland-Standort). Unten: Binäre (segmentierte) Ausschnitte mit Festphase bzw. nicht aufgelöste Bodenmatrix in Schwarz und Porenraum in Weiß dargestellt.

Da Mittelporen, die kleiner als die Ortsauflösung sind, im Tomogram nicht von der Festphase zu unterscheiden sind, bleibt die quantitative Analyse auf den größeren Porenraum (effektive Porenradien > 5-6 μ m) beschränkt. Der nicht auflösbare Bereich der Bodenmatrix wird dabei wie Festphase behandelt.

Der Vergleich von relativen Häufigkeitsverteilungen von Porenvolumina und effektiven Porenradien (Radius einer Kugel mit dem gleichen Volumen der unregelmäßig geformten Poren) zeigt eine Verschiebung der Porengößen zu größeren Poren im Grasland-Aggregat (Abb. 2). Ein ähnliches Bild ist bei den Porenengpässen (Porenhälsen) bzw. den effektiven Porenhalsradien (Radius eines Kreises mit der gleichen Fläche des unregelmäßig geformten Porenhalsquerschnitts) zu erkennen, wobei das Aggregat vom konventionell bewirtschafteten

¹ Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, e-mail: s.peth@soils.uni-kiel.de

² GKSS-Research Centre, Max-Planck-Str. 1, 21502 Geesthacht, Germany

³ Institute of Crop and Soil Sciences, Michigan State University, East Lansing, MI, USA

Standort deutlich mehr engere Porenhäule aufweist wie das Aggregat unter Graslandnutzung (Abb. 2).

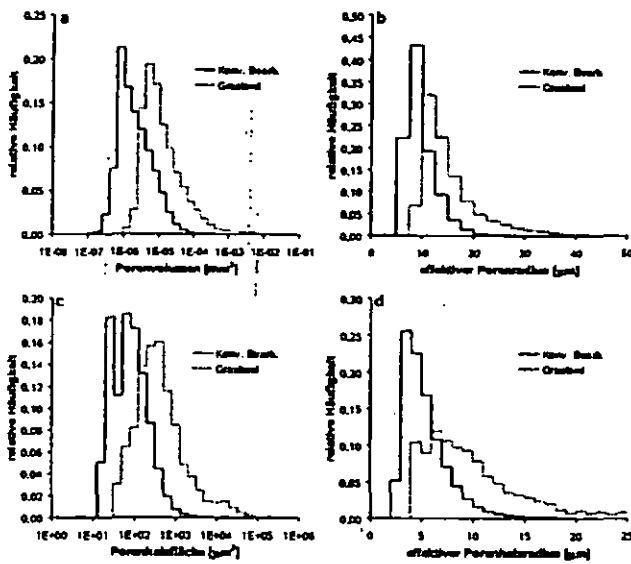


Abb. 2: Statistischer Vergleich von Merkmalen des Porenraums unterschiedlicher Bodenaggregate (konventionell bewirtschafteter Standort vs. Grasland-Standort). Oben: Relative Häufigkeitsverteilung von Porenvolumenklassen (a) und effektiven Porenradien (b). Unten: Porenhalsflächen (c) und effektive Porenhalsradien (d).

Für Wasserflüsse ist das Verhältnis von Porenvolumen zu Porenquerschnitt im Bereich von aneinandergrenzenden Porenräumen eine charakteristische Kenngröße. Flächenmäßig kleine Porenengpässe (d. h. Poren mit kleinen effektiven Porenhalsradien) wirken sich hemmend auf die Wasserbewegung im Porensystem aus. Porenengpässe haben auf den Transport (nahe Sättigung) besonders dann negative Auswirkungen, wenn die durch den Engpass begrenzten Poren groß sind. In solchen Fällen wird das Verhältnis aus effektivem Porenhalsradius zu effektivem Porenradius sehr klein (Abb. 3). Unter Annahme einer zylindrischen Kapillare, die keinen Engpass besitzt (Radius der Kapillare = Radius Porenhals) lässt sich eine Grenzlinie definieren, an der es zu keiner Transporthemmung durch Porenengpässe kommt (gestrichelte Linie in Abb. 3, oben). Bewegt man sich senkrecht zu dieser Linie in Richtung kleinerer effektiver Porenhalsradien und größeren effektiven Porenradien, sollte theoretisch die Transporthemmung immer mehr zunehmen. Statistisch gesehen lassen sich beim Aggregat des konventionell bearbeiteten Standorts häufiger kleine Quotienten aus effektiven Porenhalsradien zu effektiven Porenradien finden als beim Aggregat des Grasland Standorts. Dies legt die Vermutung nahe, dass das Grasland Aggregat weniger durchflusshemmende Fließquerschnitte besitzt als das Aggregat vom konventionell bewirtschafteten Standort.

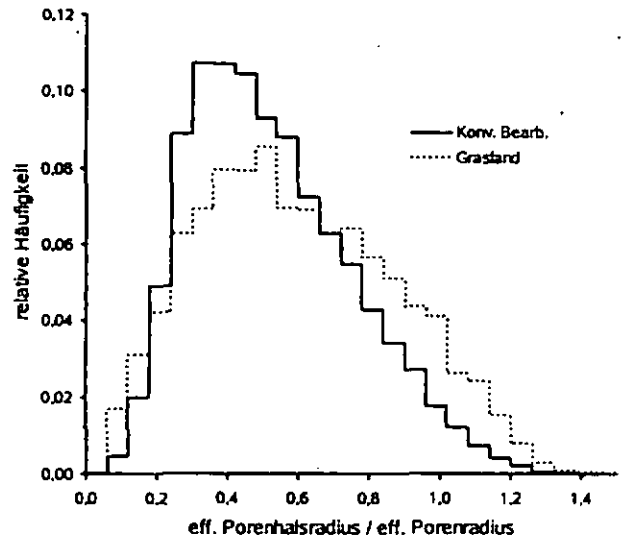
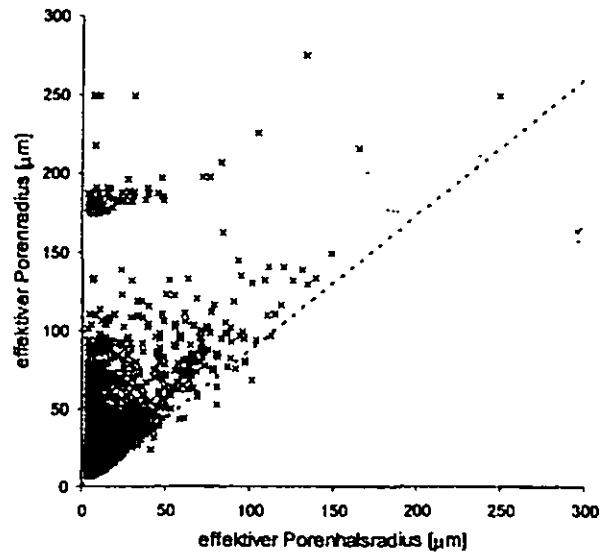


Abb. 3: Oben: Effektiver Porenradius vs. effektive Porenhalsradien für alle Poren beispielhaft für das Aggregat vom Grasland Standort. Die gestrichelte Linie stellt einen theoretischen Grenzfall eines zylindrischen Porenkanals (Länge des Kanals entspricht dem eff. Porenradius der Kugel) ohne Engpass dar (eff. Radius Zylinder = eff. Radius Porenhals). Unten: Häufigkeitsverteilung vom Quotienten aus eff. Porenhalsradius / eff. Porenradius für bei Aggregat.

Literatur

Jasinska, E. (2006). Management effects on carbon distribution in soil aggregates and its consequences on water repellency and mechanical strength. Dissertation am Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel: 130 S.

Lindquist, W. B., A. Venkatarangan, J. Dunsmuir, and T. Wong (2000). Pore and throat size distribution measured from synchrotron X-ray tomographic images of Fontainebleau sandstones. *Journal of Geophysical Research* 105B:21508-21528.

Oh, W., and W. B. Lindquist (1999). Image Thresholding by Indicator Kriging. *IEEE Trans. Pattern Analysis and Machine Intelligence* 21:1-13.

Definition räumlicher Skalen und Skalenübergänge auf Grundlage einer Heterogenitätsanalyse

H. Rogasik*, I. Onasch*, J. Kiesel**, S. Koszinski* & M. Wehrhan*

Problemstellung/Stand der Forschung

Die Kenntnis räumlicher Skalen ist notwendig für die Aggregation von Punkt- zu Flächendaten; die Aufklärung von Prozessen erfordert eine skalenübergreifende Betrachtungsweise. Trotz einer Vielzahl skalentheoretischer Ansätze, beruhen Skalendefinitionen im wesentlichen noch auf Expertenwissen. Mathematische Methoden zur Ableitung von Skalen bzw. Skalenübergängen in situ fehlen. Es ist bekannt, dass die Untersuchung von Skalen neben der Berücksichtigung der Größe des Untersuchungsobjektes (= extent) sowie der Auflösung (= grain) besonders die Betrachtung der Größe und Größenverteilung der dominierenden Untereinheiten (= pattern) in situ erfordert (Blöschl & Sivapalan, 1995).

Material und Methode

Für die Identifizierung der Größe und Größenverteilung skalentypischer Untereinheiten wird das Verfahren „moving window“ genutzt. Es basiert auf rasterbasierten morphologischen Untersuchungen in hoher Auflösung. Dabei werden durch Aggregation der Pixel größere Flächenelemente (= moving window) geschaffen, die sich überlappen (Abb. 1).

Aus den Mittelwerten der „moving window“ in den jeweiligen Diskretisierungsstufen werden die Variationskoeffizienten (Varko) berechnet und zu den entsprechenden logarithmierten Kantenlängen der moving window in Beziehung gesetzt (= Kurven der Variationskoeffizienten). In einer 2. Auswertungsstufe wird der Anstieg der Variationskoeffizienten als Differenzenquotient ($\Delta y / \Delta x$) abgeleitet und als Kurve des Anstiegs dargestellt. Die Größenabstufung der moving window ergibt sich als ganzzahliges Vielfaches der Pixelkantenlänge: ihre Schrittweite (moving distance) entspricht der Pixelkantenlänge.

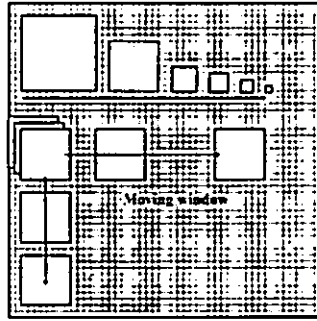


Abb. 1: Schematisches Grundprinzip der moving window-Technologie

Die skalenbezogenen Untersuchungen erfolgten für diese Studie an zwei künstlichen Zahlenfeldern sowie einer Fernerkundungsszene.

- Zahlenfeld 1: 36^2 -Pixel, 12-er Untereinheit, mittig angeordnet (Abb. 2)
- Zahlenfeld 2: wie Zahlenfeld 1 ergänzt durch 4-er Untereinheiten (Abb. 2)
- Fernerkundungsszene aus der Region Wulfen/Sachsen-Anhalt (Abb. 3) panchromatisches Bild vom Quickbird, Auflösung: 0,61 m

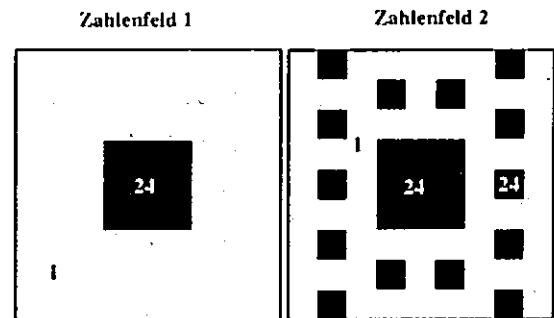


Abb. 2: Heterogenitätsmuster der Zahlenfelder 1 und 2

Ergebnisse

Für Zahlenfeld 1 mit der mittig angeordneten 12-er Untereinheit (Abb. 2), ergibt sich eine sigmoidale Kurve des Variationskoeffizienten. Der Abszissenwert des Wendepunktes dieser Kurve ist identisch mit der Kantenlänge der homogenen 12-er Untereinheiten (Abb. 4).

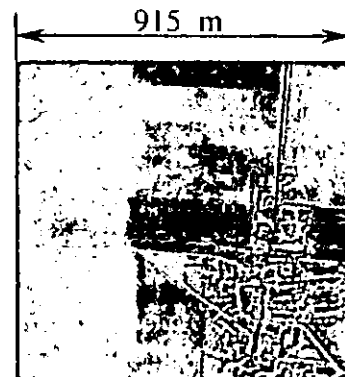


Abb. 3: Heterogenitätsmuster der Fernerkundungsszene

* Institut für Bodenlandschaftsforschung

** Institut für Landschaftssystemanalyse

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung

D-15374 Müncheberg, Eberswalderstrasse 84

e-mail: hrogasik@zalf.de

Die abgeleitete Kurve des Anstiegs der Variationskoeffizienten zeigt dort ihr lokales Maximum. Das Zahlenfeld 1 charakterisiert eine räumliche Skala.

Mit Zahlenfeld 2 wird eine Skalenabfolge simuliert. Der Größenunterschied zwischen den homogenen Untereinheiten ist mit 12 und 4 Pixelbreiten bewusst gewählt. Die Kurve des Variationskoeffizienten besteht nun aus zwei sigmoidalen Teilkurven, getrennt durch einen Wendepunkt, der sich in der Kurve des Anstiegs durch ein lokales Minimum dokumentiert und als Skalenübergang bei einer Kantenlänge der moving window von 8 Pixelbreiten zu definieren wäre. Die homogenen Untereinheiten (12-er und 4-er Zahlenfelder) erscheinen in den Kurven der Variationskoeffizienten als Wendepunkte bei Kantenlängen der moving window von 12 bzw. 4 Pixelbreiten sowie in den Kurven des Anstiegs als lokale Maxima (Abb. 4).

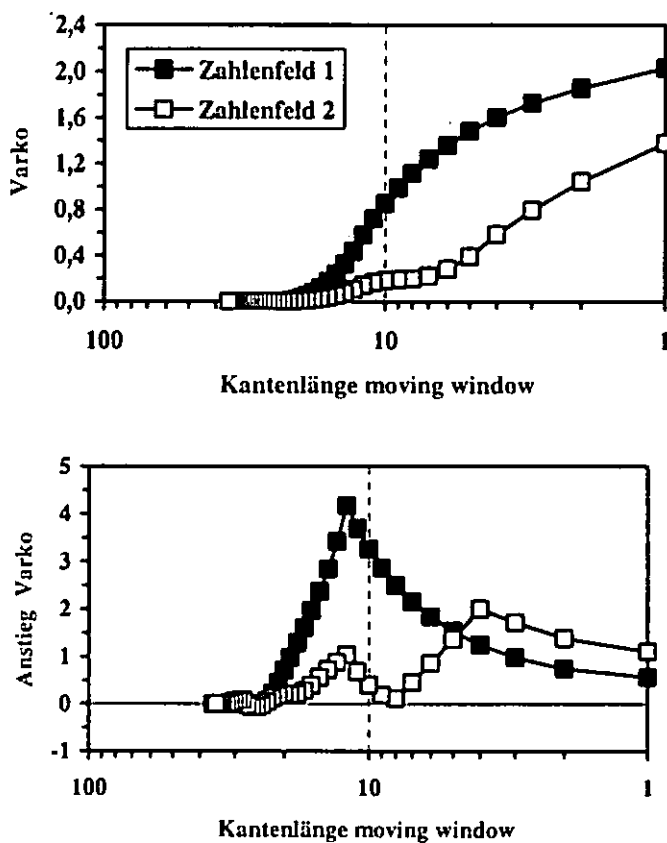


Abb. 4: Zahlenfelder 1 und 2 - Kurven der Variationskoeffizienten und deren Anstiege

Zahlenfeld 2 ist aufgrund des deutlichen Größenunterschiedes zwischen den homogenen Untereinheiten zweiskalig (Skala 1: 36-8 Pixelbreiten, Skala 2: 8-1 Pixelbreiten).

Die Fernerkundungsszene mit dem gewählten Ausschnitt von 915 m Kantenlänge (Abb. 3) ist durch große Feldschläge gekennzeichnet.

Die kleinräumige Heterogenität resultiert aus einer anteilig einbezogenen Gemeindestruktur. Es lassen sich anhand der Kurven des Anstiegs der Variationskoeffizienten der Graustufenverteilung insgesamt 3 Skalen ausweisen (Abb. 5).

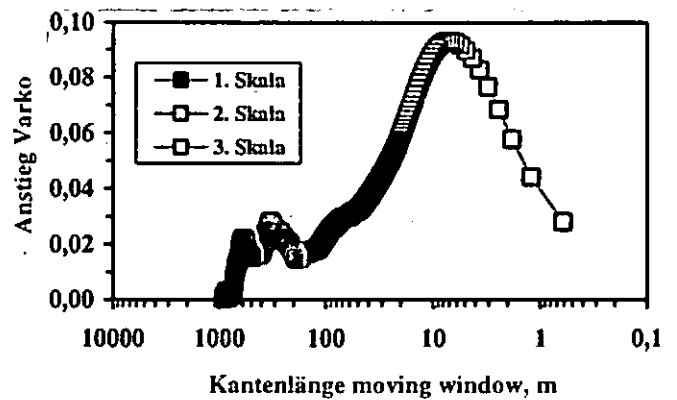


Abb. 5: Fernerkundungsszene - Kurve des Anstiegs der Variationskoeffizienten der Graustufenverteilung

In der Skala 1 (905- 503 m) zeigt sich eine dominierende Untereinheit mit etwa 595 m Kantenlänge (Abb. 3). Dabei handelt es sich um die Größenordnung der zusammenhängenden Feldschläge. Skala 2 (503-185 m) wird charakterisiert durch eine dominierende Untereinheit von 332 m Kantenlänge. Diese identifiziert den Komplex der kleinräumig heterogenen Gemeindestruktur im Bild unten rechts (Abb. 3). Die dominierende Untereinheit in Skala 3 (185-0,61 m) besitzt eine Kantenlänge von etwa 7 m und resultiert aus der Größenordnung kleinräumiger und quasihomogener Strukturen wie Feldwege, Gebäudeteile und Gartenareale.

Zusammenfassung und Diskussion

Die Kurven der Variationskoeffizienten sind integraler Ausdruck der Heterogenitätsstruktur der Untersuchungsobjekte. Skalen und Skalenübergänge lassen sich auf Grundlage des Anstiegs der Kurven der Variationskoeffizienten ableiten. Sie definieren sich über die Größe sowie Größenverteilung der dominierenden Untereinheiten.

Literaturverzeichnis

Blöschl, G. & M. Sivapalan 1995. Scale issues in hydrological modelling: a review. Hydrological Processes 9, 251-290.

Varianz der mechanischen Vorbelastung bei der graphischen Bestimmung nach dem Casagrande-Verfahren

Jan Rücknagel¹, Robert Brandhuber², Bodo Hofmann¹, Matthias Lebert³, Karin Marschall⁴, Rainer Paul⁵

Einleitung

Zur Ableitung der Vorbelastung aus Druck - Setzungsversuchen stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung. Die verbreitetste Methode ist die graphische Bestimmung nach Casagrande (1936). Die Ableitung der Vorbelastung erfolgt dabei anhand von Funktionen in Diagrammen, auf deren Abszisse der Druck in logarithmischer Form aufgetragen ist. Die Druckstufen sind je nach Fragestellung frei wählbar. Auf der Ordinate der Diagramme werden die Setzung, die Trockenrohdichte oder die Porenziffer aufgetragen. An den Punkt mit der größten Krümmung der Funktion werden eine Tangente sowie eine Parallele zur Abszisse gelegt. Der Schnittpunkt der Winkelhalbierenden dieser beiden Geraden mit der Erstverdichtungsgerade (rückwärtige Extrapolation der Erstverdichtungsgeraden) entspricht der Vorbelastung. Das Anlegen der Tangente an den Punkt der größten Krümmung liegt im Ermessen der Versuchsperson, wodurch eine gewisse Varianz der Vorbelastungswerte zwischen verschiedenen Personen zu erwarten ist. Bisher können diese Varianzen nicht sicher quantifiziert werden. Die Ziele dieser Arbeit sind deshalb:

1. Quantifizierung der Varianz der Vorbelastung, die nach dem Casagrande - Verfahren zwischen verschiedenen Versuchspersonen auftreten kann.
2. Ermittlung des Einflusses unterschiedlicher Parameter auf der Ordinate des Diagramms auf die Höhe der Vorbelastung.
3. Untersuchung, inwieweit die Wahl der Höhe des Anfangsdruckes die ermittelten Vorbelastungswerte beeinflusst.

Material und Methoden

Aus einem Datensatz von Rücknagel et al. (2007) wurden 13 Druck-Setzungsversuche mit Vorbelastungen zwischen etwa 20 kPa und 160 kPa bei einer Wasserspannung von -6 kPa (pF 1,8) ausgewählt. Die Darstellung der Kurven erfolgte in Diagrammen im Format DIN A4. Auf deren Abszisse waren der Logarithmus des Druckes und auf der Ordinate die Setzung (mm), die Trockenrohdichte (g/cm³) oder die Porenziffer aufgetragen. Die Achsen waren nicht beschriftet und die Kurven wurden mit Nummern verschlüsselt. Somit konnte eine unvoreingenommene Bestimmung der Vorbelastung durch jeweils fünf in der Anwendung der Casagrande - Methode erfahrene Personen erfolgen. Das Druckintervall der Kurven betrug 5 bis 550 kPa. Bei den Druck - Trockenrohdichtekurven wurde jeweils eine zusätzliche Variante mit einem Druckintervall von 25 bis 550 kPa ausgewertet. Zur Beschreibung der Varianz zwischen den einzelnen Personen wird die mittlere absolute Abweichung (MAE) der Vorbelastungswerte herangezogen. Sie berechnet sich aus dem Mittel der absoluten Differenzen zwischen den fünf Personen.

Ergebnisse und Diskussion

Im Mittel aller Bestimmungen aus Trockenrohdichte-, Porenziffer- und Setzungsdiagramm (MAE_{Mittel}) ergeben sich mittlere absolute Abweichungen von 0,03 - 0,14 (logarithmische Auswertung) bzw. von 3 - 23 kPa. Die maximalen Abweichungen betragen logarithmisch zwischen 0,12 und 0,43 bzw. zwischen 8 und 80 kPa. Bei logarithmischer Auswertung sind besonders mit niedrigen Vorbelastungen < 25 kPa (logarithmiert < 1,40) höhere mittlere Abweichungen zwischen den einzelnen Versuchspersonen von etwa 0,10 verbunden (Abb. 1a). Die mittleren Abweichungen von Vorbelastungen > 40 kPa (logarithmiert > 1,60) liegen bei logarithmierter Auswertung konstant bei nur etwa 0,06. Demgegenüber nimmt die mittlere absolute Abweichung zwischen den Personen bei der kPa-Darstellung mit der Vorbelastungshöhe aufgrund der Entlogarithmierung kontinuierlich zu (Abb. 1b). Insgesamt liegen damit die mittleren Varianzen in der Einheit kPa für den hier untersuchten Vorbelastungsbereich bei etwa 15 %.

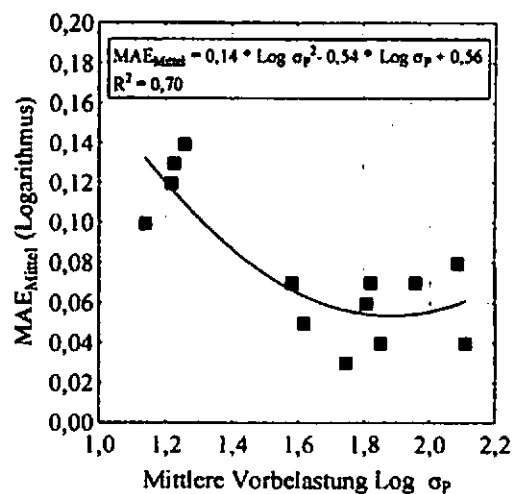


Abb. 1a: Mittlere Abweichung der Vorbelastung (MAE_{Mittel}) zwischen den Versuchspersonen in Abhängigkeit der Vorbelastungshöhe, Auswertung als Logarithmus

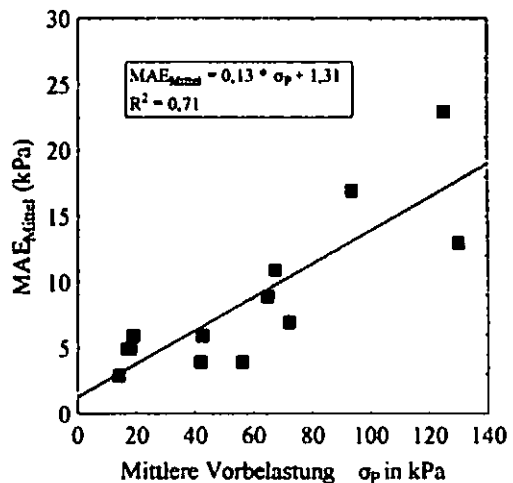


Abb. 1b: Mittlere Abweichung der Vorbelastung (MAE_{Mittel}) zwischen den Versuchspersonen in Abhängigkeit der Vorbelastungshöhe, Auswertung in kPa

In der vorliegenden Untersuchung zeigt sich eine unterschiedlich hohe Vorbelastung in Abhängigkeit von Trockenrohdichte, Porenziffer oder Setzung auf der Ordinate des Diagramms. Während Porenziffer und Setzung etwa zu vergleichbaren Werten führen, liegen die anhand der Trockenrohdichte ermit-

¹ Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Ludwig-Wucherer-Str. 2, 06108 Halle (Saale) jan.ruecknagel@landw.uni-halle.de

² Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising

³ Ingenieurbüro für Bodenphysik, Kiel

⁴ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH, Leipzig

⁵ Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena

telten Vorbelastungen bei logarithmischer Darstellung konstant um 0,08 – 0,10 über diesen (Abb. 2a).

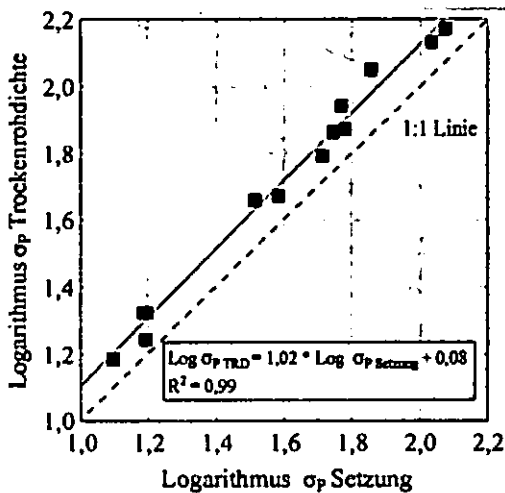


Abb. 2a: Zusammenhang der nach Druck - Setzungsdiagramm ($\text{Log } \sigma_p \text{ Setzung}$) und Druck - Trockenrohdichtediagramm ($\text{Log } \sigma_p \text{ Trockenrohdichte}$) ermittelten Vorbelastung, Auswertung als Logarithmus

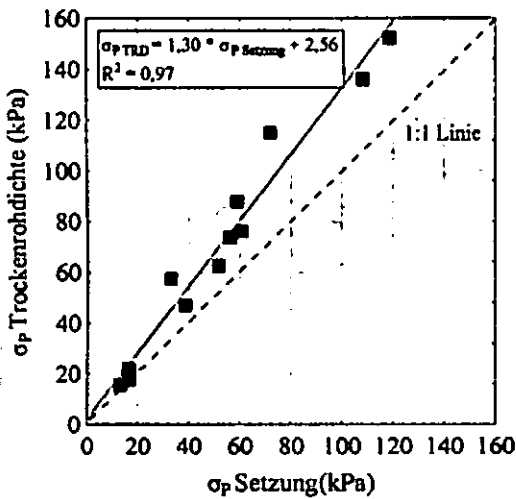


Abb. 2b: Zusammenhang der nach Druck - Setzungsdiagramm ($\sigma_p \text{ Setzung}$) und Druck - Trockenrohdichtediagramm ($\sigma_p \text{ Trockenrohdichte}$) ermittelten Vorbelastung, Auswertung in kPa

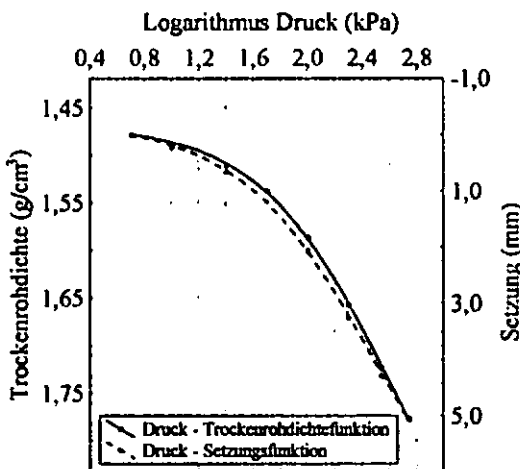


Abb. 3: Beispielverlauf von Druck-Setzungs- und Druck-Trockenrohdichtefunktion mit gleichem Anfangs- und Endpunkt

Eine mit der Vorbelastungshöhe ansteigende Differenzierung zeigt sich bei Darstellung in der Einheit kPa (Abb. 2b). Die nichtlineare Beziehung von Trockenrohdichte und Setzung führt bei der graphischen Darstellung der Kurven mit gleichem Anfangs- und Endpunkt (Abb. 3) zu einem Verlauf der Druck - Setzungs- und Druck - Trockenrohdichtefunktion. Dadurch verschiebt sich der Punkt der größten Krümmung in Richtung niedrigerer Auflasten und die Neigung der Erstverdichtungsgerade nimmt ab.

Außer dem Ordinatenparameter beeinflusst auch das dargestellte Druckintervall die Vorbelastung. Eine Erhöhung der ersten Laststufe von 5 auf 25 kPa führt zu einer unvollständigen Abbildung der Kurven und in der Folge zur Überschätzung niedriger Vorbelastungen (Abb. 4). Dies betrifft insbesondere Werte < 65 kPa, bei denen die Überschätzung bis zu etwa 40 kPa beträgt. Mit zunehmender Vorbelastung gleichen sich die Werte an.

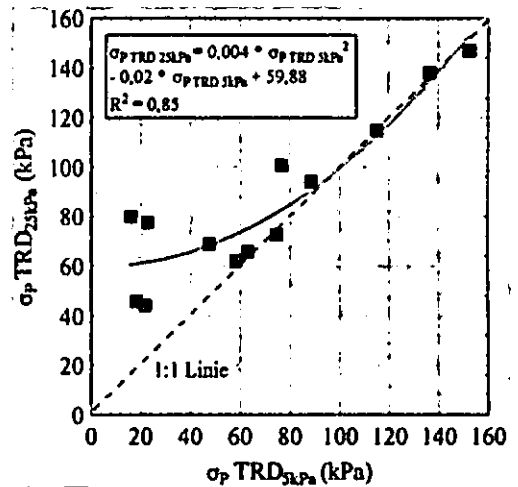


Abb. 4: Zusammenhang der Vorbelastungen im Druck - Trockenrohdichtediagramm bei einer Auflast ab 5 ($\sigma_p \text{ TRD } 5\text{kPa}$) und ab 25 kPa ($\sigma_p \text{ TRD } 25\text{kPa}$), Auswertung in kPa

Schlussfolgerungen

Die mittlere Varianz der Vorbelastungswerte zwischen den an der Untersuchung beteiligten Personen liegt auf einem für die meisten praktischen Fragestellungen tolerierbaren Niveau. Sie lässt sich bei Bedarf aber durch mehrere Maßnahmen verringern, womit sich auch die Reproduzierbarkeit und Vergleichbarkeit der Werte weiter erhöht:

1. Für Fragestellungen, die eine hohe Genauigkeit verlangen oder in Zweifelsfällen, ist eine Bestimmung der Vorbelastung durch mehrere unabhängige Personen zu empfehlen.
2. Bei Vergleichen absoluter Vorbelastungen ist der Ordinatenparameter des Diagramms zu berücksichtigen.
3. Die Druck - Setzungsversuche und die Darstellung der Kurven sollten mit einer möglichst niedrigen Laststufe ($\leq 10 \text{ kPa}$) beginnen, insbesondere wenn es sich um Standorte mit häufig niedrigen Vorbelastungen handelt.

Literatur

CASAGRANDE, A., 1936. The determination of pre-consolidation load and its practical significance. In: Int. Conf. on Soil Mech. and Found. Eng. Proc. of ICSMFE. Cambridge, MA, 22-26 June 1936. vol. 3. Cambridge, MA, pp. 93-108.

RÜCKNAGEL, J.; HOFMANN, B.; PAUL, R.; CHRISTEN, O.; HÜLSBERGEN, K.-J. (2007): Estimating precompression stress of structured soils on the basis of aggregate density and dry bulk density. Soil & Tillage Research 92. 213-220.

Diffusion Transport in Clays: *In Situ* Determination by ATR-FTIR-Spektroscopy

B. Schampera und S. Dultz

Introduction

In saturated clays with a high amount of fine pores transport is thought to be diffusion controlled. Surface properties like wettability might have an effect on bound H₂O. For the determination of the influence of surface properties on the diffusion coefficient, montmorillonite was modified with different tensids. Diffusion experiments by D₂O-H₂O exchange were performed *in situ* by using a cell attached to the ATR-unit of an FTIR-spectrometer.

Material and Methods

Diffusion transport was determined with a Wyoming montmorillonite modified with different amounts of three tensids:

Hexadecylpyridinium (HDPy) C₂₁ H₃₈N
Benzethonium (BE) C₂₇ H₄₂NO₂
Tetraphenylphosphonium (TPP) C₂₄ H₂₀P.

Structural and physicochemical changes of the clay by modification with the tensids were investigated by XRD, flocculation experiments, surface charge (polyelectrolyte titration) and contact angle (Wilhelmy-Plate-method). Four samples of each organo-clay (0, 40, 80 and 400 % of CEC applied) were used for the diffusion experiments. The diffusion coefficient was calculated by two methods (fitting and regression method).

Results

By X-ray diffraction a considerable increase in basal spacings is observed with increasing amounts of organic cations applied.

Analysing the wettability it can be concluded that with increasing amounts of organic cations there is a change from hydrophilic to hydrophobic, in particular for HDPy-montmorillonite when HDPy is added in amounts between 40 and 80 % of the CEC (Fig. 1). At higher loadings the sample gets more hydrophilic again.

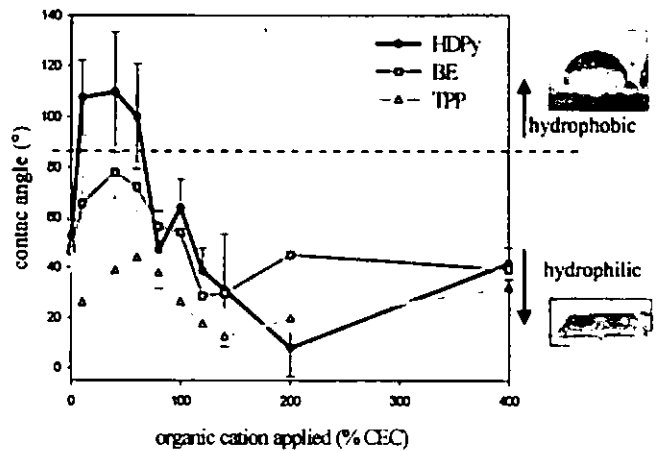


Fig. 1 Wettability by Wilhelmy-Plate-method.

With increasing amounts of organic cations applied an increase in surface charge is observed (Fig. 2). Charge reversal is measured for HDPy- and BE-montmorillonite, whereas TPP-montmorillonite remains at the point of zero charge. As a consequence of surface charge different microstructures (measure: sediment height) are observed in test tube experiments.

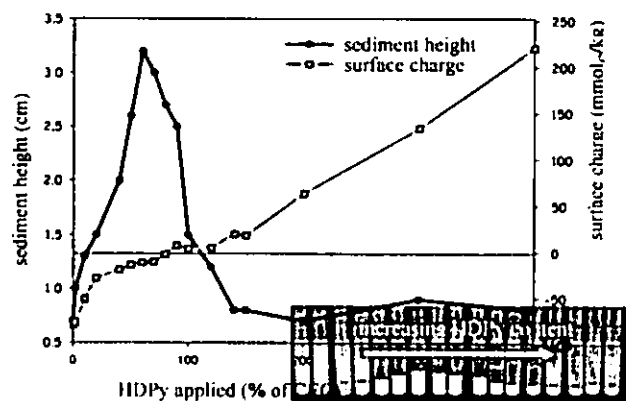


Fig. 2 Sediment height and surface charge of HDPy-montmorillonite of different loadings

Diffusion experiments were measured in a diffusion cell attached to the ATR-unit of a FTIR-spectrometer (Fig.3).

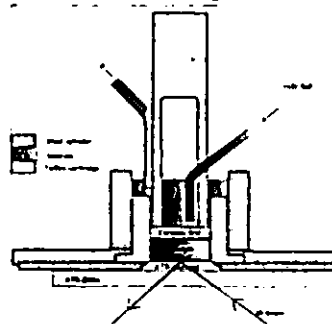


Fig. 3 Schematic view of the diffusion cell

An increase of the OD-stretching vibration at 2490 cm⁻¹ is observed in the time profile of absorbance by saturation with D₂O. Measurements were carried out every 30 s up to 20 min. After applying H₂O, the absorbance of the OD-band decreases and the absorbance of the OH(v)-stretching vibration at 3450 cm⁻¹ increases (Fig. 4).

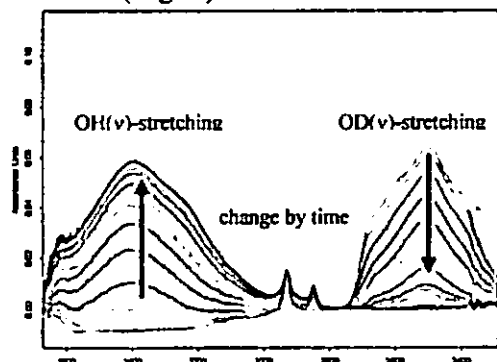


Fig. 4 Change of absorbance by adding H₂O to HDPy-montmorillonite previously saturated with D₂O (40 % of CEC applied).

The diffusion coefficient was calculated by two methods

1. Calculating and fitting the integrated and normalized intensity of the OH-vibration band by Eq. 1.

$$\frac{A_t}{A_\infty} = 1 - \frac{8\gamma}{\Pi[1 - \exp(-2\gamma L)]} \cdot \sum_{n=0}^{\infty} \left[\frac{\exp(g) [f \exp(-2\gamma L) + (-1)^n (2\gamma)]}{(2n+1)(4\gamma^2 + f^2)} \right]$$

$$g = \frac{-D(2n+1)^2 \Pi^2 t}{4L^2} \quad f = \frac{(2n+1)\Pi}{2L} \quad \gamma = \frac{2n\pi \sqrt{\sin^2 \theta - \left(\frac{n}{n_0}\right)^2}}{\lambda}$$

A = absorbance A_∞ = absorbance at equilibrium conditions
 λ = wavelength γ = reciprocal of the penetration depth
 L = thickness of the sample D = diffusion coefficient
 n = number of measurement

Fielderson & Barbari, 1993

The experimental and calculated data were compared and fitted by the Levenberg-Marquardt-Iteration (Fig.5).

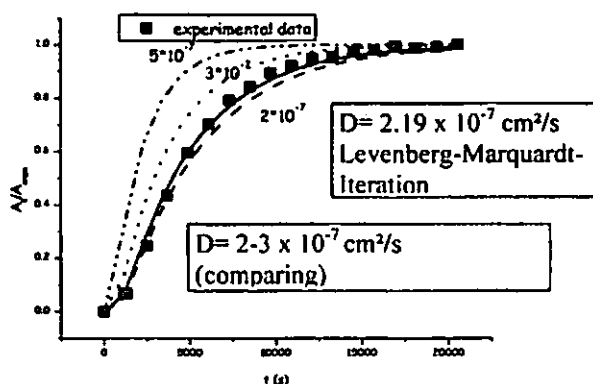


Fig. 5 Comparison of experimental and fitted/calculated data.

2. Calculation by regression of a confidence interval of the OH-stretching vibration by the reduced calculation of Eq. 2 and Fig. 6.

$$\ln\left(1 - \frac{A_t}{A_\infty}\right) = \ln\left(\frac{4}{\Pi}\right) - \frac{D\Pi^2}{4L^2}t \quad \text{Eq. 2}$$

Boundary conditions $4\gamma^2 \gg \Pi^2/4L^2$ and $1 \gg \exp(-2\gamma L)$
 sample-thickness: 0.1 - 1.1 mm

$$\ln\left(1 - \frac{A_t}{A_\infty}\right) = t \quad m = D \cdot \frac{\Pi^2}{4L^2} \quad D = \frac{m}{\Pi^2 \cdot 4L^2}$$

Fielderson & Barbari 1993

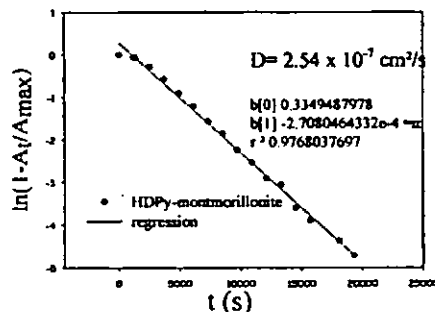


Fig.6 Calculation of the diffusion coefficient of HDPy-40% montmorillonite by regression of a confidence interval.

The diffusion coefficients obtained vary between 4.89 x 10⁻⁹ cm²/s for HDPy-400 % montmorillonite and 3.5 x 10⁻⁷ cm²/s for original montmorillonite. For TPP- and HDPy-montmorillonite at loadings >80 % of the CEC the diffusion coefficient is lower than for the original bentonite. This might be an effect of bound H₂O due to higher amounts of adsorbed organic cations on the external surfaces, hydrophobicity and also effected by the microstructure. Since these experiments were carried out at partly saturation, more accurate information about the interdependency of surface properties and diffusion coefficients will be obtained in measurements under controlled saturated conditions.

Outlook

Diffusion experiments can be performed fast (some hours to days) compared to the usual procedure, e.g. column experiments (weeks to month).

The experimental setup will be changed for measurements in the controlled saturated state at different compaction pressures. Diffusion coefficients for other compounds will be determined.

Literature

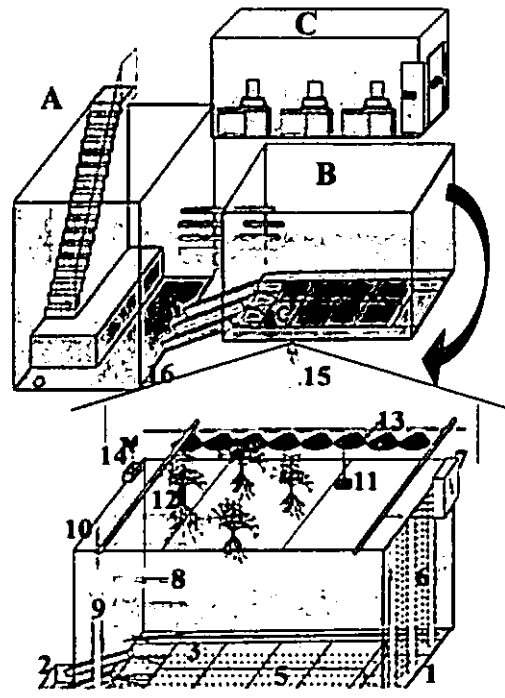
Fielderson G.T. and Barbari T.A. (1993): The use of FTi.r.-a.t.r. spectroscopy to characterize penetrant diffusion in polymers, POLYMER 34, 1146-1153.

The „GeoModel“ at Kiel University - A full scale model for hydrogeophysical studies of soil structures and processes

B. Schmalz¹, S.A. al Hagrey², U. Werban³, R. Meissner², W. Rabbel² & A. Ismael²

GeoModel

A better understanding and quantifying of transport processes in the vadose zone demands a better 3D mapping of structures and heterogeneities and 4D monitoring of soil water and solutes. Our “Geo-Model” at Kiel University is a large tank with a size of 5m x 3m x 2m. It allows fully controlled hydro- and biogeophysical experiments and a real 3D data acquisition, processing and inversion. It is a bridge between controlled, scaled laboratory models and field surveys and takes the advantages of both. The GeoModel, filled currently with fine sand, is equipped with geoelectric, georadar (GPR) and soil hydrological (TDR and tensiometer) sensors. A rain-fall simulator produces diverse irrigation scenarios, ponding and drip of different rates, intensities and tracers. A bottom filter pebble layer is controlled by a vacuum suction device to compensate any hydraulic barrier at the interface of the overlying fine sand and divided into different segments to monitor the spatial flow distribution.



A Soil model (5x3x2 m ³)	
B Monitoring (3x4x4 m ³)	
B PC room (7x2.5x3 m ³)	
1 filter layer	9 borehole
2 drain water	10 borehole antenna
3 bottom drain	11 surface antenna
4 vacuum suction	12 plant sap-meter
5 electrode grid	13 irrigation system
6 side electrode grid	14 meteorolog. station
7 electric switch box	15 light,
8 TDR/Tensiometer	16 hall roof

Fig. 1: GeoModel at Kiel University

Tab. 1: Approaches for high resolution hydrogeophysics

Theory	Lab	GeoModel	Field
developing algorithm, synthetic tests, software	controlled experiments on small soil samples and single plants	controlled (infiltration) experiments at the full scale on sediments and trees of various boundary scenarios	surveys under natural conditions and in-situ irrigation scenarios

3D mapping soil moisture heterogeneities

The results show a high resolution mapping in our GeoModel using (1) GPR tomography of travel time data measured between different borehole pairs (cross-hole) and from single boreholes to the ground surface. The data acquisition allowed multifold coverage. (2) 3D resistivity mapping using a comprehensive data set obtained from electrode grids distributed at all sides of the model. DC resistivity is obtained by different combinations of electrode configurations.

Radar travel times of each antenna configuration were carefully picked and inverted with our self-developed SeismoRad software (Hanafy & Hagrey, 2006). The inversion algorithm is based on combining seismic tomography technique and the finite difference method. It has the advantages of the fast and direct reconstruction of linear and curvilinear ray paths of more realistic gradient media.

The inverted GPR velocity tomogram shows a general velocity decrease (i.e., moisture increase) with depth (Fig. 2). Most velocities approach values ≥ 10 cm/ns. Very narrow edge zones mainly at the bottom show velocities down to 8 cm/ns.

¹ Dep. of Hydrology and Water Resources Management, Ecology Centre, Kiel University, Olshausenstr. 75, D-24118 Kiel
bschmalz@hydrology.uni-kiel.de

² Dep. of Geophysics, Institute of Geosciences, Kiel University

³ Helmholtz-Centre for Environmental Research – UFZ, Leipzig

Comprehensive geoelectrical data sets (> 15 000 data points) were measured within the individual electrode grids (2D intra-grid data) and between single grids (3D inter-grid data including cross-hole data). These data were inverted using a 3D algorithm especially

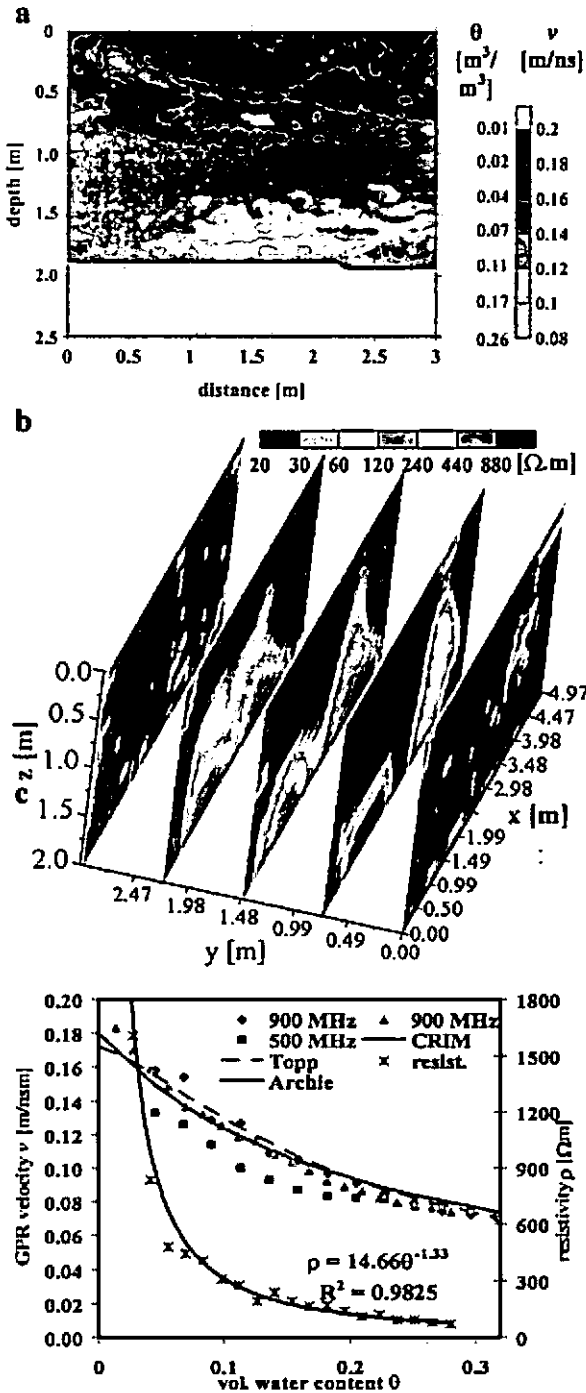


Fig. 2: 3D Hydrogeophysical soil results in the GeoModel: a) radar velocity tomogram, b) resistivity model and 3) pedotransfer functions

developed for large data sets especially (e.g., Loke & Barker, 1995). A reduced version of the resulting model (of cell length = 0.625 cm and a total cell number of 122.88 million) is presented. This model reflects a decrease of resistivity, i.e., an increase of

moisture with depth similar to that of radar tomography.

Since soil water content θ is linked to the electrical resistivity ρ and to the radar velocity by the empirical laws of Archie (1942) and Topp et al. (1980), respectively, we are able to convert the tomography result (radar velocities) as well as the resistivity result into soil water content and to compare data. For the GeoModel these relationships were established from measurements in the laboratory and GeoModel on the same soil samples used here with diverse electrode configurations and different antenna frequencies, respectively.

Conclusion and outlook

Our GeoModel offers a large variety of hydrogeophysical studies, using a tremendous amount of data and achieving a resolution in the centimetre range. We present examples of 3D mapping of fine structures and 4D monitoring of water flow in the GeoModel. The inversion of reference data sets resolves cells with a length smaller than 1 cm. In many infiltration experiments the monitored radargrams and resistivity models image clearly the proceeding of a heterogeneous flow with time. Radargrams show the continuously increasing travel times to a reference reflector at the base of the GeoModel caused by increasing water content. Time dependent measurements enable us to monitor water flux. We established specific empirical calibration relationships similar to that of Archie and Topp for the substrate of the GeoModel. This relationships are used to transform the electrical resistivity and GPR-velocity models into water content distributions. Repeated time-dependent measurements (time lapses) enable us to monitor the dynamic behaviour of water flux, e.g. processes in the root zone.

References

- Archie, G.E., 1942, The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics. Transactions of the American Institute of Mining Engineers 146, 54-62.
- Hanafy, Sh. M. & Hagrey, S.A. al, 2006, Radar tomography for soil moisture heterogeneity, Geophysics, 71, k9-k18.
- Loke, M. H. & Barker, R. D., 1995, Least-squares deconvolution of apparent resistivity pseudosection. Geophysics, 60, 1682-1690.
- Topp, G.C., Davis, J.I. & Annan, A.P., 1980, Electromagnetic determination of soil water content. Measurements in coaxial transmission lines: Water Resources Research, 16, 574-582.

Bestimmung und Modellierung des Einflusses organischer Substanz auf das Verfestigungsverhalten von Geschiebemergel im Wasserspannungsbereich 10^0 – 10^7 hPa

Oliver Stock^{1,*}, Nigel K. Downes², R.F. Hüttl²

Hintergrund und Fragestellung

Ziel der Überschüttung von Abraumkippen mit Geschiebemergel im Lausitzer Braunkohlerevier, 120 km südöstlich von Berlin, ist es, diese Standorte für eine nachfolgende agrarische Nutzung optimal zu rekultivieren. Standorte, die mit diesem aus dem Vorschnitt stammenden Geschiebemergel rekultiviert wurden, neigen dazu, bei Entwässerung stark zu verfestigen. Diese Eigenschaft wird als „soil hardsetting“ bezeichnet. Stock et al. (2007a) konnten am Beispiel von zwei Rekultivierungsflächen zeigen, dass der Eindringwiderstand im Bereich des pflanzenverfügbaren Wassers ($10^{1,8}$ – $10^{4,2}$ hPa) Werte $>3,6$ MPa erreicht. Solche Eindringwiderstandswerte sind nach Ehlers et al. (1983) und Materechera et al. (1991) für das Wurzelwachstum kritisch. Im Gegensatz zu den Böden im Vorfeld des Tagebaus, welche in der Regel 3–4% organische Substanz (OS) im Ap-Horizont aufweisen, enthält der Geschiebemergel keine Anteile an OS. Thum et al. (1990) konnten zeigen, dass die Akkumulation organischer Substanz auf Rekultivierungsflächen in der Regel mehrere Jahrzehnte in Anspruch nimmt. Da Studien von australischen „hardsetting soils“ einen Zusammenhang zwischen der Verfestigungsintensität und dem Anteil an organischer Substanz annehmen (z.B. Chan, 1995), war es das Ziel der Studie zu prüfen, ob die gezielte Anreicherung von OS im Rekultivierungssubstrat zu einer nachweisbaren Reduktion des Eindringwiderstands zu Beginn der Rekultivierung führt. Weil der Eindringwiderstand unter Anderem stark von der Bodenwasserspannung beeinflusst wird, erfolgten die Messungen über den gesamten Wasserspannungsbereich von 10^0 – 10^7 hPa.

Material und Methoden

Als Versuchsmaterial wurde sandiger saalezeitlicher Geschiebemergel der glazialen Hochfläche „Hornoer Berg“ nördlich von Cottbus verwendet. Die Entnahmetiefe betrug 14 m. Die Grundcharakteristik des Geschiebemergels ist in Tabelle 1 zusammengefasst. Als organische Substanz wurde Grünschnittkompost des Rottegrades 5 benutzt. Geschiebemergel und Kompost wurden in frischem Zustand <2 mm gesiebt und anschließend in einem verschließbaren 20-l-Eimer durch zehnmütiges Rotieren vermischt. Es wurden Versuchsmischungen mit 0, 1, 2, 3 und 4% organischer Substanz je 100 g Boden verwendet. Die Versuchsmischungen wurden in zwei übereinander gestellte und zusammengeklebte 100-cm³-Stechzylinder gefüllt und mit einem Gewicht von 600 g belastet, um eine Spannungssituation wie in 15–20 cm Tiefe zu simulieren. Nach wasserinduzierter Setzung (Stock et al., 2005, 2007b), was durch eine Aufsättigung der Versuchszylinder von der Unterseite her erfolgte, und anschließender Entwässerung, wurden die unteren Stechzylinder für nachfolgende Versuche separiert.

¹Universität zu Köln, Institut für Geologie und Mineralogie, Zülpicher Str. 49a, 50674 Köln, *Email: stocko@uni-koeln.de

²Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, PF 101344, 03013 Cottbus

Da kein einzelnes Verfahren zur Einstellung der Wasserspannung für den Bereich 10^0 – 10^7 hPa existiert, wurden verschiedene Methoden angewandt. 10^0 hPa wurde an Proben bestimmt, die zur Hälfte wassergesättigt waren**. Wasserspannungen von $10^{1,5}$, 10^2 und $10^{2,5}$ hPa wurden mit Unterdruckplatten, von 10^3 hPa im Drucktopf eingestellt. Drei Wasserspannungen zwischen 10^3 und 10^7 hPa wurden durch 12-, 24- und 36-stündiges Trocknen von auf $10^{2,8}$ hPa entwässerten Proben simuliert. 10^7 hPa wurde durch vollständiges Trocknen eingestellt. Die Messung des Eindringwiderstands erfolgte mit einer modifizierten Triaxialpresse. Das verwendete Penetrometer hatte einen Spitzenwinkel von 60° und einen Durchmesser von 4,37 mm. Der Vorschub betrug 5 mm min^{-1} . Während der Messung waren die Stechzylinder an der Unter- und Oberseite mit Plastikkappen verschlossen. Die Kappe an der Oberseite hatte drei Bohrungen in Form eines gleichseitigen Dreiecks, durch welche die Messungen erfolgten. Der Eindringwiderstand wurde in 1-mm-Intervallen von 0–40 mm Tiefe aufgezeichnet. Der mittlere Eindringwiderstand wurde auf Grundlage der Werte von 10–30 mm ermittelt.

Tabelle 1: Korngröße, Carbonatgehalt, org. Substanz in %

Sand	Schluff	Ton	CaCO ₃	org. Subst.
69,3	28,4	2,3	4,3	<0,1

Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1 zeigt den Zusammenhang zwischen dem Anteil an OS und der Lagerungsdichte. Während mit der Erhöhung der OS von 1 auf 4% eine lineare Abnahme der Lagerungsdichte verbunden ist, führt die Erhöhung des Anteils von 0 auf 1% OS zu einem signifikanten Anstieg der Lagerungsdichte ($P < 0,01$). Diese Zunahme lässt sich damit erklären, dass der verwendete Geschiebemergel, wie Downes (2006) an Dünnschliffen feststellte, auch nach der wasserinduzierten Rückverdichtung einen großen Anteil an Grobporen aufweist. Das Grobporenvolumen reicht aus, soviel organische Substanz aufzunehmen, dass es nicht zur Verdrängung der schweren Mineralkörner durch leichte OS-Partikel kommt und sich die Massen somit addieren.

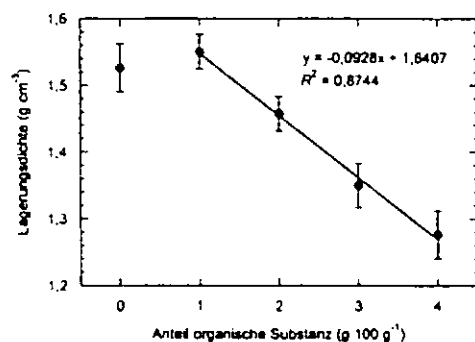


Abbildung 1: Zusammenhang OS-Gehalt und Lagerungsdichte.

Abbildung 2 zeigt einen sigmoiden Zusammenhang zwischen dem Eindringwiderstand EW und der Wasserspannung. Dieses ist neu, da in früheren Untersuchungen der Zusammenhang mit linearen Funktionen bzw. Potenzfunktionen beschrieben wurde. Für die in Abbildung 2 dargestellten Kurven wurde die von van Genuchten (1980) entwickelte Funktion zur Beschreibung der pFwG-Beziehung in Böden wie folgt modifiziert

$$EW = EW_{10^7} + (EW_{10^0} - EW_{10^7}) [1 + (\alpha h)^n]^{-m} \quad [1]$$

mit EW_{10^0} und EW_{10^7} als Eindringwiderstand bei 10^0 bzw. 10^7 hPa und α , n und m als anzupassende Parameter (Tabelle 2).

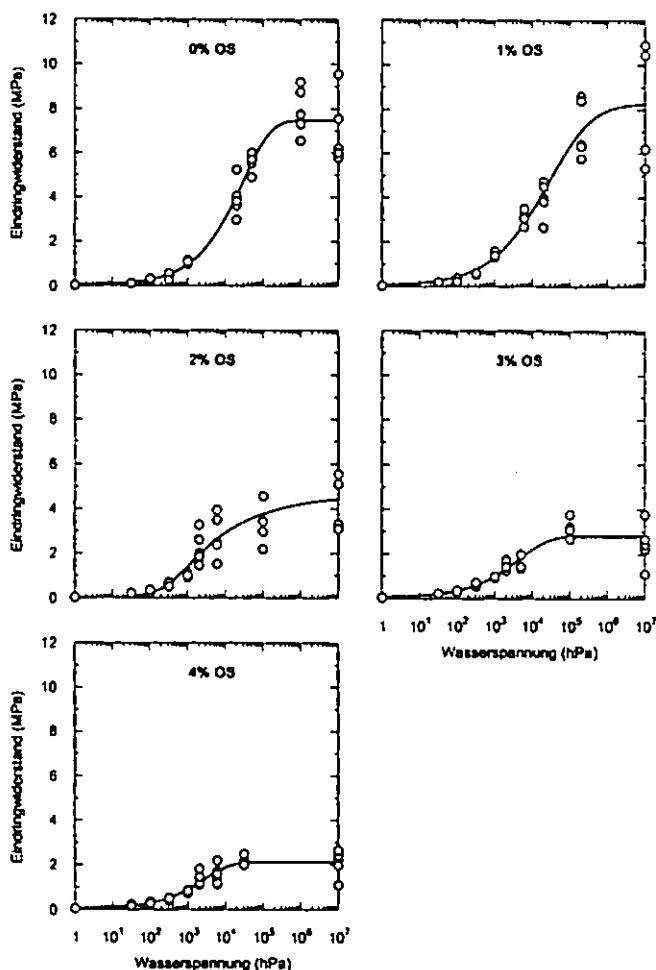


Abbildung 2: Zusammenhang Wasserspannung und Eindringwiderstand für OS-Gehalte von 0 bis 4%.

Wie aus Abbildung 2 auch deutlich wird, sinkt der Eindringwiderstand mit steigendem Anteil an OS. Ein häufig geäußertes Argument ist, dass der Eindringwiderstand EW durch die Lagerungsdichte LD bestimmt wird. Der in Abbildung 3 dargestellte Zusammenhang zwischen LD und dem EW für $10^0, 10^{1.5}, 10^2, 10^{2.5}, 10^3$ und 10^7 hPa bestätigt dieses – allerdings nur für Wasserspannungen $\geq 10^{2.5}$ hPa (positiver Anstieg). Bei geringeren Wasserspannungen ist der mit der Gleichung

$$EW = a LD^b \quad [2]$$

berechnete Anstieg negativ (Tabelle 2), wobei a und b angepasst wurden.

Tabelle 2: Werte der Regressionsanalyse Gleichung [1]

OS	EW_{10^0}	EW_{10^0}	a	n	m	R^2
%	MPa	MPa				
0	0,0273	7,4765	$8,5 \cdot 10^{-10}$	0,5888	500	0,9528
1	0,0382	8,2701	$5,16 \cdot 10^{-4}$	0,5195	2,6993	0,9075
2	0,0345	4,6907	0,0028	1,276	0,2259	0,856
3	0,0449	2,8055	$3,84 \cdot 10^{-9}$	0,5417	373,22	0,8664
4	0,048	2,1281	$3,22 \cdot 10^{-4}$	0,6268	19,817	0,8992

Tabelle 3: Werte der Regressionsanalyse Gleichung [2]

Wasserspannung	a	b	R^2
hPa			
10^0	0,0823	-2,1277	0,3239
$10^{1.5}$	0,3853	-1,6632	0,3521
10^2	0,3688	-0,622	0,0634
$10^{2.5}$	0,4314	0,7794	0,114
10^3	0,4863	2,1923	0,6108
10^7	0,4808	6,429	0,8127

Das bedeutet, dass Proben mit geringer Lagerungsdichte (= hoher OS-Gehalt) höhere Eindringwiderstände aufweisen. Dieses lässt sich unter Anderem mit dem positiven Beitrag

der OS zur Gesamtspannung, wie Zhang & Hartge (1990) am Beispiel von Sand und organischer Substanz nachgewiesen haben, erklären.

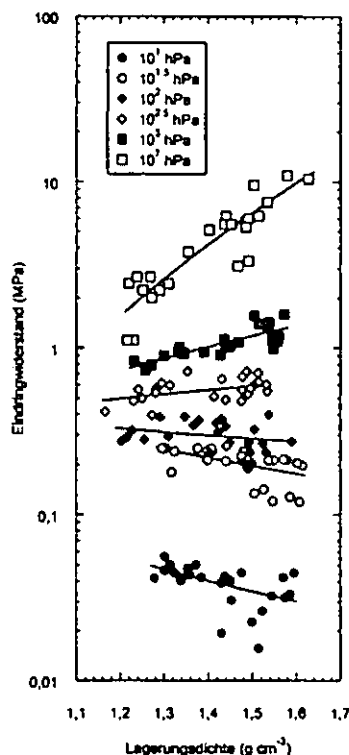


Abbildung 2: Zusammenhang Wasserspannung und Eindringwiderstand für OS-Gehalte von 0 bis 4%.

Schlussfolgerung

Die gezielte Anreicherung von organischer Substanz in dem für die Rekultivierung im Niederlausitzer Revier verwendeten Geschiebemergel führt im Bereich des pflanzenverfügbaren Wassers zu einer Verringerung des Eindringwiderstands unter für das Wurzelwachstum kritische Werte. Eine Prognose über die Langzeitwirkung solcher Maßnahmen bedarf der weiteren Untersuchung.

Danksagung

Die Autoren danken Markus Einecke für die Hilfe bei der Modellierung und Richard Whalley für seine hilfreichen Kommentare.

Literatur

- Chan (1995) Strength characteristics of a potentially hardsetting soil under pasture and conventional tillage in the semi-arid region of Australia. Soil Till Res 34:105–113./Downes (2006) Organic matter reduces soil strength development of an anthropogenic hardsetting soil: a case study from the Lower Lusatian lignite mining region, Germany. MSc-Thesis, BTU Cottbus./Ehlers et al. (1983) Penetration resistance and root growth of oats in tilled and untilled loess soil. Soil Till Res 3:261–275./Materechera et al. (1991) Penetration of very strong soils by seedling roots of different plant species. Plant Soil 135, 31–41./Stock et al. (2005) Bestimmung des Spannungszustands an gelockertem Geschiebemergel nach wasserinduzierter Rückverdichtung mit Hilfe eines 2-Parameter-Modells. MdDBG 107:99–100./Stock et al. (2007a) The interrelationship between the cultivation of crops and soil strength dynamics. JPNSS 170/6 in press./Stock et al. (2007b) Mechanical properties of metastable glacial till before and after water-induced compaction. JPNSS 170/4:560–566./Thum et al. (1990) Zur Humusbildung auf Kipp-Lehm bei Ackernutzung. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd. 34:855–864./van Genuchten (1980) A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. SSSAJ 44:892–898.Zhang & Hartge (1990) Die Kohäsion ungesättigter Sandböden und deren Beeinflussung durch organische Substanz. Soil Technology 3:311–326.

** Anmerkung: Das Einstellen einer Wasserspannung von 10^0 hPa (= 1 cmWS) in einem 4 cm hohen Stechzylinder ist nicht möglich, da das Anlegen von 1 cmWS an der Unterseite der Probe einen Unterdruck von 5 cmWS an dessen Oberseite erzeugt. Das Messen mit zur Hälfte gesättigter Bodensäule stellt somit nur eine Annäherung an 10^0 hPa dar.

Phosphatsorption und -transport in Waldböden

Ulrike Talkner*, Friedrich Beese*

Einleitung

Die Bodenzustandserhebung hat gezeigt, dass die Phosphorversorgung von Waldbäumen häufig suboptimal ist (BMELF, 1997). Diese Beobachtung wirft Fragen nach der P-Dynamik und P-Verfügbarkeit in Waldböden auf.

Ziel dieser Arbeit ist es, den Einfluss der Baumartendiversität auf das Sorptions- und Transportverhalten von Phosphat im Boden zu quantifizieren.

Material und Methoden

Die untersuchten Flächen liegen im Nationalpark Hainich, einem Laubmischwald in Thüringen. Als Bodentyp findet man auf allen Flächen Parabraunerden und als Ausgangsgestein Muschelkalk mit Lössauflagen unterschiedlicher Mächtigkeit.

Es wurden Böden von Beständen unterschiedlicher Baumartendiversität untersucht: reine Buche (Diversitätslevel 1 = DL 1), Buche, Linde und Esche (DL 2) und die drei vorgenannten Baumarten plus Ahorn und Hainbuche (DL 3). Die für die Untersuchungen notwendigen Bodenparameter unterscheiden sich z. T. auf den Untersuchungsflächen der verschiedenen Diversitätslevel und sind in Tabelle 1 aufgelistet.

Diversitätslevel	DL 1	DL 2	DL 3
Tongehalt [%]	19	29	32
pH-Wert (H ₂ O)	4,2	4,9	5,1
Gesamt-Kohlenstoff [mg/g]	25	28	35
Gesamt-Phosphor [mg/g]	0,29	0,43	0,42
Organisch-gebundener P [mg/g]	0,15	0,26	0,25

Tab. 1: Mittelwerte einiger Bodenparameter der Untersuchungsflächen in 0-10 cm Bodentiefe (N=4).

Sorptionsisothermen (SI)

Zur Bestimmung der Phosphat-Adsorption wurden die Böden mit KH₂PO₄-Lösung unterschiedlicher P-Konzentration versetzt: 0, 1, 2, 3, 6, 10, 20 und 100 µg P/ml. Nach 1, 3, 4 und 7 Tagen wurde die P-Konzentration in Lösung mittels ICP bestimmt; die hier gezeigten Ergebnisse sind die aufsummierten P-Konzentrationen nach 7 Tagen.

Zur Ermittlung der Phosphat-Desorption wurden dieselben Böden nach Beendigung des Adsorptionsversuchs mit 20 mM CaCl₂ versetzt und die P-Konzentration nach 3, 6, 10 und 19 Tagen bestimmt.

Durchbruchskurven (DK)

Bodensäulen aus je 20 g der für die Sorptionsisothermen verwendeten Böden, wurden mit 20 mM CaCl₂ aufgesättigt und anschließend mit P-Lösung (20 µg/ml) perkoliert (~2 ml/h). Die P-Konzentration der Eluatfraktionen (je ca. 10 ml) wurde mittels ICP gemessen.

Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse von je einem Boden pro Diversitätslevel dargestellt.

Sorptionsisothermen (SI)

Der Zusammenhang zwischen adsorbierter und gelöster P-Menge lässt sich mit einer Freundlich-Isothermen beschreiben (Abb. 1): $P_{\text{sorb}} = k \cdot P_{\text{sol}}^{1/n}$ (P_{sorb} : adsorbiertes P [µg/g], P_{sol} : P in Lösung [µg/ml], k und n: Freundlich-Konstanten).

Die P-Konzentration der Bodenlösung von Waldböden liegt zwischen 0 und 0,1 µg P/ml. Für diesen Konzentrationsbereich zeigt sich ein linearer Zusammenhang zwischen der P-Konzentration in Lösung und dem sorbierten Phosphat (Abb. 2).

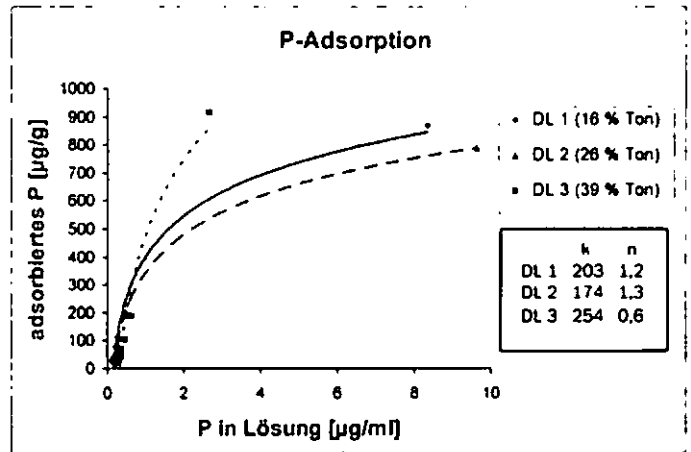


Abb. 1: Phosphat-Adsorptionsisothermen für 3 Böden mit unterschiedlichen Diversitätsleveln und Tongehalten.

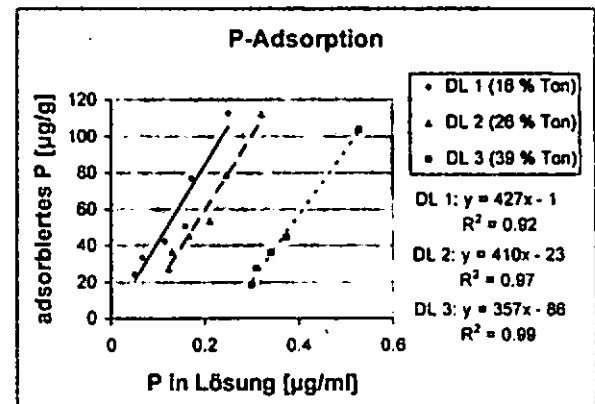


Abb. 2: Phosphat-Adsorptionsisothermen im unteren Konzentrationsbereich (entspricht ungefähr dem der Waldbodenlösung) für 3 Böden mit unterschiedlichen Diversitätsleveln und Tongehalten.

* Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Georg-August-Universität Göttingen, utalkne@gwdg.de

Ein Großteil des adsorbierten Phosphats ließ sich auch nach 19 Tagen Desorption mit Salzlösung nicht wieder desorbieren (Tab. 2).

	nicht-desorbierbare P-Menge [%]
DL 1 (16 % Ton)	77
DL 2 (26 % Ton)	75
DL 3 (39 % Ton)	81

Tab.: 2: Anteil des adsorbierten P, das im SI-Versuch nicht wieder desorbiert werden kann. Voraussetzung: lineare Desorption.

Durchbruchskurven (DK)

Die verschiedenen Böden weisen, unabhängig vom Diversitätslevel und dem Tongehalt, eine unterschiedliche Phosphat-Sorption auf (Abb. 3). Bei einem Porenwasservolumen (PWV) von 80 ist die Sorption bei allen Böden noch nicht abgeschlossen.

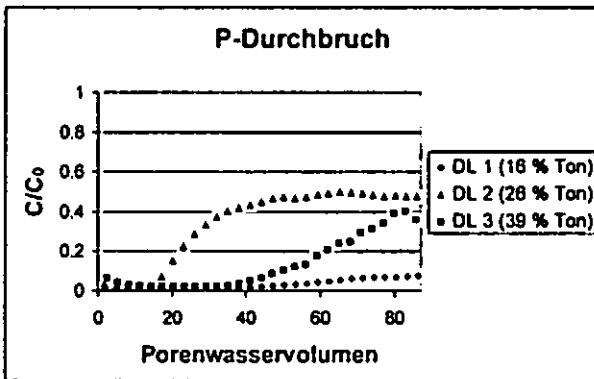


Abb. 3: Phosphat-Durchbruchskurven für 3 Böden mit unterschiedlichen Diversitätsleveln und Tongehalten.

Vergleicht man die P-Sorption der Durchbruchskurven bei PWV 80 mit der aus den P-Sorptionsisothermen berechneten Sorption, so ergeben sich die in Tabelle 3 aufgelisteten Werte. Die Böden haben im Durchbruchkurvenversuch ein Vielfaches (Faktor 3-5) der P-Menge sorbiert, die mittels der Sorptionsisothermen berechnet wurde, ohne dass der Speicherprozess abgeschlossen ist.

	SI-P [$\mu\text{g/g}$]	DK-P [$\mu\text{g/g}$]
DL 1 (16 % Ton)	1070	5799
DL 2 (26 % Ton)	935	4036
DL 3 (39 % Ton)	1863	5329

Tab. 3: P-Sorption berechnet aus den Sorptionsisothermen (SI) und mittels Durchbruchkurven (DK) bestimmt.

Der parallel zum Phosphatdurchbruch ermittelte Kaliumdurchbruch zeigt, dass die Böden auch für das Kation unterschiedliche Dynamiken aufweisen, jedoch entsprechen die Unterschiede nicht denen des Phosphatdurchbruchs (Abb. 4). Die Kationensorption ist bei PWV 80 bereits abgeschlossen.

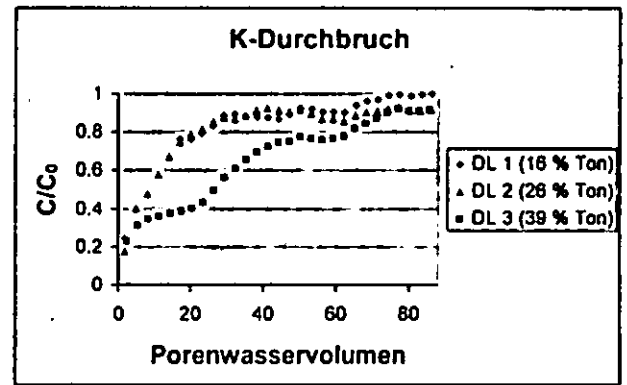


Abb.: 4: Kalium-Durchbruchskurven für 3 Böden mit unterschiedlichen Diversitätsleveln und Tongehalten.

Diskussion

Die Ergebnisse der Sorptionsisothermen weisen darauf hin, dass die Unterschiede der Phosphatsorption sich nicht allein durch die Baumartendiversität oder die Textur erklären lassen. Im unteren P-Konzentrationsbereich der Bodenlösung der untersuchten Waldböden erhält man lineare Sorptionsisothermen mit ähnlichen Steigungen.

Nur ein kleiner Teil des adsorbierten Phosphats kann wieder desorbiert werden. Diese Hysterese deutet entweder auf einen multiplen Sorbenten mit spezifischen Phosphat-Bindungen oder auf das Vorhandensein von Fällungsprodukten hin. Dieser Frage soll mittels geochemischer Modelle nachgegangen werden.

Um den Transport von Phosphat im Boden zu modellieren, muss wegen der Hysterese sowohl die Phosphat-Adsorption als auch die -Desorption berücksichtigt werden. Folglich kann mit Hilfe von Phosphat-Adsorptionsisothermen lediglich die Speicherung, nicht aber der Transport von Phosphat beschrieben werden.

Die Durchbruchskurven zeigen eine deutlich erhöhte Phosphatsorption im Vergleich zu den Isothermen. Zur Ermittlung der Phosphatdynamik sind zukünftig Durchbruchskurven auf Grund ihrer größeren Nähe zum Freiland den Isothermen vorzuziehen.

Danksagung

Die Arbeit wird von der DFG im Rahmen des GRK 1086 gefördert.

Literatur

BMELF, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1997) Deutscher Waldbodenbericht 1996 – Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987-1993 (BZE), Bonn, Band 1

Hydraulische Eigenschaften von Trümmerschuttböden

S. Trinks, H. Stoffregen, G. Wessolek

1. Einleitung

Die Böden urbane Standorte werden häufig durch ein Skelett technogenen Ursprungs geprägt. In Berlin z.B. handelt es sich vielfach um Trümmerschutt aus dem Zweiten Weltkrieg. Geschätzte 70 Mio. m³ waren davon entstanden und konnten nur teilweise wiederverwertet werden. Beträchtliche Mengen hat man in die städtischen Böden eingebracht und Trümmerschutthorizonte von einigen Dezimetern bis hin zu vielen Metern Mächtigkeit prägen die Böden z.B. von Parkanlagen, Hinterhöfen, Brachflächen und Grünstreifen.

Im Rahmen des DFG Graduiertenkollegs 'Stadtökologische Perspektiven' (HU Berlin) wurde ein Standort am Rande der Parkanlage 'Großer Tiergarten' in der Berliner Innenstadt untersucht. Es handelt sich hier um eine Parazina aus Trümmerschutt, mit einem ca. 50cm mächtigen Schutthorizont. Der Skelettgehalt beträgt hier zwischen 10 und 25 Gew.% und der Grobboden liegt in alle Größenklassen vor (fGr 31%; mGr 23%; gGr + St 46 Gew.%). Das Substrat des Feinbodens ist ein feinsandiger Mittelsand.

In seiner Zusammensetzung ist die im Krieg zerstörte Bausubstanz vertreten und es enthält vor allem Ziegel, Mörtel, Putze, Beton und Natursteine. Aus Brandschutt sind stellenweise auch Schlacken zu finden. Es ist bekannt, dass Baumaterialien einen ausgeprägten Porenraum besitzen und vom technogenen Skelett können beträchtliche Mengen Wasser aufgenommen werden (vgl. Abb. 1).

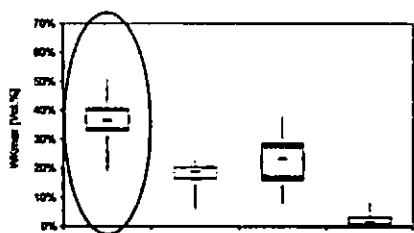


Abb. 1: maximale Wasserkapazität (in Vol.%) vom technogenen Skelett

Über die Charakteristik von Trümmerschuttstandorten existieren eine Reihe bodenkundlicher Untersuchungen, doch auf die Rolle des technogenen Skeletts im Wasser- und Stoffhaushalt wird dabei nicht detailliert eingegangen. Diese Untersuchung soll klären, ob und wie der Porenraum des Trümmerschutts am Wasserhaushalt des Bodens beteiligt ist. Damit schließt es an aktuelle Forschungsfragen zu dem hydraulischen Verhalten von heterogenen Böden an.

2. Hydraulische Eigenschaften

In der Untersuchung wird sich auf Trümmerschuttziegel beschränkt. Ziegelschutt mit hohen Anteilen vertreten, gleichzeitig besitzen Ziegel eine sehr hohe Porosität und ist auch

verwitterungsbeständig, so dass seine Eigenschaften noch über lange Zeit die Standorte beeinflussen werden.

Als Untersuchungsmaterial für die hydraulischen Eigenschaften wurden 22 Vollsteine aus einem Trümmerschuttberg entnommen. Für die Ermittlung der Wasserretention wurden daraus mit einer Diamantsäge Quader geschnitten und diese auf keramischen Platten in Bereich von pF 1,5 ... 4,2 entwässert. Für die Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit wurden mit einer Drehmaschine Probenzylinder (D= 5cm, H= 7cm) gefertigt. In diesen wurden 3 Mikrotensiometer installiert und auf einer keramischen Platte mit hängender Wassersäule installiert. Die hydraulische Leitfähigkeit wurde in einem stationären Verdunstungsexperiment im Bereich von 20 ... 120 hPa bestimmt.

In ihrem hydraulischen Verhalten zeichnen sich die Ziegel durch ein sehr hohes Porenvolumen, einen hohen Lufteintrittspunkt und eine abrupte Wasserabgabe aus. Die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit ist bei den meisten Ziegeln mit ca. 1cm/d im Messbereich überraschend hoch.

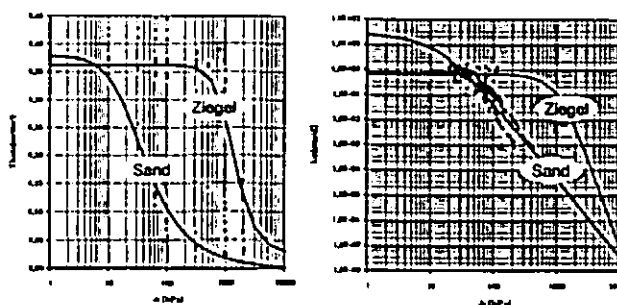


Abb. 2: hydraulische Eigenschaften Trümmerschuttziegel und Feinboden (Anpassung nach Mualem Van Genuchten)

Die Trümmerschuttziegel verfügen damit über einem Porenraum überwiegend im Bereich der Mittelporen und mit einer sehr engen Porengrößenverteilung. Damit unterscheiden sie sich deutlich vom den sie umgebenden Feinboden. Es stellt sich die Frage, wie diese beiden Porenräume miteinander in Kontakt stehen.

3. Kontakt der Porenräume

Ein Säulenexperiment soll klären, ob Ziegel in einem Gemisch mit Feinboden am Fließgeschehen teilnehmen. Dazu wurden Plexiglaszylinder (D=9cm; H=16cm) mit Feinbodenmaterial (mS bzw. Us) und Ziegelbruch (Grobgrus, ~ 20 Vol.%) gepackt. Die Säulen wurden auf keramische Platten mit hängender Wassersäule gesetzt und diese verdunstet. Nachdem sich stationäre Bedingungen eingestellt hatte, wurde ein Brilliant Blue Farbtracer (c=1g/L) dem Wasservorrat zugesetzt. Wenn ca. 2/3 der Säule durchflossen waren, wurde die Säule bei -20°C eingefroren. Mit einer Diamantsäge wurden die Säulen in Scheiben von 2,5 cm Dicke geschnitten und die Schnittflächen fotografiert.

Bei der mit einem sandigen Schluff gepackten Säule zeigen die Ziegel eine deutliche erkennbare Färbung durch Brilliant Blue und der Feinboden zeigt keine undurchflossenen Bereiche. Somit nehmen die Ziegel am Fließgeschehen teil. Anders im Fall der mit Mittelsand gepackten Säule. Hier ist in den Ziegeln keine Blaufärbung zu erkennen. Auch Bereiche im Sand sind, wenn Ziegel sie 'abschatten', nicht durchflossen. Die Ziegel werden somit im Sand nicht durchflossen.

¹TU Berlin, Institut für Ökologie
Email: Steffen.Trinks@TU-Berlin.de

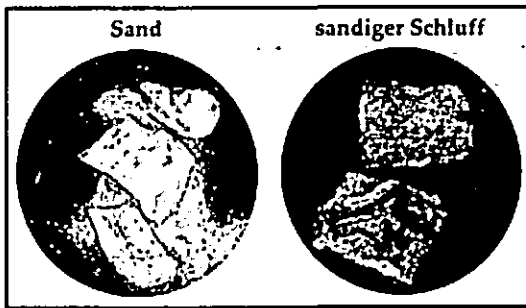


Abb. 3: Brilliant Blue Färbung in einem Säulenschnitt, der Kontaktkanal (blau gefärbte Bereiche) ist hervorgehoben

Mit einem Aufsättigungsexperiment soll der Einfluss der Textur auf den Kontakt der Porenräume quantifiziert werden. Dazu wird eine lufttrockene zylindrische Ziegelprobe ($V=100\text{cm}^3$) mit ihrer Stirnfläche auf eine ca.2cm dicken Feinbodenschicht als Kontaktmaterial aufgesetzt, diese wiederum befindet sich auf einer keramische Platte mit hängender Wassersäule ($h=20\text{cm}$). Durch eine Spannvorrichtung wird der Stein auf das Bodenmaterial gepresst. Die Wasseraufnahme der Probe wird durch Wiegen des Vorratsgefäßes bestimmt.

Bei einem Mittelsand als Kontaktmaterial erfolgt die Wasseraufnahme nur sehr langsam und kontinuierlich. Die Flussrate beträgt durchschnittlich 0,08 cm/d. Bei einer schluffigen Sand als Kontaktmaterial sättigte die Probe deutlich schneller, mit 1,5 cm/d in den ersten 24 Stunden auf. Bei einem sandigen Schluff sättigt der Ziegel mit 4,7 cm/d in den ersten 10 Stunden auf. In diesem Fall zeigen Tensiometermessungen im Feinboden, dass die Wasserleitfähigkeit der keramischen Platte die Aufsättigungsgeschwindigkeit vermindert.

Die Textur des Feinbodens hat also großen Einfluss auf den Kontakt der Porenräume.

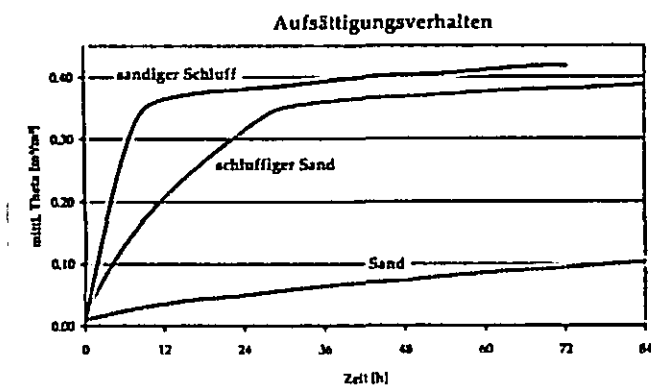


Abb. 4 zeitlicher Verlauf der Aufsättigung eines trockenen Ziegelprobe (mittlerer Wassergehalt der Probe)

4. numerische Modellierung

In einem numerischen Modell, welches nur die hydraulischen Eigenschaften des Bodens und des Ziegelmaterials berücksichtigt, kann das experimentell ermittelte hydraulische Verhalten nicht nachvollzogen werden. Bei einem vollen Kontakt der Poren würde ein Ziegel schlagartig auf-sättigen und im Sand würden die Ziegel einen präferenziellen Fließweg darstellen. Es ist notwendig, dass die Kontaktbedingungen im Modell berücksichtigt werden. Dies kann z.B. durch eine dünne Materialschicht an den Materialgrenzen abgebildet werden, die eine sehr niedrige hydraulische Leitfähigkeit (k_u) aufweist.

In einer Modellierung mit dem numerischen Simulationsmodell Deifin 4 (TU Dresden) wurde das Aufsättigungsexperiment nachvollzogen und dabei 3 unterschiedliche Kontaktbedingungen mit einer Grenzschichtdicke von 0,05mm realisiert:

- geringer Kontaktwiderstand: $k_u = 4,2 \cdot 10^{-4} \text{cm/d}$
- mittlerer Kontaktwiderstand: $k_u = 4,2 \cdot 10^{-5} \text{cm/d}$
- hoher Kontaktwiderstand: $k_u = 4,2 \cdot 10^{-6} \text{cm/d}$

Mit einer solchen Kontaktbedingung erfolgt die Aufsättigung zeitverzögert und erlaubt es das beobachtete Verhalten nachzuvollziehen.

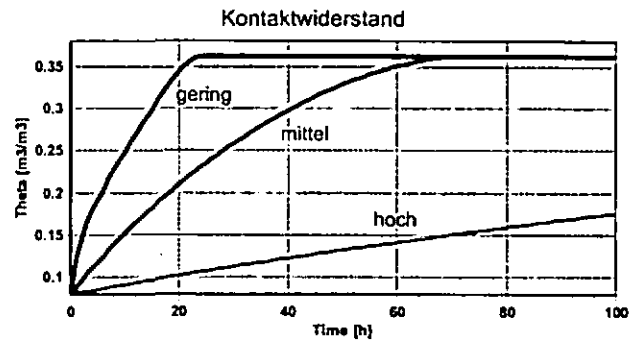


Abb. 5: modelliertes Aufsättigungsverhalten eines Ziegels mit unterschiedlichen Kontaktbedingungen

5. Zusammenfassung

Die Untersuchungen der hydraulischen Eigenschaften des Ziegelmaterials im Trümmerschutt zeigt, dass dieses Material eine sehr hohe nutzbare Feldkapazität aufweist und eine gute ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit besitzt.

Zwischen den Porensystemen des Ziegels und dem umgebenden Feinboden besteht jedoch nur ein eingeschränkter Kontakt. Dadurch wird die Wasseraufnahme bzw. -abgabe und der Wasserfluss durch die Ziegel gehemmt. Für diese Kontaktbedingung ist die Textur des Feinbodens von entscheidender Bedeutung. In sandigen Substraten besteht nur ein geringer Kontakt, er nimmt mit abnehmender Korngröße zu.

In einem numerischen Modell kann das hydraulische Verhalten von Trümmerschutt mit Hilfe einer Grenzschicht mit sehr niedriger Wasserleitfähigkeit abgebildet werden. Für den Wasserhaushalt eines urbanen Standortes ist die Konsequenz, dass Trümmerschutt das Wasserspeichervermögen vermindert, da Vegetation das Wasser nur bei direktem Wurzelkontakt nutzen kann. Durch die Verminderung des effektiven Fließquerschnittes reduziert Trümmerschutt die Nachlieferung von Wasser durch Kapillarfluss. Bei Infiltrationsereignissen wird die Fließgeschwindigkeit erhöht.

5. Literatur

- BLUME, H.-P. und RUNGE M. (1978): Genese und Ökologie innerstädtischer Böden aus Bauschutt – Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde Vol. 141, S. 727 – 740.
- HORN R. und TAUBNER H. (1997): Wasser- und Lufthaushalt, in Bewertung anthropogener Stadtböden, Schriftenr. d. Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, Nr. 38.
- WOLFF, R. (1993) Erfassung, Beschreibung und funktionale Bewertung der Eigenschaften von Stadtböden – Dissertation an der Uni Hamburg, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten.

Observation and simulation of water fluxes in the vadose zone of undisturbed and disturbed sites in the highlands of southern Ecuador

Pablo Viñan¹, Folkert Bauer², Bernd Huwe², Carlos Valarézo¹

¹Department of Agriculture and Regenerative Natural Resources, National University of Loja, Ecuador

²Department of Soil Physics, University of Bayreuth, Germany

corresponding author: peveloja@hotmail.com

We study effects of natural and anthropogenic disturbances on water fluxes of the vadose zone in the Podocarpus National Park, southern Ecuador at 2000m a.s.l.. Earlier studies did not comprise investigations of preferential flow and its spatial distribution in pedon scale. Therefore we performed dye tracer experiments in a nature forest, on an abandoned (old) pasture site (since 15 years) and bracken area, all situated within the microcatchment “Q1” (fig. 1). Further experiments were performed on a young landslide “Dj” (< 5 years), an old landslide “Dv” (> 50 years) and a recent (young) pasture site “Pa” (in use since 20 years) (fig. 1). On each site we conducted two experiments, which design follows Noguchi et al. (1999, 2001). The experiments were carried out on field plots of 3 m² (1,5 m x 2 m). We applied a solution of Brilliant Blue FCF (2 kg in 200

liters) with a line source sprinkler on the uppermost soil horizon (including organic layer). After irrigation we started to excavate the first profile (normally 1,5m x 1m) 2 m downward of- and parallel to the sprinkler. The following profiles were excavated in steps of 20cm – 30cm up to the irrigator. We observed vertical preferential flow dominating in the nature forest (fig. 2) against predominating surface runoff on the recent pasture (fig. 6) and the young landslide (fig. 4), where we found accumulation of dye above a dense ilCv horizon as well (fig. 4). Concerning surface runoff first observations showed lower porosity and/or higher density within the uppermost soil horizon. On the young landslide surface runoff diminished with the onset of shrub- and grass vegetation. The bracken area (fig. 3) showed mostly vertical preferential flow, whereas some lateral flow was observed between organic layer and mineral soil. This flow could be due to the unnatural high irrigation rate of 200 liters in 1,5 hours. The old landslide (fig. 5) and abandoned pasture (fig. 7) exhibited vertical preferential flow and lateral interflow. The latter was supported by a buried rBv horizon and a dense ilCv horizon respectively. Surface runoff was not observed on the old landslide and abandoned pasture. Furthermore stones within the uppermost soil horizon promoted infiltration of the dye as we could clearly see on the young pasture and the bracken area. This effect did not occur on the vegetation-free part of the young landslide where soil

surface was incusted. Furthermore soil texture mainly equals silt loam for all sites and horizons. Finally, we will use our observations, field data and soil samples as well as vegetation cover and climate data to evaluate dynamics of surface runoff and lateral interflow by using the program Hydrus 2D (Simunek et al.).

References

Markwardt, S. (2005): Validity of two pedotransfer functions in two microcatchments of a tropical mountain rainforest in Southern Ecuador. Unpubl. diploma thesis, University of Bayreuth, Germany

Noguchi S., Tsuboyama, Y., Sidle R.C., Hosoda I. (1999): Morphological Characteristics of Macropores and the Distribution of Preferential Flow Pathways in a Forested Slope Segment. In: Soil Sci. Soc. Am. J. 63:1413-1423

Noguchi S., Tsuboyama, Y., Sidle R.C., Hosoda I. (2001): Subsurface runoff characteristics from a forest hillslope soil profile including macropores, Hitachi Ohta, Japan. In: Hydrol. Process. 15, 2131-2149

Simunek J., Sejna M., van Genuchten M.Th. (U.S. Salinity Laboratory, USDA/ARS, Riverside, California)

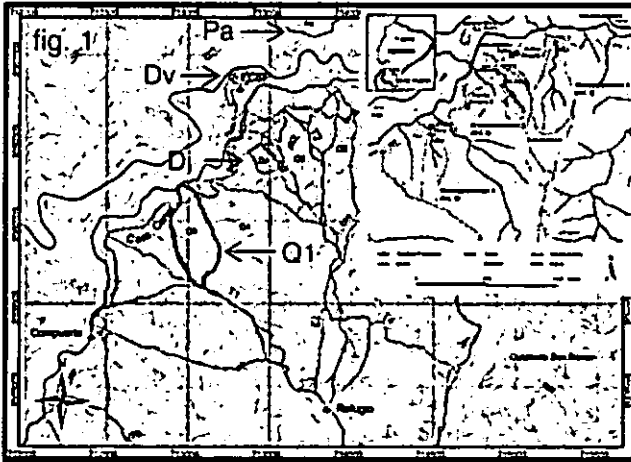


fig. 2

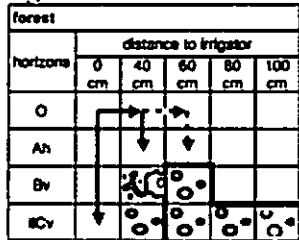


fig. 3

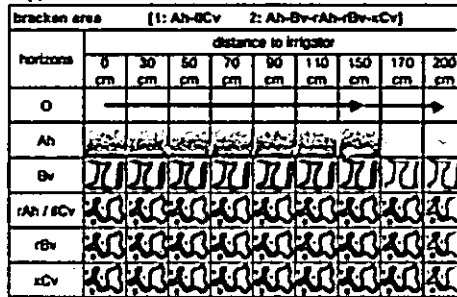


fig. 4

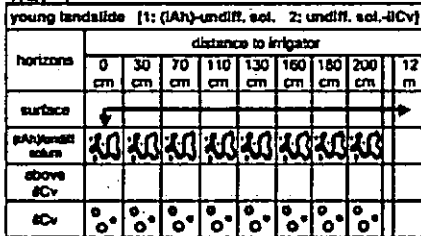


fig. 5

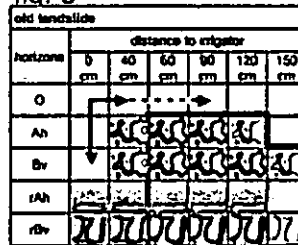


fig. 6

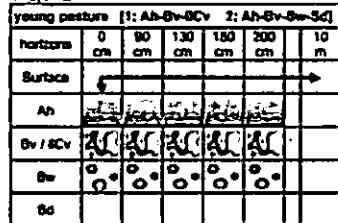
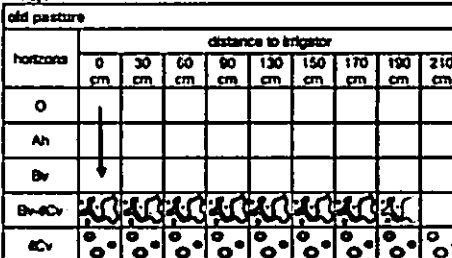


fig. 7



Legend

- dye distributed horizontally along lower horizon boundary
- dye distributed mainly columnarly within an horizon
- dye distributed mainly diffusely
- dye distribution or flow weakly emerged
- mainly isolated small stains
- surface flow
- 2nd experiment

Möglichkeiten der Detektion von umwelt-relevanten Schwermetallen (Cu, Pb, Zn) in Böden durch VIS/NIR-spektrometrische Analyseverfahren

VOHLAND, M.¹, BOSSUNG, C.¹ & FRÜND, H.-C.²

1 Problemstellung

VIS/NIR-Spektroskopie bietet die Möglichkeit, Bodenproben im Labor schnell und kostengünstig zu analysieren, indem die eingemessenen Reflexionspektren (0.4-2.5 µm) im Hinblick auf diagnostische Merkmale (z.B. Absorptionsbanden) einzelner Bodenkonstituenten untersucht werden. Schwermetalle wie Cu, Pb oder Zn sind im VIS/NIR-Bereich jedoch nicht selbst spektral aktiv. Ihre spektroskopische Erfassung setzt daher eine ausreichend hohe Korrelation mit spektral aktiven Komponenten (Fe-Oxide, C_{org}, Ton) voraus. In der vorliegenden Studie wurden Bodenproben aus einem schwermetallbelasteten Überschwemmungsbereich (Hasetal bei Osnabrück) spektroskopisch analysiert, um die genannten Schwermetalle möglichst genau zu quantifizieren und die im konkreten Fall relevanten spektralen Wirkungsmechanismen aufzudecken.

2 Methodik

Die Probennahme erfolgte mit einem Zylinderprobenstecher (Beprobungstiefe bis 40 cm) der Firma Eijkelkamp (Niederlande). Ausgewählt wurden 109 Beprobungspunkte unter Grünlandnutzung, an denen aus einer Profiltiefe von 10-20 cm (unterhalb der Hauptdurchwurzelungszone) jeweils eine Mischprobe entnommen wurde. Aufgrund eines oftmals ausgeprägten Profilwechsels erfolgte an 40 der 109 Beprobungspunkte eine zusätzliche Probennahme aus einer Profiltiefe von 27-37 cm.

Die Konzentrationen der Schwermetalle (Cu, Pb, Zn, Fe, Mn) wurden für jede Probe mittels AAS (Varian Spectra AA-10), die organischen Kohlenstoffgehalte mit Hilfe des Kohlenstoff-Schwefelanalysators ELTRA CS 500 ermittelt. Eine Korrektur für anorganischen Kohlenstoff war aufgrund fehlender Karbonatrückstände nicht erforderlich. Für die spektrometrische Analyse wurde luftgetrocknetes und gesiebtes (< 2 mm) Bodenmaterial verwendet. Im Spektrallabor wurde ein Field Spec-II Pro FR-Spektroradiometer eingesetzt, das den VIS/NIR-

Spektralbereich von 0.4-2.5 µm hochauflösend (Inkrement 1 nm) abdeckt. Die Messgeometrie (Nadir-sicht des Sensors, 30° Beleuchtungszenit) wurde für alle Proben konstant gehalten.

3 Ergebnisse

3.1 Statistische Auswertung der Spektralinformation zur Schätzung der Gehalte von Cu, Pb und Zn

Zur statistischen Auswertung der gemessenen Spektren wurden PLS (Partial Least Squares)-Regressionen für die einzelnen Bodenkonstituenten, zunächst auf der Grundlage der 109 Bodenproben des oberen Bodenhorizontes (10-20 cm), berechnet. Die Wahl des jeweils besten Modells erfolgte durch eine interne „leaving-one-out“-Kreuzvalidierung. Die besten Schätzergebnisse wurden danach für alle Boden-

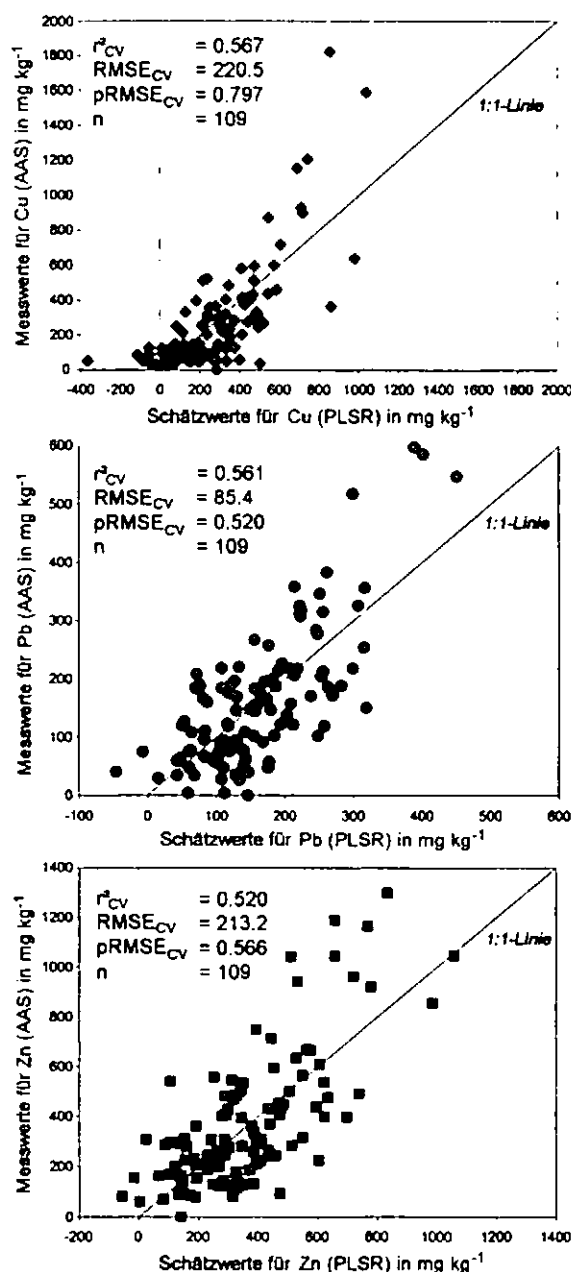


Abb. 1: Kreuzvalidierte (cv) Schätzwerte für Cu, Pb und Zn (PLSR) vs. AAS-gemessene Werte (Bodentiefe 10-20 cm)

¹ Universität Trier, FB VI, Fernerkundung und Geoinformationsverarbeitung, 54286 Trier, E-mail: vohland@uni-trier.de

² Fachhochschule Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur, 49090 Osnabrück

konstituenten nach Durchführung einer „Multiplicative Scatter Correction“ erzielt. Vergleicht man die auf Basis der PLS-Regressionen geschätzten Werte mit den jeweils gemessenen Daten, so ergibt sich die folgende Rangfolge: C_{org} (kruzvalidierter prozentualer RMSE: 0.284) > Fe (0.353) > Ton (0.419) > Pb, Zn (0.520 bzw. 0.566) > Mn, Cu (0.700 bzw. 0.797).

Zur externen Validierung wurden die kalibrierten Schätzmodelle auf die 40 Proben der zweiten Beprobungstiefe (27-37 cm) angewendet. Die besten Ergebnisse konnten hier ebenfalls für C_{org} erzielt werden (Tab. 1). Im Falle der Zielvariablen Pb und Zn waren die Ergebnisse dieser Validierung zufriedenstellend. Für Cu wurden hohe Korrelationen zwischen Schätz- und Messwerten, gleichzeitig aber auch hohe Restfehlerbeträge (RMSE, rRMSE) ermittelt.

Tab. 1: Validierung der PLS-Schätzmodelle (n = 40)

	C_{org}	Cu	Pb	Zn	Fe	Mn	Ton
Mittel ^a	2.57	248.9	168.7	426.9	20402	731.4	11.10
r^2 ^b	0.90	0.71	0.62	0.56	0.67	0.23	0.46
RMSE ^a	0.789	207.5	97.9	248.0	7744	541.5	4.89
rRMSE	0.306	0.834	0.580	0.581	0.380	0.740	0.440

^a in % (C_{org} , Ton) oder mg kg⁻¹ (alle anderen Variablen)

^b alle Korrelationen signifikant bei $p < 0.01$

3.2 Spektraler Wirkungsmechanismus

Für jeden Bodenkonstituenten erhält man über die Korrelationsanalyse zwischen Stoffkonzentration und gemessenen Reflexionswerten entsprechende Korrelationsspektren (Abb. 2). Sie lassen direkte oder indirekte spektrale Implikationen der einzelnen Bodenkonstituenten erkennen. Für die untersuchten Proben können zwei spektrale Gruppen deutlich unterschieden werden: Die Schwermetalle Cu, Zn und Pb sowie der organische Kohlenstoff (C_{org}) lassen sich einer ersten gemeinsamen Gruppe zuordnen.

Deutlich anders fallen die Korrelationsspektren von Fe, Mn und Ton aus, die einer zweiten „Spektral“-Gruppe von Bodenkonstituenten zugeordnet werden können.

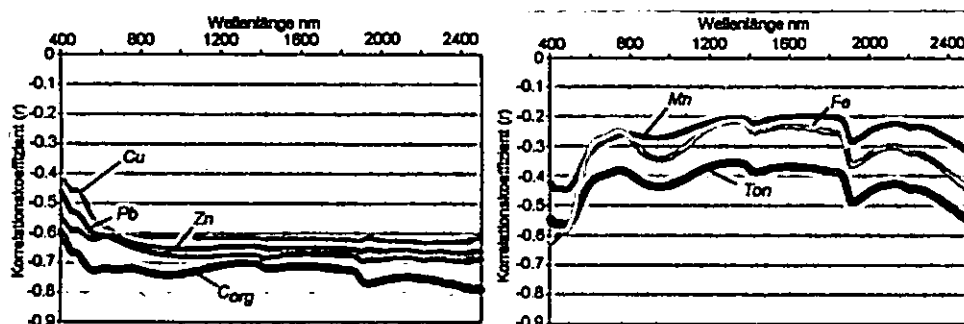


Abb. 2: Korrelationsspektren für die untersuchten Bodenkonstituenten (n = 149)

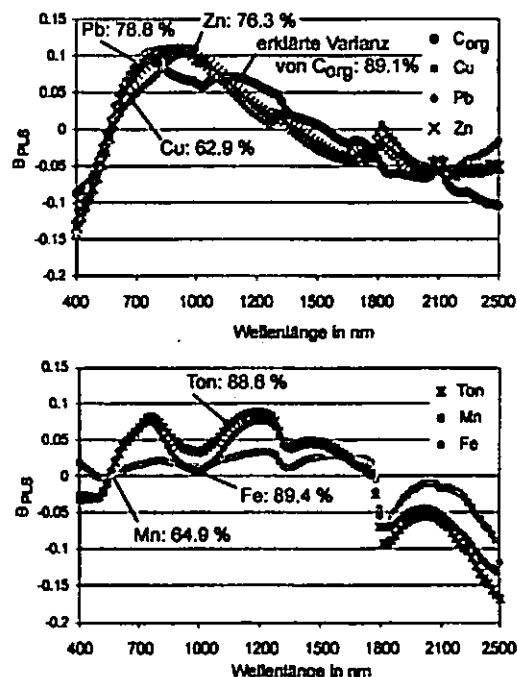


Abb. 3: PLS-Regressionskoeffizienten (B_{PLS}) für die untersuchten Bodenkonstituenten (n = 109)

Neben den Korrelationsspektren erlauben es die Regressionskoeffizienten der kalibrierten PLS-Modelle, Rückschlüsse auf die spektralen Wirkmechanismen zu ziehen. Dazu wurden jeweils die ersten beiden extrahierten PLS-Faktoren genutzt, da sie bereits einen Großteil der Varianz der einzelnen Zielgrößen erklären können (Abb. 3). Ähnlich wie bei den Korrelationsspektren wird deutlich, dass C_{org} , Cu, Pb und Zn eine gemeinsame Gruppe bilden. Die Wellenlängenbereiche, die in die Schätzung von C_{org} einfließen, sind in ähnlichem Maße relevant für die Schätzung der kontaminierend wirkenden Schwermetalle. Für die hier untersuchten Bodenproben lässt sich nicht erkennen, dass Fe oder Ton zu einer besseren spektralen Detektierbarkeit von Cu, Pb oder Zn beitragen können. Letztendlich entscheidet daher die Höhe der Korrelation zwischen C_{org} und den Zielvariablen Cu, Pb und Zn über die spektrale Schätzgüte. Da im vorliegenden Fall diese

Korrelation nur mäßig hoch ist ($0.65 \leq r \leq 0.67$), lässt sich damit die eingeschränkte Güte der Cu-, Pb- und Zn-Schätzmodelle (Abb. 1) plausibel erklären.

Inverse Bestimmung von Stofftransportparametern aus instationären Säulenversuchen unter Berücksichtigung verschiedener Aufsättigungsmethoden

J. Weyer, S.C. Iden, W. Durner¹

Einleitung

Bei der Beurteilung des Freisetzungsverhaltens von Schadstoffen aus kontaminierten Materialien bieten Säulenversuche gegenüber Batchversuchen eine größere Realitätsnähe in Bezug auf das Feststoff/Wasser-Verhältnis, die Bodenstruktur und die Strömungsdynamik im Untergrund. Ziel dieser Arbeit war die inverse Schätzung von Desorptionsparametern (Isotherme und Ratenparameter der Sorptionskinetik) und des maximal mobilisierbaren Stoffvorrates aus instationären Säulenversuchen mit Fließunterbrechungen, bei denen allein das Perkolat beprobt wird (Wehrer und Totsche, 2003). Die Bestimmung erforderte die Formulierung und iterative Lösung des nichtlinearen Parameterschätzproblems unter Einsatz eines global konvergenten Optimierungsalgorithmus (SCE-UA).

Im Zusammenhang mit dem in praktischen Säulenversuchen häufig beobachteten „First-Flush“-Effekt, d.h. dem steilen initialen Abfall der Eluatkonzentration zu Beginn eines Säulenversuchs, wurde zudem der Einfluss verschiedener Aufsättigungsmethoden untersucht. Des Weiteren wurden anhand synthetischer und realer Daten die Stofftransportparameter mit den zugehörigen Unsicherheiten geschätzt und die Eindeutigkeit der Parameter mit Hilfe des Kollinearitätsindex γ nach Brun und Reichert (2001) bestimmt.

Das betrachtete Versuchsdesign beinhaltete jeweils die Packung der Säule mit trockenem Material, die Aufsättigung von oben mit anschließender einwöchiger Equilibrierungsphase und die Perkolation von 2 mal 2 Porenvolumina (PV) mit einer dazwischenliegenden Fließunterbrechung von 5 Tagen.

Ergebnisse

Die Simulation verschiedener Aufsättigungsmethoden zeigte, dass unter bestimmten Versuchsbedingungen die Aufsättigung der Säule von oben einen „First-Flush“-Effekt in den Austragskurven hervorruft (hier nicht gezeigt). In einer Studie mit synthetischen Daten wurden die Stofftransportparameter von linear sorbierenden Stoffen mit kinetisch limitierter Desorption bei

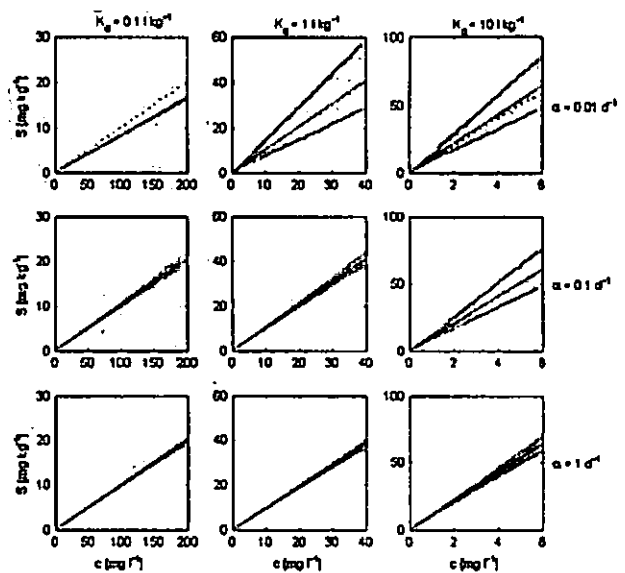


Abb. 1 Ergebnisse der inversen Parameterschätzung unter Berücksichtigung von 46 Messpunkten. gestrichelt: wahre Sorptionsisotherme, rot: invers geschätzte Isotherme, grau: 95%-Konfidenzintervalle.

einer unterschiedlich guten Datenlage invers geschätzt. Die Anzahl der Messungen wurde von 46 gleichmäßig verteilten Messungen auf 8 bzw. 4 charakteristische Messwerte reduziert (Perkolationsbeginn, direkt vor und nach der Fließunterbrechung und Perkolationsende).

Abbildung 1 zeigt die Unsicherheiten der geschätzten Sorptionsisothermen bei der Berücksichtigung von 46 Messpunkten. Bei einer Reduktion auf 4 Messwerte ist die Parameterschätzung mit akzeptablen Unsicherheiten nur für schwach sorbierende Stoffe ($K_D = 0.1 \text{ kg}^{-1}$) bei gleichzeitig geringer Ratenlimitierung der Desorption ($\alpha = 1 \text{ d}^{-1}$) möglich (Abb. 2).

In der oberen Grafik von Abb. 3 sind die eluierten Massenanteile für die verschiedenen Szenarien und in der unteren Werte des Kollinearitätsindex γ dargestellt. Bei stark sorbierenden Stoffen mit gleichzeitig starker Ratenlimitierung der Desorption werden weniger als 20 % der Masse eluiert und eine Parameterschätzung mit akzeptablen Unsicherheiten anhand der 46 Messungen war kritisch. Nur wenn nahezu der gesamte Stoff aus dem System eluiert wurde, war eine Parameterschätzung anhand der 4 charakteristischen Messpunkte möglich.

Bei einem Kollinearitätsindex $\gamma < 5$ korrelieren die geschätzten Parameter untereinander so wenig, dass der Einfluss der einzelnen Parameter auf die Modellvorhersage eindeutig identifiziert werden kann (Brun und Reichert, 2001). Dies war nur der Fall, wenn mind. 50 % des enthaltenen Stoffes eluiert wurden (untere Grafik Abb. 3).

¹ Technische Universität Braunschweig, Institut für Geoökologie, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig. e-mail: j.weyer@tu-bs.de

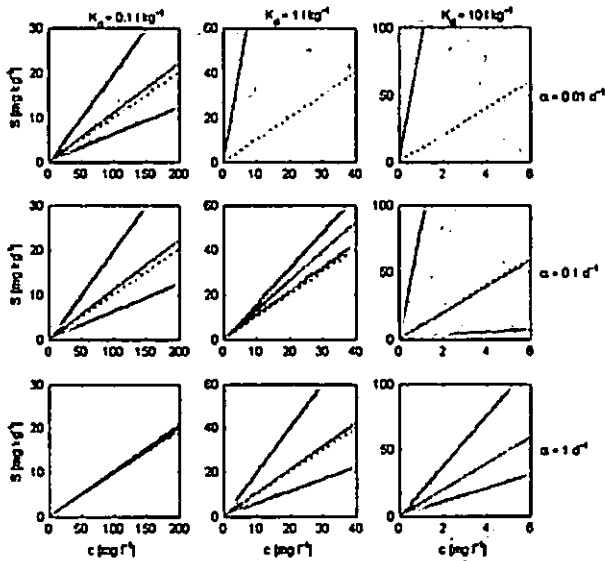


Abb. 2: Ergebnisse der inversen Parameterschätzung unter Berücksichtigung von 4 Messpunkten. gestrichelt: wahre Sorptionsisotherme, rot: invers geschätzte Isotherme, grau: 95%-Konfidenzintervalle.

Einen Test des Verfahrens an real gemessenen Daten zeigt Abb. 4. Es handelt sich um den Austrag von Kupfer (obere Grafik) und Cadmium (mittlere Grafik) aus Hausmüllverbrennungsasche. Für beide Elemente sind die Unsicherheiten der Vorhersage bei Versuchsbeginn und die Konfidenzintervalle der geschätzten Isothermen (untere Grafiken) groß. Obwohl der Verlauf der Konzentrationen im Eluat nachvollzogen werden kann, deuten die hohen Werte des Kollinearitätsindex' darauf hin, dass der Einfluss der einzelnen Modellparameter nicht eindeutig identifiziert werden konnte.

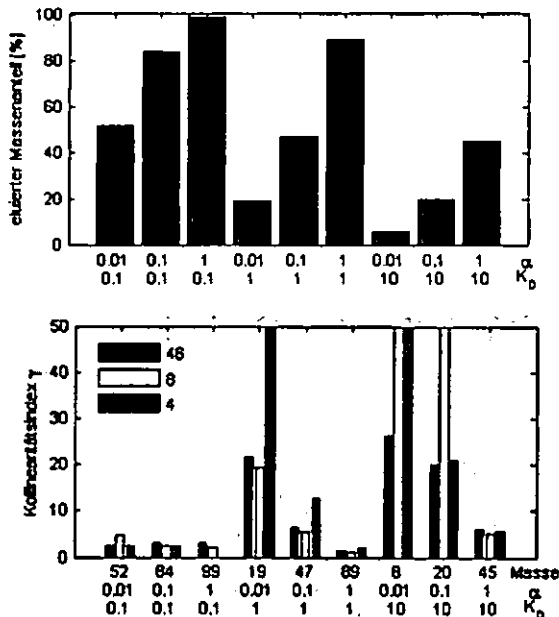


Abb. 3: Oben Eluierte Massenanteile [%]. Unten: Kollinearitätsindex bei Berücksichtigung von 46 Messpunkten (blau), 8 (grün), 4 (rot).

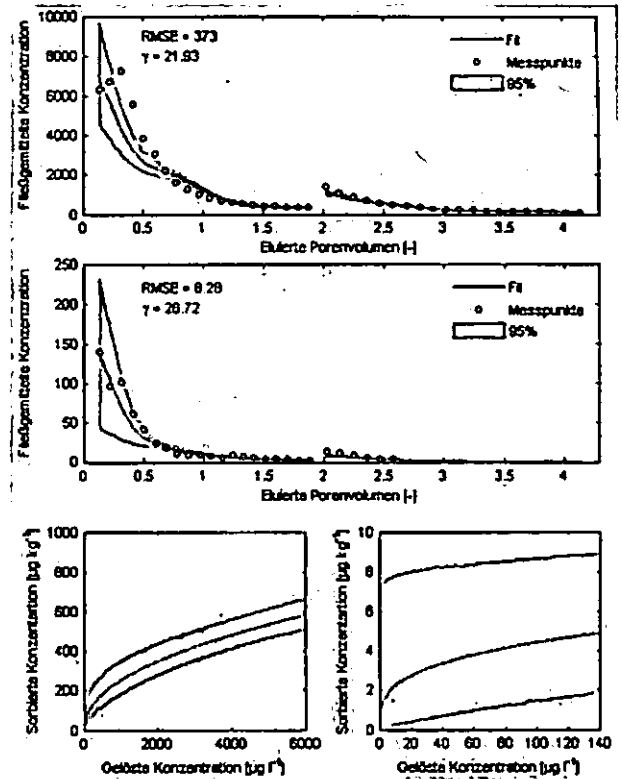


Abb. 4: Ergebnisse der Parameterschätzung aus realen Daten. Oben: Kupfer; Mitte: Cadmium; unten links: geschätzte Isotherme für Kupfer; unten rechts: geschätzte Isotherme für Cadmium.

Fazit

Bei dem verwendeten Versuchsdesign kann die Aufsättigung von oben unter bestimmten Bedingungen zu einem „First-Flush“-Effekt in den Austragskurven führen. Dieser Effekt sollte daher unbedingt in die Versuchsauswertung und anschließende inverse Parameterschätzung mit eingehen.

Eine inverse Parameterschätzung mit akzeptablen Unsicherheiten und eindeutiger Identifizierbarkeit der Parameter erfordert die Elution von mind. 50 % des in austragbarer Form enthaltenen Stoffes. Dies kann in der praktischen Anwendung unter Umständen zu einer nicht hinnehmbaren Versuchsdauer führen.

Für die inverse Auswertung der untersuchten Schwermetallausträge sollten in der Stofftransportsimulation weitere Prozesse, wie z.B. Konkurrenzsorption, Komplexierungsreaktionen und partikelgebundener Transport berücksichtigt werden.

Literatur

Brun, R., P. Reichert und H. R. Künsch (2001), *Water Resources Research* 37, 1015-1030.
 Wehrer, M. und K. U. Totsche (2003), *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166, 475-483.

Bodenphysikalische und -hydraulische Parameter und Materialfunktionen von Böden unter verschiedener Nutzung

J. Zeilinger¹, M. Quizhpe¹, B. Huwe¹

Einleitung:

Im Rahmen des DFG-Projekts "Soil physics and hillslope hydrology", einem Teilprojekt der DFG-Forscherguppe FOR816 "Biodiversity and sustainable management of a megadiverse mountain ecosystem in South Ecuador" werden bodenphysikalische und -hydraulische Parameter und Materialfunktionen auf verschiedenen Skalen als entscheidende Größe für die Quantifizierung von Wasser- und Stoffflüssen in Böden unter verschiedener Nutzung bzw. Störung bestimmt. Stoffflüsse gelten als sensitive Indikatoren für Störungen und Landnutzungswechsel.

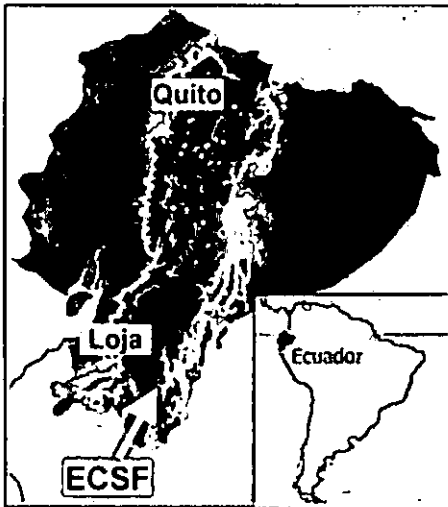


Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebiets

Material und Methoden:

Im Untersuchungsgebiet in den südecuadorianischen Anden (Abb. 1) werden Böden unter ungestörtem Bergregenwald und in sowohl anthropogen als auch natürlich gestörten Systemen untersucht: anthropogen gestörter Bergregenwald, genutzte und aufgelassene Weiden verschiedener Sukzessionsstadien und Erdbeben verschiedener Alters (Abb. 2). Untersuchte Parameter sind u. a. Horizontmächtigkeit, Textur, Lagerungsdichte, Wurzel- und Steingehalt, gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, Eindringwiderstand und

Materialfunktionen wie die Wasserspannungs- und Leitfähigkeitskurve auf der Feld- (ca. 20.000 m²) und Einzugsgebietskala (ca. 100.000 m²).

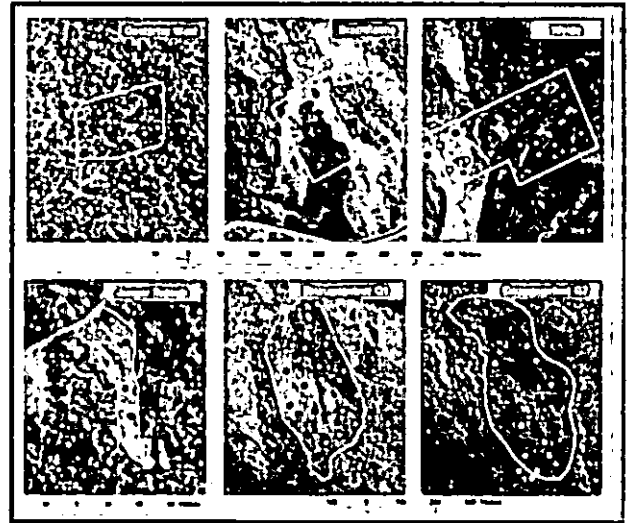


Abbildung 2: Untersuchungsflächen und Probenahmepunkte (von o.l. nach r.u.: Gestörter Wald, Brachfläche, Weide, junger Rutsch, Einzugsgebiet Q1, Einzugsgebiet Q2)

Ergebnisse:

Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit weist eine sehr hohe räumliche Heterogenität auf. Abbildung 3 zeigt die Verteilung der effektiven gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Kleineinzugsgebiet Q2 unter tropischem Bergregenwald.

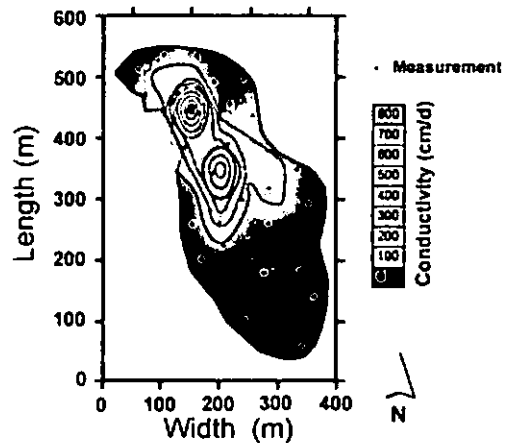


Abbildung 3: Effektive gesättigte hydraulische Leitfähigkeit in Einzugsgebiet Q2 unter Bergregenwald.

Die Gegenüberstellung einer Karte mit Hangneigungsklassen läßt einen Zusammenhang vermuten, der z. B. auf die ausgeprägte Hangrutschungsdynamik im Untersuchungsgebiet zurückgeführt werden könnte.

¹ Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth, D-95440 Bayreuth
jzeilinger@web.de, melaqc4@yahoo.es, bermd.huwe@uni-bayreuth.de

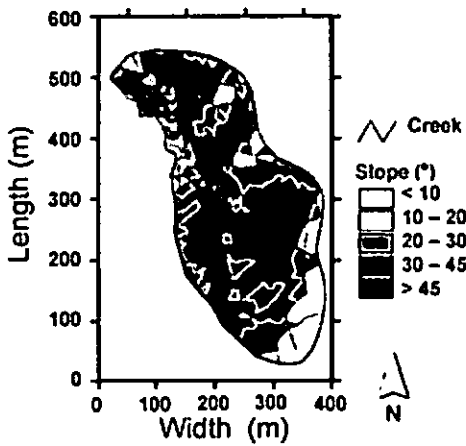


Abbildung 4: Hangneigungsklassen in Einzugsgebiet Q2 unter Bergregenwald

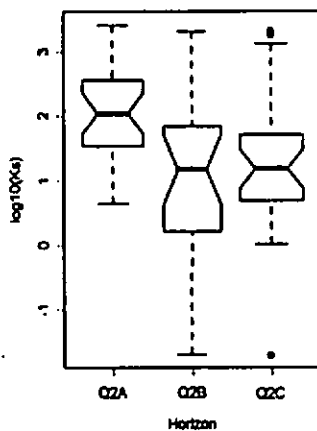


Abbildung 5: Boxplots der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit [cm/d] des Mineralbodens in der Q2

Mit zunehmender Tiefe nimmt die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit des Mineralbodens in der Q2 ab, und zeigt mit einer Varianz über mehrere Größenordnung bei logarithmischer Skalierung die extrem ausgeprägte Heterogenität, während in der organischen Auflage sehr hohe Leitfähigkeitswerte von über 10000 cm/d erreicht werden.

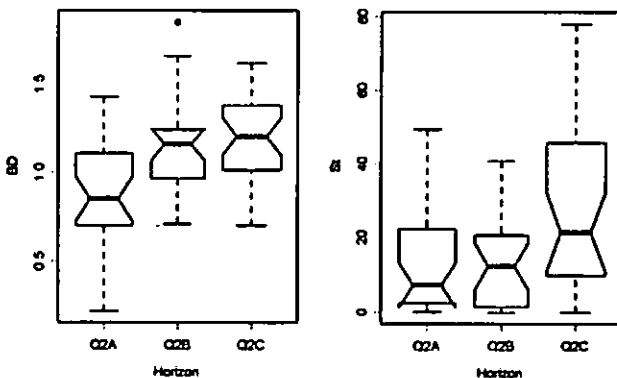


Abbildung 6: Lagerungsdichte [g/cm³] (links) und Stein-gehalt [%] der Mineralbodenhorizonte der Q2

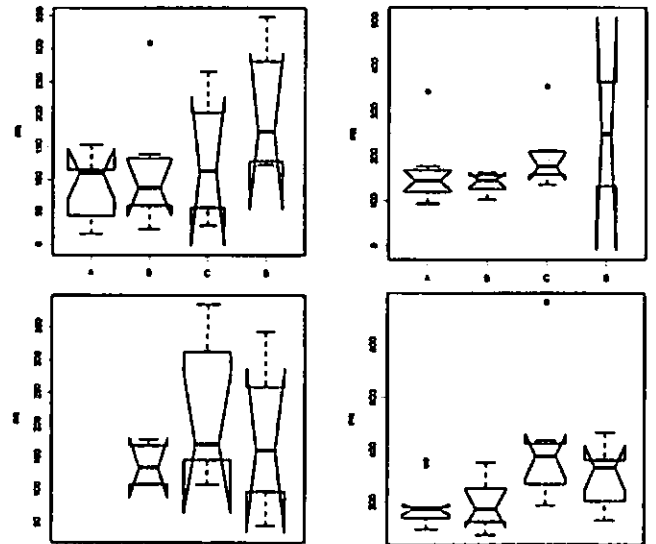


Abbildung 7: Eindringwiderstand der Mineralbodenhorizonte bei unterschiedlicher Störung: Bodenphysikalisch ungestörter Bergregenwald, Weide, junger und alter Hangrutsch (von o.l. nach r.u.)

Diese extremen Unterschiede zwischen organischer Auflage und Mineralboden führen in Verbindung mit den steilen Hängen des Kleineinzugsgebietes zu Interflow. Auch andere Parameter wie Lagerungsdichte und Steingehalt zeigen eine ausgeprägte Variabilität und den hohen Skelettanteil der Böden in der Q2 (Abb.6). Vergleicht man den Eindringwiderstand von gestörten Böden mit dem ungestörter fällt auf, dass er zwar bei gestörten Böden höher erscheint, aber die Unterschiede wegen der großen Heterogenität nicht signifikant sind. Durch die Verdichtung des Bodens durch Beweidung ist die Variabilität auf der Weide am geringsten (Abb. 7).

Literatur

Huwe, B., Zimmermann, B., Zeilinger, J., Quizhpe, M., Elsenbeer, H.: Gradients and patterns of soil physical parameters at local, field and catchment scales. In: E. Beck, J. Bendix, I. Kottke, F. Makechin & R. Mosandl (Eds.): Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. Ecological Studies, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg (in press)

Danksagung:

Besonderer Dank gebührt der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Finanzierung der Forschergruppen FOR402 und FOR816. Dank geht außerdem an Naturaleza y Cultura Internacional für die logistische Unterstützung, Carlos Valarezo von der Universidad Nacional de Loja und an das Ministerio del Ambiente, Regional 8 para Loja y Zamora-Chinchipe für die Forschungsgenehmigung.

Modelling Grazing Intensity Effects on Water Budgets

Ying Zhao*, Stephan Peth, Julia Krümmelbein, and Rainer Horn

Introduction

Land management is important for heat and water transfer by altering plant or residue architecture and soil compaction (Flerchinger et al., 2003). It is essential to quantify and predict management effects on soil properties in order to assess their consequences for plant production and the environment. Many studies have focused on the effects of land managements on soil hydraulic properties (Green et al., 2003). However, few studies have dealt with the consequences of these practices on water fluxes. Especially, considering stress dependent changes of the environment, an adequate account of water flow processes and its spatial variability based on hydrological models is lacking due to the complexity of the soil system (Zhao et al. 2007). In this paper, in-situ data from the project "MAGIM" (*Matter fluxes in grasslands of Inner Mongolia as influenced by stocking rate*) were used to parameterise the model HYDRUS-1D to simulate water fluxes as a function of grazing intensity.

Materials and Methods

Experimental site and measurements

This study was performed on long-term experimental sites of the Xilin River Catchment, managed by Inner Mongolia Grassland Ecosystem Research Station (IMGERS, 43°37'50"N, 116°42'18"E). Four plots with different grazing intensities were investigated. Two plots were protected from grazing since 1979 (UG 79, 24 ha) and 1999 (UG 99, 35 ha). The other two plots were grazed: one was grazed only during winter time with 0.5 sheep units (ewe and lamb) ha⁻¹ yr⁻¹ (WG, 40 ha) and the other was heavily grazed with 2 sheep units ha⁻¹ yr⁻¹ (HG, 100 ha) during the whole year.

Soil moisture was monitored using horizontally inserted Theta-probes. In each plot, one automatic data-logger was used to record soil moisture in three depths at 5, 20 and 40 cm every 30 minutes. The in-situ automatic micrometeorological stations recorded the precipitation and other variables necessary to estimate the reference FAO evapotranspiration. Root samples were taken with a soil root auger up to 100 cm soil depth. In addition, undisturbed soil samples were taken at four depths of 4-8, 18-22, 30-34 and 40-44 cm to determine the water retention characteristics with the pressure

method and saturated hydraulic conductivity (K_s) with a falling head permeameter.

Water Flow Simulations

Modelling of soil water flow was performed with HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 1998) for a growing period of 153 d from 1st May to 30th September, 2006. The hydraulic parameters were derived from the van Genuchten function (van Genuchten, 1980). The soil profile was considered to be 100 cm deep, with observation nodes located at 5, 20, and 40 cm depths. The initial condition was set based on measured water contents at the beginning of the simulation period. An atmospheric boundary condition and free drainage condition was imposed at the soil surface and bottom boundary of the flow domain, respectively. Root water uptake was simulated using the model of Feddes et al. (1978). The maximum rooting depth was considered to be 100 cm, with the highest root density in the upper 30 cm.

Results

Changes in soil hydraulic properties induced by grazing show a decrease in θ_s , θ_r , α , and K_s , especially in HG (Table 1). These effects are clearly reflected by the modelling results of HYDRUS-1D. In general, the simulated water contents agree well with the measurements in all four sites. This is exemplified by the treatment UG 79 during growing periods in 2006 (Fig. 1). The increases in water content at 5 cm and 20 cm depth after rainfall are predicted reasonably well. The simulated and measured water contents at 40 cm depth are nearly constant throughout the entire growing period, however, do not match very well.

Table 1. The van Genuchten Parameters (θ_r is residual water content, θ_s is saturated water content, α , n and $m=1-1/n$ are empirical shape parameters), and saturated hydraulic conductivity (K_s) for the four sites.

Treat- ment	Soil depth (cm)	θ_r (cm ³ m ⁻³)	θ_s (cm ³ m ⁻³)	α (m ⁻¹)	n (-)	R^2	K_s (cm day ⁻¹)
UG 79	4-8	0.075	0.572	0.026	1.766	0.963	165.0
	18-22	0.086	0.472	0.019	2.199	0.985	133.3
	30-34	0.079	0.453	0.015	2.549	0.986	113.7
	40-44	0.071	0.452	0.016	2.120	0.985	71.9
UG 99	4-8	0.088	0.577	0.022	1.828	0.983	82.3
	18-22	0.096	0.526	0.020	1.750	0.988	66.7
	30-34	0.102	0.506	0.017	1.940	0.996	57.1
	40-44	0.107	0.502	0.016	2.241	0.992	54.3
WG	4-8	0.075	0.570	0.021	1.636	0.996	54.7
	18-22	0.050	0.526	0.023	1.616	0.994	69.8
	30-34	0.072	0.529	0.012	1.791	0.969	72.7
	40-44	0.079	0.517	0.014	1.742	0.981	61.3
HG	4-8	0.057	0.523	0.014	1.718	0.982	93.0
	18-22	0.049	0.473	0.013	2.030	0.983	92.7
	30-34	0.060	0.479	0.012	2.130	0.982	75.9
	40-44	0.058	0.453	0.013	2.108	0.987	79.4

*Ying Zhao, Institute of Plant Nutrition and Soil Science, Christian-Albrechts-University zu Kiel, Olshausenstr. 40, 24118 Kiel, Germany; Email: y.zhao@soils.uni-kiel.de

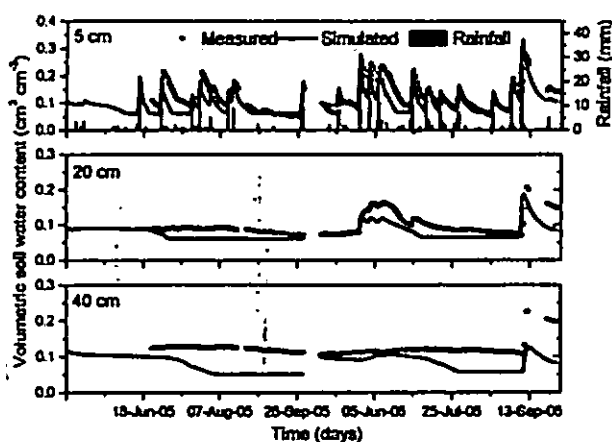


Fig. 1. Comparison of simulated and measured soil moisture in UG 79 during growing period in 2006.

Water household components for the four grazing intensities were calculated with HYDRUS-1D for the growing period in 2006 (Table 2). The sum of water interception, soil evaporation and plant transpiration is higher than precipitation, as indicated by the loss of soil water storage in the ungrazed sites. Positive water storage for WG and HG is related to the early autumn snow, which particularly supplies water towards the end of the simulation time when the grass nearly stops growing. The results demonstrate that precipitation is mostly consumed by evapotranspiration (ET) in a single growing period, which is also proven by small runoff and drainage fluxes. With increasing grazing intensity, ET is slightly decreasing because of surface runoff and drainage. ET is approx. 260 mm for UG 79, 250 mm for UG 99 and WG, and 240 mm for HG. The same trend is observed for transpiration, indicating that ET is decreasing due to reduced transpiration, which implies that vegetation dominates the water transport process during the growing period. In contrast to this, evaporation in HG greatly exceeds the value in both ungrazed sites. This in turn indicates that the reduction of transpiration by grazing is partly compensated by an increase in evaporation.

Table 2. Water household components during growing period in 2006 simulated with Hydrus-1D (in mm; P: Precipitation, I: Interception, T: Transpiration, E: Evaporation, S: Water storage change, D: Drainage, and R: Runoff)

Year	Treatment	I	T	E	S	D	R	errors
2006	UG 79	18.3	131.4	110.8	-19.5	1.8	1.0	-1.8
	UG 99	17.7	117.5	109.3	-3.8	1.5	0.7	-1.1
P=242 mm	WG	18.3	103.6	116.2	5.9	0	1.7	-1.7
	HG	8.2	71.9	157.7	1.8	1.0	5.1	-3.7

Parameters, that influence modelling results, are soil hydraulic properties, root density and weather conditions, of which the latter is identical for all grazing plots, while the other parameters depend on the grazing intensity. Overall, water budget of the

Inner Mongolia grassland is significantly influenced by grazing. With increasing grazing intensity, evapotranspiration, transpiration and soil water storage decrease, whereas evaporation, runoff and drainage increase. Heavy grazing results in drier soil water regimes. Particularly, a diminished amount of plant available water obviously results in a decreased rate of plant growth. In order to protect and restore degraded soils from intensive grazing, future land use needs to focus on reducing trampling intensity.

Conclusions

Grazing influences water balances in soils via altering vegetation coverage and soil functions, particularly hydraulic properties. By using the growing season measurement of hydro-meteorological elements at the experimental sites of IMGERS, the model HYDRUS-1D was parameterized and verified with a reasonable agreement between simulated and measured data. We conclude that slightly to moderate grazing has no influence on the water balance, while heavy grazing leads to a completely different situation: deteriorated soil functions and stronger soil evaporation. This decreases the amount of plant available water. As a consequence, the intensive grazing not only reduces grassland productivity but possibly increases the soil risk for wind and water erosion.

References

- Feddes, R.A., P.J. Kowalik, and H. Zaradny. Simulation of Field Water Use and Crop Yield, John Wiley and Sons, New York, NY, 1978.
- Flerchinger, G.N., T.J. Sauer, and R.A. Aiken. 2003. Effects of crop residue cover and architecture on heat and water transfer. *Geoderma* 116:217-233.
- Green, T.R., L.R. Ahuja, and J.G. Benjamin. 2003. Advances and challenges in predicting agricultural management effects on soil hydraulic properties. *Geoderma* 116:3-27.
- Šimůnek, J., M. Sejna, and M.Th. van Genuchten. 1998. The HYDRUS-1D software package for simulating the one dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 2.0. IGWMC-TPS-70. Int. GroundWater Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden.
- van Genuchten, M.Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:892-898.
- Zhao, Y., S. Peth, J. Krümmelbein, R. Horn, Z. Wang, M. Steffens, C. Hoffmann, and X. Peng. 2007. Spatial variability of soil properties affected by grazing intensity in Inner Mongolia grassland. *Ecol. Modell.* 205:241-254.

Spannungsausbreitung und Bodenverformung in einem Parabraunerde-Pseudogley (Norddeutschland) und einem Ferralsol (Südbrasilien) bei Überfahrungsversuchen

A. Zink¹, H. Fleige¹, R. Horn¹
 A. Brandt², J. M. Reichert², D. J. Reinert²

1 Einleitung

Im Rahmen des Austauschprogramms PROBRAL und eines durch das BMVEL geförderten Forschungsprojektes wurden auf Ackerschlägen mit Direktsaat (Brasilien) und konservierender Bodenbearbeitung (Deutschland) anhand spezieller Bodendrucksensoren (SST) die Spannungseinträge und Deformationen von landwirtschaftlichen Radfahrzeugen erfasst.

2 Material und Methoden

Die Untersuchungen fanden an Standorten mit unterschiedlichen Bodentypen statt. In Deutschland wurde in der Soester Börde im westfälischen Lößhügelland ein (dräniertes) Parabraunerde-Pseudogley (LL-SS) untersucht (Tab.1). Der brasilianische Standort Passo Fundo liegt im Bereich des südbrasilianischen Basaltplateaus, hier wurde ein

Ferralsol (VW) mit Pseudosandstruktur untersucht (Tab.2).

Tab.1: Deutscher Untersuchungsstandort Versuchsgut Merklingsen, NRW, Mulchbewirtschaftung

Parabraunerde-Pseudogley aus Lösslehm/LL-SS										
Tiefe [cm]	Horizont	C.org. [%]	pH Wert CaCl ₂	S [Gew %]	U [Gew %]	T [Gew %]	Bodenart KA 5	ρt [g/cm ³]	WG* [Vol %]	PV [Vol %]
0-15	Ap	2,3	6,6	3	81	16	U13	1,48	41	44
28-45	A1Sw	0,8	6,5	2	81	17	U13	1,56	38	41
45-65	BtSd1	0,5	6,7	2	77	21	U14	1,50	35	43
65-135	BtSd2	0,3	6,7	2	77	21	U14	1,57	38	41

Tab.2: Brasilianischer Untersuchungsstandort Passo Fundo, Rio Grand do Sul

Ferralsol aus Basaltresidualton / VW										
Tiefe [cm]	Horizont	C.org. [%]	pH Wert CaCl ₂	S [Gew %]	U [Gew %]	T [Gew %]	Bodenart KA 5	ρt [g/cm ³]	WG* [Vol %]	PV [Vol %]
0-7	Ap1	-	-	-	-	-	-	1,48	-	43
7-15	Ap2	2,6	-	32	20	48	T1	1,44	41	45
15-30	Bu1	2,3	-	35	8	57	Ts2	1,40	44	47
30-45	Bu2	2,4	-	28	16	56	T1	1,35	46	49

* zum Zeitpunkt der Überfahrung

Auf den Direktsaatflächen in Brasilien wurde als Versuchsvariable mit und ohne verbliebenem Stroh gemessen, die Versuche in Deutschland wurden mittels eines Belastungsrahmens der FH Soest mit unterschiedlichen Radlasten und Reifeninnendrucken durchgeführt.

¹ Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstraße 40, 24118 Kiel, Deutschland
 E-Mail: a.zink@soils.uni-kiel.de

² Departamento de Solo-CCR, UFSM - Santa Maria, RS, Brasilien

Eine Übersicht der Versuchsvarianten ist in Tab. 3 dargestellt. Die Belastungen die im Folgenden gegenübergestellt werden sind in der Tabelle gekennzeichnet.

Tab.3: Übersicht der Versuchsvarianten

Standort	Radlast [Mg]	Bodenbedeckung	Reifendruck [kPa]	Kontaktfläche [cm ²]	Kontaktflächendruck [kPa]
Passo Fundo	3,1	Weizenstoppel	150	1906	161
	3,1	ohne Stoppel	150*	1330	231
Merklingsen	3,2	Winterweizen	50'	5700	56
	3,2	unbestellt	160**	1375	226
	6,5	Winterweizen	180'	6206	103
	7,5	unbestellt	350*	2673	275

* verglichene Versuchsvarianten Abb 2

** verglichene Versuchsvarianten Abb 3

Die Druckfortpflanzung und Deformation während der dynamischen Lasteinträge wurde mit dem Stress State Transducer (SST) und dem Displacement Transducer System (DTS) gemessen. Die Sensormessung basiert auf der Technik der gerichteten Spannungsmessung mit sechs Einzeldehnmessstreifen (Gräsele 1999).

Die Spannungseinträge werden in Form der mechanischen Größe Dehnung gemessen und als elektrische Widerstandsänderungen wiedergegeben. Für die vollständige Beschreibung des Spannungszustandes während der Überfahrt werden die Hauptspannungen zum Zeitpunkt des maximalen Spannungseintrages nach den Gesetzen der Statik im Kontinuum aus den sechs Einzelspannungen berechnet (Nichols 1987).

Die Bodendrucksensoren wurden in drei Messtiefen (Deutschland: 20/40/60; Brasilien: 12/27/42cm) unter der Fahrspur in den ungestörten Boden eingebaut (Abb.1).

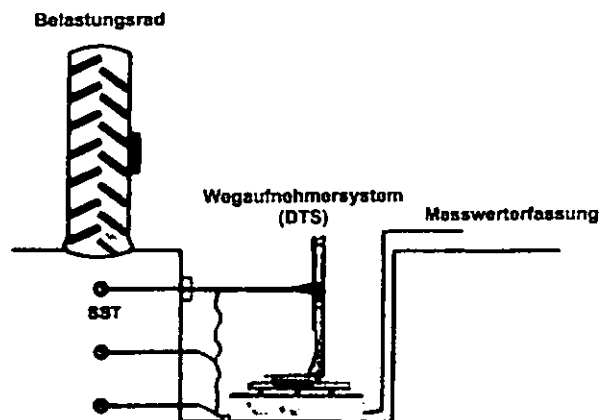


Abb.1: Versuchsaufbau der kombinierten SST / DTS Messung

Einer der Drucksensoren war gleichzeitig an das DTS gekoppelt und ermöglichte die Deformationsmessung in der jeweiligen Tiefe.

Des Weiteren wurden horizonspezifisch ungestörte Bodenproben vor den Befahrungsversuchen entnommen, definiert entwässert (-300 hPa) und über den Ödometertest die Stabilität der Böden in Form des Vorbelastungswertes bestimmt (Casagrande 1936).

3 Ergebnisse und Diskussion

Vorbelastung, Bodendruck und Einfluss der Bodenbedeckung:

Die Untersuchungen ergeben für beide Böden mittlere bis sehr hohe Strukturstabilitäten (DVWK 1995) die durch die Lasteinträge z. T. bis in den Unterboden überschritten werden. Der Parabraunerde-Pseudogley zeigt erst ab 55 cm stabile Bodenverhältnisse gegenüber dem Lasteintrag mit 3,3 Mg Radlast. Die Stabilität des Ferralsols wird mit der Belastungsvariante von 3,1 Mg ohne Strohauflage in allen Messhorizonten durch den Bodendruck der Befahrung überschritten. Die Messungen mit verbliebener Strohauflage zeigen verminderte Spannungseinträge um 50-75 kPa im Ober- und Unterboden, so dass zumindest im Unterbodenbereich der Grenzwert der Eigenstabilität bei p_F 2,5 nicht überschritten wird. Die Spannungsfortpflanzung der beiden Bodentypen zeigt mit den vergleichbaren Kontaktflächendrücken einen ähnlichen Bodendruck in den verschiedenen Messtiefen (Abb.2).

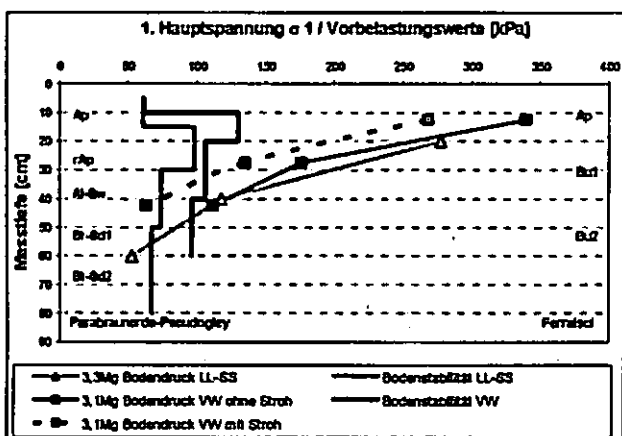


Abb. 2: Gegenüberstellung der mittleren horizont-spezifischen Bodenstabilitäten (-300hPa) und der über SST gemessenen Spannungseinträge, sowie der Einfluss der Bodenbedeckung auf die Spannungseinträge im Ferralsol

Gesamtlast, Bodendruck und Einfluss des Reifeninnendruckes:

Die Versuche mit dem Belastungsrahmen in Deutschland ergaben, dass mit leichten, wie auch sehr schweren Gesamtlasten eine Abnahme der Spannungseinträge mit geringerem Reifeninnendruck erreicht werden kann. Mit der Radlastvariante (3,3 Mg) liegen die Abnahmen der Spannungseinträge im Ober- und Unterboden bei ca. 70-80%, bei hoher Radlast (7,5 Mg) ist im Oberboden mit Abnahmen um 40% bzw. im Unterboden mit über 50% zu rechnen. Der Vergleich beider Lastvarianten zeigt für die höhere Radlast mit abgesenktem Reifeninnendruck prozentual geringere Spannungsabnahmen in beiden

Messtiefen. Allerdings werden auch mit niedrigem Reifeninnendruck bei der Lastvariante mit 7,5Mg Spannungen in den Boden eingetragen, welche die ermittelten Strukturstabilitäten bis in 40cm Tiefe überschreiten (Abb.3).

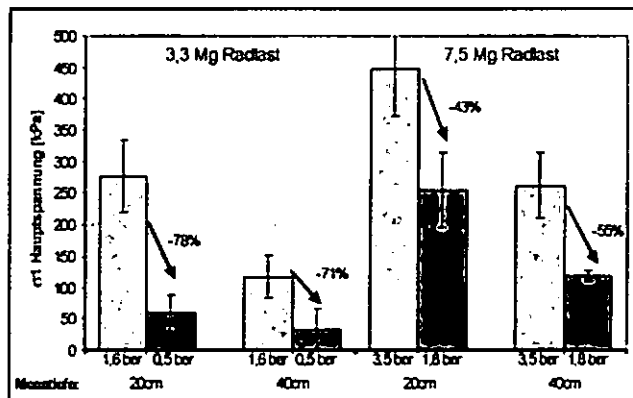


Abb. 3: Auswirkung unterschiedlicher Reifeninnendrucke auf die Spannungseinträge in Ober- und Unterboden (n=3, je eine Einzelüberfahrt pro Messgrube)

4 Fazit

Die untersuchten Böden zeigen ein ähnliches Druckfortpflanzungsverhalten. Die Belastung mit bereits 3,1 -3,3 Mg Radlast führt in beiden Böden zu einem Überschreiten der Vorbelastung im Ober- und Unterboden.

Verbleibende Pflanzenreste der Vor- oder Zwischenfrucht vergrößern die Kontaktfläche zwischen Reifen und Boden und vermindern damit effektiv die Spannungseinträge, was bei Radlasten bis 3,3 Mg eine wirksame Maßnahme gegen Unterbodenverdichtung bei dem untersuchten Ferralsol darstellt.

Eine Verminderung des Reifeninnendruckes führt zur Vergrößerung der Kontaktfläche und bei gleicher Auflast zur Abnahme des mittleren Kontaktflächendrucks und des Spannungseintrages. Mit steigender Gesamtlast kommt es prozentual zu einer geringeren Abnahme der Spannungseinträge mit vermindertem Reifendruck. Trotz vergleichbar geringer Kontaktflächendrücke werden mit schwererer Gesamtlast höhere Spannungen im Unterboden gemessen.

4 Literatur

Casagrande, A. (1936): "The determination of preconsolidation load and its practical significance." Proc. of the 1st Int. Conf. Soil Mech. Found. Eng., Cambridge 3: 60-64.

DVWK (1995): "Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden; Teil 1: Mechanische Belastbarkeit." Merkblätter zur Wasserwirtschaft Heft 234.

Gräse, W. (1999): "Numerische Simulation mechanischer, hydraulischer und gekoppelter Prozesse in Böden unter Verwendung der Finite Elemente Methode." Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde Universität Kiel 48.

Nichols, T. A., Bailey, A., Johnson, C., Grisso, R. (1987): "A stress state Transducer for soil." Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 30(5): 1237-1241.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate Symposium Kommissionen I, II und III

Band 110

Heft 1

2007

Mobilisierung und Mobilität von kolloidalem Phosphor in sandigen Böden

Katrin Ilg, Jan Siemens, Peter Dominik, Holger Pagel & Martin Kaupenjohann

Problemstellung

Kolloidaler Phosphor (P) in Böden trägt zur Auswaschung von P aus terrestrischen in aquatische Ökosysteme bei (z.B. Ulen, 2004). In Batchversuchen fanden wir eine verstärkte Mobilisierung von kolloidalem P bei hoher P Sättigung des Bodens (Siemens et al., 2004; Ilg et al., 2005). Die P-Sättigung wurde dabei nach Breeuwsma und Silva (1992) aus den Al-, Fe- und P-Gehalten im Oxalatrextrakt berechnet (in mmol kg^{-1}):

$$\text{P-Sättigung (DPS)} = [\text{P}_{\text{ox}}] / 0,5 ([\text{Fe}_{\text{ox}}] + [\text{Al}_{\text{ox}}])$$

Wir formulierten die Hypothese, dass die Sorption von P an potentiell dispergierbare Bestandteile der Bodenmatrix wie Eisen- und Aluminium (hydr)oxide deren Oberflächenladung zu negativeren Werten verschiebt und daher die Mobilisierung und Mobilität von Kolloiden erhöht.

Material & Methoden

Diese Hypothese prüften wir in einer Reihe von Versuchen ausgehend von einfachen Modellsystem bis hin zu ungestörten Bodensäulen:

1) Batchversuche mit zwei synthetischen Modellsystemen aus Quarzsand mit sorbiertem, bzw. auf der Oberfläche auskristallisiertem Goethit nach Scheidegger et al. (1993), bzw. Dominik et al. (2007). Den Sanden wurden steigende P-Konzentrationen von 0 bis $2.3 \mu\text{mol P g}^{-1}$ Sand zugegeben. Als Hintergrund verwendeten wir 5 mM NaNO_3 bei einem pH-Wert von 5.7. Die Proben wurden 24 h

geschüttelt und anschließend die kolloidale Fraktion von der gelösten Fraktion durch Ultrazentrifugieren getrennt.

2) Batchversuche mit dem Bv-Horizont einer Braunerde und dem Go-Horizont eines Gleys, beides sandige, saure Böden aus der gleichen Catena. Den Böden wurden steigende P-Konzentrationen von 0 bis $75 \mu\text{mol P g}^{-1}$ Sand zugegeben, das Versuchsdesign war ansonsten wie bei 1).

3) Berechnungsversuch mit ungestörten Bodensäulen unterschiedlicher Länge (A-Horizont: 0-25 cm und A+B Horizont: 0-40 cm). Wir verwendeten Paare unterschiedlicher P Sättigung von Braunerden aus einer ehemaligen Güllelagune und aus einem Düngungsexperiment.

In allen drei Versuchen wurden im Überstand, bzw. im Perkolat die Kolloidkonzentration anhand der Fe-Konzentration oder der optischen Dichte bei 525 nm (Kretzschmar et al., 1997) sowie das Zeta Potential (Malvern Zetasizer DTS 5200) bestimmt.

Ergebnisse & Diskussion

Die Sorption von P senkte in beiden Batchversuchen die Oberflächenladung der potentiell mobilisierbaren Kolloide und führte zu deren Dispergierung von der Sandmatrix (Abb. 1+2). Dabei ging die kritische P-Sättigung, bei der die Kolloidmobilisierung einsetzte, mit einem Zeta Potential der Kolloide von -15 bis -20 mV einher.

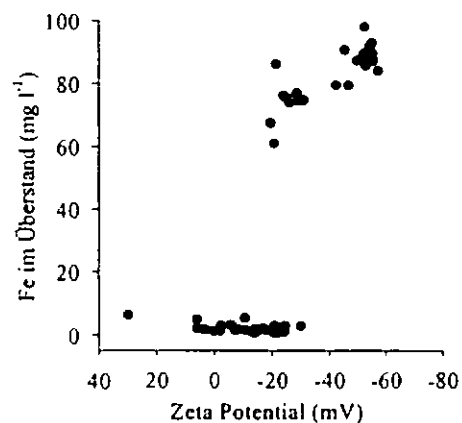


Abbildung 1: Fe-Konzentration im Überstand versus Zeta Potential der Kolloide; Batchversuch mit Modellsystemen.

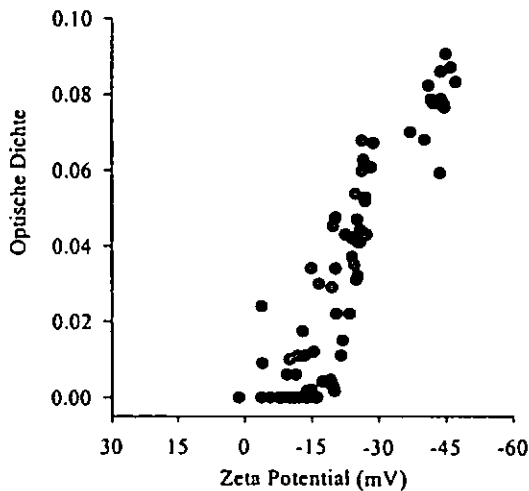


Abbildung 2: Optische Dichte im Überstand versus Zeta Potenzial der Kolloide; Batchversuch mit Böden.

Dagegen fanden wir keinen Zusammenhang zwischen der P-Sättigung der Böden und der Kolloidkonzentration bzw. der Konzentration an kolloidalem P in den Säuleneluat. Jedoch wurde kolloidaler P in umweltrelevanten Konzentrationen von 0.01-0.32 mg P l⁻¹ ausgewaschen. Die Eluate aus Säulen mit B-Horizont wiesen ähnliche oder höhere Konzentrationen von Kolloiden oder kolloidalem P auf als Säulen ohne B-Horizont. Wichtige Einflussgrößen der Verlagerung von Kolloiden waren die Ionenstärke und der pH Wert.

Eine Zusammenschau der o.g. Ergebnisse und der Resultate aus Batchversuchen mit Böden aus Feldversuchen (Ilg et al., 2005) zeigt, dass weniger die Menge an sorbierten P oder die P-Sättigung, sondern vielmehr die Oberflächenladung der Kolloide deren Mobilisierung und Mobilität kontrolliert. Eine Mobilisierung von Kolloiden tritt verstärkt bei Zeta Potenzialen auf, die unterhalb von -15 bis -20 mV liegen (Abbildung 3).

Schlussfolgerungen

Wir folgern, dass eine Akkumulation von P in sandigen Böden, z.B. als Konsequenz düngungsbedingter positiver P-Salden, die Mobilisierung von Kolloiden und kolloidalem P fördern kann, wenn sie zu einer Verschiebung des Zeta Potenzials zu Werten unterhalb von -15 bis -20 mV führt. Die aktuelle

Auswaschung von Kolloiden und kolloidalem P wird jedoch auch entscheidend durch andere Faktoren wie pH und Ionenstärke gesteuert.

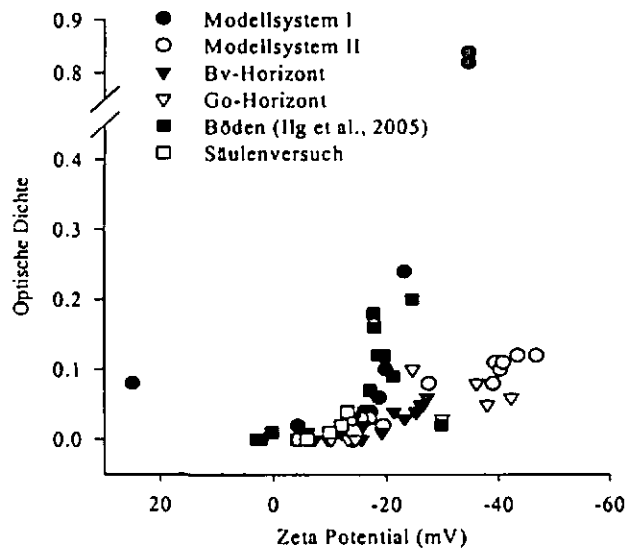


Abbildung 3: Optische Dichte im Überstand, bzw. des Perkolates versus Zeta Potenzial der Kolloide.

Literatur

Breeuwsma, A. und S. Silva. 1992. Phosphorus fertilisation and environmental effects in the Netherlands and the Po region (Italy) Report 57. The Winand Staring Centre, Wageningen, Niederlande.

Dominik P., K. Ilg, J. Siemens, P. Schubert-Bischoff und M. Kaupenjohann. 2007. Präzipitation von Goethit auf Quarzsand unter quasi-natürlichen Bedingungen. Tagung der DBG, Dresden, 03.09.2007.

Ilg, K., J. Siemens und M. Kaupenjohann. 2005. Colloidal and dissolved phosphorus in sandy soils as affected by phosphorus saturation. *Journal of Environmental Quality* 34:926-935.

Kretzschmar, R., D. Hesterberg und H. Sticher. 1997. Effects of adsorbed humic acid on surface charge and flocculation of kaolinite. *Soil Science Society of America Journal* 61:101-108.

Scheidegger, A., M. Borkovec und H. Sticher. 1993. Coating of silicasand with goethite: preparation and analytical identification. *Geoderma* 58:43-65.

Siemens, J., K. Ilg, F. Lang und M. Kaupenjohann. 2004. Adsorption controls mobilization of colloids and leaching of dissolved phosphorus. *European Journal of Soil Science* 55:254-263.

Ulen, B. 2004. Size and settling velocities of phosphorus-containing particles in water from agricultural drains. *Water, Air, and Soil Pollution* 157:331-343.

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Förderung dieser Studie (KA 1139/10-1, -2).

Verteilung und Dynamik von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Waldbodenprofilen auf Flugsand – Bodensäulenversuche –

Radtke, U. & Thiemeyer, H.

Einleitung

Böden bilden eine bedeutende Senke für organische Umweltchemikalien. Sie spielen als natürliche Filter-, Puffer- und Speichersysteme eine zentrale Rolle bei der Umsetzung dieser Stoffe in terrestrischen Ökosystemen. Die hydrophobe Wechselwirkung der PAK mit der organischen Substanz führt unter Wald zu einer Anreicherung der Schadstoffe in der Humusauf- lage und im Oberboden. Da PAK-Belastungen von Grundwässern eine Verlagerung aus den C_{org}-reichen Bodenhorizonten vermuten lassen, wurden Untersuchungen zum Verhalten der Stoffe in C_{org}-armen Unterböden unter Berücksichtigung präferenzialer Fließwege durchgeführt (GOCHT et al. 2007; HARTMANN 1995).

Ziel der Untersuchung ist es, die Verlagerung von ausgewählten PAK in stark durchlässigen Waldböden über Flugsand zu ermitteln. Dazu wurden feldfrische, ungesättigte Laborbodensäulen ohne Einstellung eines Fließgleichgewichts bei hohen Regenintensitäten unter Berücksichtigung von Kohlenstoffgehalt und pedogenen Merkmalen (Lessivierungshorizont vs. Ton-Eisen-Bänderung) untersucht.

Material und Methoden

In einem Dünenfeld südlich von Frankfurt/Main erfolgte die Entnahme großvolumiger Laborbodensäulen in natürlicher Lagerung (Tab. 1). Die feldfrischen, schwach bis sehr schwach humosen Unterbodenhorizonte der Bänderparabraunerde-Braunerde (Tab. 2) wurden in einer Bodensäulenanlage zur Einstellung ungesättigter Fließbedingungen kontinuierlich mit einer künstlichen, PAK-kontaminierten Bodenlösung (Phe-Pyr-BaP-Mix, jeweilige Stoffkonzentration 35 % der Wasserlöslichkeit) beregnet. Am Ende des Versuchs wurde zur Bestimmung der hydraulischen Säulenparameter der konservative Tracer Cl₂ zur Kennzeichnung der bevorzugten Wasserleitbahnen der Farbtracer Brilliant Blue eingesetzt. Das ausfließende Eluat wurde mit einem Fraktionssammler zeitaufgelöst aufgefangen und flussgemittelt analysiert. Im Eluat konnten die PAK bei Vorlage von Cyclohexan durch Flüssig-Flüssig-Extraktion

gewonnen und am GC/MS (Hewlett-Packard HP 6890) quantifiziert werden. Zudem wurden pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, An- und Kationen, DOC und Trübung erfasst.

Tab. 1: Aufbau und Position der entnommenen Bodensäulen

Säule	Horizont	Entnahmetiefe cm	Horizontmächtigkeit		Oberfläche cm ²	Säulenlänge cm
			Horizont 1 cm	Horizont 2 cm		
Säule 1	Ah-Bv / Bv	7-47	13,0	20,8	490,9	33,8
Säule 2	Ah-Bv / Bv	3-43	12,5	22,2	490,9	34,7
Säule 3	II Bv+Al	60-100	34,9		490,9	34,9
Säule 4	II Bv+Al	65-105	35,2		490,9	35,2
Säule 5	II Bbt ₁ +HCv	200-240	33,4	7,5	490,9	35,9
Säule 6	II Bbt ₁ +HCv	185-225	33,2	7,2	490,9	35,4

*Summe der Mächtigkeit der 6 Einzelbänder: 0,5, 0,5, 0,2, 0,1, 0,2, 0,1, 0,2, 0,7 cm

**Summe der Mächtigkeit der 6 Einzelbänder: 0,3, 0,4, 0,6, 0,2, 0,2, 0,3 cm

Die Probennahme in der Profilgrube erfolgte horizont- und schichtbezogen. Stechzylinderproben dienten zur Bestimmung von d_B, kf-Wert und pF-WG-Beziehung. Am luftgetrockneten, < 2mm gesiebten Boden wurden Korngrößenverteilung, pH-Wert, C_{org}- und pedogene Oxidgehalte analysiert.

Tab. 2: Bodenparameter der schwach podsoligen Bänderparabraunerde-Braunerde aus Hauptlage über Flugsand

Horizont	Tiefe cm	Bodenart (Sandfraktion)	d _B g cm ⁻³	kf cm d ⁻¹	GPV %	pH CaCl ₂	Ton	C _{org} g kg ⁻¹	A ₁₅	F ₁₅
L	+1,5	-	0,04	-	93	4,17	-	455	-	-
Or1	+1,5	-	0,12	-	83	3,53	-	130	-	-
Or2	+3,0	-	0,20	-	71	3,35	-	360	-	-
Oh	+1,0	-	0,48	-	52	3,12	-	263	-	-
Aah	-3	Se (mS)	1,32	490	46	3,41	33	24,6	2,0	1,0
Ah-By	-22	Se (mS)	1,44	980	43	3,95	40	7,6	2,0	1,3
Bv	-45	Se (mS)	1,51	1780	41	4,35	29	2,9	1,6	1,2
II Bv+Al	-100	Se (mS)	1,55	2050	39	4,29	8	0,3	1,0	0,3
II Bbt ₁ +HCv	-165	Se (mS)	1,56	1900	38	4,27	2	0,2	1,0	0,2
II Bbt ₁ -Band	-	Se (mS)	1,63	810	36	4,27	13	0,2	1,3	0,4
II Bbt ₁ +HCv	-240	Se (mS)	1,55	1390	39	4,26	4	n.n	1,0	0,3
II Bbt ₁ -Band	-	Se (mS)	1,62	580	37	4,17	24	0,2	1,7	0,5
II Bbt ₁ +HCv	-295	Se (mS)	1,53	1430	40	4,36	12	n.n	1,0	0,2
II Bbt ₁ -Band	-	Se (mS)	1,60	490	38	4,28	23	0,2	1,5	0,5

n.n = nicht nachweisbar, d_B = Lagerungsdichte, kf = gesättigte Wasserkleitfähigkeit, GPV = Gesamtporenvolumen, C_{org} = organisch gebundener Kohlenstoff, A₁₅, F₁₅ = dithionitlösliches Al, Fe

Ergebnisse

Die Säulenversuche in den drei Unterböden zeigen abhängig von Humusgehalt und Substrateigenschaft (homogen, Tonbänder, Feinschichtung) charakteristische Fließmuster mit präferentiellen Transportverhältnissen (Abb. 1), die durch Anpassung des Wassergehaltes in HYDRUS-1D (ŠIMŮNEK et al. 2005) im 1-Regionen-Modell Berücksichtigung fanden (LENNARTZ 2003).

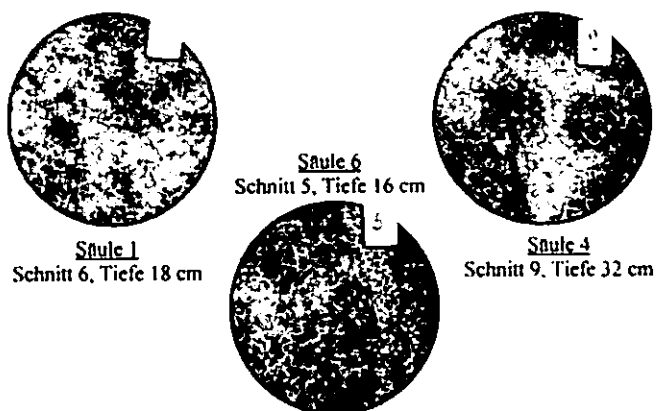


Abb. 1: Farbtracer Brilliant Blue (dunkel gefärbt) in den Scheiben von Bodensäule 1, 4 und 5

Die Durchbruchsexperimente unter ungesättigten Bedingungen zeigen für alle Säulen das Fehlen des höher kondensierten BaP im Eluat und die horizont- sowie K_d -abhängigen Durchbrüche für Phe und Pyr (Abb. 2). Anders als die K_{oc} -Werte erwarten lassen, erfolgt in den Säulen ein rascher Durchbruch der PAK durch das Auftreten präferenzierter Fließwege.

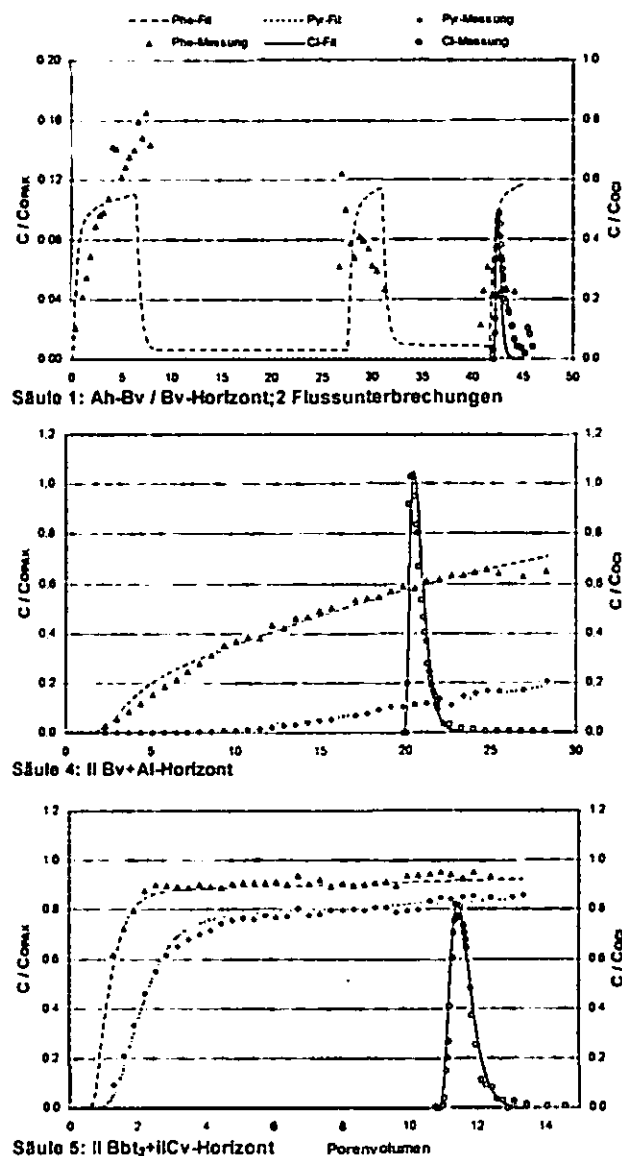


Abb. 2: Durchbruchkurven von Cl, Phe und Pyr gemessen und mit HYDRUS-1D (1-Regionen-Modell; Annahmen: Two-Site-Model, Kinetik 1er Ordnung) modelliert; Regenerat bei Säule 1 und 5: 37,5 mm h⁻¹; Säule 4: 7,5 mm h⁻¹.

Die fehlende Anpassung der Simulation zu Messbeginn kann auch durch einen Anteil an Sorptionsplätze mit Gleichgewichtssorption (Two-Site-Model; $Frac = 0,4-0,17\%$) nicht vollständig gelöst werden. Dies deutet auf eine spontane und rein mechanische Erschließung neuer Sorptionsplätze in trockenen oder immobilen Wasserregionen in den feldfrischen Bodensäulen und wird mit der starken Gewichtszunahme der Säulen belegt. Unabhängig vom pedogenen Kohlenstoffgehalt, der DOC-Konzentration im Eluat sowie der Porenwassergeschwindigkeit ist in Säule 1

und 6 mit zunehmender Versuchsdauer eine Abnahme der PAK-Konzentration im Eluat zu beobachten (Abb. 3).

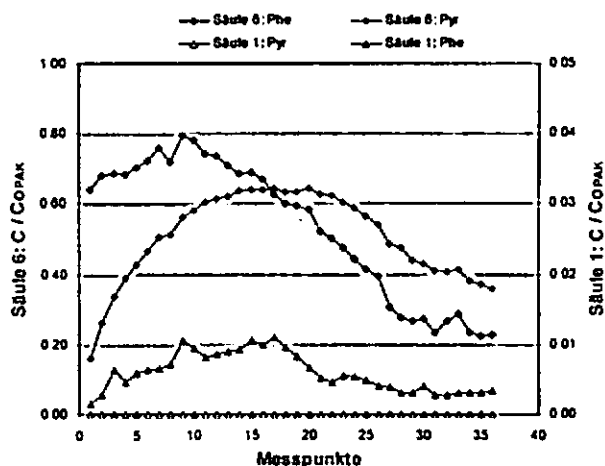


Abb. 3: PAK-Durchbruchkurven in Säule 1 (37,5 mm h⁻¹) und Säule 6 (7,5 mm h⁻¹) ohne Zeitskala

Schlussfolgerungen

Die Ermittlung der hydraulischen Parameter der Laborbodensäulen kann nach Reduzierung der Horizontanzahl auf ein Substrat (gewichtetes Mittel) und Anpassung der Transportverhältnisse auf den effektiven Fließquerschnitt im 1-Regionen-Modell von HYDRUS-1D befriedigend gelöst werden. Die spontane Erschließung von Sorptionsplätzen im trockenen, feldfrischen Boden kann im Modell nicht wiedergegeben werden. Die im Versuchsverlauf verzögert einsetzende PAK-Retardation in zwei Säulen weist auf eine Mobilisierung von DOC als Cosolvent innerhalb der Säule und dessen anschließende Sorption hin (TOTSCHKE et al. 1997). Damit würde den spezifischen Sorptionsplätzen für DOC, insbesondere den Ton-Eisen-Bändern, eine besondere Bedeutung bei der Immobilisierung der Schadstoffe im Unterboden zukommen.

Literatur

GOCHT, T., LIGOUIS, B., HINDERER, M. & GRATHWOHL, P. (2007): Long-term accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in rural soils. - Environ. Toxicol. Chem. 26: 591-600; Pensacola, FL.

HARTMANN, R. (1995): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Waldböden. - Bayreuther bodenkdl. Ber., 44: 117 S.; Bayreuth.

LENNARTZ, B. (2003): Die Bestimmung der Schadstoffkonzentration im Sickerwasser (Sickerwasserprognose) unter Berücksichtigung des schnellen Stofftransportes. - altlasten spektrum, 4: 184-189; Berlin.

ŠIMÚNEK, J., van GENUCHTEN, M.T. & ŠEJNA, M. (2005): The HYDRUS-1D software package for simulating the movement of water, heat and multiple solutes in variably saturated media, Version 3.0, HYDRUS Software Series I. - Dept. Environm. Sci., Univ. California Riverside; Riverside, CA.

TOTSCHKE, K.U., DANZER, J. & KÖGEL-KNABNER, I. (1997): Dissolved organic matter-enhanced retention of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil miscible displacement experiments. - J. Environ. Qual. 26: 1090-1100; Madison, WIS.

Dank

Besonderer Dank gilt der Arbeitsgruppe Hydrogeochemie, Universität Tübingen, für die umfangreiche Hilfestellung im Labor und bei der Modellierung, insbesondere Tilmann Gocht und David Kuntz.

Modelling arsenic concentration dynamics in the rhizosphere in the presence of goethite with the new rhizosphere model RhizoMath

K. Szegedi^{1,2}, D. Vetterlein^{2,1}, H.-U. Neue³, R. Jahn¹

Introduction

The transfer of nutrients or contaminants from the bulk soil to the roots and into the plants depends on the integration of many different plant and soil processes (Darrah & Roose, 2001). Transport is driven by hydraulic potential gradients induced by transpiration (convective transport) or by chemical gradients (diffusive transport). The concentration and chemical speciation of a certain element in the soil solution at a defined distance from the root surface depends not only on net transport but is coupled to chemical reactions such as surface sorption, complex formation or dissociation, dissolution or formation of mineral phases, etc. Most of these processes can be neglected in the case of macronutrients, but have a distinguished role in the case of trace elements, such as Arsenic (As). The mobility, toxicity and root uptake of As highly depends on its speciation, thus the application of coupled speciation-transport rhizosphere models is essential to make strategic decisions about the use of As-contaminated sites.

A recent study has shown the applicability of the geochemical codes ORCHESTRA, PHREEQC and MIN3P for rhizosphere modelling Nowack et al. (2006). As it was pointed out by the authors, all of these codes have their advantages in particular applications that can be disadvantageous in other applications. This also applies for the program of Nietfeld (2001) that is the most applicable for small-scale, high-resolution scenarios among the published approaches, however it doesn't include surface complexation and reaction kinetics. None of these works contain direct comparison with experiments.

This contribution presents some applications of the new rhizosphere transport model RhizoMath (Szegedi et al, submitted), which is based on the mathematical package MATLAB and the geochemical code PHREEQC. Chemical speciation is calculated by

PHREEQC separately from the transport equations solved in MATLAB. RhizoMath has a built-in calibration module which determines certain parameters that are required to describe chemical speciation in the solution before a plant is introduced.

Material und Methods

To provide calibration data for modelling a compartment system experiment was conducted. In this system *Zea mays* was grown under controlled conditions on an artificial quartz substrate spiked with known amounts of nutrients, arsenate and with increasing amounts of goethite. The root compartment was separated from the bulk soil compartment by a nylon net. Soil solution was weekly sampled using micro suction cups aligned horizontally at well defined distances from the nylon net, which is regarded as root surface. A detailed description of the experiments is given by Vetterlein et al. (2007).

RhizoMath is being developed in MATLAB and consists of two main modules: (i) the initialization module determines sorption (and optionally other) parameters that are required to describe chemical speciation in the solution at the beginning of the experiment with performing inverse modelling: the quadratic weighted difference between modelled and measured values is minimized with the Nelder-Mead simplex method in MATLAB. (ii) The coupled speciation and transport (CST) module solves the problem of plant uptake, transport and speciation in the rhizosphere with the split operator technique, i.e. by alternating transport and speciation calculations. Transport is described with the convective diffusion equation (Tinker and Nye, 2000). Besides the planar and radial forms of this equation also a correction term of the diffusion coefficient is included that assures electro neutrality during the transport (Nietfeld, 2001). Root uptake and excretion of ions such as citrate and oxalate appear as the inner boundary conditions of the transport equations. The uptake kinetics can be defined to be different for each nutrient.

Chemical speciation is calculated in both modules by the geochemical code PHREEQC (Parkhurst and Appelo 1999). The present minerals and gases are defined in PHREEQC as equilibrium phases.

RhizoMath can be controlled via a graphical user interface that enables a simple modification of model parameters and a simple change between different model assumptions, such as the consideration of charge balance during the transport or a change between planar and radial geometry.

Results und Discussion

The initial soil solution composition of compartment systems with 1 and 4 g kg⁻¹ goethite was successfully described using the initialization module of RhizoMath. It was applied to determine the amount

¹ Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften,
- Bodenkunde und Bodenschutz
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg,
Weidenplan 14, D-06108 Halle
e-mail: krisztian.szegedi@ufz.de

UFZ Helmholtz Zentrum für Umweltforschung

² Department Bodenökologie

³ Department Bodenchemie

Theodor-Lieser-Straße 4, D-06120 Halle

of weak and strong surface binding sites of hydrous ferric oxide and the equilibrium constants of surface sorption reactions using the diffuse double layer model, where goethite is represented as surface sorption sites of hydrous ferric oxide (Tretner, 2002) [see Vetterlein et al, (2007) and Szegedi et al. (submitted) for more details]. The optimization of these values is necessary to grant the consistence among the parameters describing surface sorption (Dzombak and Morel, 1990; Tretner, 2002).

The optimized parameter set was applied to model scenarios with different amounts of added goethite (Fig. 1). The increasing P(V):As(V) ratio with increasing amount of added goethite can be explained with the different affinity of As(V) and P(V) for the different binding sites of goethite. A higher amount of added goethite means a higher amount of available surface binding sites which leads to a decrease of relative coverage, thus the sorption of As(V) is not hindered by P(V). This conclusion agrees well with the observations of Violante and Pigna (2002).

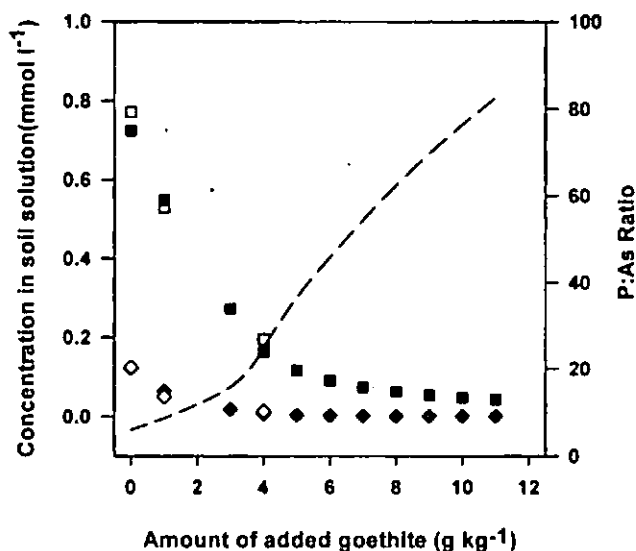


Figure 1. The P:As ratio (---), concentration of P(V) and As(V) measured in soil solution samples (P(V):□, As(V):◇ and calculated with the initialization module (P(V):■, As(V):◆)

As suggested by Nowack et al. (2006), the diffusion of potassium towards a single root was chosen as a first benchmark problem for the CST module. We used the same parameter set as the authors and quantified the accuracy of the calculated concentration profiles the same way. Concentration profile of K calculated with RhizoMath showed a very good agreement with the analytical solution presented by Roose (not shown). The difference between the analytical solution and the numerical results increased close to root surface which is most probably due to the fact that the analytical solution is only an approximation (Roose et al., 2001).

In a second benchmark problem we used the parameters used in the "Ca-example" of Nowack et al. (2006). Solutions calculated with RhizoMath were visually compared with the concentration profiles

presented in Fig: 7 in Nowack et al (2006) and with solutions calculated with the PDE solver COMSOL. Additional calculations applying water fluxes in a wide range were performed with RhizoMath and COMSOL to test the numerical stability of the PDE solver implemented in RhizoMath. The results of these calculations do not show the occurrence of any numerical problem (Fig. 2.).

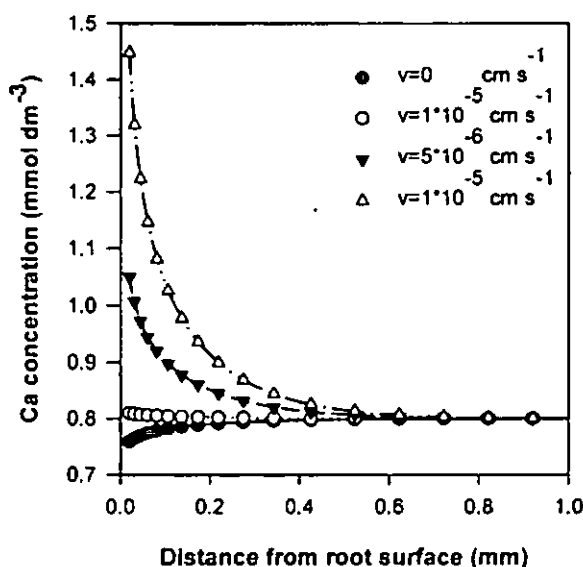


Figure 2. Concentration profiles of calcium after 120 days. Water fluxes between 0 and $10^{-5} \text{ cm s}^{-1}$ were used for testing the numerics. Solutions gained with RhizoMath and with COMSOL are represented by lines and symbols, respectively.

As an additional example RhizoMath, applying simplified chemical speciation, was able to reproduce patterns of As(V) and P(V) concentrations in soil solution was observed in the compartment system experiments ten days after planting (not shown) (Szegedi et al. submitted).

Summary

Results are presented on the ability of RhizoMath, a newly developed rhizosphere model with chemical speciation, to reproduce theoretical results as well as to reproduce observed patterns and changes in soil solution composition with time and increasing distance from root surface. RhizoMath can be applied for modelling transport and speciation of elements with complex chemical behaviour, such as arsenic.

Acknowledgements

This work is conducted in the framework of the *BASS Helmholtz-University Young Investigators Group*, supported by the Helmholtz Association Germany.

References

- Nowack et al 2006 *Plant Soil* 285:305-321
- Parkhurst and Appelo 1999 *User's guide to PHREEQC*
- Tinker and Nye 2000 *Solute movement in the rhizosphere*. Oxford University Press, United Kingdom.
- Vetterlein et al 2007 *J Environ Qual* 36

Please contact the authors for the full list of references.

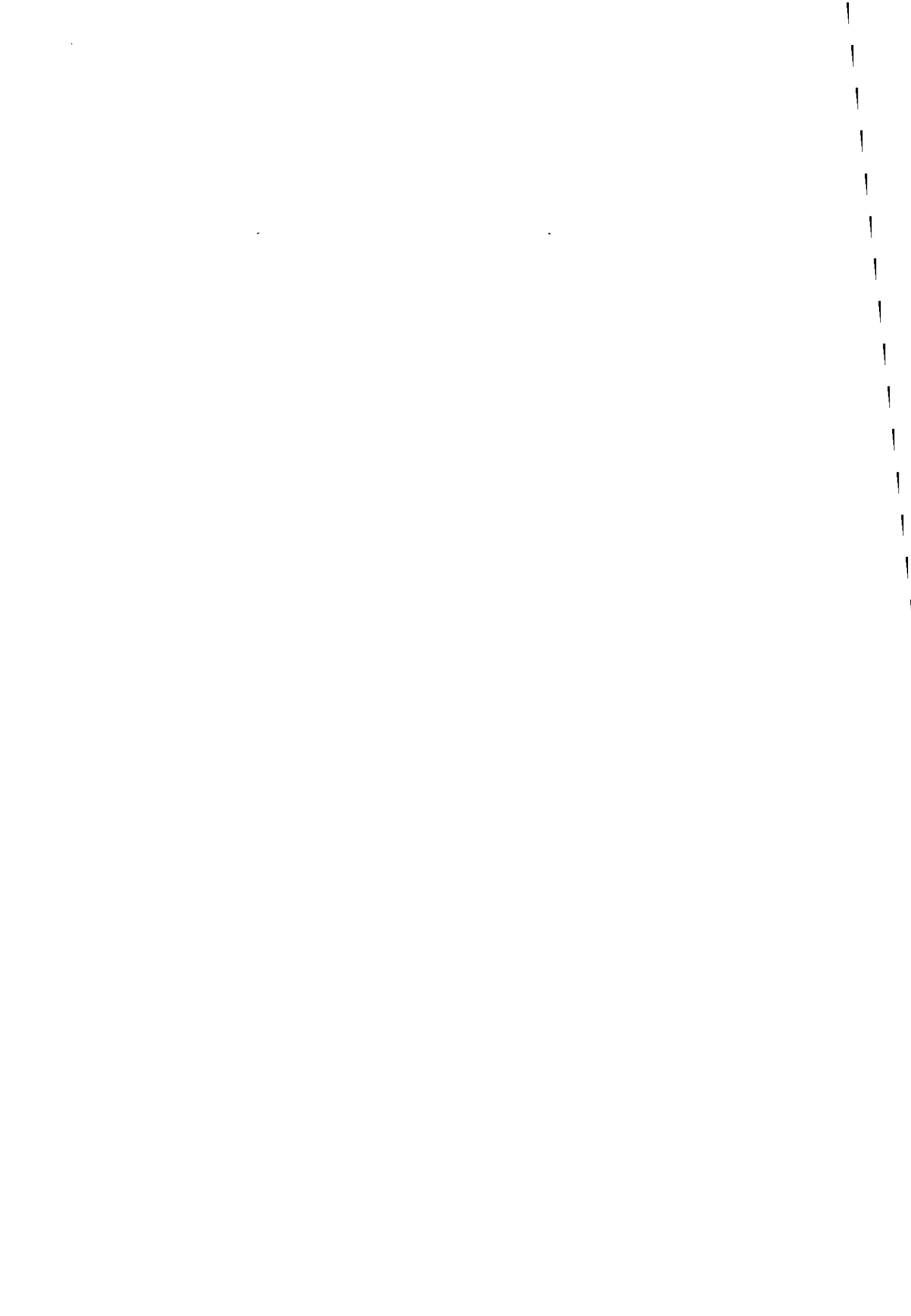
MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate, Poster Kommission II

Band 110

Heft 1

2007



Einfluss eines Naturwaldmanagement-Experimentes auf den Nährstoffkreislauf eines Bergregenschwammes in Südecuador

Fabian Alt¹, Jana Knuth¹, Sven Günter², Carlos Valarezo³ und Wolfgang Wilcke¹

1. Einleitung

In den südecuadorianischen Anden wird derzeit der Erfolg eines Naturwaldmanagement-Experimentes geprüft. Ziel dieses Experimentes ist es, den lokalen Landwirten eine Alternative zum Brandrodung anzubieten, die einen möglichst geringen Einfluss auf die Funktionalität und Diversität des Bergregenschwammes hat (Günter et al., 2007). Diese Alternative besteht darin, dass Bäume gefällt werden, die in Konkurrenz mit zuvor identifizierten, ökonomisch wertvollen Bäumen stehen, um eine Leistungssteigerung dieser zukünftigen Erntebäume zu erzielen (Abb. 1).

Die Frage ist jetzt, ob dieser Eingriff ökologisch nachhaltig ist und ob das Wachstum und die Erträge der Zielbäume im Untersuchungsgebiet so überhaupt gesteigert werden können. Da sich ein nachhaltiges Ökosystem über einen weitgehend geschlossenen Nährstoffkreislauf definiert, muss festgestellt werden, ob der Ein- und Austrag an Nährstoffen auf Einzugsgebietsebene durch den Eingriff verändert wird. Die Wirksamkeit des Experimentes hingegen setzt unter anderem gestiegene Nährstoffkonzentrationen in der Bodenlösung voraus.

Ziel unserer Arbeit ist es, die Wirkung des Management-Eingriffs auf Nährstoffkonzentrationen und -flüsse in den verschiedenen Ökosystemkompartimenten zu prüfen.

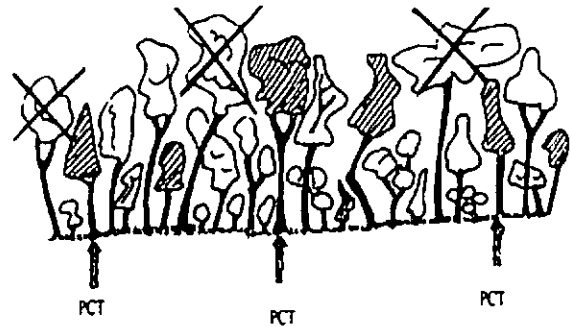


Abb.1: Schematische Darstellung des Eingriffes.

2. Standort und Methoden

Die Untersuchungen werden in zwei Kleineinzugsgebieten im Bergregenschwamm (zwischen 1900 und 2200m ü. NN) an der Ostseite der östlichen Andenkordillere durchgeführt. Das Projekt wurde im Juni 2004 nach sechs Wochen Vorlauf etabliert. Beprobet werden im wöchentlichen Intervall Freiland- und Bestandesniederschlag, Oberflächen-abfluss, Stammabfluss, sowie die Bodenlösung in der organischen Auflage und in 15 cm bzw. 30 cm Mineralbodentiefe. Diese Proben werden in je drei Messplots in dem Einzugsgebiet mit dem Eingriff (Q5) und in einem naturbelassenen Referenzeinzugsgebiet (Q2) gezogen, dann direkt nach der Entnahme in Ecuador auf ihren pH-Wert und ihre elektrische Leitfähigkeit untersucht, bevor sie tiefgefroren nach Deutschland transportiert und dann im Labor des Geographischen Instituts der Johannes Gutenberg-Universität in Mainz die Konzentrationen der wichtigsten Nährelemente bestimmt wurden.

Die NO₃-, NH₄- und TN- Konzentrationen der Proben wurden mittels eines Continous Flow Analyzers (CFA) der Firma Bran&Lübbe, K-, Na-, Mg- und Ca-Konzentrationen mit einem Atomabsorbtionsspektrometer (AAS) der Firma Varian bestimmt.

Ausgewertet wurden die Auswirkungen während des ersten Jahres nach dem Eingriff.

¹ Professur für Bodengeographie/Bodenkunde, Geographisches Institut, Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Johann-Joachim-Becher-Weg 21, 55128 Mainz

² Institut für Forstwirtschaft, TU München

³ Universidad Nacional de Loja, Área Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables, Programa de Agroforestería, Loja, Ecuador

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Nährstoffkonzentrationen aller bisher gemessenen Elemente im Bestandesniederschlag beider Einzugsgebiete ändern sich nach dem Eingriff nicht (Abb.2).

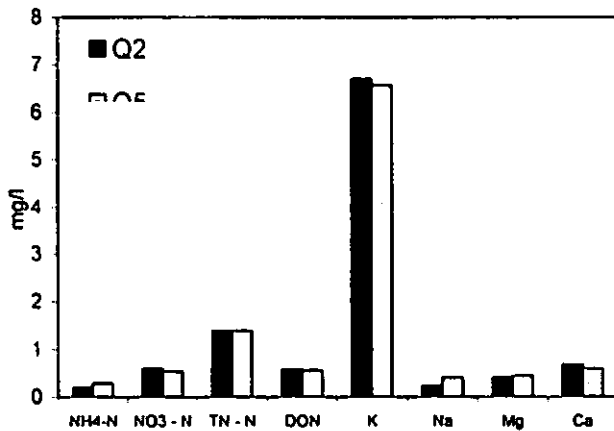


Abb. 2: Volumengewichtete mittlere Nährstoffkonzentrationen im Bestandesniederschlag des naturbelassenen Einzugsgebietes (Q2) und des durchforsteten Einzugsgebietes (Q5) nach dem Eingriff.

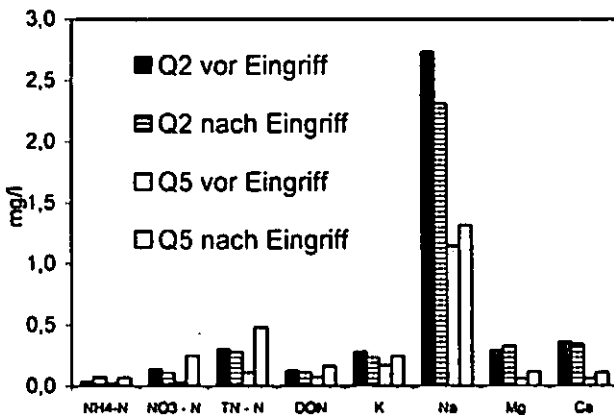


Abb. 3: Volumengewichtete mittlere Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss vor und nach dem Eingriff im naturbelassenen Einzugsgebiet (Q2) und im durchforsteten Einzugsgebiet (Q5).

Beim Nährstoffaustrag hingegen treten deutliche Unterschiede zwischen den beiden Einzugsgebieten auf. In Q5, dem Einzugsgebiet mit dem Eingriff sind die Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss nach den Fällungen höher als vorher, in der naturbelassenen Q2 hingegen verhält es sich in dem selbem Zeitraum genau umgekehrt (Abb.3).

Offenbar erhöht die Durchforstung die Stickstoffmineralisation. Der zusätzlich mineralisierte Stickstoff scheint aber von den Pflanzen nicht vollständig genutzt zu werden. Zumindest ein Teil wird offenbar direkt wieder ausgetragen, was sich an den gestiegenen Stickstoffkonzentrationen nach den Fällungen im Oberflächenabfluss äußert.

Auch Kalium, Natrium, Magnesium und Kalzium werden nach dem Eingriff verstärkt aus Q5 ausgetragen, was auf eine Versauerung der Böden hinweist.

4. Schlussfolgerungen

Der Eingriff hat keinen Einfluss auf die Nährstoffkonzentrationen im Bodeneintrag über den Bestandesniederschlag. Es kommt allerdings zu erhöhten Nährstoffausträgen aus dem durchforsteten Einzugsgebiet. Dies zeigt einerseits, dass das Ziel, den ökonomisch wertvollen Bäumen mehr Nährstoffe zur Verfügung zu stellen, erreicht wurde. Andererseits scheint ein Teil dieser zusätzlichen Nährstoffe nicht durch die Pflanzen genutzt zu werden.

5. Dank

Wir danken der DFG für die finanzielle Förderung (FOR816, Wi1601/8-1), Nature and Culture International für den Zugang zum Untersuchungsgebiet und den ecuadorianischen Behörden für die Forschungsgenehmigung.

6. Literatur

Günter, S., Cabrera, O., Weber, M.; Stimm, B., Zimmermann, M., Fiedler, K., Knuth, J., Boy, J., Wilcke, W., Iost, S., Makeschin, F., Werner, F., Gradstein, R. und Mosandl, R. 2007: Natural Forest Management in Neotropical Mountain Rain Forests: An Ecological Experiment. In: Beck, E., Bendix, J., Kottke, I., Makeschin, F. und Mosandl R. (Hrsg.), Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. Ecological Studies 198, Springer Verlag, Berlin.

Zusammensetzung güllebürtiger organischer Substanzen und deren Einfluss auf das Mobilitätsverhalten von Antibiotika im Boden

Martina ARENZ^{1,2}, Sören THIELE-BRUHN², Tom GALLÉ¹, Luc ZWANK¹, Jean-Paul LICKES³

Einleitung und Zusammenfassung

Gülle ist eine heterogene Mischung aus organischen und mineralischen Substanzen (Moral et al, 2005), wobei gelöste organische Substanzen (DOM) aus der Gülle den Transport und Sorption von organischen Schadstoffen wie Veterinärantibiotika im Boden beeinflussen (Totsche et al., 2004, Kay et al., 2005). Ziel der Arbeit ist es, die Zusammensetzung der organischen Substanz aus Gülle und deren Einfluss auf den Transport und Sorption von Veterinärantibiotika im Boden zu charakterisieren. Güllen aus verschiedenen Produktionsabschnitten schweinehaltender Betriebe wurden auf ihre physikochemischen Eigenschaften hin untersucht und die Antibiotika-Konzentrationen in den Güllen gemessen. Je nach Produktionsabschnitt variierten die Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) zwischen 20 und 577 mg DOC g⁻¹ Gülle i.d.TM. Mit Batchversuchen wurde zusätzlich das DOC-Freisetzungspotential aus den unterschiedlichen Güllen bestimmt, wobei die DOC-Konzentrationen in den extrahierten Güllelösungen gemessen wurden. Anfänglich waren die DOC-Konzentrationen sehr hoch, sanken dann aber nach wiederholter Extraktion stark ab. Dieser Trend zeigte sich ebenso für die extrahierten Veterinärantibiotika aus den Gülleextrakten. Dagegen veränderte sich die Zusammensetzung des extrahierten DOCs bezüglich seiner Aromatizität, Kohlenhydrat- und Proteingehalt nur geringfügig.

Material und Methoden

Gülle Screening:

Gülle wurde aus unterschiedlichen Produktionsabschnitten zweier schweinehaltender Betriebe ("A" und "B") gesammelt: Abferkel-, Ferkelaufzucht- (Lebendgewicht <28 kg), Vormast- (Lebendgewicht >28 kg), Warte- und Deckstall sowie Gülle-sammelbehälter.

Die Proben wurden mittels Zentrifugation und Filtration fraktioniert in: (i) Rohgülle, (ii) filtrierter

Überstand (<0.45 µm) und (iii) abzentrifugierter Feststoff. Für jede Fraktion wurden physikochemische Eigenschaften bestimmt wie z.B. Trockenmasse (%), N_{ges}, NH₄⁺. Im filtrierten Überstand (Fraktion <0.45 µm (ii)) wurden zusätzliche Parameter bestimmt: TOC, N_{ges} (TOCN Analyser, Shimadzu), Gesamtkohlenhydratgehalt (Anthon-Methode), Gesamtproteingehalt sowie Huminstoffe (modifizierte LOWRY-Methode), DOC Aromatizität (UV 280 nm, UV/VIS Spektrophotometer, Shimadzu), Antibiotika-Konzentrationen (Extraktion nach Blackwell et al. (2004) und Antibiotika-Messung mit ESI-HPLC-MS/MS).

DOC Freisetzungspotential von Gülle:

Der abzentrifugierte Feststoff (iii) jeder Gülle wurde mit 0.01 M CaCl₂ sequentiell ausgeschüttelt (1:5) und nach 24, 48, 72 h jeweils mittels Zentrifugation und Filtration <0.45 µm extrahiert. Die Extrakte wurden auf oben genannte Parameter untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

DOC-Freisetzung. Die DOC-Konzentration (Abb. 1) in der Gülle aus dem Abferkelstall, gemessen im <0.45 µm Filtrat und bezogen auf das Trockengewicht, war mit 20,7 mg DOC g⁻¹ Gülle i.d.TM. gering im Vergleich zu 577,9 mg DOC g⁻¹ Gülle i.d.TM. aus der Vormast (28–50 kg bzw. >50 kg Lebendgewicht). Die geringe DOC-Konzentration in der Abferkelgülle kann durch eine Verdünnung der Gülle mit Reinigungs- und Tränkwasser in den Abferkelställen erklärt werden. Nach mehrfacher Extraktion nahm das extrahierbare DOC ab und erreichte ein konstantes Konzentrationsniveau nach dem zweiten Extraktionsschritt. Dieses Niveau ist vergleichbar mit durchschnittlichen DOC-Stoffflüssen in Böden unter Waldvegetation. Neff et al. (2001) fanden in 0 bis 20 cm Konzentrationen zwischen 10 und 85 g m⁻² a⁻¹; im Unterboden (20 bis 100 cm) variierten diese zwischen 2 und 40 g m⁻² a⁻¹ und waren normalerweise höher als im Boden unter Grünland- oder Ackerlandbewirtschaftung

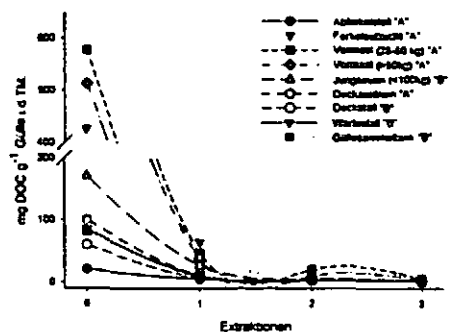


Abb. 1: DOC-Freisetzung nach wiederholter Extraktion, Proben vom Abferkelbereich bis zur Vormast (>50 kg Ferkellebendgewicht) (a) und den Deckställen (b).

¹ Centre de Ressources des Technologies pour l'Environnement (CRTE), CRP Henri Tudor, L-4002 Esch-sur-Alzette, ² Universität Trier, FB VI, Bodenkunde, D-54268 Trier, ³ Division du Laboratoire, Administration de la Gestion de l'Eau, Ministère de l'Intérieur et de l'Aménagement du Territoire, L-1950 Luxembourg
Autor: martina.arenz@tudor.lu

Aromatizität des freigesetzten DOC. Nach wiederholter Extraktion blieb die Aromatizität des freigesetzten DOC meist konstant oder erhöhte sich leicht (Abb. 2). In den Gülleproben aus dem Deckstall erhöhte sich die Aromatizität des DOC stark nach der ersten Extraktion. Interessanterweise fiel die Aromatizität von fermentierter Biogasgülle konstant ab. Die anfänglich hohe Aromatizität der Biogasgülle kann dadurch erklärt werden, dass die zugegebene Mais- und Grünroggensilage in dem Reaktor bereits stark fermentiert wurde und aromatische Komponenten wie Ligninmonomere und -dimere in der Gülle residual akkumuliert wurden.

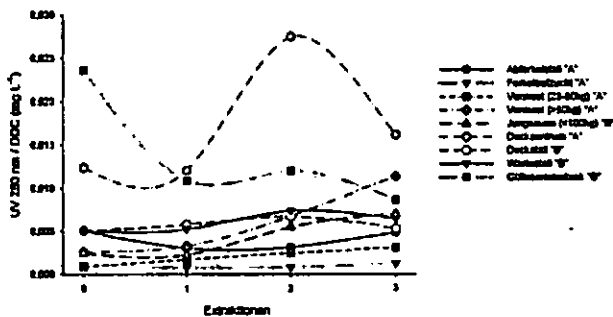


Abb. 2: Aromatizität des extrahierten DOC in den $<0.45 \mu\text{m}</math> Filtraten der Gülleproben aus den verschiedenen Produktionsabschnitten (siehe Abb.1).$

Antibiotika in der Gülle. Dargestellt sind vorläufige Ergebnisse der Konzentrationen verschiedener Veterinärantibiotika in den Güllefiltraten $<0.45 \mu\text{m}</math> (Tab. 1). Diese Ergebnisse zeigen, dass die in den unterschiedlichen Produktionsbereichen eingesetzten Antibiotika z.T. in hohen, umweltrelevanten Konzentrationen zu finden sind. Besonders auffällig sind dabei die hohen Konzentrationen von Oxytetracyclin. Diese hohen Konzentrationen finden sich auch in der Biogasgülle, einer Mischung der verschiedenen Güllen nach der Fermentation in der Biogasanlage des Betriebes "B".$

Schlussfolgerung

Erste Ergebnisse zeigten große Unterschiede in den physikochemischen Eigenschaften sowie in den eingesetzten Antibiotika und die unterschiedlichen Konzentrationen des jeweiligen Antibiotikums in der Gülle in Abhängigkeit von den unterschiedlichen Produktionsstadien der Schweineerzeugung und der jeweiligen, angepassten Fütterung.

Mit Gülleapplikation können große Mengen an DOC in landwirtschaftlich genutzte Böden eingetragen werden und den Transport und Sorption von in der Gülle vorhandenen Veterinärantibiotika im Boden beeinflussen oder gar beschleunigen. Zudem wird das bodeneigene DOC in seiner Zusammensetzung durch Gülle-Eintrag verändert. Schulten et al. (1991) fanden eine Zunahme an Aromaten wie z.B. Ligninmonomere und -dimere nach Gülleaddition zu einem Orthic Greyzem. Eine solche Veränderung wird durch die vorgelegte Studie bestätigt.

Literatur

Blackwell, P.A., Holten Lützhøft, H.-C., Ma, H.-P., Halling-Sørensen, B., Boxall, A.B.A., Kay, P. (2004): *Talanta* 64: 1058-1064.
 Kay, P., Blackwell, P. A., Boxall, A. B. A. (2005): *Environmental Pollution* 134, 333-341.
 Moral, R., Moreno-Caselles, J., Perez-Murcia, M. D., Perez-Espinosa, A., Rufete, B., Paredes, C. (2005): *Bioresource technology* 96, 153-158.
 Neff, J.C., Asner, G.P. (2001): *Ecosystems* 4: 29-48.
 Schulten, H.-R., Leinweber, P. (1991): *Biology and Fertility of Soils* 12: 81-88.
 Totsche, K.U., Kögel-Knabner, I. (2004): *Vadose Zone J.* 3: 352-367.

Tab. 1. Antibiotika-konzentrationen (ng g^{-1} Gülle i.d.TM.) in den Güllefiltraten der einzelnen Schweineproduktionsabschnitte, vorläufige Ergebnisse, n.d. = nicht detektiert

Gülleproben ($< 0.45 \mu\text{m}</math>)$	Oxytetra-zyklin	4-epi-Oxy-tetrazyklin	Doxy-zyklin	Marbo-floxacin	Enro-floxacin	Cipro-floxacin	Sulfa-diazin
<i>ng g⁻¹ Gülle i. d. TM.</i>							
Abferkelstall (A)	429	29	n.d.	360	36	20	9
Abferkelstall (B)	915	89	51	41	17	n.d.	18
Ferkelaufzucht (A)	26	n.d.	177	n.d.	176	52	24
Ferkelaufzucht (B)	1099	69	n.d.	26	n.d.	n.d.	36
Vormast 28-50 kg (A)	143	23	472	239	45	20	512
Vormast >50 kg (A)	53	20	3245	87	12	8	197
Jungsaugen <100 kg (B)	86024	3698	36	n.d.	n.d.	n.d.	10
Deckstall (A)	278	n.d.	n.d.	23	n.d.	n.d.	439
Deckstall (B)	1464	38	n.d.	11	n.d.	n.d.	8
Deckstall (B)	21826	694	27	n.d.	n.d.	n.d.	12
Wartestall (B)	1789	63	n.d.	15	n.d.	n.d.	10
Güllesammelstall (B)	12611	1830	n.d.	30	n.d.	n.d.	490
r	0,9954	0,9843	0,9952	0,9950	0,9977	0,9980	0,9951
Recovery (%)	96	-	103 - 120	101 - 113	106 - 121	66 - 76	100 - 108
Detektionslimit (ng L^{-1})	500	500	500	250	250	250	500

Development of an analytical method to determine precursors/metabolites of naphthalene and phenanthrene in tropical soils and plants

Benjamin Bandowe¹, Volker Laabs², Christopher Martius³, Wulf Amelung², Wolfgang Wilcke¹

1. Introduction

Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) patterns in tropical soils are dominated by naphthalene (NAPH), phenanthrene (PHEN) and perylene (PERY) in contrast to temperate soils (Wilcke et al. 2000). It is hypothesized that this is related to biological production/accumulation possibly associated with the activity of insects such as termites (Wilcke et al. 2000., Chen et al. 1998). To understand the potential biosynthetic pathway for their production, methods are needed to identify and quantify their precursors. Possible precursors include alkylated derivatives and reduced/oxidized metabolites of these compounds.

The objectives of our study were (i) to screen tropical soils, termite nest, and plant samples for derivatives/metabolites of NAPH and PHEN which are possible precursors in biosynthetic pathways, (ii) develop a method to simultaneously determine parent PAHs and selected derivatives/metabolites of NAPH and PHEN in soils, termite nests, and plants and (iii) apply the method to determine parent-PAHs and derivatives/ metabolites (possible precursors) of NAPH and PHEN in soils, termite nests, and plants.

2. Materials and methods

Samples were collected at a location about 30 km north of the city of Manaus, State of Amazonas, Brazil. Arboreal nests from the termite genus *Nasutitermes* was sampled at a height of 4-8 m. The inner wall of termite nest was used for this study. Soils (deeply weathered Xanthic Ferrasols, FAO-UNESCO, 1997) were also sampled near the termite nests. Further description of the sampling location and sample storage is found in Krauss et al. (2005). In addition a soil sample was collected at the University of Mainz Botanical Garden at a depth of 0-10 cm as temperate reference soil.

We first conducted a screening for potential metabolites/derivatives in a selected sample of each of the Brazilian termite nests and soils and in the sample from the Mainz Botanical Garden with the MSD scan modus and then promising compounds were selected and quantified in the MSD selected ion monitoring modus (Fig. 1).

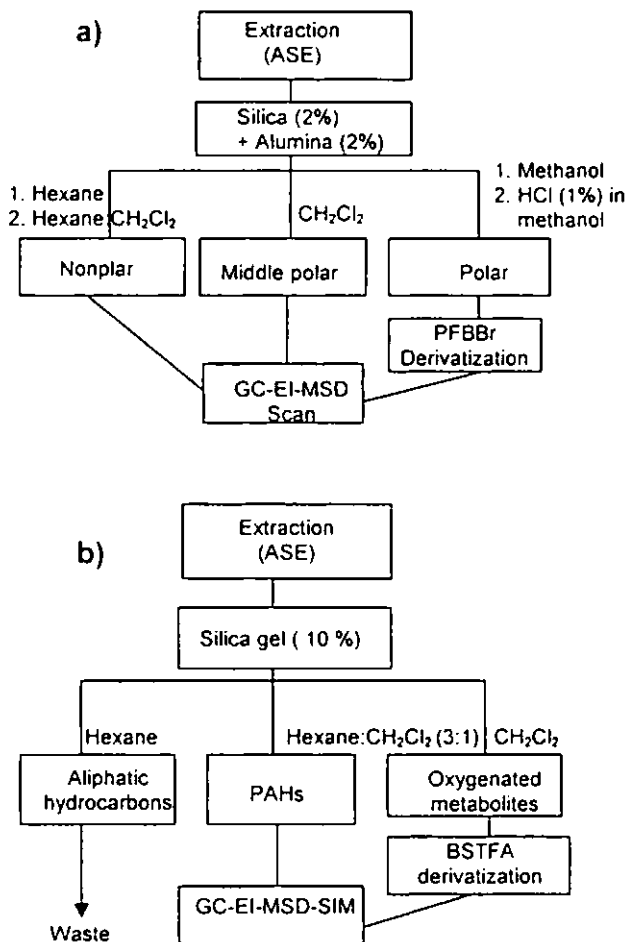


Fig. 1. Analytical procedures for determination of parent-PAHs and the derivatives/metabolites of NAPH and PHEN during (a) screening and (b) quantification

3. Results

3.1 Screening

Compounds tentatively identified using the NIST library in the Brazilian termite nest and soil include 2, 6-diisopropynaphthalene, hydrogenated naphthalenes with different alkylations, transcinnamic acid, hydrogenated naphthalenols, naphthalenones, phenanthrene carboxaldehydes, phenanthrones, and phenanthrocarboxylic acids (Fig. 2a). Many more compounds such as methyl, dimethyl and trimethyl substituted naphthalenes and phenanthrenes were tentatively identified from the Mainz soil.

¹ Professorship of Soil Geography/Soil Science, Geographic Institute, University of Mainz Johann-Joachim-Becher-Weg 21, 55128, Mainz

² Institute of Crop Science and Resource Conservation (INRES), -Division of Soil Science, University of Bonn, Nussallee 13, 53115 Bonn

³ Center for Development Research (ZEF), University of Bonn, Walter-Flax-Straße 3, 53113 Bonn

3.2 Quantification

The $\Sigma 20$ PAHs concentration was highest (1583 $\mu\text{g kg}^{-1}$) in Mainz soil followed by 188 $\mu\text{g/kg}$ in the Brazilian termite nest and 37 $\mu\text{g/kg}$ in the Brazilian soil. The difference between the Mainz and Brazilian samples was due to higher industrial activity, traffic and domestic heating in Mainz. Naphthalene concentrations, however, decreased in the order, 77, 11, and 8 $\mu\text{g kg}^{-1}$ for Brazilian termite nest, Brazilian soil and Mainz soil respectively.

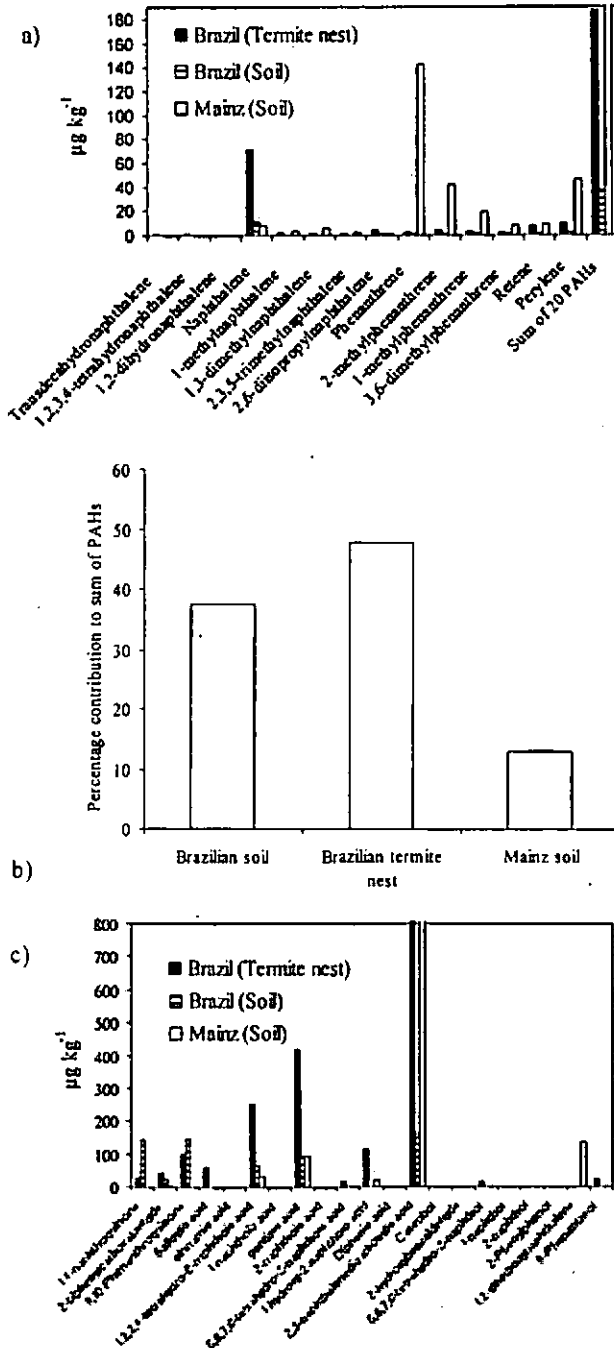


Fig. 2. (a) Concentrations of alkylated/reduced derivatives of naphthalene and phenanthrene in a Brazilian termite nest and a Brazilian soil and in the Mainz soil. (b) Contribution of perylene, naphthalene, and phenanthrene and alkylated naphthalenes and phenanthrenes to the sum of all PAHs and metabolites/derivatives. (c) Concentrations of oxygenated metabolites of naphthalene and phenanthrene in a Brazilian termite nest and a Brazilian soil and in the Mainz soil.

The Brazilian termite nest had a higher contribution of NAPH, PHEN, PERY and the alkylated derivatives of NAPH and PHEN to the sum of all determined PAHs and metabolites/derivatives (48%), followed by Brazilian soil (38 %) and Mainz soil (13%, Fig. 2b). In all samples, reduced forms of NAPH were either very low or below detection limit.

No consistent trend was observed for the concentration of oxygenated metabolites of NAPH and PHEN except that 2, 3-naphthalenedicarboxylic acid was observed in high concentrations both in the Brazilian termite nest and Mainz soil (Fig. 2c). Most of the compounds were below the detection limit.

4. Conclusions

- (1) Screening of a termite nest and a soil from Brazil tentatively identified several derivatives/metabolites of NAPH and PHEN which can be possible precursors for biological production of NAPH and PHEN.
- (2) Quantification showed higher total PAH concentration in temperate soils than in tropical nest/soil but vice versa in terms of naphthalene concentration. Percentage contribution of PERY + (NAPH+ PHEN+ Derivatives) were higher in tropical samples than temperate samples.

5. Acknowledgments

We gratefully acknowledge the funding of this study by the DFG (DFG Wi 1601/2-3). We also thank the Geocycles Cluster program for funds to improve our laboratory equipment.

6. Literature

Chen, J., Henderson, G., Grimm, C.C., Lloyd, S.W., Laine, R. A (1998). Naphthalene in Formosan subterranean termite carton nests. *J. Agric. Food Chem.* 46, 2337-2339.

FAO-UNESCO (1997). Soil map of the world –revised legend with corrections and updates. ISRIC, Wageningen, Netherlands.

Krauss, M., Wilcke, W., Martius, C., Bandeira, A.G., Garcia, M.V.G., Amelung, W., 2005. Atmospheric versus biological sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a tropical rain forest environment. *Environ. Pollut.* 135, 143-154.

Wilcke, W., Amelung, W., Martius, C., Garcia, V.B., Zech, W. (2000). Biological sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Amazonian rain forest. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 27-30.

Preferential flow and discharge behaviour dependent on anthropogenic and natural disturbances in the highlands of southern Ecuador

Folkert Bauer, Bernd Huwe

University of Bayreuth, Department of Soil Physics

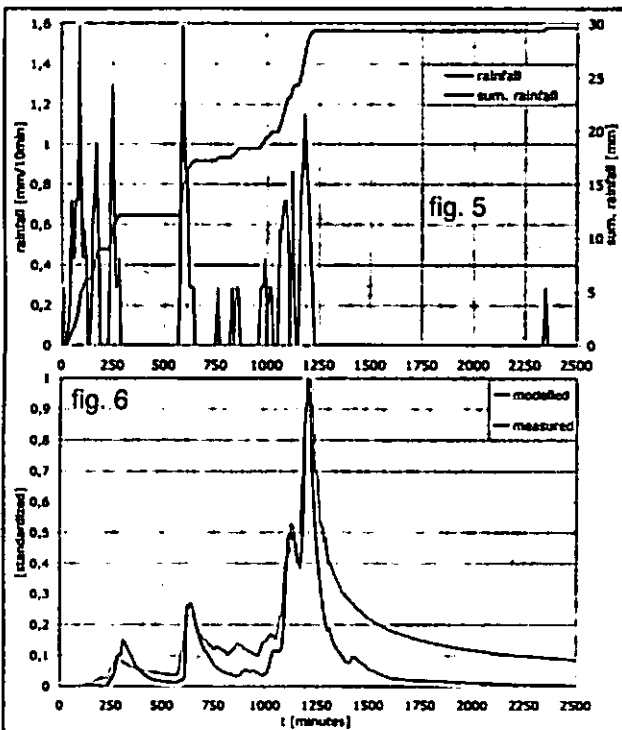
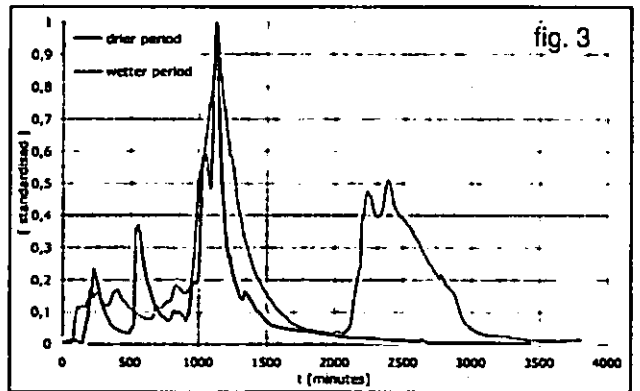
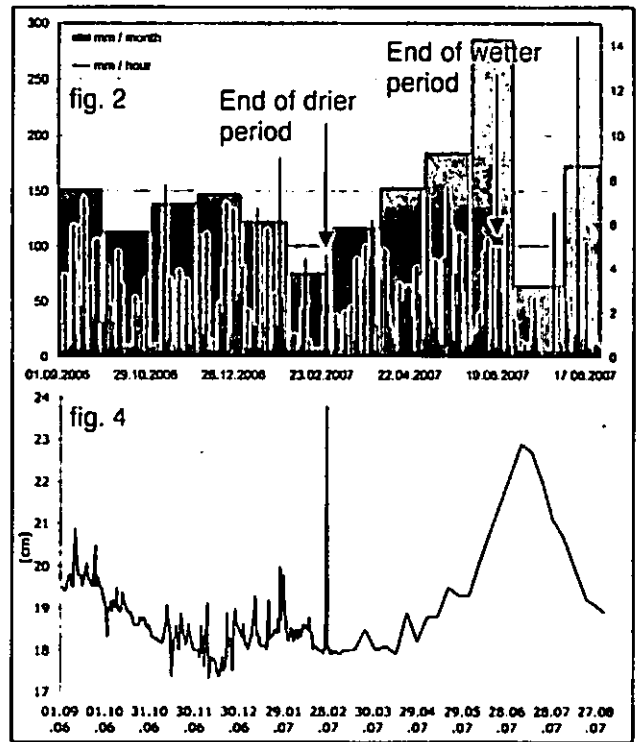
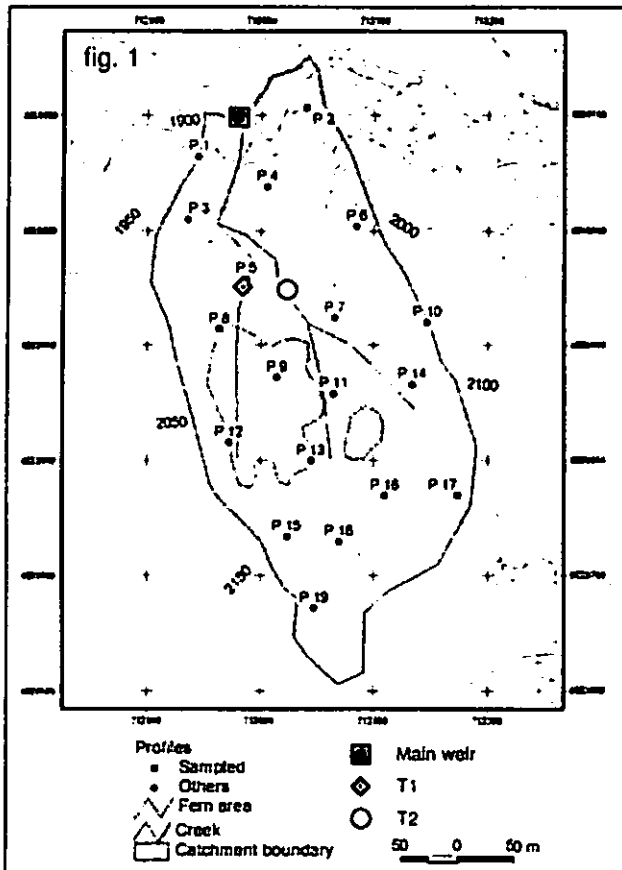
Universitätsstraße 30, 95440 Bayreuth, Germany

corresponding author: folkert.bauer@uni-bayreuth.de

We study effects of natural and anthropogenic disturbances on water fluxes of the vadose zone in the Podocarpus National Park, southern Ecuador at 2000 m a.s.l. at pedon- and catchment scale. Earlier studies showed strong variability of hydrologic values in this area, whereas preferential flow has not yet been investigated in detail. In this study we investigated discharge behaviour of the completely/partly forested microcatchment Q1. Similar installations will follow on a young landslide, a recent pasture and a primeval forest. On each site a plot with tensiometers and rainfall collectors will be installed. To assess and differentiate discharge behaviour we installed Thomson-weirs within and at the outlet of the microcatchment Q1. This microcatchment exhibits three clearings, whereas two are situated above the perennial groundwater spring and mainly covered with fern. The third and smaller clearing (abandoned pasture) is located at the lower part of the microcatchment. Just underneath the groundwater spring the receiving stream divides in two smaller branches (fig. 1). The western one (T1) is surrounded mainly by fern, the receiving stream and the eastern branch (T2) by natural forest. Visually discharge in T2 resembles T1, but due to malfunction of the logger data is lacking in T2 since beginning of June 07. We selected two representative discharge events measured in T1, one at

the end of the drier- and the other at the end of the wetter period (fig. 2). Fig. 3 reflects the similar behaviour of these discharge events. Fig. 4 displays the water levels of the main weir. Here data were collected daily until march and thereafter weakly. For the discharge measured in the western branch T1 we observed similar behaviour of all discharge peaks regardless of the prior amount of rainfall, even so at the end of the wetter period. Within a pilot study we evaluated van Genuchten parameters of organic layer mainly made up of root felt. The evaluation has been done by inverse modelling with the program Hydrus 2D (Simunek et al.). We used these parameters to explain discharge behaviour in T1 by simulating a discharge event with rainfall (fig. 5) measured at the same site. Fig. 6 displays how simulated discharge resembles the measured one. The discrepancies at lower discharge rates can be explained by numerical problems of the Hydrus 2D program. The more the small discharge rates of the model equal the measured ones we observed an oscillating of the high discharge rates. Additionally the experimental design of the pilot study and the van Genuchten parameters which were evaluated within a nature forest and not on the fern area could be a reason as well. However, discharge definitely could not be explained by van Genuchten parameters of local soils. We will proceed evaluation of van Genuchten parameters of organic layer along an altitudinal gradient and within different tree populations using an optimized experimental design as seen by Kosugi et al. (2001). Below the groundwater spring discharge at the main weir (fig. 4) features base flow which follows the monthly amounts of rainfall thus reflecting the drier and the wetter period. Yet it is unclear which pathways the water used. The stream could be fed by water draining

between mineral soil and parent material and/or by draining of the latter. As mentioned above we did not observe a significant change in discharge behaviour at T1 which could clearly indicate lateral interflow between mineral soil and parent material. Therefore further investigations have to be made.



References

Kosugi, K., Mori, K., Yasuda, H. (2001): An inverse modelling approach for characterization of unsaturated water flow in an organic forest floor. *Journal of Hydrology*, 246, p. 96-108

Markwardt, S. (2005): Validity of two pedotransfer functions in two microcatchments of a tropical mountain rainforest in Southern Ecuador. Unpubl. diploma thesis, University of Bayreuth, Germany

Simunek J., Sejna M., van Genuchten M.Th. (U.S. Salinity Laboratory, USDA/ARS, Riverside, California)

Einfluss der Pedodiversität auf den Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt von Steppenökosystemen entlang eines Transekts durch das Hochland von Tibet

Frank Baumann, Thomas Scholten, Peter Kühn
& Jin-Sheng He

Einleitung

Das eine Fläche von mehr als 2,4 Mio. km² umfassende Hochland von Tibet ist das jüngste, größte und mit einer durchschnittlichen Höhe von über 4000 m ü. NN auch höchste Plateau der Erde. Angesichts der durch den starken und schnellen Uplift resultierenden extremen Umweltbedingungen haben sich angepasste Ökosysteme herausgebildet, die besonders sensibel auf Veränderungen der Klimaparameter reagieren und teilweise stark anthropogen beeinflusst sind. Auf einer Expedition der Peking University Beijing wurden im Sommer 2006 entlang eines etwa 1500 km langen Transekts im zentral-östlichen Bereich des Tibetischen Hochplateaus zwischen Xining und Lhasa insgesamt 47 Standorte vegetationsökologisch und bodenkundlich aufgenommen. Hauptfragestellung war dabei, inwieweit Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte der untersuchten Böden mit standardmäßig ermittelten bodenkundlichen Parametern und anderen Geofaktoren, wie Klima, Relief, Hydrologie, Permafrost und Gestein, in Beziehung gesetzt werden können.

Methodik

Neben Profilbeschreibung, Bodenansprache und Beprobung an einer Profilgrube gemäß KA 5 (Ad-Hoc-AG Boden 2006) steht die Analyse von Kohlenstoff und Stickstoff im Mittelpunkt der Arbeiten. Die Standorte entlang des Transekts umfassen dabei verschiedenartigste Klima-, Relief-, und Gesteinsituationen. Allerdings wurden ausschließlich natürliche Graslandökosysteme mit den beiden Hauptvegetationseinheiten Alpine Steppe (engl. „alpine steppe“) und Alpine Matten (engl. „alpine meadow“) untersucht. Ne-

ben der horizontweisen Analyse wurde eine schematische Beprobung in den Tiefenbereichen 0-5 cm, 5-10 cm und 10-20 cm mit einem N_{min}-Bohrer durchgeführt.

Zusätzlich zur Feststoffbeprobung erfolgte im Gelände die Erstellung von 1 mol KCl-Extrakten in den entsprechenden Tiefenbereichen, die mit HCl (32%) konserviert wurden. Damit ist sowohl die Analyse des Gesamtstickstoff- (N_t) und organischen Kohlenstoffgehalts (C_{org}), als auch des pflanzenverfügbaren Stickstoffs (N_{min}) in Form von Nitrat und Ammonium möglich. Eine Berechnung der Gesamtgehalte wurde über die Ergebnisse der volumetrischen Proben und die daraus errechnete Lagerungsdichte erstellt. Unter Zuhilfenahme statistischer Methoden erfolgte die Berechnung der Art und Weise und Intensität der Zusammenhänge zwischen den ermittelten Parametern.

Ergebnisse und Diskussion

Aufgrund der hohen Stichprobenanzahl, der großen Länge des Transekts und den sehr variablen, wie auch verschiedenartigen bodenbildenden Umweltbedingungen, ist der Einfluss von Faktoren wie Klima, Vegetation oder Relief sehr klar vom Einfluss der Pedodiversität auf den Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt abzugrenzen. Durch die Vielzahl der an einem Standort durchgeführten Untersuchungen ist darüber hinaus eine gesamtökologische Einordnung und Bewertung der Standortfaktoren möglich.

Die räumliche Variabilität, die innerhalb einer Landschaft in diesem groß gewählten Maßstab zu beobachten ist, wird seit langem in der Ökologie als wichtige Methode benutzt, um die Haupteinflussparameter auf Struktur und Funktionalität von Ökosystemen besser zu verstehen. Dabei liefern Korrelationen zwischen Kontrollvariablen wie Klimaparameter und Topographie auf der einen Seite und abhängigen Variablen wie Vegetation oder Bodenparameter auf der anderen Seite eine wichtige Grundlage für die Modellierung von Rückkopplungen diverser Ökosysteme auf den Klimawandel (Burke et al. 1997).

Als Hauptsteuergröße für den Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt wird bisher die Temperatur angesehen (He et al. 2006). Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchungen lassen jedoch erkennen, dass neben der Bodentemperatur auch die Bodenfeuchte einen entscheidenden Einfluss hat. Dieser Zusammenhang ist signifikant sowohl für die Korrelationen zwischen Bodenfeuchte

und Kohlenstoffgehalt ($R = 0,55$; Signifikanzniveau 0,01) als auch zwischen Bodenfeuchte und Stickstoffgehalt ($R = 0,57$; Signifikanzniveau 0,01). Überdies sind bezüglich der Jahresniederschläge vergleichbare Ergebnisse zu finden, während die Korrelationen mit den Jahresdurchschnittstemperaturen keine signifikanten Beziehungen aufweisen (Baumann 2007).

Allerdings ist nach wie vor unklar, inwieweit diese Korrelationen durch äolische Sedimentation und/oder Permafrosteinfluss maskiert werden. Die rezenten äolischen Sedimente setzen sich aus proximal generiertem Material sandiger bis grobschluffiger Korngrößen zusammen und sind als Konsequenz des direkten (Überweidung) und indirekten (Klimawandel) anthropogenen Einflusses zu sehen. Es ist denkbar, dass die primär in trockenen Gebieten auftretende rezente äolische Sedimentation durch einen Verdünnungseffekt zu geringen C- und N-Gehalten führt. Demgegenüber erzeugt Permafrost feuchte und zugleich kühle bodenökologische Bedingungen, die mit geringen Abbauraten der organischen Bodensubstanz und damit hohen C- und N-Gehalten einhergehen. Somit liegen kleinräumig abhängig von der Reliefposition und insbesondere im Bereich des diskontinuierlichen Permafrosts sehr variable C- und N-Gehalte vor. Bei einer verstärkten Permafrostdegradation im Zuge von wärmeren und trockeneren Bedingungen ist von einer starken Zunahme der Standorte mit rezenter äolischer Sedimentation durch die Ablagerung von ausgeblasenem Material auszugehen. Zusätzlich kann eine schnelle Mineralisierung der organischen Substanz an den Degradationsstandorten selbst im Zeitraum einiger Dekaden angenommen werden (Hirota et al. 2006).

Neben Permafrost und äolischer Sedimentation ist der Grad der Bodenbildung eine weitere Kovariable zur Erklärung der Stoffdynamik in Grasslandökosystemen im Hochland von Tibet. Im Zusammenhang mit rezenter äolischer Sedimentation sind bei initialer Bodenbildung niedrige Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte bei hoher räumlicher Variabilität zu erwarten. Böden mit fortgeschrittener Bodenentwicklung zeigen dagegen deutliche Zusammenhänge zwischen Bodentyp und Stoffgehalten aufgrund geringerer Varianzen innerhalb der Stichprobe bei insgesamt höheren Stickstoff- und Kohlenstoffgehalten.

N_{\min} ist in den untersuchten Oberböden nahezu ausschließlich als Ammonium (NH_4^+) vorhanden. Dabei haben Standorte über Permafrost die mit Abstand höchsten Gehalte.

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen
Niederschlags- und Bodenfeuchteregimes steuern maßgeblich den C- und N-Haushalt in Grasslandökosystemen. Dabei bestehen komplexe Rückkopplungsmechanismen mit der Temperatur, die vorwiegend durch Permafrost, äolische Sedimentation und den Grad der Bodenbildung (Acidität, Carbonat, Korngröße, Bodenparameter) beeinflusst sind. Permafrost und äolische Sedimentation wiederum sind eine Funktion der Reliefposition, des Ausgangssubstrates, des anthropogenen Einflusses sowie der saisonalen klimatischen Fluktuationen. Die Forschungsarbeiten wurden im Sommer 2007 an ausgewählten Standorten fortgesetzt und intensiviert. Dabei wurde begonnen, die kleinräumige Variabilität durch die Anlage von Catenen zu untersuchen. Über den Einbau kontinuierlich arbeitender Messgeräte für Bodenfeuchte, Matixpotential und Bodentemperatur können die Haupteinflussgrößen in Zukunft stündlich in ihrer zeitlichen Veränderung erfasst werden (Monitoring). Hierdurch sollen die beschriebenen Zusammenhänge geprüft und potentielle Kovarianzen besser beschrieben werden.

Literatur

- Ad-Hoc-AG BODEN (2006) (5. Aufl.): Bodenkundliche Kartieranleitung. – Hannover.
- BAUMANN, F. (2007): Einfluss der Pedodiversität auf den Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf von Steppenökosystemen entlang eines Transekts durch das Hochland von Tibet. – Diplomarbeit, unveröffentlicht.
- BURKE, I. C., LAUENROTH, W. K., PARTON, W. J. (1997): Regional and Temporal Variation in Net Primary Production and Nitrogen Mineralization in Grasslands. – in: Ecology, 78 (5): 1330-1340.
- HE, J.-S., WANG, Z., WANG, X., SCHMID, B., ZUO, W., ZHOU, M., ZHENG, C., WANG, M., FANG, J. (2006): A test of generality of leaf trait relationships on the Tibetan Plateau. – New Phytologist, 170: 835-848.
- HIROTA, M., TANG, Y., HU, Q., HIRATA, S., KATO, T., MO, W., CAO, G., MARIKO, S. (2006): Carbon Dioxide Dynamics and Controls in a Deep-water Wetland on the Qinghai-Tibetan Plateau. – in: Ecosystems, 9: 673-688.

Ernterückstandsmanagement in Reisökosystemen - Einfluss auf Parameter der organischen Bodensubstanz

A. Bierke¹, K. Kaiser¹, G. Guggenberger¹

Einleitung

Ökologische und soziale Probleme führten in Asien zum Verbot der thermischen Ernterückstand-Behandlung. Um die großen Mengen an Pflanzenresten und Stroh zu bewältigen, wird eine alternative Nutzung benötigt. Einarbeiten der Ernterückstände in den Boden ist eine solche Alternative und kann zur Erhaltung oder Erhöhung des Gehalts an organischer Bodensubstanz (OBS) führen.

Gute Zersetzbarkeit des eingearbeiteten Materials und hohe mikrobielle Aktivität sorgen für schnelle Umsatzraten des organischen Materials in gut durchlüfteten Ackerböden. In solchen Böden weisen pflanzenbürtige Verbindungen, wie z.B. Lignin, keine langen Verweilzeiten auf. Dies kann nicht ohne weiteres für Böden mit überwiegend wassergesättigten oder überstauten Bedingungen angenommen werden. Hier können pflanzenbürtige Verbindungen länger bestehen und einen größeren Anteil an der organischen Bodensubstanz einnehmen als dies in den nicht wasserbeeinflussten Böden der Fall ist.

Material und Methoden

Untersuchungsfläche war ein Dauerversuch (angelegt 1990) des *Institute of Subtropical Agriculture Changsha* (PR China), auf der *Taoyuan Station of Agricultural Ecosystem Research* (28°35'N, 111°26'E). Das Experiment vergleicht als Mainplots Düngerversuche (-N; +N; +NPK) und als Splitplots das Rückstandsmanagement [Stroh entfernt (-S) vs. Stroheinarbeitung (+S)]. Jede Behandlung ist in dreifacher Feldwiederholung angelegt. Dargestellt sind die Mittelwerte aus den Düngeversuchen (außer mikrobielle Parameter), da sich bei diesen keine signifikanten Unterschiede zeigten (SAS STAT, PROC MIX). Untersuchungen erfolgten an getrockneten Proben (1990, 1994, 1998, 2003 und 2005) und frischen Proben (2004 und 2005). Mikrobielle Parameter wurden nur an den frischen Proben von 2004 und 2005 untersucht.

Bestimmt wurden organischer Kohlenstoff (OC) und gesamt Stickstoff (TN) (CN-Analysator, Elementar VarioMax). Messung der mikrobielle Biomasse und Basalatumung erfolgten nach Anderson & Domsch (1978). Die Identifizierung von Organismengruppen erfolgte mittels Phospholipid Fettsäure (PLFA)

¹ *Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften,
- Bodenbiologie und Bodenökologie
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg,
Weidenplan 14, D-06108 Halle
e-mail: andreas.bierke@landw.uni-halle.de*

Extraktion nach einer modifizierten Methode von Blight & Dyer (1959) und Kästner et al. (2006). Ligninbürtige Phenole wurden mit der CuO-Oxidations-Methode (Hedges & Ertel, 1982) bestimmt. Die Bestimmung der Neutralzucker erfolgte nach Guggenberger et al. (1994) und Amelung et al. (1996). Lösungs-¹³C-NMR erfolgte an basischen (2M NaOH) Extrakten der OBS. Die Messung erfolgte an einem Bruker Avance DRX 500 Spektrometer.

Ergebnisse und Diskussion

Stroheinarbeitung erhöht den Gehalt an OC (1990: ~13 g kg⁻¹ -S und +S; 2005: 15 g kg⁻¹ -S, ~20.5 g kg⁻¹ +S) und TN (1990: ~1.5 g kg⁻¹ -S und +S; 2005: 1.5 g kg⁻¹ -S, ~2.0 g kg⁻¹ +S). In den ersten Jahren wird dieser Effekt durch Mineraldüngung verstärkt (vermehrte Biomasseproduktion). Die mikrobielle Biomasse (C_{mik}) steigt durch Stroheinarbeitung gegenüber der Kontrolle an (Abb.1). Die unterschiedlichen Dünger-Applikationen beeinflussen den C_{mik} Gehalt nicht signifikant.

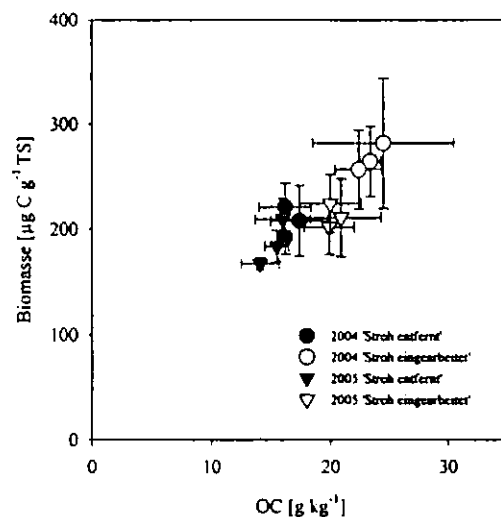


Abb.1: Verhältnis mikrobielle Biomasse zu OC.

Wir fanden für alle untersuchten Plots fünf dominanten Fettsäuren (FS) (Biomarker für Pilze, Gruppe-I-Methanotrophe, anaerobe und aerobe Bakterien). Der Anstieg der mikrobiellen Biomasse wurde zu über 90% durch diese fünf dominanten FS verursacht. Flächen mit Stroheinarbeitung wiesen jedoch mehr anaerobe und methanotrophe Organismen Biomarker auf. Das Verhältnis von pilzlicher Biomasse zu bakterieller Biomasse veränderte sich hingegen nicht (0.5-0.6). Die Hauptkomponenten Analyse der FS zeigte, dass 50% der Gesamtvarianz durch das Rückstandsmanagement erklärt werden. Weitere 19% der Gesamtvarianz können durch jährliche Schwankungen erklärt werden.

Mit ansteigenden OC Gehalten stiegen auch die ges. VSC (Summe aller Lignin-bürtigen Phenole) Gehalte an [-S: 23 mg g⁻¹ OC (1990), 27 mg g⁻¹ OC (2005); +S: 24 mg g⁻¹ OC (1990), 33 mg g⁻¹ OC (2005)], erreichten für die +S Plots nach etwa 8 Jahren ein

Plateau (1998: 34 mg g⁻¹ OC). Abgesehen vom konstanten Anstieg für ges. VSC bleiben die untersuchten Parameter für den Abbauzustand [S/V, C/V, (Ac/Al)_{v,s}] des Lignins über die Zeit konstant (Abb. 2).

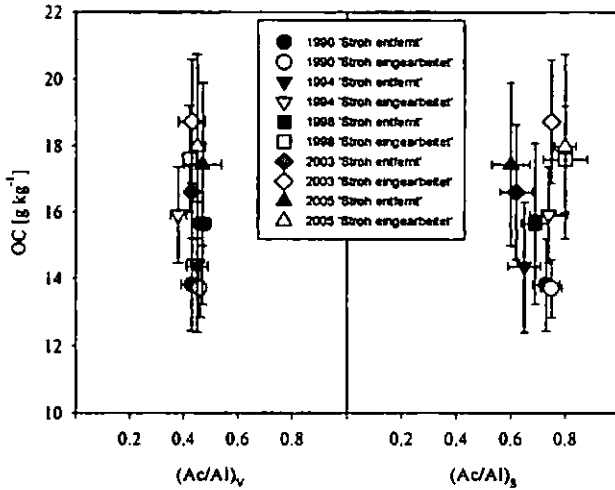


Abb.2: Säure-zu-Aldehyd Verhältnis der Vanillyl und Syringyl Einheiten.

Veränderungen in der Zusammensetzung der ligninbürtigen Phenole und deren chemischen Beeinflussungen sind auf die ersten Jahre des Experiments beschränkt. Die Ergebnisse legen einen unvollständigen Ligninabbau nahe. Es kann jedoch vermutet werden, dass durch die konstante Nachlieferung an frischen Pflanzenmaterials und den vollständigen Abbaus älteren Lignins die von uns gefundene Phenolspektren entstehen.

Der Gehalt an Neutralzuckern wird durch das Ernterückstandsmanagement nicht signifikant beeinflusst (Abb.3).

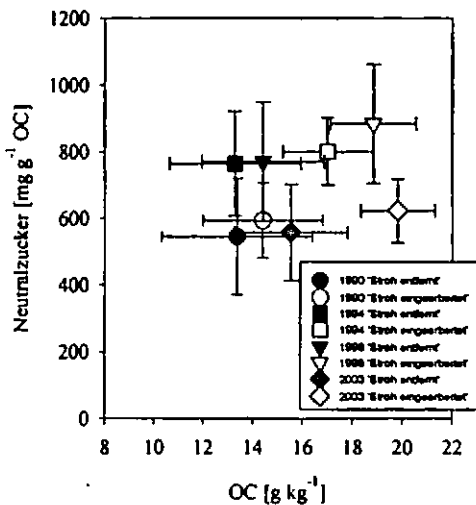


Abb. 3: Anteil Neutralzucker an OC.

Für die Flächen mit Stroheinarbeitung konnten wir jedoch einen steigenden Anteil an pflanzenbürtigen Zuckern feststellen (+20% im Vergleich zur Kontrolle).

Zusammenfassung

Die Stroheinarbeitung erhöht den Gehalt an OBS und begünstigt dadurch die C-Speicherung. Die zusätzliche C-Quelle (Ernterückstände) führt zu einer erhöhten mikrobiellen Aktivität. Die Zusammensetzung der Gemeinschaft verändert sich allerdings nicht signifikant. Es zeigte sich aber ein Trend hin zu einer größeren Zahl anaerober Organismengruppen für die Flächen mit Stroheinarbeitung. Lignin (ligninbürtige Phenole) reichert sich bei Stroheinarbeitung an, weist jedoch den selben Abbauzustand wie das Lignin der Kontrollflächen auf. Die Stroheinarbeitung führt weiterhin zu einem höheren Anteil an pflanzenbürtigen Zuckern (Neutralzucker). Der Gesamtgehalt an Neutralzuckern wird durch das Rückstandsmanagement nicht beeinflusst.

Es zeigte sich, dass Stroheinarbeitung zu einer quantitativen Anreicherung an OBS führt. Die chemische Zusammensetzung der OBS (Abbauzustand, Anreicherung von recalcitranten Verbindungen) wird hingegen kaum verändert.

Danksagung

Die Arbeiten wurden vom Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ) finanziert und entstanden in Zusammenarbeit mit dem *International Rice Research Institute* (IRRI) Los Baños und dem *Institute for Subtropical Agriculture* (ISA) Changsha.

Literatur

- Amelung W. et al. (1996), Determination of neutral and acidic sugars in soil by capillary gas-liquid chromatography after trifluoroacetic acid hydrolysis. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1631-1639.
- Anderson & Domsch (1978), A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221.
- Blight & Dyer (1959), A rapid method of total lipid extraction and purification. *Can. J. Biochem. Physiol.* 37, 911-917.
- Guggenberger G. et al. (1994), Land-use effects on the composition of organic matter in particle size separates of soil: 1. Lignin and carbohydrate signature. *Eur. J. Soils Sci.* 45, 449-458.
- Hedges & Ertel (1982), Characterization of lignin by gas capillary chromatography of cupric oxide oxidation products. *Anal. Chem.* 54, 174-178.
- Kästner et al. (2006), Assessment of microbial in situ activity in contaminated aquifers. *Engineering in Life Sciences.* 6(3), 234-251.

Atmospheric input derived from biomass burning impoverishes - not fertilizes- Amazonian tropical mountain rain forests

Jens Boy & Wolfgang Wilcke

1. Introduction

Biomass burning is a major source of atmospheric aerosols. Although it is widely accepted that these aerosols can be transported over large distances (Freitas et al. 2005) and are believed to contribute to nutrient supply where deposited (Fabian et al. 2005; Mahowald et al. 2005), direct evidence is missing. Therefore we tested the following hypotheses in a five-year field study (May 1998-April 2003) at a tropical montane forest site in South Ecuador:

- i) Biomass burning emissions of Amazonia and other sources downwind to the east are transported to - and deposited in substantial quantities at - tropical montane forests in the Andes.
- ii) This deposition contributes to forest nutrition, as indicated by the retention of deposited elements in the ecosystem.

2. Material and Methods

The study area is located on the eastern slope of the "Cordillera Real", the eastern Andean cordillera in south Ecuador facing the Amazon basin at 4° 00' S and 79° 05' W. We selected three 30-50° steep and 8-13 ha large microcatchments (MC1-3) under montane forest at an altitude of 1900-2200 m above sea level (a.s.l.) for our study. We installed our equipment in each MC on transects, about 20 m long with an altitude range of 10 m, on the lower part of the slope at 1900-1910 m a.s.l. (transects MC1, MC2.1, and MC3). Moreover, we installed extra instrumentation at 1950-1960 (MC2.2) and 2000-2010 m a.s.l. (MC2.3). All transects were located below closed forest canopy and aligned downhill. Three unforested sites near these microcatchments were used for rainfall gauging. Gauging site 2 existed since April 1998, gauging sites 1 and 3 were built in May 2000. All catchments drain via small tributaries into the Rio San Francisco which flows into the Amazon basin. Weekly aliquots were taken of rainfall, throughfall, stemflow, litter leachate, soil water (0.15 and 0.3m depth), and runoff. After export of the filtered 100-ml aliquots from Ecuador to Germany in frozen state, Ca, Mg, K, and Na concentrations were determined with flame AAS. Furthermore, water samples were analyzed colorimetrically with a segmented continuous flow analyzer (CFA San plus, Skalar[®]) for concentrations of dissolved inorganic nitrogen (NH₄-N and NO₃-N + NO₂-N, hereafter referred to as NO₃-N), and total dissolved

nitrogen (TDN) concentrations (after UV oxidation to NO₃). Additionally, total dissolved sulfur (TDS) concentrations (ICP-OES, Integra XMP, GBC Scientific Equipment[®]) were determined. Al and Mn concentrations were determined with inductively-coupled plasma-mass spectroscopy (ICP-MS, VG PlasmaQuad PG2 Turbo Plus, VG Elemental[®]). Each sample was attributed to one of the two classes "fire" (biomass burning influenced) and "no fire". Further information on study site, instrumentation, chemical analyses and calculations is found in the related publications of the working group (Wilcke et al. 2002; Wilcke et al. 2003; Goller et al. 2006).

3. Results and Discussion

The biomass burning periods in Amazonia and adjacent regions are best classified by a mixed approach using the temporal course of NO₂ above the study site as derived by the GOME device on satellite ERS-2 and the firepixel count over northern South America as detected by satellite NOAA-12 (Fig. 1). The course of GOME NO₂ concentration in the atmosphere is a good predictor of actual N concentration of rainfall at our study site (except for NH₄ which is quickly oxidized at the distant sources). The temporal courses of other typical fire markers like H and Mn are also predictable by remote sensing (Fig. 2).

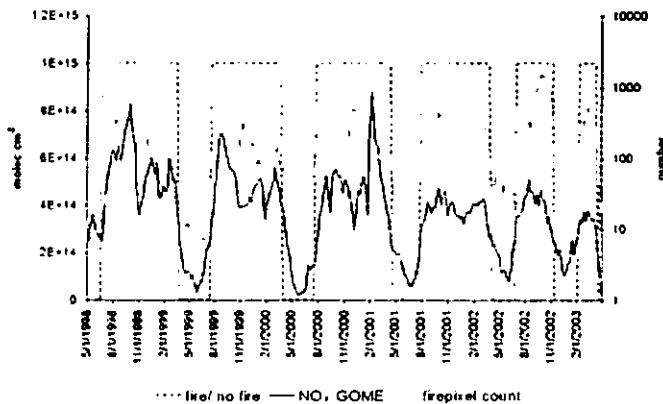


Fig. 1: Classification of biomass burning periods using NO₂ index of the GOME device above the study site and firepixel count of the satellite NOAA 12 in Amazonia and northern South America.

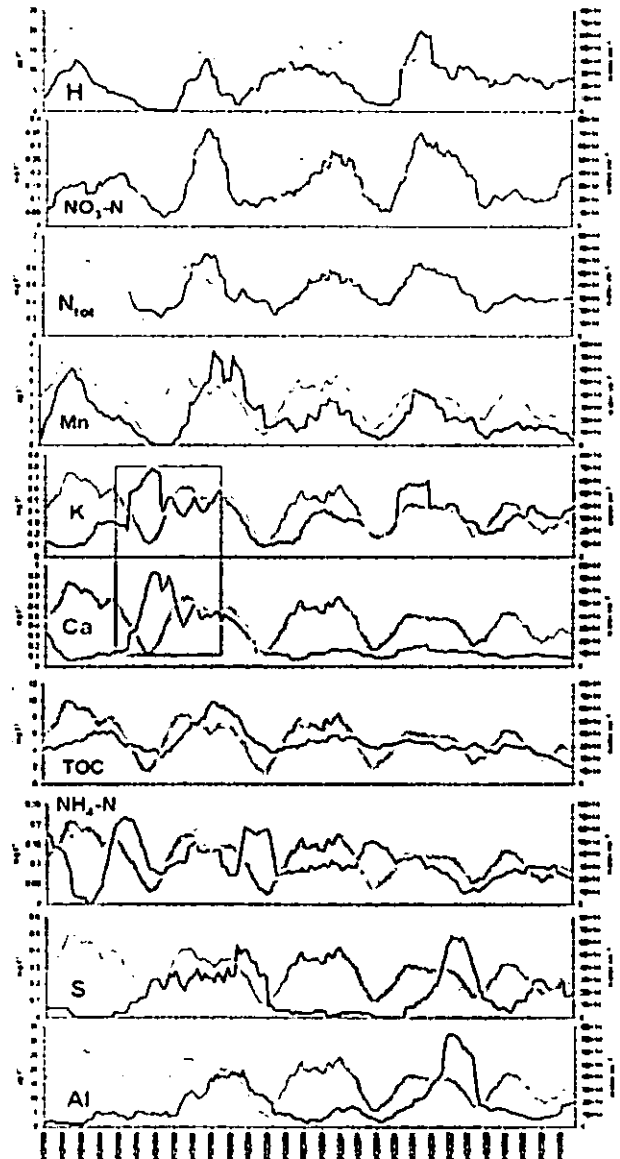


Fig. 2: Temporal courses of rainfall concentrations of selected elements in comparison to the NO₂ index of GOME (light line) between May 1998 and April 2003. The temporal course of Ca also represents Mg, which is deposited similarly (r = 0.92). The box indicates a period of Saharan dust deposition in 1999/2000 which caused elevated base metal deposition.

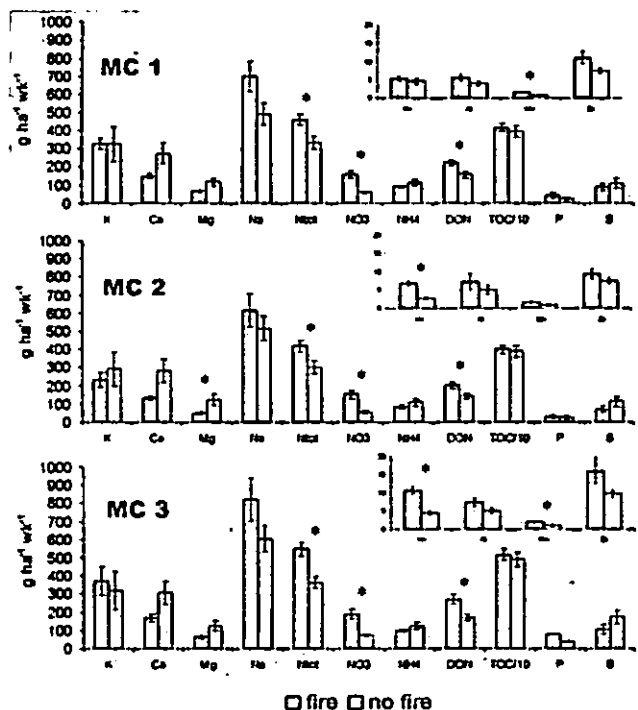


Fig. 3: Total deposition during biomass burning periods („fire“) compared to normal conditions („no fire“) between May 1998 and April 2003 for the microcatchments (MC) 1-3. Error bars are standard errors and stars indicate significance (Games Howell, $p < 0.05$).

In the absence of long-range aerosol transport from the Sahara, a significant source of base metal deposition in 1999/2000 (framed in Fig. 2), K concentrations were also strongly influenced by biomass burning in the Amazon (Fig. 2). Interestingly S did not show a direct relationship to biomass burning indicating the strong influence of local S sources like volcanism and biogenic aerosols. In terms of total deposition to the microcatchments the picture remains similar: significantly elevated deposition under influence of biomass burning was observed for NO_3 , N_{tot} , DON, H, and Mn (Fig. 3).

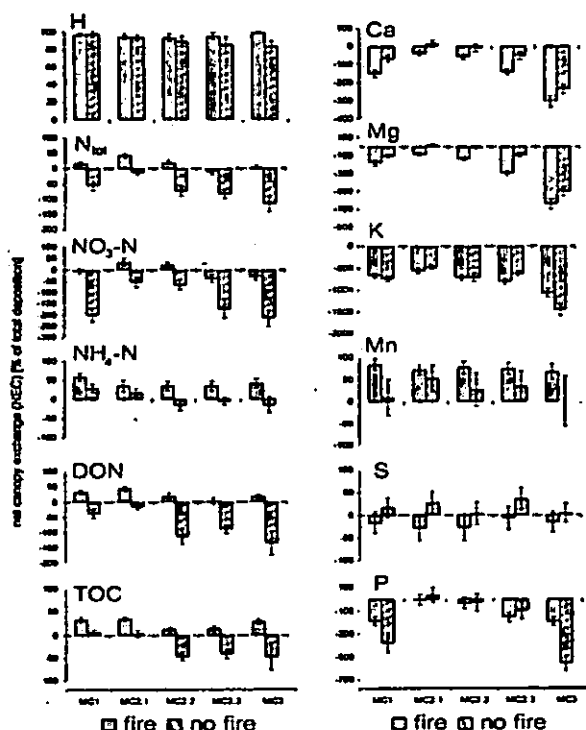


Fig. 4: Net canopy exchange expressed in percent of total deposition between May 1998 and April 2003 for the microcatchments (MC) 1-3. Negative values indicate net loss, positive net retention of the canopy. Error bars represent standard errors.

Potassium deposition was also elevated during biomass burning when compared to deposition ratios of Ca and Mg between fire/no fire scenarios. Elevated total deposition of H was almost completely retained in the canopy and caused leaching of the base metals (Fig. 4). At transect MC 2.1 with its outstanding low base saturation (<20%) this leaching caused a change from retention to loss under the influence of biomass burning (Fig. 4). Although N deposition was much smaller during non-biomass burning conditions, it was never retained during these conditions, indicating that the ecosystem is not N-limited. Base metals are lost during biomass burning conditions from the organic horizon and to a lesser degree from the 0.15 m depth in the mineral soil (Fig. 5). Since 67% and 82% of the nutrient-absorbing roots are located in the O horizon and upper 0.15 m of the mineral soil, respectively (Soethe et al. 2006), this loss is interpreted as nutrient depletion for the vegetation (in spite of retention in the subsoil).

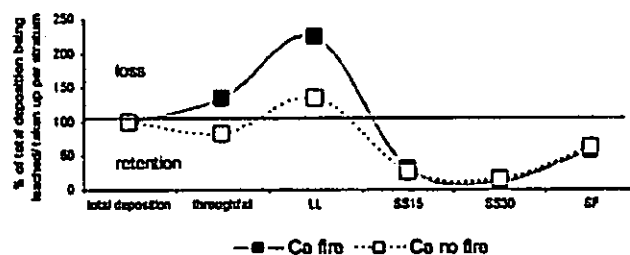


Fig. 5: Percentage of total deposition being lost/retained down to a certain stratum. [LL= flux in litter leachate; SS15 and SS30 fluxes in 0.15 and 0.3m depth in mineral soil, respectively; SF= flux in surface flow (runoff)].

4. Conclusions

We observed a substantially elevated deposition of H, NO_3 , N_{tot} , DON and Mn during the biomass burning season. Additionally deposited N did not have a fertilizing effect to the stand. In contrast elevated H deposition caused a loss of base metals from the canopy and the organic horizon.

5. Acknowledgements

We thank C. Valarezo for his support in Ecuador, W. Zech for initiating the project, K. Fleischbein, R. Goller, M. Sequeira, S. Yasin and numerous student helpers for help with data acquisition. We further thank NCI and the Ecuadorian authorities. This work was funded by the German Research Foundation (DFG FOR 402, Wi1601/5).

6. References

Fabian P, Kohlpaintner M & Rollenbeck R (2005) Biomass burning in the Amazon-fertilizer for the mountainous rain forest in Ecuador. *Environmental Science and Pollution Research* 12: 290-296

Freitas SR, Longo KM, Diasb MAFS, Diasb PLS, Chatfield R, Prins E, Artaxo P, Grell GA & Recuero FS (2005) Monitoring the transport of biomass burning emissions in South America. *Environmental Fluid Mechanics* 5: 135-167

Goller R, Wilcke W, Fleischbein K, Valarezo C & Zech W (2006) Dissolved nitrogen, phosphorus, and sulfur forms in the ecosystem fluxes of a montane forest in Ecuador. *Biogeochemistry* 77: 57-89

Mahowald NM, Artaxo P, Baker AR, Jickells TD, Okin GS, Randerson JT & Townsend AR (2005) Impacts of biomass burning emissions and land use change on Amazonian atmospheric phosphorus cycling and deposition. *Global Biogeochemical Cycles* 19: -

Soethe N, Lehmann J & Engels C (2006) The vertical pattern of rooting and nutrient uptake at different altitudes of a south ecuadorian montane forest. *Plant and Soil* 286: 287-299

Wilcke W, Valladares H, Stoyan R, Yasin S, Valarezo C & Zech W (2003) Soil properties on a chronosequence of landslides in montane rain forest, Ecuador. *Catena* 53: 79-95

Wilcke W, Yasin S, Abramowski U, Valarezo C & Zech W (2002) Nutrient storage and turnover in organic layers under tropical montane rain forest in Ecuador. *European Journal of Soil Science* 53: 15-27

Effects of nitrogen and intensive mixing on decomposition of ¹⁴C-labelled maize (*Zea mays* L.) residue in soils of different land use types

Haiqing Chen¹, Norbert Billen¹, Karl Stahr¹, Yakov Kuzyakov²

Introduction

Effect of increased N inputs on C sequestration in soil remains unclear because of various interactions with land use types. Soil disturbance caused by tillage is an important factor affecting the decomposition rates of SOM and litter. The objectives were to quantify the effects of mineral N addition and intensive mixing (simulated tillage) on the decomposition of ¹⁴C-labelled maize residues and SOM in plow (PT), reduced tillage (RT) and grassland soils (GL).

Materials and methods

Soils were collected from the upper 5 cm of the three land use types at 'Edelweiler', located in the Black Forest (Baden-Württemberg, southwest Germany) from PT, RT, GL. Soil samples were incubated in closed vessels for 112 days at 20 °C and 80% of WHC. The experiment included 4 factors: (1) three land use types: PT, RT and GL; (2) Presence of maize residues (¹⁴C labelled); (3) Mineral N application: no N or 100 mg N kg⁻¹ soil; (4) Intensive mixing: no mixing or intensive mixing.

Results and discussion

In the first 5 days (1st phase), N significantly increased maize residue decomposition (¹⁴CO₂ efflux rates) in RT and GL, but not in PT. In the subsequent 11-105 days (2nd phase), N decreased maize residue decomposition in all three land use types (Fig. 1).

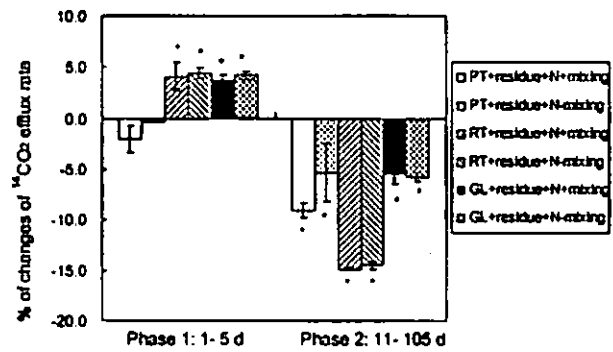


Figure 1: Percentage of changes of mean ¹⁴CO₂ efflux rate (% of input ¹⁴C per day) induced by mineral-N additions compared to the respective controls without nitrogen during two decomposition phases of maize residue (Mean±SE). (* denotes values are significantly different (p<0.05) from the respective controls without N; PT: plow tillage; RT: reduced tillage; GL: grassland; +residue: with residue; +N: with nitrogen; +mixing: with mixing; -mixing: without mixing).

In the first 5 days, N significantly decreased SOM decomposition rates (unlabeled CO₂ efflux) in PT+N+mixing, but not in the other treatments. After day 10, N significantly suppressed SOM decomposition rates (CO₂ efflux rate) only in RT+N-mixing (Fig. 2).

Soil samples were intensively mixed on 4 dates, on day 14, 43, 56 and 70. When taking all 4 mixing events into account, mixing significantly increased maize residue decomposition rates in PT, the magnitude of stimulating effect of mixing on maize residue decomposition was in the order: PT>RT>GL. Mixing tended to increase SOM decomposition rates in all 3 land use types, the extent of positive effects of mixing on SOM decomposition was much smaller in GL than in PT and RT (Fig. 3).

Intensive mixing was carried out by hand stirring which was suggested to increase aeration, destroy the aggregates and therefore, prevent stabilization of plant residues within the aggregates. Therefore, under mixing treatments, residue and soil organic matter are more susceptible to microbial decomposition than in the controls without mixing (Reicosky et al., 1997). In contrast, in treatments without mixing, soil aggregation and aggregate stability were improved, residue and SOC were protected in the aggregates and the decomposition was slowed

¹Institute of Soil Science and Land Evaluation, University of Hohenheim, Germany, haiqingch12@yahoo.com

²Dep. of Agroecosystem Research, BayCEER, University of Bayreuth, Germany

down (Franzluebbbers et al., 1995; Six et al., 2002).

Our results indicated that aggregates in GL were more stable, disturbance may not have disrupted aggregates in the mixing treatments, and stronger aggregates in GL allowed better protection of SOM and plant residues against decomposition.

Conclusion

N additions stimulated maize residue mineralization in RT and GL soils in the first 5 days, but thereafter decreased it in all three land use types. N additions decreased or caused no changes in SOM decomposition in RT, PT and GL soils.

Intensive soil mixing increased decomposition rates of both plant residue and SOM in all the three land use types. The magnitude of increase was smaller in GL than in RT or PT.

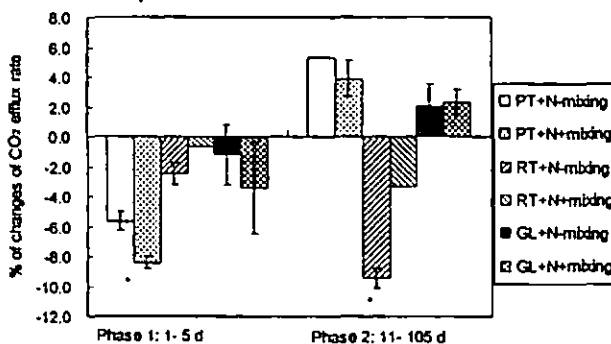


Figure 2: Percentage of changes of mean CO₂ efflux rates (% of SOC per day) induced by mineral-N additions compared to the respective controls without nitrogen (Mean±SE) during two decomposition phases of soil organic matter. (* denotes values are significantly different (p<0.05) from the respective controls without N; SOC: soil organic carbon; PT: plow tillage; RT: reduced tillage; GL: grassland; +N: with nitrogen; +mixing: with mixing; -mixing: without mixing).

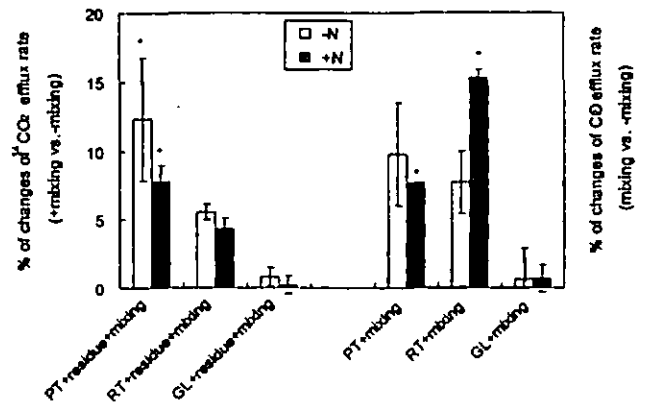


Figure 3: Percentage of changes of mean ¹⁴CO₂ (% of input ¹⁴C per day) and CO₂ efflux rate (% of SOC per day) induced by mixing events compared to the respective controls without mixing (Mean±SE). (* denotes values are significantly different (p<0.05) from the respective controls without mixing.)

Acknowledgments

This study was funded by the Eiselen-Stiftung and the first Sino-German International Research Training Group – Sustainable Resource Use in North China jointly supported by the German Research Council (DFG) and the Chinese Ministry of Education and by the federal state of Baden-Württemberg BWPLUS in Germany (Project ID BWK24001).

References

Franzluebbbers, A.J., Hons, F.M., Zuberer, D.A., 1995. Tillage and crop effects on seasonal dynamics of soil CO₂ evolution, water content, temperature, and bulk density. *Appl. Soil Ecol.* 2, 95-109.

Reicosky, D.C., Dugas, W.A., Torbert, H.A., 1997. Tillage-induced soil carbon dioxide loss from different cropping systems. *Soil Till. Res.* 41, 105-118.

Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S.M., Sa, J.C.D., Albrecht, A., 2002. Soil organic matter, biota, and aggregation in temperate and tropical soils-Effects of no-tillage. *Agronomie* 22, 755-775.

Quantifizierung der potentiellen Stofffreisetzung anorganischer Parameter aus technologischen Substraten (Eisen- und Metallhüttenschlacken) mittels unterschiedlicher Elutionsverfahren

Michael Dohlen*

Einleitung

In Deutschland werden jährlich fast 15 Mio. Tonnen Eisenhüttenschlacken als Nebenprodukte bei der Eisen- und Stahlerzeugung produziert [1]. Die Verwendung der unterschiedlichen Schlackearten reicht vom Einsatz im Straßen-, Wege- und Wasserbau bis hin zur Verwendung als Düngemittel in der Land- und Forstwirtschaft.

Um Aussagen zum Umweltverhalten technogener Substrate treffen zu können, müssen Informationen zum Anteil mobilisierbarer Elemente vorliegen [2]. Zur Ermittlung des kurz- und langfristigen Auslaugverhaltens stehen zahlreiche Verfahren, wie z. B. Stand-, Schüttel-, Säulen-, Lysimeter- und Freilandversuche, zur Verfügung. Allerdings erweist sich der Vergleich zwischen den Ergebnissen der verschiedenen Untersuchungen häufig als problematisch, da die stoffliche Freisetzung je nach verwendetem Verfahren stark variieren kann.

Zudem sind i. d. R. oft keine direkten Zusammenhänge zwischen Feststoffgehalt und Mobilisierungsverhalten erkennbar. Dies hängt u. a. damit zusammen, daß umweltrelevante Parameter, wie z. B. Schwermetalle, in Schlacken mineralisch so fest gebunden sind, daß sie kaum auslaugen.

Im Rahmen eines derzeit laufenden Forschungsvorhabens wird das Auslaugverhalten von verschiedenen Schlacken mittels unterschiedlicher Prüfverfahren untersucht. Ziel des Methodenvergleichs ist es, ein geeignetes Verfahren zu ermitteln, das reproduzierbare Ergebnisse für industrielle Nebenprodukte liefert und die Basis für eine weitergehende Stofftransportmodellierung bilden kann.

* FEhS - Institut für Baustoff-Forschung e.V.,
Abteilung Umwelt und Verkehrsbau,
Bliersheimer Straße 62, D-47229 Duisburg
E-Mail: m.dohlen@feh.s.de

Material und Methoden

Zur Prüfung der potentiellen Auslaugbarkeit einer LD-Schlacke aus der Stahlerzeugung wurden u. a. Schüttelversuche mit Wasser/Feststoff-Verhältnissen (liquid/solid ratio = L/S) von 2:1 und 10:1 [3] und up-flow-Perkolationen [4] durchgeführt.

Die analytische Bestimmung der Eluatkonzentrationen erfolgte mittels ICP an je zwei Parallelproben pro Verfahren.

Ergebnisse und Diskussion

In den Abb. 1 bis 3 sind die elektrische Leitfähigkeit (LF), die Ca- und Pb-Konzentrationen in Abhängigkeit vom L/S-Verhältnis dargestellt.

Je nach verwendeter Elutionsmethode ergibt sich ein unterschiedliches Bild der Auslaugung.

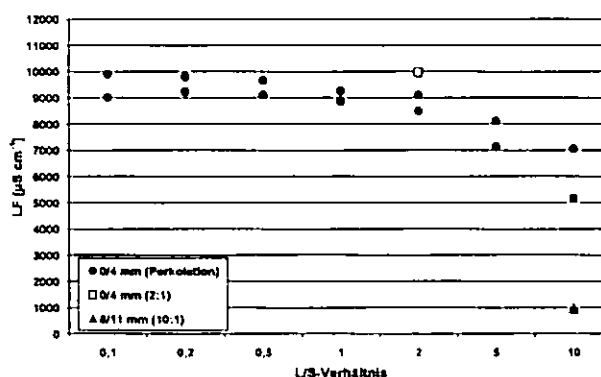


Abb. 1: Vergleich der elektr. Leitfähigkeit von up-flow-Perkolation mit Schüttelverfahren 2:1 und 10:1

Bei dem Summenparameter elektrische Leitfähigkeit (Abb. 1) ist eine Abklingfunktion mit zunehmender Durchflußmenge zu erkennen. Vergleicht man die Perkolation mit den Schüttelversuchen, so erkennt man einerseits, daß die Parallelproben (n = 2) weiter auseinander liegen als beim Schüttelversuch, andererseits, daß die LF bei einem L/S von 10 höher ist als beim Schüttelverfahren. Interessanterweise ist bei einem L/S von 2 die LF im Schüttelversuch höher.

Bei den Pb-Konzentrationen (Abb. 2) sieht man, daß das Schüttelverfahren 10:1 deutlich überzeichnet, während in den anderen Eluaten überhaupt kein Blei nachzuweisen war. Weitere Schwermetalle, wie Kupfer und Chrom, lagen in allen Versuchen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

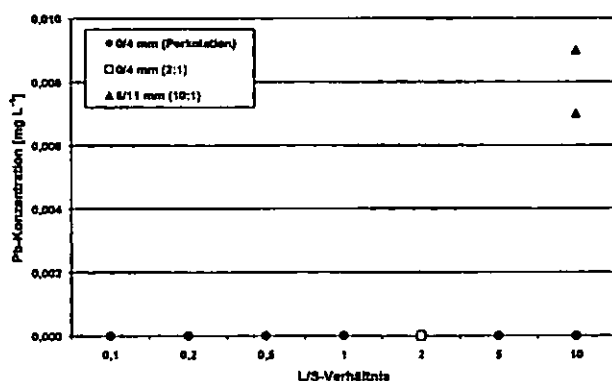


Abb. 2: Vergleich der Pb-Konzentration von up-flow-Perkolation mit Schüttelverfahren 2:1 und 10:1

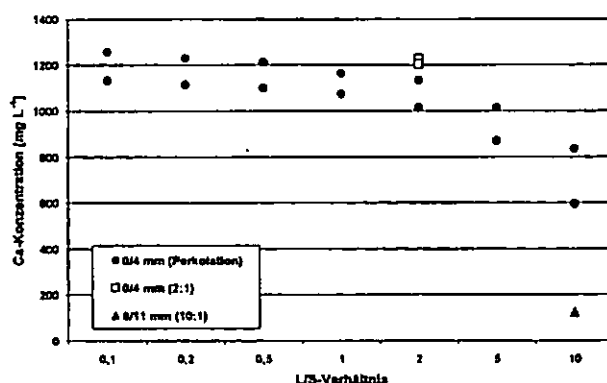


Abb. 3: Vergleich der Ca-Konzentration von up-flow-Perkolation mit Schüttelverfahren 2:1 und 10:1

Die Ca-Konzentrationen (Abb. 3) weisen erwartungsgemäß einen ähnlichen Verlauf auf wie die elektrische Leitfähigkeit.

Die dargestellten Ergebnisse verdeutlichen, daß sich je nach verwendeter Elutionsmethode ein unterschiedliches Bild bei der Auslaugung ergibt. Gründe sind vor allem die unterschiedlichen L/S-Verhältnisse und die Dauer der Elution.

Der Vergleich von Säulen- und Schütteltests hat gezeigt, daß beide Arten von Auslaugverfahren geeignet sind, die zeitliche Abhängigkeit der Auslaugraten darzustellen. Mit dem Säulentest kann man innerhalb kurzer Zeit L/S-Verhältnisse erreichen, die auch unter realen Bedingungen in Jahren/Jahrzehnten auftreten können. Allerdings spiegelt eine up-flow-Perkolation nicht die realen (Einbau-)Bedingungen wieder.

Der größere Nachteil der Säulentests ist die schlechtere Reproduzierbarkeit der Ergebnisse. Das kommt vor allem dadurch zustande, daß die Packung der Säulen - besonders bei weiten Sieblinien (z. B. 0/45 mm) - schwierig ist. Eine Lösung des Problems wäre,

die eluierten Konzentrationen als Funktion des Porenvolumens der Säulenpackung aufzutragen. Bekannter Nachteil der Schüttelversuche ist u. a. ein hoher Überschuß an Elutionsmittel, der unter Freilandbedingungen - wenn überhaupt - nur in sehr langen Zeiträumen erreicht wird.

Schlußfolgerungen und Ausblick

Die ersten Ergebnisse der Studie zeigen, daß es schwierig ist, unterschiedliche Verfahren miteinander zu vergleichen und darauf aufbauend Aussagen zum Verhalten unter natürlichen Bedingungen zu treffen. Auch existiert bisher keine Methode, die die Vorteile eines Schüttelversuchs, mit den Vorteilen einer Säule kombinieren. In der Durchführung sind Schüttelverfahren einfacher, schneller, deutlich kostengünstiger und liefern besser reproduzierbare Werte als Säulenversuche. Säulenversuche weisen möglicherweise realitätsnähere Ergebnisse auf, erfordern aber in der Praxis der Überwachung einen höheren Zeit- und Kostenaufwand.

Daher ist immer ein Kompromiß zwischen Praktikabilität und sicheren Ergebnissen nötig. Ziel künftiger Untersuchungen muß es sein, eine praxistaugliche sowie zeit- und kostengünstige Verfahrensweise zur Abschätzung des Elutionsverhaltens von Baustoffen zu entwickeln.

Literatur

- [1] MERKEL, T. (2007): Produktion und Einsatz von Eisenhüttenschlacken im Jahr 2006. Report des FEhS - Instituts für Baustoffforschung e. V., Heft 1/2007, S. 6.
- [2] FÖRSTNER, U. u. P. GRATHWOHL (2006): Ingenieurgeochemie. Berlin (Springer).
- [3] DIN 38414-4 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser (S4).
- [4] CEN/TS 14405 (2004): Charakterisierung von Abfällen - Auslaugungsverhalten - Perkulationsprüfung im Aufwärtsstrom (unter festgelegten Bedingungen).

Quantification of Mercury Volatilization from Floodplain Soils at the Elbe River

Anja During¹, Jörg Rinklebe^{1,2},
Mark Overesch³, Rainer Wennrich⁴,
Sybille Mothes⁴, Heinz-Ulrich Neue¹

Introduction

Mercury and all its chemical compounds and forms are distributed world-wide. Large amounts of Hg have been accumulated in floodplains at the Elbe River and its catchment area during the last century. Mercury polluted floodplain soils at the Elbe emit gaseous mercury to the atmosphere. Although numerous studies of Hg emissions from soils have been published, field measurements and reliable estimates of Hg fluxes from highly polluted floodplain soils at the Elbe River and its tributaries are fragmentary and locally available only. Mercury volatilizations from soils have mostly been measured by dynamic flux chambers or micrometeorological methods which are complex, stationary, and expensive established systems hindering measurements of Hg fluxes at several different field sites. We quantified Hg emissions from three soils using an optimized sampling system which is more mobile, easy to handle and allows rapid estimates of total gaseous mercury (TGM) from soils.

Materials and Methods

TGM concentrations of three floodplain soils (Mollic Fluvisols) were determined in August 2005. The study sites are located in floodplains at the UNESCO Biosphere Reserve 'Central Elbe' at stream kilometres 242, 290, and 417, Germany. The sites are periodically flooded by the Elbe River and they reveal high heavy metal contaminations, especially of Hg. Soils of low-lying terraces were selected because they expose largest concentrations of Hg due to high content of soil organic matter and fine mineral particles (Devai et al., 2005; Rinklebe et al., 2007). Lindberg et al. (2002) and Wallschläger et al. (2002) reviewed numerous established sampling techniques to collect and analyze TGM. Munthe et al. (2001) compared methods for sampling and analysis of different atmospheric Hg species. Most commonly dynamic flux chamber systems have been employed. With the aim of measuring actual fluxes of Hg from a defined soil area with

high precision we did optimize the new system of Böhme et al. (2005) which does allow rapid estimates of potential Hg emissions from a defined soil area at field sites (Fig. 1). The developed TGM chamber technique does consist of a 0.65 l glass chamber with a Teflon™ frame, four inlets for air circulation, two gold traps arranged in series to prevent Hg-losses, and a battery operated pump with an integrated gas flow meter. Three of these glass chambers were randomly distributed on an even soil surface of 1 m². The achieved continuous gas circulation within the system improved the sensitivity of the system. Soil water content and soil temperature as well as air temperature and air pressure were measured in parallel. Gas sampling was performed for one hour with a flow rate of 2 l min⁻¹. TGM amalgamated in the gold traps was determined by cold vapour atomic absorption spectrometry (CV-AAS).

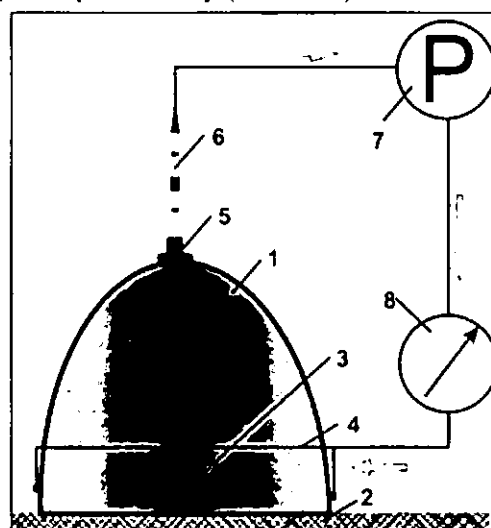


Fig. 1: Sampling set up to determine Hg volatilization from soils (modified after Böhme et al. 2005): glass chamber (1) with Teflon™ frame (2), four inputs (3), silicone tubes (4), connecting piece (5), two gold traps (6), battery operated pump (7) with integrated gas flow meter (8)

Results

Hg concentrations of the studied floodplain soils at the Elbe River exceed threshold values of the German Soil Conservation Law and are a potential source of elevated TGM concentrations in air directly above soil surface.

Tab 1: Total gaseous mercury (TGM) collected on gold traps and determined by CV AAS, pumped gas volume and calculated Hg fluxes in the studied soils

Site	TGM [ng abs.]	Pumped gas volume [L]	Hg flux [ng m ⁻² h ⁻¹]		
			Mean	SD	n
Wörlitz	0.09 ± 0.07	122.20 ± 4.00	8.57	5.71	3
Breitenhagen	0.31 ± 0.33	119.43 ± 1.57	30.97	30.77	3
Sandau	0.51 ± 0.03	120.77 ± 4.23	50.08	2.28	3

TGM concentrations sampled with the new optimized method and calculated Hg fluxes verified considerable Hg emissions at the study sites. The TGM concentrations collected with gold traps ranged from 0.02 to 0.63 ng. The calculated Hg fluxes of the three soils at the Elbe ranged from 2.0 to 63.3 ng m⁻² h⁻¹ (n=9). Highest mean Hg fluxes have been observed downstream at 417 and

¹Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ, Dept. Soil Chemistry, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle, Germany
²Soil- and Groundwatermanagement, Institute for Soil Engineering, Water- and Wastewatermanagement, Dept. D, Civil Engineering, University of Wuppertal, Pauluskirchstr. 7, 42285 Wuppertal, Germany
³University of Köln, Geographical Institute, Albertus-Magnus-Platz, 50923 Köln, Germany
⁴Helmholtz Centre for Environmental Research – UFZ, Dept. Analytical Chemistry, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig, Germany

lowest at stream kilometres 242. Hg stocks in soils increased upstream in the order Wörlitz < Breitenhagen < Sandau. However, assumed positive correlations between Hg stocks in soil and Hg fluxes were not detected.

Discussion

Observed Hg fluxes are in the same order of magnitude of other reported studies in floodplains but lower than in heavily Hg contaminated mining areas. Estimation of Hg emissions over a defined area is a complex process involving lots of factors including soil characteristics (e.g. soil substrate, surface type, Hg concentration and speciation of the surface) vegetation and environmental conditions such as solar radiation, temperature, precipitation, wind, and atmospheric chemistry as well as anthropogenic interference that effect emissions (Zhang et al. 2003). Wallschläger et al. (1998) deduced that humic substances and the presence of Cd^{2+} enhance the abiotic reduction of Hg^{2+} to Hg^0 . The studied soils are periodically flooded and reveal high contents of soil organic matter, high Cd concentrations, and high microbial activities what certain effect Hg emission. About 10 % of the annual Hg deposits in floodplain soils are assumed to be emitted into the atmosphere (Wallschläger 1996). However, the Hg enriched soils of the Elbe floodplains are definitely high potential sources of Hg emissions.

A hypothesized positive correlation between Hg fluxes and Hg stocks in soil were not verified; other factors may have a stronger impact on Hg volatilization. Controlling factors like soil temperature and soil water content as well as air temperature and air pressure above soil surface were monitored during the measurement period. An obvious dependence of these factors on Hg volatilization could not be established during this initial measuring period. The experienced variance in monitoring Hg fluxes in the field let us conclude that aggregating reported Hg fluxes has to be done with great caution and may not be feasible at all due to different measurement systems and sampling conditions.

Conclusion

Mercury fluxes have been quantified from three Hg-contaminated floodplain soils at different sites at the Elbe River (Germany) using a mobile and easy to handle Hg specific sampling kit. The sampling technique was optimized by an air circulation within the system providing a well aligned and effective sampling set up. Fast and more precise sampling allowed more effective measurements of Hg volatilization at several sites. Observed Hg fluxes reveal high values compared to estimated mean global fluxes. The study sites are well suited to monitor Hg volatilization from soils at the Elbe floodplains. We will continue monitoring Hg fluxes from the study sites to establish a full set of data that will allow a comprehensive statistical analysis of factors

and processes controlling seasonal and diurnal variation of Hg fluxes from floodplain soils at the Elbe River.

Perspective

We are still confident to establish interrelations between Hg emission and temperature, soil water regime, solar radiation, soil organic matter e.g. and we expect to detect seasonal and diurnal variation of TGM volatilization rates in the field. Field monitoring of Hg volatilization will continue and additional specific experiments in the laboratory will be set up to achieve sufficient and more complete understanding of controlling factors and processes of Hg volatilization from floodplain soils at the Elbe River and elsewhere.

Acknowledgement

This research was financially supported by a research grant of the Ministry of Agriculture and Environment, of the European Fond for Regional Development (EFRE) and advice of the Department of Environmental Protection (LAU) of the Federal German state Saxony-Anhalt (FKZ: 76213/08/01). The authors would like to thank H. Dittrich, A. Borbonus and J. Steffen for the technical assistance as well as Dr. H.-J. Stärk for helpful discussions.

References

- Böhme F, Rinklebe J, Stärk H-J, Wennrich R, Mothes S, Neue H-U (2005): A simple field method to determine mercury volatilization from soils. *ESPR – Environ Sci & Poll Res* 12/3, 133-135
- Devai I, Patrick WH Jr, Neue H-U, DeLaune RD, Kongchum M, Rinklebe J, (2005): Methyl Mercury and Heavy Metal Content in Soils of Rivers Saale and Elbe (Germany). *Analytical Letters* 38/6, 1037-1048
- Lindberg SE, Zhang H, Vette AF, Gustin MS, Barnett MO, Kuiken T (2002): Dynamic flux chamber measurement of gaseous mercury emission fluxes over soils: Part 2 – effect of flushing flow rate and verification of a two-resistance exchange interface simulation model. *Atmospheric Environ* 36, 847-859
- Munthe J, Wängberg I, Pirrone N, Iverfeldt Å, Ferrara R, Ebinghaus R, Feng X, Gärdfeldt K, Keeler G, Lanzillotta E, Lindberg SE, Lu J, Mamane Y, Prestbo E, Schmolke S, Schroeder WH, Sommar J, Sprovieri F, Stevens RK, Stratton W, Tuncel G, Urba A (2001): Intercomparison of methods for sampling and analysis of atmospheric mercury species. *Atmospheric Environ* 35, 3007-3017
- Rinklebe J, Franke C, Neue HU (2007): Aggregation of Floodplain Soils Based on Classification Principles to Predict Concentrations of Nutrients and Pollutants. *Geoderma* 141, 210-223
- Wallschläger D (1996): Spezialanalytische Untersuchungen zur Abschätzung des Remobilisierungspotentials von Quecksilber aus kontaminierten Elbauen. Ph.D. thesis. Fachbereich 02 Biologie / Chemie der Universität Bremen, Germany, 267 pp
- Wallschläger D, Desai MVM, Spengler M, Wilken R-D (1998): How Humic Substances Dominate Mercury Geochemistry in Contaminated Floodplain Soils and Sediments. *J Environ Qual* 27, 1044-1054
- Wallschläger D, Kock HH, Schroeder WH, Lindberg SE, Ebinghaus R, Wilken R-D (2002): Estimating gaseous mercury from contaminated floodplain soils to the atmosphere with simple field measurement techniques. *Water, Air, and Soil Poll* 135, 39-54
- Zhang H, Lindberg S, Gustin M, Xu X (2003): Toward a better understanding of mercury emissions from soils. In: Cai Y, Braids OC [Eds.] (2003): Biogeochemistry of environmentally important trace elements. National meeting of the American Chemical Society. 01.04.-05.04.2001, San Diego, Calif. ACS symposium series 835, 246-261

Freisetzung von Nährionen aus Böden unterschiedlicher Klimaregionen

Sandra Ernst*, Daniel Amthauer Gallardo, Kerstin Michel, Bernard Ludwig

Einleitung und Zielsetzung

Die Nährionendynamik im Boden ist bisher noch nicht ausreichend quantitativ untersucht worden. Für eine ökologisch- und ökonomisch optimierte Pflanzenproduktion ist ein besseres Verständnis dieser Prozesse jedoch von grundlegender Bedeutung.

Ziel der vorliegenden Studie ist (i) die Charakterisierung der untersuchten Böden mit differierender Textur aus verschiedenen Klimaregionen (temperat, subtropisch) und (ii) die Untersuchung der Freisetzung von Nährionen aus ungestörten Bodensäulen.

Material und Methoden

Ungestörte Bodensäulen (A_p -Horizont, 0-25 cm) von zwei Standorten aus einer temperaten (Haplic Luvisol, Göttingen; Eutric Cambisol, Darmstadt) und zwei Standorten aus einer subtropischen Klimaregion (Irragric Cambisol, Sohar; Irragric Anthrosol, Balad Seet; Oman) wurden unter ungesättigten Bedingungen drei Monate lang bei einer konstanten Temperatur von 10 °C inkubiert. Die Beregnung der Bodensäulen (3 mm pro Tag) erfolgte mit einer 1 mM $CaCl_2$ -Lösung. Durch Anlegen eines permanenten Unterdruckes von 100 mbar wurden Perkolate gewonnen, in denen die Kationen Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , die Anionen Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} sowie der pH-Wert gemessen wurden.

Zur Charakterisierung der Böden wurden homogenisierte Proben verwendet. Bestimmt wurden der organische C-Gehalte (C_{org}), der anorganische C-Gehalt (TIC), Gesamt-N (N_t), die potentielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) und der pH-Wert.

Ergebnisse und Diskussion

Eigenschaften der untersuchten Böden

In den Böden aus der subtropischen Klimaregion wurden insgesamt höhere C-Gehalte nachgewiesen als in denen der temperaten Klimazone. Der C_{org} -Gehalt ist maximal um das neunfache erhöht, der TIC-Gehalt um bis zu 185mal höher. Neben dem Ausgangsgestein ist hierfür wahrscheinlich das $CaCO_3$ -reiche Wasser der Falaj-Bewässerung aus dem Kalksteingebirge des Omans verantwortlich. Die KAK_{pot} bei den Sandböden der unterschiedlichen Klimaregionen ist vergleichbar, während sie bei den Schluffböden um das sechsfache erhöht ist.

Der pH-Wert liegt im Carbonatpufferbereich von 7.2 bis 8.1.

Ionenfreisetzung

Der Sandboden aus Darmstadt zeigte eine kontinuierliche K-Freisetzung, die wahrscheinlich durch Kationenaustausch erklärt werden kann (nicht gezeigt). Dagegen war im Perkolat des Sandbodens aus dem Oman (Sohar) eine Cl-Konzentration von bis zu 40 μM nachweisbar (Abb. 1). Dies kann ein Hinweis auf Versalzung durch Bewässerung sein. In den Perkolaten aus der subtropischen Klimaregion war zu Beginn der Versuche eine starke NO_3^- -Freisetzung zu beobachten. Dies kann dadurch erklärt werden, dass es in den Omanböden aufgrund der geringen Jahresniederschläge (max. 100 mm) zu einer Akkumulation von NO_3^- kommt, welches infolge der Beregnung ausgewaschen wurde.

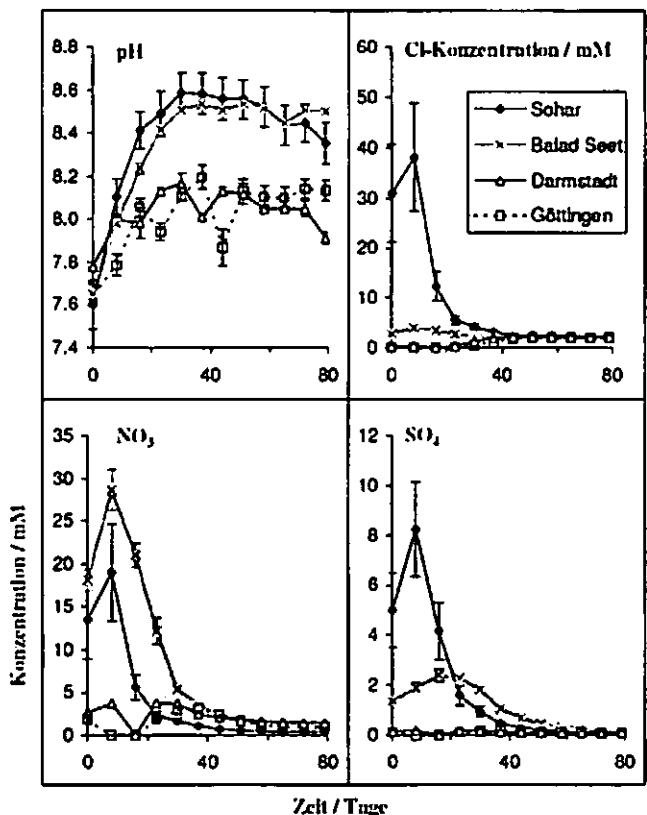


Abb. 1 Veränderung des pH-Wertes sowie Freisetzung von Anionen aus ungestörten Bodensäulen (Mittelwerte und Standardfehler, $n=4$).

Schlussfolgerung und Ausblick

Die Standortcharakterisierung zeigt deutliche Unterschiede in Inventar- und Lösungsschemie der Böden. Sorptionsverhalten der Böden und pH-Pufferung werden derzeit studiert und die Prozesse mit dem geochemischen Gleichgewichtsmodell PHREEQC abgebildet.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wird von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (GRK 1397/1) gefördert.

Die kleinräumige Verteilung redoxsensitiver Elemente in sog. *frost boils* der arktischen Tundra Alaskas

Fiedler¹, S., Breuer², J., Stahr¹, K., Michaelson³ G.J., Ping³ C.L.

Sog. *Frost Boils* (oder auch *mud boils*, *mud circles*, *hummocks*, *Erdbulen*, *mat pits*) gehören zu den weitverbreiteten Phänomenen der Frostmusterbildung arktischer Regionen. Sie stellen kleinräumige, runde Landschaftserhebungen (Durchmesser 0.5 bis 1 m, Höhendifferenz 0.4 m) dar. Aus der Forstwirkung, welche durch die isolierende Schicht der organischen Substanz unterschiedlich intensiv wirkt, kommt es zur Ausbildung eines typischen Mikroreliefs (Abb. 1).

Es wird davon ausgegangen, dass lediglich über den Feststofftransport Elemente infolge der Kryoturbation verlagert werden. Zahlreiche redoxmorphe Merkmale deuten jedoch auf eine kleinräumige Umverteilung redoxsensitiver Elemente hin, welche bislang nicht untersucht wurden (Abb. 1).

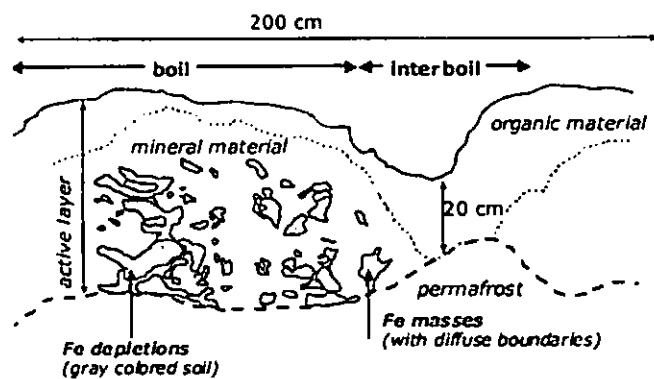


Abb. 1: Morphologie sog. frost boils

Material und Methoden

Während des arktischen Sommers (Juli-August) wurde in 4 typischen *frost boils* im Norden von Alaska (68°38'N, 149°36'W) hinsichtlich der Morphologie, der Redoxbedingungen und der kleinräumigen Verteilung pedogener Fe und Mn-Oxide (Pyrophosphat, Oxalat, Dithionit-Extraktion) charakterisiert.

¹Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27, 70599 Stuttgart, fiedler@uni-hohenheim.de

²LA Chemie, Universität Hohenheim

³School of Natural Resources and Agricultural Sciences, University of Alaska Fairbanks, USA

Ergebnisse und Diskussion

Die untersuchten *frost boils* zeichnen sich durch zwei **morphologisch** klar abgrenzbare Bereiche aus: Aufgrund der isolierenden Wirkung der organischen Substanz ist die *active layer*-Zone in den *interboil*-Bereichen (bis zu 400 g Corg kg⁻¹) geringmächtiger (20 vs. 45 cm) Bereich der *boils*. (100 g Corg kg⁻¹). Hierdurch bedingt, zeigen *frost boils* eine typische *Schüsselform* (*bowl shape*) mit einem konvexen oberirdischen und konkaven unterirdischen Mikroreliefs (Abb. 1).

Das **Redoxmilieu** zeigte ein regelhaftes, zweidimensionales Muster, welches der Verteilung der organischen Substanz folgte. Die gut durchlüfteten *interboil*-Bereiche, sowie die oberflächennahen *boil*-Bereiche waren durch aerobe Verhältnisse gekennzeichnet. Mit der Tiefe wurde eine Abnahme der Redoxpotentiale beobachtet (ca. 600 → 130 mV). Stark reduzierende Bereiche wurden unmittelbar oberhalb der Permafrosttafel vom Rand zum Zentrum ermittelt. Keine Unterschiede im Redoxniveau ergaben sich zwischen den vier *frost boils*.

Aufgrund der Redoxbedingungen konnte für den Untersuchungszeitraum eine hohe Mn-Mobilität im gesamten *frost boil*-Bereich abgeleitet werden. Als Fe-Mitigationzone wurde ein geringmächtiger Bereich oberhalb der Permafrosttafel detektiert, welche durch Stauwasser beeinflusst wurde. Nur hier war der α - α -Dipyridyl-Test zum Fe²⁺-Nachweis positiv.

Die im Sommer gemessenen Redoxpotentiale widerspiegeln nur teilweise die kleinräumige Verteilung der pedogenen Oxide.

Obwohl über den gesamten *frost boil*-Bereich eine **hohe Mn-Mobilität** vorhanden war, konnte eine räumliche Differenzierung beobachtet werden, was eine Umverteilung nahe legt. Die *interboil*-Bereiche waren durch hohe (bis zu 800 mg Mnd kg⁻¹), die mineralischen Bereiche hingegen durch niedrige Mn-Gehalte (30 mg Mnd kg⁻¹) gekennzeichnet. Die enge Korrelation zwischen pyrophosphat- und dithionit-löslichem Mn (Mnp vs. Mnd = 0.87) verweist auf eine starke Mn-Affinität zur organischen Substanz. In den mineralischen Bereichen mobilisiertes und in die *interboil*-Bereiche transportiertes Mangan (abwärtsgerichteter Transport im Frühjahr, aufwärtsgerichteter Transport im Sommer) scheint

durch die organische Substanz dauerhaft festgelegt zu werden.

Die generell hohen Fe_o/Fe_d-Verhältnisse (interboil = 1, boil = 0.8) verwiesen auf einen hohen Anteil amorpher Fe-(Hydr)oxide, welche einerseits durch die Redoxdynamik (ständiger Wechsel der Redoxbedingungen) und andererseits durch die organische Substanz (Verhinderung der Kristallisation der Fe-Oxide) erklärbar ist.

Aus der unterschiedlichen Redoxchemie resultierte eine räumlichen Differenzierung der Mn und Fe (Abb. 2. vs. Abb. 3).

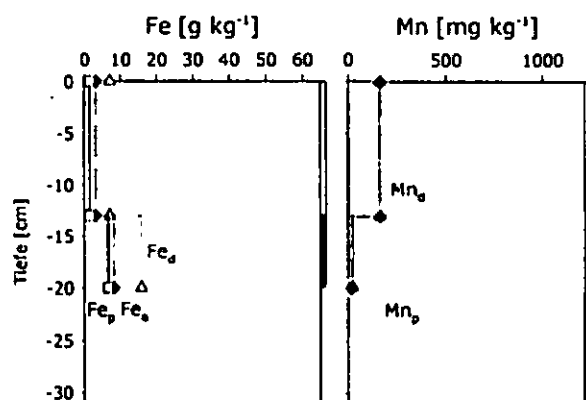


Abb. 2: Tiefenverteilung pedogener Oxide im ,interboil'-Bereich typischer ,frost boils'

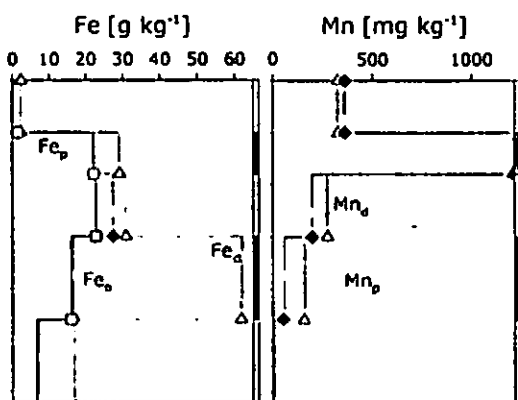


Abb. 3: Tiefenverteilung pedogener Oxide im ,boil'-Bereich typischer ,frost boils'

Fazit

In einem kleinen zeitlichen Fenster (Frühjahr, Sommer) findet ein intensiver Elementtransport über die gelöste Phase statt, was zu einem kleinräumigen Muster hydromorpher Merkmale führt. Die Mobilisierung / Immobilisierung erfolgt durch Redoxprozesse. Diese Muster können infolge Kryoturbation verändert werden.

Auswirkungen von Flugasche-Emissionen auf den Stoffhaushalt von Waldböden

Fritz, H.; Abiy, M.; Fürst, C.; Makeschin, F.

Einleitung

Das Waldgebiet der Dübener Heide nordöstlich des Ballungsgebietes Leipzig-Halle-Bitterfeld war bereits seit Beginn der Industrialisierung und verstärkt in den 60iger und 70iger Jahren des 20sten Jahrhunderts Industrieemissionen von Kohlekraftwerken, Brikett-, und Steinzeugfabriken ausgesetzt.

Nach FELDMANN et al. [1997] wurden in den fast 100 Jahren Braunkohlenutzung in der Region rund 1 Mrd. t Rohbraunkohle gefördert und zum großen Teil auch vor Ort verfeuert. Bei dieser Verbrennung wurden etwa 12 Mio. t basische, schwermetallhaltige Flugasche ausgestoßen, die sich überwiegend im Gebiet der Dübener Heide ablagerten.

Aufgrund der Vielzahl verschiedener Flugascheemittenten mit unterschiedlicher Betriebsdauer und Leistung sowie der Variation der Standortsbedingungen im Waldgebiet haben sich die bodenchemischen Eigenschaften der Auflagen und oberen Mineralböden differenziert entwickelt [HERPEL et al. 1995; LUX 1965].

Dieser Einfluss der Flugasche auf die Böden wird zur Zeit als Teil des Projektverbundes ENFORCHANGE (www.enforchange.de) untersucht.

Ziel ist es unter anderem ein Verteilungsmuster in den chemischen Bodeneigenschaften zu finden und zu beschreiben, sowie natürliche und verschiedene anthropogene Einflüsse von einander abzugrenzen. Letztendlich sollen daraus Prognosen für die weitere Entwicklung des Gebietes abgeleitet und Grundlagen für ein ganzheitliches Konzept der Landnutzung geschaffen werden.

Methodik

Für die Untersuchungen wurden 12 Standorte ausgewählt (Abb.3). Diese repräsentieren die charakteristischen Bodenformen und Baumarten der Dübener Heide. Die Beprobung und Analyse

(pflanzenverfügbaren Ca, Mg, K, Cd, Cr, Cu, Co, Ni, Pb, Zn) erfolgte in Anlehnung an die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald in Tiefenstufen [BUND-LÄNDER AG BZE II 2006; GUTACHTERAUSSCHUSS FORSTLICHE ANALYTIK 2005].

Ergebnisse

Für eine erste Interpretation der Verteilung der Elementgehalte zwischen den Profilen und Tiefenstufen wurden kanonische Diskriminanzanalysen einerseits für Schwermetalle und andererseits für die basischen Nährelemente durchgeführt.

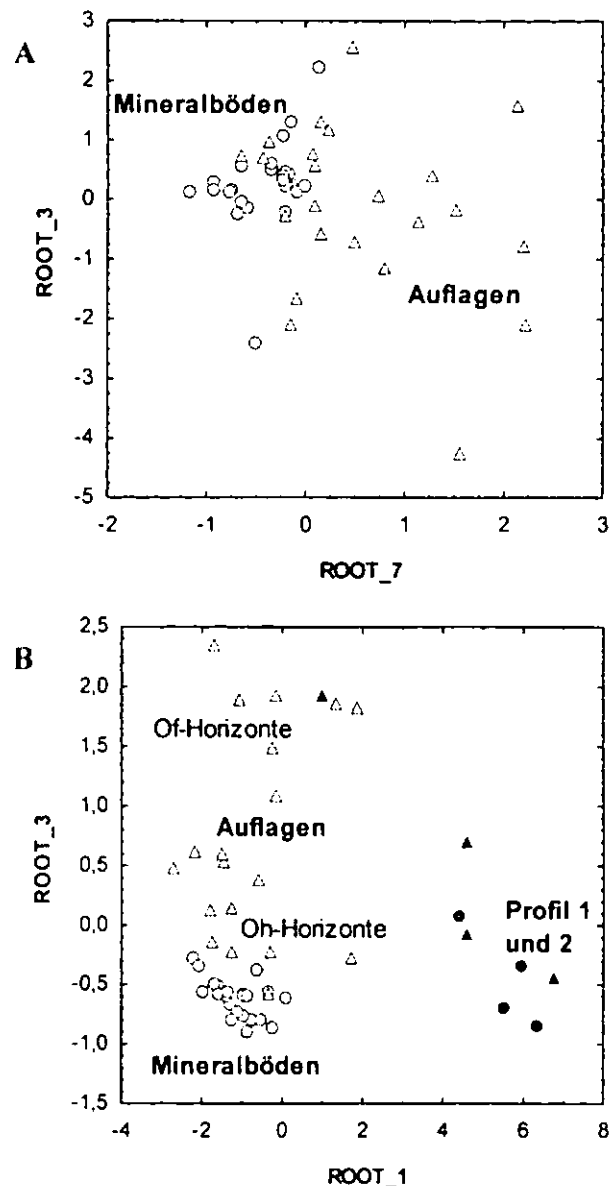


Abb.1: Kanonische Diskriminanzanalyse bis 10 cm Tiefe von A) Cd, Co, Cr, Cu Ni, Pb und Zn und B) Ca, Mg und K (Dreiecke: Auflagen, Kreise: Mineralböden)

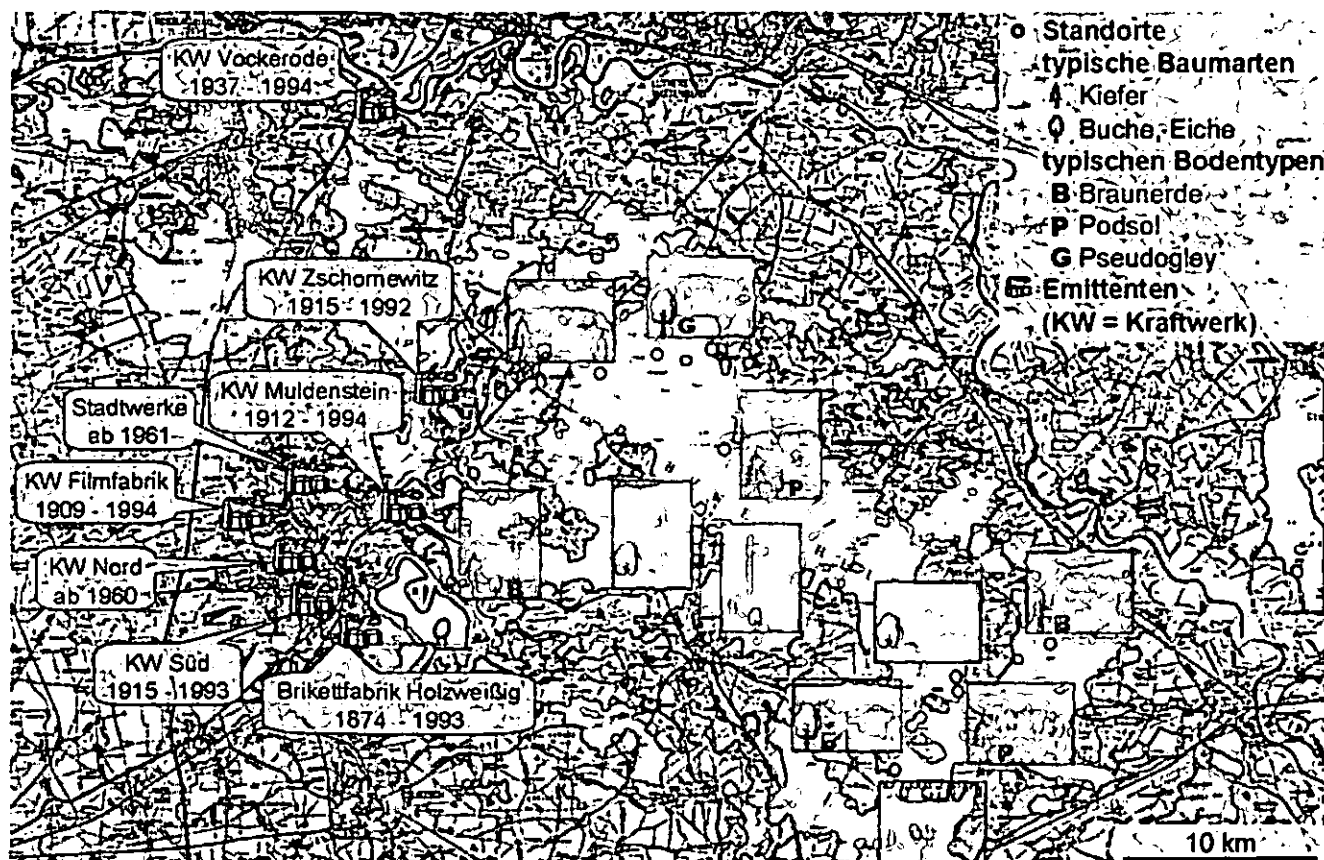


Abb.2: Lage und kurze Beschreibung der Standorte und Emittenten

Schlussfolgerung

Bei der Diskriminanzanalyse der Schwermetalle hebt sich die Gruppe der Auflagen von den Mineralböden ab. Klassifizierende Elemente sind dabei Cu, Pb und besonders Cr.

Diese Gruppierung kann einerseits durch die stärkere Bindung von Schwermetallen an die organische Substanz der Auflagen und andererseits durch atmosphärische Ein-träge begründet sein.

Da außerdem die Schwermetallgehalte in der Auflage die Vorsorgewerte nach PRÜEB [1992] weit überschreiten kann hier von einer anthropogenen Beeinflussung zum Beispiel durch Flugasche ausgegangen werden.

Bei den basischen Nährelementen wirken nur Ca und Mg klassifizierend. Dabei gruppiert Ca mit der Tiefe in Of-Horizonte, Oh-Horizonte und Mineralböden, während Mg die emittentennahen von den emittententfernen Standorten trennt.

Die klassifizierende Wirkung von Mg kann auf den Einfluss der Flugaschen zurückgeführt werden, deren Bestandteil unter anderen Mg ist. Überdies sind die Gehalte der basischen Nährelemente überdurchschnittlich und sollten deshalb eine Besondere Berücksichtigung in der waldbaulichen Planung bekommen.

Literatur

- BUND-LÄNDER AG BZE II (2006): Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Hrsg: Bundesministerium für Verbraucherschutz Ernährung und Landwirtschaft (BMELV).
- FELDMANN, R.; HENLE, K.; AUGÉ, H.; FLACHOWSKY, J.; KLOTZ, S. & KRÖNERT, R. (1997): Regeneration und nachhaltige Landnutzung - Konzepte für belastete Regionen. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- GUTACHTERAUSSCHUSS FORSTLICHE ANALYTIK (2005): Handbuch Forstliche Analytik (HFA) - Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich. Hrsg: Bundesministerium für Verbraucherschutz Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL), Bonn.
- HERPEL, J.; HEINZE, M. & FIEDLER, H. J. (1995): Veränderung von Boden und Vegetation in Kieferbeständen der Dübener Heide zwischen 1966 und 1990. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, 34, S.17-41.
- LUX, H. (1965): Die großräumige Abgrenzung von Rauchschadenszonen im Einflüßbereich des Industriegebietes um Bitterfeld. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Technischen Universität Dresden*, 14 (2), S.433-442.
- PRÜEB, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden. Verlag Ulrich E. Grauer.

Koordinative Quervernetzungen in der organischen Bodensubstanz: Effekte bei der Belegung mit Calcium

Daniela Gildemeister¹ und Gabriele E. Schaumann

Einleitung

Mehrwertige Kationen können einen Einfluss auf die Ausbildung von Molekülvernetzungen in der organischen Bodenmatrix haben. Diese koordinativen Quervernetzungen vermindern die Beweglichkeit der Moleküle durch die Abnahme der Anzahl freier beweglicher Molekülbereiche und die Verknüpfung der Moleküle miteinander. Es bildet sich eine starre Matrix aus. Messbar ist der Grad der Starrheit einer Matrix mit der Differential Scanning Kalorimetrie (DSC). Beim Durchleiten eines Wärmestromes durch die Probe wird bei einer charakteristischen Temperatur (Stufenübergangstemperatur: T_g) der sprunghafte Anstieg der Wärmekapazität in der Probe gemessen. Je höher die Starrheit der Matrix umso höher ist auch T_g . (1)

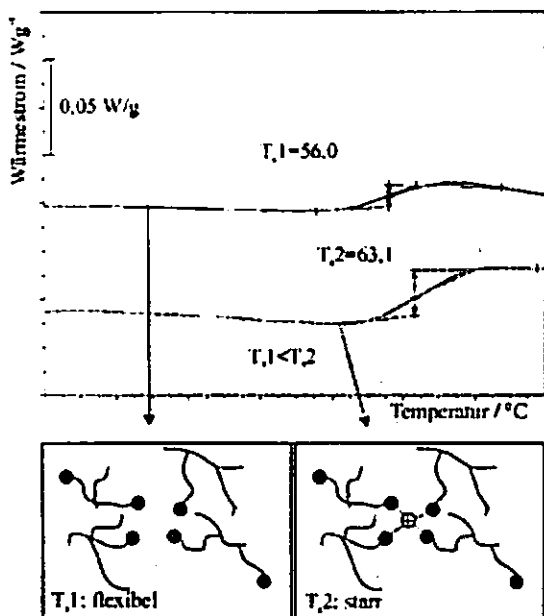


Abbildung 1: DSC-Diagramm mit 2 Beispielkurven, wie sie bei der Messung von Bodenproben entstehen

In DOM Präzipitaten bewirken vor allem Calciumionen eine Zunahme der Starrheit (2). Doch führt nicht jede Belegung zwangsläufig zu einem Einbau in das Molekülnetz, auch ein Ausfallen als Salz im Boden ist möglich (3). Mit der folgenden Untersuchung sollte geklärt werden, welche Faktoren einen möglichen Einfluss auf die Ausbildung von Quervernetzungen haben.

Zielsetzung

Aufbauend auf den vorhandenen Erkenntnissen wurde eine Bodenprobe mit Calciumionen belegt. Ziel dieser Belegung war es

- a) Bodeneintauschfeffizienzen bis zur potentiellen KAK zu erhalten, um eine Salzbildung zu minimieren und
- b) Eine möglichst hohe Vernetzung der organischen Bodensubstanz zu erreichen

¹ Universität Koblenz-Landau, Institut für Integrierte Naturwissenschaften, Fachgebiet Organische Chemie und Umweltchemie; Universitätsstr. 1, 56070 Koblenz

Folgende Hypothesen wurden zugrunde gelegt:

- I. Calciumionen bilden Quervernetzungen aus und erhöhen damit die Starrheit der Matrix mit steigender Konzentration
- II. Die Ausbildung quervernetzender Strukturen ist ein langsamer Prozess, der durch Austrocknen und Wiederbefeuchten beschleunigt werden kann

Material und Methoden

Für die Versuche wurde eine Rohhumusaufgabe eines 80 Jahre alten Fichtenwaldstandortes verwendet, eine nähere Beschreibung des Bodens findet sich in (4). Jeweils 3 bis 4 g des Bodens wurden bis zu 4 mal mit einer Calciumlösung perkoliert. Drei unterschiedlich hoch konzentrierte Perkulationslösungen wurden dabei in verschiedenen Ansätzen getestet: 5 mmol/l; 8 mmol/l und 10 mmol/l.

Ein Perkulationszyklus umfasste die Perkulation mit ca. 100 ml Lösung, die Entnahme des Bodens aus der Säule, Lufttrocknung des Bodens über Nacht und weitere Konditionierung der Probe bei 20°C und 76% Luftfeuchte für 1-2 Tage, darauf folgte eine erneute Perkulation (Abb. 2).

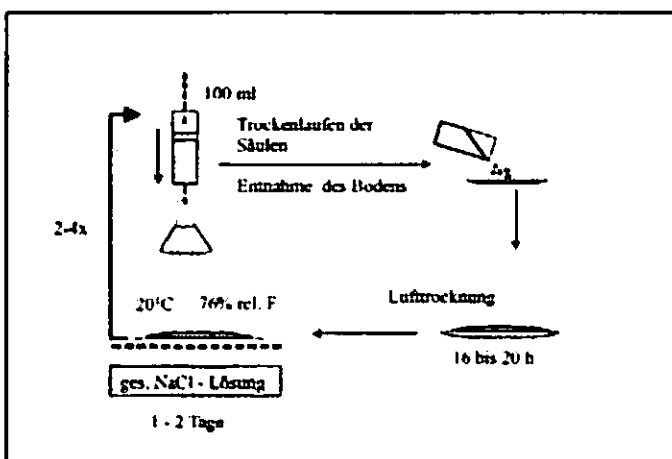


Abbildung 2: Perkulationszyklus einer Bodenprobe

In den Perkulationslösungen und den Perkolaten wurde der Calciumgehalt mit der Flammen-AAS bestimmt. Aus der Bilanz zwischen diesen Werten errechnet sich die Eintauschfeffizienz der Belegung.

Nach jeder Perkulation wurde eine geringe Menge (wenige mg) der Probe entnommen 2 - 3 Wochen bei 20°C und 76% Luftfeuchte konditioniert und die Stufenübergangstemperatur mit der DSC bestimmt.

Ergebnisse

Die Calciumgehalte im Boden steigen mit den Perkulationsstufen und den Calciumkonzentration in den Perkulationslösungen an. Nach 3 bis 4 Perkulationen verringert sich die Effizienz der Belegung, die Proben nehmen kaum noch zusätzliches Calcium auf.

Die potentielle KAK wird nur von den Proben, die mit der 10 mmol Lösung perkoliert wurden, überschritten.

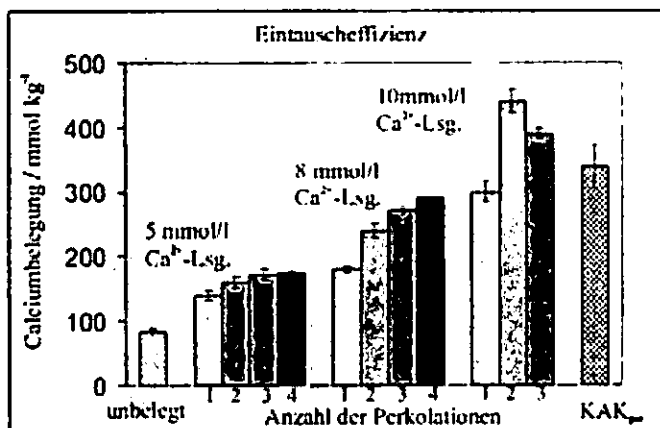


Abbildung 3: Eintauschfeffizienz des Calciums in Abhängigkeit von der Perkulationslösung und der Anzahl der Perkulationen

Abb. 4 zeigt die Stufenübergangstemperaturen der belegten Bodenproben in Abhängigkeit von der Calciumkonzentration im Boden.

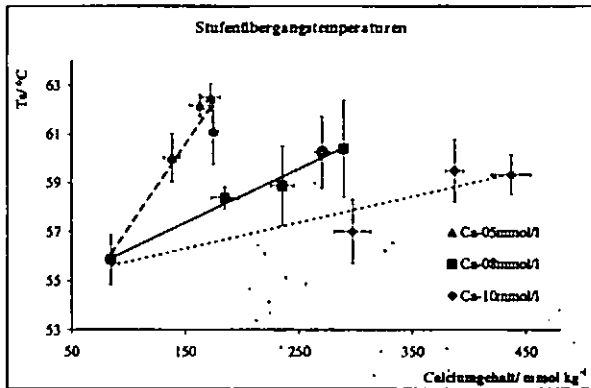


Abbildung 4: Stufenübergangstemperaturen der unterschiedlich stark belegten Proben

Die Stufenübergangstemperatur steigt mit der Zugabe von Calcium für alle Proben. Die größte Steigung und damit den höchsten Anstieg von T_v weisen die Proben auf, die mit der 5 mmol/l - Calciumlösung belegt wurden. Für die Proben mit der 8 mmol/l -Lösung ergibt sich eine mittlere Steigung, für die Proben, die mit der 10 mmol/l-Lösung behandelt wurden ergibt sich die geringste Steigung.

Proben mit ähnlichen Calciumgehalten, aber verschieden behandelt, weisen unterschiedliche Stufenübergangstemperaturen auf: Bei einer Konzentration im Boden von 160 mmol/kg liegt die Stufenübergangstemperatur des mehrfach perkolierten Bodens mit einer 5 mmol/l Lösung bei ca. 62°C während die Temperatur des nur einfach mit einer 8 mmol/l Lösung perkolierten Bodens nur bei ca. 58°C liegt. Ähnliches ist bei einer Konzentration von 300 mmol/kg anhand der mit 8 mmol/l und der mit 10 mmol/l Lösungen perkolierten Proben zu beobachten.

Diskussion und Modellvorstellung

Die erreichten Belegungen im Boden, die alle unterhalb oder im Bereich der KAK_{pot} liegen, deuten darauf hin, dass die aufgenommene Menge Calcium nicht als Salz ausgefallen ist, sondern sich an Austauschplätzen im Boden angelagert hat.

In allen mit Calcium behandelten Proben lässt sich eine Zunahme der koordinativen Quervernetzungen in Form des Anstiegs der Stufenübergangstemperatur messen. Die Ausbildung der Quervernetzung ist jedoch deutlich effektiver, wenn mehrfach mit einer niedrig konzentrierten Lösung gearbeitet wird als von Beginn an mit einer höheren Konzentration. Auch bei mehrfacher Perkolation mit einer höher konzentrierten Lösung kann dieser Grad der Quervernetzung nicht mehr erreicht werden. Daraus folgt, dass die Ausbildung koordinierender Quervernetzungen vor allem von der Art und Weise abhängig sein muss, wie und in welchem Zeitraum der potentielle Quervernetzer sich an die OBS bindet.

Aus den Ergebnissen wird das folgende Modell abgeleitet:

Bei Perkolation mit einer niedrig konzentrierten Calciumlösung (Abb.5) gelangen zeitgleich wenige Kationen in den Boden. Diese wenigen Kationen stehen viele negative Moleküle für eine koordinative Vernetzung zur Verfügung. Daher bilden sich Vernetzungen aus, bei denen sich viele negative Enden um ein Kation lagern (Abb.5; I). Weitere Perkolation mit der niedrig konzentrierten Lösung bewirkt nicht eine Auflösung der vorhandenen koordinativen Bindungen sondern eine Anlagerung der Kationen an eine neue noch freie negative Moleküle. So entsteht insgesamt ein hoch vernetztes System (Abb.5; II).

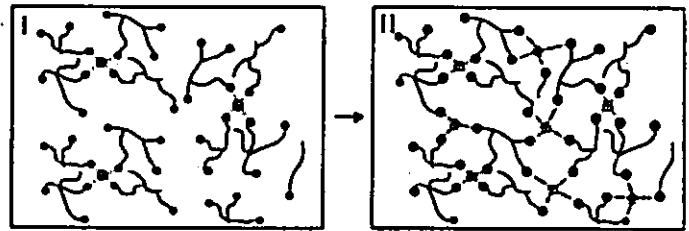


Abbildung 5: Ausbildung koordinativer Quervernetzungen bei einer zeitlich versetzten Zugabe von jeweils wenigen Calciumionen

Bei Perkolation mit einer höher konzentrierten Calciumlösung (Abb. 6), stehen zeitgleich dem Boden mehr Kationen zur Verfügung. Bevor sich viele negative Moleküle mit einem Calcium koordinativ binden sind bereits weitere Ionen als Bindungspartner verfügbar. Der „Koordinationsdruck“ ist deutlich geringer, damit auch der resultierende Vernetzungsgrad der OBS (Abb. 6; I). Calciumionen gelangen kaum in tiefer liegende Bereiche der OBS, da sie vorher bereits gebunden werden.

Erfolgt eine weitere Perkolation, erschließen die neu hinzukommenden Ionen weitere Regionen der OBS wie in der vorangegangenen Belegungsphase, wieder jedoch steigt der Vernetzungsgrad aufgrund der höheren Kationenzahl insgesamt nur schwach (Abb. 6, II). Die Moleküle weisen durch die geringere Koordination noch eine höhere Flexibilität auf als die mit einer schwach konzentrierten Lösung behandelten Proben.

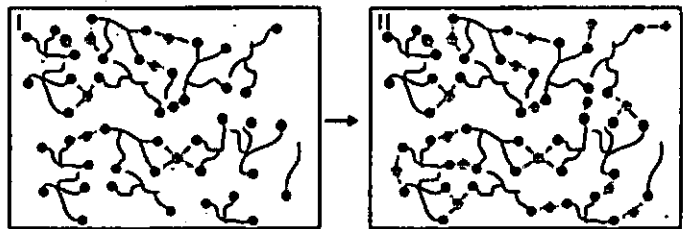


Abbildung 6: Ausbildung koordinativer Quervernetzungen bei einer zeitlich versetzten Zugabe von jeweils vielen Calciumionen

Ausblick

Bild II in Abb.5 und Bild I in Abb. 6 weisen die gleichen Calciumgehalte aber einen unterschiedlich stark ausgeprägten Vernetzungsgrad auf. Könnte für 6.I auch ein höherer Koordinationsgrad zwischen den Moleküle durch eine Alterung der Matrix erreicht werden? Beschleunigen Austrocknung und Wiederbefeuchtung diesen Vorgang?

Bild II in Abb. 5 stellt eine hohe Quervernetzung dar. Bei weiterer Zugabe von Kationen nähert sich das Verhältnis zwischen den negativen funktionellen Gruppen und den Kationen an, es stehen nur noch wenig Adsorptionsplätze zur Verfügung. Löst sich der hohe Vernetzungsgrad bei weiterer Zugabe von Kationen auf? Bleibt der Vernetzungsgrad erhalten und findet kein weiterer Kationeneinbau mehr statt, so dass dies zu einer starken „vorzeitigen“ Salzbildung führt?

Literatur

- (1) Hurrass, J.; Schaumann, G. E. Is glassiness a common characteristic of soil organic matter? *Environmental Science and Technology* 2005, 39, 9534-9540.
- (2) Schaumann, G. E.; Lang, F.; Frank, J. Do multivalent cations induce cross-links in DOM precipitates? In: *Humic Substances - Linking Structure to Functions. Proceedings of the 13th Meeting of the International Humic Substances Society in Karlsruhe*. Karlsruhe. Universität Karlsruhe, 2006: 941-944.
- (3) Rudolph, N.; Schaumann, G. E. Effect of Lead and Calcium on glassiness in soil organic matter. In: *Humic Substances - Linking Structure to Functions. Proceedings of the 13th Meeting of the International Humic Substances Society in Karlsruhe*. Karlsruhe. Universität Karlsruhe, 2006: 833-836.
- (4) Lang, F.; Kaupenjohann, M. Effect of dissolved organic matter on the formation and mobility of chloropyromorphite. *European Journal of Soil Science* 2002, 54, 139-147.

Landnutzung und Kohlenstoffpools – Ein europäischer Ausblick

Matthias Grabe^{1,2*}, Klaus Kaiser¹, Marion Schrupf², Ernst-Detlef Schulze² und Georg Guggenberger¹

Einleitung

Die organische Bodensubstanz (OBS) wird in Pools mit unterschiedlichen Umsatzraten gespeichert. Abgesehen von der Rekalzitranz erfolgt die Stabilisierung der OBS durch Interaktion mit der Bodenmatrix. Der Einschluss innerhalb von Aggregaten bietet einen gewissen Schutz gegen den Abbau der OBS, während durch chemische Bindung an Minerale die beste Stabilisierung erfolgt. Die Landnutzung und Bodenbearbeitung haben aufgrund des unterschiedlichen Streueintrages und der Intensität der Nutzung Einfluss auf die verschiedenen Mechanismen der C_{org} -Stabilisierung.

Material und Methoden

Wir untersuchten daher in 12 europäischen Standorten verschiedener Landnutzungen (Acker-, Grünland, Laub- und Nadelwald) die Verteilung der C_{org} -Fraktionen am Gesamt- C_{org} bis 60 cm Tiefe. Zur Identifikation der verschiedenen Kohlenstoffpools verwendeten wir die Dichtefraktionierung. Diese erlaubt die Abtrennung des leichten pflanzengebundenen Kohlenstoffs vom schweren mineralgebundenen Kohlenstoff. Die Abtrennung erfolgte bei einer Dichte von $1,6 \text{ g cm}^{-3}$ mittels Na-Polywolframat.

Als Ergebnis des Prozesses erhält man drei Dichtefraktionen mit unterschiedlicher Zusammensetzung und Grad der Stabilisierung. Die freie partikuläre OBS (FPOM) besteht aus unzersetzten oder teilweise

zersetzten Wurzeln oder Pflanzenfragmenten und hat schnelle Umsatzraten. Die in Aggregaten eingeschlossene okkludierte partikuläre OBS (OPOM) ist geschützt gegen schnellen Abbau. Die verbleibende mineral-assoziierte OBS (MOM) ist chemisch an Minerale gebunden und gut gegenüber Abbau geschützt.

Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1 zeigt die Anteile der verschiedenen C_{org} -Pools am Gesamt- C_{org} in den einzelnen Landnutzungsklassen.

In Ackerböden sind durch einen homogenen Oberboden mit gleichen Anteilen der verschiedenen Dichtefraktionen charakterisiert. Der überwiegende Teil des C_{org} ist in allen Tiefen an Minerale gebunden, nur im Oberboden werden bis zu 15 % in den leichten Fraktionen gespeichert. Geringe Streueinträge und eine hohe biologische Aktivität resultieren in geringen Mengen an FPOM. Durch die Zerstörung der Aggregate können die darin eingeschlossenen Pflanzenreste leichter abgebaut werden, die Anteile von OPOM-C am Gesamt- C_{org} weiter reduziert werden. Unterhalb der Pflugsohle sinken die Anteile der leichten Fraktionen von 2 % am Gesamt- C_{org} ab.

Grünländer haben ein dichtes Wurzelnetz nah der Oberfläche, aber nur wenige Wurzeln in größeren Tiefen. Daher ist in den Oberböden die Hälfte des C_{org} als POM gespeichert. Diese Anteile nehmen mit zunehmender Tiefe rasch ab, so dass in den Unterböden die Speicherung an Minerale dominant ist. Der Standort Easter Bush wird regelmäßig alle 5 Jahre gepflügt. Daher lassen sich bei ihm sowohl Merkmal von Acker- als auch Grünland finden. Der Oberboden weist eine gewisse Homogenisierung infolge des Pflügens auf und auch die Pflugsohle ist erkennbar. Im obersten Bereich sind die Anteil der leichten Fraktionen hoch, da sich in diesem Bereich ein Wurzelnetz ausgeprägt hat.

Waldböden haben ihr Wurzelmaximum im Oberboden, weisen aber auch in größeren Tiefen beträchtliche Mengen an Wurzeln auf. Daraus resultiert eine geringerer Anteil POM-C im Oberboden im Vergleich zu Grünländern, aber höhere Anteile im Unterboden. Unter Nadelwäldern verläuft der Abbau der OBS aufgrund schlechter Streuqualität und geringer

¹ *Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Bodenkunde und Bodenschutz
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg,
Weidenplan 14, D-06108 Halle
e-mail: matthias.grabe@landw.uni-halle.de*

² *Max-Planck-Institut für Biogeochemie,
Hans-Knöll-Straße 10, 07745 Jena*

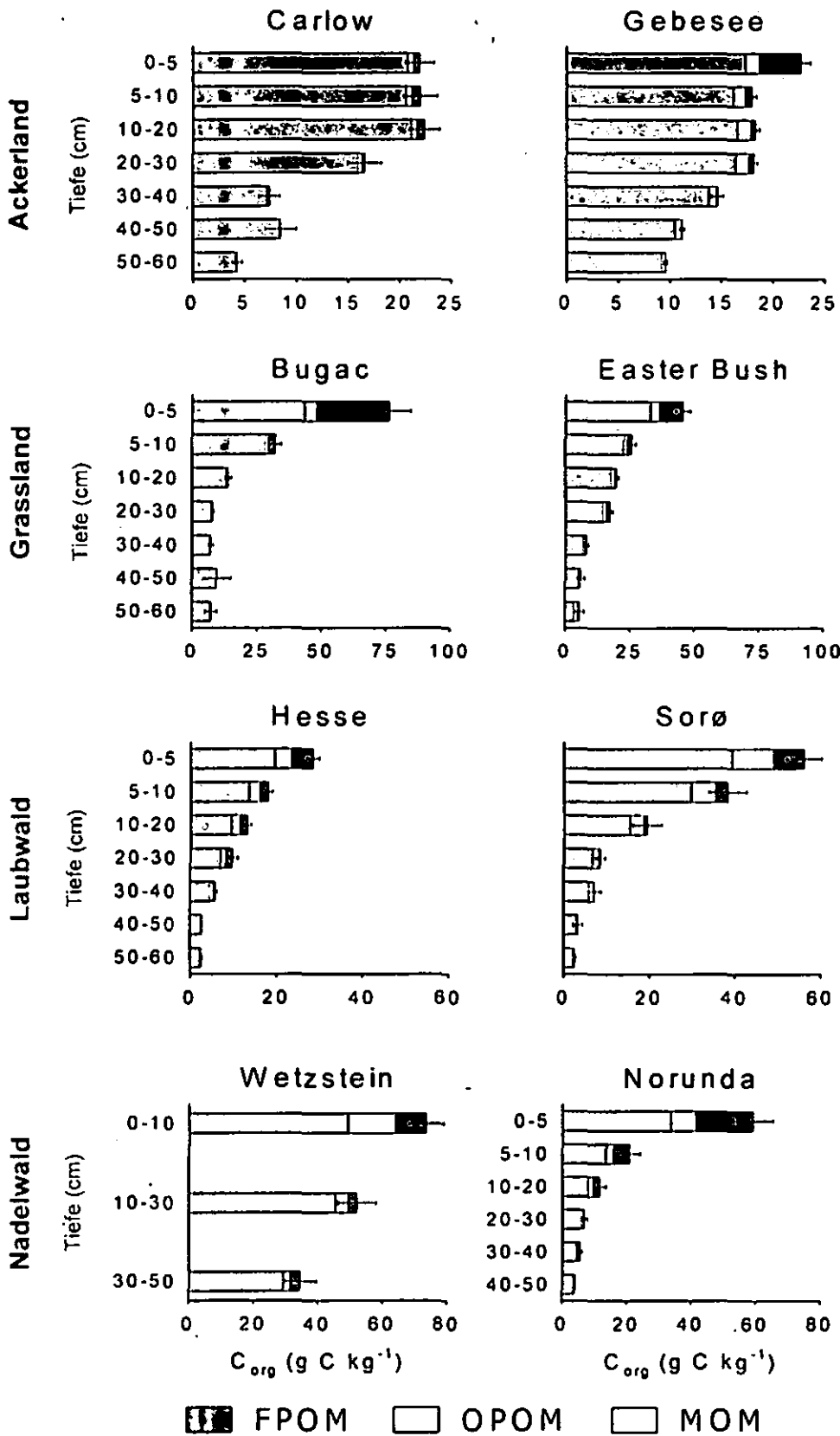


Abb. 1: C_{org} -Gehalte der Dichtefractionen, Fehlerbalken repräsentieren Standardfehler für 10 Feldwiederholungen, , verschiedene Skalen auf X-Achse

biologischer Aktivität langsamer. Diese Böden weisen daher höhere Anteile an POM auf.

Zusammenfassung

Die Ergebnisse zeigen, dass die OBS aufgrund der guten Stabilisierung überwiegend an Minerale ge-

haben.

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen des CarboEurope-IP finanziert (<http://www.carboeurope.org>).

bunden ist. Der Einfluss der Landnutzung beschränkt sich auf die Oberböden und variiert mit zunehmender Tiefe. In den Oberböden weist jeder Landnutzungstyp ein typisches Muster der Verteilung auf, während in den Unterböden C_{org} zumeist an Minerale gebunden ist. Diese Muster zeigen sich in allen europäischen Standorten unabhängig von den verschiedenen Ökosystemen. Die Landnutzung ist somit der dominierende Faktor für die Verteilung der Kohlenstoffpools. Andere Faktoren, wie die Textur, haben nur untergeordneten Einfluss auf die Verteilung der Kohlenstoffpools. Auch unterschiedliche geographische und damit klimatische Lagen scheinen keinen Einfluss zu

Funktionelle Charakterisierung von POM aus Mikro- und Makroaggregaten unterschiedlich texturierter Böden aus Langzeitfeldexperimenten

J. Habermann¹, J. Matschulat², R.H. Ellerbrock¹, Horst H. Gerke¹, Michael Kaiser¹

Problem- und Zielstellung

Die organische Bodensubstanz (OBS) besteht aus unterschiedlich stark zersetzten Fraktionen die tw. partikulär vorliegen. In C-Umsatzmodellen wird das partikuläre organische Material (POM) häufig als labil angenommen. Zur Stabilisierung der POM kann die Einbindung in Aggregate beitragen. Wie sich die Einbindung von POM in Mikroaggregate und Makroaggregate auf deren funktionelle Zusammensetzung auswirkt ist noch wenig bekannt. Ziel dieser Arbeit ist es die Auswirkungen der Einbindung von POM in Mikroaggregate und Makroaggregate auf POM-Zusammensetzung und -Stabilität zu analysieren.

Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden NPK gedüngte Oberböden (0-25 cm) der Mais plots der Langzeitfeldexperimente Halle und Rotthalmünster (Tab. 1) beprobt. Die Bodenproben wurden luftgetrocknet und auf 2000 µm gesiebt.

Tabelle 1: Charakteristika der Standorte Halle (HL), und Rotthalmünster (RM).

	Halle (Ha-MNPK)	Rotthalmünster (RM-MNPK)
	C4:1961 0 - 20 cm (C4:1979 0 - 30 cm
Bodentyp	Haplic Phaeozem	Haplic Luvisol
Ton	8 %	17%
Schluff	23%	73 %
Sand	69 %	10 %
Nd.	467 mm/a	890 mm/a
T	9.2°C	8.2°C

POM und OBS Fraktionen wurden mit einer kombinierten physiko-chemischen Fraktionierung sequentiell abgetrennt. (Abb. 1): 1. Wasserextraktion, 2. Ultraschallbehandlung (60 J/ml) + Wasser; 3. Ultraschallbehandlung (440 J/ml) + Wasser. Dabei wurde die lösliche OBS und POM

durch Siebung voneinander getrennt und gefriergetrocknet. Die POM Fraktionen wurden mit FTIR-Spektroskopie (Ellerbrock & Gerke, 2004) und $\delta^{13}C$ -Analyse (AG Flessa, Uni Göttingen) charakterisiert.

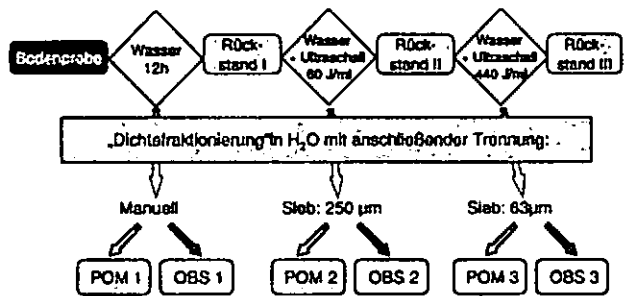


Abb. 1 Schematische Darstellung der Erfassung wasserlöslicher OBS und POM Fraktionen.

Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Freie sowie in Makroaggregaten und Mikroaggregaten okkludierte POM Fraktionen unterscheiden sich in Größe und Färbung unterscheiden (Abb. 2).

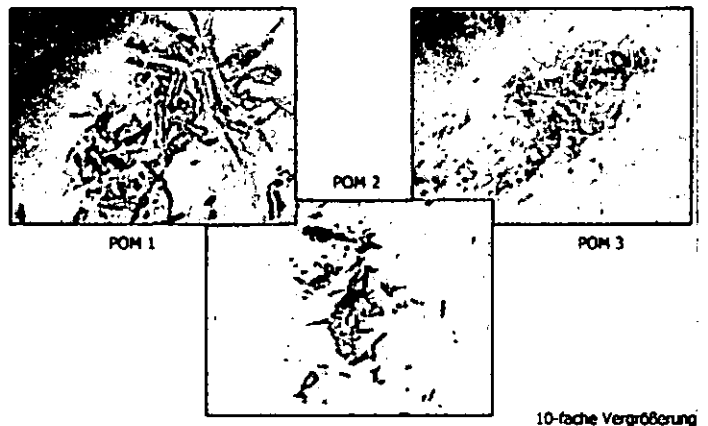


Abb. 2 Mikroskopische Aufnahmen der Fraktionen POM 1, POM 2 und POM 3 aus RM-MNPK

Vermutlich ist POM in Mikroaggregaten gegen Umsatzprozesse besser geschützt als in Makroaggregaten, da der maisbürtige C-Anteil in der Reihenfolge POM1 > POM2 > POM3 abnimmt (Abb. 3) Wie bei der Fraktionierung in NaI oder Na(WO₄)_x Lösungen erlaubt auch die Fraktionierung in Wasser die Erfassung von unterschiedlich stabiler POM Fraktionen

Durch geringere Stabilität der Makroaggregate kann POM2 verstärkt Oxidationsprozessen ausgesetzt sein, dies kann den rel. höheren C=O Anteil in POM2 verglichen mit POM3 (Abb.3) erklären.

¹ ZALF-Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalderstr. 84, 15374 Müncheberg, ellerbrock@zalf.de

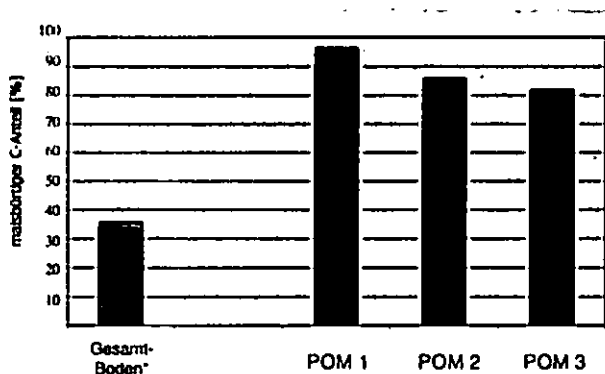


Abb. 3 Maisbürtiger Kohlenstoffanteil in Gesamtboden, POM1, POM 2 und POM 3 aus dem Plot RM-MNPK.

POM1, 2 und 3 unterscheiden sich nicht nur in ihrer Stabilität sondern auch in ihrer funktionellen Zusammensetzung (Abb. 4): Der relative C=O Gehalt in POM 2 ist höher als der in POM1 oder 3.

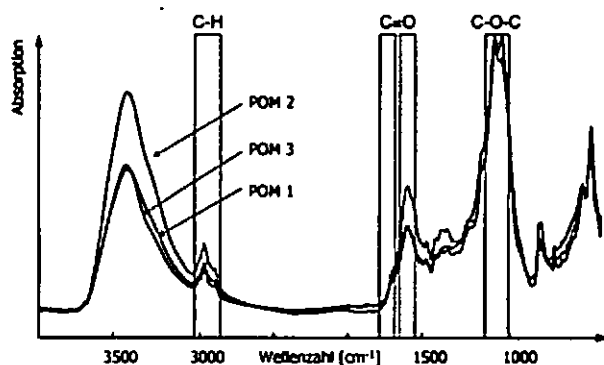


Abb. 4 FTIR-Spektren der Fraktionen von POM 1, POM 2 und POM 3 aus dem Plot RM-MNPK.

Die gefundenen Unterschiede sind für die POM Fraktionen aus HL-MNPK größer als für die aus RM-MNPK (Abb. 4 und 5). Dies kann möglicherweise an dem relativ hohen Anteil an Black Carbon in POM2 aus HL-MNPK liegen.

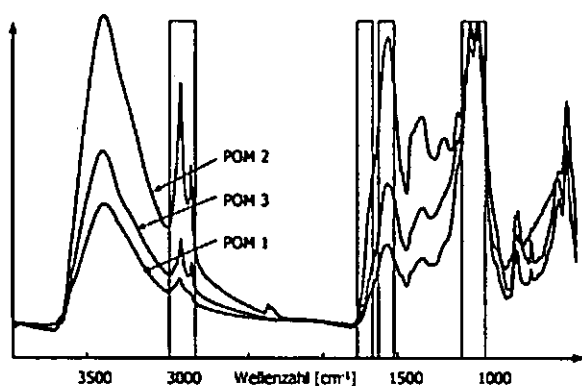


Abb. 5: FTIR-Spektren der Fraktionen POM 1; POM 2 und POM 3 aus dem Plot HL-MNPK.

Bedingt durch den geringeren Tongehalt des Bodens in HL-MNPK unterliegen die aus diesem Boden isolierten POM Fraktionen vermutlich einem stärkeren mikrobiellen Umsatz als die aus RM-MNPK isolierten POM Fraktionen.

Danksagung

Das Projekt wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) im Rahmen des DFG SPP1090: Böden als Quelle und Senke für CO₂ gefördert (EL191/5-1; 5-2; 5-3). Die mikroskopischen Aufnahmen erfolgten am IÖZ der TU Bergakademie Freiberg. δ¹³C-Analysen wurden durch AG Flessa (Uni Göttingen) durchgeführt.

Literatur

- John, B. (2003): Carbon turnover in aggregated soils determined by natural ¹³C abundance. Dissertation, Universität Göttingen.
- Kaiser, M.; Ellerbrock, R.H. (2005): Functional characterization of soil organic matter fractions different in solubility originating from a long-term field experiment. *Geoderma* 127: 196-206.

Kohlenstoff und Stickstoff-Pools in einem Ackerboden nach 27 Jahren organischer und mineralischer Düngung

Felix Heitkamp¹, Kerstin Michel¹, Joachim Raupp² und Bernard Ludwig¹

Einleitung und Problemstellung

In der ökologischen Landwirtschaft ist die Quantität und Qualität der organischen Bodensubstanz (OBS) wichtig für die Nährstoffversorgung der Feldfrüchte. Die Düngung mit organischen Substraten, wie z.B. Mist, erhöhen die Quantität der OBS (*Edmeades et al. 2003*).

Wie sich die konzeptionellen Poolgrößen (schnell, langsam, passiv) und ihre Umsatzraten unter verschiedenen Düngungsregimes verändern, ist bisher wenig bekannt.

Der schnell umsetzbare Pool besteht aus wenig zersetztem organischen Material, der langsame aus mikrobiell umgewandelten Komponenten und der passive Pool ist chemisch oder physikalisch stabilisiert (*Parton et al. 1988*).

Düngung mit kompostiertem Mist (Rottemist) trägt folglich zu einer Vergrößerung des langsamen Pools bei. Diese Poolvergrößerung ist vermutlich abhängig von der Menge an zugeführtem organischen Kohlenstoff (C_{org}).

Ziel der im Januar 2007 begonnenen Arbeit ist die Quantifizierung der drei konzeptionellen Pools und deren Umsatzraten in Abhängigkeit von Düngerart und Düngermenge.

Material und Methoden

Seit 1981 werden im Darmstädter Langzeitversuch (sandige Braunerde) Mineraldünger (MIN) und Rottemist ohne (RM) und mit (RMB) biodynamischen Präparaten verglichen. Die Dünger werden in drei Mengen appliziert, die anhand der Stickstoffmenge berechnet wird. Die applizierte Menge an Stickstoff (N) beträgt jeweils 60, 100 und 140 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹.

Zur Bestimmung des Mineralisierungspotentials wurde eine Laborinkubation nach *Stanford & Smith (1972)* bei 10°C durchgeführt. Die C-Poolgrößen wurden durch Kombination von Kurvenanpassung und chemischer Fraktionierung bestimmt (*Paul et al. 2006*).

Die Größe des passiven Pools (C_{passiv}) ergab sich durch Oxidation mit Na₂S₂O₈ (*Helfrich et al. 2007*). Durch Kurvenanpassung mit einem doppelt exponentiellem Zwei-Pool-Modell wurde die Größe (Abb. 1) des schnellen und langsamen Pools und deren Abbaukonstanten mit folgender Formel geschätzt:

$$C_{min} = C_{schnell} * (1 - \exp(-k_{schnell} * t)) + C_{langsam} * (1 - \exp(-k_{langsam} * t))$$

C_{min} : mineralisierter Kohlenstoff

$C_{schnell}$, $C_{langsam}$: schnell bzw. langsam umsetzbarer C-Pool

$k_{schnell}$, $k_{langsam}$: Abbaukonstante des schnell bzw. langsam umsetzbaren C-Pools

t: Zeit in Tagen

Bedingung: $C_{langsam} = C_{org} - (C_{passiv} + C_{schnell})$

Ergebnisse und Diskussion

Die Menge an mineralisiertem CO₂-C (Abb. 2) pro Einheit organischem Kohlenstoff (C_{org}) beträgt nach 119 Tagen zwischen 26,9 mg g⁻¹ (RM 60) und 46,2 mg g⁻¹ (MIN 140). Zwischen der CO₂-C Freisetzung der Düngungsarten bestehen signifikante Unterschiede, in der Reihenfolge hoch (140) > mittel (100) > niedrig (60). Die Menge des mineralisierten CO₂-C pro Einheit C_{org} ist bei der Variante MIN höher als bei den RM- und RMB-Varianten.

Zwischen den Varianten unterscheidet sich der experimentell erhaltene passive C-Pool nur geringfügig (Abb. 1, Mittelwert 2,45 mg g⁻¹ Boden). Auch der schnell umsetzbare C-Pool liegt bei allen Behandlungen in der gleichen Größenordnung (0,095 bis 0,145 mg g⁻¹). Dies war zu erwarten da die Größe des schnell umsetzbaren C-Pools vor allem durch den Eintrag an Ernterückständen gesteuert ist.

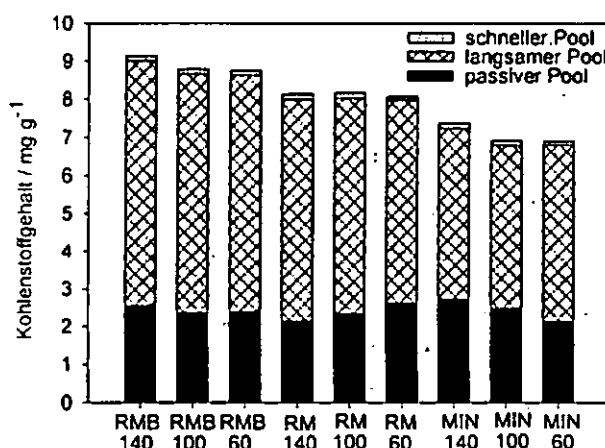


Abbildung 1: Größen der schnellen, langsamen und passiven C-Pools der A_p-Horizonte (0-25 cm).

Die Unterschiede von $k_{schnell}$ zwischen den Varianten sind marginal, mit einer Tendenz zu

¹ Fachgebiet Umweltchemie, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen (heitkamp@uni-kassel.de)

² Institut für Biodynamische Forschung, Brandschneise 5, 64295 Darmstadt

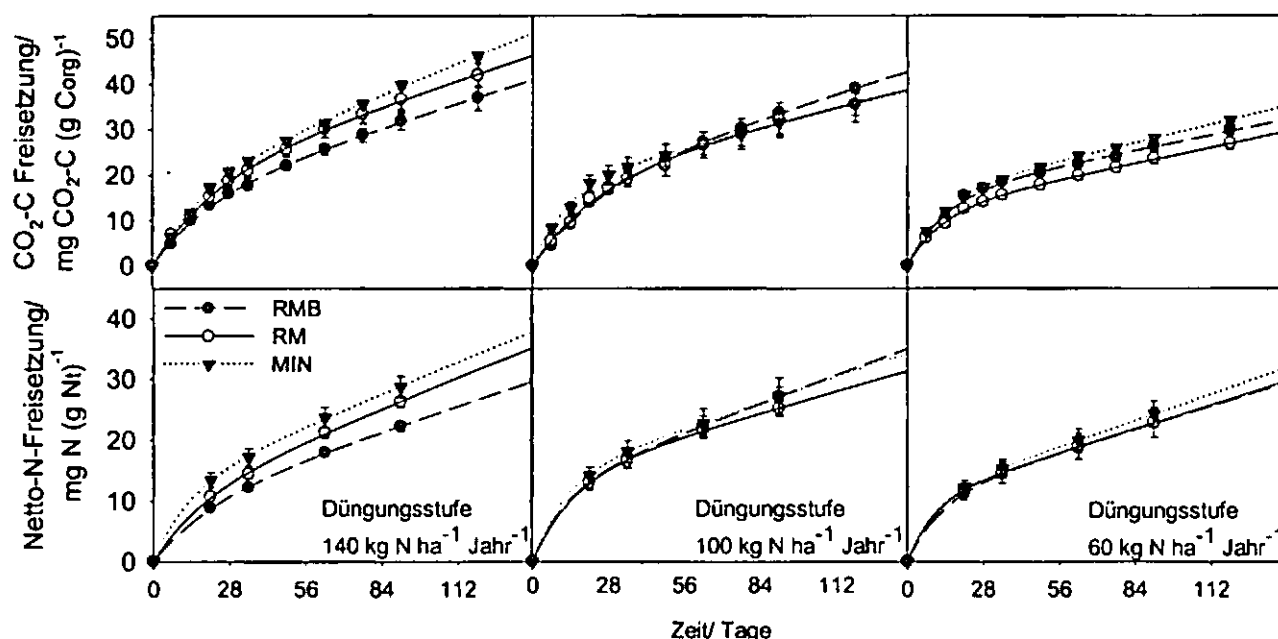


Abbildung 2: Gemessene (Symbole) und modellierte (Linien) kumulative CO₂-C und Netto-N-Freisetzungen des Ap-Horizontes (0-25 cm) bei unterschiedlicher Düngerart und -menge im Langzeitinkubationsversuch. Mittelwerte mit Standardfehler (n=4).

schnellerem Umsatz bei mineralischer und niedriger Düngung (Tab. 1).

Trotz unterschiedlich hoher Zufuhr organischer Substanz in den Düngungsratenvarianten ist kein Unterschied in der Poolgröße C_{langsam} hinsichtlich der Düngungsrate erkennbar. Dem entsprechend tendiert k_{langsam} zu größeren Werten (Tab. 1) bei höherer Düngung.

Tabelle 1: Abbaukonstanten und mittlere Verweildauer (MRT = 1/k) der schnellen und langsamen C-Pools.

Düngungs-variante	k_{schnell} (Tag ⁻¹)	MRT (Tage)	k_{langsam} (Tag ⁻¹)	MRT (Jahre)
MIN 60	0,082	12	0,00022	13
MIN 100	0,076	13	0,00024	11
MIN 140	0,052	19	0,00041	7
RM 60	0,077	13	0,00019	14
RM 100	0,042	24	0,00022	13
RM 140	0,045	22	0,00029	9
RMB 60	0,072	14	0,00017	16
RMB 100	0,038	26	0,00027	10
RMB 140	0,049	20	0,00028	10

Schlussfolgerung

Die Düngerraten-Varianten zeigten, dass eine Erhöhung der Düngermenge zu keiner erhöhten C-Speicherung führte. Der Umsatz im langsam umsetzbaren C-Pool erhöhte sich mit zunehmendem C-Eintrag.

Dank

Diese Arbeit wurde im Rahmen des von der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanzierten Graduiertenkollegs 1397 „Steuerung von Humus- und Nährstoffhaushalt in der Ökologischen Landwirtschaft“ erstellt. Wir danken Anja Sawallisch für technische Unterstützung.

Referenzen

- Edmeades et al. 2003, Nutr. Cycl. Agroecosys. 66, 165
 Helfrich et al. 2007, Eur. J. Soil Sci., im Druck.
 Parton et al. 1988, Biogeochem. 5, 109.
 Paul et al. 2006, Soil Sci. Soc. Am. J. 70, 1023.
 Stanford & Smith 1972, Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36, 465.

Phosphor- und Basenumsätze während der Mineralisation in Böden unter einem ecuadorianischen Bergregenwald

Uli Hensler¹, Jana Knuth¹, Yvonne Oelmann¹, Carlos Valarezo² und Wolfgang Wilcke¹

1. Einleitung

Das Wachstum tropischer Bergregenwälder wird möglicherweise durch den Mangel an Phosphor und Basen limitiert. Wir vergleichen in einem ecuadorianischen Bergregenwald die Umsätze von Phosphor und mehreren Basen während der Mineralisation unter optimalen Bedingungen. Da während der Versuche Nährstoffe zugeführt werden, kann ihre Nettofreisetzung oder -immobilisierung als Hinweis auf die Verfügbarkeit der Nährelemente für die Pflanzenaufnahme interpretiert werden (WILCKE ET AL., 2002).

Das Ziel unserer Arbeit ist die Beantwortung der Fragen:

- (1) Sind die P- und Basenumsätze höhenabhängig?
- (2) Unterscheiden sich die P- und Basenumsätze in Tal- und Gratlage?
- (3) Werden P und Basen netto freigesetzt oder immobilisiert?

2. Methoden

In einem andinen Bergregenwald im Süden Ecuadors wurden entlang von zwei Transekten jeweils 10 Profilgruben angelegt. Es wurden je ein Transekt entlang der Tallinie (höherer pH, bessere Nährstoffversorgung) und auf einem Grat (saurer, nährstoffverarmt) zwischen ca. 1900 und 2200 m ü. NN beprobt. Die Proben wurden im Juni 2006 aus den L- und Of+Oh-Horizonten entnommen.

Zur Bestimmung des Nährstoffumsatzes wurde mit den feldfrischen Proben im Labor ein Inkubationsexperiment über 14 Wochen bei konstant 20°C durchgeführt (NADELHÖFFER, 1990).

¹ Professur für Bodengeographie/Bodenkunde, Geographisches Institut, Johannes Gutenberg-Universität, 55099 Mainz, e-mail: ulihensler@gmx.de

² Universidad Nacional de Loja, Área Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables, Programa de Agroforestería, Loja, Ecuador

³ Geographisches Institut, Georg-August-Universität Göttingen, 37077 Göttingen

Die Proben wurden regelmäßig mit einer P- und Basen-haltigen Nährlösung eluiert. In den Eluatzen wurden die Konzentrationen von P, Ca, Mg und K ermittelt. Jährliche Umsätze wurden aus dem Inkubationszeitraum extrapoliert. Der Flächenbezug wurde hergestellt, indem von einer Masse des L-Horizontes von 20 t ha⁻¹ und des Of+Oh-Horizontes von 227 t ha⁻¹ ausgegangen wurde (WILCKE ET AL. 2002).

3. Erste Ergebnisse

Es zeigte sich keine Höhenabhängigkeit der P- und Basenumsätze (Abb. 1-5).

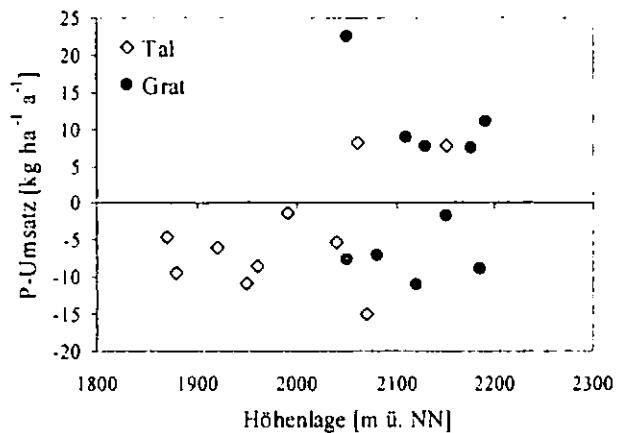


Abb. 1: P-Umsätze in den L-Horizonten entlang von Transekten in Tal- und Gratlage.

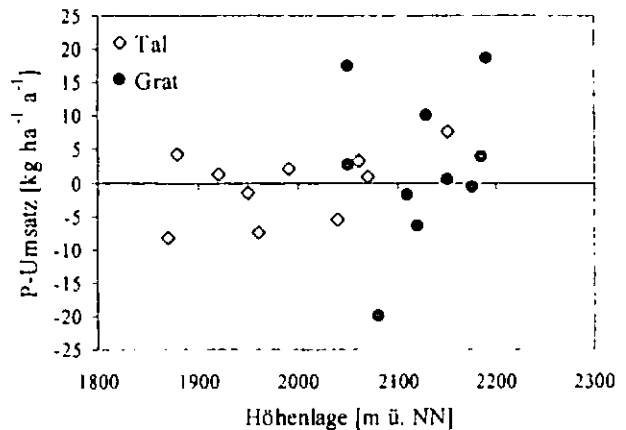


Abb. 2: P-Umsätze in den Of+Oh-Horizonten entlang von Transekten in Tal- und Gratlage.

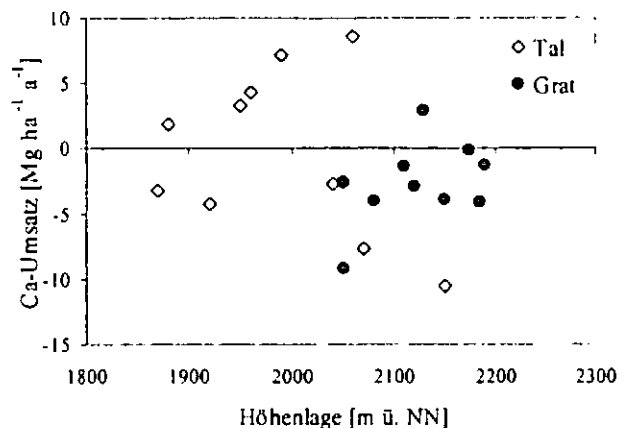


Abb. 3: Ca-Umsätze in den L-Horizonten entlang von Transekten in Tal- und Gratlage.

Die Unterschiede der P-Umsätze zwischen Tal- und Gratlage sind gering und unsystematisch (Abb. 1, 2, 4 und 5).

Calcium (genauso wie die nicht gezeigten Mg und K) wird im L-Horizont auf dem (saureren) Grat stärker zurückgehalten (Abb. 3).

Phosphor wird in den Böden auf dem Grat im L-Horizont und in den Böden auf dem Grat und im Tal im Of+Oh-Horizont jeweils in der Hälfte der Proben netto freigesetzt und immobilisiert. In der Tallage wird P im L-Horizont jedoch nur in zwei Proben netto freigesetzt. Calcium (und die nicht gezeigten Mg und K) werden in den L-Horizonten der Tallage in der Hälfte der Proben netto freigesetzt während Ca auf dem Grat mit einer Ausnahme immobilisiert wird.

In den mineralischen Horizonten, also sowohl im A-Horizont, als auch im B-Horizont, welcher bis zu ca. 1,20 m Tiefe beprobt wurde, findet ausschließlich eine Immobilisierung von P statt, sowohl im Tal als auch auf dem Grat (Abb. 4 und 5).

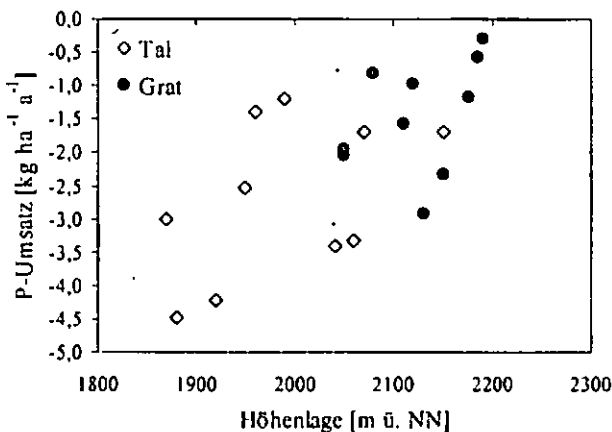


Abb. 4: P-Umsätze in den A-Horizonten entlang von Transekten in Tal- und Gratlage.

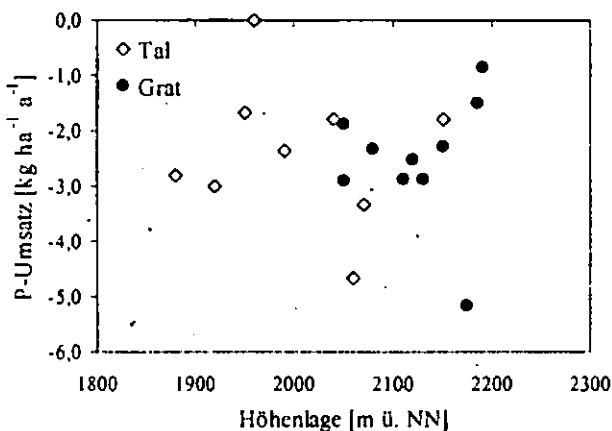


Abb. 5: P-Umsätze in den B-Horizonten entlang von Transekten in Tal- und Gratlage.

Eine Ursache für die P- und Basen-Rückhaltung in der organischen Auflage ist die mikrobielle Immobilisierung, die auf einen Mangel des betreffenden Nährelementes hinweist. Für P kommt im Of+Oh-Horizont und in den Mineralbodenhorizonten auch die Sorption an Eisenoxide hinzu. Eisenoxide treten im Mineralboden und im Mineralbodenanteil des Of+Oh-Horizontes, der nach der Definition dieser Horizonte mit mindestens 30% organischer Substanz bis zu 70% betragen kann, auf.

4. Bisherige Schlussfolgerungen und Ausblick

Die berücksichtigte Höhenvariation von ca. 300 Metern wirkt sich nicht systematisch auf die P- und Basenumsätze aus. Die Reaktion der Böden auf Nährstoffzugabe und Inkubation fällt heterogen aus. Lokal werden P und Basen sowohl immobilisiert als auch netto freigesetzt, was auf eine große Heterogenität der Nährstoffverfügbarkeit hinweist. Eine Immobilisierung von P und Basen in den organischen Auflagehorizonten weist auf eine beschränkte Verfügbarkeit dieser Nährstoffe hin.

Da es keinen direkten Zusammenhang der P- und Basenumsätze mit der Höhe, beziehungsweise der Tal-/Gratlage gibt, soll nun untersucht werden, ob die heterogene Mineralisation auf andere Faktoren zurückgeführt werden kann. Mögliche Kontrollgrößen der Mineralisationsraten sind die pH-Werte sowie die C/N-Verhältnisse der untersuchten Bodenproben (STEWART & TIESSEN, 1987).

5. Danksagung

Wir danken der DFG für die finanzielle Förderung (FOR816, Wi1601/8-1), Nature and Culture International (NCI) für den Zugang zum Untersuchungsgebiet und den ecuadorianischen Behörden für die Forschungsgenehmigung.

6. Literatur

- NADELHOFFER, K. J. (1990): Microlysimeter for measuring nitrogen mineralization and microbial respiration in aerobic soil incubations. *Soil Science Society of America Journal* 54, 411-415.
- STEWART, J.W.B., TIESSEN, H. (1987): Dynamics of soil organic phosphorus. *Biogeochemistry* 4, 41-60.
- WILCKE, W., S. YASIN, U. ABRAMOWSKI, C. VALAREZO & W. ZECH (2002): Nutrient storage and turnover in organic layers under tropical montane rain forest in Ecuador. *European Journal of Soil Science*. 53, 15-27.

Bestimmung von organischem Stickstoff in Bodenwässern und Bodenextrakten: Möglichkeiten und Grenzen

Ines Hilke*, Sandra Matthäi*, Andreas Böckler**, Dirk Landgraf***

Einleitung

Stickstoff liegt im Boden zu über 95% in organischer gebundener Form (N_{org}) vor. Für das Verständnis komplexer Prozesse in Böden spielt die Quantifizierung daher eine bedeutende Rolle. Um die Dynamik des Stickstoffs zu untersuchen, können neben der Bestimmung des Gesamtstickstoffs (TN) Stickstoff-Fractionen quantifiziert werden, die einerseits mittels verschiedener Extraktionsmittel gewonnen werden oder die andererseits in der Bodenlösung selbst vorliegen (DON). Die Analyse von N_{org} in flüssigen Proben erfolgt in den meisten Fällen indirekt über die Messung des Gesamtstickstoffs (TN bzw. TN_b) und des anorganisch gebundenen Stickstoffs (N_{min}). Alle Messverfahren sind als DIN- bzw. EN-Vorschriften standardisiert. Der organisch gebundene Stickstoff wird anschließend als Differenz berechnet:

$$N_{org} = TN_{(b)} - N_{min}$$

Problematik

- Der zur N_{org} -Berechnung häufig verwendete Summenparameter TN_b wurde in den '90er Jahren in der Wasser- / Abwasseranalytik zu Monitoringzwecken etabliert. Die Messung erfolgt automatisiert und erscheint unkompliziert.
- Die entsprechenden Messgeräte sind in ihrer Anwendung weit verbreitet, da sie neben dem TN_b oft auch simultan den organisch und anorganisch gebundenen Kohlenstoff (DOC, DIC) in Lösungen analysieren können.
- Für wissenschaftliche Zwecke sollten die für den Routinegebrauch standardisierten TN_b -Messungen jedoch kritisch hinterfragt werden.
- Grund: Messgeräte verschiedener Hersteller liefern unterschiedliche Messergebnisse; die Anforderungen der DIN- bzw. EN-Vorschrift sind nicht ausreichend spezifiziert.

- In einem der letzten bundesweit durchgeführten Ringversuche (15. LÜRV 2005)¹⁾ wurden relative Vergleichsstandardabweichungen von bis zu 20 % ermittelt.
- Das zeigt, dass auch bei exakter Anwendung der DIN- bzw. EN-Vorschrift nicht der tatsächliche Gehalt an Gesamtstickstoff in der Probe widerspiegelt wird. Dies kann letztendlich zu einer stark fehlerbehafteten Bewertung des N_{org} führen.

Material und Methoden

a) TN_b - Autoanalyser

Simultan-Messgerät für Kohlenstoff- und Stickstoffsummenparameterbestimmung in wässrigen Lösungen „high TOC II + N“ (elementar Analysensysteme GmbH, Hanau), Analysenmethode: TOC-CLD („Differenzmodus“, d.h. die in den Ofenraum injizierte Probe wird nicht angesäuert, Modus ist besonders geeignet für TN_b -Messungen.

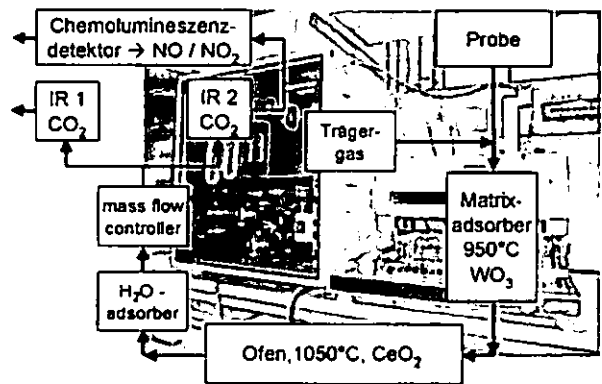


Abb. 1: „high TOC II + N“, elementar Analysensysteme GmbH, Hanau

b) Voruntersuchungen

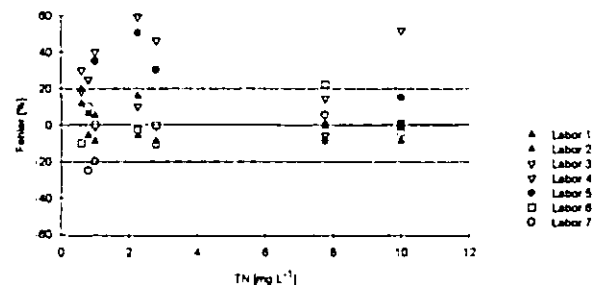


Abb. 2: Messfehler bei TN - Bestimmungen: kleiner Ringversuch (7 teilnehmende Labore, unterschiedlich konfigurierte Messgeräte, Testlösungen: $(NH_4)_2SO_4$, KNO_3 bzw. Prolin, p.a.)

* Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Hans-Knöll-Straße 10, D-07745 Jena; ihilke@bge-jena.mpg.de
 ** Friedrich-Schiller-Universität Jena, Chemisch-Geowissenschaftliche Fakultät, Humboldtstr. 11, D-07743 Jena
 *** Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V., Brauhausweg 2, D-03238 Finsterwalde

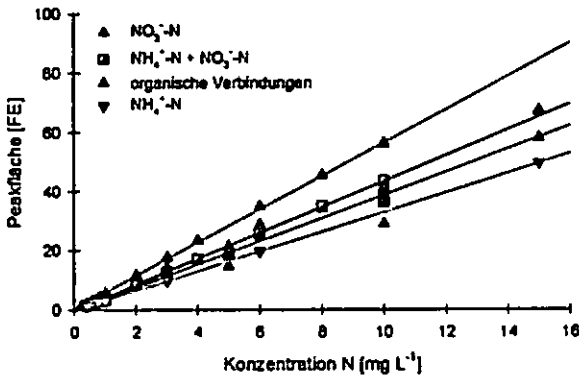


Abb. 3: Unterschiedliches response-Verhalten bei TN_b-Messungen, Messgerät „high TOC II + N“, elementar Analysensysteme GmbH, Hanau

Ergebnisse

Es wurden 260 Proben (Bodenlösungen bzw. Niederschlagswässer) überprüft, dies entspricht 1040 Messungen (NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, TN_b, DOC).

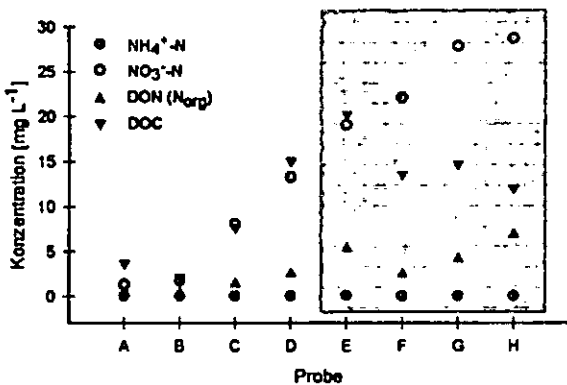


Abb. 4: Ausgewählte Messwerte in Bodenlösungen, N_{org} beeinflusst durch NO₃⁻-N, Messgerät „high TOC II + N“

Bei der Messung des TN_b nach DIN EN 12260, ohne mathematische Korrektur der Messwerte, sind folgende fehlerhafte Bewertungen möglich:

- N_{org} wird unterschätzt, wenn die Proben hohe Gehalte an NH₄⁺-N und geringe Gehalte an NO₃⁻-N aufweisen
→ z.B. gedüngte Böden, Niederschlagswässer
- N_{org} wird überschätzt, wenn die Proben hohe Gehalte an NO₃⁻-N und geringe Gehalte an NH₄⁺-N aufweisen
→ z.B. Böden mit hoher Mineralisationsrate

Tab. 1: Ausgewählte Messwerte verschiedener Methoden der TN-Bestimmung in Abhängigkeit von NH₄⁺-N und NO₃⁻-N²⁾

Probe	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	TN _{gesamt} (mg L ⁻¹)	TN _b (mg L ⁻¹)	Bemerkungen
UBG 5	0	30	30	40	NH ₄ ⁺ << NO ₃ ⁻
UBG 6	0	21	21	27	NH ₄ ⁺ << NO ₃ ⁻
UBG 9	0	30	31	41	NH ₄ ⁺ << NO ₃ ⁻
UBG10	0	37	37	43	NH ₄ ⁺ << NO ₃ ⁻
UBG11	0,18	45	45	51	NH ₄ ⁺ << NO ₃ ⁻
UBG12	30	0	30	23	NH ₄ ⁺ >> NO ₃ ⁻
UBG13	0	45	48	57	NH ₄ ⁺ << NO ₃ ⁻
UBG14	0	30	32	39	NH ₄ ⁺ << NO ₃ ⁻
UBG15	0	36	39	48	NH ₄ ⁺ << NO ₃ ⁻

Zusammenfassung

- Für die präzise Quantifizierung von N_{org} in Proben, die in ihrer relativen Zusammensetzung hinsichtlich NH₄⁺-N und NO₃⁻-N stark variieren, ist zu überprüfen, ob ein unterschiedliches response-Verhalten vorliegt.
- Dementsprechend ist eine Kalibrierung nach DIN EN 12260 (äquimolares Gemisch aus NH₄⁺-N + NO₃⁻-N) nicht geeignet; es sollte eine Einzelkalibrierung für NH₄⁺-N, NO₃⁻-N, N_{org} mit anschließender mathematischer Korrektur des Messsignals über die bekannten N_{min}-Konzentrationen in der Probe erfolgen.
- Schwankende Reproduzierbarkeiten für Standardlösungen innerhalb eines Messtages / einer Mess-Sequenz erfordern eine zusätzliche Trendkorrektur.

Ausblick

- Verifizierung des mathematischen Korrekturansatzes
- Testmessungen in stark salzhaltigen Bodenextrakten, z.B. in Matrices wie KCl, K₂SO₄
- Verbesserung der allgemeinen Reaktionsbedingungen, Vergleichsmessungen mit weiteren TN-Messgeräten

Literatur

- 1) 15. Länderübergreifender Ringversuch „Summenparameter in Abwasser“ 11/2005
- 2) mit freundlicher Genehmigung: Staatliche Umweltbetriebgesellschaft Sachsen

Silizium-Fractionen in Histosolen und Gleysolen eines Grünlandstandorts

Höhn, A.¹, Sommer, M.¹, Schalitz, G.*¹ und Breuer, J.²

Einleitung und Problemstellung

Das Element Silicium (Si) spielt eine bedeutende Rolle im globalen Kohlenstoffhaushalt. Im Rahmen der Silikatverwitterung wird CO₂ verbraucht und nach dem Transport der freigesetzten gelösten Kieselsäure in das marine Milieu erfolgt der Einbau von Si in Diatomeen, deren Anteil an der Biomasse im Ozean etwa 50% beträgt. Ein Anstieg der Si-Zufuhr führt zu einem erhöhten Flux von Kohlenstoff (C) in marine Sedimente und damit zu einer Abnahme von C aus dem CO₂-Pool der Atmosphäre.

Die Pools, Flüsse und Dynamik von Si in Böden ist bisher kaum untersucht worden. Insbesondere die Wechselwirkung Boden-Pflanze ist bei der Betrachtung biogeochemischer Aspekte von Belang, da der Si-Transport über Streufall und die Reaktivität des phytogenen Si-Pools gesteuert wird. Kenntnisse über den Si-Status von Böden und die Charakterisierung des leicht verfügbaren Si-Pools sind wichtige Größen für die Pflanzenernährung. Bisher mangelt es an spezifischen Extraktionsverfahren für verschiedene Si-Fractionen in Böden.

Im Rahmen verschiedener Projekte des Instituts für Bodenlandschaftsforschung zur Si-Dynamik wurde auf einem Niedermoor-Standort durch die Forschungsstation Paulinenaue ein Versuch zur Wirkung von Si-Düngern auf Grünland angelegt. Dieser Standort befindet sich im Rhin-Havel-Luch ca. 60 km nordwestlich von Berlin. Es handelt sich um ein kultotrophes Erdniedermoor mit den Bodentypen Sapric Histosol (Eutric, Drainic) bis Haplic Gleysol (Humic, Eutric) mit Grundwasser-

ständen zwischen 40 und 80 cm. Die Mächtigkeit der C-reichen Oberböden (Mittelwert C_{org}: 205g kg⁻¹) beträgt zwischen 4 und 5 dm. Die darunter liegenden feinen Sande weisen mit 14.8 mol kg⁻¹ einen doppelt so hohen Si_i-Gehalt auf wie die Oberböden.

Ziel der Untersuchung war die Charakterisierung der Si-Fractionen C-reicher Böden mit Hilfe verschiedener chemischer Extraktionsmittel.

Material und Methoden

Auf der Versuchsfläche wurden von jeder der 20 Parzellen Bodenproben mit dem Bohrstock aus den Tiefen 0-10 und 10-20 cm entnommen. Zusätzlich erfolgte an 5 Standorten eine Probenahme bis zu einer Tiefe von 1m in 5 Tiefenstufen. Die Bodenproben wurden luftgetrocknet und auf 2mm abgeseibt. Insgesamt wurden vier verschiedene Extraktionsmittel für die Untersuchungen ausgewählt: „pflanzenverfügbarer“ Si-Pool 0.01 M Calciumchlorid, 20 ml, 2 g Einwaage, 16 h, und 0.5 M Essigsäure, 25 ml, 10 g Einwaage, 12 h, „organisch/amorpher“ Si-Pool 0.1 M Natriumpyrophosphat, 100 ml, 1 g Einwaage, 12 h und 0.1 M Tiron. (C₆H₄Na₂O₈S₂), 30 ml, 30 mg Einwaage, pH 10,5, 1 h bei 80°C. Die Gesamtgehalte wurden mit Hilfe eines HNO₃/HF-Druckaufschlusses und nachfolgender Messung mit ICP bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Verteilung des CaCl₂-löslichen Si (Si_{cacl}) innerhalb der Tiefenprofile zeigt keine Differenzierung zwischen Ober- und Unterboden (Abb. 1a), lediglich bei den für die Grünlandpflanzen wichtigen ersten 10 cm treten erhöhte Gehalte auf. Die Verteilung des Essigsäurelöslichen Si (Si_{ac}, Abb. 1b) zeigt einen ähnlichen Verlauf, allerdings wird verglichen mit Si_{cacl} etwa die doppelte Menge extrahiert.

Bei einem Vergleich mit Literaturdaten wird eine Si-Unterversorgung in den untersuchten Böden sichtbar (Abb.2). Da die Bezugswerte an Kulturen von Reis und Zuckerrohr ermittelt wurden, steht die Einordnung dieser Gehalte für die Si-Versorgung von Grünland noch aus. Das pyrophosphatlösliche Si (Si_p) zeigt in den Profilen innerhalb der C-reichen Horizonte eine deutliche Zunahme mit ansteigender Tiefe, im sandigen Unterboden nehmen die Gehalte wieder ab (Abb.1c). Si_p weist eine negative Korrelation zu C_{org} auf (Abb. 3). Die Anteile dieser Fraktion setzen sich offen-

Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) Müncheberg, ¹Institut für Bodenlandschaftsforschung, ^{*1}Forschungsstation Paulinenaue, ²Universität Hohenheim, Institut für Landw. Chemie

sichtlich aus dem mineralischen und dem organischen Si-Pool zusammen.

Der mengenmäßig größte Si-Anteil konnte mit Tiron (Si_{tn}) extrahiert werden, dieser beträgt aber nur etwa 1% des Si-Gesamtgehalts (Abb. 1d). Die erhöhten Si_{tn} -Gehalte in den C-reichen Oberböden deuten darauf hin, dass mit Tiron auch amorphe Si-Formen (Phytolithe) gelöst werden können.

Zusammenfassung und offene Fragen

Mit Calciumchlorid und Essigsäure werden mobile Anteile des Si-Pools extrahiert. Die Übertragbarkeit der festgestellten Mangelversorgung für Grünland wird mit einem Si-Düngungsversuch untersucht. Mit Natriumpyrophosphat werden sowohl „organische“ als auch mineralische Si-Fractionen erfasst. Welcher Si-Pool in C-reichen Böden extrahiert wird, ist in künftigen Untersuchungen zu klären. Die Extraktion mit Tiron führt zu einer Differenzierung zwischen C-reichen Oberböden und mineralischem Unterboden. In welchem Umfang pflanzlich gebildetes Si durch Tiron extrahiert wird, kann durch Abtrennung von Phytolithen und nachfolgende Extraktion ermittelt werden.

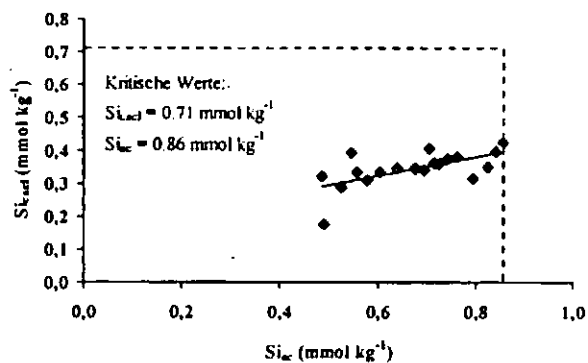


Abb.2: Si_{cacl} und Si_{ac} im Oberboden (0-10 cm, n=20)

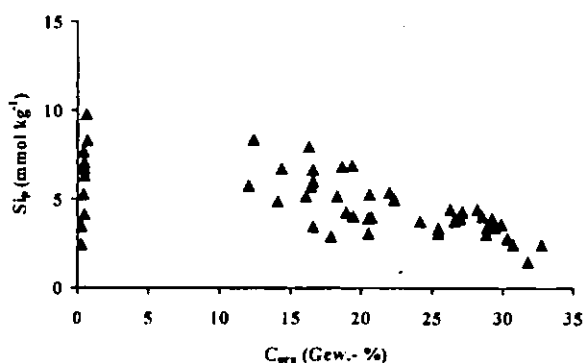


Abb.3: Si_p und C_{org} in den Bodenprofilen (n=55)

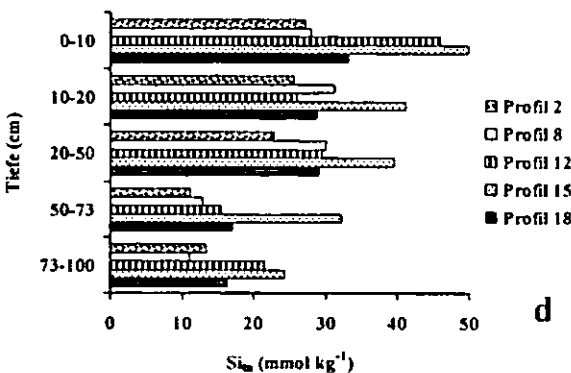
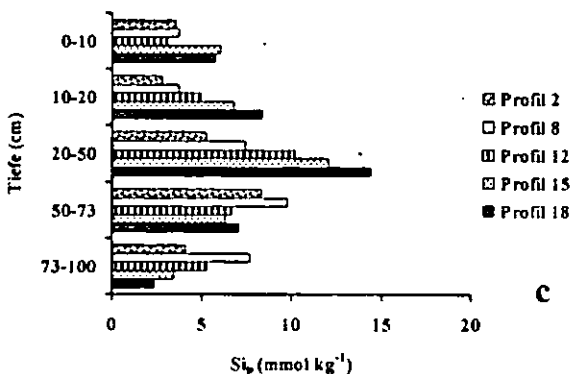
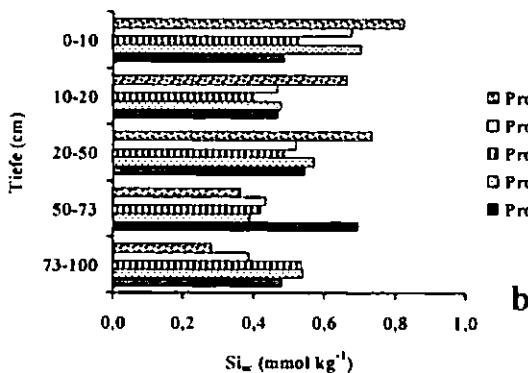
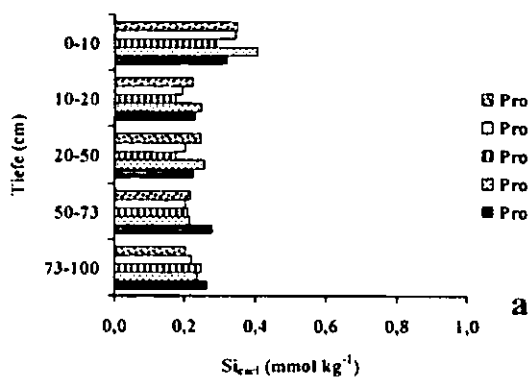


Abb. 1a-d: Tiefenprofile von a) Si_{cacl} , b) Si_{ac} , c) Si_p und d) Si_{tn}

Dynamik der Verlagerung des Proteins Cry3Bb1 aus *Bacillus thuringiensis* in Böden

Heinz Hunfeld*, Frank Gessler,
Jürgen Niemeyer, Sibylle Pagel-Wieder

1 Einleitung

Das Protein Cry3Bb1 wird von gentechnisch veränderten Maispflanzen der Sorte MON88017 produziert und besitzt eine spezifische Toxizität gegen den Maiswurzelbohrer, so dass die Pflanze gegen das Schadinsekt geschützt ist. Über Ernterückstände und Wurzelexsudate gelangt das Protein auf und in die Böden der Anbauflächen. Dort können Cry-Proteine an Bodenpartikel sorbieren, wobei deren insektizide Wirkung erhalten bleibt (Saxena & Stotzky, 2000).

Ob und wie stark das Cry3Bb1-Protein in Böden verlagert werden kann, wird mit Hilfe von Säulenexperimenten untersucht. Weiterhin soll der Einfluss verschiedener Bodenparameter wie z.B. pH-Wert, C_{org} , Kationenaustauschkapazität auf die Verlagerung von Cry3Bb1 in Böden bestimmt werden.

2 Material und Methoden

Eine Edelstahlsäule (1,6 cm, Innendurchmesser), mit 2 Teflon-Adaptoren (GE Healthcare, Uppsala, Schweden) wird mit sterilem Bodenmaterial gefüllt (ca. 20 cm Packungshöhe), mit Wasser aufgesättigt und von unten nach oben mit einer wässrigen Proteinlösung perkoliert. Die Förderrate (2 mL h^{-1}) wurde mit einer Spritzenpumpe (perfusor® segura, B. Braun, Melsungen, Deutschland) eingestellt. Das Eluat wurde als 1 mL Fraktionen mit Hilfe eines Fraktionssammlers aufgefangen und bis zur Proteinbestimmung eingefroren (-80°C).

Die Cry3Bb1-Konzentrationen der Ausgangslösung und in den Fraktionen wurden mittels *Enzyme-linked Immunosorbant Assay* (*Bacillus thuringiensis* Cry3Bb1 PathoScreen DAS ELISA-Kit, Agdia, Elkhart, IN, USA) bestimmt.

In Vorversuchen wurde die Verlagerung von Rinderserumalbumin (BSA) mit einer Konzentration von 5 mg mL^{-1} untersucht. Als Modellmolekül wurde BSA aufgrund seines mit 67 kDa ähnlich hohen Molekulargewichtes wie Cry3Bb1 (78 kDa) ausgewählt. Weitere Kriterien waren die einfache Verfügbarkeit und Analytik des Proteins.

Der Perkolutionslösung wurde Kaliumchlorid in einer Konzentration von 4 mmol als Tracer zugesetzt. Für diese Vorversuche wurde steriler Quarzsand (erhitzt auf 150°C) als Füllmaterial für die Säule verwendet. Die BSA-Konzentrationen wurden durch photometrische Messung bei einer Wellenlänge von 280 nm (ND-1000, NanoDrop Technologies, Wilmington, USA) ermittelt, die Kaliumkonzentration wurde flammenphotometrisch erfasst.

3 Ergebnisse und Diskussion

Der Durchbruch des BSA und des Tracers erfolgte zeitgleich nach ca. einem Porenvolumen (PV) (Abb.1). Bei ca. 2,3 PV wurde die Perkolation auf Wasser umgestellt. Danach nahmen die BSA- und Kaliumkonzentrationen innerhalb eines Porenvolumens bis auf eine geringe Hintergrundkonzentration ab (Abb.1).

Beim Transport von BSA durch Quarzsand tritt demzufolge gegenüber dem Tracer keine Verzögerung des Durchbruchzeitpunktes ein.

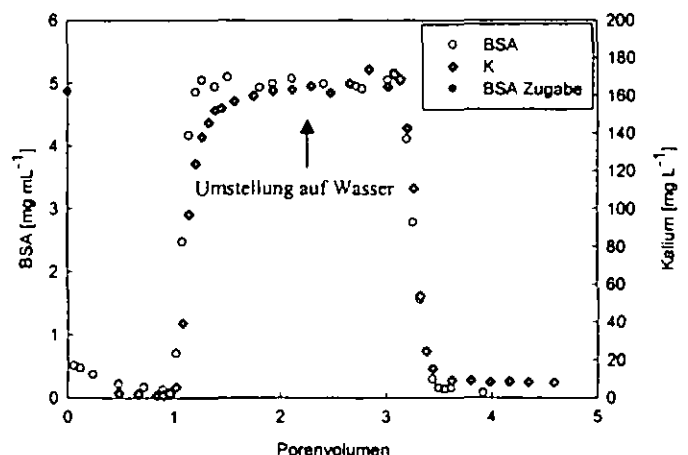


Abb. 1: Durchbruchkurve von BSA und Tracer im Vergleich

Nachdem in Vorversuchen mit dem Modellmolekül BSA gezeigt werden konnte, dass der gewählte Versuchsaufbau zur Untersuchung der Perkolation von Proteinen geeignet war, erfolgte am gleichen Säulenaufbau die Perkolation von Cry3Bb1.

Die Cry3Bb1-Ausgangskonzentration wurde den im Feld gemessenen Konzentrationen angepasst und lag bei 200 ng mL^{-1} .

Der Durchbruch von Cry3Bb1 erfolgte im Gegensatz zu den Vorversuchen, in denen die Perkolation mit BSA durchgeführt wurde, bei ca. 0,8 PV. Die maximale Cry3Bb1-Konzentration im Eluat wurde nach 1,5 PV erreicht und war ca. 7fach geringer als die der Ausgangslösung. Es bildete sich kein Plateau aus. Die Cry3Bb1-Konzentrationen nahmen mit zunehmenden PV stetig ab (Abb. 2). Bei ca. 3 PV wurde die Perkolation auf Wasser umgestellt. Bei ca. 4 PV wurde kein Cry3Bb1 nachgewiesen.

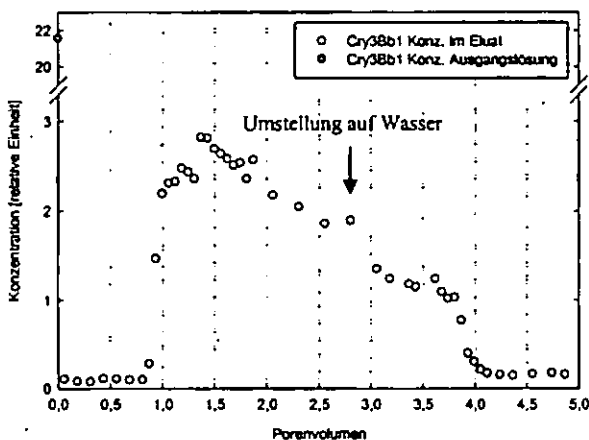


Abb. 2: Durchbruchskurve Cry3Bb1

Die Unterschiede in den Durchbruchzeitpunkten von Cry3Bb1 und BSA könnten auf die unterschiedlichen Messmethoden zurückgeführt werden. Im Gegensatz zur unspezifischen Proteinmessung, mit der die BSA-Konzentration in den Eluaten bestimmt wurde, ist die Messung von Cry3Bb1 mittels ELISA spezifisch und wesentlich empfindlicher.

Die Abnahme der Cry3Bb1-Konzentration nach einem Maximalwert kann bisher nicht eindeutig geklärt werden. Diese Abnahme könnte jedoch auf einen mikrobiellen Abbau des Cry3Bb1-Proteins innerhalb der Säule zurückgeführt werden.

Im Anschluss an die Perkolation mit BSA-Lösung wurde in einem weiteren Versuch eine Lösung mit Cry3Bb1 perkoliert. Wie beim BSA erfolgte der Durchbruch von Cry3Bb1 nach 1,0 PV. Nach 1,2 PV

war die Cry3Bb1-Konzentration deutlich geringer (ca. 10fach) als in der Ausgangslösung (Abb. 3).

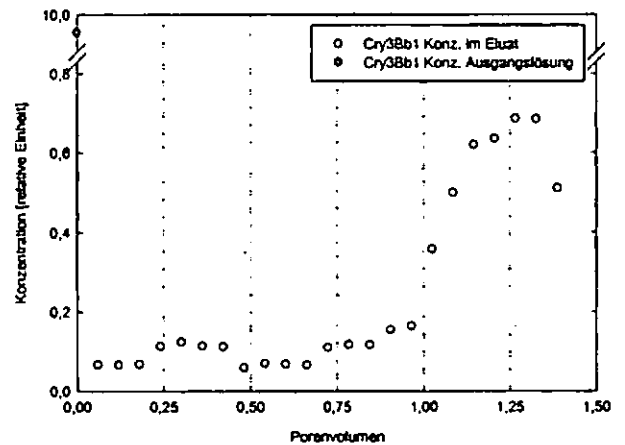


Abb. 3: Durchbruchskurve Cry3Bb1 nach BSA-Perkolation

Ein Einfluss der Belegung mit BSA auf den Durchbruchzeitpunkt von Cry3Bb1 ist somit bei Quarzsand nicht vorhanden.

4 Ausblick

Die Dynamik der Verlagerung von Cry3Bb1 soll für Böden mit unterschiedlichen Eigenschaften untersucht werden. Hierfür wurden auf einer Freisetzungsfläche, auf der gentechnisch veränderter Mais angebaut wird, bereits Bodenproben entnommen. Die kommenden Säulenexperimente werden unter sterilen Bedingungen durchgeführt, um einen mikrobiellen Abbau des Cry3Bb1-Proteins ausschließen zu können.

Danksagung

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen FKZ 0313279G gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Literatur

Saxena, D., Stotzky, G., 2000. Insecticidal toxin from *Bacillus thuringiensis* is released from roots of transgenic *Bt*-corn in vitro and in situ. FEMS Microbiology Ecology 33, 35-39.

Soils in a tropical mountain rainforest: matter dynamics along altitudinal, land-use and disturbance gradients

B. Huwe¹, F. Makeschin²

Ecosystem research in a tropical mountain rainforest in Southern Ecuador

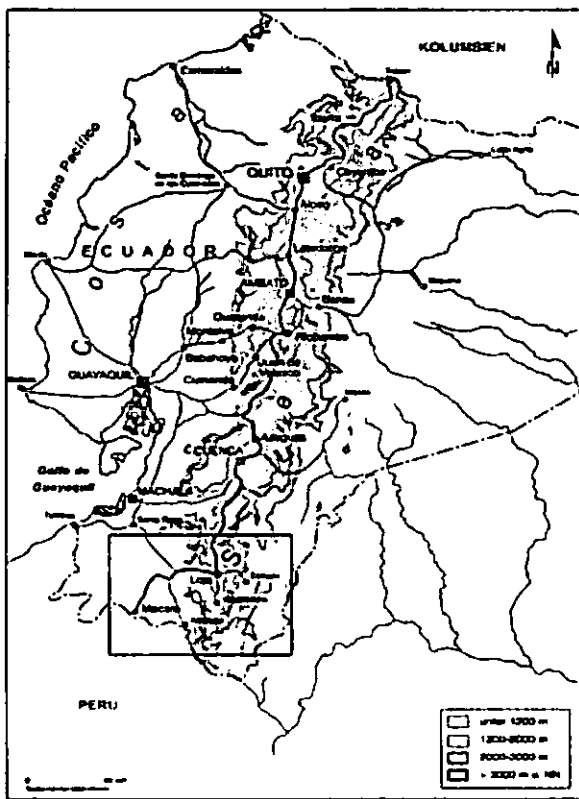


Figure 1: Location of the study area in Southern Ecuador

The interdisciplinary DFG Research Unit 402: "Functionality in a Tropical Mountain Rainforest: Diversity, Dynamic Processes and Utilization Potentials under Ecosystem Perspectives" was established in 2001 and terminated in February 2007. The study area is located in two manifestations of the local ecosystem, the natural mountain rain forest and its anthropogenic replacements (Fig. 3).

¹ Soil Physics Group, University of Bayreuth, D-95440 Bayreuth, Germany

² Institute of Soil Science and Site Ecology, Technical University of Dresden, D-01737 Tharandt, Germany

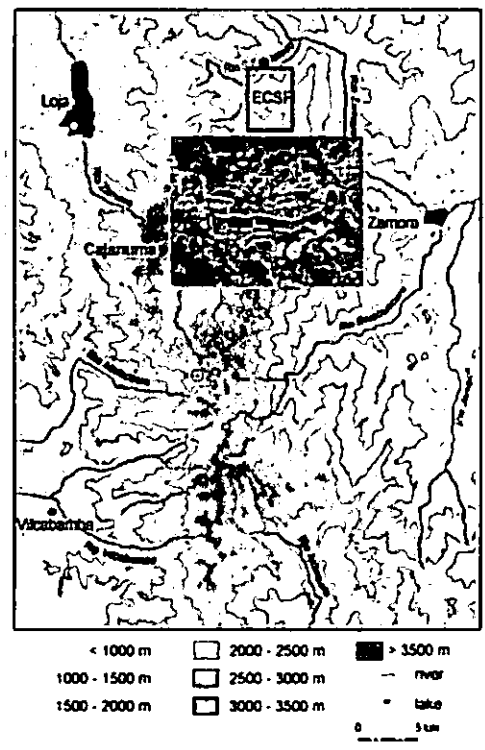


Figure 2: Estacion Cientificad (ECSF) San Francisco between Loja and Zamora

Altitudinal and disturbance gradients

The research area is characterized by two types of gradients: an altitudinal gradient from about 1800 to 3200 m a.s.l and a gradient of natural (landslides) and human disturbances (land use change, burning). Gradients are used to gain insight into the structure, functionality and dynamics of the system and its potential services.

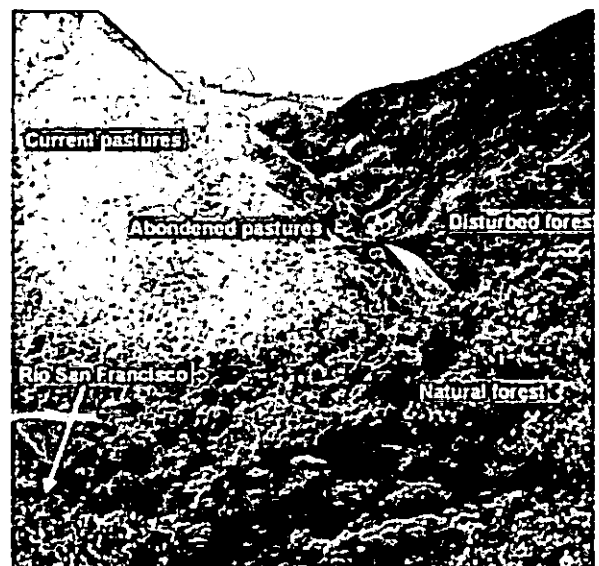


Figure 3: Altitudinal and land use gradients in the study area

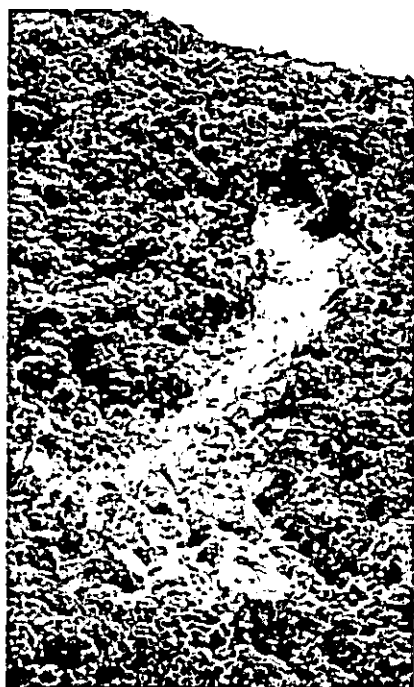


Figure 4: Landslides as a major soil forming factor

Soils in ecosystems: need for interdisciplinary research

Initially, research was inventory and focused on essentials at the organismic (biodiversity) and the abiotic level (soil, climate, landscape history). Within the research unit FOR 402 the focus shifted to functional aspects involving interdisciplinary cooperation of climatologists, soil scientists, and biologists (Fig. 5).

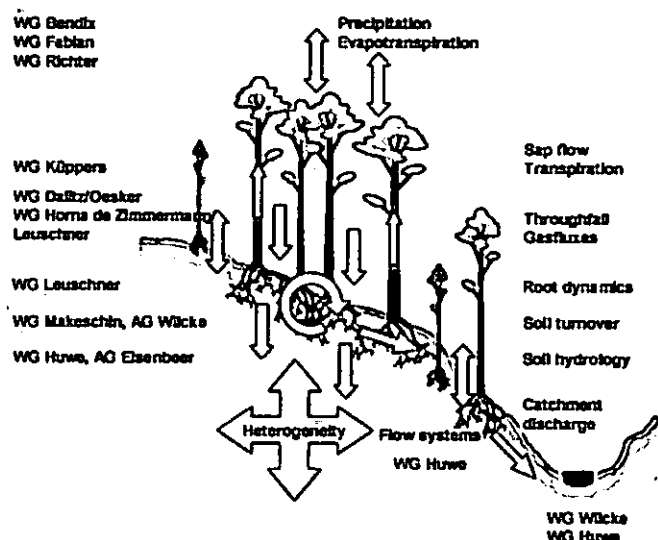


Figure 5: Interdisciplinary research at the hillslope and catchment scale

Turnover and matter dynamics in soils

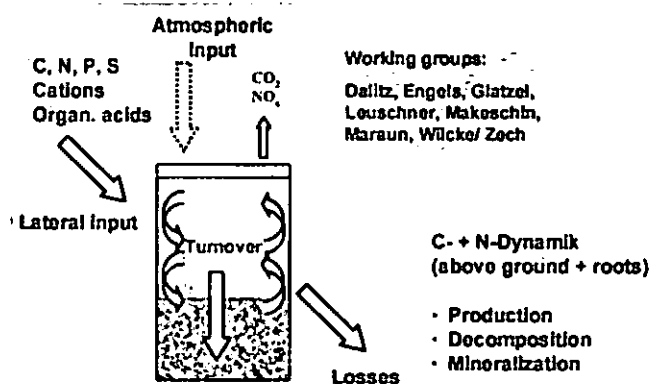


Figure 6: Sketch of bioelement dynamics that have intensively been studied by several research groups along altitudinal and disturbance gradients

Soil research within research unit FOR 402 focused on element fluxes and turnover on the plot and catchment scale. Special attention was directed to the hydrological system and turnover processes of major nutrients along altitudinal and disturbance gradients. However, root architecture and root turnover as well as gaseous fluxes were likewise taken into account.

References

E. Beck, J. Bendix, I. Kottke, F. Makeschin & R. Mosandl (Eds): Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. Ecological Studies, Vol. 198, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg (in press)

Einfluss von Bodenbearbeitung auf Aggregatstabilität, sowie C- und N- Speicherung in Ackerböden zweier Langzeitversuche

Anna Jacobs¹*, Rolf Rauber², Kerstin Michel¹, Bernard Ludwig¹

Einleitung

Um nachhaltige Fruchtbarkeit und Ressourcenschonung zu gewährleisten, sowie den Energieeinsatz zu reduzieren, werden konservierende Bodenbearbeitungspraktiken in der ökologischen Landwirtschaft vielfach diskutiert. *Six et al. (2000)* postulieren ein herabgesetztes Speichervermögen für organische Substanzen in konventionell bearbeiteten Böden. Ziel vorliegender Arbeit ist es, den Langzeiteffekt von konventioneller und reduzierter Bodenbearbeitung zweier Untersuchungsflächen auf Kennwerte der Nährstoffspeicherung zu untersuchen.

Material und Methoden

Die Probenahme erfolgte auf den Versuchsflächen "Garte-Süd" und "Hohes Feld" der Universität Göttingen. (schluffige Parabraunerde). Seit 1970 bzw. 1967 werden diese Flächen differenziert bearbeitet: Jeweils (1) „konventionell“ mit Wendepflug bis zu 25 cm Tiefe und (2) „reduziert“ mit einer Kreiselegge bis maximal 8 cm Tiefe. Die Probenahme erfolgte aus 0-5 cm Tiefe. Durch Fraktionierung nach *John et al. (2005)* wurden diverse wasserstabile Aggregat-Größenklassen gewonnen: (1) Makroaggregate (0.25-1, 1-2 und 2-10 mm), (2) Mikroaggregate (0.053-0.25 mm) und (3) die Ton- und Schlufffraktion gemeinsam mit kleinsten Mikroaggregaten (<0.053 mm). Anschließend erfolgte die Bestimmung von Ausbeute, organischen C (C_{Org})- und gesamten N (N_{Tot})-Gehalten der gewonnenen Fraktionen.

Ergebnisse

Der Boden unter reduzierter Bearbeitung zeigte auf beiden Versuchsflächen deutlich, zum Teil signifikant höhere Gehalte an wasserstabilen Makroaggregaten (Abbildung 1).

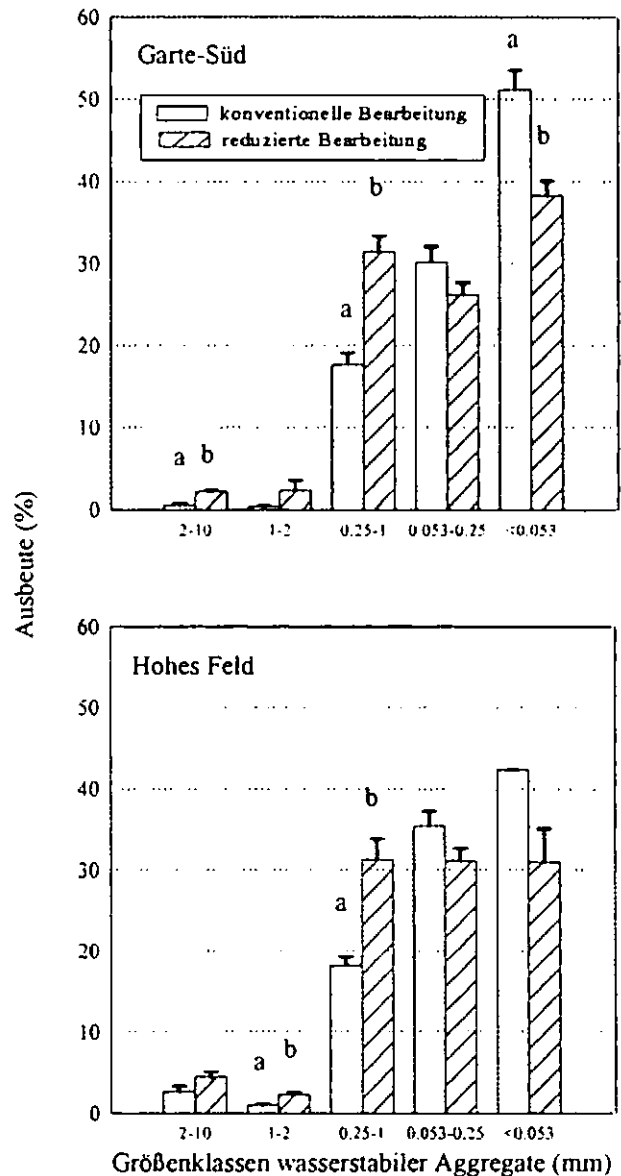


Abbildung 1: Trockenmasse-Ausbeute wasserstabiler Aggregat-Größenklassen; Mittel-werte mit Standardfehler; gleichfarbige Balken innerhalb einer Größenklasse, die mit ungleichen Buchstaben bezeichnet sind, sind signifikant verschieden ($p < 0.05$).

C_{Org} und N_{Tot} -Messungen ergaben, dass Makroaggregate in der Regel reicher an C_{Org} sind, als Mikroaggregate (Tabelle 1). Insgesamt zeigte sich unter reduzierter Bearbeitung eine Anreicherung beider Nährstoffe ebenso über alle wasserstabilen Aggregat-Größenklassen hinweg, wie im unfractionierten Boden - einzige Ausnahme ist die Fraktion <0.053 mm des Standortes Garte-Süd. Dieser Einfluss der Bodenbearbeitung war für die Auswertung der Aggregat-Größenklassen in den meisten Fällen signifikant. Die C_{Org} - und N_{Tot} -Gehalte des unfractionierten Bodens und die der Tiefenstufe 5-20 cm (nicht gezeigt) wiesen jedoch selten signifikante Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten auf (Tabelle 1).

¹Fachgebiet Umweltchemie, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen; *ajacobs@uni-kassel.de

²Abteilung Pflanzenbau, Universität Göttingen, Von-Siebold-Str. 8, 37075 Göttingen

Tabelle 1: C_{org}- und N_{tot}-Gehalte im unfraktionierten Boden und innerhalb wasserstabiler Aggregat-Größenklassen; Mittelwerte mit Standardfehler; Werte gefolgt von ungleichen Buchstaben innerhalb eines Parameters und einer Größenklasse sind signifikant verschieden (p<0.05).

	Aggregat-Größenklassen (mm)	Bodenbearbeitung	
		konventionell	reduziert
		C _{org} (g kg ⁻¹)	
Garte-Süd	unfraktioniert	13.4 (2.4)	15.4 (0.3)
	>2	22.8 (0.6) a	35.4 (2.7) b
	1-2	32.3 (2.3)	36.9 (4.6)
	0.25-1	11.7 (1.0) a	19.0 (0.2) b
	0.053-0.25	11.6 (0.6) a	18.6 (1.1) b
	<0.053	6.9 (1.2)	6.56 (0.1)
Hohes Feld	unfraktioniert	16.9 (4.9)	18.1 (1.1)
	>2	11.3 (4.6)	22.4 (0.9)
	1-2	25.3 (2.7) a	35.5 (1.6) b
	0.25-1	13.3 (0.5) a	19.3 (1.5) b
	0.053-0.25	10.2 (1.1) a	16.7 (0.9) b
	<0.053	10.3 (0.3) a	12.1 (0.1) b
		N _{tot} (g kg ⁻¹)	
Garte-Süd	unfraktioniert	0.98 (0.03) a	1.41 (0.07) b
	>2	0.70 (0.16) a	1.98 (0.10) b
	1-2	1.10 (0.17)	2.04 (0.37)
	0.25-1	1.08 (0.07) a	1.63 (0.04) b
	0.053-0.25	1.02 (0.06) a	1.61 (0.02) b
	<0.053	0.95 (0.07)	4.58 (2.45)
Hohes Feld	unfraktioniert	1.04 (0.13)	1.46 (0.13)
	>2	1.01 (0.24)	1.54 (0.24)
	1-2	1.03 (0.19) a	2.10 (0.10) b
	0.25-1	1.12 (0.02) a	1.63 (0.09) b
	0.053-0.25	1.05 (0.02) a	1.53 (0.07) b
	<0.053	1.06 (0.03) a	1.20 (0.01) b

Schlussfolgerungen

Die vorliegenden Ergebnisse lassen folgern, dass ein vermindertes physikalisches Einwirken auf den Boden die Anreicherung von stabilen, C-reichen Makroaggregaten in Ackerböden fördert. Darüber hinaus führt reduzierte Bearbeitung zu 1.1 bis 2mal bzw. bis 4.8mal höheren C_{org}- und N_{tot}-Gehalten sowohl im unfraktionierten Boden, als auch in wasserstabilen Aggregaten und in der Fraktion <0.053 mm (mit einer Ausnahme). Dieser positive Einfluss einer reduzierten Bearbeitung auf die Nährstoffversorgung erreicht den tieferen, unbearbeiteten Ackerboden nur geringfügig (Daten nicht gezeigt).

Literatur

- John, B., Yamashita, T., Ludwig, B., Flessa, H. (2005), Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use, *Geoderma* 128, 63-79
- Six, J., Paustian, K., Elliott, E.T., Combrink, C. (2000), Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 681-689

Danksagung

Unser Dank gilt folgenden Personen: H. Gehrke, M. Helfrich, T. Rebholz, A. Sawallisch und K. Tröger. Dieses Projekt wird gefördert von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (GRK 1397/1).

Spektrale Laser Scanning Mikroskopie (LSM) – Ansatz zu einer objektiven Bestimmung von Torfzersetzungsgraden

Sabine Jordan¹, Elke Bauriegel²,
Jutta Zeitz¹ & Jörg Rühlmann²

Problemstellung

Seit fast einem Jahrhundert ist die Handquetschmethode nach von Post (von Post 1924, von Post & Granlund 1926) für die Bestimmung des Humifizierungsgrades (Zersetungsgrad) von Torfen in der wissenschaftlichen Beschreibung des Torfsubstrates Konvention. Hierbei werden die physikalischen und pflanzenstrukturellen Eigenschaften des Torfsubstrates beschrieben.

Für chemische Auswertungen, zum Beispiel für die Abschätzung zersetzungsgradabhängiger Phosphorfreisetzungspotentiale aus wiedervernässten Niedermooren (JORDAN et al. 2007), ist es naheliegend, den Zersetzungsgrad auch mit einer Methode zu messen, die die von der Humifizierung bestimmten chemischen (Oberflächen-)Eigenschaften von Torfen erfasst. Damit wird auch der gelegentlich geäußerten Forderung, die bisher angewandte Methode nach von Post, die die Zersetzungsgrade subjektiv in eine zehnstufige Skala einordnet, mit einer objektiven und nicht klassifizierenden Methode zur Bestimmung des Zersetzungsgrades zu unterstützen, durch die Anwendung der spektralen Laser Scanning Mikroskopie (LSM) auf verschieden stark zersetzte Torfe nachgegangen.

Material und Methoden

Die spektralmikroskopische Untersuchung an 15 luftgetrockneten und gemahlene Seggen-, Schilf- und Erlenbruchwaldtorfen jeweils unterschiedlicher Humifizierung erfolgte an einem Laser Scanning Mikroskop 510 META (Fa. Zeiss) mit einem 20er Apochromat-Objektiv. Eine Spatelspitze des Probenmaterials wird auf einen Objektträger gegeben, mit einem Deckgläschen abgedeckt und mit der Schlipfpresse gut angedrückt. Jede dieser Feststoffproben wurde in 10facher Wiederholung gemessen. Angeregt wurden die Proben mit einem Argon-Laser der Anregungswellenlänge 405 nm. Die Autofluoreszenz der einzelnen Torfproben wurde im gesamten Emissionsbereich von 421...751 nm bestimmt. Um gut ausgeleuchtete Aufnahmen zu gewährleisten, wurde an jeder einzelnen Probe die kleinstmögliche Laserpower angewandt, welche als Faktor bei der Berechnung der Fluoreszenzintensität berücksichtigt wurde.

Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Erste Untersuchungen zeigen, dass anhand von Fluoreszenzspektren Torfzersetzungsgade charakterisiert werden können: mit der Änderung des Zersetzungsgrades ändert sich auch die Fluoreszenz-Eigenschaft der Torfe (Abb. 1).

Je mehr frische organische Substanz die Torfprobe enthält (geringe Zersetzungsgrade), desto stärker sind die Autofluoreszenzintensitäten im gesamten Wellenlängenbereich. Torfe ‚schwacher‘ Humifizierung (H 3, H 4) und frische organische Substanz (z. B. Wurzelhärchen) weisen ihr Emissionsmaximum im kurzwelligen Spektralbereich auf. ‚Sehr stark‘ (H 8) und ‚vollständig humifizierte‘ (H 10) bzw. ‚vererdete‘ sowie ‚amorphe‘ Torfe haben kein ausgeprägtes Emissionsmaximum. Sie emittieren weitgehend gleichmäßig über den gesamten spektralen Messbereich. Allen Proben ist ein Minimum bei einer Wellenlänge um 512 nm gemein.

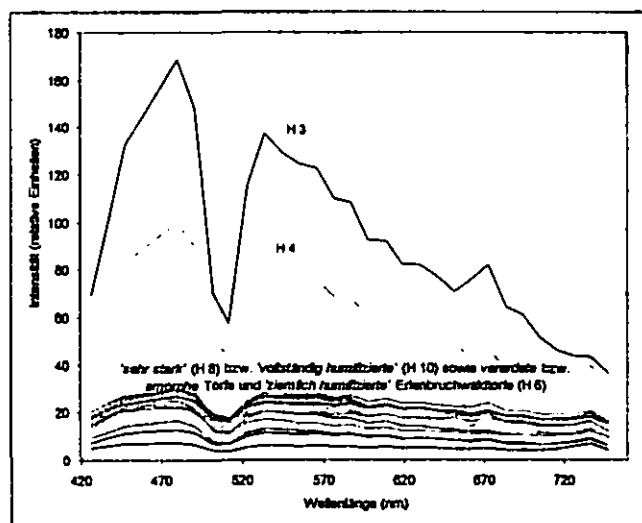


Abbildung 1: Spektren von Seggen-, Schilf- und Erlenbruchwaldtorfen mit ‚schwacher‘ (H 3, H 4), ‚ziemlicher‘ (H 6) ‚sehr starker‘ (H 8) und ‚vollständiger‘ Humifizierung (H 10) bzw. ‚vererdeten‘ und ‚amorphen‘ Torfen; n=15

Alle Torfarten weisen die gleichen Spektren auf, so dass der Torfbildner (Segge, Schilf oder Holz) für die spektrale Ausprägung nicht charakteristisch ist. Jedoch weisen ‚ziemlich humifizierte‘ Erlenbruchwaldtorfe (H 6) die gleichen Intensitäten wie ‚sehr stark‘ und ‚vollständig humifizierte‘ bzw. ‚vererdete‘ sowie ‚amorphe‘ Torfe auf. Diese Verschiebungen sind eventuell durch primäre und sekundäre Torfzersetzungphasen zu erklären, die bisher aber noch nicht untersucht worden sind. Die Ergebnisse zeigen, dass durch die Anwendung der spektralen LSM die Handquetschmethode nach von Post zur Bestimmung des Zersetzungsgrades von Torfen eine zusätzliche objektive Beschreibung erfahren und in einer kontinuierlichen Größe angegeben werden könnte.

Literatur

- JORDAN, S., VELTY, S. & ZEITZ, J. (2007): Phosphorus binding forms in fens influenced by degree of peat decomposition. *Mires and Peat*, eingereicht
- VON POST, L. (1924): Das genetische System der organogenen Bildungen Schwedens. In: Comité International de Pédologie, IVème commission (commission pour la nomenclature et la classification des sols, commission pour l'europe, président: B. FROSTERUS) (Hrsg.), *Mémoires sur la nomenclature et la classification des sols*, Helsingfors/Helsinki, S. 287-304.
- VON POST, L. & GRANLUND, E. (1926) *Södra Sveriges torvtillgångar* (Peat resources in southern Sweden). *SGU, Ser. C: 335* (= Årsbok 19:2), Stockholm, 127 pp. (in Swedish).

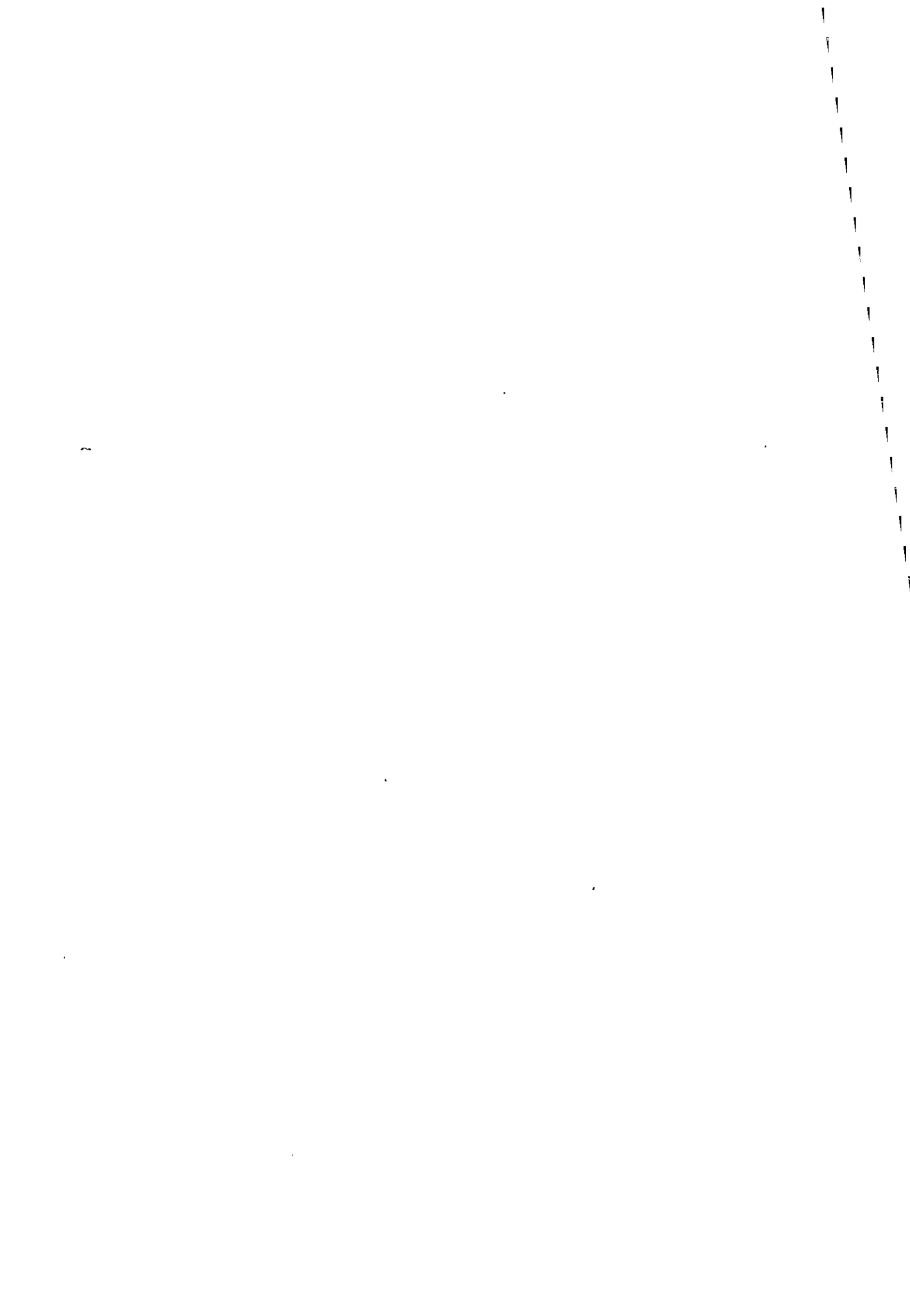
Danksagung

Wir danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt für finanzielle Unterstützung im Rahmen des Stipendienprogramms.

¹ HUMBOLDT-UNIVERSITÄT ZU BERLIN

Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, Institut für Pflanzenbauwissenschaften, FG Bodenkunde und Standortlehre
Invalidenstraße 42, 10115 Berlin
Tel.: 030 2093 8622 / Fax: 030 2093 8369
sabine.jordan@agr.ar.hu-berlin.de, jutta.zeitz@agr.ar.hu-berlin.de
www.agrar.hu-berlin.de

² Leibniz-Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau, Großbeeren/Erfurt e.V., Theodor-Echtermeyer-Weg 1, 14979 Großbeeren
Tel.: 033701 78262 / Fax: 033701 55391
bauriegel@igzев.de, rühlmann@igzев.de, www.igzев.de



Verteilung von Eisen- und Aluminiumhydroxidphasen über Dichtefractionen in Abhängigkeit der Beladung mit organischer Substanz sowie Ultrabeschallung

Klaus Kaiser¹, Georg Guggenberger¹, Reinhold Jahn¹

1 Hintergrund

Die Untersuchung organo-mineralischer Wechselwirkungen in Böden beruht oftmals auf der physikalischen Trennung freier und mineral-assoziiertes organischer Substanz (OS). Im Falle der Fraktionierung nach Dichte finden sich in Fraktionen, welche nur Substanzen geringer Dichte (d.h. freie organische Substanz) enthalten sollten, jedoch auch mineralische Bestandteile hoher Dichte wie Eisenoxide-/hydroxide. Mögliche Gründe hierfür sind (1) die unvollständige Benetzung aufgrund sehr kleiner Poren, was eine verringerte aktuelle Dichte zur Folge hat, (2) die langsame Sedimentation beim Zentrifugieren aufgrund der geringen Partikelgröße sowie (3) die Assoziatbildung mit organischer Substanz, was die Dispersion begünstigt. Dadurch kann es zu Unterschätzung mineral-assoziiertes bzw. zu Überschätzung freier organischer Substanz kommen.

Ziel der Studie war daher zu überprüfen, inwiefern die Belegung von amorphem Al(OH)₃, Goethit und 2-Linien Ferrihydrit mit organischer Substanz und in Abhängigkeit von der Dispergierungsenergie in Dichtefractionen beeinflusst.

2 Experimentelles Vorgehen

- Herstellung synthetischer Mineralphasen (amorphes Al(OH)₃, Goethit, 2-Linien Ferrihydrit) mit unterschiedlicher Belegung an organischer Substanz (durch Sorption gelöster organischer Substanz) sowie von Kopräzipitaten von Al/Fe mit gelöster organischer Substanz.
- Bestimmung der Mikroporosität durch Adsorption von N₂/CO₂, der absoluten Dichte pyknometrisch mit He.
- Dichtefraktionierung mit Na-Polywolframat-Lösungen: 1,6 und 2,4 g cm⁻³; Dispergierung durch Schütteln von Hand bzw. Ultrabeschallung mit 300 kJ l⁻¹; Trennung durch Zentrifugation (5000 g)/Filtration (0,1 µm); Lufttrocknung der Fraktionen.
- Bestimmung von Gewicht und Kohlenstoff-Gehalt (trockene Veraschung: Elementar Vario EL).

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Eisenminerale (absolute Dichten >3,9 g cm⁻³) wurden unabhängig von der Art der Dispergierung (Schütteln bzw. Ultrabeschallung) vollständig in der Fraktion >2,4 g cm⁻³ gefunden. Amorphes Al(OH)₃ (Dichte 2,2 g cm⁻³) fand sich nach Schütteln vollständig in der Fraktion 2,0–2,4 g cm⁻³ wieder; nach Ultrabeschallung war ein geringer Anteil (<5 %) in der Fraktion 1,6–2,0 g cm⁻³ zu finden. Die korrekte Auftrennung der unbelegten Mineralphasen nach ihrer absoluten Dichte schließt Probleme aufgrund

der geringen Partikelgröße bzw. unvollständiger Benetzung aus.

Organo-mineralische Assoziate, ob durch Sorption oder Kopräzipitation entstanden, wiesen entsprechend der enthaltenen Menge organischer Substanz geringere absoluten Dichten als unbelegte Mineralphasen auf. Nach Schütteln wurden, mit Ausnahme der Assoziate mit extrem hohem Gehalte an organischer Substanz (Kopräzipitate), zu >95 % in der entsprechenden Dichtefraktion gefunden. Ultrabeschallung führte dazu, dass bis zu 100 % der Assoziate in leichteren Fraktionen zu finden waren. Der Anteil der in leichteren Fraktionen gefunden wurde, stieg mit dem Gehalt an organischer Substanz.

Eine detaillierte Darlegung der Ergebnisse findet sich in Kaiser & Guggenberger (2007).

4 Folgerungen

- Ultrabeschallung, wie sie zum Aufbrechen von Aggregaten verwendet wird, kann durch starke Dispersion negativ geladener organo-mineralischer Assoziate und zu deren fehlerhaften Einordnung als Biomassereste führen.
- Besondere Vorsicht ist bei Böden mit hohen Anteilen Al/Fe-Hydroxid-assoziierte OS (Podsole, Andosole) geboten.

5 Dank

Die Studie wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (SPP 1090 „Böden als Quellen und Senken von atmosphärischem CO₂“) gefördert.

6 Literatur

Kaiser, K., Guggenberger, G., 2007. Distribution of hydrous aluminium and iron compounds over density fractions depends on organic matter load and ultrasonic dispersion. *Geoderma* 140, 140–146.

¹ Bodenkunde, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, 06108 Halle (Saale), e-mail: klaus.kaiser@landw.uni-halle.de

Erfassung stabiler Fraktionen organischer Substanz aus Oberböden (OBS) unter Acker durch Kombination physikalischer und chemischer Extraktionsschritte

Michael Kaiser¹, Michael Sommer¹,
Jens Habermann¹, Ruth H. Ellerbrock¹

Problem- und Zielstellung

Die ackerbauliche Nutzung von Böden beeinflusst die Menge und Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (OBS). Deren stabile Anteile (Alter >100 a) stehen in engem Zusammenhang zur Funktion von Böden als Quelle und Senke für das klimarelevante Spurengas CO₂. Eine experimentelle Erfassung stabiler OBS-Fraktionen ist für eine Analyse der Steuergrößen und Mechanismen der langfristigen C-Stabilisierung in Böden notwendig.

Das Ziel der Untersuchung war eine Quantifizierung und Charakterisierung stabiler OBS Fraktionen aus ackerbaulich genutzten Oberböden mit deutlich unterschiedlicher Pedogenese. Dazu wurde eine neue Methode entwickelt, mit der stabile OBS-Fraktionen aus ackerbaulich genutzten Oberböden quantifiziert werden können.

Material und Methoden

In der Studie wurden Ap-Horizonte von neun pedogenetisch unterschiedlichen Ackerböden analysiert (Tab.1): Pararendzina (RZ), Kolluvisol (YK), Fahlerde (LF), zwei Pseudogleye (SS-1, SS-2), Parabraunerde (LL), Terra Fusca (CF), Pelosol (DD) und Podsol (PP).

Tabelle 1: Untersuchte Böden, Beprobungstiefe und ausgewählte Eigenschaften der Ap-Horizonte; C_{org}-Gehalte und ¹⁴C-Daten ausgewählter OM-Fraktionen

Böden	Tiefe cm	pH CaCl ₂	C _{org} * Ton ^b		Fe ^c Al ^c oxalatlöslich		OM-Fraktion PY-I ER		¹⁴ C Alter	
			g kg ⁻¹		mg kg ⁻¹		in % von C _{org}		PY-I-p	ER
RZ	0-30	7,4	10	154	770	325	10	73	modern	1695
YK	0-30	7,3	13	113	856	281	11	74		
LF	0-25	6,7	8	68	1361	496	15	71		
SS-1	0-30	7,3	11	112	1571	445	15	72		
LL	0-20	7,5	9	171	3193	577	13	66	300	modern
CF	0-8/12	7,0	26	344	4876	2051	28	52	145	modern
SS-2	0-20/25	6,1	39	534	8019	1521	24	61	170	780
DD	0-5/8	7,0	21	533	2707	1313	13	78		
PP	0-30	5,7	21	28	761	515	52	39	520	610

* je g Feinboden; ^b je g vllkristalliner Feinboden

Die oxalatlöslichen Fe und Mn Gehalte der Böden wurden nach Schlichting und Blume (1966) und die Anteile an organisch gebundenem Kohlenstoff (SOC) nach DIN ISO 10694, 1994 bestimmt. Vor der sequentiellen Extraktion erfolgte eine trockene Siebung der luftgetrockneten Bodenproben (< 2 mm) in 5 verschiedene Fraktionen: 2-1,25 mm, -0,8 mm, -0,5 mm, -0,4 mm, -0,135 mm. In diesen wurde die freie, partikuläre organische Substanz (fPOM) mittels eines elektrostatischen Verfahrens isoliert (Abb.1a). Das verbliebende mineralische Material der einzelnen Fraktionen wurde wieder vereinigt. Aus der mineralischen Fraktion wurden stabile OBS-Fraktionen mittels kombinierter physiko-chemischer Fraktionierung abgetrennt (Abb.1b).

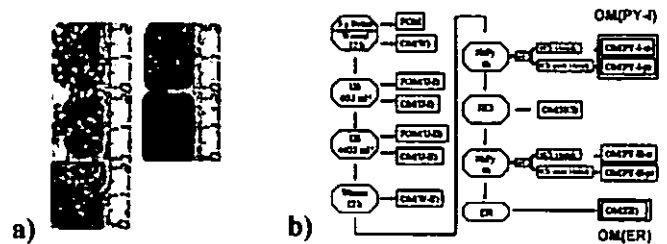


Abb.1: a) elektrostatiscn abgetrennte fPOM-Fraktionen (SS-2, Ap); b) Schema der physiko-chemischen Extraktion

Die OC Gehalte der erhaltenen pyrophosphatlöslichen OBS Fraktionen (OC(PY_p)) und die der Extraktionsrückstände wurden mittels Elementaranalyse bestimmt. Aus ¹⁴C-Analysen und FTIR-Spektren der OBS Fraktionen wurden Angaben zu deren Stabilität und Zusammensetzung (relative C=O Gehalte) abgeleitet.

Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Mit der OM(PY) werden zwischen 10 und 52 % und mit der OM(ER)-Fraktion zwischen 39 und 78 % des SOC der Ap-Horizonte erfasst (Tab. 1). Anders als der SOC-Gehalt nimmt der OC(PY) Gehalt mit den Gehalten an oxalatlöslichem Fe und Al (Fe_o, Al_o) zu, was auf eine Bindung der OM(PY) an reaktive, schwach kristalline Fe-,Al-(Hydr)-Oxidphasen schließen lässt (Kleber et al., 2005). Eine Ausnahme hiervon stellt der Podsol-Ap dar. Die OC Gehalte im OM(ER) nehmen mit den (Fe_d - Fe_o)-Gehalten zu, was auf eine verstärkte Bindung an kristalline Fe-Oxide deutet (Mikutta et al., 2006, 2007).

Die standortbedingten Unterschiede in den FTIR-Spektren fallen für OM(PY_p) deutlicher aus als für OM(ER) (Abb. 2). Die OM(PY) aus PP weist den höchsten relativen C=O Anteil auf. Allerdings ist der relative C=O Anteil in OM(PY_p) nicht mit den mineralischen Eigenschaften der Ap-Horizonte korreliert. Dies lässt auf eine Dominanz der Nutzung als Steuerungsfaktor bezüglich der OM(PY) Zusammensetzung schließen.

¹ ZALF, Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalderstr. 84, 15374 Müncheberg, mkaiser@zalf.de

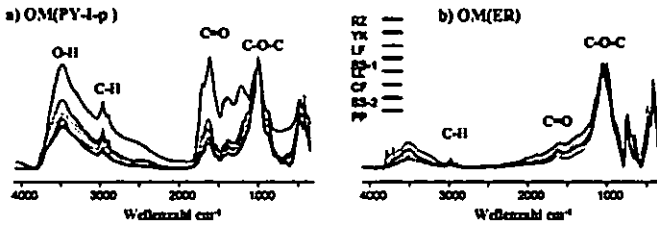


Abb. 2 FTIR Spektren von a) OM(PYIp)- und b) OM(ER)-Fraktionen

Die ^{14}C -Alter der OM(PYIp) Fraktionen aus PP, LL, CF und SS-2 liegen zwischen 145 und 520 Jahren (Tab.1). Mit der kombinierten physico-chemischen Fraktionierung lassen sich alte pyrophosphat-lösliche OBS Fraktionen erfassen. Allerdings ist die OM(PYIp) Fraktion aus RZ im Schnitt maximal 50 Jahre alt (Tab. 1). Anders als die Ap Horizonten von PP, LL, CF und SS-2 wird der Ap von RZ seit 1825 ackerbaulich genutzt. Die gut 150 Jahre Ackernutzung scheinen hier zu einem verstärktem Umsatz in der OM(PY) Fraktion geführt zu haben. Dies ist für die OM(PY) Fraktionen der Proben von PP, und SS-2 vermutlich nicht so stark ausgeprägt, das diese sich erst seit 25 bzw. 50 Jahre ackerbaulich genutzt werden. Anders sieht es für LL und CF aus. Auch diese Böden werden schon seit mindestens 150 Jahren ackerbaulich genutzt, sie enthalten aber auch - anders als der Ap von RZ - große Mengen an Ton im Ap. Die höheren Tongehalte im Ap von LL und CF können den C-Umsatz in der OM(PY) Fraktion scheinbar bremsen und diesen somit vor einem verstärkten Abbau schützen.

Dies gilt allerdings nicht für die OM(ER): die OM(ER) Fraktionen aus der LL und CF sind im Durchschnitt jünger als 50 Jahre. Während die OM(ER) Fraktionen aus PP, SS-2 und RZ zwischen 610 und 1695 Jahren alt (Tab. 1) sind.

Da RZ, LL und CF seit mindestens 150 Jahren ackerbaulich genutzt werden sieht es fast so aus, als ob sich der organische gebundene C in OM(ER) im Laufe von gut 150 Jahre zu 100 % abgebaut hat und durch überwiegend durch rezenteres Material ersetzt wurde. während in den OM(ER) Fraktionen der Böden die sich noch nicht solange unter ackerbaulicher Nutzung befinden (SS-2 seit 33 und PP seit 26 Jahren) dieser Umsatz noch nicht so vollständig abgelaufen ist. Diese Befunde werden zur Zeit an weiteren Standorte mit unterschiedlicher Nutzungsvorgeschichte geprüft.

Danksagung

Das Projekt wird von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (GZ: KA 2652/1-1) finanziert. Die ^{14}C -Messungen wurden in Zusammenarbeit mit Prof. Dr. P. Grootes, im Leibniz-Labor für Altersbestimmung und Isotopenfor-

schung, Universität Kiel durchgeführt. Wir danken PD Dr. Monika Wulf (Institut für Landnutzungssysteme, ZALF) für die Unterstützung bei der Rekonstruktion der Landnutzungsgeschichte.

Literatur

- DIN ISO 10694, 1994. Bestimmung des organischen Kohlenstoffgehaltes und des Gesamtkohlenstoffgehaltes nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse). (In German.) In: Deutsche Normen (ed. Fachnormenausschuss Wasserwesen im DIN (Deutsches Institut für Normung e.V.), Beuth Verlag, Berlin.
- Kaiser M., Ellerbrock R.H. & Gerke H.H. (2007). Long-term effects of crop rotation and fertilization on soil organic matter composition, *European Journal of Soil Science*, in print.
- Kleber M., Mikutta R., Torn M.S. & Jahn R. (2005). Poorly crystalline mineral phases protect organic matter in acid subsoil samples. *European Journal of Soil Science* 56, 717-725.
- Mikutta R., Kleber M., Torn M.S. & Jahn R. (2006). Stabilization of soil organic matter: association with minerals or chemical recalcitrance? *Biogeochemistry* 77, 25-56.
- Mikutta R., Mikutta C., Kalbitz K., Scheel T., Kaiser K. & Jahn R. (2007). Biodegradation of forest floor organic matter bound to minerals via different binding mechanisms. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 71, 2569-2590.
- van Santen C. (2007). Die Bedeutung der Nutzungsgeschichte für die C-Sequestrierung in Böden - Untersuchungen an 9 Acker-Waldpaaren in Deutschland. Masterarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin.

Charakterisierung der Huminstoffe in Plaggeneschen Nordwestdeutschlands, Nordwest- und Nordrusslands durch die sequentielle Fraktionierung nach Tyurin.

¹Kalinina, O., ²Nadporozhskaya, M., ¹Giani, L.

Einleitung

Plaggenesche sind durch große Mengen organischer Substanz gekennzeichnet, die z.B. den Kohlenstoff-Pool von Braunerden 10-fach übersteigen (Giani & Gebhardt, 1986; Kaiser et al., 2002). Diese Anreicherung ist Ergebnis der über Jahrhunderte andauernden Plaggenwirtschaft (Blume & Leinweber, 2004). Plaggenesche kommen vor allem in Norddeutschland und den eingrenzenden Niederlanden vor. Kürzlich wurden allerdings auch Plaggenesche in Nordwestrussland bei St.Petersburg und in Nordrussland bei Archangelsk gefunden (Giani et al., 2004; Hubbe et al., in press). Deren Untersuchung ergab Unterschiede in den klassischen Bodeneigenschaften, den Eigenschaften der organischen Substanz, die mittels Korngrößen- und Dichtefraktionierung, HCl-, HF-, H₂O₂-Behandlung, IR-Spektroskopie untersucht wurden sowie in der Anwendung und Dauer der Plaggenwirtschaft (Kalinina et al., subm).

Zur Charakterisierung der Huminstoffe der drei Plaggenesche aus Nordwestdeutschland (Oldenburg), Nordrussland (Archangelsk) und Nordwestrussland (St.Petersburg) (Abb.1) wurde eine sequentielle Fraktionierung nach Tyurin (1937), modifiziert nach Plotnikova und Ponomareva (1975) angewendet.

Material



Profil 1. Oldenburg Profil 2. Archangelsk Profil 3. St.Petersburg

Abb.1: Bodenprofile der Plaggenesche aus Nordwestdeutschland (Oldenburg), Nordrussland (Archangelsk), Nordwestrussland (St.Petersburg).

Methoden

Die durch umfangreiche Fraktionierungen mit 0.1n NaOH, 0.2n NaOH und 1n H₂SO₄ erhaltenen Fraktionen werden als 1) „freie“ und mit mobilen Eisen- und Aluminiumoxiden gebundene Humin- und

Fulvosäuren (HS-1, FS-1), 2) Ca-assoziierte Huminstoff-Komplexe (HS-2, FS-2), 3) an Tonmineralen und stabilen Eisen- und Aluminiumoxiden assoziierte Huminstoff-Komplexe (HS-3, FS-3), 4) gelöste „aggressive“ Fulvosäuren und „freie“ und mit mobilen Eisen- und Aluminiumoxiden gebundene Fulvosäuren (FS-1a) und 5) nicht hydrolysierbare Reste (Huminstoffe, die fest an Tonminerale gebunden sind, bzw. wenig zersetzte Tier- und Pflanzenreste und Kohle) interpretiert (Abb.2) (Ponomareva & Plotnikova, 1975; 1980; Orlov & Grishina, 1981; Orlov, 1990).

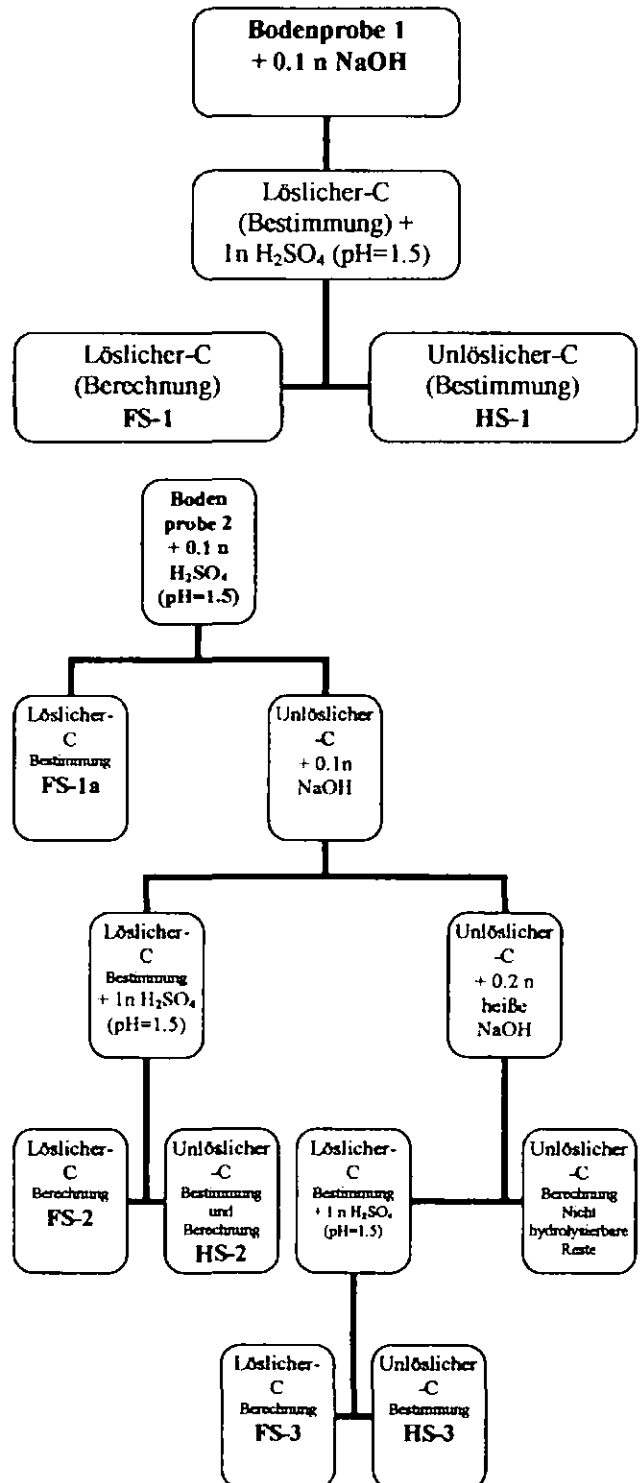


Abb.2: Schema der sequentiellen Huminstoff-Fraktionierung nach Tyurin (1937), modifiziert nach Ponomareva & Plotnikova (1975).

¹CvO Universität Oldenburg, PF 2503, 26111 Oldenburg, Deutschland; ²Institut für Biologie, Universität St.Petersburg, Oranienbaumstr. 2, 198504 Stary Peterhof, St.Petersburg, Russland

Ergebnisse und Diskussion

Der Huminsäuregehalt ist ca. 40% des gesamten Kohlenstoffs (Tab.1). Bezüglich der Zusammensetzung der Huminstoffe überwiegen die Huminsäuren (HS/FS-Verhältnis > 1), was für Ackerböden charakteristisch ist (Ponomareva & Plotnikova, 1980; Alexandrova, 1983). Entsprechend Orlov (1990) ist die organische Substanz dadurch stark humifiziert. Das HS/FS-Verhältnis 0.8 in der ersten Tiefe vom Profil 1 spricht für die beginnende Degradation (Orlova et al., 2000)

Tab. 1: Organischer C-Gehalt (TOC), pH-Werte, austauschbares Kalzium, Humin- und Fulvosäuregehalt, nicht hydrolysierbare Reste (NR), HS/FS-Verhältnis in den aufgeplaggeten Horizonten der Plaggenesche aus Oldenburg, Archangelsk und St.Petersburg.

Tiefe cm	TOC g kg ⁻¹	pH CaCl ₂	Ca cmolc kg ⁻¹	Huminstoffen		NR	HS/FS
				HS	FS		
% TOC							
Profil 1. Oldenburg							
0-10	14.9	4.5	3.0	39.6	46.4	14.1	0.8
10-20	13.0	4.2	1.8	43.8	38.5	17.7	1.1
20-30	16.9	4.2	1.8	36.6	30.2	33.2	1.2
30-40	13.5	4.2	1.8	43.7	39.3	17.0	1.1
40-50	17.4	4.8	2.5	37.9	31.0	31.1	1.2
50-60	17.4	4.8	2.5	39.7	35.0	25.3	1.1
60-70	12.3	4.9	1.0	37.4	33.3	29.3	1.1
Mittelwert	15.1			39.8	26.2	24.0	1.1
Profil 2. Archangelsk							
0-10	21.0	6.6	7.5	37.1	27.6	35.3	1.3
10-20	20.3	6.6	7.5	32.5	27.3	40.2	1.2
20-30	14.2	6.5	6.5	40.2	31.6	28.2	1.3
30-40	13.9	6.5	6.5	38.8	33.8	27.4	1.1
40-50	6.8	6.1	4.9	45.6	36.7	17.7	1.2
Mittelwert	15.2			38.8	31.3	29.8	1.2
Profil 3. St.Petersburg							
0-15	40.6	5.9	9.0	40.9	28.8	30.3	1.4
15-33	39.9	5.9	6.0	43.3	28.8	27.9	1.5
40-50	36.4	5.9	6.0	39.9	23.0	37.1	1.7
Mittelwert	39.0			41.4	26.9	31.8	1.5

Tab.2: Huminstofffraktionen in den aufgeplaggeten Horizonten der Plaggenesche aus Oldenburg, Archangelsk und St.Petersburg.

Tiefe cm	Huminstoffe, % TOC			Fulvosäure, % TOC		
	HS-1	HS-2	HS-3	FS-1	FS-2	FS-3
Profil 1. Oldenburg						
0-10	30.2	0	9.4	7.4	28.9	0
10-20	34.6	0	9.2	8.5	19.2	0
20-30	25.4	4.7	6.5	7.7	15.4	0
30-40	32.6	0	11.1	8.9	20.0	0
40-50	27.6	0	10.3	6.3	15.3	0
50-60	27.6	0	12.1	6.9	17.2	0
60-70	25.2	0	12.2	13.0	11.4	0
Mittelwert	29.0	0	10.1	8.4	18.2	0
Profil 2. Archangelsk						
0-10	17.1	7.6	12.4	3.3	5.2	11.0
10-20	14.8	7.8	9.9	3.0	6.4	10.0
20-30	21.1	8.5	10.6	4.2	7.7	12.0
30-40	20.1	10.1	8.6	4.3	8.6	11.5
40-50	20.6	17.6	7.4	8.8	5.9	8.8
Mittelwert	18.7	10.3	9.8	4.7	6.8	10.7
Profil 3. St.Petersburg						
0-15	16.0	12.6	12.3	4.9	3.7	12.6
15-33	15.5	15.3	12.5	5.0	5.0	9.0
40-50	16.8	11.8	11.3	5.2	4.8	8.2
Mittelwert	16.1	13.2	12.0	5.0	4.2	9.9

Die Plaggenesche zeichnen sich durch einen hohen Gehalt der HS-1, FS-1 Fraktionen aus (Tab.2), was für die Böden „eluvialer Landschaften“ typisch ist (Orlov, 1990; Perelman, 2000). Im Plaggenesch aus Nordwestdeutschland zeigen extrem hohe Anteile der HS-1, FS-1 und FS-1a Fraktionen die Dominanz der „freien“ und mit mobilen Eisen- und Aluminiumoxiden gebundenen Humin- und Fulvosäuren. Die HS-2, FS-2 Fraktionen sind in den russischen Böden relativ groß, während sie im Plaggenesch aus Nordwestdeutschland fast nicht auftreten und auf die stärkere Acidität zurückgeführt werden (Tab.2; 1). Der gleiche Zusammenhang ist

auch in dem größten Gehalt an „aggressiven“ Fulvosäuren (FS-1a) im Boden aus Nordwestdeutschland sichtbar (Tab.2). Die Zusammensetzung der Huminstoffe bleibt mit der Tiefe der aufgeplaggeten Horizonte konstant (Tab.1; 2), ein Hinweis, dass die Humusqualität in drei untersuchten Böden bereits durch die Plaggenwirtschaft bestimmt wird.

Literatur

Alexandrova, L.N. 1983: Distinctive feature of humus horizon development in arable soddy-podzolic soils and optimization of humus content in them. In: Humus and nitrogen in soil formation and agriculture of Nonchernozem Zone of RSFSR. Leningrad. p. 3-10. (In Russian)

Blume, H-P., Leinweber, P. 2004: Plaggen Soils: landscape history, properties and classification. J. Plant Nutr. Soil Sci., 167: 319-327.

Giani, L., Gebhardt, H., 1986: Verlust landwirtschaftlich wertvoller Flächen – Am Beispiel des Nutzungswandels des Plaggeneschs in der Gemeinde Bad Zwischenahn. Verhandl. Ges. Ökol., IV: 203-210.

Giani, L., Chertov, O., Gebhardt, C., Kalinina, O., Nadporozhaskaya, M., Tolksdorf-Lienemann, E., 2004: Plaggenanthrepts in northwest Russia? Genesis, properties and classification. Geoderma, 121: 113-122.

Hubbe, A., Chertov, O., Kalinina, O., Nadporozhaskaya, M., Tolksdorf-Lienemann, E., Giani, L. Genesis and properties of Plaggic Anthrosols of Northeastern Russia (Archangelsk region). J. Plant Nutr. Soil. Sci. In press

Kaiser, K., Eusterhues, K., Rumpel, C., Guggenberger, G., Kögel-Knabner, I., 2002: Stabilization of organic matter by soil minerals – investigations of density and particle-size fractions from two acid forest soils. J. Plant Nutr. Soil Sci., 165: 451-459.

Kalinina, O., O. Chertov, M. Nadporozhaskaya & L.Giani Properties of the organic matter of Plaggic Anthrosols of Northwest-Europe, Northwest- and North- Russia. Canadian Journal of Soil Science (subm.)

Orlov, D.S., Grishina, L.A. 1981: Practice on humus chemistry. Moscow State Univ. Moscow. 271 p. (In Russian).

Orlov, D.S. 1990: Soil humic acids and general theory of humification. Moscow State Univ. Moscow, 325 p. (In Russian)

Orlova, N.E., Bakina, L.G., Dmitricheva, L.E. 2000: Transformation of soddy-podzolic soil organic matter under falling agrotechnics. In: Humus and soil formation. St.Peterburg. p. 72-76. (In Russian).

Perelman, A.I. 2000: Geochemistry of landscape. Moscow. Asteya. 762 p. (in Russian)

Ponomareva, V.V., Plotnikova, T.A. 1975: Methodical instruction on determination of humus amount and composition in soils (mineral and peat) Leningrad. 105 p. (In Russian)

Ponomareva, V.V., Plotnikova, T.A. 1980: Humus and soil formation. Nauka. Leningrad. 222 p. (In Russian)

Tyurin, I.W. 1937: Soil Organic Matter. M-L. (In Russian)

Kohlenstoffdynamik in einem tropischen Bergregenwald in Südecuador

Jana Knuth¹, Jens Boy¹, Carlos Valarezo², Beate Michalzik³ und Wolfgang Wilcke¹

1. Einleitung

Waldökosysteme speichern weltweit 359 Pg bzw. 787 Pg C in Vegetation und Boden (Dixon et al., 1994). Dabei entfallen etwa 27% des globalen Bodenkohlenstoffvorrats auf Böden tropischer Regenwälder (Melillo et al., 1993). Unter den tropischen Regenwäldern speichern die Bergwälder aufgrund ihrer mächtigen organischen Auflagen höhere C-Vorräte als Böden unter Tieflandregenwäldern (Wilcke et al., 2002). Angesichts der bereits fortgeschrittenen Zerstörung des nordandinen Bergwaldes (Henderson et al., 1991) und der aktuell hohen Entwaldungsraten in Ecuador, ist der Erhalt der verbleibenden Waldreste auch im Hinblick auf ihre C-Speicherung von Bedeutung (Doumenge et al., 1995). Um nachhaltige Landnutzungssysteme zu entwickeln, bedarf es umfassender Kenntnisse der C-Dynamik des Waldökosystems. Die Ziele unserer Arbeit waren daher (1) die Erstellung einer Inventur der C-Vorräte und -Flüsse in den einzelnen Kompartimenten des Ökosystems, (2) die Identifizierung der für das Ökosystem relevanten C-Vorräte und -Flüsse und (3) die Bilanzierung der C-Flüsse.

2. Standort und Methoden

Unsere Untersuchungen wurden auf dem Gebiet der Forschungsstation „Estación Científica San Francisco“ im südlichen Ecuador, im steilen Kerbtal des Flusses „Rio San Francisco“ zwischen den Provinzhauptstädten Loja (4°00'S 79°12'W) und Zamora (4°05'S 78°58'W) durchgeführt. Das an der Ostflanke der Anden gelegene Untersuchungsgebiet erstreckt sich über eine Höhe von 1900-2200 m ü. NN.

Im Zeitraum von 1998 bis 2005 betrug der mittlere jährliche Niederschlag 2200 mm (Rollenbeck et al., 2007). Der Niederschlag ist weitgehend gleichmäßig über das Jahr verteilt. Allerdings fällt zwischen April und September etwas mehr Regen als in der übrigen Zeit. Es gibt keine ausgeprägte Trockenzeit (Fleischbein et al., 2005). Die von einer Klimastation auf 1950 m ü. NN gemessene Jahresmitteltemperatur (von 1998 bis 2000) beträgt 16.2 °C (Emck, unveröffentlicht). Die Böden (meist saure Braunerden) sind auf postglazialen Rutschungen oder periglazialen Schuttdecken entwickelt (Wilcke et al. 2001). Sie sind flachgründig, lehmig, skelettreich und haben einen hohen Glimmeranteil.

¹ Professur für Bodengeographie/Bodenkunde, Geographisches Institut, Johannes Gutenberg-Universität, 55099 Mainz, e-mail: Jana.Knuth@uni-mainz.de

² Universidad Nacional de Loja, Área Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables, Programa de Agroforestería, Loja, Ecuador

³ Geographisches Institut, Georg-August-Universität Göttingen, 37077 Göttingen

Die organische Auflage weist in der Regel eine Mächtigkeit von mehreren Dezimetern auf und ist in L-, mächtige Of- und geringmächtige (oder fehlende) Oh-Horizonte gegliedert (Wilcke et al., 2002). Der untersuchte Wald ist nach Bruijnzeel und Hamilton (2000) ein Unterer Bergwald.

Die dargestellten Ergebnisse zu den C-Vorräten und C-Flüssen stammen aus veröffentlichten oder (noch) unveröffentlichten Arbeiten der DFG-Forschergruppe 402.

Die Schätzung der C-Vorräte in der Biomasse erfolgte mit Biomassedaten von Moser et al. (unveröffentlicht) unter der Annahme eines C-Gehaltes in der Biomasse von 50%. Die Daten zu den DOC-Flüssen stammen aus einer in Wilcke et al. (2001) bereits beschriebenen Wasser-einzugsgebietsstudie, deren zeitlicher Umfang erweitert wurde. Der C-Fluss mit der Feinwurzelstreu wurde mittels der von Röderstein et al. (2005) publizierten jährlichen Rate der Feinwurzelstreuproduktion und der Annahme eines C-Gehaltes von 50% in der Wurzelbiomasse (Soethe et al., 2007) geschätzt. Für die Bilanzierung der C-Flüsse wurde angenommen, dass der C-Eintrag in das System mit der Nettoprimärproduktion annähernd der (Fein-)Streufallproduktion entspricht.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. C-Vorräte

Die in Tabelle 1 dargestellten C-Vorräte werden von den zitierten Autoren als für tropische Bergwälder typisch dargestellt. Lediglich die Vorräte in der organischen Auflage sind als außergewöhnlich hoch einzustufen (Wilcke et al., 2002). Die C-Vorräte in Totholz und Wurzelbiomasse treten angesichts der Vorräte in Biomasse und Bodensubstanz in den Hintergrund.

Tab. 1: C-Vorräte in verschiedenen Kompartimenten eines tropischen Bergregenwaldes in Ecuador.

	C-Vorrat [kg ha ⁻¹]	Quelle:
Bodensubstanz	209900	Wilcke et al. (2001)
<i>Organische Auflage</i>	44900	Wilcke et al. (2001)
<i>Mineralboden</i>	165000	Wilcke et al. (2001)
Biomasse	87500	geschätzt
Totholz	4280	Wilcke et al. (2005)
Wurzelbiomasse	209	Soethe et al. (2007)
<i>Grobwurzelbiomasse</i>	170	Soethe et al. (2007)
<i>Feinwurzelbiomasse</i>	39	Soethe et al. (2007)

3.2. C-Flüsse

Die DOC-Flüsse nehmen während der Passage durch den Bestand und durch die organische Auflage zu (Tab. 2). Während der Perkolation durch den Mineralboden nimmt der C-Fluss wieder ab. Im Oberflächenabfluss ist der mittlere C-Fluss niedrig und mit demjenigen im Freilandniederschlag vergleichbar.

Die jährliche Streuproduktion ist im Untersuchungsgebiet größer als in den meisten tropischen Bergwäldern und die Biomasseproduktion vergleichbar mit der in tropischen Tieflandregenwäldern (Wilcke et al., 2002). Die daraus resultierenden C-Flüsse sind daher als hoch einzustufen.

Die Produktion von Feinwurzelstreu ähnelt der Produktion von Wurzelbiomasse (Gräfe et al., unveröffentlicht). Der C-Verlust mittels Bodenatmung liegt im aus der Literatur bekannten Bereich (Potthast, unveröffentlicht).

Tab. 2: C-Flüsse in einem tropischen Bergregenwald in Ecuador.

	C-Fluss [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Quelle:
Oberflächenabfluss	50	eigene unveröff. Daten
Feinwurzelstreuproduktion	61	geschätzt
Bodenwasser 30cm	83	eigene unveröff. Daten
Freilandniederschlag	90	eigene unveröff. Daten
Bodenwasser 15cm	158	eigene unveröff. Daten
Bestandesniederschlag	173	eigene unveröff. Daten
Streuperkolat	400	eigene unveröff. Daten
Bodenatmung	1270	K. Potthast (unveröff.)
Feinstreuproduktion	4440	Wilcke et al. (2002 & 2005)
Nettoprimärproduktion	4500	geschätzt

Die Bilanzierung der in Tabelle 2 dargestellten Flüsse ergibt einen Nettoüberschuss von ca. 3000 kg C ha⁻¹ a⁻¹

4. Schlussfolgerungen

Im tropischen Bergregenwald Südecuadors liegen die größten C-Vorräte und damit das größte Potential zur C-Speicherung im Boden und der Biomasse. Für das Verständnis der C-Dynamik im Ökosystem sind alle dargestellten Flüsse von Bedeutung.

Die Bilanzierung der C-Flüsse lässt eine Akkumulation von Kohlenstoff im System vermuten. Betrachtet man jedoch längere Zeiträume, so müssen auch die regelmäßig auftretende Erdbeben, die zum Verlust der organischen Auflage und einem enormen Nährstoffaustrag führen, berücksichtigt werden (Wilcke et al., 2003). Auf längere Sicht sind die C-Flüsse im Untersuchungsgebiet daher wahrscheinlich (nahezu) ausgeglichen.

5. Dank

Wir danken "Nature and Culture International" (NCI) in Loja/Ecuador und dem "Instituto Ecuatoriano Forestal de Areas Naturales y Vida Silvestre (INEFAN) für die Unterstützung und Genehmigung unserer Untersuchungen und der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die Finanzierung (FOR 402, Wi 1601/5).

6. Literatur

Bruijnzeel, L.A. und L.S. Hamilton (2000): Decision time for cloud forests. Amsterdam und WWF International, Gland, 44 S.
 Dixon, R.K., S. Brown, R.A. Houghton, A.M. Solomon, M.C. Trexler und J. Wisniewski (1994): Carbon pools and fluxes of global forest ecosystems. *Science* 263, 185-190.

Doumenge, C., D. Gilmour, M. Ruiz Perez und J. Blockhus (1995): Tropical montane cloud forests: conservation status and management issues. S. 24-37. In: L.S. Hamilton, J.O. Juvik und F.N. Scatena (Hrsg.): Tropical montane cloud forests: Conservation status and management issues. *Ecological Studies* 110, Springer-Verlag, New York.
 Fleischbein, K., W. Wilcke, R. Goller, J. Boy, W. Zech und K. Knoblich (2005): Rainfall interception in a lower montane rain forest in Ecuador: Effects of canopy properties. *Hydrol. Process.* 19, 1355-1371.
 Henderson, A., S.P. Churchill und J.L. Luteyn (1991): Neotropical plant diversity. *Nature* 351, 21-22.
 Mellilo, J.M., A.D. McGuire, D.W. Kicklighter, B. Moore, C.J. Vorosmarty und A.L. Schloss (1993): Global climate change and terrestrial net primary production. *Nature* 363, 234-240.
 Potthast, K. (2006): Dynamik der Bodenatmung und Quantifizierung ausgewählter C-Fractionen in Böden der montanen Regenwaldregion Süd-Ecuadors unter Naturwald, Weide und Farnfläche. Unveröffentlichte Diplomarbeit. TU Dresden (Fakultät für Fort-, Geo- und Hydrowissenschaften). 90 S.
 Rollenbeck, R., J. Bendix, P. Fabian, J. Boy, H. Dalitz, P. Emck, M. Oesker und W. Wilcke (2007): Comparison of different techniques for measurement of precipitation in tropical montane rain forest regions. *J. Atmos. Ocean. Tech.* 24, 156-168.
 Röderstein, M., D. Hertel und C. Leuschner (2005): Above- and below-ground litter production in three tropical montane forests in southern Ecuador. *Journal of Tropical Ecology* 21, 483-492.
 Soethe, N., J. Lehmann und C. Engels (2007): Carbon and nutrients stocks in roots of forests at different altitudes in the ecuadorian Andes. *Journal of Tropical Ecology* 23, 319-328.
 Wilcke, W., S. Yasin, U. Abramowski, C. Valarezo und W. Zech (2001): Change in water quality during the passage through a tropical montane forest in Ecuador. *Biochemistry* 55, 45-72.
 Wilcke, W., S. Yasin, U. Abramowski, C. Valarezo und W. Zech (2002): Nutrient storage and turnover in organic layers under tropical montane rain forest in Ecuador. *Eur. J. Soil Sci.* 53, 15-27.
 Wilcke, W., H. Valladarez, R. Stoyan, S. Yasin, C. Valarezo und W. Zech (2003): Soil properties on a chronosequence of landslides in montane rain forest, Ecuador. *Catena* 735, 1-17.
 Wilcke, W., T. Hess, C. Bengel, J. Homeier, C. Valarezo und W. Zech (2005): Coarse woody debris in a montane forest in Ecuador: mass, C and nutrient stock, and turnover, *Forest Ecology and Management* 205, 139-147.

Effekte der Mischung von Bodenproben und resultierende Probleme der Bodenblockberechnung im Level- I- Monitoring

Effects of soil sample mixing and problems resulting for the calculation of averages for fixed steps of depth

Alexander Konopatzky¹ und Lothar Reichelt²

Einleitung

Im Level- I- Bodenmonitoring werden 2 unterschiedliche Beprobungsansätze angewandt: die tiefenstufenweise und die horizontweise Beprobung.

Bei der tiefenstufenweisen Beprobung (z.B. nach EU-ICP-Forests- Methodenhandbuch) wird eine Veränderung der chemischen Verhältnisse durch Mischeffekte, die über die Massenanteile an einer festen Tiefenstufe beteiligter Bodenlagen hinausgehen, in Kauf genommen. Bei Wiederholungsbeprobungen sollen gegebenenfalls wechselnde eingehende Lagenmächtigkeiten durch große Stichproben ausgeglichen werden.

lierten Werten minimiert werden, um für die Blockberechnung im Monitoring ein praktikables Verfahren vorschlagen zu können.

Material und Methoden

Material und Methoden

Es wurden 3 Bodenprobenpaare (Serien) aus dem Level- I- Monitoring in Brandenburg (ÖWK- Teilnetz) untersucht, die:

- sich mindestens in den pH- Werten überdurchschnittlich unterscheiden, außerdem aber auch in der KAK_{eff} differieren und die
- zusätzlich im Bodenprofil direkt aufeinander folgten, so dass es sich um für reale Tiefenstufenberechnungen relevante Paarungen handelt (Paarung 3 eingeschränkt real, Einzelheiten s. Tab. 1).

Die beiden Proben jeder Serie wurden jeweils in Masseverhältnissen von 1 : 0; 5 : 1; 1 : 1; 1 : 5 und 0 : 1 versetzt, also 3 Mischproben und die beiden Ausgangsproben pro Serie auf $pH_{(H_2O, KCl)}$ sowie KAK_{eff} untersucht. Außerdem lagen zu den Ausgangsproben noch Analysedaten zur H- Azidität, der „maximalen“ Austauschkapazität nach KAPPEN-ADRIAN sowie u.a. Ct vor.

Berechnungen

Die einfachen Wichtungen für die Bestandteile der Mischproben

Tab. 1: Kenngrößen der Ausgangs-Probenpaare - Properties of the sample pairs mixed later

Probe paar (Serie)	Bodenform	Horizont i	Horizont- tiefe (cm)	Schluff- und Tongehalt der silikatischen Komponente (m-%)			Corp (m%)	TRD (g/cm ³)	CaCO ₃ 3 (m-%)	pH(H ₂ O)	pH(KCl)	BS _{eff} (% von KAK _{eff})	KAK _{eff} (mmoleq/kg FB)	H-Azidität (mmoleq/kg FB)	T- Wert (maximal e KAK)	S- Wert (Basenkationen)	H- Wert (saure Kationen)	
				GR	SCHL	TON												
53677	1	Sand Braunerde	C	88 - 114	8	8	5	0,06	1,88	0	6,04	4,17	40,60	7,79	0,80	39,50	12,00	27,50
53678	1	Lehmsandlager	Bt	114 - 138	11	10	19	0,09	1,75	0,01	6,46	6,24	99,05	64,87	0,00	158,00	120,50	37,50
53814	2	Sand-Normley	AGo	15 - 48	8	2	7	2,00	1,34	0	3,83	3,04	40,93	26,48	10,00	156,80	13,00	143,80
53815	2	(Graugley)	Go	48 - 80	2	1	3	0,05	1,77	0	6,09	6,42	94,05	16,87	0,80	31,80	18,00	13,80
53688	3	Staubsand- Braunerde	Of+Oh	1 - 0	13	1	2	21,40	0,21	0	4,62	4,26	71,82	291,21	18,00	837,40	298,40	541,00
53689	3	Braunerde	Ah	0 - 5	13	1	2	4,60	0,79	0	3,89	3,48	44,08	47,05	2,50	279,80	31,00	248,80

Die horizontweise Beprobung geht demgegenüber von einer vorwiegenden Bindung der Kapazitätsparameter (z.B. KAK_{eff} , Ct und Ton- Schluffgehalt) an - makroskopisch erkennbare - genetische Horizonte aus. Aktuelle Aktivitäts- bzw. Intensitätsparameter wie pH und Basensättigung können entweder an genetische Horizonte gekoppelt sein oder eher einem Tiefenstufengradienten folgen (- vor allem nach Immissionseinfluss). Um nach horizontweiser Beprobung vergleichbare Werte für Tiefenstufen bzw. Bodenblöcke zu erhalten, ist eine Blockberechnung nötig. In die Berechnung von Vorräten gehen nur die beteiligten Horizontvolumina mit ihren aufsummierten Bodenmassen ein. In die Berechnung von Mittelwerten für Tiefenstufen müssen hingegen zusätzliche Wichtungsfaktoren eingehen: mindestens die Trockenrohdichte.

Eine Reihe von Größen verändert bei Verschiebungen in den chemischen Randbedingungen (z.B. Mischung) zusätzlich seine Gleichgewichtslage, was z.B. auf die Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) durch pH-abhängige Ladungsumkehr variabler Ladungen zutrifft (SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL, 1992), aber auch auf den pH-Wert selbst, verursacht neben einer Rückwirkung der Ladungsumkehr unter anderem durch sich verschiebende Wechselwirkung mit löslichen Bodenbestandteilen und Konzentrationseffekte. Für diese Kenngrößen des Bodenzustandes müssten in die Blockberechnung zusätzliche Wichtungsfaktoren einbezogen werden. Problematisch ist jedoch, dass im Monitoring die Einzelanalyse der Vielzahl aktivitätsbestimmender Faktoren nicht möglich ist, so dass für weitergehende Wichtungen bezüglich pH und KAK_{eff} noch praktikable Verfahren fehlen.

Zielstellung

Durch die definierte Mischung sich in wesentlichen Kenngrößen deutlich unterscheidender Ausgangsprobenpaare sollen die Effekte der sich neu einstellenden Austauscher- und Lösungsgleichgewichte auf die KAK_{eff} und die pH-Werte illustriert werden. Diese Messwerte werden den berechneten Erwartungswerten (entsprechend einfachen Blockberechnungen) gegenübergestellt. Durch Einbeziehung zusätzlicher, im Monitoring routinemäßig erfasster, Parameter sollen möglichst die Differenzen zwischen realen Mischproben (entsprechend Tiefenstufenmesswerten) und simu-

wurden aus den Masse-%-Anteilen der Eingangsproben berechnet („Massewichtung“), beim pH auch gesondert nach den Volumenanteilen in der Mischung („Volumenwichtung“). Bei pH-Werten erfolgte vor der Berechnung die Delogarithmierung zu H-Ionenkonzentrationen, anschließend wurde wieder relogarithmiert.

In weiteren Berechnungen wurde ein zusätzliches Wichtungsglied (z.B. BS_{eff}) nach den für gewichtete Mittelwerte gültigen Regeln eingeführt.

Chemische Untersuchungsmethoden:

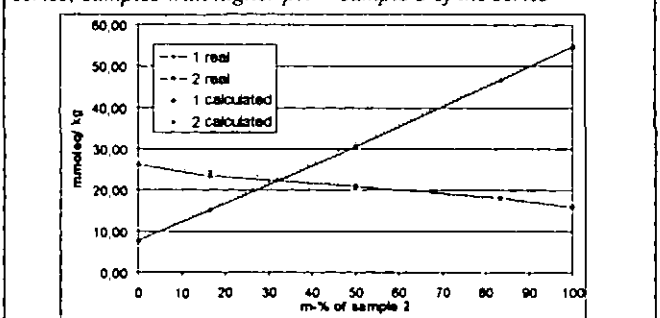
- KAK_{eff}: Schüttelextraktion in 0,5n NH₄CL-Extrakt; Einzелеlementbestimmung am ICP; H+ aus H-Azidität übernommen (s. GAFA 2005: Methode A 3.2.1.8); aus den Bestandteilen Berechnung der Basensättigung am effektiven Austauscher (BS_{eff}) in % der KAK_{eff}
- H-Azidität: Titration nach Extraktion mit KCl (GAFA 2005: Methode A 3.2.1.5)
- pH(H₂O): 18 ml gesiebter Feinboden + 50 ml H₂O (BEHM 1988)
- pH(KCl): 18 ml gesiebter FB + 50 ml 1n KCl (BEHM 1988)
- Austauschkapazität nach KAPPEN-ADRIAN (T-, S-, H-Wert): Basenkationen aus Schüttelextrakt in 0,1n HCl (S-Wert) bzw. saure Kationen aus Boratpuffer bei pH 8,4 (H-Wert); T („maximale“ Austauschkapazität) = S + H (s. GAFA 2005: Methode A 3.2.1.5)

Ergebnisse

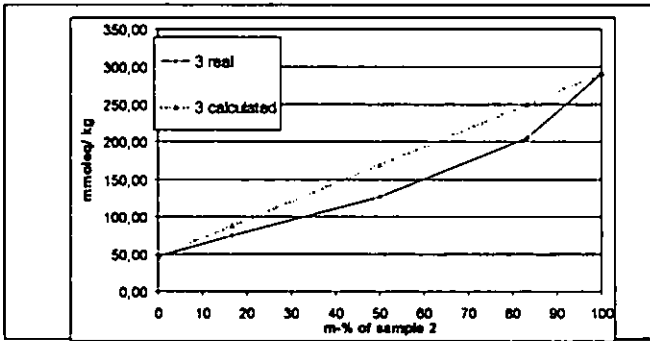
Verhalten der KAK_{eff}

In Abb. 1+2 werden die gemessenen effektiven KAK_{eff} der 3 Probenserien den Erwartungswerten bei einfacher Masseanteils-wichtung der Eingangsproben gegenübergestellt.

Abb. 1+2: KAK_{eff} der 3 Probenserien; Eingangsproben mit höherem $pH_{(H_2O, KCl)}$ = Probe 2 der Serie ; CEC_{eff} of the 3 sample series; samples with higher pH = sample 2 of the series



¹) Landesforstanstalt bzw. ²) Fachhochsch. Ebersw., Möllerstr. 1, 16225 Eberswalde; alexander.konopatzky@lfe-e.brandenburg.de



In der Berechnung mit einfacher Massewichtung ergeben sich systematisch höhere Austauschkapazitäten gegenüber den realen Mischproben. In den Mineralbodenproben (Abb.1) ist die Abweichung jedoch nur gering (0,75 - 4,9% der gemessenen KAK_{eff}). In den humusreichen Proben der Serie 3 (Abb.2) ergeben sich wesentlich höhere berechnete KAK_{eff} , als in den realen Mischungen (bis zu 33% Abweichung). Mindestens für die humosen Proben sollte also ein zusätzliches Wichtungsglied in die Kalkulation eingeführt werden, um die Abweichung gering zu halten. Da diese großen Differenzen in Probenserie 3 vornehmlich auf Ladungsumkehr variabler Ladungen am Austauscher zurückzuführen sein dürften, sollte ein Maß zur Kennzeichnung des Anteils potenziell variabler Ladungsträger in die Wichtung eingehen. Hierfür bietet sich die Differenz zwischen maximaler KAK (T-Wert) und KAK_{eff} an, in der Folge bezogen auf den T-Wert (in %).

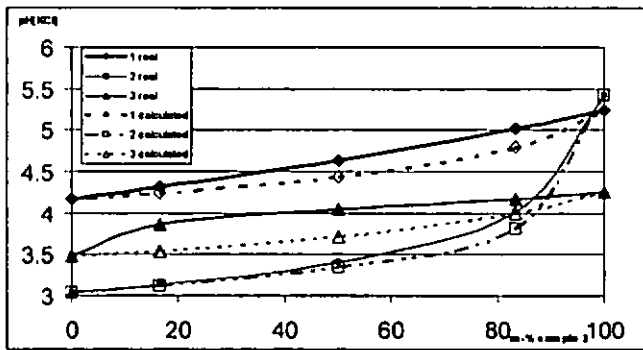
Die Wichtung mit der Maßzahl des variablen Ladungsanteils bringt in der Serie 3 eine gewisse Verbesserung der Anpassung, die aber nicht ausreicht (22 % Abweichung vom Messwert). Bei den Mineralbodenproben ergibt sich eine deutliche Verschlechterung der Anpassung an die realen Werte (5-8 % Abweichung). Andere Wichtungsfaktoren brachten nur deutlich schlechtere Anpassungen (T-Wert, Humusgehalt, BS_{eff}).

Verhalten der pH-Werte

Aus Abbildung 3 gehen am Beispiel des pH(KCl) die gemessenen und mit einfacher Massenwichtung berechneten Werte hervor. Zunächst ist ersichtlich, dass die aus De- und Relogarithmierung berechneten pH- Werte systematisch unter den realen Werten liegen, was wiederum auf sich verschiebende Ladungsverhältnisse, Löslichkeitseffekte bzw. Einzelaktivitäten anderer Ionen und Konzentrationseffekte in den realen Mischungen zurückzuführen sein dürfte, die die Protonenaktivität in der Mischung einschränken.

Eine Wichtung nach eingegangenen Volumina der Proben brachte - vermutlich auch methodenbedingt - noch etwas bessere berechnete Anpassungen. Bei pH-Messung auf Basis von Masseneinwaage könnte sich dieser Effekt aber wieder zugunsten der Massenwichtung abschwächen.

Abb.3: Vergleich pH(KCl)-Werte der Probenserien 1- 3 aus Messung und einfacher massengewichteter Berechnung
Comparison of pH(KCl) of sample series 1- 3 measured versus calculated by weighting by the mass proportions after delogarithmation



Um die zu sauer ausfallende Berechnung der pH-Werte zu kompensieren wurden wiederum verschiedene sekundäre Wichtungs-

faktoren angewandt, wovon die Einbeziehung der Basensättigung (BS_{eff}) insgesamt die geringsten Abweichungen von den realen Werten lieferte. Außerdem lagen die Werte bei zweigliedriger Wichtung mit der BS_{eff} nicht mehr systematisch unter den Messwerten. Die volumengewichtete Kalkulation brachte in Kombination mit der BS_{eff} trotz der großen pH-Differenzen zwischen den Ausgangsproben noch sehr akzeptable pH-Abweichungen von meist $\leq 0,05$ Einheiten und bis zu maximal 0,11 Einheiten.

Von den ohnehin direkt verfügbaren Messgrößen brachten noch die KAK_{eff} und die Summe basischer Kationen als sekundäre Wichtungsfaktoren Verbesserungen gegenüber der reinen Massen- oder Volumenwichtung.

Diskussion

Die Level- I- Bodenmonitoringverfahren in Deutschland (z.B. BZE, ÖWK) enthalten mehr oder minder Elemente der horizontweisen Beprobung oder bedürfen einer Blockberechnung. So werden auch bei vorrangiger Tiefenstufenbeprobung im Rahmen der BZE Blockberechnungen nötig, um horizontweise genommene Einzelproben (Ol+Of, Oh) zu Mittelwerten zusammenzufassen. Außerdem werden in einigen Ländern deutliche Substratwechsel innerhalb der Tiefenstufe getrennt beprobt und anschließend zu einem Tiefenstufenwert zusammengefasst. Schließlich sollen tiefenstufenweise genommene Proben über eine Blockberechnung in andere Tiefenstufen umgerechnet werden (z.B. BZE-Tiefenstufen in EU-Level-I-Tiefenstufen).

Wenn man von berechneten Tiefenstufenwerten verlangt, dass sie realen Mischprobewerten in gleicher Tiefenstufe entsprechen (z.B. bei Wechsel des Probenahmeregimes), ist mindestens für den pH und die KAK_{eff} eine über die Volumen- und Massenanteile hinausgehende zusätzliche Wichtung nötig, sobald größere Differenzen zwischen den Ausgangswerten der beteiligten Einzelproben vorhanden sind. Beim pH dürfte dies spätestens bei \geq ca. 0,3 Einheiten und bei der KAK_{eff} bei spätestens ca. $>30-50\%$ nötig werden bzw. bei größeren Unterschieden in den Humusgehalten. Für den pH(KCl) deutete sich bereits die BS_{eff} als möglicher geeigneter zusätzlicher Wichtungsfaktor an. Für die KAK_{eff} müßte noch wesentlich intensiver untersucht werden, ob es einen geeigneten und stets verfügbaren Wichtungsfaktor gibt - hier deuten sich Maße für die Anteile an variablen Ladungen des Austauschers als prinzipiell geeignet an. Im Falle der KAK müßte sich die Wichtung bis auf die berechneten Einzelionenkonzentrationen hinab auswirken bzw. umgekehrt eine Wichtung auf Basis der Einzelionen aufgebaut werden.

Alternativ zur Verwendung sekundärer Wichtungsfaktoren kann auch die einfache Massen- und Volumenanteils-wichtung verwendet werden, falls auch in Zeitreihen alle zu vergleichenden Tiefenstufenwerte nach dem gleichen Verfahren berechnet werden, so dass die Trendverfälschung durch Tiefenstufenberechnung in den Bereich des Messfehlers gerät.

Literatur

AG Bodenzustandserhebung II (BZE II) 2006: Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) - Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen. Arbeitsgruppe Bodenzustandserhebung II unter Schriftleitung von N.Wellbrock; Hrsg. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Berlin, 2.Aufl. ca. 400 S.
GFA - Gutachterausschuss Forstliche Analytik beim Bundesministerium f. Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL - Hrsg.) 2005: Handbuch Forstliche Analytik (HFA). Loseblattsammlung, herausgegeben durch das Bundesministerium f. Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (www.verbraucherschutz-ministerium.de). Grundwerk ca. 300 S.
BEHM R. 1988: Arbeitsvorschriften zur Bodenuntersuchung im Labor. Ergänzung zur Standortserkundungsanweisung für die DDR. Potsdam/ Eberswalde.
Scheffer F., Schachtschabel F. 1992: Lehrbuch der Bodenkunde. 12. Aufl., Stuttgart.

Dynamik des Redoxpotentials und Mobilisierung von Schwermetallen bei Einstauereignissen in Hochwasserrückhaltebecken

Claudia Kreschnak¹, Joachim Ingwersen¹, Thilo Streck¹

Einleitung

Hochwasserrückhaltebecken unterliegen oftmals einem Nutzungskonflikt zwischen Hochwasserschutz und Flächennutzung. Da Einstauereignisse je nach Beckenbemessung eher selten auftreten, werden viele Becken landwirtschaftlich genutzt. Andererseits fungieren Hochwasserrückhaltebecken als Senken für Sedimente und Schadstoffe (Dawson und Macklin 1998). Um sicherstellen zu können, dass während einer Überflutung keine Schadstoffe in kritischen Konzentrationen in den Boden oder ins Grundwasser gelangen können, müssen die Prozesse, die während einer Überflutung stattfinden, bekannt sein.

Theorie

Während einer Überflutung können schadstoffbelastete Sedimente im Becken abgelagert werden (Davidson et al. 2005). Außerdem wird die Sauerstoffversorgung des Bodens unterbrochen, wodurch das Redoxpotential absinkt. Dies wiederum kann zu einer Remobilisierung von Schwermetallen führen (Chuan et al. 1996; Lefroy et al. 1993; Masseheyn et al. 1991; Patrick und Jugsujinda 1992), die dadurch pflanzenverfügbar oder ins Grundwasser ausgewaschen werden können. Ebenso führen Variationen des pH-Wertes zu einer veränderten Schwermetallspeziation (Alloway 1995; Herms 1982; Zehl 2005).

Untersuchungsgebiete

Es werden Rückhaltebecken zweier unterschiedlich stark mit Schwermetallen belasteter Einzugsgebiete untersucht: das Becken Winterbach im Einzugsgebiet der Rems (Baden-Württemberg) sowie die Rückhaltebecken Horchheim und Niederberg im Einzugsgebiet der Erft (Nordrhein-Westfalen), welches aufgrund von Bergbau starke Belastungen mit Schwermetallen aufweist. In allen drei Rückhaltebecken treten Braunerden und Vegen aus sandigem bzw. lehmigem Ausgangsmaterial auf. In Winterbach finden sich zusätzlich noch tonreiche Böden (Pelosol-Pseudogleye und Pseudogleye).

Methoden

Um die Ausgangsbelastung der Böden in den Rückhaltebecken (Abbildung 1) zu bestimmen, wurden zunächst in allen Becken Bodenproben aus

mehreren Tiefen entnommen und ihr Schwermetallgehalt bestimmt. Hierbei wurden drei Fraktionen bestimmt: die „mobile“ Fraktion über eine Extraktion mit 0,003 M $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, eine desorbierbare Fraktion mit 0,025 M $(\text{NH}_4)\text{-EDTA}$ -Lösung sowie der Gesamtgehalt mittels Königswasseraufschluss in der Mikrowelle (Typ 1200-Mega, MLS GmbH) (vgl. Zeien 1995).

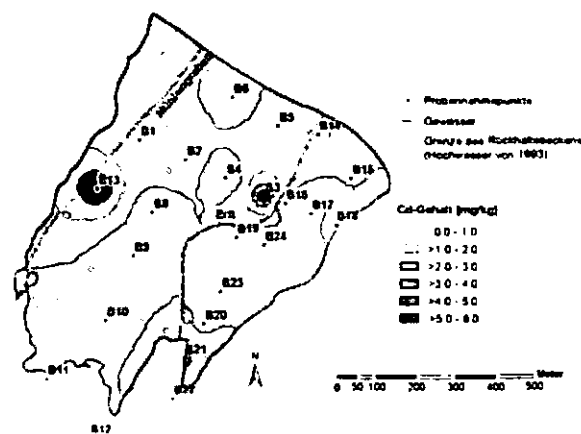
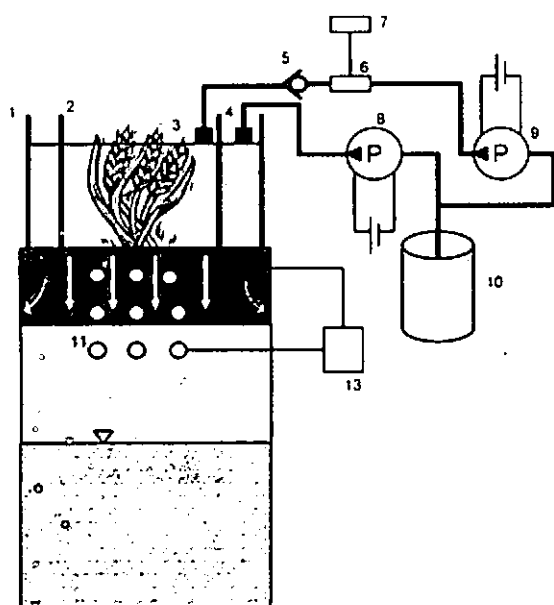


Abbildung 1: Gehalt an EDTA-extrahierbarem Cadmium [mg/kg] im Oberboden (0-15 cm) im Rückhaltebecken Horchheim/Erft (Interpolationsmethode: Inverse Distance Weighting)

Das Verhalten von Schwermetallen im Boden im Falle eines Überstaus soll mit Hilfe von Feldexperimenten aufgeklärt werden. Hierbei wird besonderes Augenmerk auf die Redoxdynamik im Boden gelegt. Um einen Überstau so realitätsnah wie möglich nachzubilden, werden Überstauversuche direkt in den Rückhaltebecken durchgeführt.

Der Experimentaufbau ähnelt dem System eines Doppelring-Infiltrometers: zwei PE-Rohre mit einem Durchmesser von 250 bzw. 500 mm und einer Länge von jeweils 1,20 m werden ineinandergestellt und 5 cm in den Boden geschlagen. An den Innenseiten beider Rohre ist jeweils ein Schwimmer befestigt, dessen Höhe variabel einstellbar ist. Von beiden Schwimmern führt ein Schlauch zu einer Pumpe, die mittels einer 12V-Batterie angetrieben wird. Die Wasserversorgung der Pumpe wird durch mehrere, hydraulisch verbundene Wasserbehälter sichergestellt. Das Wasser für die Versuche wird aus dem Fluss entnommen. Der Schlauch des Innenrings ist zusätzlich mit einem Durchflusszähler und einem Rückschlagventil ausgestattet, um die verbrauchte Wassermenge zu ermitteln. Unter dem Innenring wurden in drei Tiefen (10, 30 und 60 cm) Platinelektroden zur Redoxmessung, Antimon-elektroden zur pH-Messung sowie Kunststoff-Saugkerzen zur Entnahme von Bodenlösung eingebaut. Die Referenzelektrode wird von oben schräg unter den Außenring gesteckt, um einen Kontakt zur Bodenlösung zu gewährleisten. Die Datenaufzeichnung erfolgt mit einer Aufl. ung von 15 Minuten durch einen Datenlogger (Abbildung 2).

¹ Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Fg. Biogeophysik
E-Mail: claudia.kreschnak@uni-hohenheim.de



- 1 ... Außenring
- 2 ... Innenring
- 3 ... Schwimmer Innenring
- 4 ... Schwimmer Außenring
- 5 ... Rückschlagventil
- 6 ... Durchflussmesser
- 7 ... Durchflusszähler
- 8 ... Pumpe mit Batterie (Außenring)
- 9 ... Pumpe mit Batterie (Innenring)
- 10 ... Wasserbehälter
- 11 ... Messsonden und Saugkerzen
- 12 ... Referenzelektrode
- 13 ... Datenlogger

Abbildung 2: Schema zum Überstauversuch

Ergebnisse und Ausblick

Die ersten Versuche wurden auf einem Pelosol unter Grünland im Rückhaltebecken Winterbach durchgeführt. Problematisch gestaltete sich die Abdichtung der Bohrlöcher für die Messelektroden, die verhindern soll, dass das Überstauwasser zu schnell abfließt. Bisher konnten daher nur sehr kurze Überstaudauern simuliert werden. Bereits bei einem dreistündigen Überstau konnte jedoch ein Absinken des Redoxpotentials in 30 und 60 cm Tiefe beobachtet werden. In 10 cm Tiefe kam es dagegen zu einem Anstieg des Redoxpotentials. Bei den pH-Werten ist bei allen Tiefen keine deutliche Veränderung zu verzeichnen (Abbildung 3).

Im Weiteren wird die aus den Saugkerzen gewonnene Bodenlösung analysiert, um auf eine mögliche Schwermetallmobilisierung rückschließen zu können. Außerdem werden die Bohrlöcher besser abgedichtet, um längeranhaltende, stagnierende Bedingungen im Boden zu erhalten und somit auch längere Überstaudauern simulieren zu können. In Zukunft sollen die Versuche auch in den anderen Rückhaltebecken durchgeführt werden.

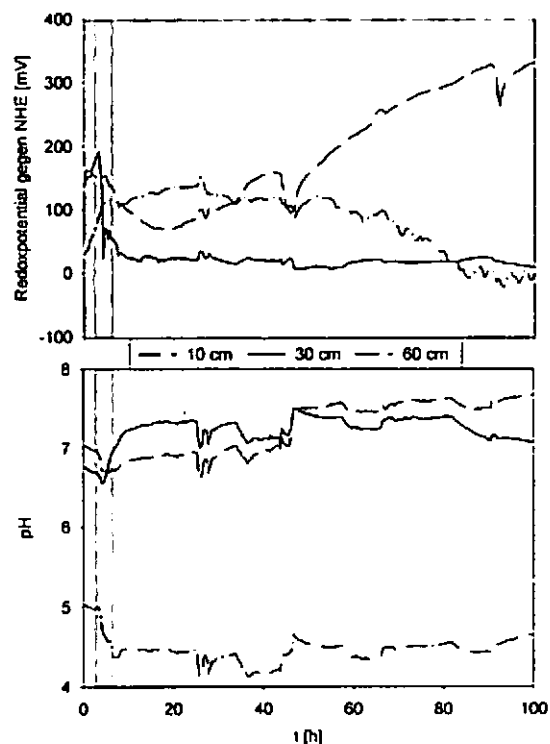


Abbildung 3: Verlauf von Redoxpotential und pH-Wert bei einem dreistündigen Überstau bei einer Überstauhöhe von $h=50$ cm (die graue Fläche markiert die Dauer des Überstaus)

Literatur

- Alloway BJ 1995 Heavy Metals in Soils. Blackie Academic & Professional, Glasgow.
- Chuan MC, Shu GY and Liu JC 1996 Solubility of heavy metals in a contaminated soil: Effects of redox potential and pH. *Water, Air and Soil Pollution* 90, 543-556.
- Davidson GR, Bennett SJ, Beard WC, III, and Waldo P 2005 Trace elements in sediments of an aging Reservoir in rural Mississippi: Potential for mobilization following dredging. *Water, Air and Soil Pollution* 163, 281-292.
- Dawson EJ and Macklin MG 1998 Speciation of heavy metals in floodplain and flood sediments: a reconnaissance survey of the Aire Valley, West Yorkshire, Great Britain. *Environmental Geochemistry And Health* 20, 67-76.
- Herns U 1982 Untersuchungen zur Schwermetalllöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und Stoffbestand. *In* Agrarwissenschaftlicher Fachbereich, pp 269. Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
- Lefroy RDB, Samosir SSR and Blair CJ 1993 The dynamics of sulfur, phosphorus and iron in flooded soils as affected by changes in Eh and pH. *Australian Journal of Soil Research* 31, 493-508.
- Masscheleyn PH, Delaune RD and Patrick WH, Jr. 1991 Effect of redox potential and pH on arsenic speciation and solubility in a contaminated soil. *Environmental Science & Technology* 25, 1414-1419.
- Patrick WH, Jr. and Jugsujinda A 1992 Sequential reduction and oxidation of inorganic nitrogen, manganese, and iron in flooded soils. *Soil Science Society of America Journal* 56, 1071-1073.
- Zehl K 2005 Schwermetalle in Sedimenten und Böden unter besonderer Berücksichtigung der Mobilität und deren Beeinflussung durch Sauerstoff. *In* Chemisch-Geowissenschaftliche Universität, pp 113. Friedrich-Schiller-Universität, Jena.
- Zeien H 1995 Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. 284 p.

Calcium, Magnesium, Potassium and Phosphorus contents in reclaimed marsh soil from Zhejiang Province, P.R. China

Landgraf, D.* , Iost, S.** & F. Makeschin**

Introduction

The worldwide annual fluvial discharge amounts to 7.109 t and Asian rivers carry about 75 % of this fluvial sediment load (Pye, 1994). The Yangtze River is an important source of sediments for the continental shelf of the East China Sea (Liu et al., 2002) and carries 480.106 t of sediment per year to the estuarine and coastal area at its mouth nearby the city of Shanghai. Between 25 % and 50 % of the suspended material are deposited close to the river mouth (Liu et al., 2002; Chen et al., 2001). There, the Yangtze River delta is prograding into the East China Sea with average rates of 50 m per year. Further 25 % are transported southwards where the sediments also remain in the coastal zone, like in Hangzhou Bay (Liu et al., 2002). Furthermore, smaller rivers like the Qiantang River, which flows into Hangzhou Bay south of the Yangtze mouth, show similar characteristics, thus contribute to deposition of river borne material at the coast of East China Sea.

As a consequence of the sedimentation of clayey, silty and sandy material extensive tidal flats have developed (Liu et al., 2002). During the past three decades 400.000 ha of these tidal flats in the Province of Zhejiang at the coast of Hangzhou Bay have been enclosed and reclaimed for agricultural purposes and urbanization buffer zones (Shi et al., 2002). The area of the Yangtze River delta is the agricultural and industrial centre of Eastern China (Chen et al., 2001). The population density by far exceeds the area available for agriculture, housing and industry i.e. for urbanization and development. Thus, the described reclamation of land is considered to be of high importance to alleviate the pressure of the increasing population and to foster local economic development (Shi et al., 2002).

Objectives of this study were (I) to determine the nutritional status of five diked soils of different age and (II) its dependency on age and depth of soil in order to (III) evaluate the effect of diking and intensive agricultural management on the content of short- and long-term available calcium, magnesium, potassium and phosphorus in the soil.

Material and Methods

The research area is located in the county of Shangyu, Zhejiang Province, P.R. China, and covers about 17.000 ha. The climate is classified as subtropical monsoon with average annual temperatures between 15 and 19 °C and annual precipitation of 1.300 mm (Shi et al., 2002). The investigated soils were diked in 1969 (hereby referred to as S1), 1976 (S2), 1984 (S3), 1991 (S4) and 1996 (S5). Except for S5 all sites were intensively agriculturally managed. S5 was left to succession fallow. Soil sampling of this study was conducted in autumn of 2000 with a Pürckhauer Bohrstock to a depth of 30 cm. The soil cores were pooled according to two depth units, 0-10 cm and 10-30 cm. These composed samples for each site were air-dried (40 °C) and sieved (2 mm plastic sieve).

The samples were analysed for long-term available contents of Ca, Mg, K and P by performing Aqua Regia extraction, based upon FSCC Interlaboratory Comparison (2002). Concentrations of the respective nutrients were determined at the ICP (Liberty 220 by Varian).

Short-time available fractions of Ca, Mg and K were extracted with 1 M ammonium acetate (NH₄OAc) extraction at pH 7 (soil-solution ratio 1:10, shaking time 5 min) as described by Carson (1980) modified by Warncke and Brown (1998). Concentrations were determined with AAS (GBC 933 AA; by GBC). Short-time available P was extracted with 0.5 M Sodium Bicarbonate (NaHCO₃) at pH 8.5 (soil-solution ratio 1:10, shaking time 30 min) according to Olsen et al. (1954).

Statistical analysis of the gained data was carried out using Statsoft-Statistica[®] and SPSS 10™ software. Obtained data was tested for correlation between content of the respective nutrient and elapsed time after diking using Spearman's correlation coefficient based on the assumption that the data was not normally distributed. Average contents of selected available nutrients are represented by the median.

Results

Total nutrient contents

Aqua Regia extractable Ca (Ca_t) ranged from 18.654 to 21.757 mg kg⁻¹ in 0-10 cm depth and from 20.031 to 21.936 mg kg⁻¹ in 10-30 cm depth (Fig. 1). In 0-10 cm Mg_t ranged between 9.115 and 10.310 mg kg⁻¹ and between 9.037 and 10.028 mg kg⁻¹ in 10-30 cm (Fig. 1). Both of these fractions decreased slightly with elapsed time after diking in the topsoil (0-10 cm) and increased in 10-30 cm. Ca_t even showed a strong relationship (RS = 0.9) to elapsed time after diking (P ≤ 0.05). K_t ranged between 2.427 and 3.091 mg kg⁻¹ (Fig. 1). S5 and S4 showed higher K_t than the older sites, thus indicating decreasing K_t during soil development. P_t ranged from 436 to 671 mg kg⁻¹. In 0-10 cm P_t correlated significantly (P ≤ 0.05) with

* Research Institute of Post Mining Landscapes, Brauhausweg 02, D-03238 Finsterwalde, Germany; d.landgraf@fib-ev.de

** Institute of Soil Science and Site Ecology, Faculty of Forest, Geo and Hydro Sciences, Dresden University of Technology, P.O. 1117, D-01735 Tharandt, Germany

elapsed time after diking ($RS = 0.9$). In 10-30 cm this trend was distinguishable as well, but not significant (Fig. 1). Thus, except for Ca_t and P_t in 0-10 cm, long-term available nutrients appeared not to be influenced by soil development and intensive agricultural management between the first diking in 1969 and soil sampling in 2000.

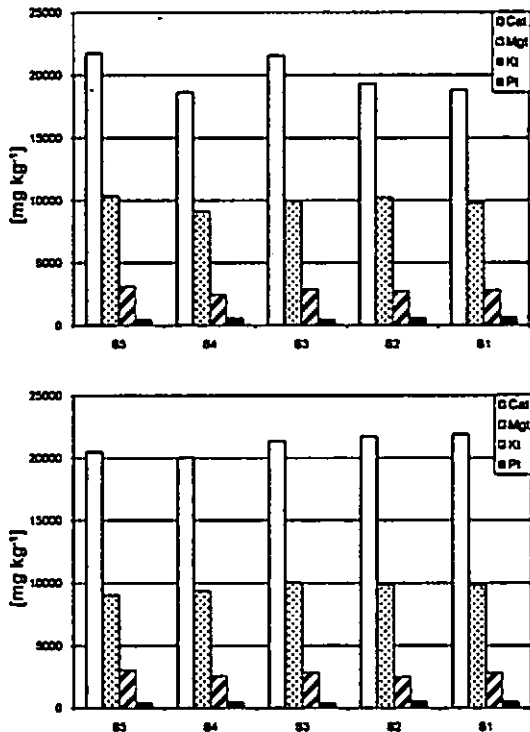


Fig. 1: Long term available nutrient fractions in all investigated sites and 2 depths (0-10 and 10-30 cm)

Short-time available nutrient fractions

Average contents of short-time available calcium (Ca_{AA}) ranged between 2.988 and 3.428 $mg\ kg^{-1}$ (Fig. 2a, b). This corresponded to 12 and 18 % of Ca_t . The two youngest sites, S5 and S4, had highest contents of Ca_{AA} , but compared to the older sites differences were not significant ($P \geq 0.05$). Thus, diking had no significant effect on Ca_{AA} within the investigated time span of 31 years.

The soils of this study contained between 80 and 680 mg short-term available Mg (Mg_{AA}) kg^{-1} soil (Fig 2c, d), which constitutes between 1 and 7 % of Mg_t . Mg_{AA} decreased slightly with time after diking. This development was pronounced during the first years after diking as the drop in 0-10 cm from 471 $mg\ kg^{-1}$ in S5 to 82 $mg\ kg^{-1}$ in S4 and in 10-30 cm from 514 $mg\ kg^{-1}$ in S5 to 82 $mg\ kg^{-1}$ in S4 revealed. With further development Mg_{AA} did not decrease further significantly, but levelled off between 90 and 230 $mg\ kg^{-1}$ (Fig. 2c, d).

K_{AA} ranged between 51 and 190 $mg\ kg^{-1}$, which accounted for 2 to 7 % of K_t . Correlation analysis revealed decreasing K_{AA} in both investigated depths, but the trend was not significant. As for magnesium, large differences in K_{AA} between S5

and S4 showed that the decrease of K_{AA} was most pronounced during the first 10 years after diking (Fig. 2e, f) and became less steep afterwards.

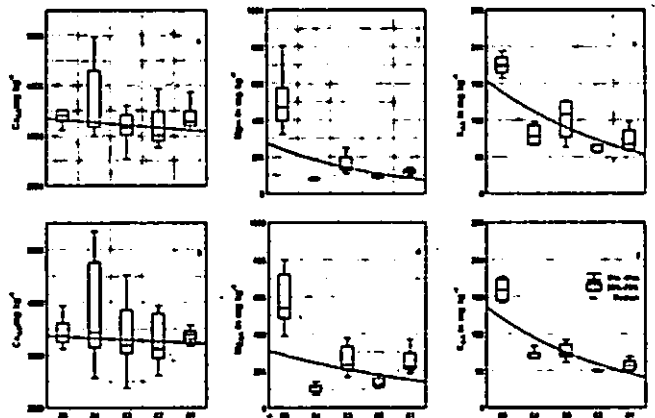


Fig. 2: Ca_{AA} , Mg_{AA} and K_{AA} contents in 0-10 cm and 10-30 cm at saline soils, diked in 1969 (S1), 1976 (S2), 1984 (S3), 1991 (S4) and 1996 (S5).

P_O ranged from 3 to 20 $mg\ kg^{-1}$ which constituted less than 4 percent of P_t . S1 to S4, that were already agriculturally managed, showed contents between 14 and 20 $mg\ kg^{-1}$ in 0-10 but only 3-5 $mg\ kg^{-1}$ in 10-30 cm. Strikingly, data from these sites showed high variation coefficients between 40 and 95 % in 0-10 cm as well as in 10-30 cm. This indicates that P_O was unequally distributed within the topsoil. In contrast, 0-10 and 10-30 cm of S5 contained only about 6 $mg\ kg^{-1}$ and 5 $mg\ kg^{-1}$, respectively. Variation coefficients were 16 and 13 %. Even though no significant correlation could be found, P_O increased with time after diking in 0-10 cm. Contrarily, P_O was significantly ($P \leq 0.05$) correlated with time after diking and decreased during soil development ($RS = -0.9$).

Acknowledgement

The project was founded by the Federal Ministry of Education and Research (project-No.: 0339742).

References

Chen, Z., R. Kostaschuk and M. Yang (2001): Heavy metals on tidal flats in the Yangtze Estuary, China. *Environmental Geology* 40, 742-479

Liu, M., L. Hou, S. Xu, D. Ou, Y. Yang, B. Zhang and Q. Liu (2002): Adsorption of phosphate on tidal flat surface sediments from the Yangtze estuary. *Environmental Geology* 42, 657-665

Pye, K. (1994): *Sediment transport and depositional processes*. Blackwell Scientific Publications, 193 – 218

Shi, Z., R. Wang, M.X. Huang and D. Landgraf (2002): Detection of coastal saline land uses with multi-temporal Landsat images in Shangyu City, China. *Environmental Management* 30, 142-150

Warncke, D. and J.R. Brown (1998): Potassium and other basic cations, in J.R. Brown: *Recommended soil test procedures*. North Central Regional Research Publication No. 221, 31-33

Vorkommen Seltener Erden in ackerbaulich genutzten Böden der nördlichen Wetterau

Mareike Löll¹, Christian Albrecht¹, Wolfgang Reiher² und Peter Felix-Henningsen¹

Einleitung

Zu den Seltenen Erden werden die 17 Übergangsmetalle der 3. Nebengruppe des Periodensystems gezählt. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um die Gruppe der Lanthanoide (Lanthan bis Lutetium) sowie die Elemente Scandium und Yttrium. Entgegen ihrer Namensgebung findet man die Elemente zu einem Anteil von 0,01 bis 0,02% in der Erdkruste ähnlich häufig vor wie beispielsweise die Metalle Kupfer und Blei.

Seltene Erden (SE) erfahren neben einer vielfältigen industriellen und medizinischen Verwendung seit mehreren Jahrzehnten einen Einsatz in der chinesischen Tier- und Pflanzenproduktion in Form von Mikroelementdüngern bzw. Futterzusatzstoffen.

Ertrags- und leistungssteigernde Effekte sowie verbesserte Qualitätsparameter werden bei einer großen Reihe von Nutzpflanzen und -tieren dokumentiert (HU et al., 2004; PANG et al., 2002; HU et al., 2006; TYLER et al., 2004).

Über den Pfad der Düngung sowie durch Verwendung von Wirtschaftsdüngern SE-supplementierter Nutztiere gelangen die Metalle in die Pedosphäre. Ziel dieser Arbeit ist die Ermittlung des Vorkommens sowie der biologischen Verfügbarkeit der Elemente im Boden, um das etwaige Gefährdungs- und Akkumulationspotenzial abschätzen und kalkulieren zu können.

Methode und Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der nördlichen Wetterau (Hessen).

¹Justus-Liebig-Universität Gießen
Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung
Henrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen
E-Mail: mareike.k.loell@agr.uni-giessen.de

²Justus-Liebig-Universität Gießen
Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement
Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen

Die bodenchemischen und -physikalischen Eigenschaften wurden anhand von drei Leitprofilen untersucht.

Die Analytik der Seltenen Erden erfolgte mittels ICP-MS in den Fraktionen Gesamtgehalt (Königswasseraufschluss), potenziell pflanzenverfügbarer (EDTA-Extraktion) und mobiler Gehalt (Ammoniumnitratextraktion).

Ergebnisse

Bei den drei Leitprofilen handelt es sich um Braunerde-Parabraunerden bzw. Tschernosem-Parabraunerden aus Lösslehm über Löss. Die pH-Werte (CaCl₂) variieren zwischen 5,9 im Oberboden und 7,5 im Löss. Der Carbonatgehalt des Lösses beträgt 13,4% (nach SCHEIBLER).

Das Vorkommen der Seltenen Erden im Leitprofil 3 erreicht im Bht-Horizont mit 308,5 mg kg⁻¹ die höchsten Gehalte und weist eine Minimumkonzentration im Ap-Horizont auf (229,6 mg kg⁻¹) (vgl. Abb. 1). Die so genannten leichten Seltenen Erden (La bis Gd) nehmen mit 86% den höchsten Anteil des gesamten SE-Vorkommens ein. Die Häufigkeit einzelner Elemente zeigt sich dementsprechend in der Reihenfolge Ce > La > Nd > Y > Pr > Sc > Sm > Gd > Dy > Er > Yb > Eu > Tb > Ho > Tm > Lu.

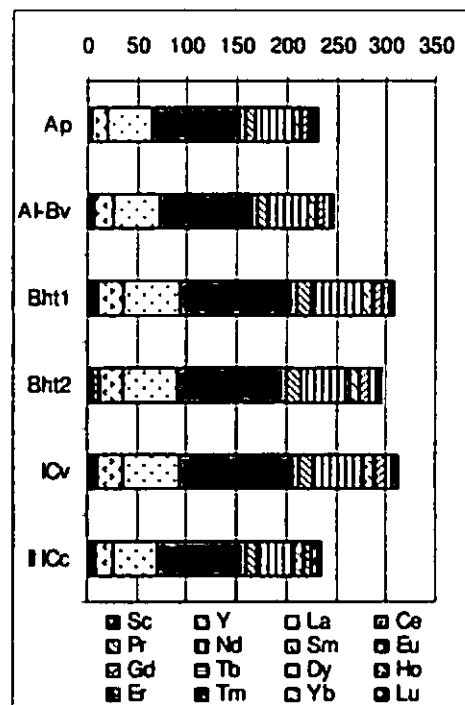


Abb. 1 Vorkommen der Seltenen Erden im Leitprofil 3 (BB-LL), in mg kg⁻¹, Königswasseraufschluss

Die Konzentration der potenziell pflanzenverfügbaren Seltenen Erden variiert zwischen $13,2 \text{ mg kg}^{-1}$ im Löss und $35,8 \text{ mg kg}^{-1}$ im Bht-Horizont. Die Elemente Yttrium, Cer, Lanthan und Neodym zeichnen sich hierbei durch besonders hohe Konzentrationen aus (5 bis 8 mg kg^{-1}).

Die potenziell pflanzenverfügbaren Anteile am Gesamtgehalt sind in Abbildung 2 dargestellt.

Die Summe der Seltenen Erden ist mit $9,6\%$ vom Gesamtgehalt als relativ gering pflanzenverfügbar zu bezeichnen und liegt somit im direkten Vergleich deutlich unter dem Verhältnis, das für das Schwermetall Blei ermittelt werden konnte. Demgegenüber zeichnet sich das SE-Element Yttrium sowohl durch hohe absolute als auch hohe pflanzenverfügbare Anteile aus und nimmt mit $23,4\%$ vergleichbare Werte wie das hoch pflanzenverfügbare Schwermetall Cadmium an.

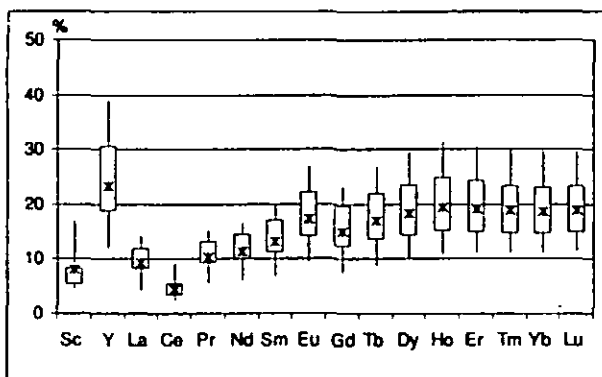


Abb.2 Prozentualer Anteil der potenziell pflanzenverfügbaren Gehalte (EDTA) Seltener Erden am Gesamtgehalt (KW)

Die mobilen Gehalte der Seltenen Erden befinden sich für den überwiegenden Anteil der Elemente unterhalb der Bestimmungsgrenze ($0,0025 \text{ mg kg}^{-1}$). Diese ausgesprochen geringe Menge an Seltenen Erden im Ammoniumnitrat-extrakt korrespondiert mit den verhältnismäßig hohen pH-Werten, die in den untersuchten Profilen festgestellt werden konnten.

Diskussion und Schlussfolgerung

Die vorgefundenen Gesamtgehalte der Seltenen Erden sind im Vergleich zu anderen Untersuchungen als relativ hoch einzustufen (vgl. HU et al., 2006; TYLER et al., 2004). Der überragende Anteil der leichten SE am Gesamtgehalt sowie die Häufigkeitsfolge der

Elemente entsprechen demgegenüber ihrem natürlichen Vorkommen in der Erdkruste.

Die Pflanzenverfügbarkeit der Seltenen Erden ist für die Summe der Elemente als gering zu bezeichnen. Dagegen kommt vor allem den leichten SE eine gesonderte Bedeutung zu, die in relativ hohen Konzentrationen der Pflanzenaufnahme potenziell zur Verfügung stehen.

Seltene Erden sind in den untersuchten Böden als nicht bzw. sehr gering mobil zu bezeichnen. Untersuchungen chinesischen Ursprungs bestätigen die geringe Mobilität der Elemente bei zunehmenden pH-Werten (HU et al., 2006). Eine Validierung der EDTA- und Ammoniumnitratextraktion zur Ermittlung der biologisch verfügbaren Anteile der Elemente steht noch aus. Zur endgültigen, schließenden Beurteilung der ökologischen Wirksamkeit der Elemente sind weitere, gezielte Untersuchungen notwendig, um bei einer etwaigen gesetzlichen Zulassung der SE in der landwirtschaftlichen Produktion Empfehlungen geben zu können.

Literatur

HU, Z., HANEKLAUS, S.; SPAROVEK, G., SCHNUG, E. (2006): Rare Earth Elements in Soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 37, 1381-1420.

HU, Z., RICHTER, H., SPAROVEK, G., SCHNUG, E. (2004): Physiological and Biochemical Effects of Rare Earth Elements on Plants and Their Agricultural Significance: A Review. *Journal of Plant Nutrition*, 27 (1), 183-220.

PANG, X., LI, D., PENG, A. (2002): Application of Rare-Earth Elements in the Agriculture of China and its Environmental Behaviour in Soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 9(2), 143-148.

TYLER, G. (2004): Rare earth elements in soil and plant systems –A review. *Plant and Soil*, 276, 191-206.

Modellierung des Chromtransportes in einem Boden und einem Sediment

Kerstin Michel*, Bernard Ludwig

Einleitung

Modelle können zur Abschätzung von Gefahren, die Schwermetalle für die Umwelt darstellen, hilfreich sein. In kalkhaltigen Böden werden Schwermetalle wie Chrom hauptsächlich durch irreversible Adsorption und Ausfällung zurückgehalten. Das Verständnis dieser Zusammenhänge kann durch geochemische Modelle verbessert werden. Ziel der vorliegenden Studie war, den Cr-Transport in einem kalkhaltigen Boden und einem kalkhaltigen Sediment mit dem Modell PHREEQC2 durch Anpassung des Löslichkeitsproduktes von $\text{Cr}(\text{OH})_3$ innerhalb der Spannweite, die durch die amorphe und die kristalline Form vorgegeben wird, zu beschreiben und vorherzusagen.

Säulenexperimente

Ungestörte Säulen (Unterboden) einer schluffigen Parabraunerde und gepackte Säulen eines kalkhaltigen Sedimentes (jeweils $n = 12$) wurden bei 8°C in einer automatisierten Mikrokosmenanlage zwei Jahre lang täglich mit 4 mm beregnet. Als Lösungen wurden eingesetzt: (i) 1 mM CaCl_2 mit einer Cr-Konzentration von 1 mg L^{-1} [$19.2\text{ }\mu\text{M Cr}(\text{III})$] (SM_1) und (ii) 1 mM CaCl_2 mit einer Cr-Konzentrationen von 3 mg L^{-1} [$57.7\text{ }\mu\text{M Cr}(\text{III})$] (SM_2).

Durch Anlegen eines permanenten Unterdruckes von 100 mbar wurden Perkolate gewonnen. Nach Filtration ($0.45\text{ }\mu\text{m}$) wurden in diesen der pH-Wert, die Cl- und die Cr(III)- Konzentrationen gemessen.

Modellierung mit PHREEQC2

Zur Berechnung des eindimensionalen Transportes wurde das Modell PHREEQC2 (Parkhurst & Appelo 1999) eingesetzt, das die Advektions-Dispersions-Gleichung berücksichtigt. Die folgenden Ionen wurden bei den Modellberechnungen einbezogen: H^+ , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , OH^- , CO_3^{2-} , Cr^{2+} , Cr^{3+} , Cr^{6+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} und Al^{3+} . Um Hinweise auf Ausfällungsreaktionen zu erhalten, wurden zudem Ionenaktivitätsprodukte (IAP) kalkuliert.

Die initialen Werte des Modells waren pH-Wert, Gesamtelementkonzentrationen in Lösung (gemessen im ersten Eluat des Säulenexperimentes), Kationenaustauschkapazität und Kationenaustauschkoeffizienten.

Im Zuge der Kalibrierung wurde das Löslichkeitsprodukt von $\text{Cr}(\text{OH})_3$ (unter Verwendung des negativen

dekadischen Logarithmus, pK_L) zwischen 10.41 (kristallin) und 12.81 (amorph) optimiert. Die Kalibrierung erfolgte unter Einbeziehung des SM_2 -Experiments, die Vorhersagen wurden für die Variante SM_1 gemacht.

Ergebnisse und Diskussion

Experimentelle Ergebnisse und Ionenaktivitätsprodukte

Ein Großteil des zugegebenen Cr wurde in den Säulen der Parabraunerde und des Sedimentes zurückgehalten. In den Eluatzen des Sediments wurden lediglich geringe Konzentrationen nachgewiesen. Der Maximalwert von $0.76\text{ }\mu\text{mol L}^{-1}$ wurde an Tag 163 für Variante SM_2 gemessen. Anschließend nahmen die Konzentrationen in beiden Varianten kontinuierlich ab (Abb. 1).

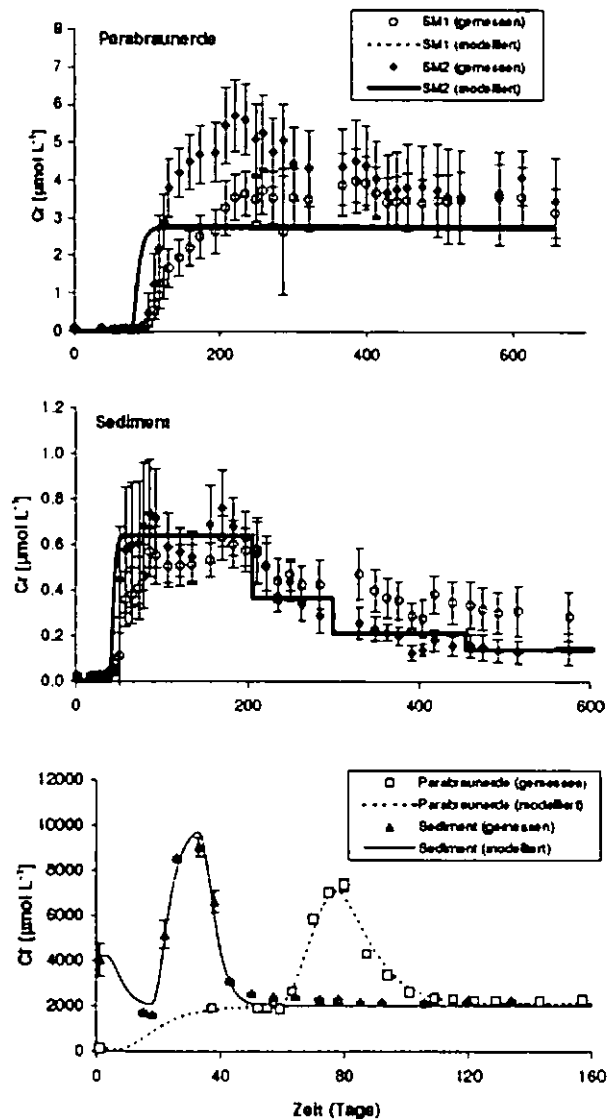


Abb. 1 Gemessene (Symbole) und modellierte (Linien) Cr-Konzentrationen in Lösung für die Parabraunerde (oben) und das Sediment (Mitte) sowie Cl^- Konzentrationen (unten). Bei den Messwerten handelt es sich um Mittelwerte ($n = 4$) mit Standardabweichung.

Im Gegensatz hierzu konnte in den Perkolaten der Parabraunerde nur für das SM₂-Experiment eine Verminderung der Cr-Konzentration während des Meßzeitraumes beobachtet werden. Die Maximalkonzentration von 5.7 µmol Cr L⁻¹ (SM₂) überstieg die des Sedimentes deutlich (Abb. 1).

Die Ionenaktivitätsprodukte, die für die Parabraunerde berechnet wurden, deuten daraufhin, das Cr ab Tag 60 in diesem Boden durch Bildung von amorphem Cr(OH)₃ zurückgehalten wurde (Überschreitung des Löslichkeitsproduktes) (Abb. 2). Bei mehreren möglichen Festphasen gleicher chemischer Zusammensetzung fällt in der Regel die kinetisch günstigste Phase, d.h. die amorphe Phase aus, obwohl sie eine höhere Löslichkeit als die kristalline besitzt.

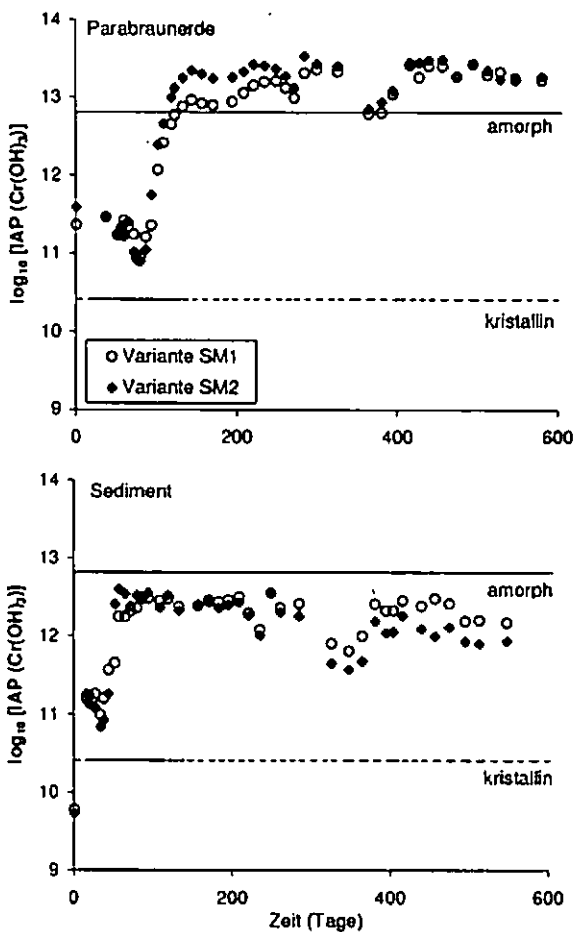


Abb. 2 Berechnete Ionenaktivitätsprodukte (Symbole) für die Parabraunerde (oben) und das Sediment (unten) im Vergleich zu den Löslichkeitsprodukten für kristallines und amorphes Cr(OH)₃ (Linien).

Für das Sediment bestand für den gesamten Versuchszeitraum ein Gleichgewicht zwischen der Fest- und der Löslichkeitsphase. Die Löslichkeit lag hierbei zwischen der der amorphen und der der kristallinen Form (Abb. 2).

Modellierung

Das Modell PHREEQC2 konnte für das Sediment die Maximalkonzentrationen und den Durchbruchzeitpunkt beschreiben und vorhersagen (Abb. 1). Die kontinuierliche Abnahme der Cr-Konzentration konnte erfolgreich beschrieben werden, wenn zwischen dem 205. und dem 460. Tag ein Alterungsprozeß des Cr(OH)₃ angenommen wurde. Alterung bedeutet die langsame Umwandlung des amorphen Cr(OH)₃ in die kristalline (stabile) Form. Die vorhergesagten Werte folgten jedoch nur näherungsweise den gemessenen Konzentrationen.

Wie Abb. 1 zu entnehmen ist, unterschätzte das Modell in der Kalibrierung die Cr-Konzentrationen in der Lösungsphase der Parabraunerde ab Tag 122. Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass Cr in Lösung ab dem 119. Tag übersättigt war. Die Kalibrierung fiel daher lediglich zufriedenstellend aus. Sowohl in der Kalibrierung als auch in der Validierung stimmten der gemessene und der berechnete Durchbruchzeitpunkt nicht überein, obwohl die Anpassung des Modells an den Konzentrationsverlauf des Cl-Tracers sehr gut war (Abb. 1). Die Modellierungsergebnisse deuten daraufhin, dass der Cr-Transport in der Parabraunerde zusätzlich zur Ausfällung von weiteren Prozessen kontrolliert wurde. Die Modellierungsergebnisse konnten durch Berücksichtigung des Kationen-austauschs (unspezifische Adsorption) jedoch nicht verbessert werden (Daten nicht gezeigt).

Schlussfolgerung

Die Chromretention in kalkhaltigen Böden geht vor allem auf Ausfällungsreaktionen zurück. Die Alterung von Cr(OH)₃ kann erfolgreich modelliert werden, wenn eine allmähliche Abnahme der Löslichkeit innerhalb der Spannweite, die durch die kristalline und die amorphe Form vorgegeben ist, angenommen wird.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde vom BMBF (Projekt Sickerwasserprognose) gefördert.

Literatur

Parkhurst, D.L. & Appelo, C.A.J. (1999): User's Guide to PHREEQC Version 2 – A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport and Inverse Geochemical Calculations. Water Resources Investigations Report 99-4259, US Geological Survey, Lakewood, CO.

Bodenfarbe als Indikator für Gehalt und molekulare Zusammensetzung der organischen Bodensubstanzen

Mansur Nauaf¹, Peter Leinweber¹ & André Schlichting²

Zusammenfassung

Bisherige Ableitungen der Gehalte an organischen Bodensubstanzen (OBS) aus der Bodenfarbe, z.B. nach den Munsell-Farbtafeln, waren wegen der Subjektivität des Farbempfindens und sonstiger Ungenauigkeiten nur eingeschränkt möglich. Durch Nutzung eines Chromameters und ein neues Pyrolyse-Feldionisation Massenspektrometers mit erhöhtem Probendurchsatz konnten Zusammenhänge zwischen Bodenfarbe und Gehalten sowie qualitativen Merkmalen der OBS in großem Umfang untersucht werden.

Die Resultate dieser Arbeit zeigen, daß:

- (1) die Farbhelligkeit der Böden in der jungpleistozänen Moränenlandschaft grundsätzlich in einer gesicherten negativen Beziehung zum C_{org} -Gehalt steht,
- (2) die Korrelationen besser werden, wenn man Ober- und Unterböden gruppiert, die Böden im feuchten Zustand mißt, und
- (3) die Farbhelligkeit der Böden weiter in einer gesicherten positiven und vom OBS-Gehalt unabhängigen Beziehung zum Carbonatgehalt steht.

1. Einleitung und Ziele

Es besteht ein Bedarf an großflächig einsetzbaren, zerstörungsfreien Methoden zur Abschätzung von Gehalt und Merkmalen der OBS. Grundsätzlich erscheint die Bodenfarbe geeignet dazu (Schlichting et al., 1995; Spielvogel et al., 2004), jedoch müssen (1) die Messung objektiviert (Fernandez and Schulze, 1987) und (2) alle weiteren Einflußfaktoren quantifiziert werden.

Ziele: Erforschung der Abhängigkeit der Bodenfarbe vom C_{org} -Gehalt unter Berücksichtigung der Einflüsse von Bodenfeuchte und Karbonat sowie erste Analysen von Zusammenhängen zwischen Bodenfarbe und molekularer Zusammensetzung der OBS.

2. Material und Methoden

Die Proben wurden 2006 aus repräsentativen Böden der jungpleistozänen Moränenlandschaft in Mecklenburg-Vorpommern entnommen. Die Bodenfarbe wurde mit dem Chromameter (Konica - Minolta CR-410) gemessen und als Bodenhellichtigkeit (L^* -Wert) im CIE $L^*a^*b^*$ Farbkordinatensystem angegeben (Torrent and Barron, 1993). Messung von C_{org} , N_t mit Vario El sowie der molekularen OBS-Zusammensetzung durch Pyrolyse-Feldionisation Massenspektrometrie (Py-FIMS) mit Finnigan MAT 900.

3. Ergebnisse

3.1 L^* -Wert als Funktion der C_{org} -Gehalte

Einbeziehung aller ca. 950 Proben ergab eine hoch-signifikante Korrelation, mit jedoch auch erheblicher Streuung (Abb. 1).

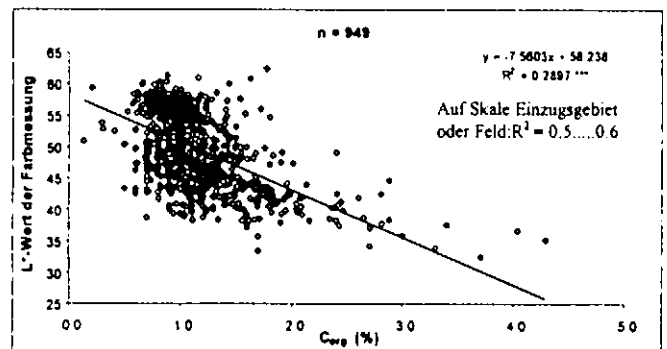


Abb. 1: Korrelation zwischen L^* -Werten der Farbmessung und C_{org} -Gehalten über den gesamten Probensatz.

3.2 Einfluß der Bodenfeuchte

Messung der Proben bei Feldkapazität verringerte die Streuung der Werte nur unwesentlich; statt dessen wurde der Einfluß der OBS auf die Farbe geringer, weil die feuchtebedingt höhere Lichtabsorption wohl v.a. durch die Bodenminerale hervorgerufen wird (Abb. 2).

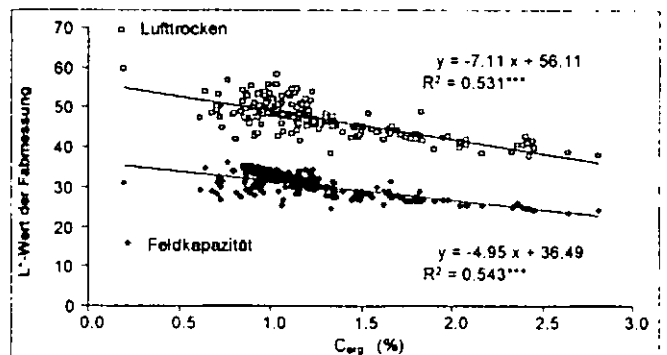


Abb. 2: Einfluß der Bodenfeuchte auf die Korrelation zwischen L^* -Wert der Farbmessung und C_{org} -Gehalten.

¹ Institut für Landnutzung/Bodenkunde, Universität Rostock, Justus-von-Liebig-Weg 6, D-18051 Rostock

² Steinbeis-Transferzentrum Soil Biotechnology, AgroBio-Technikum, Thünenplatz 1, D-18198 Groß Lüsewitz

3.3 Einfluß der Karbonatgehalte

Spiking-Versuche mit steigenden Karbonatgehalten an 11 Proben über den gesamten Bereich praxisrelevanter C_{org} - und $CaCO_3$ -Gehalte ergaben eine Schar hochsignifikanter linearer Regressionsgleichungen zur Quantifizierung der Modifikation der L^* -Werte durch $CaCO_3$.

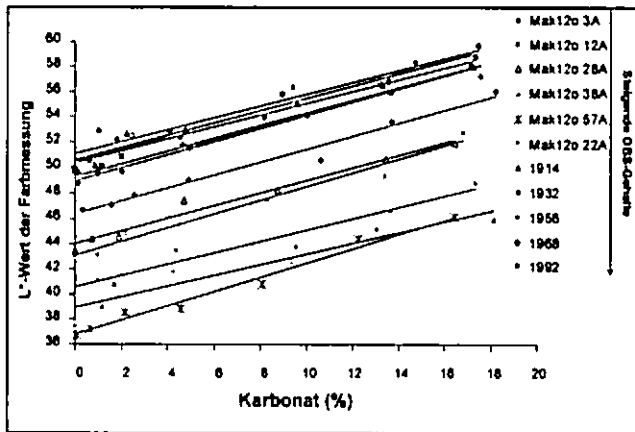


Abb. 3: Einfluß der Karbonatgehalte auf die Korrelation zwischen L^* -Wert der Farbmessung und C_{org} -Gehalten.

3.4 Molekulare Zusammensetzung der OBS

Zwei Probensätze ($n = 2$ Zeitpunkte \times 17 Punkte aus einer Versuchsfläche) wurden mit Py-FIMS untersucht und die L^* -Werte wurden mit ca. 900 Einzelsignalen korreliert. Die 20 m/z -Signale mit den höchsten Korrelationskoeffizienten zwischen 0.502*** und 0.781*** umfaßten Ligninbausteine wie Cumarsäure, Guaiacylpropan, Propylchinolin, andere aromatische Verbindungen wie Naphthalin-/Benzopyranon-Derivate, Phenoxycarbonsäure und N-Heterocyclen wie Indolderivate, Acetylmethylindolin und N-Methylformylhydroxymethylpyrrol. Dies sind überwiegend cyclische und aromatische Verbindungen, somit werden die L^* -Werte nicht nur durch C_{org} sondern insbesondere durch C in aromatischen Verbindungen der OBS bestimmt.

4. Schlußfolgerungen und Ausblick

Die Korrelationen zwischen L^* -Werten und C_{org} für den gesamten Probensatz zeigen, daß es grundsätzlich möglich ist, die OBS-Gehalte von Böden aus ihrer Farbe zu schätzen. Damit werden Ergebnisse aus der Literatur bestätigt (z.B. Schlichting et al., 1995; Schulze et al., 1993; Shonk et al., 1991; Sudduth and Hummel, 1991). Die erhebliche Streuung für den gesamten Datensatz weist auf den Einfluß anderer farbgebender Bodenbestandteile, insbesondere der Mineraler

hin. Daraus folgt, daß entsprechende Korrelationen jeweils nur für Landschaften mit relativ gleichmäßigem Mineralbestand, und darin für Regionen oder landwirtschaftliche Flächen mit geringer Variation der Korngrößenzusammensetzung gültig sind. Der Einfluß von des Regionalclimas ist noch unerforscht, und wird in weiteren Auswertungen des Datensatzes geprüft. Die Bedeutung der aromatischen Verbindungen, die für eine große Anzahl von Einzelmolekülen erstmals mit Py-FIMS gezeigt wurde, bestätigt Ergebnisse von Spielvogel et al. (2004), die analoge Zusammenhänge mittels ^{13}C -NMR nachwies. Neu ist in diesem Zusammenhang jedoch die Bedeutung heterocyclischer N-Verbindungen wie substituierte Indoline, Indole und Pyrrole. In Laboruntersuchungen mit gespikten Proben werden diese Zusammenhänge weiter geprüft und ggf. validiert. Grundsätzlich stellen die nachgewiesenen Zusammenhänge einen wichtigen Schritt in Richtung auf die Etablierung von spektroskopischen Fernerkundungsmethoden für die Schätzung der Gehalte an organischen Bodensubstanzen und den Humuszustand der Böden dar. Wichtig ist dabei die Anwendung weiterer Meßverfahren, die nicht nur einen Wert wie die Bodenelligkeit (L^*) sondern ein ganzes Spektrum ergeben.

Literatur

- Fernandez, R. N.; D. G. Schulze (1987) Calculation of soil color from reflectance spectra. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 51:1277-1282.
- Schlichting, E.; H.-P. Blume; K. Stahr (1995) *Bodenkundliches Praktikum* Blackwell, S. 48.
- Schulze, D.G.; Nagel, J.L.; Van Scoyoc, G.E.; Henderson, T.L.; Baumgardner, M.F.; Stott, D.E. (1993) Significance of organic matter in determining soil colors. In: *Soil Color* (Hrsg. J.M. Bigham; E.J. Ciolkosz), pp 71-90. Soil Science Society of America, Madison
- Shonk J.L.; Gaultney, L.D.; Schulze, D.G.; Van Scoyoc, G.E. (1991) Spectroscopic sensing of soil organic matter content. *Transactions of the ASAE*, 34(5): 1978-1984.
- Spielvogel, S.; Knicker, H.; Kögel-Knabner, I. (2004) Soil organic matter composition and soil lightness. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 167: 545-555.
- Sudduth, K.A.; Hummel, J.W. (1991) Evaluation of reflectance methods for soil organic matter sensing. *Transactions of the ASAE*, 34(4): 1900-1909
- Torrent, J.; Barrón, V. (1993) Laboratory measurement of soil color: Theory and practice. In: *Soil Color* (Hrsg. J.M. Bigham; E.J. Ciolkosz), pp 21-33. Soil Science Society of America, Madison/WI.

Modellierung der Mineralisierungsbedingungen und des C-Umsatzes in nordwestdeutschen Sandböden

M. Overesch¹, G. Broll², U. Franko³,
H.-J. Brauckmann², H. Höper⁴ und B. Kleefisch⁴

Einführung und Ziel

In nordwestdeutschen Sandböden werden die aufgrund der Textur für grundwasserferne Standorte zu erwartenden C_{org} - und N_i -Gehalte oft überschritten. Eine Ursache hierfür ist offenbar die Anreicherung umsatzträger, zum Teil heidebürtiger organischer Substanz in podsolierten Böden (SPRINGOB & KIRCHMANN, 2002). Über den Einfluss der Umsatzbedingungen auf die Akkumulation organischer Substanz bestehen jedoch noch wesentliche Kenntnisdefizite (OVERESCH, 2007). Ziel war es, mittels Bodenprozessmodellierung den Einfluss der Standorteigenschaften auf den C-Umsatz in typischen Sandböden Nordwestdeutschlands auf der Basis von Bewirtschaftungsdaten, Witterungsdaten und bodenphysikalischen Daten zu untersuchen. Das Modell CANDY, welches die C-Stabilisierung auf Grundlage von Bodenstrukturparametern berücksichtigt, wurde für die Modellierung ausgewählt.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an elf ackerbaulich genutzten Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) in Niedersachsen durchgeführt (Abb. 1). Die Böden sind Braunerden und Podsole mit der Hauptbodenart Sand und Tongehalten unter 10 %. Die C_{org} -Gehalte der Oberböden liegen zwischen 0,9 und 3,2 %. Der jährliche Niederschlag auf den Standorten variiert zwischen 638 - 853 mm, wobei niedrigste Werte im Osten Niedersachsens auftreten. Bei den herangezogenen Bodenkennwerten und Bewirtschaftungsdaten handelt es sich um vom Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen erhobene Daten.

CANDY ist ein Bodenprozessmodell für den C- und N-Umsatz (FRANKO & OELSCHLÄGEL, 1993). Die Quantifizierung der Mineralisierungsintensität erfolgt über die 'biological active time' (BAT, $d a^{-1}$) auf Grundlage von Bodentemperatur und wassergefülltem Porenvolumen. Die BAT stellt einen Zeitabschnitt dar, in dem theoretisch ein Umsatz unter optimalen Bedingungen stattfindet. Der inerte organische C (C_{inert}) wurde als C in Feinporen mit dem auf KUKA (2005) beruhenden Particle-Surface-Modell berechnet.

Zur bodenphysikalischen Charakterisierung für CANDY wurden Messwerte der Bodenwassergehalte bei verschiedenen Matrixpotenzialen, der gesättigten Leitfähigkeit, der Festsubstanzdichte und der Trockenrohddichte herangezogen. Für letztere standen Ergebnisse von zwei bis drei Terminen zur Verfügung. Aufgrund der hohen Variabilität der Trockenrohddichte wurden für die Modellierung Messwerte aus der Zeit der Bodenruhe ausgewählt. Die Validierung des Modells erfolgte anhand in regelmäßigen Abständen gemessener C_{org} -Gehalte und gravimetrischer bzw. volumetrischer Bodenwassergehalte des Oberbodens. Die Feldkapazität wurde unter Berücksichtigung des Niederschlages aus den Bodenwassergehalten im Februar / März abgeleitet. Die sich hieraus ergebenden Werte entsprechen meist in etwa den Wassergehalten bei pF 2,0.

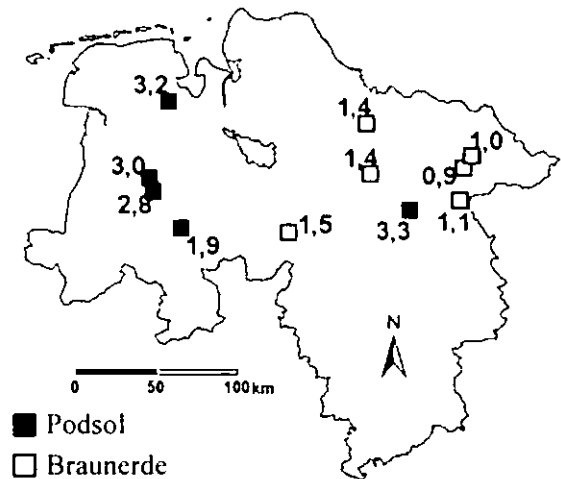


Abb. 1: Lage der untersuchten BDF in Niedersachsen, Bodentypen und C_{org} -Gehalte [%] in 0-20 cm Bodentiefe

Ergebnisse und Diskussion

Die Parameter des Bodenwasserhaushaltes, welche einen entscheidenden Einfluss auf die Mineralisierung ausüben, werden in den sandigen Oberböden vor allem durch die organische Substanz bestimmt (Tab. 1). Dies gilt für die Festsubstanzdichte sowie die Mikro- und Mesoporen und die Feldkapazität. Die Sekundärstruktur bzw. die Aggregation des Bodens wird dagegen kaum von der organischen Substanz beeinflusst. Die Trockenrohddichte und die Makroporen zeigen daher keine bzw. eine negative Reaktion auf erhöhte C_{org} -Gehalte. Der Einfluss der organischen Substanz auf die Mikroporen resultiert bei dem in CANDY implementierten Particle-Surface-Modell in einer Zunahme inerte C-Anteile mit steigenden C_{org} -Gehalten (Tab. 1). Weiterhin beträgt der Anteil der Feldkapazität am Gesamtporenvolumen des Oberbodens in einigen stark humosen Podsol-Oberböden über 60 %.

¹ Universität Köln, Geographisches Institut, AG Bodengeographie / Bodenkunde, mark.overesch@uni-koeln.de

² Hochschule Vechta, ISPA, Abteilung für Geo- und Agrarökologie

³ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ GmbH

⁴ Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen

Tab. 1: Korrelationskoeffizienten (Pearson) für die Beziehung zwischen C_{org} -Gehalten und physikalischen Parametern der Oberböden sowie dem in CANDY berechneten inerten C

a)	Mikroporen ^a	Mesoporen ^a	enge Makroporen ^a	weite Makroporen ^a
C_{org}	0,75**	0,70**	n.s.	-0,39*

b)	Feldkapazität ^{b,c}	Festsubstanzdichte ^a	Trockenrohdichte ^a	Porenvolumen ^a	C_{inert} ^b
C_{org}	0,89**	0,92**	n.s.	n.s.	0,98**

(* n=11, ^b n=44, ^c aus Messwerten der Bodenfeuchte abgeleitet, * p ≤ 0,05, ** p ≤ 0,01, n.s.: nicht signifikant)

Hier indiziert CANDY eine eingeschränkte Mineralisierung aufgrund anhaltend hohem wassergefüllten Porenvolumen. Die Werte der 'biological active time' (BAT) liegen in diesen Fällen deutlich unter den hohen erwarteten Werten, welche sich z. B. unter Verwendung einfacher Standorteigenschaften nach FRANKO & OELSCHLÄGEL (1995) ergeben (Abb. 2). Im Modell führt dies zu einer Akkumulation umsetzbarer organischer Substanz.

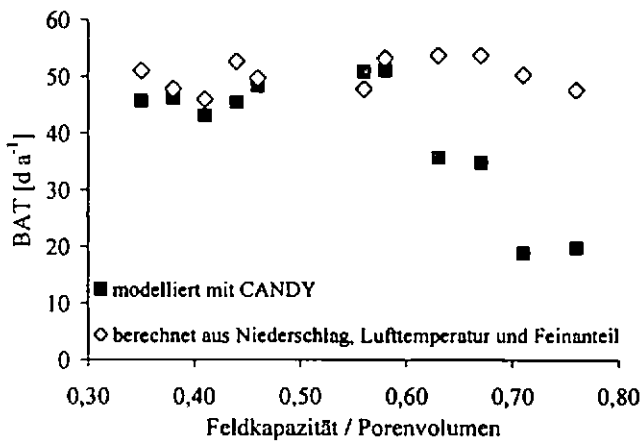


Abb. 2: Zusammenhang zwischen dem Verhältnis von Feldkapazität zu Porenvolumen und der modellierten bzw. mittels Transferfunktion nach FRANKO & OELSCHLÄGEL (1995) berechneten Mineralisierungsintensität als BAT (biological active time)

Abb. 3 zeigt exemplarisch die gemessene und die mit CANDY modellierte C_{org} -Dynamik der BDF032. Ähnlich wie in diesem Beispiel lassen sich durch Berücksichtigung der bodenstrukturbedingten Stabilisierung organischer Substanz auch auf vielen der anderen Standorte gute Anpassungen der Simulation an die Messwerte realisieren (OVERESCH, 2007). Starke Abweichungen können sich vor allem durch die Wahl des Wertes für die variable Trockenrohdichte und durch Unterschätzung umsatzträger C-Anteile, hier berücksichtigt als inerte C, ergeben.

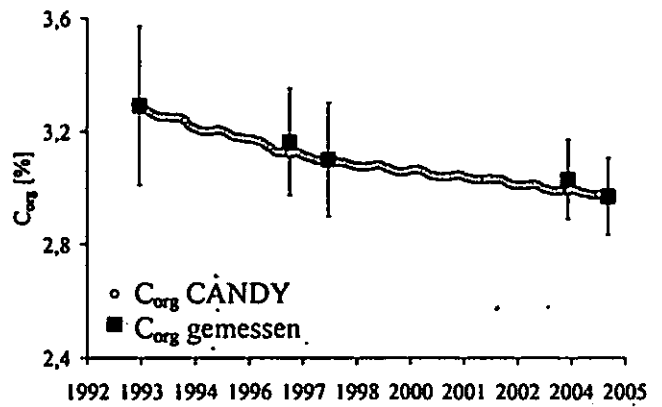


Abb. 3: Verlauf der gemessenen und modellierten C_{org} -Gehalte in 0-20 cm Bodentiefe der BDF032 (Mittelwerte der Messwerte von vier separat beprobten Kernflächen ± Standardabweichung)

Schlussfolgerungen

Der Einfluss der organischen Substanz auf den Wasser- und Lufthaushalt der sandigen Oberböden führt offenbar zu einer strukturbedingten Reduktion der Mineralisierung. Dies gilt zum einen für die Stabilisierung organischer Substanz in Feinporen. In stark humosen Oberböden kann zudem bei relativ hohen Niederschlägen ein Anteil der Feldkapazität am Porenvolumen von über 60 % zu einer reduzierten Mineralisierungsintensität führen. Diese liegt hier deutlich unter den für Sandböden anderer Regionen zu erwartenden hohen Werten. Neben der Rekalzitranz können demnach auch die Umsatzbedingungen zu einer Akkumulation organischer Substanz beitragen. Der hierbei entscheidende Einfluss der Bodenstruktur macht diese Größe für eine Bewertung der Gehalte an organischer Substanz in den Böden unverzichtbar.

Literatur

FRANKO, U. & OELSCHLÄGEL, B. (1993): CANDY - Carbon Nitrogen Dynamics. In: Reiner, L., Geidel, H., & Mangstl, A. (Hrsg.): Agrarinformatik. Eugen Ulmer, Stuttgart, 99-110.

FRANKO, U. & OELSCHLÄGEL, B. (1995): Einfluss von Klima und Textur auf biologische Aktivität beim Umsatz der organischen Bodensubstanz. Arch. Acker- Pfl. Boden 39, 155-163.

KUKA, K. (2005): Modellierung des Kohlenstoffhaushaltes in Ackerböden auf der Grundlage bodenstrukturabhängiger Umsatzprozesse. Dissertation, Universität Halle-Wittenberg.

OVERESCH, M. (2007): Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz in Sandböden Niedersachsens - Indikatoren umsetzbarer organischer Substanz, Bilanzierung und Bodenprozessmodellierung auf Bodendauerbeobachtungs- und Kompostversuchsflächen. Geo- und Agrarökologie, Band 1. Shaker Verlag, Herzogenrath.

SPRINGOB, G. & KIRCHMANN, H. (2002): C-rich sandy Ap horizons of specific historical land-use contain large fractions of refractory organic matter. Soil Biol. Biochem. 34, 1571-1581.

Danksagung

Wir danken dem Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen für die Überlassung der im Rahmen des Boden-Dauerbeobachtungsprogramms erhobenen Daten.

Vergleichende Untersuchungen zur Sorption der Proteine Cry1Ab und Cry3Bb1 aus *Bacillus thuringiensis* an Tonfraktionen aus Böden einer Freisetzungsfäche

Sibylle Pagel-Wieder^{1*}, Walter R. Fischer²,
Frank Gessler¹, Heinz Hunfeld¹, Jürgen Niemeyer¹

1 Einleitung

Cry1Ab und Cry3Bb1 sind Proteine, die in den Bt-Maislinien MON810 (Resistenz gegen den Maiszünsler) bzw. MON88017 (Resistenz gegen den Maiswurzelbohrer) exprimiert werden. Schon seit längerer Zeit wird das Verhalten von unterschiedlichen Proteinen aus *Bacillus thuringiensis* (Cry-Proteine) in Böden von verschiedenen Arbeitsgruppen untersucht. Eine Zusammenfassung zu den bereits durchgeführten Untersuchungen zum Abbau der Cry-Proteine, zur Sorption und zur Persistenz sowie zur Verlagerung der Cry-Proteine in Böden wurde von Stotzky (2004) erstellt.

Cry-Proteine, die in Bt-Mais exprimiert werden, gelangen über Ernterückstände und Wurzelexsudate in die Böden der Anbauflächen von Bt-Mais (Saxena & Stotzky, 2000; Tapp & Stotzky, 1998) und werden dort an Bodenpartikeln sorbiert (Saxena & Stotzky, 2000). Diese Sorption hat zur Folge, dass der mikrobielle Abbau der Cry-Proteine im Boden gehemmt ist und dadurch die insektizide Wirkung der Cry-Proteine erhalten bleibt (Crecchio & Stotzky, 1998). In früheren Untersuchungen zur Sorption des Cry1Ab-Proteins an Tonfraktionen von Böden unterschiedlicher Freisetzungsfächen konnte gezeigt werden, dass die Sorption von Cry1Ab an Tonfraktionen mit dem C_{org} -Gehalt sowie mit der negativen äußeren Oberflächenladung und der Größe der äußeren Oberfläche der Partikel der Tonfraktion korreliert (Pagel-Wieder et al., 2007).

Die Proteine Cry1Ab und Cry3Bb1 unterscheiden sich nicht nur in ihrem Molekulargewicht, sondern auch in ihrer Aminosäuresequenz. Daher wurden Untersuchungen zur Sorption der Proteine Cry1Ab und Cry3Bb1 an Tonfraktionen von Böden einer Freisetzungsfäche durchgeführt.

2 Material und Methoden

Die Bodenproben für die Untersuchung zur Sorption der Proteine Cry1Ab und Cry3Bb1 wurde von einer Freisetzungsfäche, auf der Bt-Mais (MON88017) angebaut wird, entnommen. Diese Freisetzungsfäche ist in 32 Parzellen unterteilt. Auf der Freisetzungsfäche werden in 8facher Wiederholung zwei konventionelle Maissorten, die isogene Linie und die transgene Linie (MON88017) angebaut. Es wurden Mischproben von allen Parzellen aus dem Oberboden (0-20 cm) und dem Unterboden (40-60 cm) entnommen. Die Proben wurden luftgetrocknet und < 2 mm gesiebt. Die Dispergierung der Proben erfolgte mit Ultraschall in $H_2O_{dest.}$ Die Tonfraktionen wurden durch Sedimentation gewonnen und anschließend gefriergetrocknet. Die Produktion der Proteine Cry1Ab und Cry3Bb1 wurde mit einem transformierten *E. coli* Stamm durchgeführt und von Johannes Jehle (DLR Rheinpfalz, Neustadt a. d. Weinstr.) für die Untersuchungen freundlicherweise zur Verfügung gestellt.

Zur Aufnahme der Sorptionsisothermen an den Tonfraktionen der Freisetzungsböden wurden jeweils 10 mg Probe (zugegeben als dispergierte, sterilisierte Tonsuspension) mit 1 ml Lösung aus Cry1Ab bzw. Cry3Bb1 steigender Konzentrationen (0-80 $ng \cdot ml^{-1}$) in 1.5 ml-Reagiergefäßen versetzt. Die Suspensionen wurden 30 min geschüttelt und anschließend zentrifugiert. Die Cry-Proteinkonzentrationen der Ausgangs- und Gleichgewichtslösungen wurden mittels *Enzyme-linked Immunosorbant Assay* (*Bacillus thuringiensis* Cry3Bb1 PathoScreen DAS ELISA-Kit, *Bacillus thuringiensis* Cry1Ab/Cry1Ac PathoScreen DAS ELISA-Kit, Agdia, Elkhart, IN, USA) gemessen. Aus der Differenz der Cry3Bb1- bzw. Cry1Ab-Konzentrationen in den jeweiligen Lösungen erfolgte die Kalkulation der Sorption von Cry1Ab und Cry3Bb1 an den Proben der Tonfraktion.

3 Ergebnisse und Diskussion

In der nachfolgenden *Abb. 1* sind die Isothermen für die Sorption von Cry1Ab und Cry3Bb1 an den Tonfraktionen der Parzellen A1 bis A4 der Freisetzungsfäche dargestellt.

¹Institut für angewandte Biotechnologie der Tropen an der Georg-August-Universität Göttingen, 37077 Göttingen

²Institut für Bodenkunde, Leibniz Universität Hannover, 30419 Hannover

*E-mail: spagel@gwdg.de

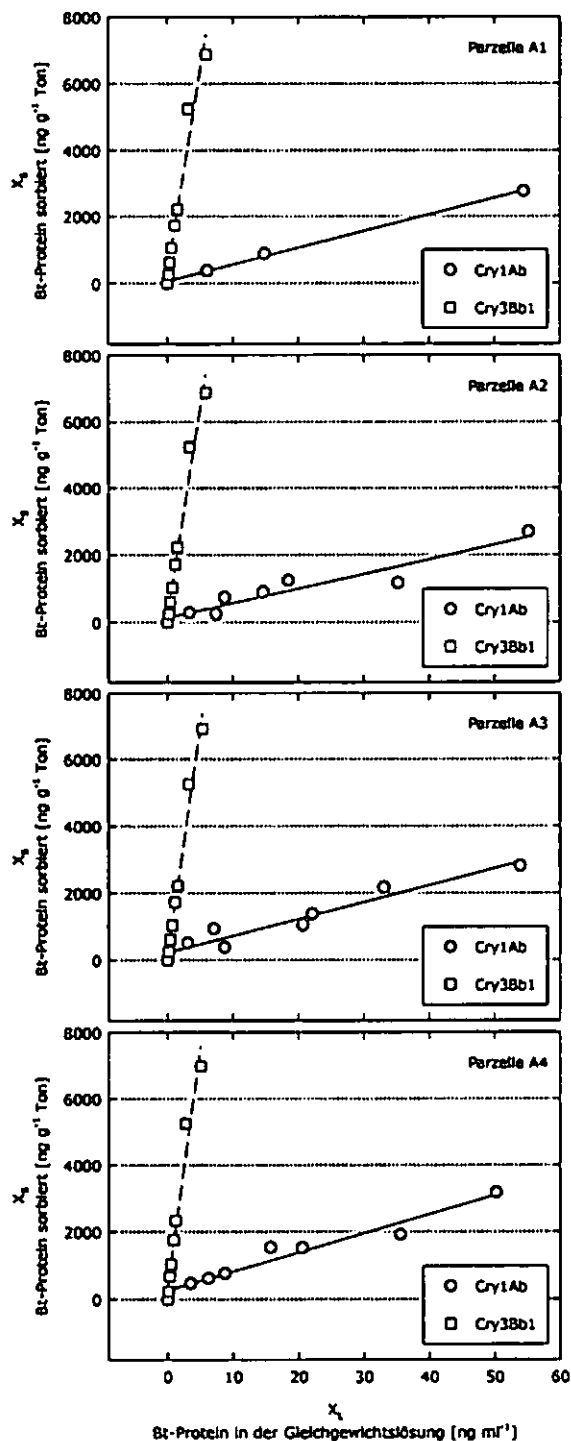


Abb. 1: Sorptionsisothermen für die Sorption von Cry1Ab und Cry3Bb1 an den Tonfraktionen der Oberböden

Die Sorption der Proteine Cry1Ab und Cry3Bb1 an den Tonfraktionen der Böden der Freisetzungsfäche lässt sich mit einer linearen Isotherme beschreiben:

$$X_S = k \cdot X_L$$

X_S ist die Menge an Cry-Protein, die an der Probe sorbiert wurde. X_L ist der Anteil an Cry-Protein, der nach Gleichgewichtseinstellung in der Lösung gemessen wurde. Der Parameter k ist ein Maß für die Affinität des Adsorbens gegenüber der Cry-Proteine

und der Verteilung der Cry-Proteine auf der Partikeloberfläche.

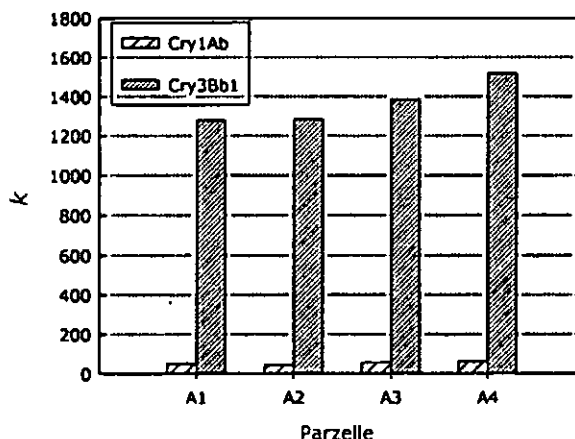


Abb. 2: Vergleich der k-Werte der Parzellen A1 bis A4

Die Tonfraktionen der Oberböden der Parzellen A1 bis A4 zeigen gegenüber Cry3Bb1 deutlich höhere Affinitäten als gegenüber Cry1Ab (Abb. 2). Möglicherweise sind diese Unterschiede auf die Aminosäuresequenz der Cry-Proteine und auf die unterschiedlichen Molekulargewichte von Cry1Ab und Cry3Bb1 zurückzuführen.

Um diese Effekte jedoch näher beschreiben zu können, werden in den kommenden Untersuchungen die Struktur und die Chemie der Cry-Proteine näher charakterisiert. Weiterhin werden Sorptionsexperimente mit Cry1Ab und Cry3Bb1 an den Tonfraktionen der Ober- und Unterböden der 32 Parzellen der Versuchsfläche durchgeführt, um die kleinräumige Heterogenität der Freisetzungsfäche erfassen zu können. Anschließend werden die Ergebnisse aus den Sorptionsexperimenten mit den chemischen Eigenschaften der Böden der Freisetzungsfäche in Beziehung gebracht.

Danksagung

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen FKZ 0313279G gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Literatur

Crecchio, C., Stotzky, G., 1998. Insecticidal activity and biodegradation of the toxin from *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* bound to humic acids from soils. *Soil Biology & Biochemistry* 30, 463-470.
 Pagel-Wieder, S., Niemeyer, J., Fischer, W.R., Gessler, F., 2007. Effects of physical and chemical properties of soils of the insecticidal protein (Cry1Ab) from *Bacillus thuringiensis* at Cry1Ab protein concentrations relevant for experimental field sites. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 3034-3042.
 Saxena, D., Stotzky, G., 2000. Insecticidal toxin from *Bacillus thuringiensis* is released from roots of transgenic *Bt*-corn in vitro and in situ. *FEMS Microbiology Ecology* 33, 35-39.
 Stotzky, G., 2004. Persistence and biological activity in soil of the insecticidal proteins from *Bacillus thuringiensis*, especially from transgenic plants. *Plant and Soil* 266, 77-89.
 Tapp, H., Stotzky, G., 1998. Persistence of the insecticidal toxin from *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 30, 471-476.

Oxische Probenahme und Probenaufbereitung führt zu fehlerhafter Speziierung von Schwefel, Eisen und Kohlenstoff in anoxischen Böden

Jörg Prietzel¹, Jürgen Thieme²,
Nora Tyufekchieva¹, Karin Eusterhues¹,
Sandra Spielvogel¹

Einleitung

Schwefel (S), Eisen (Fe) und Kohlenstoff (C) liegen in Böden in einer Vielzahl unterschiedlicher Bindungsformen vor. Diese unterscheiden sich in ihrer Umsatzbereitschaft, Pflanzenverfügbarkeit sowie in ihrer Funktion als Sorbent, Sorbat oder Redoxpuffer. Eine korrekte Speziierung dieser Bioelemente unter Vermeidung von Artefakten ist daher eine wichtige Grundlage vieler bodenökologischer Forschungsarbeiten.

In den meisten bodenkundlichen Untersuchungen erfolgen Probenahme, Transport und Vorbereitung der Proben für die Analyse unter Anwesenheit von Luftsauerstoff. Insbesondere in zeitweilig oder permanent anoxischen Böden (z.B. Moore, subhydrische Böden) bzw. Bodenhorizonten können reduzierte Fe- und S-Bindungsformen vorliegen, die bei O₂-Zutritt oxidieren. Der Kontakt derartiger Böden mit Luftsauerstoff im Zeitraum zwischen Probenahme und Analyse könnte daher zu fehlerhaften Resultaten bei einer Speziierung dieser Bioelemente führen. Ausmaß und Kinetik dieser Oxidationsprozesse sind bislang weitgehend unbekannt; systematische Studien zu dieser Fragestellung fanden noch nicht statt. Gleiches betrifft eine etwaige Veränderung der Zusammensetzung der organischen Substanz von anoxischen Böden bei Sauerstoffzutritt.

Material und Methoden

An Profilen einer Braunerde–Stagnogley–Niedermoor-Toposequenz im Fichtelgebirge (vgl. Tyufekchieva et al. 2005; Prietzel et al., 2007) erfolgte eine S-, Fe- und C-Speziierung nach unterschiedlicher Probenaufbereitung. Ein Aliquot jeder Probe wurde konventionell (Probentransport, Trocknung und Mahlen unter Luft-

sauerstoff) aufbereitet. Ein anderes Aliquot wurde bei -80°C unter CO₂-Atmosphäre in Trockeneis transportiert sowie unter Ar/N₂-Atmosphäre gefriergetrocknet, gemahlen und für die Analyse präpariert (vgl. Prietzel et al., 2007). An allen Proben erfolgte eine Bestimmung verschiedenartiger S- und Fe-Bindungsformen mittels S- bzw. Fe-K-edge XANES (Prietzel et al., 2003; 2007); Außerdem wurden wichtige C-Spezies mittels ¹³C CPMAS NMR quantifiziert.

Ergebnisse und Diskussion

Während bei der Braunerde die Ergebnisse der Fe-Speziierung für die oxisch und anoxisch aufbereiteten Proben übereinstimmten, war dies beim Niedermoor nicht der Fall. Hier wiesen die unter normaler Atmosphäre aufbereiteten Aliquote deutlich höhere Anteile an oxidierten Fe-Bindungsformen (Fe³⁺) auf als die unter Ausschluss von Luftsauerstoff aufbereiteten Aliquote der gleichen Proben (Abb. 1). Die Art der Probenahme wirkte sich in den Humus- bzw. Torfauf-lagen aller Böden nicht systematisch auf den mittleren Oxidationszustand der Schwefelbindungsformen aus (Abb. 2). Im Niedermoor-torf ging die Abnahme reduzierter anorganischer S-Bindungsformen bei oxischer Bodenaufbereitung mit einer Abnahme an Ester(sulfat) einher. Im Mineralboden aller Böden war bei oxischer Probenaufbereitung der Anteil reduzierter anorganischer S-Bindungsformen geringer und gleichzeitig der Anteil an Ester(sulfat) erhöht als bei anoxischer Aufbereitung; der mittlere Oxidationszustand des Bodenschwefels stieg an (Abb. 2).

Die NMR-Spektren der anoxisch und oxisch aufbereiteten Bodenproben unterschieden sich für die Braunerde und im Stagnogley nicht systematisch. Bei den Niedermoorproben wiesen die unter Luftsauerstoff aufbereiteten Proben im Vergleich zu den anoxisch aufbereiteten Proben geringere Anteile an O/N-Alkyl-C (Kohlenhydrate) und O/N-Alkyl-C/Alkyl-C-Verhältnisse (Abb. 3) auf. Eine HF-Behandlung der Proben hatte keine Veränderung der Spektren zur Folge. Die Unterschiede zwischen den NMR-Spektren der oxisch und anoxisch aufbereiteten Niedermoorproben sind daher nicht Folge einer Unterdrückung des O/N-Alkyl-C-Signals durch bei oxischer Probenaufbereitung frisch gebildete Fe-Oxide (Schöning et al., 2006), sondern eines unter oxischen Bedingungen stark beschleunigten mikrobiellen Abbaus von Kohlenhydraten. Dies konnte durch Einzelzuckeranalysen bestätigt werden.

¹Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München

²Institut für Röntgenphysik, Universität Göttingen

Zusammenfassung

Die Ergebnisse zeigen, dass bei der Spezierung von S, Fe aber auch C in anoxischen Böden auf eine Wahrung anoxischer Bedingungen während Transport, Lagerung und Aufbereitung der Proben geachtet werden muss, um fehlerhafte Resultate zu vermeiden. Die Ergebnisse von Studien, in denen dies nicht erfolgte sind mit Vorsicht zu bewerten.

Literatur

Prietzl, J., Thieme, J., Neuhäusler, U., Susini, J., Kögel-Knabner, I. (2003): Speciation of sulphur in soils and soil particles by X-ray spectromicroscopy. *Europ. J. Soil Sci.* 54, 422-432.

Prietzl, J., Thieme, J., Eusterhues, K., Eichert, D. (2007): Iron speciation in soils and soil aggregates using synchrotron-based X-ray microspectroscopy. *Eur. J. Soil Sci.* 58, 1027-1041.

Schöning, I., Knicker, H., Hatcher, P.G., Kögel-Knabner, I. 2005. Intimate association between O/N-alkyl carbon and iron oxides in clay fractions of forest soils. *Org. Geochem.* 36, 1378-1390.

Thieme, J., Prietzl, J., Tyufekchieva, N., Paterson, D., McNulty, I. (2005): Speciation of sulfur in oxic and anoxic soils using X-ray spectromicroscopy. *Proc. 8th Intern. Conf. X-ray Microscopy.* 26 – 30 July 2005, Egret Himeji, Japan.

Tyufekchieva, N., Prietzl, J., Thieme, J., Kögel-Knabner, I., Paterson, D., McNulty, I. (2005): Röntgenspektromikroskopische Methoden zur Erfassung der Schwefel-Bindungsformen in einer Braunerde-Stagnogley-Niedermoor-Toposequenz. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 107, 689-690.

Abb. 3: Alkyl-C/O-N-Alkyl-C-Verhältnis nach anoxischer und oxischer Bodenaufbereitung

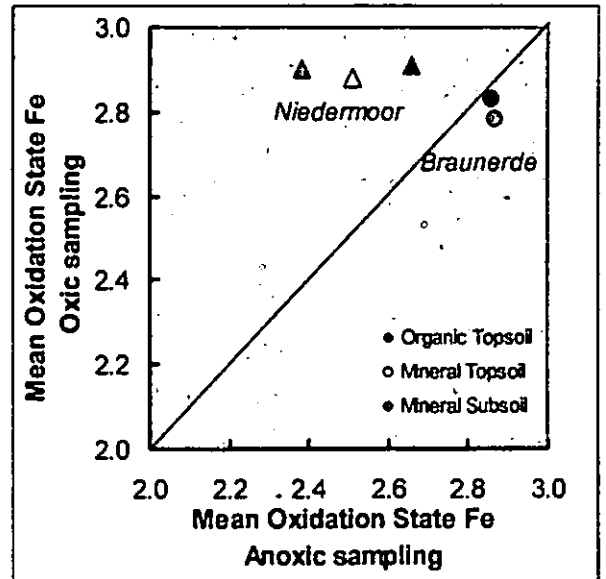


Abb. 1: Mittlerer Oxidationszustand des Eisens nach anoxischer und oxischer Bodenaufbereitung

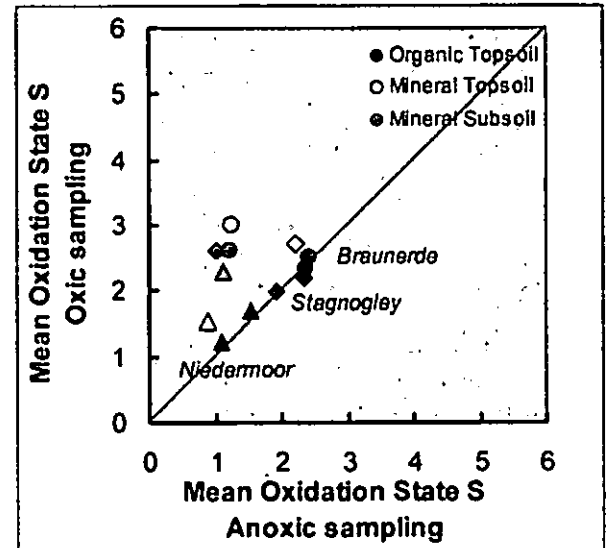
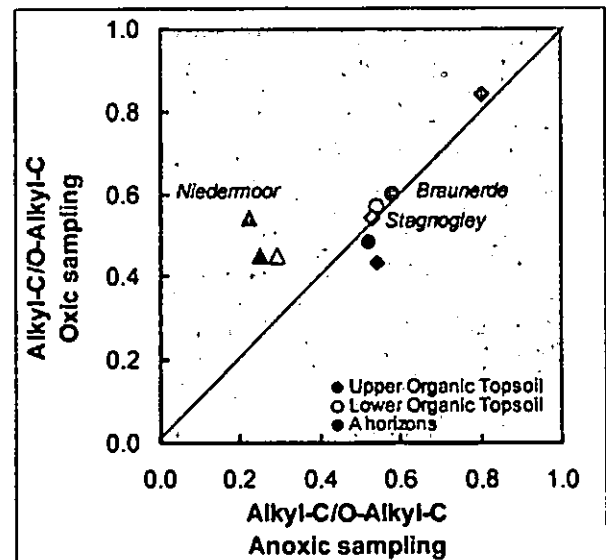


Abb. 2: Mittlerer Oxidationszustand des Schwefels nach anoxischer und oxischer Bodenaufbereitung



Kleinräumige Verteilung von Bleigehalten in Auenböden der Vils, Oberpfalz

Thomas Raab¹, Kerstin Hürkamp² & Jörg Völkel²

Einleitung

Am Oberlauf der Vils/Opf. sind die Auenböden infolge eines seit dem 15. Jh. betriebenen Erzbergbaus mit Blei angereichert. Die von 2001 bis 2005 von den Autoren durchgeführte Untersuchung von 150 Rammkernsondierungen (RKS) hat erstmalig gezeigt, dass die Auenböden z.T. mit über 20.000 mg/kg Pb belastet sind. Außerdem wurde festgestellt, dass entlang eines 12 km langen Flussabschnittes die Bleigehalte mit zunehmender Entfernung von den ehemaligen Bergbauarealen abnehmen. Zugleich wechseln innerhalb des höchst belasteten Auenabschnittes bei Freihung sehr hohe Bleigehalte (> 10.000 mg/kg) mit vergleichsweise niedrigen Bleigehalten (< 1.000 mg/kg) kleinräumig (< 50 m) sehr stark (Hürkamp 2006).

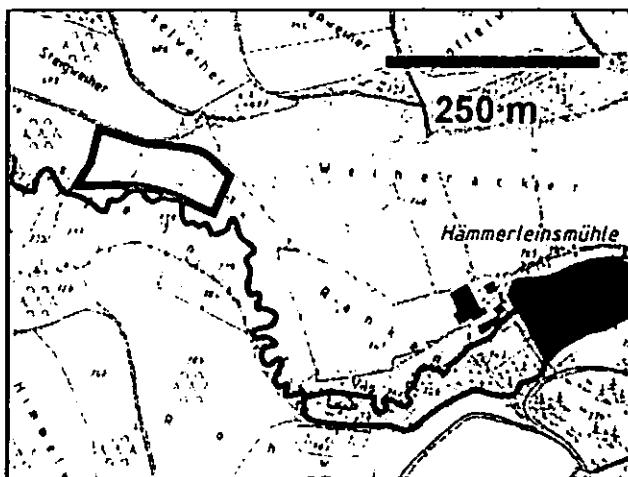


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes in der Vilsaue westlich von Freihung/Opf., Lkr. Amberg-Weizsach.

In einem Folgeprojekt wird seit 2005 versucht, diese kleinräumige Verteilung der Bleigehalte genauer zu erfassen und die horizontalen und vertikalen Konta-

minationsmuster im Meter- bzw. Zentimeterbereich zu kennzeichnen (Hürkamp et al. accepted). In einem 9 ha großen Testareal bei Hämmerleinsmühle, Lkr. Amberg-Sulzbach wurden 10 RKS entlang einer 50 m langen Querlinie zur Vils auf jeweils einen Meter abgeteuft und zentimeterweise beprobt (Abb. 1). Die insgesamt 1000, nur Feinboden (< 2 mm) enthaltenden Proben wurden bei 40° C getrocknet. Im Anschluss fand an den homogenisierten Proben die Messung der Bleigesamtgehalte mittels feldportabler Röntgenfluoreszenzanalyse (NITON XL 722s) statt (Raab 2005, Raab et al. 2005).

Ergebnisse

Der Vergleich der 10 Profile belegt, wie stark die Aue gegenüber der höher gelegenen Terrasse mit Blei angereichert ist (Abb. 2 & 3). Die höchsten Pb-Gehalte in den Auenböden sind in den obersten Dezimetern vorhanden (Abb. 2). An den Grünlandstandorten (Profil 160 und N' bis zur Terrassenkante) sind die Bleikurven einfach ausgebildet und haben Maxima von über 20.000 mg/kg Pb, die z.T. nur wenige Zentimeter mächtig sind (Abb. 3). Im ufernahen Profil (161) ist im flussbegleitenden Gehölz der Tiefenverlauf stärker strukturiert (Abb. 3). Die Pb-Gehalte schwanken im Zentimeterbereich und bilden zwischen 3 dm und 7 dm Profiltiefe eine wiederkehrende Abfolge von Minima um 1.000 mg/kg und Maxima um 5.000 mg/kg Pb. Im Oberboden ist die Pb-Belastung gleichmäßig verteilt und markante Anreicherungsspitzen sind nicht mehr ausgebildet.

Diskussion und Schlussfolgerung

Die Profile des Untersuchungsgebietes können hinsichtlich der kleinräumigen Verteilung der Pb-Gehalte in drei Klassen eingeteilt werden.

1. Profile der Flussterrasse auf Sanden mit sehr geringen Pb-Gehalten im geogenen Hintergrundbereich.
2. Profile der Flussaue unter Grünlandnutzung mit sehr hohen Pb-Gehalten und einfachem Maximum.
3. Profile der Flussaue im Uferrandbereich unter Gehölzvegetation mit Minima/Maxima-Abfolge.

¹ Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, 03013 Cottbus

² Professur für Geomorphologie und Bodenkunde, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Technische Universität München, 85350 Freising

raab@tu-cottbus.de

Die vertikale und horizontale kleinräumige Verteilung wird primär als Folge der jüngsten Geomorphodynamik und der damit verbundenen Ablagerung von aus dem historischen Bergbau stammenden, hoch kontaminierten Auensedimenten interpretiert. Darüber hinaus scheint die Landnutzungsform bzw. die Vegetation Einfluss auf die Verteilung der Pb-Gehalte in den Profilen zu nehmen. In dem landwirtschaftlich nicht genutzten Uferstreifen bleiben die primäre Schichtung der Auensedimente und die damit wiederkehrende Abfolge von Pb-reichen und Pb-armen Substraten erhalten. Dagegen kommt es unter Grünlandnutzung zu einer Anreicherung des Bleis.

Literatur

Hörkamp, K. (2006): Bewertung der potentiellen Gefährdung von Grund- und Oberflächenwässern infolge Mobilisierung von Schwermetallen aus bergbaubedingt kontaminierten Auensedimenten im nördlichen Vilstal/Opf. - Regensburger Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung 9, 410 S. [http://www.opus-bayern.de/uni-regensburg/volltexte/2006/684/]

Hörkamp, K., T. Raab & J. Völkel (accepted): Field portable X-ray fluorescence (FPXRF) analysis as a new methodological tool in geomorphology. - Geomorphology [Special Issue, papers of the ICG 2005, session S14].

Raab, T. (2005): Erfassung und Bewertung von Landschaftswandel in (prä-)historischen Montangebieten am Beispiel Ostbayerns. - Regensburger Beiträge zur Bodenkunde, Landschaftsökologie und Quartärforschung 7, 236 S. [http://www.opus-bayern.de/uni-regensburg/volltexte/2005/581/]

Raab, T., K. Hörkamp & J. Völkel (2005): Detection and quantification of heavy metal contamination in alluvial soils of historic mining areas by field portable X-ray fluorescence (FPXRF) analysis. - Proceedings of the International Conference on Problematic Soils, 25-27 May 2005, Eastern Mediterranean University, Famagusta, N. Cyprus: 299-306.

Höhe [m ü. NN]

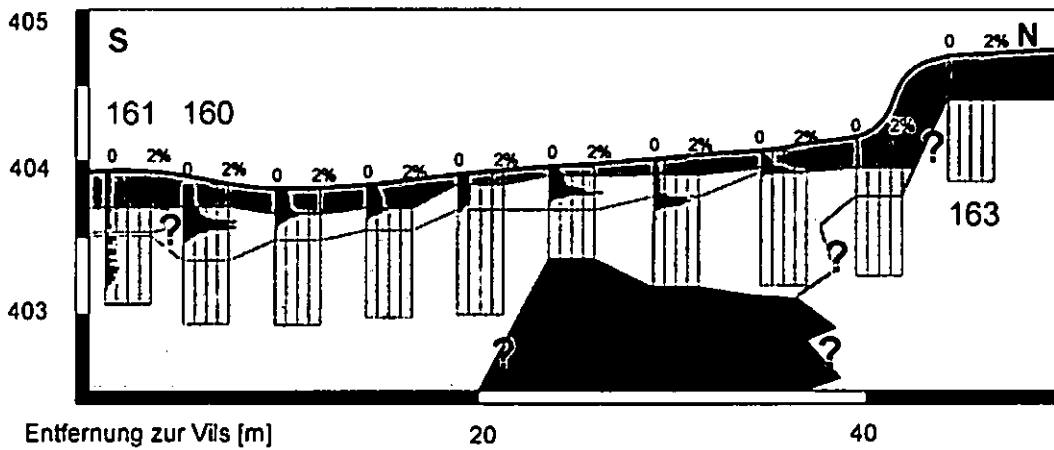


Abb. 2: Pb-Gehalte der Profile im Auenquerschnitt.

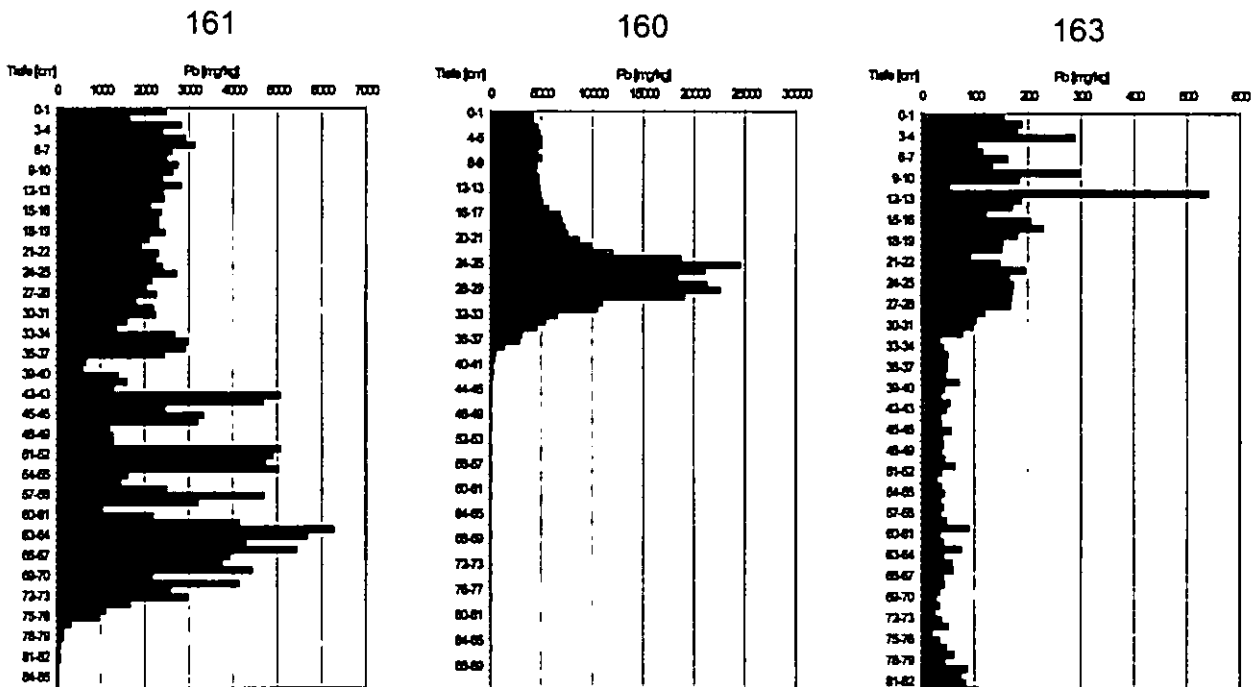
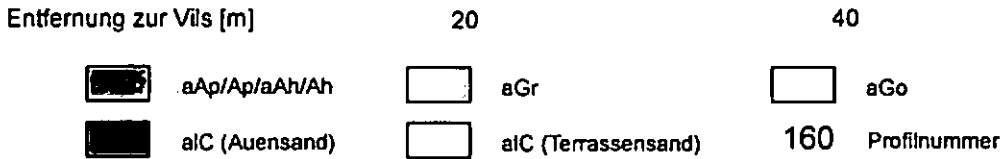


Abb. 3: Tiefenverlauf der Pb-Gehalte in den Profilen 160, 161 und 163.

Vergleichende Darstellung des Einflusses der am Sorptionsprozess beteiligten Hintergrundkonzentration auf die Modellgüte erweiterter FREUNDLICH-Sorptionsisothermen von Schwermetallen

W. Reiher¹, R.-A. Düring¹, S. Gäth¹

Einleitung

Zum Abschätzen des Verhaltens von Schwermetallen (SM) im Boden haben sich Sorptionsisothermen nach FREUNDLICH etabliert. Um Modellierungen auf regionaler Ebene durchführen zu können werden von verschiedenen Autoren davon abgeleitete sogenannte erweiterte FREUNDLICH-Sorptionsisothermen verwendet, die ihren allgemeingültigen Charakter durch die Aufnahme von sorptionsbestimmenden Bodeneigenschaften bei der regressionsanalytischen Ableitung der Isothermen erhalten. Solchermaßen parametrisierte Isothermen lassen sich auf unterschiedliche Böden bzw. Standorte übertragen.

Die in diesem Beitrag diskutierten Isothermen werden aus Batch-Sorptions-Versuchen abgeleitet, bei denen zu einem Boden Lösungen mit aufsteigenden Konzentrationen eines Schwermetalls gegeben werden und die Zeit bis zur Einstellung eines Quasi-Gleichgewichts abgewartet wird. Aus der verbleibenden Konzentration der Schwermetalle in der Bodenlösung kann der sorbierte Anteil berechnet werden. Dieser setzt sich zusammen aus dem neu sorbierten Anteil aus den Angebotslösungen und dem nativ im Boden vorhandenen und an Austauschprozessen mit der Bodenlösung teilnehmenden SM-Anteil. Dabei spielt die Art und Weise der Bestimmung der nativ gebundenen SM-Fraktion eine bedeutende Rolle. Häufig wird vorgeschlagen diese Fraktion mit der mit 0,025 M EDTA extrahierbaren SM-Fraktion gleichzusetzen. Der hier vorgestellte Ansatz zeigt eine Validierung der nach der Lösungskonzentration aufgelösten erweiterten FREUNDLICH-Isothermen für Ni, Cu, Zn, Cd und Pb, basierend auf den EDTA-Fraktionen als native an Austauschprozessen beteiligte Hintergrundgehalte. Am Beispiel des Pb wird eine Optimierung der Isothermen durch Veränderung des Hintergrundgehalts demonstriert.

Material und Methoden

An zahlreichen (n = 213 bis 593) Böden wurden Sorptionsversuche unternommen (Methodik vgl. HORN 2003) und erweiterte Sorptionsisothermen regressionsanalytisch abgeleitet (vgl. ZÖRNER ET AL. in diesem Band). Zur Validierung der Isothermen wurde die über sie nach Umstellung der FREUNDLICH-Gleichung ermittelten Bodenlösungsgehalte verglichen mit Gehalten, die über Extraktionsversuche ermittelt wurden. Zum Einsatz kamen dabei die 0,01 M Ca(NO₃)₂-Extraktion (15 h; Boden-/Lösungsverhältnis = 1:10) und die 1 M NH₄NO₃-Extraktion nach DIN 19730 (2 h; BLV = 1:2,5). Die Validierung wurde durchgeführt mit erweiterten FREUNDLICH-Isothermen, für die die Ableitung des nativ an Austauschprozessen beteiligten SM-Hintergrundgehalts auf Basis der Gehalte erfolgte, die mit 0,025 M EDTA-Lösung extrahiert wurden. Zur Verbesserung der Anpassungsgüte an die mit den milden Extraktionsverfahren ermittelten Lösungsgehalte wurden für Pb reduzierte Werte der mit EDTA extrahierbaren Fraktion und der Gesamtgehalte getestet.

Zur Beurteilung der Effizienz der Validierung wurde die Modelleffizienz (EF) gemäß Gl. 1 berechnet (mit O_i = beobachtet, \bar{O} = Mittelwerte der beobachteten Werte, P_i = berechnet).

$$EF = \frac{\left(\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 - \sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2 \right)}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (Gl. 1)$$

Ergebnisse

Um die Qualität der Modellierung der Schwermetallsorption zu demonstrieren, wurden zunächst die berechneten Freundlich-Koeffizienten (K_F), den an jedem Boden über die Sorptionsversuche experimentell ermittelten K_F -Werten gegenübergestellt. Abb. 1 zeigt dies beispielhaft für Cd. Der Zusammenhang ist für die übrigen Schwermetalle ähnlich gut.

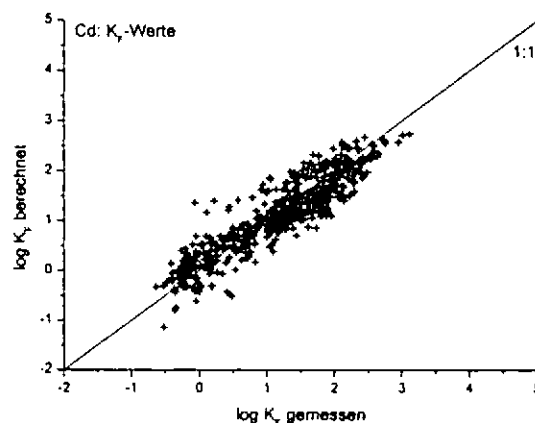


Abb. 1: Berechnete vs. gemessene K_F -Werte

¹ Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen; wolfgang.reiher@agrar.uni-giessen.de

Bezüglich der Validierung anhand der Gegenüberstellung berechneter und gemessener Lösungskonzentrationen ist der Vergleich weniger befriedigend. Tab. 1 zeigt die Bestimmtheitsmaße R^2 des linearen Zusammenhangs der logarithmierten berechneten und gemessenen Konzentrationen, die Modelleffizienzen und die Anzahl n der eingegangenen Datensätze im Fall des Vergleichs mit den $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -Extrakt Daten. Die Parameter a und b bezeichnen den Achsenabschnitt und die Steigung. Bei einem optimalen linearen Zusammenhang wird $R^2 = 1$, $a = 0$, $b = 1$ und $\text{EF} = 1$.

Tab. 1: Lagemaße (a , b), Anpassungsgüte (R^2) sowie Modelleffizienz (EF) der berechneten Lösungskonzentration im Vergleich zur mit 0,01 M $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ extrahierten SM-Konzentration.

	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
a	1,72***	2,03***	1,39***	0,99***	5,26***
b	1,04***	0,92***	1,31***	0,98***	1,33***
R^2	0,65***	0,41***	0,83***	0,60***	0,59***
EF	-9,9	-21,1	-7,0	-2,5	-29,5
n	386	213	481	593	262

Tab. 2 zeigt die entsprechenden Daten für die Validierung anhand der NH_4NO_3 -Extrakt Daten.

Tab. 2: Lagemaße, Anpassungsgüte sowie Modelleffizienz der berechneten Lösungskonzentration im Vergleich zur mit 1 M NH_4NO_3 extrahierten SM-Konzentration.

	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
a	1,02***	1,48***	-0,40**	0,052 ^{n.s.}	3,43***
b	0,96***	0,78***	1,53***	0,98***	1,21***
R^2	0,65***	0,51***	0,75***	0,67***	0,55***
EF	-2,1	-4,8	-2,8	0,6	-16,7
n	350	355	338	347	297

Für Cd werden bezogen auf die $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -Fraktion akzeptable und bezogen auf die NH_4NO_3 -Fraktion sehr gute Validierungsergebnisse erzielt. Für die anderen SM sind die Modelleffizienzen trotz des i. A. hohen bis sehr hohen linearen Zusammenhangs unbefriedigend.

Im Falle des Pb ist eine Anwendung der erweiterten FREUNDLICH-Isotherme zur Abschätzung der Lösungskonzentration aufgrund der hohen Achsenverschiebung auf der logarithmischen Skala nicht angezeigt. Eine Überschätzung der am Austauschprozess beteiligten nativ im Boden vorhandenen Pb-Gehalte durch die EDTA-Fraktion wurde vermutet. Deshalb wurden neue Isothermen abgeleitet mit in 10 %-Schritten verringerten Königswasser und EDTA-Gehalten als zu den aus den Angebotslösungen der Sorptionsversuche hinzu zu addierende am Austauschprozess beteiligte Hintergrundwerte.

Die neu abgeleiteten Isothermen wurden wiederum wie beschrieben überprüft. Tab. 3 zeigt, dass für Pb diejenigen Isothermen, für deren Ableitung nur 10 % der mit EDTA extrahierbaren Pb-Fraktion als Hintergrundgehalt angenommen wurde, eine deutliche Verbesserung der Modelleffizienz ermöglichen. Die anhand der Gesamtgehalte reduzierten Hintergrundgehalte konnten die Isothermen dagegen nicht verbessern.

Tab. 3: Lagemaße, Anpassungsgüte sowie Modelleffizienz der neu berechneten Lösungskonzentration (Variante: 10 % der mit EDTA extrahierbaren Pb-Fraktion hinzuaddiert), im Vergleich zur mit 0,01 M $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ und 1 M NH_4NO_3 extrahierten SM-Konzentration.

	Pb _{10%EDTA} vs. $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$	Pb _{10%EDTA} vs. NH_4NO_3
a	0,94***	-0,04 ^{n.s.}
b	1,34***	1,25***
R^2	0,48***	0,56***
EF	-7,22	0,05
n	258	294

Schlussfolgerung

Die Sorption von Ni, Cu, Zn, Cd und Pb lässt sich mit erweiterten FREUNDLICH-Isothermen – beurteilt am K_F -Wert – gut beschreiben. Die Lösungsgehalte werden dagegen i.d.R. überschätzt. Die stärkste Überschätzung der Lösungsgehalte erfolgt beim Pb. Eine Anpassung der am Austauschprozess nativ beteiligten Hintergrundkonzentration führt zu einer deutlichen Verbesserung der Anpassung der Lösungsgehalte.

Die Anwendung der „EDTA-Methode“ kann demnach problematisch sein, wenn sie genutzt wird, um die Lösungsgehalte über aus Sorptionsversuchen abgeleitete erweiterte FREUNDLICH-Isothermen zu ermitteln. Eine bessere Anpassung kann durch die Reduzierung des rechnerisch bei der Ableitung der Isothermen hinzuaddierten nativen an Austauschprozessen beteiligten SM-Gehaltes erfolgen. Dabei ist die Reduzierung der EDTA-Fraktion erfolversprechender als die Reduzierung von Gesamtgehalten. Eine solche Anpassung sollte anhand eines umfangreichen Datensatzes für jedes SM einzeln abgeleitet werden. Für Cd konnte gezeigt werden, dass mit Hilfe der „EDTA-Methode“ auch die Lösungsgehalte relativ gut modelliert werden können, für Pb war dagegen eine Reduzierung der hinzuaddierten mit EDTA extrahierbaren Menge auf 10 % erfolgreich.

Literatur:

HORN, A. (2003): Beiträge zur Parametrisierung und Validierung erweiterter Freundlich-Isothermen für die Beschreibung der Sorption von Cd, Zn, Ni und Cu im Boden. Justus-Liebig-Universität Gießen, Dissertation.

Das Projekt wird gefördert durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG), SFB 299, TP B2.3.

Dynamics of Arsenic in Floodplain Soils at the Elbe River

Jörg Rinklebe^{a,b}, Hans-Joachim Staerk^c,
Rainer Wennrich^c, Heinz-Ulrich Neue^b

INTRODUCTION

Wetlands often function as sinks of pollutants. Concentrations of metals at various sites at the Elbe river exceed critical limits, set by the German Soil Conservation Law, in bulk soil, soil solution and groundwater. Temporal and spatial variations of flooding with respective fluctuations of soil moisture regimes result in frequent drastic changes in Eh- and pH-conditions, soil matrix potential (ψ), soil temperature, as well as kinetics of Fe^{2+} , dissolved organic carbon (DOC), and concentrations of NO_3^- , PO_4^{3-} , and SO_4^{2-} . Combining both - field and laboratory studies we monitored impacts of fluctuating moisture regimes on the dynamics of As, Cd, Zn, and Pb in five reference soils at the Elbe river in soil solution, groundwater and precipitation over several years. Our objective was to elucidate the fate of arsenic and heavy metals and their relationships to Fe^{2+} , DOC, and nutrients in wetland soils.

METHODS

The three study sites are located at the Elbe River on stream kilometres 242, 284 and 290 (Germany). The sites are periodically flooded. Soils investigated have been two Eutric Gleysols, two Mollic Fluvisols, and one Eutric Fluvisol. Soil properties were analyzed according to standard methods.

^aSoil- and Groundwatermanagement, University of Wuppertal, Pauluskirchstraße 7, 42285 Wuppertal (e-Mail: rinklebe@uni-wuppertal.de)

^bDepartment of Soil Sciences, Helmholtz Centre for Environmental Research-UFZ, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle/Saale

^cDepartment of Analytical Chemistry, Helmholtz Centre for Environmental Research-UFZ, Permoser-Str. 15, 04301 Leipzig

At each soil studied a soil-hydrological monitoring station was set up to monitor water level and soil moisture, Eh, ψ and soil temperature in three depth and three replications every two hours with data loggers as well as precipitation and air temperature. As, Cd, Zn, Pb, Fe^{2+} , DOC, pH, NO_3^- , SO_4^{2-} concentrations have been determined in soil solution at three depth, as well as in groundwater and precipitation.

Concentrations of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb in liquid phase were measured directly with inductively coupled plasma-mass spectrometry (ICP-MS), and in bulk soil, after extraction with HCl-HNO₃. Concentrations of As and Fe in bulk soil were determined with X-ray fluorescence spectrometer. The ion chromatographic system used for measuring Zn, Fe^{2+} , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} concentrations consisted of a DX 500. DOC was measured with TOC/TON-analyzer.

RESULTS AND DISCUSSION

Extremely high concentrations of As (758 mg kg⁻¹), Cd (47 mg kg⁻¹), Pb (768 mg kg⁻¹), and Zn (4239 mg kg⁻¹) have been found in bulk soils as well as in soil solution and groundwater of the studied soils. These concentrations exceed critical limits, set by the German Soil Conservation Law.

Combining both - field and laboratory studies we simulated flooding in biogeochemical microcosms in the laboratory which enables us to control Eh over a wide range. We brought the Eh stepwise from a high (approx. + 500 mV) down to a low level (-100 mV) and increased Eh progressively again while measuring As, DOC and Fe^{2+} . DOC alone can explain 56 % of the variability of As in soil slurry while Fe^{2+} alone is enables to explain 95 %.

Fig. 1 shows the dynamics of As and Fe^{2+} in soil solution, and groundwater in the selected Eutric Gleysol over a period of 22 month. The arsenic concentrations in soil solution and groundwater exceed the critical limits of 10 $\mu\text{g l}^{-1}$, set by the German Soil Conservation Law. During flooding 11/2002 to 6/2003 As concentrations tendencies to be higher than during the second flooding period. Temporal variations of As concentrations are showing a similar behaviour like Fe^{2+} in groundwater and soil solution (Fig. 1 C, E).

Fe²⁺ and As concentrations do significantly correlate ($r = 0.410$; $p < 0.05$; $n = 169$). When the soil became submerged for a long period, redox potential fell to a minimum, while As in soil solution increased. Eh increased when the soil became aerobic. During flooding from 1/2004 to 5/2004 the Eh decreased very slowly and changes of As in soil solution remained relatively low.

Temporal variations of As concentrations in soil solution are similar to patterns of PO₄³⁻, and DOC in soil solution, while Eh, NO₃⁻, and SO₄²⁻

are showing opposite pattern to As. Soil temperature, soil moisture, soil matrix potential seem to be less important factors in determining the temporal variability of As. During flooding periods DOC and several metals peaked, while ψ and Eh were lowest and moisture highest. Multiple regression analyses indicated that Fe²⁺ and Eh are the most important factors controlling the dynamics of As in these soils. Combined they explain 50 % of the temporal variability of As in soil solution.

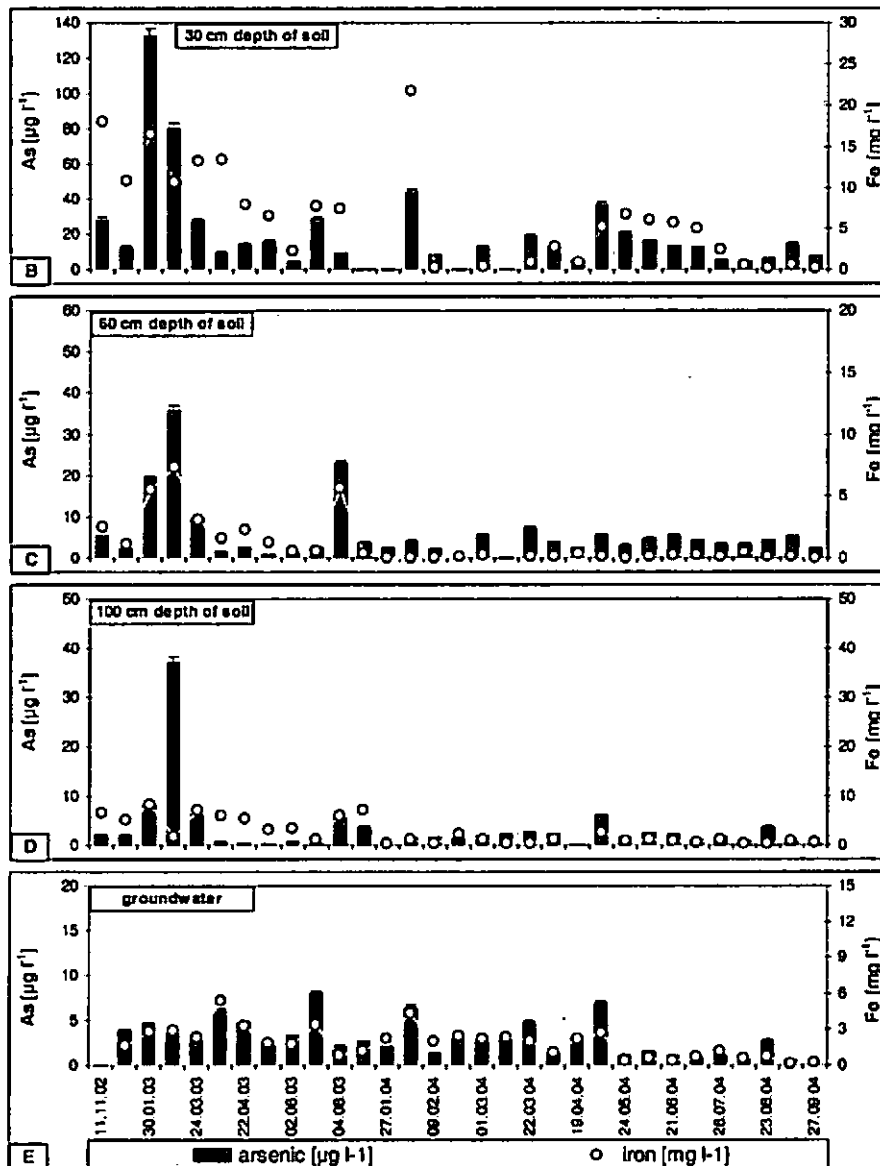


Fig. 1. Temporal pattern of arsenic and Fe²⁺ in soil solution (30, 60 and 100 cm soil depth), and groundwater in an Eutric Gleysol at the Elbe river (Germany) over a period of 22 month. Shaded area denotes flooding. Please notice the different scales.

ACKNOWLEDGEMENTS

These studies were financially supported by the Ministry of Agriculture and Environment, of the European Fond for Regional Development

(EFRE) and advice of the Department of Environmental Protection (LAU) of the Federal German state Saxony-Anhalt (FKZ: 76213/08/01).

Fehlervermeidung bzw. -minimierung bei der Bestimmung der TN-Konzentration in flüssigen Extrakten mittels eines TOC/TN-Analysators

Reiner Ruser¹, Mario Schenck zu Schweinsberg¹, Maria Ruckwied¹, Judith Riehle¹ und Torsten Müller¹

Einleitung

Die Technik der katalytische Oxidation bei hohen Temperaturen (HTCO) zur Gesamt-C (TC) und zur Gesamt-N (TN) Messung in Flüssigproben wurde von *Hopkinson et al.* (1993) empfohlen, weil diese beiden Komponenten simultan bestimmt werden können. Im Vergleich zu anderen Labormethoden zur TC- oder TN-Bestimmung ist diese Methode weniger aufwendig. *Alavoine und Nicolardot* (2001) beschrieben die HTCO erstmals zur C- und N-Analyse in hochkonzentrierten K_2SO_4 -Extrakten nach Chloroform-Behandlung (CFE) zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden. Die HTCO Technik ist ein Standardverfahren in der Bodenkunde. Allerdings wird immer wieder von stark schwankenden Tagesfaktoren (v.a. bei TN-Bestimmung) und abnehmenden Wiederfindungsraten für einige Verbindungen berichtet. Ziel unserer Untersuchungen war es, mögliche Fehler bei der HTCO-Technik zur TN-Bestimmung zu quantifizieren und eine möglichst einfache Methode zur Fehlervermeidung/ -minimierung zu entwickeln.

Material und Methoden

Die Messung der TC- und der TN-Konzentrationen und des anorganischen C (TIC) erfolgte mit einem Autoanalysator (multi N/C 2100S, Analytikjena). Die TC- und TN-Bestimmung erfolgte nach Injektion von 100 μ l Probe auf einen Pt-Katalysator bei 800° C. Die Messung von CO_2 erfolgte mit einem NDIR-Detektor, die NO-Bestimmung mittels elektrochemischen Detektor. Jede Probe wurde doppelt bestimmt. Eine Standardlösung enthielt nach DIN 38409 jeweils 50% NO_3 -N und NH_4 -N (insgesamt 20 mg N l^{-1}). Die Lösung wurden zudem 40 mg C l^{-1} als Kaliumhydrogenphthalat zugegeben. Außerdem wurden Einzelstandards verschiedener Verbindungen hergestellt.

Als Versuchsboden wurde A_p -Material einer Parabraunerde unter ackerbaulicher Nutzung entnommen. Der Boden enthielt 1,1% C_{org} und 0,13% N_i , der pH-Wert war 7,2. Dieser Boden wurde mit Chloroform begast und mit 0,5 M K_2SO_4 -Lösung extrahiert (*Brookes et al.*, 1985).

Vor den Messungen wurde der anorganische C (TIC) durch Säurezugabe manuell entfernt (2 ml Probe + 1 ml 0,1 M HCl). Zur Wiedereinstellung des ursprünglichen pH-Werts der Probe wurde dann 1 ml 0,1 M NaOH zugegeben und die Probe auf einem Labor-schüttler homogenisiert.

Ergebnisse und Diskussion

Während der ersten 15 Stunden nach dem Einbau eines neuen Katalysators war die Drift des TC-Signals mit +2,7 mg C l^{-1} entsprechend 6% sehr gering (Abb. 1a). Das Signal beim TN nahm im gleichen Zeitraum um -7,1% ab (Abb. 1b). Im Gegensatz zum TC-Signal war die Abnahme des TN-Signals nicht linear. Erst nach ca. 25 Proben (\approx 6 Stunden) stellte sich ein stabiles Signal ein, welches eine verlässliche Kalibrierung zuließ.

Beim Einsatz eines neuen Katalysators wurden in wässrigen Standards (pH 7,0) keine Unterschiede zwischen den TN-Signalen von NO_3^- , NH_4^+ und Histidine festgestellt (nicht dargestellt). Nach der Messung von ca. 150 Realproben in 0,5 M K_2SO_4 -Extrakten (= 300 Injektionen) war das Signal eines NH_4^+ -Standards selbst in wässriger Lösung um 10% geringer als bei dem NO_3^- bzw. dem Histidinstandard (Abb. 2a). Eine Zunahme der Salzkonzentration verringerte das NH_4^+ -Signal zusätzlich um 7% (0,25 M K_2SO_4) und um 13% (0,5 M K_2SO_4). Diese hohen Salzkonzentrationen sind üblich bei der Anwendung der CFE-Methode. Aufgrund der geringen TN-Konzentration der Extrakte des nicht-behandelten Kontrollbodens ist eine stärkere Verdünnung der Proben zur Minderung des Salzeinflusses nicht möglich. Geringere Wiederfindungsraten für NH_4^+ im Gegensatz zu anderen N-haltigen Verbindungen wurden auch von *Hopkinson et al.* (1993) berichtet.

Wie in Abbildung 2b dargestellt, konnten wir auch einen Einfluss des pH-Werts auf das TN-Signal feststellen. Durch das Ansäuern reduzierte sich die Wiederfindung von NH_4^+ um 12% und von Histidin um 9%. Die pH-abhängige Abnahme der Wiederfindungsraten war stark abhängig vom Alter des Katalysators. Wie in Abbildung 3 dargestellt, reduzierte sich das Signal eines angesäuerten NH_4NO_3 -Standards um 43%, sodass davon ausgegangen werden kann, dass die Wiederfindung für NH_4^+ in diesem Fall nahezu 0 war. Im Gegensatz dazu hatte das Ansäuern eines Histidinstandards keinen Einfluss auf das TN-Signal bei neuem Katalysator (nicht dargestellt).

Durch die Zugabe von 1 ml 0,1 M HCl zu 2 ml Probe wurde der TIC komplett aus der Probe entfernt (nicht dargestellt). In einem zweiten Schritt wurde der Probe 1 ml 0,1 M NaOH zugegeben und homogenisiert. Durch die Zugabe von NaOH konnte das ursprüngliche TN-Signal wieder erreicht werden (Abbildung 3). Durch die Homogenisierung mit einem Voretex war kein zusätzliches Spülen der Probe mit Inertgas mehr notwendig. Um sicherzustellen, dass durch Neutralisation mit NaOH kein atmosphärisches CO_2 in die Proben gelangt empfehlen wir, zwei Blanks am Ende des Samplertrays zu positionieren. Zur Neutralisation wurde fertige verdünnte NaOH-Lauge verwendet, weil NaOH Plätzchen HCO_3^- enthalten können.

¹ Institut für Pflanzenernährung, Universität Hohenheim, (330), 70593 Stuttgart, e-mail: ruser@uni-hohenheim.de

Schlussfolgerungen

Die Konditionierungsphase nach Einbau eines neuen Katalysators dauert sehr lange (> 6 h), während dieser Zeit ist keine Kalibration bzw. keine Bestimmung eines Tagesfaktors möglich.

Höhere Salzkonzentrationen und niedrige pH-Werte der Proben verminderten die Wiederfindungsraten für NH_4^+ . Dies gilt ebenso für das TN-Signal von organisch gebundenem N nach Ansäuern der Proben auf pH 2,0.

Wir empfehlen die angesäuerte Proben zu neutralisieren, da der negative Effekt eines niedrigen pH-Werts auf die N-Wiederfindung dadurch komplett aufgehoben wird. Zusätzlich werden die Proben durch die Neutralisation verdünnt, dies vermindert den Einfluss höherer Salzgehalte der Proben. Das Probenhandling ist sehr einfach und, abgesehen von der zusätzlich notwendigen NaOH, fallen keine zusätzlichen Kosten an.

Referenzen

Alavoine, G., Nicolardot, B. (2001): High-temperature catalytic oxidation method for measuring total dissolved nitrogen in K_2SO_4 soil extracts. *Anal. Chim. Acta* 445, 107-115.

Brookes, P. C., Landman A., Pruden, G., Jenkinson, D. S. (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method for measuring microbial biomass in soil. *Soil Biol. Biochem.* 17, 837-842.

DIN 38409: (H 27) Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H) – Bestimmung des gesamten gebundenen Stickstoffs TN_b . Beuth Verlag, Berlin.

Hopkinson, C., et al., (1993): DON subgroup report. *Mar. Chem.* 41, 23-36.

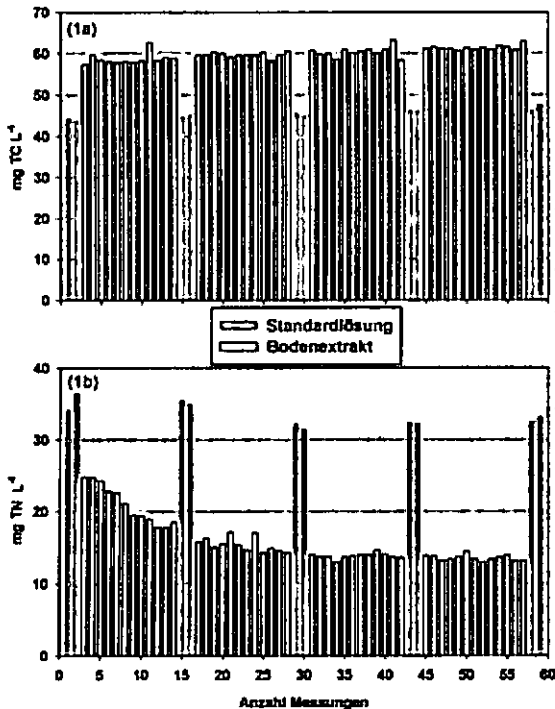


Abb. 1: TC-Signal (1a) und TN-Signal (1b) einer Standardlösung (graue Balken) und eines Bodenextrakts einer fumigierten Probe (weiße Balken) in 0,5 M K_2SO_4 nach der Installation eines neuen Katalysators.

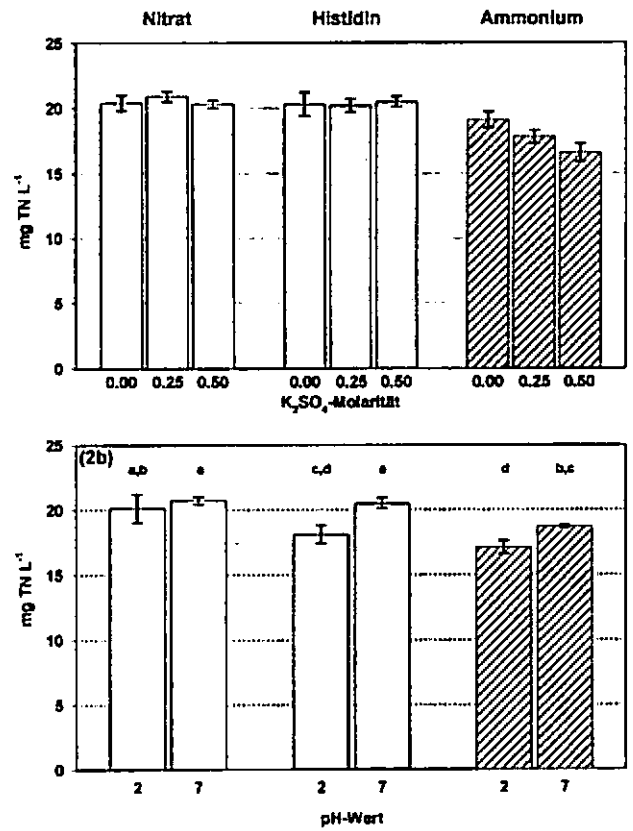


Abb. 2: TN-Signal eines Nitrat-, eines Histidin- und eines Ammoniumstandards in Abhängigkeit der K_2SO_4 -Konzentration (2a) und des pH-Werts (2b). (Je 3 Wiederholungen, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Differenzen ($p < 0,05$, TUKEY)).

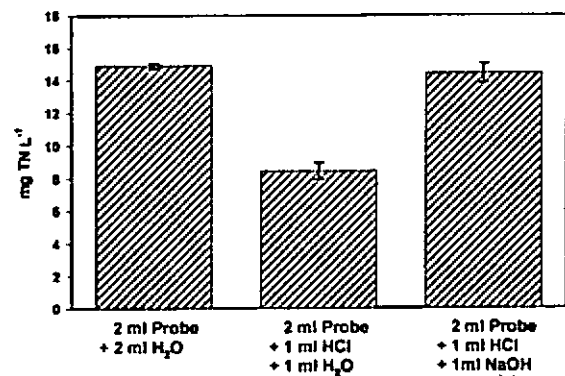


Abb. 3: Einfluss des Ansäuerns und der Probenneutralisation auf das TN-Signal eines NH_4NO_3 -Standards. (Je 3 Wiederholungen).

Lysimeterstudie zur Auswaschung von Sulfonamid-Antibiotika aus sandigen Lehmen im Mitteldeutschen Trockengebiet

von

Juliane Seeger¹, Marc-Oliver Aust^{2,3}, Sören Thiele-Bruhn^{2,3}, Peter Leinweber² und Ralph Meissner¹

1 Einleitung

Antibiotika werden in der landwirtschaftlichen Tierproduktion zur Prophylaxe und Bekämpfung von Infektionskrankheiten angewendet (Sarmah et al., 2006). Nach ihrer Verabreichung werden Sulfonamide, die am zweithäufigsten in der Nutztierproduktion eingesetzt werden, größtenteils weitgehend unverändert oder als bioaktive Metabolite mit dem Harn ausgeschieden. Die vorliegenden Publikationen dokumentieren jedoch uneinheitliche Ergebnisse bezüglich der Retention und Verlagerung von Antibiotika in Böden. In dieser Studie wurden am Standort Falkenberg des UFZ über einen Zeitraum von einem Jahr drei Lysimeter mit Jauche gedüngt, in der ausgewählte Sulfonamide in einer praxisrelevanten Konzentration (Grote et al., 2004) gelöst waren. Die infolge natürlicher Niederschläge anfallenden Bodeneleuate der Lysimeter wurden tageweise gesammelt. Probenaliquote von 200 bis 550 mL wurden per Festphasenextraktion aufgereinigt und anschließend mittels LC-ESI⁺-MS/MS unter Verwendung Matrixangepasster externer Standards analysiert. Diese Untersuchung verbindet damit eine praxisnahe Applikation von Antibiotika mit dem tatsächlichen Eintragspfad dieser Substanzen in Böden, wodurch eine reale Abschätzung der Umweltgefährdung dieser Antibiotikagruppe möglich wird.

2 Material und Methoden

Drei Gravitationslysimeter mit 1 m² Oberfläche (Abb. 1) an der Lysimeterstation Falkenberg des UFZ; Niederschlag von 446 mm im Untersuchungszeitraum (05.05.2003-30.04.2004).

Boden: Sandiger Lehm (0-30 cm: C_{org} 11 g kg⁻¹, pH 5,8; 30-100 cm: C_{org} 2 g kg⁻¹, pH 5,6).

Sulfonamid-Applikation: Sulfanilamid (SAA), Sulfadiazin (SDZ), Sulfadimidin (SDM), Sulfadimethoxin (SDT); je 25 mg L⁻¹ in 3 L

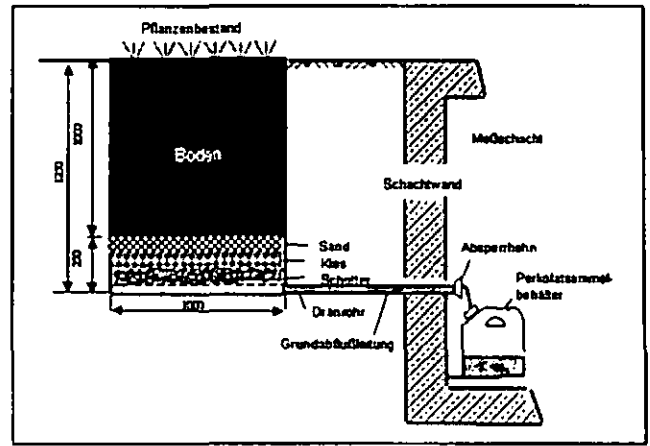


Abb. 1: Aufbau der Gravitations-Lysimeter an der Station Falkenberg (aus Leinweber et al., 1999).

Jauche: zwei Applikationen auf Lysimeter Nr. 9 und 11 (05.05. und 17.07.2003), eine Applikation auf Lysimeter 19 (05.05.2003). Tageweise Sammlung der Sickerwässer: Sickerwasservolumina von 0,3 bis 24,5 L. Festphasenextraktion der Proben bzw. Aliquote ≤ 550 mL: Oasis HLB, 0,2 g, 6 mL; Waters, Eschborn.

Analytik: HPLC HP 1050 (Agilent Technologies, Böblingen); Säule: Nucleosil 125 \times 3,0 mm, 100-5 μ m RP (Macherey-Nagel, Düren); Eluent A: 20 mM HCOOH und 1 mM NH₄OAc in Wasser, Eluent B: 20 mM HCOOH in Methanol; ESI-MS/MS: Finnigan MAT TSQ 700 (Finnigan Electron, Dreieich).

3 Ergebnisse und Diskussion

Im Untersuchungszeitraum gab es an 155 von 360 Tagen Niederschläge. Die erste Sickerwasserspende erfolgte 256 Tage nach der ersten Applikation und es wurden im hydrologischen Jahr zwischen 49 (Lysimeter 19) und 53 (Lysimeter 9) Sickerwasserproben gesammelt.

Die Elution der Sulfonamide begann unmittelbar mit beginnender Sickerwasserspende (Abb. 2). Sulfonamide wurden in 83 % der Sickerwasserproben nachgewiesen (Tab. 1). Dabei lagen, trotz niedrigerer Nachweis- und Bestimmungsgrenzen, bei nahezu allen Sulfonamidnachweisen im Sickerwasser die gemessenen Konzentrationen oberhalb des Trinkwassergrenzwertes für Pflanzenschutzmittel von 0,1 μ g L⁻¹ (Tab. 1). Die gemessenen Konzentrationen wiesen jedoch eine hohe Variabilität auf (max:mittel \gg 10:1; Tab. 1).

Am stärksten wurde SAA verlagert, das gleichzeitig das polarste der untersuchten Sulfonamide ist. Die geringste Verlagerung wurde bei SDZ festgestellt (Abb. 2), das damit stärker festgelegt wurde, als die weniger polaren SDM und SDT

¹Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, 39615 Falkenberg; ²Universität Trier, Bodenkunde, 54296 Trier; ³Universität Rostock, Institut für Landnutzung / Lehrstuhl für Bodenkunde, 18051 Rostock
juliane.seeger@ufz.de; aust@uni-trier.de;
soeren.thiele-bruhn@uni-trier.de

Tab. 1: Übersicht über den Sickerwasseranfall und das Auftreten von Sulfonamiden im Sickerwasser dreier Gravitationslysimeter¹

Lysimeter	Anzahl Sickerwasserproben	SAA	SDZ	SDM	SDT
		N ² / C _{mittel} / C _{max} / >TVO ³	N/ C _{mittel} / C _{max} / >TVO	N/ C _{mittel} / C _{max} / >TVO	N/ C _{mittel} / C _{max} / >TVO
9	29	6 / 2,0 / 26,7 / 6	10 / 0,12 / 0,70 / 10	23 / 0,49 / 3,1 / 23	23 / 0,47 / 3,0 / 23
11	27	4 / 1,3 / 18,7 / 4	7 / 1,2 / 19,8 / 7	21 / 6,9 / 56,7 / 21	21 / 6,4 / 53,5 / 21
19	26	4 / 0,48 / 5,2 / 4	11 / 0,65 / 5,9 / 10	22 / 3,6 / 42,7 / 22	22 / 3,2 / 39,5 / 22

¹ Alle Konzentrationen (C_x) in µg L⁻¹

² Anzahl der Proben mit Sulfonamidnachweis

³ Anzahl der Sickerwasserproben mit C > 0,1 µg L⁻¹

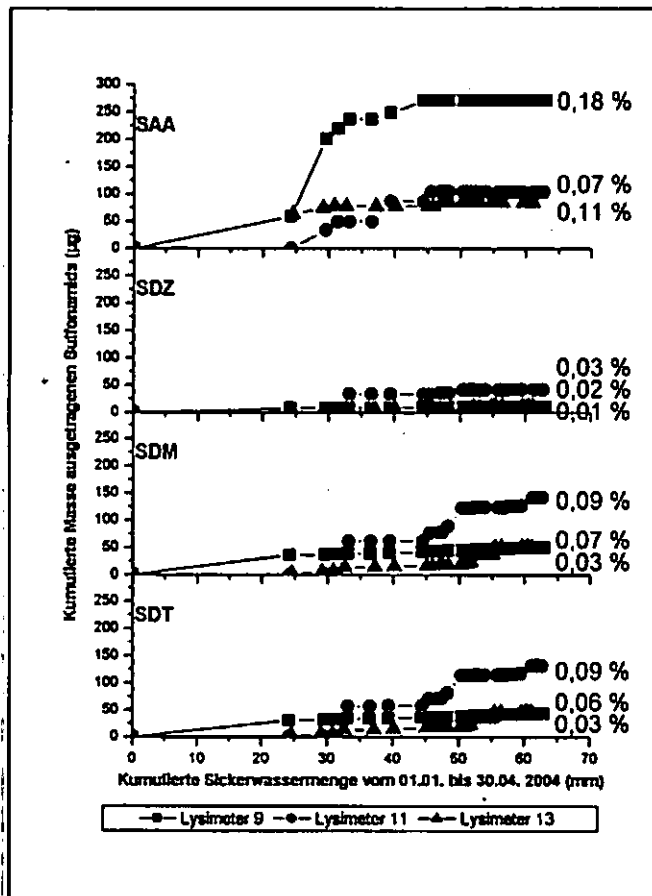


Abb. 2: Austrag von vier Sulfonamiden (µg) aus drei Lysimetern über die kumulierte Sickerwassermenge (mm) und Anteil der ausgetragenen an der applizierten Sulfonamidmenge (%).

Der stärkere Austrag von SDT gegenüber SDZ kann durch die stärker anionische Spezierung bei dem Boden-pH von 6 erklärt werden. Zudem ist zu vermuten, dass es zu einem bevorzugten Co-Transport von SDM wie auch SDT durch Adsorption an mobile

Kolloide kommt. Darüber hinaus ist zu spekulieren, ob die geringen verlagerten Anteile von SDZ gegebenenfalls auf eine Metabolisierung von SDZ (Wehrhan et al. 2007) zurückzuführen sind, die stärker ist als bei SDM und SDT.

In Abb. 2 sind für Lysimeter 11 Anzeichen präferenzierter Verlagerung zu erkennen, indem die immobilere Sulfonamide SDZ, SDM und SDT in ähnlichen Mengen wie SAA und deutlich stärker als aus den anderen Lysimetern ausgetragen wurden (Abb. 2). Insgesamt wurden jedoch nur sehr geringe Anteile der applizierten Sulfonamidmenge (<0,2 %) im Sickerwasser nachgewiesen (Abb. 2). Dies spiegelt das Transportverhalten verschiedener polarer Pflanzenschutzmittel wider, wenn kein Regenereignis direkt auf die Applikation folgt (Flury, 1996).

4 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Sulfonamide weisen eine ähnliche Verlagerungsneigung wie polare Pflanzenschutzmittel auf. Trotz geringer eluierter Gesamtanteile wurde der Grenzwert von 0,1 µg L⁻¹ bei Nachweis von Sulfonamiden im Sickerwasser fast immer überschritten. Die Mobilität und Festlegung der einzelnen Substanzen innerhalb dieser Wirkstoffgruppe variiert eindeutig wenn auch geringfügig. Dies zeigt, dass die Untersuchung des Verhaltens einzelner Sulfonamide keine gesicherte Aussage über das Verhalten der ganzen Antibiotika-Klasse ermöglicht. Um Stoffbilanzen zu schließen und das Verhalten vollständig zu erklären, erscheint es notwendig auch wichtige Metaboliten bei Untersuchungen zu Transport und Sorption zu berücksichtigen. Insbesondere die praxisrelevante langjährig wiederholte Antibiotika-Applikation kann zu einem langfristig bedeutsam Austrag von Antibiotika aus Böden führen, bedarf aber der Untersuchung.

5 Danksagung

Die Autoren danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU, Projekt-Nr. 20003/ 498) und der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG, Projekt-Nr. Th 678/6-2) für die finanzielle Unterstützung.

5 Literatur

Grote M., Vockel A., Schwarze D., Mehlich A., Freitag M. (2004) *Fres. Environ. Bull.* 13, 1216-1224
 Flury M. (1996) *J. Environ. Qual.* 25, 25-45
 Leinweber P., Meissner R., Eckhardt K.-U., Seeger J. (1999) *Europ. J. Soil Sci.* 50, 413-424
 Sarmah A.K., Meyer M.T., Boxall A.B.A. (2006), *Chemosphere* 65, 725-759
 Wehrhan A., Kasteel R., Simunek J., Groeneweg J., Vereecken H. (2007), *J. Contam. Hydrol.* 89, 107-135

Frost-Auftau-Zyklen verändern die Qualität der organischen Bodensubstanz

Schmitt Andrea^{1*}, Glaser Bruno^{1*}
Borken Werner² und Matzner Egbert²

1. Einleitung

Aufgrund der globalen Erwärmung sagen Klimaprognosen für die europäischen Mittelgebirge eine Veränderung der Niederschläge im Winter voraus, in Zukunft soll es mehr regnen und weniger schneien. Somit können plötzlich auftretende Fröste aufgrund der fehlenden Schneedecke tiefer in den Boden eindringen. Ziel dieser Studie war es nun herauszufinden, wie sich verschiedene Frostintensitäten auf die Quantität und Qualität der organischen Substanz (OBS) und die Struktur der mikrobiellen Zersetzergemeinschaft auswirken.

2. Material und Methoden

Für jede Variante wurden vier Humussäulen (nur organische Auflage) und vier Mineralbodensäulen (organische Auflage mit Mineralboden) aus einer Fichtenfläche am Waldstein (Fichtelgebirge, Deutschland) entnommen (insgesamt 32 ungestörte Bodensäulen). Unter kontrollierten Bedingungen wurden die Varianten I-III für 14 Tage bei unterschiedlichen Temperaturen eingefroren (-3°C, -8°C, -13°C, Tabelle 1). Anschließend wurden alle Säulen bei +5°C aufgetaut und nach einer Woche mit 80 mm (4 mm/Tag) beregnet. Die Bodenlösung aus den Humussäulen wurde während des letzten Gefrier-/Auftau-Ereignisses gesammelt, gefiltert (< 0,45 µm) und gefriergetrocknet. Nachdem die Gefrier-/Auftau-Ereignisse dreimal durchgeführt worden sind, wurden die Mineralbodensäulen in organische Auflage, A- und B-Horizont getrennt. Analysiert wurden der C-Gehalt (SOC und DOC) und die Biomarker VSC-Lignin (stabiler OBS pool), pflanzliche und mikrobielle Zucker (labiler OBS pool) und Phosphorlipidfettsäuren (PLFA, als Maß für die mikrobielle Biomasse und Diversität).

Variante	Kontrolle	I	II	III	
Gefriertemperatur (14 Tage) [°C]	nicht gefroren	+5	-3	-8	-13
Auftautemperatur [°C]	+5	+5	+5	+5	
Auftauzeit (Tage)	7	7	7	7	
Intensität der Beregung [mm/Tag]	4	4	4	4	
Beregnungsmenge [mm]	80	80	80	80	
Dauer der Beregung [Tage]	20	20	20	20	

-- Beregnungsmenge je Säule ~ 1800 ml/Experiment

Tabelle 1: Versuchsdesign

3. Ergebnisse und Diskussion

Auf die C-Gehalte hatte die Frostintensität keinen signifikanten Einfluss, weder in der Bodenfestphase noch

in der Bodenlösung. Jedoch hatte sich die Zusammensetzung der OBS verändert.

Die Ligningehalte in der Bodenfestphase bezogen auf g SOC (Abb. 1a) stiegen bei den tieferen Gefriertemperaturen im B-Horizont signifikant an. Da auch der Ligninbeitrag zum DOM aus den Humussäulen (Abb. 1b) mit steigender Frostintensität zunahm, wurde Lignin z. T. aus der organischen Auflage mobilisiert und v. a. im B-Horizont wieder sorbiert. Durch physikalische Zerstörung von Bodenaggregaten und frischer Streu aufgrund der Fröste wurde wahrscheinlich organische Bodensubstanz frei, die normalerweise eingeschlossen ist und konnte somit verlagert werden (Bullock et al., 1988). Saure Produkte, speziell die Derivate vom Ligninabbau bilden mit Al- und Fe-Oxide Komplexe (Guggenberger and Zech, 1994), dies dürfte eine mögliche Ursache der Ligninanreicherung im B Horizont sein.. Da jedoch DOC nur einen kleinen C-Pool im Vergleich zur OBS darstellt, kann dies nicht der alleinige Prozess sein.

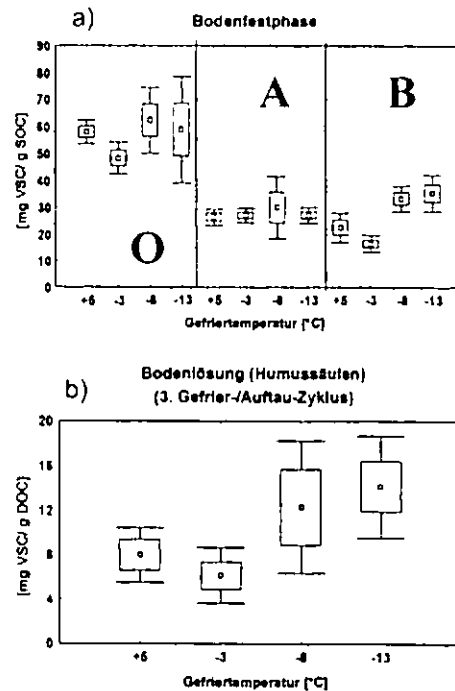


Abbildung 1: VSC Lignin-Gehalte in mg a) in der Bodenfestphase bezogen auf SOC getrennt nach O-, A- und B-Horizont und b) in DOM bezogen auf DOC aus der organischen Auflage

Die Gehalte der pflanzlichen (Abb. 2a) und mikrobiellen Zucker (Abb. 2b) in der Bodenfestphase bezogen auf g SOC nahmen im O- und A-Horizont mit steigender Frostintensität signifikant ab, da das Verhältnis von pflanzlichen zu mikrobiellen Zuckern im O- und A-Horizont konstant blieb (Abb. 2c), kann die Abnahme der Zuckergehalte in diesen Horizonten nicht mit zunehmender Mineralisation erklärt werden, was begleitende Untersuchungen bestätigen (Goldberg et al. 2007). Da im B-Horizont der mikrobielle Zucker ebenfalls signifikant abnahm und gleichzeitig das Verhältnis von pflanzlichen zu mikrobiellen Zuckern signifikant anstieg, wurde wahrscheinlich weniger Zucker mit steigender Frostintensität vor allem im B-Horizont von den Mikroorganismen produziert. Der Verbleib der pflanzlichen Zucker muss durch weitere Studien geklärt werden. In Frage kommen folgende Prozesse: a) Mobilisierung gefolgt von Leaching ähnlich Lignin (DOM

¹ Universität Bayreuth, Abteilung Bodenphysik, Universitätsstr. 30, 95447 Bayreuth

*as1211@gmx.net

*bruno.glaser@uni-bayreuth.de

² Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Bodenökologie, Dr. Hans-Frisch-Str. 1-3, 95440 Bayreuth

konnte nicht auf Zucker untersucht werden), b) Metabolisierung (Zuckermethode erfasst nur intakte Zucker), dem würde jedoch die geringere mikrobielle Aktivität widersprechen und c) Änderungen der Bodenstruktur und damit verbunden Stabilisierung der Zucker (Tisdall und Oades 1982).

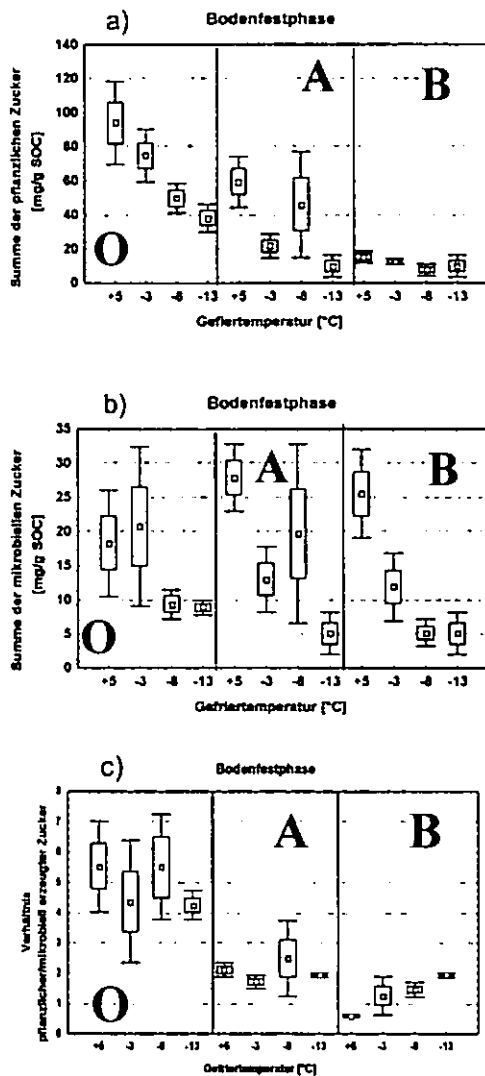


Abbildung 2: Summe der a) pflanzlichen Zucker und b) mikrobiellen Zucker in mg bezogen auf SOC und deren c) Verhältnis im O-, A- und B-Horizont

Die mikrobielle Biomasse (Summe der PLFA) bezogen auf g SOC (Abb.3a) bestätigt, dass in den Mineralhorizonten (A und B) ein reduzierter Abbau stattgefunden hat. Der Effekt wäre wahrscheinlich deutlicher, wenn sofort nach Gefrierende die Säulen „geschlachtet“ worden wären und nicht erst 7 Wochen später. Jedoch sind Tendenzen noch erkennbar, dass in A- und B-Horizont aufgrund der Fröste die mikrobielle Biomasse abgenommen hat. Mikroorganismen in den oberen Horizonten sind wahrscheinlich besser an tiefe Temperaturen angepasst (Neilson et al., 2001), da sie regelmäßiger Fröste erleben. Dies dürfte wahrscheinlich auch der Grund sein, warum im O-Horizont sich die mikrobielle Biomasse so schnell erholt hat und bei der moderaten Gefriertemperatur von -3°C sogar ein signifikanter Wachstumsschub stattgefunden hat. Dass im Gegensatz zu Lignin und Zucker aufgrund der Gefrierintensitäten kein verstärkter Austrag stattgefunden hat, zeigten die Ergebnisse der mikrobiellen Biomasse

(Summe der PLFA) im DOM bezogen auf g DOC (Abb. 3b) in den Humussäulen, die sich nicht signifikant voneinander unterschieden.

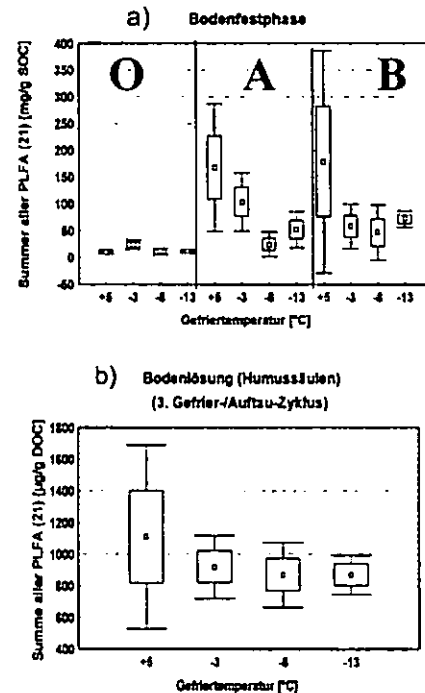


Abbildung 3: Summe aller PLFA (mikrobielle Biomasse) in mg a) bezogen auf SOC im O-, A- und B-Horizont und b) bezogen auf DOC aus den Humussäulen

4. Schlussfolgerungen

Intensive Frost-Auftauzyklen verändern nicht die C-Gehalte in temperaten Waldböden. Allerdings kommt es zu Verschiebungen von labilen und stabilen OBS-Pools, die auf eine veränderte Substratnutzung durch Mikroorganismen hindeuten. Bei starkem Frost (< -8 °C) kam es zur Destabilisierung von Lignin in der organischen Auflage und zur Abnahme der mikrobiellen Biomasse im Mineralboden. Ferner wurde ein Verschwinden (= Stabilisierung?) von labiler OBS (pflanzliche Zucker) festgestellt, deren Verbleib in weiteren Studien geklärt werden muss.

4. Literatur

Goldberg S., J. Muhr, W. Borken, G. Gebauer (2008) Fluxes of climate-relevant trace gases between a Norway spruce forest soil and atmosphere during repeated freeze/thaw cycles in mesocosms, JPNSS submitted.

Bullock, M. S., W. D. Kemper, and S. D. Nelson (1988) Soil Cohesion as Affected by Freezing, Water-Content, Time and Tillage. Soil Science Society of America Journal (52) 770-776

Guggenberger, G., and W. Zech (1994) Composition and Dynamics of Dissolved Carbohydrates and Lignin-Degradation Products in 2 Coniferous Forests, Ne Bavaria, Germany. Soil Biology & Biochemistry (26) 19-27

Neilson, C. B., P. M. Groffman, S. P. Hamburg, C. T. Driscoll, T. J. Fahey, and J. P. Hardy (2001) Freezing effects on carbon and nitrogen cycling in northern hardwood forest soils. Soil Science Society of America Journal (65) 1723-1730

Tisdall, J. M., and Oades, J. M. (1982) Organic matter and water stable aggregates in soils. Journal of Soil Science (33) 141-161

Konzept und Ziele der zweiten, bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II)

SCHOBEL, S.^{*}, WELLBROCK, N., HENNIG, P., HILBRIG, L., HOLZHAUSEN, M. & SCHARFEN, P.

1 Einleitung

Intakte Waldböden erfüllen zentrale Regulations- und Kompensationsfunktionen im gesamten Natur- und Stoffhaushalt einer Landschaft und sind die Produktionsgrundlage für die Forstwirtschaft.

Anthropogen verursachte Veränderungen der Böden verlaufen meist langsam und selten sichtbar, dafür aber mit komplexen Auswirkungen. Die erste, zwischen 1987 bis 1993 durchgeführte Bodenzustandserhebung im Wald (BZE I) hat gezeigt, dass diese Belastungen nachweisbar sind und viele Waldökosysteme sich an der Grenze ihrer Belastbarkeit befinden (WOLFF & RIEK 1996). Mit einem zeitlichen Abstand von 15 bis 20 Jahren folgt daher mit der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (2006 – 2013) eine erste Wiederholungsinventur.

2 Ziele der BZE II

Die Bodenzustandserhebung ist eine bundesweite, systematische Stichprobeninventur zum Zustand der Waldböden und stellt ein integrales Element des forstlichen Umweltmonitorings dar. Die BZE II soll zuverlässige, flächenrepräsentative und bundesweit vergleichbare Informationen über zentrale Bodeneigenschaften, die Belastungssituation und -entwicklung liefern (vgl. BMELV 2007).

Durch den Vergleich der Ergebnisse aus der BZE I (1987 – 1993) und der BZE II (2006 – 2013) lassen sich Veränderungen von Bodeneigenschaften identifizieren, durch die auch die Erfolgskontrolle eingeleiteter Maßnahmen ermöglicht wird (z.B. Kalkung, Waldumbau, Luftqualität). Hierzu zählen insbesondere die Themenfelder der Bodenversauerung, Schadstoffbelastung und Stickstoffsättigung, die die Waldböden als natürliche Produktionsgrundlage der Forstwirtschaft gefährden.

Neue umweltpolitische Anforderungen und gesetzliche Vorgaben machen es notwendig, auch neue Aspekte bei der BZE II zu berücksichtigen. Daten zur aktuellen Kohlenstoffspeicherung und zur Änderung des Kohlenstoffvorrates in Waldböden liefern einen wichtigen Beitrag zur Erfüllung der Anforderungen, die sich aus der Klimarahmenkonvention und dem Kyoto-Protokoll ergeben. In diesem Kontext werden auch Informationen über den Bodenwasserhaushalt unter veränderten Klimabedingungen relevant.

Die Bewertung der Erhebungen ermöglicht eine Risikoabschätzung und bildet die Grundlage zur Planung von Maßnahmen, die darauf zielen, die Leistungsfähigkeit der Waldböden in Zukunft zu erhalten und sie vor schädlichen Auswirkungen durch Umweltveränderungen wirksam zu schützen.

3 Inventurdesign und Aufnahmeverfahren

Bund und Länder haben einen Mindestmerkmalsatz definiert, der an den ca. 1.900 BZE-Punkten zu erheben ist (Tabelle 1). In der Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen (BMELV 2006) und dem Handbuch Forstliche Analytik (GAFA 2007) finden sich ausführlichere Informationen zum Untersuchungsdesign und der methodischen Vorgehensweise.

Das 8 x 8 km-Beprobungsraster der BZE erstreckt sich über die gesamte Waldfläche Deutschlands. Es ist an das 16 x 16 km-Raster der europaweiten Waldzustandserhebung gekoppelt und ¼ der BZE II-Punkte sind Teil des europäischen Bodenmonitorings (BioSoil).

Das Standardverfahren zur bodenkundlichen Beprobung ist die Satellitenbeprobung mit dem Bodenprofil am BZE-Mittelpunkt. Die Probennahme für chemische Analysen erfolgt nach Tiefenstufen, um eine bundesweite Vergleichbarkeit zu gewährleisten.

Zusätzlich erfolgt eine Erhebung des Kronenzustandes zur integrativen Auswertung von Waldzustandsindikatoren.

Ergänzend wurden und werden zahlreiche Sonderstudien und Begleituntersuchungen an ausgewählten BZE-Punkten durchgeführt (u.a. zu den Themen: Nährelementpotenziale des Grobbodens, Methodische Erfassung des Grobbodenanteils, Stratifizierungsansätze hinsichtlich der Dynamik bodenchemischer Eigenschaften und der mineralogischen

^{*} Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft (BFH), Institut für Waldökologie und Waldinventuren, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde
Email: sschobel@bfh-inst7.fh-eberswalde.de
URL: www.bodenzustandserhebung.de

Tabelle 1: Erhebungsparameter der BZE II im Überblick

Erhebung	Intensität	Merkmalspektrum
Bodenzustand	8 x 8 km	Punktdaten Georeferenzierung Beeinflussungen Naturraum
		Profilbeschreibung
		Bodenchemie (Tiefenstufen) pH-Werte (H ₂ O, KCl, CaCl ₂) Organischer Kohlenstoff Nährelementvorräte (Königswasseraufschluss) Karbonatgehalt Gesamtgehalte (fakultativ) Gesamt-Stickstoff Austauschbare Kationen / Basensättigung Nitrat Austauschkapazität des Grobbodens (fakultativ) Phosphor Kationen und Anionen in der Bodenlösung Schwermetalle (Humusaufgabe)
		Bodenphysik Korngrößen, Bodenart Trockenrohdichte des Feinbodens Grobbodenanteil
Nadel- / Blattspiegelwerte	8 x 8 km	mindestens Kiefer, Fichte, Buche und Eiche
Kronenzustandsdaten	8 x 8 km	Nadel- /Blattverlust Alter, Vergilbung Fruktifikation Insektenbefall Pilzbefall Baumstatus soz. Stellung
Aufstockender Bestand	8 x 8 km	Strukturdaten Durchmesser Höhe Alter Verjüngung
Vegetationsaufnahme	8 x 8 km	Baum-, Strauch- und Krautschicht, mögl. Moose, Flechten
Schwermetalle	8 x 8 km	0 - 10 cm im Mineralboden , an Auswahl horizontweise im Unterboden durch die BGR
Organika	16 x 16 km	Auflagehumus und Mineralboden bis 10 cm durch das UBA
BioSoil	16 x 16 km	Boden, Vegetation, Bestand, Totholz (z.T. andere Verfahren)

Zusammensetzung, Biomasse- und Elementvorräte in der Bodenvegetation, Erhebung der Totholzmasse, Phosphorstatus, Pedotransferfunktionen zur Ableitung von Bodenwasserkennwerten).

4 Organisation der BZE II

Die administrative Grundlage lieferte der Beschluss der Forstchefkonferenz. Die Durchführung der BZE II erfolgt durch die forstlichen Forschungs- und Versuchsanstalten der Länder.

Die fachwissenschaftliche Betreuung und Auswertung auf Bundesebene erfolgt durch die BFH; die bundesweite Koordination in Kooperation mit dem BMELV.

Mitwirkende: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Umweltbundesamt (UBA), BMELV-Gutachterausschuss "Forstliche Analytik" (GAFA), Bund / Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL).

5 Aussicht

Das standardisierte Inventurdesign liefert eine ausreichende Grundgesamtheit für belastbare Auswertungen zur flächenrepräsentativen Charakterisierung des Bodenzustandes und zum Aufzeigen von Ursache-Wirkungsbeziehungen.

Die Verknüpfung mit anderen Waldinventuren (Level II, BWI) und der BZE I ermöglicht ein umfassendes und flächendeckendes Bild hinsichtlich Zustand und Veränderungen in Waldökosystemen. Durch methodisch-inhaltliche Neuerungen sind Teile der BZE II als Erstinventur zu betrachten und können einen Beitrag für sich entwickelnde Aufgabenfelder liefern (z.B. BBodSchG, Kyotoprotokoll, Biodiversität).

Literaturverzeichnis

- BMELV, BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (Hrsg., 2006): Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen.- Berlin
URL: <http://www.bodenzustandserhebung.de>
- BMELV, BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (Hrsg., 2007): Zielsetzung und Konzeption der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II-Konzeptpapier).- Berlin
URL: <http://www.bodenzustandserhebung.de>
- GAFA, Gutachterausschuss Forstliche Analytik (Hrsg., 2007): Handbuch Forstliche Analytik. Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich.- URL: <http://www.bmelv.de>
- WOLFF, B. & RIEK, W. (1996): Deutscher Waldbodenbericht 1996. Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 - 1993 (BZE).- URL: <http://www.bodenzustandserhebung.de>

Identifizierung von Stickstoff-Transformationsprozessen mit Hilfe der N- und O-Isotopensignaturen in Nitrat bei der vertikalen Passage durch einen Bergregenwald in Südecuador – methodischer Ausblick

Martin Schwarz¹, Jana Knuth¹, Yvonne Oelmann¹, Carlos Valarezo² und Wolfgang Wilcke¹

1. Einleitung

Weltweit ist eine Zunahme der N-Einträge in terrestrische Ökosysteme zu beobachten. Tropische Ökosysteme sind derzeit und in naher Zukunft davon besonders betroffen (Matson et al., 1999). Da diese Ökosysteme meist stickstoffgesättigt sind, ist ein erhöhter Stickstoffaustrag zu befürchten. Die Auswaschung von Nitrat führt zu Bodenversauerung und zur Belastung von Gewässern mit der Gefahr der Eutrophierung. Es treten aber auch gasförmige N-Verluste (N_2 , N_2O und NO_x) in Folge von Denitrifikationsprozessen auf (Martinelli et al., 1999).

Angesichts des starken Bevölkerungswachstums in tropischen Regionen und dem davon ausgehenden Druck auf Ökosysteme, ist eine Identifizierung von N-Quellen und das Ausmaß der beteiligten Transformationsprozesse essenziell, um geeignete Bewirtschaftungsmethoden und Maßnahmen zur Sicherung der Wasserqualität zu entwickeln (Kendall, 1998).

Die Verwendung stabiler Isotope bei der Quellenidentifizierung von Nitrat hat sich als nützlich erwiesen, da unterschiedliche Nitratquellen unterschiedliche N- und O-Isotopensignaturen aufweisen und unvollständige biochemische Prozesse zu gerichteten Verschiebungen der Isotopensignale führen (Abb.1). Die Verwendung zweier Isotopensignale verbessert dabei die Quellenidentifizierung und ermöglicht die Verwendung eines 3-Komponenten-Mischungsmodells für die Nitratherkunft (Kendall, 1998).

Mehrere Arbeiten haben belegt, dass Ökosystempools mit steigender N-Sättigung zunehmend an ^{15}N angereichert sind (Nadelhoffer und Fry, 1994). Biochemische N-Umsetzungsprozesse verändern das $\delta^{15}N$ -Signal in Nitrat (Kendall, 1998). So führt die Nitrifikation von organischem N zu einem leichteren $\delta^{15}N$ -Signal im entstehenden Nitrat gegenüber dem Ausgangsmaterial. Die N_2 -Fixierung mit darauf folgender Nitrifikation führt zu einer Annäherung des $\delta^{15}N$ -Signals in Nitrat an das $\delta^{15}N$ -Signal atmosphärischen Stickstoffs (per Definition = 0).

Bei Denitrifikationsprozessen ist Sauerstoff zusätzlich von Fraktionierung betroffen, so dass sich eine spezifische lineare Verschiebung der beiden Isotopensignale mit einer Steigung von 1,33 ergibt (Abb. 1).

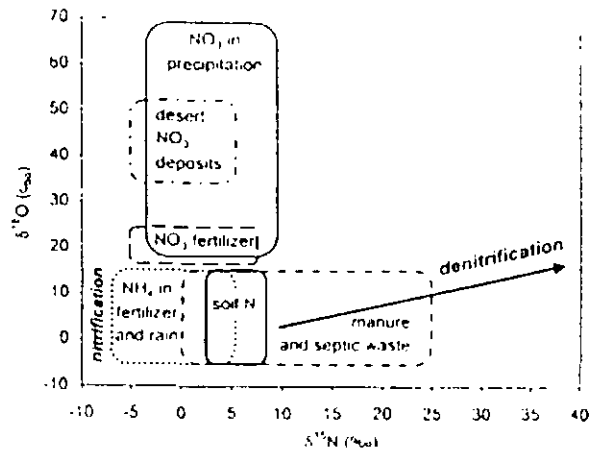


Abbildung 1: Quellspezifische $\delta^{15}N$ - und $\delta^{18}O$ -Signale in Nitrat (Kendall, 1998).

Unser Ziel ist es, durch die Bestimmung der N- und O-Isotopensignale in NO_3^- während der vertikalen Passage durch einen Bergregenwald auftretende N-Transformationsprozesse zu identifizieren und zu verorten. Wir untersuchen, ob es eine saisonale Variabilität gibt und wo innerhalb des Ökosystems Denitrifikation auftritt und ob die Nitrat-Quellen der untersuchten Lösungen sich mithilfe eines Mischungsmodells identifizieren lassen.

2. Standort und Methoden

Die Untersuchungen wurden entlang eines 20 m-Transsektes unter ungestörtem Bergregenwald in Südecuador zwischen den Provinzhauptstädten Loja und Zamora durchgeführt (4° 00' S 79° 05' W; 1950-1960 m ü. NN). Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 16°C, die jährliche Niederschlagssumme beläuft sich auf 2200mm. Das Transekt befindet sich an einem steilen Hang (Hangneigung 30°-50°) eines Kerbtals, auf dem sich humusreiche saure Braunerden entwickelt haben.

Es wurden die N-Pools Streu, Biomasse und Boden beprobt. Dafür wurden drei Streusammler (Oberfläche = 0,35 m²) entlang des Transektes installiert (Grat, Mittellage, Unterhang). Die Probenahme erfolgte wöchentlich. Die Proben wurden luftgetrocknet (T=70°C), mittels Kugelmühle homogenisiert und als Monatsmischproben auf C- und N-Gehalte und auf $\delta^{15}N$ (EA-IRMS) untersucht. Die Biomasse (grüne Blätter) wurde einmalig beprobt. Hierzu wurde im Umkreis von 1,5 m um die Streusammler jeder Baum einzeln beprobt und zusätzlich eine Mischprobe aus allen Sträuchern im Umkreis von 1,5 m gezogen. Die Proben wurden ebenfalls luftgetrocknet, homogenisiert und auf C- und N-Gehalte sowie $\delta^{15}N$ untersucht. Außerdem wurden drei Bodenprofile nahe den Streusammlern horizonspezifisch beprobt. Organische und mineralische Bodenhorizonte wurden luftgetrocknet. Organische Proben wurden mittels Kugelmühle gemahlen, mineralische <2 mm gesiebt und auf C- und N-Gehalte und $\delta^{15}N$ untersucht. Außerdem wurden pH-Werte (1 M KCl und H₂O) und KAK_{eff} (1 M NH_4NO_3 , AAS) bestimmt.

¹ Professur für Bodengeographie/Bodenkunde, Geographisches Institut, Johannes Gutenberg-Universität, 55099 Mainz, e-mail: W.Wilcke@uni-mainz.de

² Universidad Nacional de Loja, Area Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables, Programa de Agroforesteria. Ciudadela Universitaria Guillermo Falconi, Loja, Ecuador.

Zwischen Juli 2006 und Juni 2007 wurden wöchentlich die NO_3^- -Flüsse mit Freilandniederschlag (FN, 5 Sammler), Bestandesniederschlag (BN, 20 Sammler), Perkolat der organischen Auflage (LY, 3 freidränende Lysimeter) Bodenlösung aus 15 cm und 30 cm Tiefe (SK15 und SK30, je 3 Saugkerzen, 400 mbar Unterdruck) und Oberflächenabfluss (OA) beprobt. Die Proben wurden nach Entnahme filtriert und tief gefroren. Für jeden Probentyp wurden volumengewichtete Monatsmischproben erstellt.

Zur Bestimmung des Fraktionierungsfaktors α bei der Mineralisation von N wurden Proben eines Inkubationsversuchs von Hensler et al. (2007) verwendet. Es wurden horizontspezifische Mischproben aus den jeweiligen Inkubationstagen erstellt.

In allen Wasserproben wurden in Deutschland NO_3^- , NH_4^+ - und TN-Konzentrationen mittels CFA gemessen. Anschließend wurde das für die $\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Messungen benötigte Nitrat nach einer Methode von Silva et al. (2000) aufbereitet. Hierzu wurden alle Anionen mittels Anionenaustauscherharz (AG1-X8, 100-200 mesh, H⁻-Form, Fa. Bio-Rad) extrahiert. Anionen wurden mittels 3M HCl wieder eluiert, die Extrakte durch Ag_2O neutralisiert und überschüssiges AgCl durch Vakuumfiltration (0,45 μm Cellulose-Acetat, Fa. Sartorius) entfernt. SO_4^{2-} und PO_4^{3-} wurden durch Zugabe 1 M BaCl_2 gefällt und durch Vakuumfiltration (0,2 μm Cellulose-Acetat, Fa. Sartorius) entfernt. Überschüssiges Ba^{2+} wurde durch ein Kationenaustauscherharz (AG50W-X8, 100-200mesh, Cl⁻-Form, Fa. Bio-Rad) entfernt. Die Eluate wurden erneut mit Ag_2O neutralisiert und durch Gefriertrocknung in die Festphase von AgNO_3 überführt. Die Bestimmung der $\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte erfolgt mittels EA-IRMS (Vario Micro gekoppelt an Vario Iso-Prime, Fa. Elementar).

3. Auswertung

Die wesentlichen „Reaktoren“ des untersuchten Systems sind der Kronenraum sowie der Boden, der durch mächtige organische Auflagen geprägt ist. Um Mineralisationsprozesse zu erkennen, vergleichen wir die Isotopenverschiebung zwischen Eingangs- und Ausgangsflüssen der betrachteten Kompartimente (z.B. FN und BN, BN und LY oder LY und OA) mit in einem unabhängig durchgeführten Experiment (Hensler et al., 2007) ermittelten Fraktionierungskoeffizienten für die Mineralisation von organischem Bodenmaterial, das auf den gleichen Standorten gezogen wurde (Gleichungen 1 und 2).

$$\text{Gl. 1: } \delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3\text{-min}} = \alpha_{\text{N}} * \delta^{15}\text{N}_{\text{Pool}}$$

$$\text{Gl. 2: } \delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3\text{-min}} = \alpha_{\text{O}} * (\frac{1}{3} * \delta^{18}\text{O}_{\text{O}_2} + \frac{2}{3} * \delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}})$$

mit:

$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3\text{-min}}$; $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3\text{-min}}$: gemessene Isotopensignale bei der Nitrifikation

α_{N} ; α_{O} : Elementspezifischer Fraktionierungsfaktor bei der Nitrifikation

$\delta^{15}\text{N}_{\text{Pool}}$; $\delta^{18}\text{O}_{\text{O}_2}$; $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$: Elementspezifische Isotopensignale der Ausgangsmaterialien; $\delta^{18}\text{O}_{\text{O}_2}$ und $\delta^{18}\text{O}_{\text{H}_2\text{O}}$ sind durch vorherige Untersuchungen bekannt (Goller et al., 2005)

Eine Isotopenfraktionierung während der Mineralisation führt zu einer Verschiebung der Isotopensignale um weni-

ge Promil. Falls im betrachteten Kompartiment (Krone, Boden) N-Fixierung stattfindet, würde das N-Isotopensignal im BN gegenüber dem FN näher an 0 gerückt. Eine Denitrifizierung hätte eine spezifische Verschiebung sowohl des N- als auch des O-Isotopenverhältnisses zur Folge.

Um den Beitrag von höchstens drei NO_3^- -Quellen zu einem beliebigen Mischsignal zu ermitteln, integrieren wir die jeweiligen Isotopensignale in ein 3-Komponenten-Mischungsmodell (Gleichungen 3 und 4):

$$\text{Gl. 3: } \delta^{15}\text{N}_{\text{LY}} = a * \delta^{15}\text{N}_{\text{FN}} + b * \delta^{15}\text{N}_{\text{BN}} + c * \delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3\text{-min}}$$

$$\text{Gl. 4: } \delta^{18}\text{O}_{\text{LY}} = a * \delta^{18}\text{O}_{\text{FN}} + b * \delta^{18}\text{O}_{\text{BN}} + c * \delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3\text{-min}}$$

mit:

$\delta^{15}\text{N}_{\text{LY}}$; $\delta^{15}\text{N}_{\text{FN}}$; $\delta^{15}\text{N}_{\text{BN}}$;

$\delta^{15}\text{N}_{\text{NO}_3\text{-min}}$; $\delta^{18}\text{O}_{\text{LY}}$;

$\delta^{18}\text{O}_{\text{FN}}$; $\delta^{18}\text{O}_{\text{BN}}$; $\delta^{18}\text{O}_{\text{NO}_3\text{-min}}$ gemessene elementspezifische Isotopensignale in Nitratflüssen

a, b, c errechneter Anteil am Mischsignal

Im Mineralboden könnten außerdem noch Austauschprozesse zur Fraktionierung des Isotopensignals beitragen (Haberhauer et al., 2001).

5. Dank

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die Projektfinanzierung (FOR 816). Weiterer Dank gebührt den Helfern des Teilprojektes zur Untersuchung von Stoffflüssen in einem ecuadorianischen Bergregenwald. Wir danken den ecuadorianischen Behörden für die Forschungsgenehmigung.

6. Literatur

- Goller R., W. Wilcke, M.J. Leng, H.B. Tobschall, K. Wagner, C. Valarezo, W. Zech. 2005. Tracing water paths through small catchments under a tropical montane forest in south Ecuador by an oxygen isotope approach. *Journal of Hydrology* 308:67-80.
- Haberhauer, G., M.H. Gerzabek, K. Blochberger, A. Krenn. 2001. Stabilisotopenanalytik von Nitrat zur Abschätzung der N-Dynamik im Waldboden und der N-Belastung des Bodenwassers am Mühleggerköpfl/Nordtiroler Kalkalpen. *FBVA-Berichte* 119:99-109.
- Hensler U., J. Knuth, C. Valarezo, W. Wilcke. 2007. Phosphor- und Basenumsätze während der Mineralisation in Böden unter einem ecuadorianischen Bergregenwald. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, dieser Band*.
- Kendall, C. 1998. Tracing Nitrogen Sources and Cycling in Catchments. In: Kendall, C. und McDonnal, J.J. (Hrsg.), *Isotope Tracers in Catchment Hydrology*, Elsevier Science B.V., Amsterdam, S. 519-576.
- Matson P.A., W.H. McDowell, A.R. Townsend, P.M. Vitousek. 1999. The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry* 46:67-83.
- Martinelli L.A., M.C. Piccolo, A.R. Townsend, P.M. Vitousek, E. Cuevas, W. McDowell, G.P. Robertson, O.C. Santos, K. Treseder. 1999. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: Tropical versus temperate forests. *Biogeochemistry* 46:45-65.
- Nadelhoffer K.J., B. Fry. 1994. N-Isotope studies in forests. In: Lajtha K., Michener R.H. (Hrsg.), *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Sciences*. Oxford, Blackwell, S. 22-62.
- Silva, S. R., C. Kendall, D. H. Wilkison, A. C. Ziegler, C. C. Y. Chang, R. J. Avanzino. 2000. A new method for collection of nitrate from fresh water and the analysis of nitrogen and oxygen isotope ratios. *Journal of Hydrology* 228:22-36.

Methode zur Bestimmung der $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte in Sulfat aus Wasserproben in einem tropischen Bergregenwald Ecuadors

Simone Tapernon, Yvonne Oelmann, Wolfgang Wilcke

1. Einleitung

In einem tropischen Bergregenwald in Ecuador wurde auf gleichem Ausgangssubstrat eine deutliche Variabilität der pH-Werte (pH 4 bis 7) in der organischen Auflage festgestellt. Das Ausgangsgestein besteht aus schwach metamorphen Schiefen und Sandsteinen, aus denen sich v. a. Braunerden entwickelt haben. Eine mögliche Erklärung für die Variabilität der pH-Werte sind kleinräumig heterogene Redoxbedingungen [Wilcke et al. 2002]. Als Maß für die Intensität der reduzierenden Bedingungen, während derer Alkalinität entsteht und der pH-Wert in der Auflage erhöht wird, können die $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im Sulfat der Bodenlösung dienen. (Unvollständige) Oxidation und Reduktion des Schwefels führen zu einer Isotopenfraktionierung. Das Sulfat der Bodenlösung wird unter reduzierenden Bedingungen im Vergleich mit dem Gesamtsignal der Bodenfestphase isotopisch schwerer, wohingegen es unter oxidativen Bedingungen isotopisch leichter wird. Um auszuschließen, dass ein beobachtetes verändertes S-Isotopensignal in der Bodenlösung auf den Eintrag mit dem Niederschlag zurückzuführen ist, muss auch das S-Isotopen-Signal des Niederschlags untersucht werden.

Mit der hier vorgestellten Methode kann Sulfat in Niederschlags- und Bodenlösungsproben ohne Störionen, z.B. organische Schwefelverbindungen, Nitrat oder Phosphat, gemessen werden.

2. Material und Methode

Das Methodenziel ist die Sulfatmessung in Niederschlags- und Bodenlösungsproben nach Eliminierung von Störsubstanzen (z. B. organische S-Verbindungen, NO_3^- , PO_4^{3-}) sowie die SO_4^{2-} -Aufkonzentration durch den Einsatz eines Anionenaustauschers (BioRad AX 1-X 8). Diese Methode wurde auf der Grundlage der von Knöller & Trettin [2003] und Mandernack et al. [2000] beschriebenen Vorgehensweisen entwickelt.

In einem ersten Schritt wurde die Methode anhand von Versuchslösungen mit Standardsubstanzen (Sulfatsalz und organ. S-Verbindungen) getestet und optimiert (Abb. 1).

Die Konzentrationen der Versuchslösungen wurden entsprechend realer Konzentrationen von Probenlösungen gewählt (20 mg/L $\text{SO}_4\text{-S}$ (= 60 mg/L SO_4^{2-}), 60 mg/L gelöster organischer Schwefel [DOS]).

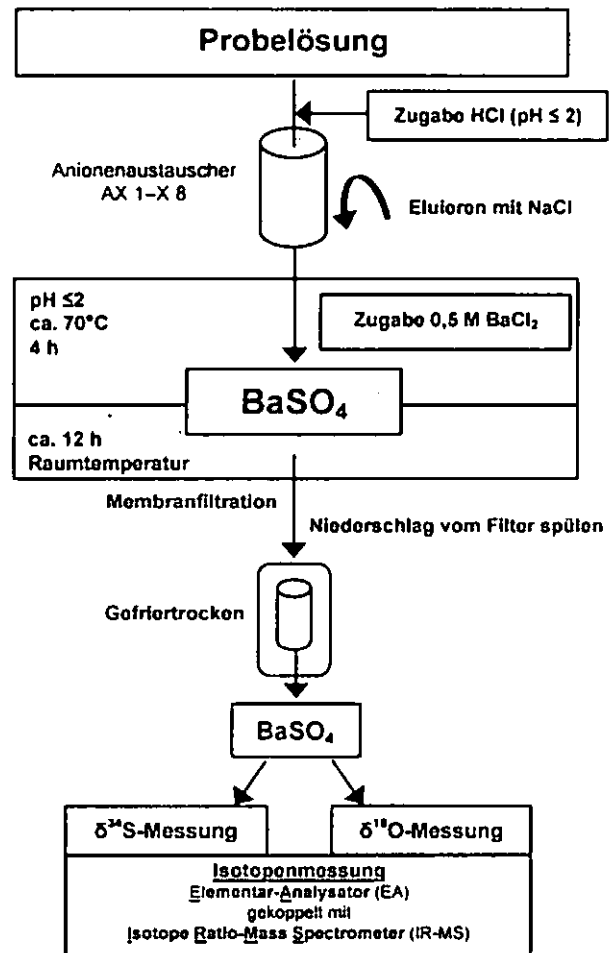


Abb. 1: Laufdiagramm der optimierten Methode

Die Methode wurde an realen Proben angewendet. Dabei handelte es sich um Bodenlösungsproben aus einem Ökosystemexperiment in Deutschland (hohe S-Konzentrationen zur Methodenerprobung) und Niederschlags-, Oberflächenabfluss- und Bodenlösungsproben aus einem ecuadorianischen Bergregenwald (niedrige S-Konzentrationen).

Die Bodenlösungsproben des Ökosystemexperimentes stammen von einer Fläche des „Jena-Experiments“ in der Saaleaue bei Jena (50°55'N, 11°35'E, Roscher et al. 2004). Mit Hilfe von Saugplatten wurde in der Zeit von Mai 2004 bis April 2005 Bodenlösung aus 30 cm Tiefe gewonnen.

Der tropische Bergregenwald liegt in Südecuador (4°00'S, 79°05'W). Niederschlagsproben werden mit Regensammelern gewonnen, Bodenlösungsproben mit Saugkerzen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Zur Optimierung der Methode wurden in Vorversuchen der pH-Wert und die Fällungstemperatur variiert.

Der pH-Wert wurde auf ≤ 2 im Probenaufreinigungsprozess festgelegt. Die Ansäuerung der Probelösung führt zur Protonierung der organischen S-Verbindungen, wodurch diese nicht am Anionenaustauscherharz adsorbieren und somit vom Sulfat der Probe abgetrennt werden. Nach Zugabe von BaCl_2 wird Phosphat als BaPO_4 gefällt. Der Sauerstoff im Phosphat würde das Ergebnis der $\delta^{18}\text{O}$ -Messung des Sulfats verfälschen. Bei $\text{pH} \leq 2$ bleibt BaPO_4 gelöst und wird vom BaSO_4 durch Filtration abgetrennt. Vorversuche bei pH 5 ergaben allerdings keine signifikanten Unterschiede in der Wiederfindung und im Isotopensignal im Vergleich zu $\text{pH} \leq 2$ (für ausgewählte Proben).

Die Fällung wurde in den Vorversuchen bei 20°C oder 70°C durchgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Fällungstemperatur auf die Wiederfindung von Schwefel und Sauerstoff jeweils keinen signifikanten Einfluss hat. Dennoch ist die Schwefelwiederfindung bei 70°C mit 94,7% um 2,3% höher als bei 20°C (Abb. 2).

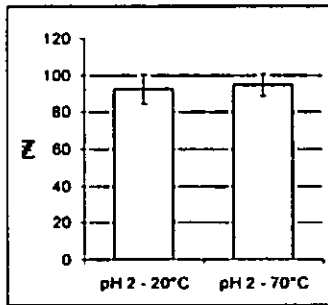


Abb. 2: Mittelwert der Schwefelwiederfindungen [%] der Vorversuche (n=22), Fällungstemperatur 20°C bzw. 70°C, pH-Wert ≤ 2, Fehlerbalken = Standardfehler

Bei den $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werten konnte kein signifikanter Unterschied zwischen Temperaturenvarianten festgestellt werden (Abb. 3).

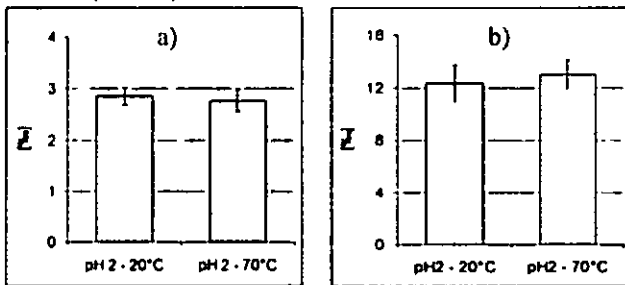


Abb. 3: Mittelwert des $\delta^{34}\text{S}$ -Wertes [‰] (a) und des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes [‰] (b) der Vorversuche (n=22), Fällungstemperatur 20°C bzw. 70°C, pH-Wert ≤ 2, Fehlerbalken = Standardfehler

Die Methode wurde an Bodenlösungsproben aus einem Grünland-Experiment in Jena auf einem kalkhaltigen Aueboden angewendet. Die SO_4 -Konzentrationen der Proben liegen zwischen 9,8 und 88,3 mg/L. Aufgrund der vorhandenen Probenvolumina, lagen für die Fällung ausreichend hohe Massen (bis zu 30 mg) an SO_4^{2-} vor. Die Wiederfindungen von Schwefel und Sauerstoff im Sulfat lag bei ca. 100% (Abb. 4). Zur Kalibration wurden zertifizierte Standards (NBS 127 [$\delta^{34}\text{S}$ u. $\delta^{18}\text{O}$], IAEA-SO-5 [$\delta^{34}\text{S}$], IAEA-NO-3 [$\delta^{18}\text{O}$]) verwendet, womit die Richtigkeit der Messung garantiert wird. Für die untersuchten Proben liegt der Messfehler (Standardabweichung, n = 2 - 3) unter 6%. Die Auswertung der $\delta^{34}\text{S}$ -Werte (2,25 - 5,05 ‰) und der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte (3,83 - 9,41 ‰) ist in Arbeit.

Die SO_4 -S-Konzentrationen der Wasserproben aus dem ecuadorianischen Bergregenwald betragen im Mittel 0,02 - 0,88 mg/L (entspricht 0,06 - 2,64 mg/L SO_4^{2-}) [Goller et al. 2006]. Die Anwendung der Methode hat gezeigt, dass für auswertbare Ergebnisse eine Anreicherung von 5 mg SO_4^{2-} erforderlich ist. Bei den gegebenen Konzentrationen muss dazu ein Probenvolumen von 2 - 84 L über den Anionenaustauscher gegeben werden.

Aus logistischen Gründen muss dieser Schritt direkt in Ecuador durchgeführt werden.

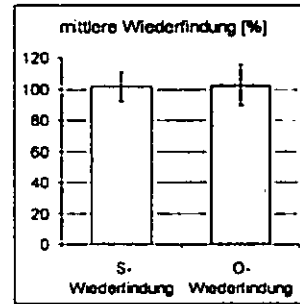


Abb. 4: Mittelwert der Wiederfindungen von Schwefel und Sauerstoff in Bodenlösungsproben aus Jena (n=17), Fehlerbalken = Standardfehler

Die Messung der Vorversuchs- und der Realproben am EA-IRMS (Elementar-Analyser [Elementar] gekoppelt mit einem Isotope Ratio-Mass Spectrometer [GVII]) hat gezeigt, dass für die $\delta^{34}\text{S}$ -Messung die Zugabe von WO_3 zur vollständigen Oxidation des BaSO_4 notwendig ist und dass sowohl für die $\delta^{34}\text{S}$ - als auch für die $\delta^{18}\text{O}$ -Messung gerätetechnisch bedingte Einwaagebereiche zu beachten sind (hier 2 - 4 mg BaSO_4). Die Stickstoff-Gehalte im gefällten BaSO_4 lagen unterhalb der Nachweisgrenze, womit eine ausreichende Aufreinigung der Proben bestätigt wird.

4. Schlussfolgerungen

Für die Anwendung der Methode ist eine Mindestmasse von 5 mg SO_4^{2-} erforderlich (bei geringen Konzentration muss entsprechend mehr Probenvolumen eingesetzt werden). Die gerätetechnisch bedingten Einwaagebereiche müssen bekannt sein. Die Zugabe von WO_3 zum BaSO_4 ist für die $\delta^{34}\text{S}$ -Messung erforderlich. Die Probe wird ausreichend aufgereinigt, die Wiederfindung liegt bei ca. 100%.

5. Dank

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die Finanzierung des Projektes Wi 1601/4 und 8.

6. Literatur

- Goller R., Wilcke W., Fleischbein K., Valarezo C. und Zech W. (2006) Dissolved nitrogen, phosphorus, and sulfur forms in the ecosystem fluxes of a montane forest in Ecuador. *Biogeochemistry*, 77: 57-89
- Knöller K. und Trettin R. (2003) Isotopenanalytische Bewertung des Sulfathaushaltes in landwirtschaftlich genutzten Wassergewinnungsgebieten. *UFZ-Bericht 16/2003*, Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig
- Mandernack K., Lynch L., Krouse H. R. et al. (2000) Sulfur cycling in wetland peat of the New Jersey Pinelands and its effect on stream water chemistry. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 64: 3949-3964
- Roscher C., Schumacher J., Baade J. et al. (2004): The role of biodiversity for element cycling and trophic interactions: an experimental approach in a grassland community. *Basic Appl. Ecol.* 5, 107-121.
- Wilcke W., Yasin S., Abramowski U., Valarezo C. und Zech W. (2002) Nutrient storage and turnover in organic layers under tropical montane rain forest in Ecuador. *European Journal of Soil Science*, 53: 15-27

Organotin in percolates of mixtures of soil and harbour sludge

Rolf Tippkötter¹, Rainer Horn and Heidi Taubner

1. Introduction

Dredged harbour sediments have a high nutrient content and could be suitable as fertilizer and a soil amendment. On the other hand several pollutants found in dredged sediments cause concern regarding this application. Organotin, especially TBT, affects sediment management concepts of harbours because of potential toxicological and ecological impacts.

This study concentrates on the output of TBT and its metabolites MBT and DBT with the soil solution into the groundwater.

2. Material and methods

Water saturated soil columns of sandy soils (Db 1.2, 1.4, and 1.6 g cm⁻³) with different amounts of TBT contaminated harbour sludge (0, 200, 400, 600 t ha⁻¹) were percolated with a 0.001 M CaCl₂-solution up to six hours. The percolates of every thirty minutes were analysed for TBT, DBT, and MBT.

For the gas-chromatographic determination a GC (PerkinElmer) with split/splitless injector, a flame photometric detector (with tinselective interference-filter), and a capillary column was used.

3. Results

The harbour sludge applied to the sandy soil was found to be contaminated with 29 µg kg⁻¹ MBT, 72 µg kg⁻¹ DBT and 200 µg kg⁻¹ TBT. The concentration of MBT in the percolates was marginal and has, therefore, not been included in this study. It has been shown that there are no significant differences in the organotin concentrations of the percolates as far as soil density

(Db 1.2, 1.4 g cm⁻³) is concerned.

The mean concentrations of DBT over a percolation period of six hours disclose only little relation to the different applications of harbour sludge (Tab. 1, Fig. 1). Almost independently from soil density and applied sludge (R² = 0.759) the concentrations in the percolation vary from 4-11 ng L⁻¹, with slightly higher concentrations within the 600 t ha⁻¹ series. In contrast, TBT as the most hazardous organotin in the percolates is closely correlated to the amount of sludge applied (R² = 0.975; Fig. 1). Starting at a background level of ca. 2 ng L⁻¹ the maximum is reached at ca. 20 ng L⁻¹ when 600 t ha⁻¹ harbour sludge have been applied.

There is no significant time dependent decreasing or increasing tendency of TBT or DBT concentration in the percolate over a period of six hours (Tab. 1). Consequently, even after this time the reservoir of organotin is big enough to release an unchanged amount of TBT and DBT to the groundwater.

Tab. 1 TBT and DBT concentration in percolates dependent on different applications of harbour sludge.

Time of percolation (hrs)	Application of organotin contaminated harbour sludge (t ha ⁻¹ at Db 1.2 g cm ⁻³)							
	0		200		400		600	
	DBT	TBT	DBT	TBT	DBT	TBT	DBT	TBT
	ng L ⁻¹							
1.0	7	3	5	8	7	16	10	20
2.5	5	3	4	6	2	10	7	17
4.5	9	2	5	9	6	14	9	25
6.0	2	2	10	13	10	23	10	20

Time of percolation (hrs)	Application of organotin contaminated harbour sludge (t ha ⁻¹ at Db 1.4 g cm ⁻³)							
	0		200		400		600	
	DBT	TBT	DBT	TBT	DBT	TBT	DBT	TBT
	ng L ⁻¹							
1.0	8	2	4	11	9	18	11	16
2.5	5	2	2	10	5	16	11	20
4.5	2	2	9	13	7	8	12	27
6.0	1	1	6	8	6	9	10	21

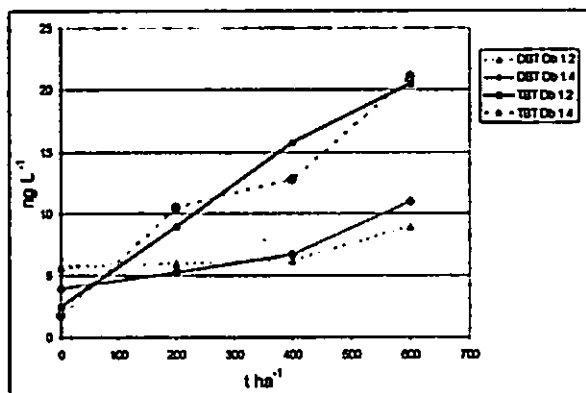


Fig. 1 Mean TBT and DBT concentrations in the percolate over a period of six hours.

4. Conclusions

While the mean concentrations of DBT in the percolates show only little relation to the amount of applied harbour sludge over a period of six hours, TBT concentrations in the percolates are closely correlated.

After six hours of percolation no reduction of TBT and DBT concentrations was found. The concentration in the percolates of both, TBT and DBT, did not reach the maximum permissible value for drinking water.

Soil density does not influence the organotin concentrations of the percolates.

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Böden: Globale Verteilung

Wolfgang Wilcke

1. Einleitung

Am Ende des 19. Jahrhunderts kam es zu einem Anstieg der PAK-Gehalte in der Umwelt infolge der Industrialisierung (Sanders et al. 1993). Dies führte zur Annahme, dass die PAK-Gehalte in den meisten Böden überwiegend anthropogen sind (Sims and Overcash, 1983). In jüngerer Literatur gibt es vermehrt Hinweise darauf, dass neben Perylen, dessen Biogenese bereits seit längerem bekannt ist, auch Naphthalin und Phenanthren biologisch produziert werden (Azuma et al., 1996; Jürgens et al., 2000). Die Böden der gemäßigten Zone weisen ein ähnliches Muster auf (Wilcke, 2000). Entsprechend einer Hypothese von Wania und Mackay (1996) werden flüchtige Organika weltweit verteilt und dabei entsprechend ihres Dampfdrucks fraktioniert. Dies sollte zur Zunahme des Beitrages niedermolekularer PAK mit zunehmender geographischer Breite führen. Die PAK-Muster tropischer Böden werden von Naphthalin, Phenanthren und Perylen dominiert und weisen damit ebenfalls ein spezifisches Muster auf, das sich von demjenigen in den gemäßigten Breiten unterscheidet (Wilcke, 2000). Untersuchungen in der nordamerikanischen Prärie und der russischen Taiga haben ergeben, dass auch Hintergrundgebiete in den gemäßigten und subpolaren Regionen auffällig hohe Beiträge von Naphthalin und Phenanthren aufweisen. (Wilcke and Amelung, 2000; Wilcke et al., 2006). Daher ist das Ziel dieser Arbeit, die Hypothese zu prüfen, dass die Zusammensetzung der PAK-Muster in Böden sich weltweit aus zwei Hauptmustern, einem natürlichen und einem anthropogenen erklären lassen. Falls es nur zwei Quelltypen mit einem charakteristischen Muster gibt (also ein natürlicher und ein anthropogener Fingerabdruck), würde eine Regression der Anteile natürlicher PAK auf die Anteile anthropogener PAK an den PAK-Gesamtgehalten eine Funktion des Typs $y = -x + c$ ergeben, in der y = Beitrag der anthropogenen PAK zur Summe der PAK-Gehalte, x = Beitrag der natürlichen PAK zur Summe der PAK-Gehalte und c = Konstante (Summe von x und y) sind. Die Steigung der Regressionsgeraden wäre -1 . Ich prüfte die Hypothese, dass eine Auftragung der natürlichen gegen die anthropogenen Anteile an den PAK-Summengehalten einzelne Standorte entsprechend ihrer anthropogenen Belastung entlang dieser Regressionsgeraden angeordnet werden.

2. Material und Methoden

Abbildung 1 zeigt eine Übersicht über die Standorte, die in diese Untersuchung einbezogen wurden. Die Messwerte aus 12 Regionen stammen aus der eigenen Arbeitsgruppe, Daten von weiteren 15 Regionen aus der Literatur

Professur für Bodengeographie/Bodenkunde, Geographisches Institut, Johannes Gutenberg-Universität, 55099 Mainz, Email: wolfgang.wilcke@uni-mainz.de

3. Ergebnisse und Diskussion

Die mittleren Summengehalte von 20 PAK in den von uns untersuchten Regionen variierten zwischen 4,8 and 186.000 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (Abb. 2a). Die Regionen in Mitteleuropa (Bayreuth, BT; Stephanskirchen, ST; Tschechien, CZ; Slowakei, ZI) waren deutlich höher mit PAK belastet als alle anderen Regionen. Unter den weniger belasteten Regionen wiesen die beiden tropischen Städte Bangkok (BK) und Überlândia (UB) und die beiden subtropischen bis subpolaren Regionen Prärie (PR) und Taiga (RU) die höchsten PAK-Gehalte auf, während die übrigen Böden in Brasilien (BR, CE und AM) und Ghana (GH) niedrige PAK-Gehalte enthielten.

Die Auftragung der Anteile von Naphthalin+Phenanthren+Perylen gegen die Summe der Anteile von 11 höhermolekularen PAK am Summengehalt der 20 PAK ergab eine enge negative Korrelation. Die untersuchten Regionen wurden entsprechend ihrer PAK-Gehalte entlang der Regressionsgeraden angeordnet (Abb. 2a und b).

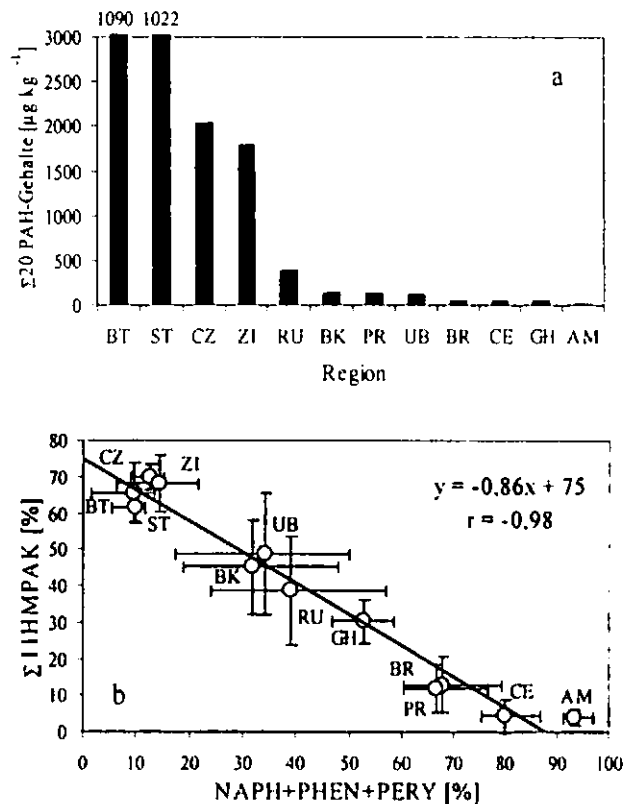


Abb. 2: (a) Mittlere Summengehalte von 20 PAK in 12 Regionen (eigene Daten). (b) Zusammenhang zwischen den mittleren Naphthalin (NAPH)+Phenanthren (PHEN)+Perylen (PERY)-Anteilen an der Summe von 20 PAK-Gehalten und denjenigen von 11 höher molekularen PAK (HMPAK) für dieselben Regionen. Fehlerbalken zeigen Standardabweichungen.

Für die Literaturdaten zeigte die Auftragung der Naphthalin+Phenanthren-Anteile an der Summe der häufig gemessenen 16 prioritären PAK der U.S. Environmental Protection Agency (EPA, 2006) gegen die Anteile von acht höhermolekularen PAK eine größere Streuung als die analoge Auftragung für unsere eigenen Daten (Abb. 3 und 4).

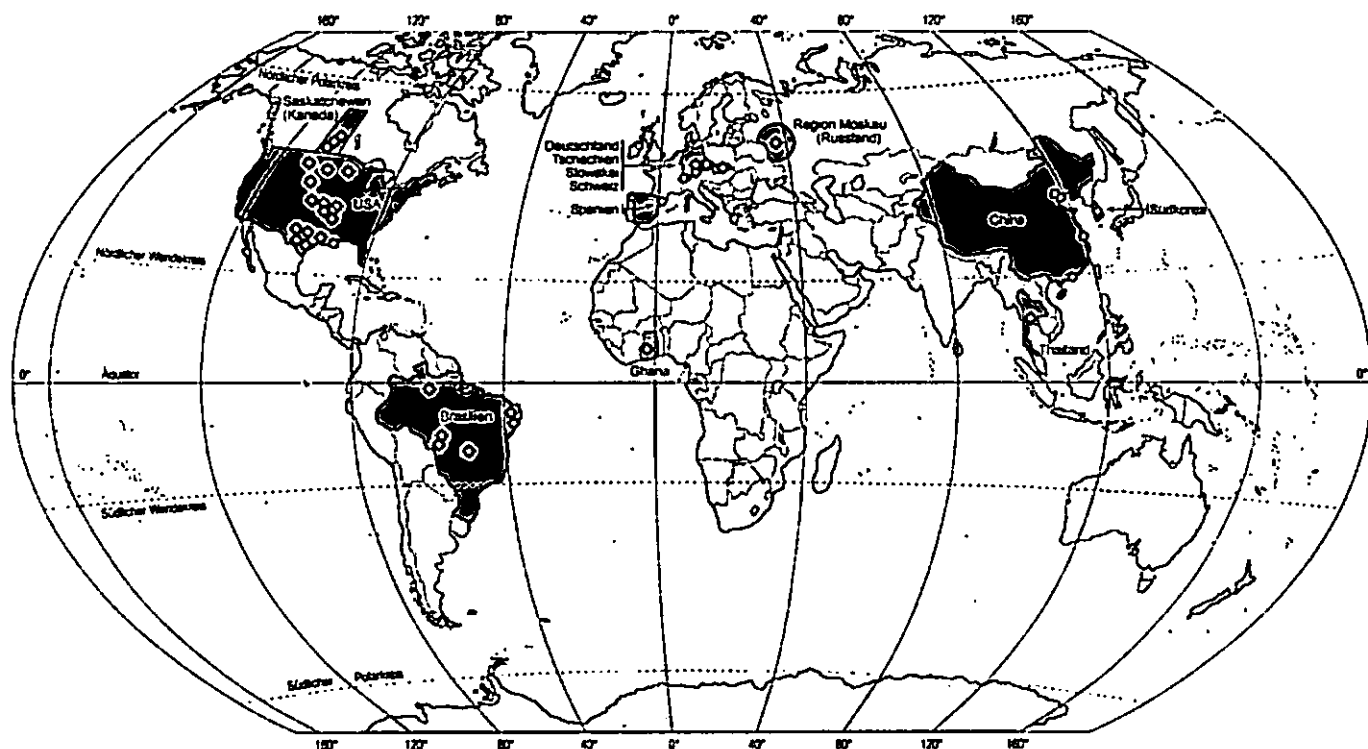


Abb. 1: Lage der in die Auswertung einbezogenen Standorte (Rauten: eigene Messungen, Kreise: Literaturdaten – Aufzählung aller Quellen in Wilcke, 2007).

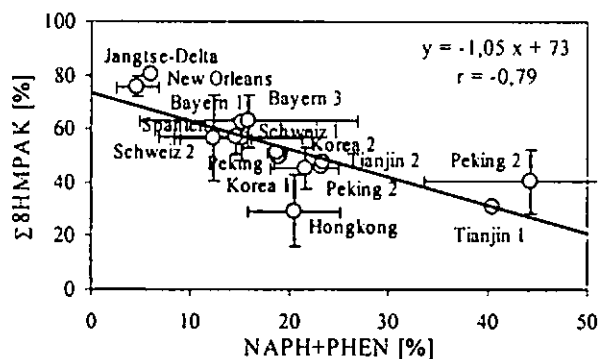


Abb. 3: Zusammenhang zwischen den mittleren NAPH+PHEN-Anteilen an den Summehalten der 16 EPA-PAK und denjenigen von 8 höher molekularen PAK (HMPAK) für 15 Regionen, deren PAK-Gehalte der Literatur entnommen wurden. Fehlerbalken zeigen Standardabweichungen. Quellen in Wilcke (2007).

Die höhere Streuung ist zum einen auf methodische Differenzen zurückzuführen, zum anderen auf spezifische Quellen. Dennoch zeigte sich eine ähnliche Regressions-gerade wie für die eigenen Daten. Die PAK-Gehalte in der Literatur variierten erheblich. Wenn alle Daten gemeinsam aufgetragen wurden, zeigte sich wieder eine enge Korrelation zwischen den Naphthalin+Phenanthren-Anteilen an den Summehalten der 16 EPA-PAK und denjenigen von acht höhermolekularen Verbindungen Für den gesamten Datensatz ergab sich außerdem eine Korrelation zwischen den PAK-Summehalten der Böden als Maß für ihre Belastung und den Naphthalin+Phenanthren-Anteilen an den Summen-gehalten der EPA-PAK (nicht gezeigt).

4. Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der Auswertung eigener und Literaturdaten stützen die Hypothese, dass sich die PAK-Muster in Böden generell hauptsächlich als Mischung eines Hintergrund- und anthropogenen Musters erklären lassen.

5. Dank

Ich danke Wulf Amelung, Thomas Bartsch, Andrea Bergmann, Brigitte Burckhardt, Martin Krauß und der Deutschen Forschungsgemeinschaft.

6. Literatur

Azuma, M., Toyota, Y.A., Kawano, S., 1996. Naphthalene - a constituent of *Magnolia* flowers. *Phytochem.* 42, 999-1004.
 EPA (U.S. Environmental Protection Agency), 2006. Current national recommended water quality criteria. <http://www.epa.gov/osw/criteria/wqcriteria.html#priority>.
 Jürgens, A., Webber, A.C., Gottsberger, G., 2000. Floral scent compounds of Amazonian Annonaceae species pollinated by small beetles and thrips. *Phytochem.* 55, 551-558.
 Sanders, G., Jones, K.C., Hamilton-Taylor, J., Dörr H., 1993. Concentrations and deposition fluxes of polynuclear aromatic hydrocarbons and heavy metals in the dated sediments of a rural English lake. *Environ. Toxicol. Chem.* 12, 1567-1581.
 Sims, R.C., Overcash, M.R., 1983. Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. *Res. Rev.* 88, 2-68.
 Wania, F., Mackay, D., 1996. Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 30, 390A-396A.
 Wilcke, W. 2007. Global patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil. *Geoderma* 141, 157-166.
 Wilcke, W., Amelung, W., 2000. Persistent organic pollutants (POPs) in native grassland soils along a climosequence in North America. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 2140-2148.
 Wilcke, W., Amelung, W., Martius, C., Garcia, V.B., Zech, W., 2000. Biological sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Amazonian rain forest. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 27-30.
 Wilcke, W., Krauss, M., Safronov, G., Fokin, A.D., Kaupenjohann, M., 2006. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of the Moscow region: concentrations, temporal trends, and small-scale distribution. *Environ. Pollut.* 141, 327-335.

Validierung eines Berechnungstools für Schwermetalle im Boden anhand schlagspezifischer Schwermetallbilanzen

Dorit Zörner, Wolfgang Reiher, Stefan Gäth

Einleitung

In der 4. Projektphase des SFB 299 „Landnutzungs-konzepte für periphere Regionen“ wird das Modell ATOMIS (Assessment Tool for Metals in Soils, REIHER ET AL. 2004) anhand von schlagspezifischen Schwermetallbilanzen validiert. Das Modell erlaubt die regional differenzierte Vorhersage der Entwicklung des Schwermetallstatus im Oberboden in Abhängigkeit vom Landnutzungs- und Bewirtschaftungssystem. Die Validierung der Modellergebnisse bezieht sich auf Böden unterschiedlich bewirtschafteter Standorte, deren Bewirtschaftung über einen Zeitraum von mehr als 10 Jahren dokumentiert ist. Sie erfolgt durch einen Vergleich berechneter Werte für den Schwermetallgesamtgehalt, den sorbierten Gehalt und die Lösungskonzentration mit gemessenen Werten.

Methodik

Zur Validierung des Berechnungstools ATOMIS werden Daten langjährig gut dokumentierter Ackerstandorte in der intensiv landwirtschaftlich genutzten Region Wetterau (Hessen) herangezogen. Informationen über die Bewirtschaftung (z.B. Klärschlammaufbringung, Düngemitelein-satz,) innerhalb der letzten (mind.) 10 Jahre stellen hierbei die Landwirte zur Verfügung. Zusätzlich werden Daten aus Literaturquellen (Schwermetallbilanzen, Dauerversuchsfläche, Lysimeterstudien, etc.) in die Validierung einbezogen.

Zur Beprobung der Ackerböden wurden pro Acker (ca. 2 ha) 4 Teilflächen angelegt, auf denen jeweils eine Mischprobe aus 20 Bohrstock-Einstichen erstellt wurde. Nach Extraktion der Bodenproben mit Königswasser, EDTA und NH_4NO_3 erfolgte die Analyse der Extrakte mit ICP-MS (7500ce, Agilent) für die Schwermetalle Ni, Cu, Zn, Cd und Pb.

Die Schwermetallbilanzierung berücksichtigt auf der Eintragsseite Düngemittel (inkl. Aufbringung von Klärschlämmen), Pflanzenschutzmittel und die atmosphärische Deposition. Ausgetragen werden Schwermetalle über das Sickerwasser und den Entzug durch Pflanzen. Dabei wird die Lösungskonzentration (C_{lsg}) über eine erweiterte Freundlich-Isotherme (HORN 2003) aus dem sorbierten Schwermetallgehalt (C_{sorb}) berechnet:

$$\log C_{\text{lsg}} = (\log C_{\text{sorb}} - \beta_0 - \beta_{\text{H}^+} \log [H^+] - \beta_{\text{KAK}} * \log [KAK]) * m^{-1} \quad (\text{Gl. 1})$$

(mit: β_0 - intrinsischer Parameter; β_{H^+} , β_{CEC} und m - Regressionskoeffizienten; H^+ - Protonenkonzentration; KAK - Kationenaustauschkapazität)

Die sorbierte Schwermetallkonzentration wird über eine Pedotransferfunktion aus dem Gesamtgehalt (des Vorjahres) ermittelt wird:

$$\log C_{\text{sorb}} = a + b \log H^+ + c \log C_{\text{org}} + d \log T_{\text{on}} + e \log C_{\text{KW}} \quad (\text{Gl. 2})$$

(mit: a - intrinsischer Parameter; b , c , d und e - Regressionskoeffizienten; C_{org} - organischer C- Gehalt; C_{KW} - Königswasser-extrahierbarer Schwermetallgesamtgehalt)

Die Gegenüberstellung von den ermittelten Ein- und Austrägen pro Jahr ermöglicht die Bilanzierung der Entwicklung des Schwermetallstatus im Oberboden auf Basis von Jahresschritten über längere Zeiträume.

Erste Ergebnisse

Die bilanzierte zeitliche Entwicklung der Schwermetallgesamtgehalte im Oberboden ist in den Abbildungen 1-4 beispielhaft für einen mit Schweinemist/-gülle und Klärschlamm gedüngten Löss-Acker gezeigt. Ausgehend von einem Messwert (Startwert 1994) wurde in Jahresschritten die Schwermetallkonzentration als Differenz aus Ein- und Austrägen berechnet. Als Vergleichswert wurde der Schwermetallstatus des Ackers Ende 2006 gemessen. Die Abbildungen 2 und 3 zeigen für Cu und Zn deutlich, dass die Klärschlammaufbringungen in den Jahren 1995 und 2002 sowie Schweinemistdüngungen 1995 und 1998 zu einer sichtbaren Erhöhung der Konzentrationen im Boden führte. Das Verhältnis von Modellwert zu Messwert (Fehlerquotient ϵ) ergab für Cu einen Wert um 1, was eine annähernde Übereinstimmung von prognostiziertem und gemessenem Gehalt anzeigt. Bei Zn lag

der aktuelle Messwert im Bereich des Wertes von 1994 und deutlich geringer als die berechneten Werte. Für Ni (Abb.1) und Cd (Abb.4) war der berechnete Konzentrationsanstieg über den betrachteten Zeitraum relativ gering.

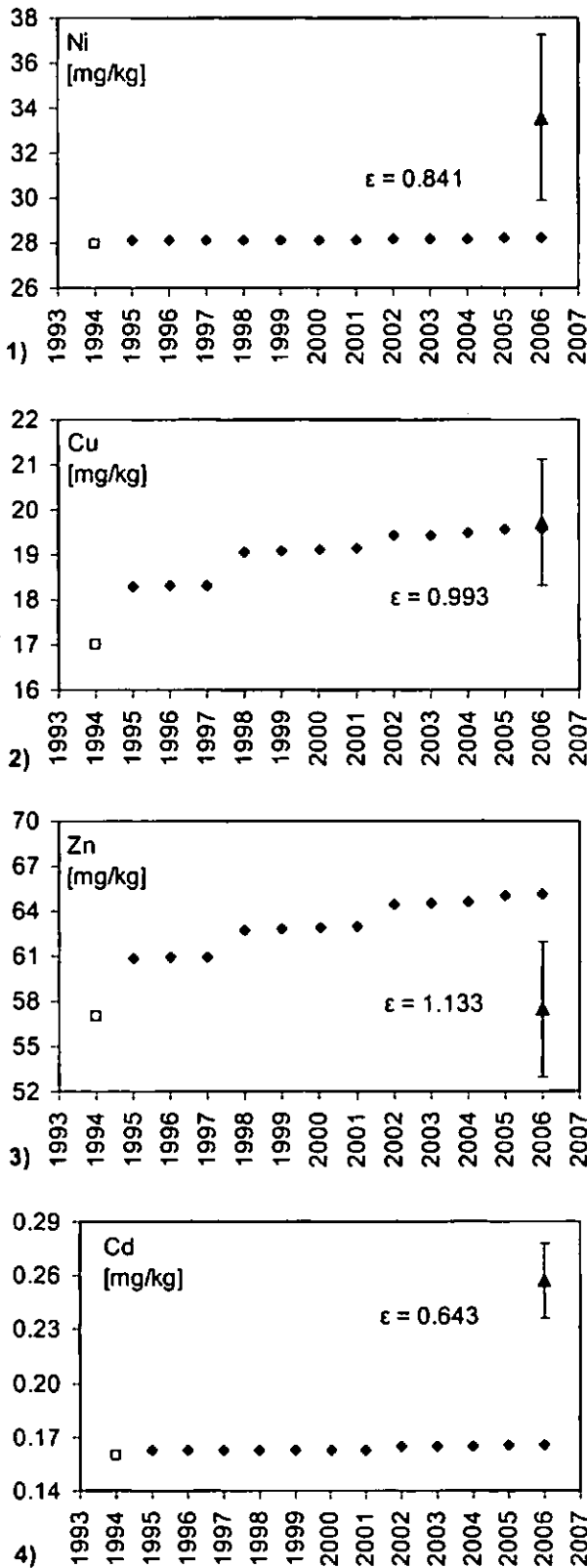


Abb. 1-4: Schwermetallgesamtgehalte im Oberboden: Startwert 1994 (Quadrat) und Vergleichswert 2006 (Dreieck \pm Standardabweichung) sind Messwerte; Rauten stellen berechnete Gehalte dar. Fehlerquotient $\epsilon = \text{Modellwert/Messwert}$

Die Fehlerquotienten zeigen für diese Schwermetalle mit $\epsilon < 1$ höhere gemessene als berechnete Werte an.

Insgesamt wurde bei allen Schwermetallen allerdings auch deutlich, dass die Mess- und Modellierungsunsicherheiten bei diesen Betrachtungen berücksichtigt werden müssen.

Ausblick

Die Analytik der Schwermetallgehalte und der Bodeneigenschaften, sowie alle weiteren Modellierungseingangsparameter sind ebenso wie die Modellierung mit empirisch abgeleiteten Parametern mit Unsicherheiten und (u.a. räumlichen) Variabilitäten verbunden. Deshalb soll für jede Variable und jeden Parameter die Unsicherheit (charakterisiert durch Streubreite oder Standardabweichung) im Rahmen einer auf einer Monte-Carlo-Methode basierenden Unsicherheitsanalyse ermittelt werden. Die für die Unsicherheit sensitiven Größen sollen anschließend mit einer Sensitivitätsanalyse auf Grundlage eines multiplen linearen Regressionsmodells identifiziert werden.

Die Messergebnisse aus den verschiedenen Bodenextrakten (Königswasser, EDTA, NH_4NO_3) ermöglichen die Validierung einzelner Berechnungsschritte (Pedotransferfunktionen zum Adsorptionsverhalten von Schwermetallen) im Modell ATOMIS.

Der SFB 299 „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ wird gefördert von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG).

Literatur

HORN, A. (2003): Beiträge zur Parametrisierung und Validierung erweiterter Freundlich-Isotermen für die Beschreibung der Sorption Cd, Zn, Ni und Cu im Boden. Boden und Landschaft, Bd. 38, Justus-Liebig-Universität Gießen, Diss.

REIHER W., DÜRING R.-A., GÄTH S. (2004): Development of Heavy Metal Contents in Soils According to Land Use and Management Systems - A Heavy Metal Balance Approach (10 pp.). Proceedings of the EUROSOIL 2004, Freiburg.

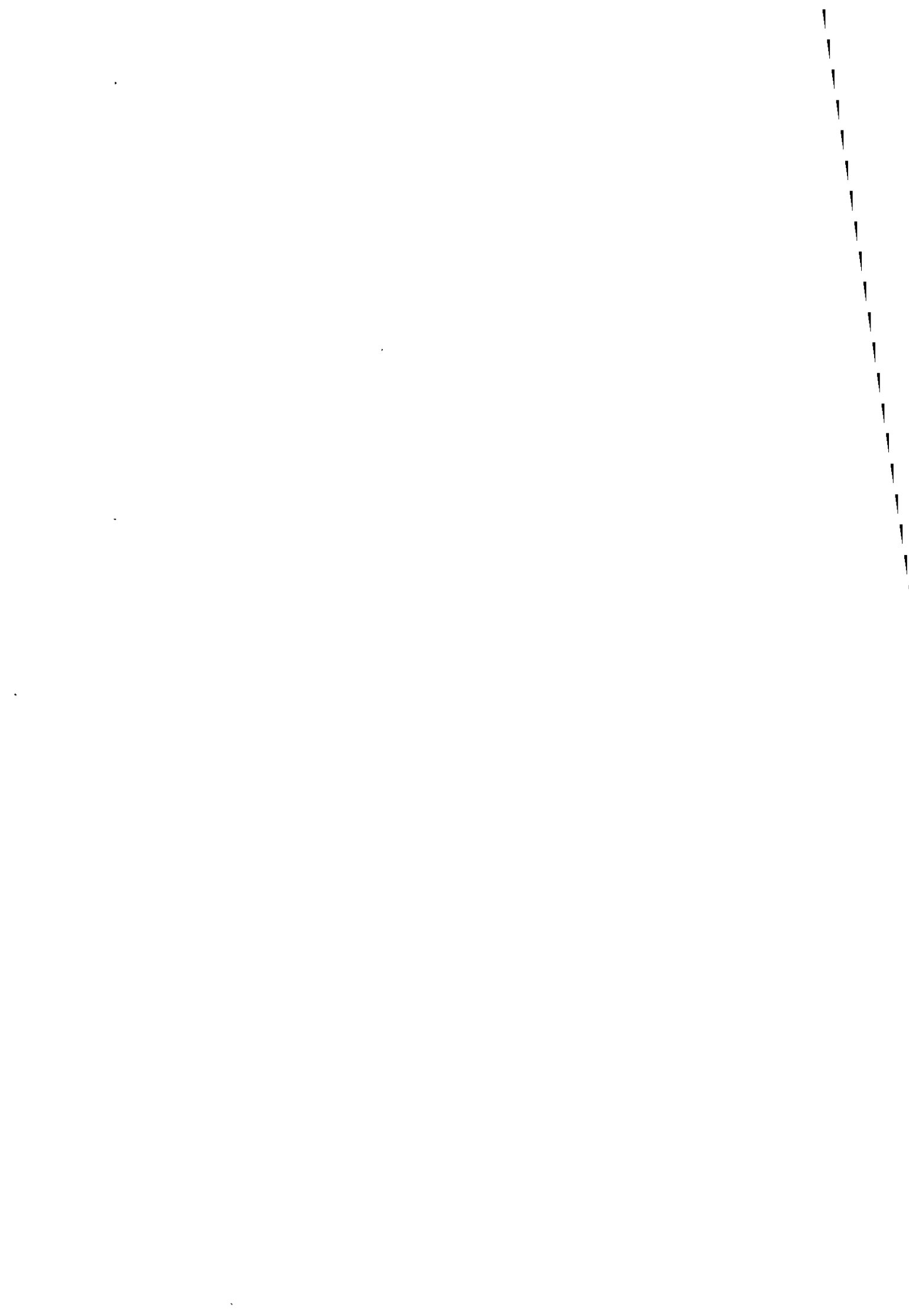
MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate Symposium Kommissionen II, I, III, IV und VII

Band 110

Heft 1

2007



Stabilisierung der organischen Bodensubstanz durch skalenabhängige physikalische Schutzmechanismen

J. Bachmann, G. Guggenberger, Th. Baumgartl, R.H. Ellerbrock, E. Urbanek, M.-O. Goebel, K. Kaiser, R. Horn, W.R. Fischer

EINLEITUNG

Es ist häufig beschrieben worden, dass Aggregation die organische Bodensubstanz (OBS) vor dem mikrobiellen Abbau schützt. Bisher gibt es jedoch nur wenige Informationen darüber, ob und wie die Quantität und Qualität der organischen Substanz selbst die Aggregation oder weitere physikalische Prozesse im Boden unterstützt, die sich entweder auf die Stabilisierung oder den Abbau der organischen Substanz auswirken können [8,9]. In diesem gemeinsamen Vorhaben [1] im Rahmen des SPP 1090 wurde postuliert, dass die Benetzbarkeit der Bodenpartikel, die in hohem Maß vom Stoffbestand der OBS beeinflusst wird, eine Schlüsselgröße darstellt. Dies stützt sich auf die Vermutung, dass z.B. die Zugänglichkeit von Enzymen und Nährstoffen für Mikroorganismen, die Luftversorgung sowie der konvektive und diffusive Transport von Nährstoffen in dünnen Wasserfilmen im teilgesättigten drei-Phasensystem signifikant durch die Benetzbarkeit beeinflusst wird.

ERGEBNISSE

Entsprechend wurden die folgenden Zielsetzungen verfolgt: Analyse organomineralischer Komplexe auf dem Nanomaßstab um der Frage nachzugehen, ob z.B. OBS in Mikroporen < 2 nm eingelagert wird und so effektiv geschützt wird [7]. Die zweite Zielsetzung bestand darin, nun die Wirkung derart adsorbierter OBS auf die Benetzbarkeit der Partikeloberflächen zu beschreiben [2,3]. In einem neuen Ansatz werden FTIR-Spektren, aus denen das Verhältnis von hydrophoben zu hydrophilen funktionellen Gruppen

bestimmt wird, mit Kontaktwinkeldaten kombiniert, um eine Beziehung zwischen strukturellen Daten und dem Benetzungsverhalten der mit organischer Substanz teilweise oder ganz bedeckten Oberflächen zu beschreiben. Die direkte Wirkung der Sorption auf die Abbaubarkeit der OBS wurde mittels NaOCl Oxidation geprüft [7]. Hier zeigte sich, dass für typische Mineraloberflächen (hier Metalloxide und -hydroxide, sowie Schichtsilicate) die Belegung mit OBS oft lückenhaft ist, wobei typischerweise Mikroaggregate im nm-Maßstab im Batch-Versuch gebildet wurden. Auch diese Aggregate sind anscheinend in der Lage (ebenso wie die Adsorption von OBS in Form dünner Beläge), dem mikrobiellen Abbau effektiv standzuhalten [7]. Trotz der lückenhaften Bedeckung der Mineraloberfläche konnte ebenfalls eine relativ klare Beziehung zwischen der FTIR-Analyse und der Menge der organischen Substanz auf die Benetzbarkeit festgestellt werden [3]. Bei Abnahme polarer C=O Gruppen gegenüber hydrophoben C-H Gruppen wird die Benetzbarkeit herabgesetzt. Dieser Effekt begünstigt zusätzlich die Stabilisierung durch eine höhere Aggregatstabilität von Makroaggregaten im mm-Maßstab gegenüber Dispergierung und Zerschlämmung, was den Einschluss und den Schutz der OBS in Aggregaten fördert [4]. Auch dieser Effekt wurde bereits beschrieben, wenngleich auch nicht explizit im Zusammenhang mit der weniger augenscheinlichen subkritischen Benetzungshemmung [1, 10] für Kontaktwinkel $< 90^\circ$, die noch nicht als wasserabweisend erkennbar ist, aber dennoch signifikant die Aggregatstabilität fördert [4].

In einem teilgesättigten Boden verändert offenbar eine Benetzungshemmung die mikroskalige Verteilung des Bodenwassers [5]. Die Wasserverteilung um einzelne Partikel herum wurde mittels elektronenmikroskopischer Untersuchungen (ESEM) erfasst, der mikrobielle Abbau der OBS wurde über die Freisetzung von CO_2 quantifiziert. Die ESEM-Aufnahmen

zeigten, dass mit zunehmendem Kontaktwinkel (abnehmender Benetzbarkeit) das Wasser heterogener in der Matrix verteilt ist und in Form diskontinuierlicher Filme auf den Partikeloberflächen vorliegt [5].

Alle beschriebenen Effekte sind in Abb.1 prinzipiell zusammengefasst:

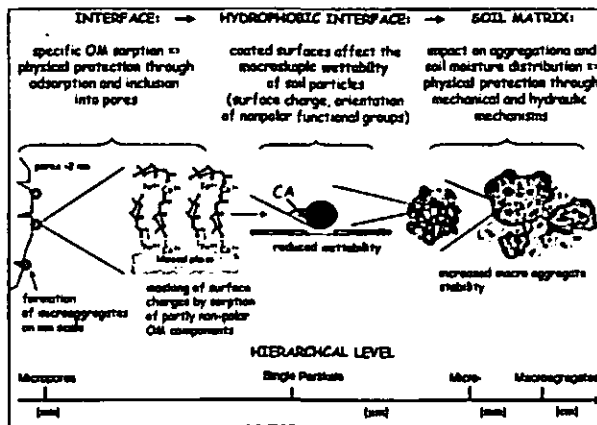


Abbildung 1:

Schematische Darstellung der Modifikation von Mineraloberflächen durch Sorption organischer Substanz und mögliche Stabilisierungsprozesse auf den verschiedenen Skalen von nm bis cm [1].

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Benetzbarkeit der Partikeloberflächen kann durch Kontakt-winkelmessungen quantifiziert werden. Die veränderte Benetzbarkeit stellt eine Verbindung zwischen chemischer Struktur der OBS und wichtigen physikalischen Prozessen im Boden her, die potenziell stabilisierend wirken können und den mikrobiellen Abbau von OBS verzögern. Bei entsprechendem Landmanagement könnte möglicherweise der Kohlenstoff-gehalt in Böden erhöht werden. Alle angegebenen Ergebnisse sind in der nachfolgenden Literatur ausführlich beschrieben worden.

LITERATUR

[1] Bachmann, J., G. Guggenberger, Th. Baumgartl, R.H. Ellerbrock, E. Urbanek, M.-O. Goebel, K. Kaiser, R. Horn, W.R. Fischer (2008): Physical carbon sequestration mechanisms of soil organic

matter under special consideration of soil wettability. Special Issue SPP 1090. J. Plant Nutr. Soil Sci.

[2] Ellerbrock, R. H., Gerke, H.H. (2004): Characterization of organic matter from aggregate coatings and biopores by Fourier Transform Infrared spectroscopy. *Eur. J. Soil Sci.* 55, 219-228.

[3] Ellerbrock, R.H., Gerke, H.H., Bachmann, J., Goebel M.-O. (2005):

Composition of organic matter fractions for explaining wettability of three forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 57-66.

[4] Goebel, M.-O., Bachmann, J., Woche, S.K., W.R. Fischer (2005): Wettability-induced physical protection of soil organic matter. *Geoderma* 128, 80-93.

[5] Goebel, M.-O., S.K. Woche, J. Bachmann, A. Lamparter, and W.R. Fischer. 2007. Significance of wettability-induced changes in microscopic water distribution for soil organic matter decomposition. *Soil Sci. Soc. Am. J.* (in press).

[6] Jasinska, E., Wetzel, H., Baumgartl, T., Horn, R. (2006): Heterogeneity of physico-chemical properties in structured soils and its consequences. *Pedosphere* 16, 284-296.

[7] Kaiser, K., Guggenberger, G. (2007): Sorptive stabilization of organic matter by microporous goethite: sorption into small pores vs. surface complexation. *Eur. J. Soil Sci.* 58, 45-59.

[8] Kalbitz, K., J. Schmerwitz, D. Schwesig, E. Matzner (2003):

Biodegradation of soil-derived organic matter as related to its properties. *Geoderma* 113, 273-291.

[9] Urbanek, E., Hallett, P. Feeney, D., Horn, R. (2007): Water repellency and distribution of hydrophilic and hydrophobic compounds in soil aggregates from different tillage systems. *Geoderma* 140, 147-155.

[10] Woche, S.K., Goebel, M.-O., Kirkham, M.B., Horton, R., van der Ploeg, R.R., Bachmann J. (2005): Contact angle of soils as affected by depth, texture, and land management. *Eur. J. Soil Sci.* 56, 239-251.

Vergleich zweier quantitativer Kohlenstoffdynamik- Modelle mit einem konzeptionellen Modell unter Berücksichtigung landwirtschaftlicher Dauerversuche

Bernard Ludwig¹, Katrin Kuka²,
Uwe Franko², Margit von Lützwow³

Einleitung

Quantitative Modelle werden für ein verbessertes Verständnis der C-Sequestrierung in Böden benötigt. Es ist aber unklar, ob die dominierenden C-Stabilisierungsmechanismen adäquat berücksichtigt sind. Ziele sind das Testen des Rothamsted Carbon (RothC) Model und des „Carbon in Pore Space“ (CIPS)-Modells und der Vergleich der Modellstrukturen mit einem konzeptionellem Modell (v. Lützwow et al., 2007).

Material und Methoden

Die Modellierung der C-Dynamik erfolgte für den Halle-Dauerversuch „Ewiger Roggenbau“. Berücksichtigt wurden vier Varianten: Roggenanbau (1878-1996) und Maisanbau (1961-1996) jeweils mit und ohne NPK-Düngung.

Die benötigten Daten für das RothC-Modell waren Klimadaten in monatlicher Auflösung, Tongehalt, Bodentiefe, Bodenbedeckung durch die Vegetation und C-Eintrag in den Boden. Der C-Eintrag wurde anhand des Ertrags abgeschätzt (Franko, 1997) bei zusätzlicher Berücksichtigung der Rhizodeposition.

Die benötigten Daten für das CIPS-Modell (Kuka et al., 2007) waren physikalische Parameter des Bodenprofils, Klimadaten in täglicher Auflösung und Bewirtschaftungsdaten (Zeitpunkt und Menge an mineralischer und organischer Düngung, Zeitpunkt des Aufgangs, der Ernte und der Bodenbearbeitung). Der C-Eintrag wurde anhand des Ertrags abgeschätzt (Franko, 1997).

Ergebnisse und Diskussion

Die Modelleffizienz beider quantitativer Modelle war annähernd identisch: die C-Dynamik im Zeitraum von 1878-1953 wurde mit guter bzw. befriedigender Genauigkeit beschrieben, während es für die C-Dynamik im gesamten Zeitraum (1878-1996) größere Abweichungen aufgrund der hohen Variabilität der C-Vorräte (schrittweise Vertiefung der Pflughorizonte) gab.

Ein Vergleich der Modellstruktur des CIPS-Modells mit dem des konzeptionellen Modells (Abb. 1) zeigt eine große Übereinstimmung für die chemischen und physikalischen Stabilisierungsprozesse, organo-mineralische Stabilisierungen werden aber nicht berücksichtigt (Ludwig et al., 2007).

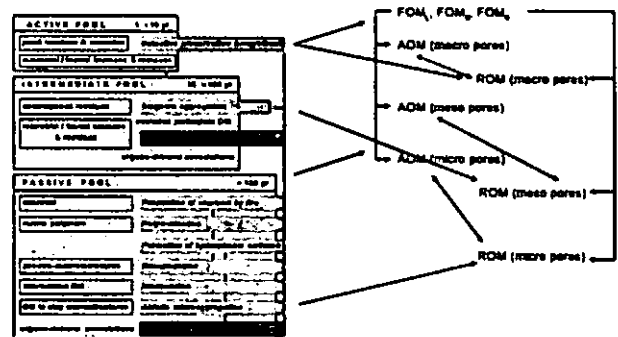


Abb. 1 Vergleich des konzeptionellen Modells (links) mit dem CIPS-Modell.

Ein Vergleich des RothC-Modells mit dem konzeptionellen Modell (Abb. 2) zeigt, dass sowohl für die intermediären als auch die passiven Pools das RothC-Modell nicht alle wichtigen Stabilisierungsprozesse beinhaltet (Ludwig et al., 2007).

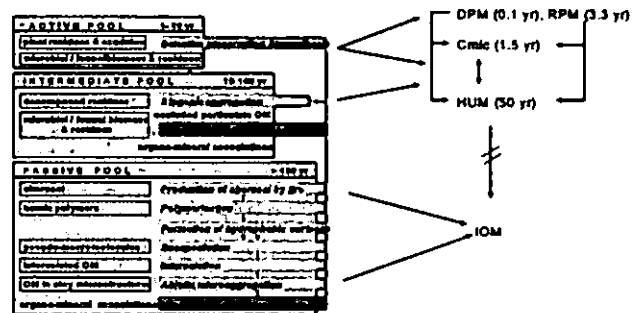


Abb. 2 Vergleich des konzeptionellen Modells (links) mit dem RothC-Modell.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde von der DFG im SPP 1090 gefördert.

Literatur

Franko, U. (1997): Modellierung des Umsatzes der organischen Bodensubstanz. Arch. Acker Pfl. Boden., 41, 527-547.
Kuka, K., Franko, U., and Rühlmann, J., (2007). Modelling the impact of pore space distribution on carbon turnover. Ecol. Model., in press.
Ludwig, B., Kuka, K., Franko, U. and von Lützwow, M. (2007): Comparison of two quantitative soil organic carbon models with a conceptual model using data from an agricultural long term experiments. J. Plant Nutr. Soil Sci., in press.
v. Lützwow, M., Kögel-Knabner, I., Ludwig, B., Matzner, E., Flessa, H., Ekschmitt, K., Guggenberger, G., Marschner, B. and Kalbitz, K. (2007): Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. J. Plant Nutr. Soil Sci., in press.

¹Fachgebiet Umweltchemie, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen, * bludwig@uni-kassel.de

²Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Halle

³Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München

Welche Bedeutung hat Rekalzitranz bei der Stabilisierung der organischen Substanz in Böden?

Bernd Marschner*, Sonja Brodowski, Alexander Dreves, Gerd Gleixner, Pieter M. Grootes, Ute Hamer, Alexander Heim, Gerald Jandl, Rong Ji, Klaus Kaiser, Karsten Kalbitz, Christiane Kramer, Peter Leinweber, Janet Rethemeyer, Michael W.I. Schmidt, Lorenz Schwark, Guido L.B. Wiesenberg

Zusammenfassung

Lange Zeit galt die selektive Anreicherung von schwer abbaubaren (= rekalzitranzen) organischen Verbindungen und die Bildung von rekalzitranzen Huminstoffen als der wichtigste Mechanismus bei der Stabilisierung der organischen Bodensubstanz (OBS). Zu den chemischen Strukturen, die die Abbaubarkeit organischer Verbindungen behindern, gehören Phenolgruppen, Äther-Brücken, quartäre C-Atome, langkettige Kohlenwasserstoffe oder heterozyklische N-Gruppen. Methodisch ist Rekalzitranz schwierig zu erfassen, da die Persistenz bestimmter Stoffe oder OBS-Fractionen auch durch andere Stabilisierungsmechanismen hervorgerufen werden kann. Zu diesen anderen Mechanismen gehören eingeschränkte räumliche Zugänglichkeit der OBS in feinen Poren oder im Inneren von Aggregaten und die Bindung an Mineraloberflächen.

Organische Substanz, die nicht mineralassoziiert ist (fPOM) und über Dichtefraktionierung isoliert werden kann, ist selten älter als 50 Jahre. Ältere fPOM-Partikel enthalten oft fossilen oder pyrogenen Kohlenstoff. Die Abbaubarkeit von gelöster frei verfügbarer oder wasserextrahierbarer organischer Substanz (DOM oder WEOM) ist häufig negativ mit deren Aromatizität korreliert, die sich über die UV-Absorption bei 254-280 nm abschätzen lässt. Aber in Unterböden sind sowohl die Aromatizität als auch die Abbaubarkeit von DOM gering, was darauf hindeutet, dass andere Faktoren oder Strukturen den Abbau behindern.

Von den untersuchten Einzelverbindungen wiesen Lignin, Lipide und deren Derivate mittlere Umsatzraten auf die geringer oder ähnlich den Umsatzraten der gesamten OBS sind. Nur ein sehr geringer Teil der Lignin-Einträge scheint in Böden zu verbleiben und befindet sich vor allem in der feinsten Bodenfraktion (< 20 µm), was eher auf physikochemische Stabilisierungsmechanismen hindeutet. Auch substanzspezifische ¹³C/¹²C-Verhältnisse von Pyrolyseprodukten aus Böden mit C3-C4 Vegetationswechsel zeigten keine Verbindungen auf, die Verweilzeiten von mehr als 40-50 Jahren im Boden haben, es sei denn, fossiler Kohlenstoff trat in größeren Mengen auf, wie an dem Standort Halle. Allerdings wird auch fossiler Kohlenstoff abgebaut, wie die geringen ¹⁴C-Konzentrationen in mikrobiellen Phospholipidsäuren von diesem Standort zeigen.

Auch "Black carbon" von verkohlten Pflanzenmaterialien erwies sich als relative gut abbaubar, mit 30-40% Abbau innerhalb von 6 Monaten. Der Abbau konnte noch weiter gesteigert werden, wenn dem Boden ein Substrat wie Glukose als leicht verwertbare C-Quelle zugesetzt wurde. Ein ähnlicher Mechanismus (Priming Effekt) wird dafür verantwortlich gemacht, dass in vielen Böden der OBS-Abbau nach Substratgaben stimuliert wurde, was darauf hindeutet, dass die OBS-Stabilität auch substratlimitiert sein kann.

Aus den Ergebnissen dieser Untersuchungen wird geschlossen, dass es wenig Hinweise dafür gibt, dass die selective Anreicherung von rekalzitranzen Substanzen im Boden als langfristig wirksamer Stabilisierungsmechanismus bedeutsam ist. Alte OBS mit langsamen Umsatzraten wurde im Rahmen dieses Programms nur in Assoziation mit Mineralischen Bodenbestandteilen gefunden. Bei der einzigen nicht-mineralassoziierten persistenten Kohlenstofffraktion im Boden handelt es sich in der Regel um Black carbon oder um fossilen Kohlenstoff.

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen des von der DFG geförderten Schwerpunktprogramms 1090 "Böden als Quellen und Senken für CO₂ - Mechanismen und Regulation der Stabilisierung organischer Substanz in Böden" gefördert.

* Ruhr-Universität Bochum
Geographisches Institut
Bodenunde/Bodenökologie
bernd.marschner@rub.de

Literatur

Marschner et al. (2008): How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? *J. Plant Nutr. Soil Sci.* (in press).

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate Symposium Kommissionen II und III

Band 110

Heft 1

2007



Einfluss von Gülle auf Sorption und Transport veterinärmedizinisch genutzter Sulfonamid-Antibiotika in Böden

von

Aust M.-O., S. Thiele-Bruhn, K.-U. Eckhardt, J. M. Köhne und P. Leinweber

EINLEITUNG

Weltweit werden Antibiotika zur Bekämpfung von Infektionskrankheiten eingesetzt. Im Bereich der Veterinärantibiotika stellen Sulfonamide die am zweithäufigsten verwendete Gruppe dieser Pharmazeutika dar [1]. Die Ausscheidung großer Anteile der applizierten Sulfonamide über Harn und Kot führte zu erheblichen Sulfonamidkonzentrationen von bis zu 500 mg l^{-1} [2] in Schweinegülle, die infolge mehrwöchiger Lagerung um etwa 50% abnahm [3]. Durch die Verwendung der Gülle als Düngemittel im land-wirtschaftlichen Betrieb, gelangen auch darin enthaltene Pharmazeutika auf Böden, weshalb in Grundwässern unterhalb güllegedüngter Flächen Sulfonamid-Konzentrationen von $0,08$ bis $7,6 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ nachgewiesen wurden [4, 5].

Zur Einschätzung solcher Gefahren werden Risk-Assessment Studien durchgeführt, wobei Verteilungskoeffizienten in Böden mittels Batchversuchen bestimmt werden. Die Erhebung dieser Koeffizienten erfolgt jedoch unter Vernachlässigung des realen Eintragspfades mit kontaminierten Exkrementen, da die getesteten Substanzen in wässriger Lösung auf die Bodenproben aufgebracht werden [6]. Durch Güllezugabe werden die physikochemischen Eigenschaften von Böden verändert. In Batchversuchen wurde nachgewiesen, dass diese Veränderung das Sorptionsverhalten von Sulfonamiden in Abhängigkeit von deren Substanzeigenschaften beeinflusst [7, 8]. Ziel dieser Studie ist es, den Einfluss der Gülle auf vertikale Sorptions- und Transportprozesse in Böden zu quantifizieren, zu beschreiben und Einflussfaktoren zu identifizieren. Dabei wird vermutet, dass einzelne Güllefraktionen einen Einfluss auf die Mobilität der Sulfonamide ausüben.

MATERIAL UND METHODEN

Es wurden Säulenversuche in Anlehnung an die Vorgaben der OECD [9] durchgeführt. Dazu wurde homogenisierter Feinboden der langjährig ungedüngten

Variante des Löß-Tschernosem ($1,7\% \text{ C}_t$, $\text{pH } 7,0$, $\text{S/UT } 6,7/70,2/23,1$, $\text{KAK}_{\text{pot}} 23,38 \text{ cmolc}_c \text{ kg}^{-1}$) des Statischen Dauerdüngungsversuch Bad Lauchstädt genutzt. Die Bodenproben wurden in Teflonröhren eingefüllt (Abb. 1) und auf $\text{ca. } 1,2 \text{ g cm}^{-3}$ verdichtet. Anschließend erfolgte die Kontamination des Bodens mit $10,3 \text{ ml}$ Schweinegülle (gesiebt $< 630 \text{ } \mu\text{m}$, 4% Trockensubstanz, C_t Frischmasse $1,75\%$, $\text{pH } 7,1$) bzw. Wasser, worin die fünf Sulfonamide Sulfadiazin (SDZ), Sulfadimidin (SDM) und Sulfadimethoxin (SDT) in einer Konzentration von jeweils 75 mg l^{-1} und Kaliumbromid (50 mg) enthalten waren. Diese kontaminierten Bodensäulen wurden über 120 h mit insgesamt 500 mm Modellniederschlag [10] beregnet und die Perkolate innerhalb 2-stündiger Intervalle aufgefangen.

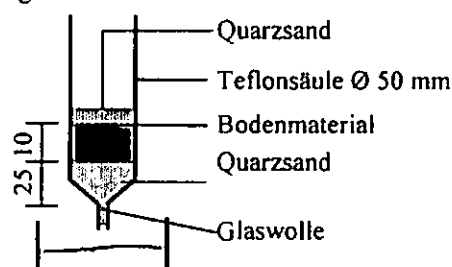


Abb. 1: Aufbau der Säulen für die Sorptions- und Transportversuche

Die Bestimmung der Sulfonamidkonzentrationen in den Perkolaten nach vorhergehender Festphasenextraktion [11] erfolgte mittels HPLC-MS-MS (LC: Agilent HP1050; Finnigan MAT TSQ 700, Bremen), während die Bromidkonzentrationen mittels Ionenchromatograph (Metrohm 733 IC Separation Center) bestimmt wurden. Aus den Durchbruchkurven des Bromids und der Sulfonamide wurden die Parameter des Wasserflusses und Sorptionsparameter mit HYDRUS-1D unter Verwendung der Konvektions-Dispersions-Gleichung (CDE) abgeleitet. Die Charakterisierung der organischen Substanz an getrockneten Rückständen der Sickerwässer und an gesiebten und gefilterten Güllefraktionen wurden mittels Pyrolyse-Feldionisationsmassenspektrometrie (Finnigan MAT 731) nach [11] durchgeführt.

ERGEBNISSE

Der Wasserfluss in der Variante mit Güllezugabe war deutlich unterschiedlich zur Variante ohne Güllezugabe (Abb. 2). Die Anpassung der Parameter der CDE an die Messwerte der Bromidkonzentration ergab eine Verminderung der Dispersion, was einen gleichmäßigeren Wasserfluss bedeuten würde. Dieses wurde während der Versuche jedoch nicht beobachtet. Stattdessen kam es zu einer stoßweisen Entwässerung der Bodensäulen in der Variante mit Güllezugabe, was auf einen Verschluss einzelner Poren zurückgeführt wurde.

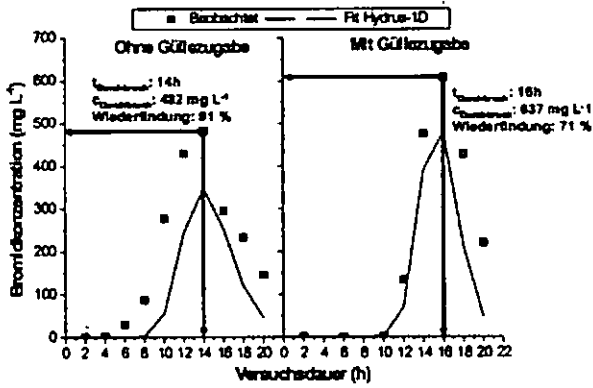


Abb. 2: Durchbruch von Bromid in Varianten ohne und mit Güllezugabe und Ergebnisse der Anpassung der CDE (HYDRUS-1D)

Auch der Durchbruch der Sulfonamide wurde durch die Zugabe von Schweinegülle beeinflusst (Abb. 3). Während die gemessenen Konzentrationen in den Sickerwässern stark zurückgingen und sich gleichzeitig das Peakmaximum zu höheren Retentionszeiten verschob, konnte eine Zunahme im Tailing der Sulfonamidpeaks beobachtet werden.

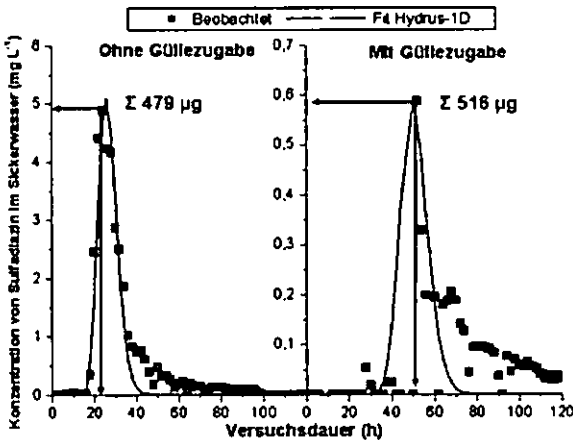


Abb. 3: Durchbruch von Sulfadiazin in Varianten ohne und mit Güllezugabe und Ergebnisse der Anpassung der CDE (HYDRUS-1D)

Die insgesamt ausgetragenen Sulfonamidmengen beider Varianten unterschieden sich dagegen nicht signifikant. Die Anpassung der Parameter der CDE an die Messwerte war erfolgreich, obwohl das Tailing in beiden Varianten nicht zufriedenstellend abgebildet werden konnte (Abb. 3). Die ermittelten linearen Verteilungskoeffizienten (K_d) waren in derselben Größenordnung wie bereits mittels Batch-Versuchen am selben Boden ermittelt [7]. In der Variante mit Güllezugabe sank das Bestimmungsmaß der Anpassung der CDE signifikant, was auf das verstärkte Tailing des Sulfonamidpeaks zurückgeführt wurde. Die Zugabe von Sulfonamiden mit Gülle zum Löß-Tschernosem bewirkt demnach eine verminderte Mobilität der Sulfonamide (Abb. 4A) infolge sorptiver Interaktionen von Antibiotika, Gülle und Boden.

Im Gegensatz dazu wurde bei Durchführung desselben Versuches in einem sorptionsschwächeren Plaggenesch (2,8 % C-Gehalt, pH 5,6, S/U/T 89/8/3) ein deutlich schnellerer Durchbruch des unpolaren Sulfonamids SDT beobachtet (Abb. 4B)

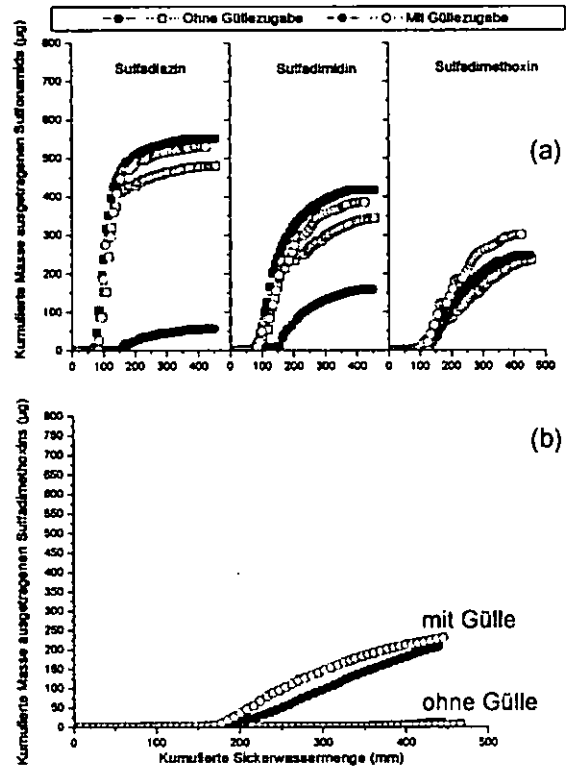


Abb. 4: Kumulierte Massen ausgetragener Sulfonamide in Varianten ohne und mit Güllezugabe eines Löß-Tschernosems (a) und Plaggeneschs (b)

Erste Analysen der Zusammensetzung der organischen Substanzen in Güllefraktionen und von Sickerwässern mittels Py-FIMS deuten an, dass gleichzeitig mit SDT auch eine Fraktion gullebürtiger organischer Substanz aus dem Löß-Tschernosem eluiert, die in ihrer Zusammensetzung der Fraktion $< 0,45 \mu\text{m}$ der Schweinegülle ähnlich ist. Deshalb muss vermutet werden, dass sowohl Art und Beladung der Austauscher des Bodens als auch die Zusammensetzung der Gülle die Mobilität der Sulfonamide in Böden bestimmt.

Literatur

1 Thiele-Bruhn S. (2003) J. Plant Nutr. Soil Sci. 166, 145-167 2 Grote M., Vockel A., Schwarze D., Mehlich A., Freitag M. (2004) Fres. Envir. Bull 13/11B, 1216-1224 3 Langhammer J.-P., Büning-Pfaue H., Winkelmann J., Körner E. (1988) Tierärztl. Umsch. 43, 375-382 4 Hirsch R., Temes T., Haberer K., Kratz K.-L. (1999) Sci. Tot. Envir. 225, 109-118 5 Campagnolo E.R.; Johnson K.R., Karpati A., Rubin C.S., Kolpin D.W., Meyer M.T., Esteban J.E., Currier R.W., Smith K., Thu K.M., McGeehin M. (2002) Sci. Tot. Envir. 299, 89-95 6 OECD (2000) OECD guidelines for testing of chemicals, test guideline 106, 1-26. 7 Thiele-Bruhn S., Aust M.-O. (2004) Arch. Envir. Contam. Tox. 47/1, 31-40 8 Boxall A.B.A., Blackwell P., Cavallo R., Kay P., Tolls J. (2002) Toxicol. Lett. 131, 19-28 9 BBA (2000): Versickerungsverhalten von Pflanzenschutzmitteln. Richtlinien für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln, Teil IV der BBA 4/2 9 OECD (2002) OECD guidelines for testing of chemicals, test guideline 312, 1-15 10 Scholtis A. (1986) Reports, Geol.-Paläont. Inst. Univ. Kiel, 13 11 Schulten H.-R., Leinweber P., Schnitzer M. (1998): Analytical pyrolysis and computer modelling of humic and soil particles. In: Huang P.M.; Senesi N., Buffle J. (1998): Structure and Surface Reactions of Soil Particles

Räumliche und zeitliche Akkumulation natürlicher Östrogene in landwirtschaftlich genutzten Böden

Beck, J. *; Totsche, K. U.; Kögel-Knabner, I.

1. Einleitung

Natürliche Östrogene können als endokrine Disruptoren in Wirkmengen von wenigen ng*l⁻¹ wirken [1]. Quelle natürlicher Östrogene, wie 17α-Östradiol, 17β-Östradiol, Östron und Östriol, ist z.B. Milchviehgülle, die als Wirtschaftsdünger auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgebracht wird. Über den Verbleib der Östrogene nach der Gülleausbringung ist wenig bekannt. Laborexperimente zeigten, dass Östrogene einerseits eine hohe Sorptionsneigung aufweisen (log K_{oc} = 3-4) und andererseits rasch abgebaut werden. Bei ersten Untersuchungen auf Ackerflächen konnten bis zu 36 ng Östrogene kg⁻¹ nachgewiesen werden. Da Wirtschaftsdünger in verschiedener Intensität und Häufigkeit auf landwirtschaftlich genutzte Böden ausgebracht werden, interessierte, ob Östrogene auf Acker- bzw. Weideflächen akkumulieren.

2. Material und Methoden

2.1. Untersuchungsgebiet

	Ackerflächen Parabraunerde				Grünlandflächen Braunerde- Rendzina	
	Kontrolle	15 Wo nach Gülle.	11 Wo nach Gülle.	4Wo n. Gülle. 3x Gülle	Kontrolle	intensiv beweidet
Sand [mg g ⁻¹]	290	380	349	470	140	230
Schluff [mg g ⁻¹]	400	490	374	310	470	410
Ton [mg g ⁻¹]	310	130	276	220	390	360
Lagerungs- dichte [g cm ⁻³]	1.2	1.3	1.1	1.3	0.8	1.3
Corg [mg g ⁻¹]	19.6	20.1	23.1	19.9	114.0	67.0
Nges [mg g ⁻¹]	2.8	3.8	5.2	2.8	12.9	5.7
KAK [mmol.kg ⁻¹]	834	759	699	837	752	467
pH _{CaCl2}	7.4	7.3	6.9	7.5	6.9	6.9

Tab. 1: Eigenschaften beprobten Flächen (0-15 cm)

* Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, WZW, 85350 Freising-Weihenstephan
email: beckj@wzw.tum.de

Die untersuchten Flächen befinden sich in der Münchner Schotterebene nahe Freising. Beprobte wurden vier Ackerflächen (Kontrolle min. 10 Jahre keine Güllegabe, 15, 11 bzw. 4 Wochen nach der letzten Güllegabe) und zwei Grünlandflächen. (Kontrolle, intensive Beweidung, Beprobungs-feld liegt nahe des Weideeingangs, vgl. Abb. 3). In Tab. 1 sind die Eigenschaften der beprobten Oberböden (0-15 cm) zusammengefasst.

2.2. Beprobung

Es wurde eine 5x5 Rasterbeprobung in einem Abstand 5m durchgeführt. An den 25 Probenahmepunkten wurden zum einen von allen Flächen Mischproben, zum anderen auf je einer intensiv genutzten Acker- bzw. Grünlandfläche Einzelproben entnommen. Die räumliche Verteilung der Östrogengehalte wurde mittels geostatistischer Verfahren (Semivariogramme und Kriging) berechnet.

2.3. Östrogenextraktion

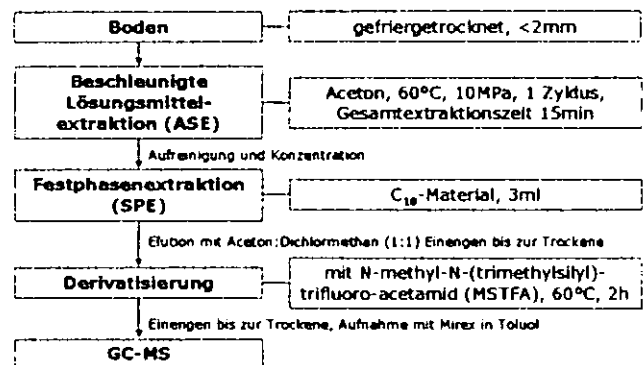


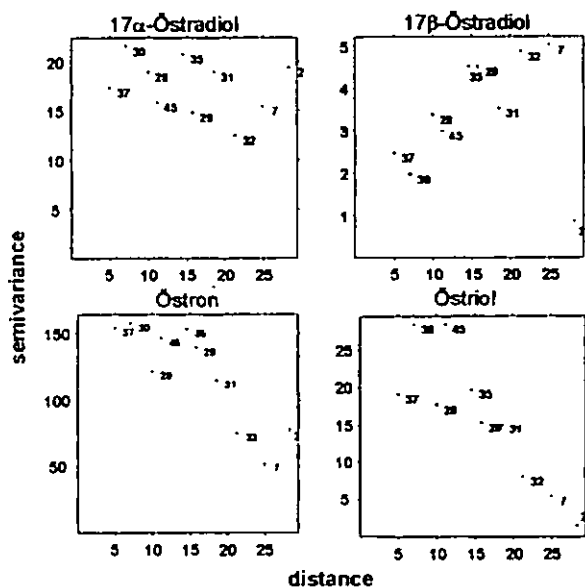
Abb. 1: Schema der Östrogenextraktion [2]

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Räumliche Verteilung

Die Semivariogramme der Ackerfläche zeigen Punktwolken, die keine räumliche Abhängigkeit nahe legen (Abb. 2a). Die daraus abgeleitete homogene Verteilung der Östrogengehalte lässt sich durch eine flächige Gülleausbringung und eine intensive Bodenbearbeitung, Durchmischung und Belüftung erklären. Die Semivariogramme der Grünlandfläche zeigen im Vergleich zur Ackerfläche Hinweise auf eine räumliche Abhängigkeit für 17α- und 17β-Östradiol (Abb. 2b). Diese kann auf punktuelle Belastungen durch Beweidung und eine fehlende Bodenbearbeitung zurückgeführt werden.

a) Ackerfläche 4Wo. nach letzter Güllegabe



b) Grünlandfläche intensiv beweidet

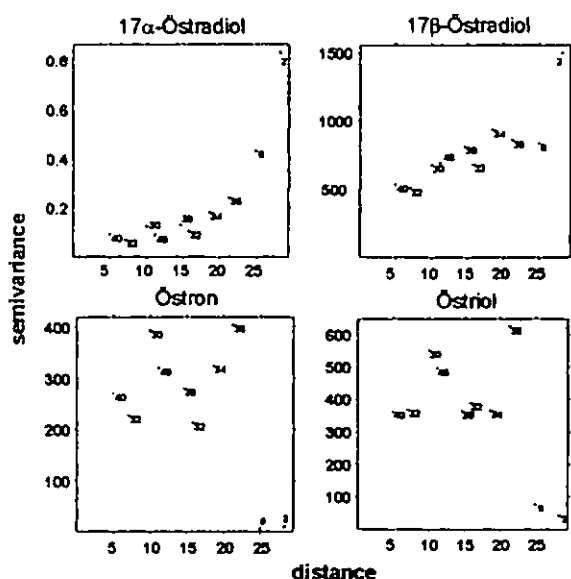


Abb. 2a,b: Semivariogramme der Östrogengehalte in den Einzelproben der Acker- bzw. Grünlandfläche

Das Kriging (Abb. 3) verdeutlicht die Abhängigkeit von der Distanz zum Weideeingang, die sich auch in der Verteilung des C_{org} -Gehalts der Proben widerspiegelt. C_{org} dient dabei auch als Hinweis für einen erhöhten

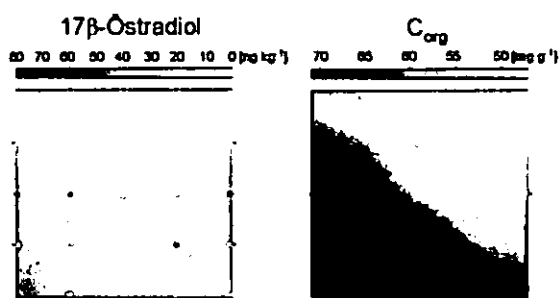


Abb.3: Räumliche Verteilung von 17β-Östradiol und C_{org} auf der Grünlandfläche (Kriging)

Eintrag an organischer Substanz (Exkremete der Weidetiere).

3.2. Zeitliche Veränderung

Bei weiter zurückliegenden Güllegabeterminen sind die Östrogengehalte auf den Ackerflächen deutlich reduziert. Innerhalb von 11 Wochen verringert sich die Summe der Östrogengehalte um >88%. Dabei verändert sich auch die Zusammensetzung der Östrogene: 11 Wo. nach letzter Güllegabe erscheint Östriol als häufigstes Östrogen, das durch mikrobiellen Abbau aus den anderen Östrogenen entsteht.

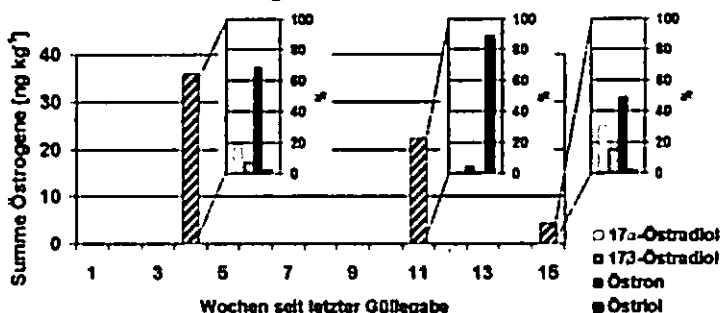


Abb. 4: Zeitliche Veränderung der Östrogengehalte und deren Zusammensetzung auf Ackerflächen

4. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Durch Milchviehgülle und Beweidung gelangen natürliche Östrogene in umweltrelevanten Mengen in landwirtschaftlich genutzte Böden. Auf einer 3 mal pro Jahr gegüllten Ackerfläche konnte bei flächiger Gülleausbringung und intensiver Bodenbearbeitung keine räumliche Akkumulation beobachtet werden. Auf Weideflächen konnten dagegen im Bereich des Weideeingangs erhöhte Östrogengehalte festgestellt werden, die auf dort vermehrte Abkoten der Tiere und ausbleibende Bodenbearbeitung zurückgeführt werden können. Eine Akkumulation natürlicher Östrogene über die Zeit scheint aufgrund raschen Abbaus, u.a. durch mikrobielle Aktivität, unwahrscheinlich.

Dank

Die Arbeit wurde u.a. durch das Hochschul- und Wissenschaftsprogramm (HWP-II): Fachprogramm „Chancengleichheit für Frauen in Forschung und Lehre“ unterstützt.

Literatur

- [1] Jobling, S. et al. (1998): Widespread Sexual Disruption in Wild Fish. Environmental Science and Technology. 32, S. 2498-2506
- [2] Beck, J.; Totsche, K. U.; Kögel-Knabner, I. (submitted): A rapid and efficient determination of natural estrogens in soils by pressurized liquid extraction and gas chromatography-mass spectrometry. Chemosphere

Auswaschung oder Abspülung?

Insektizide im Wasser einer tropischen Obstplantage in Hanglage

Holger Ciglasch,^{1,2,*} Wulf Amelung,^{1,3}

und Martin Kaupenjohann¹

Einleitung

In Nordthailand wurde in den letzten Jahrzehnten großflächig die Subsistenzwirtschaft durch eine weltmarktorientierte Obstproduktion abgelöst, was zu einem starken Anstieg des Verbrauchs an Pflanzenschutzmitteln (PSM) führte. Hierdurch entstehende Umweltbelastungen sind bekannt (1;2), jedoch gibt es kaum Studien zu den Transportpfaden von PSM aus Obstplantagen in angrenzende Gewässer. Eigene Vorarbeiten zeigen, dass für Nordthailand typische Acrisols starkes *fingering* aufweisen und somit anfällig für PSM-Austräge durch präferentielle Flüsse sind (3), jedoch könnte aufgrund von starken Hangneigungen von 15° und mehr auch der Oberflächenabfluss einen wichtigen Dissipationspfad darstellen. Ziel dieser Arbeit war, in einem *on farm*-Experiment mit ortsüblicher Wirtschaftsweise und bei natürlicher Witterung Insektizidausträge durch Auswaschung (*Leaching*) mit Austrägen durch Abspülung (*Runoff*) zu vergleichen und ihre ökologische Relevanz zu bewerten.

Material und Methoden

In einer nordthailändischen Litschiplantage (Haplic Acrisol; Details: siehe (4)) applizierten wir manuell ein Gemisch von Insektiziden (Chlorpyrifos, Dimethoat, Endosulfan- α und - β , Malathion und Mevinphos) direkt auf den Boden (5 Applikationstermine im 10-Tage-Rhythmus). Perkolat wurde durch 2 x 3 Dochtsammler (25 x 25 cm², 5) in 55 cm Bodentiefe aufgefangen, Oberflächenabfluss durch 3 je 2.5 m lange Edelstahlrinnen („Gerlach-Tröge“). Matrixpotenziale in 55 cm Bodentiefe und Niederschläge wurden automatisch erfasst, die Probensammler nach einem festgelegten Schema alle 1-3 Tage geleert. PSM-Rückstände wurden nach Festphasenextraktion mittels GC-MS quantifiziert (6).

Ergebnisse und Diskussion

Im Beobachtungszeitraum fielen ca. 160 mm Niederschlag. Die Dochtsammler schütteten an 5 Terminen Wasser, wobei die erste Probe anfiel, nachdem das Matrixpotenzial in 55 cm Bodentiefe auf < -3 kPa gefallen war (entspricht Dochtlänge von 30 cm). Auch die Sammler für Oberflächenabfluss führten an 5 Terminen Wasser. Beim Oberflächenabfluss bestand kein klarer Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Probenmenge, da es neben der Niederschlagsmenge eine ganze Reihe weiterer Steuergrößen gibt, die nicht ausdrücklich untersucht wurden (z.B. Niederschlagsintensität, Vorbefeuchtung des Bodens und davon abhängige Wasserleitfähigkeit, u.U. Hydrophobizitätseffekte etc.; Abb. 1). Circa 8% des Niederschlags wurden in den Dochtlysmetern wiedergefunden, als Oberflächenabfluss weniger als 0.02 %. Dieser geringe Oberflächenabfluss trotz steiler Hangneigung ist auf das hohe Infiltrationsvermögen des Bodens und auf den Gras-Unterwuchs am Standort zurück zu führen.

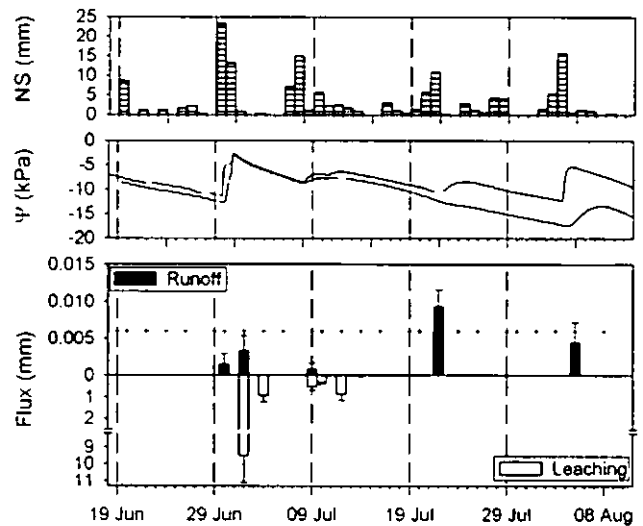


Abb. 1: Niederschläge, Tensionsverlauf (55 cm Bodentiefe) und Probenmenge (Oberflächenabfluss und Perkolat) für den Versuchszeitraum Juni – August 2002. Senkrechte Linien kennzeichnen die 5 Applikationstermine, Kreuze die Probenahmetermine.

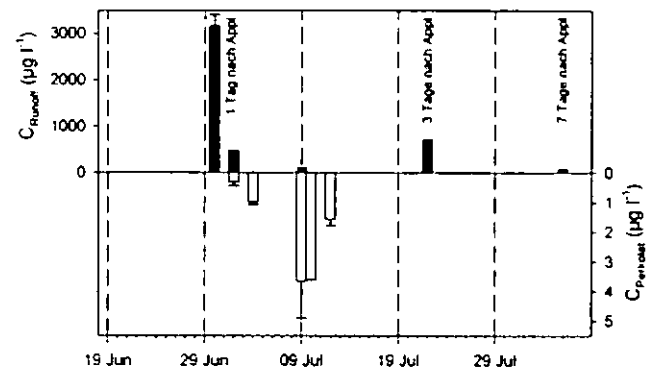


Abb. 2: Malathionrückstände im Oberflächenabfluss (*Runoff*) und im Perkolat einer thailändischen Obstplantage nach wiederholter Boden-Applikation (senkrechte Linien kennzeichnen Applikationstermine).

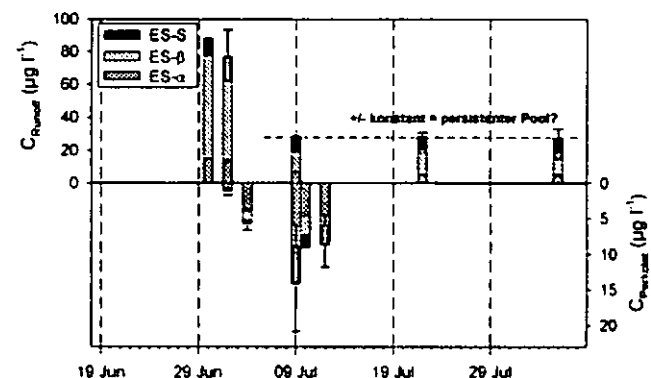


Abb. 3: Rückstände von Endosulfan- α und - β sowie dem Hauptmetaboliten Endosulfan-Sulfat im Oberflächenabfluss (*Runoff*) und im Perkolat einer thailändischen Obstplantage nach wiederholter Boden-Applikation (senkrechte Linien kennzeichnen Applikationstermine).

In sämtlichen Proben waren, unabhängig von den physikochemischen Eigenschaften der Wirkstoffe, Rückstände aller eingesetzten PSM zu finden (einzige Ausnahme: kein Mevinphos im Perkolat). Da alle Stoffe stark am Boden sorbieren (4), deutet diese Beobachtung auf eine PSM-Verlagerung durch den Boden auf präferenziellen Fließwegen hin.

Die Polarität der Wirkstoffe, die auch mit ihrer Halbwertszeit (HWZ) korreliert (7), beeinflusste deutlich die Dynamik der PSM-Rückstände und die Verteilung zwischen Oberflächenabfluss und Perkolat, was am Beispiel von

¹ TU Berlin, FG Bodenkunde, Salzufer 12, 10587 Berlin

² aktuelle Adresse: Leibniz Universität Hannover, Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

³ aktuelle Adresse: Rheinische Friedrich-Wilhelm-Universität Bonn, INRES, Nussallee 13, 53115 Bonn

* Korrespondenz: ciglasch@ifbk.uni-hannover.de

Malathion ($K_{oc}=1800 \text{ ml g}^{-1}$, (8); HWZ: 1.4–2.6 d, (4)) und Endosulfan ($K_{oc}=12400 \text{ ml g}^{-1}$, (8); HWZ: 2.7 – 5.0 d, (4)) veranschaulicht werden soll:

Das polarere Malathion wies Konzentrationen im Oberflächenabfluss von bis zu $3000 \mu\text{g L}^{-1}$ auf, wenn unmittelbar nach Applikation der Niederschlag folgte. Aufgrund der kurzen HWZ waren die abgespülten Mengen umso geringer, je mehr Zeit zwischen Applikation und Oberflächenabflussereignis vergangen war. Die Konzentrationen im Perkolat betragen maximal ca. $4 \mu\text{g L}^{-1}$ (Abb. 2). Im Gegensatz dazu erreichte das deutlich hydrophobere Endosulfan „nur“ ca. $80 \mu\text{g L}^{-1}$ im Oberflächenabfluss, aufgrund seiner höheren Persistenz waren die Konzentrationen jedoch deutlich geringeren Schwankungen ausgesetzt, so dass auch bei Niederschlägen lange nach Applikation deutliche Mengen abgespült werden konnten. Beim Transport durch den Boden wurde offenbar weniger Endosulfan als Malathion abgebaut, sodass trotz höherer Affinität zur Bodenfestphase die Endosulfan-Konzentrationen im Perkolat durchweg höher als die des Malathions waren (Abb. 3). Das hier geschilderte Wechselspiel zwischen Polarität und Persistenz auf der einen Seite und Hintergrund- bzw. Spitzenkonzentrationen der Wirkstoffe auf der anderen Seite spiegelte sich auch in Flusswasserkonzentrationen wider, die wir in einer Parallelstudie in benachbarten Einzugsgebieten ermittelten (hier nicht dargestellt; (9)).

Die Gesamtausträge von PSM über den Versuchszeitraum waren sehr gering und lagen sowohl für den Oberflächenabfluss als auch für das Perkolat maximal bei wenigen 100 mg ha^{-1} (bei 5 Applikationen à 2 – 6 kg ha^{-1} (4)). Es gab bei der Gesamtbilanzierung weder eine klare Differenzierung zwischen den unterschiedlichen Stoffen noch zwischen den beiden untersuchten Austragspfaden (Abb. 4). Offenbar wird der wassergebundene Pestizidaustrag aus der Untersuchungsfläche durch ein vielschichtiges Prozessgefüge gesteuert, bei dem sich trotz der oben geschilderten unterschiedlichen Dynamik der einzelnen Wirkstoffe insgesamt Sorption und Degradation sowie Abspülungs- und Auswaschungsneigungen weitgehend ausgleichen.

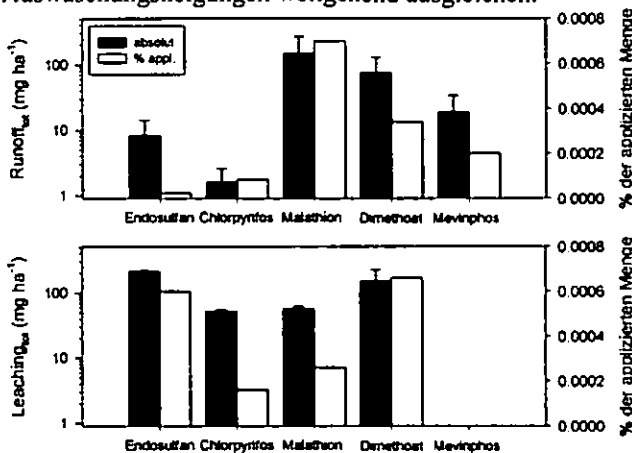


Abb. 4: Gesamtausträge von Pflanzenschutzmitteln durch Oberflächenabfluss (Runoff) und Perkolat (Leaching).

Um die ökologische Relevanz der PSM-Austräge bewerten zu können, wurden die Maximalkonzentrationen im Oberflächenabfluss mit tabellierten Toxizitätsdaten für zwei typische Testorganismen verglichen (Regenbogenforelle und Wasserfloh, 10;11). Bildet man den Quotienten aus akut toxischer Dosis („Toxicity“) und gemessener Umweltkonzentration („Exposure“) erhält man ein Maß für die Gefahr, die von einem Umweltgift ausgeht (Toxicity : Exposure Ratio, TER). Für alle von uns untersuchten Stoffe ist

das TER <1 für mindestens eines der beiden betrachteten Testorganismen (Abb. 5). Es ist somit mit akut toxischen Effekten auf die Organismen im Vorfluter zu rechnen, wenn Oberflächenabfluss eingetragen wird. Da die Landwirtschaft in den Einzugsgebieten im Norden Thailands vielfach auf einzelne Kulturen spezialisiert ist und somit bestimmte PSM großflächig und zeitgleich appliziert werden, wird eine Verdünnung im Vorfluter durch unbelastetes Flusswasser nur teilweise erfolgen (9).

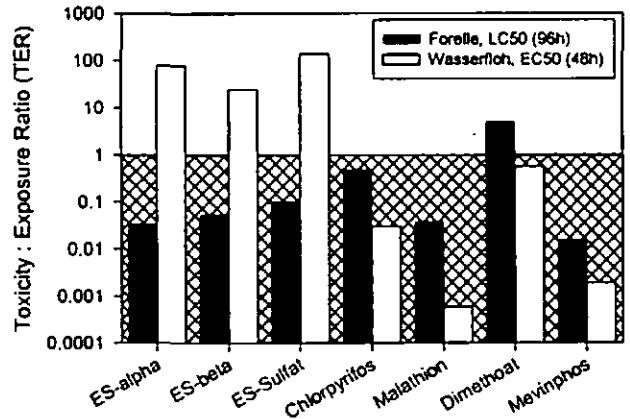


Abb. 5 Toxicity : Exposure Ratios (TER) der untersuchten Wirkstoffe. Toxizitätsdaten aus Literatur (10;11); Exposition = maximale Konzentration im Runoff. Bei TER < 1 (schraffiert) überschreitet die gemessene Umweltkonzentration die im Labor ermittelte Effektkonzentration.

Schlussfolgerungen

Im Untersuchungsgebiet werden etwa gleich große Mengen Pflanzenschutzmittel über Oberflächenabfluss und Perkolation ausgetragen, wobei die physikochemischen Eigenschaften der Wirkstoffe nur eine untergeordnete Bedeutung für Austragspfad und -gesamtmenge haben. Da die höchsten, akut toxischen, Konzentrationen im Oberflächenabfluss auftreten, sollten sich kurzfristige Mitigationsmaßnahmen auf diesen Pfad konzentrieren.

Literatur

- (1) Thapinta, A.; Hudak, P. F. Pesticide use and residual occurrence in Thailand. *Environmental Monitoring and Assessment* 2000, 60, 103-114.
- (2) Baun, A.; Bussarawit, N.; Nyholm, N. Screening of pesticide toxicity in surface water from an agricultural area at Phuket Island (Thailand). *Environmental Pollution* 1998, 102, 185-190.
- (3) Ciglasch, H.; Amelung, W.; Totrakool, S.; Kaupenjohann, M. Water flow patterns and pesticide fluxes in a tropical upland soil, northern Thailand. *European Journal of Soil Science* 2005, 56, 765-777.
- (4) Ciglasch, H.; Busche, J.; Amelung, W.; Totrakool, S.; Kaupenjohann, M. Insecticide dissipation after repeated field application to a northern Thailand upland soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 2006, 54, 8551-8559.
- (5) Laabs, V.; Amelung, W.; Pinto, A.; Zech, W. Fate of pesticides in tropical soils of Brazil under field conditions. *Journal of Environmental Quality* 2002, 31, 256-268.
- (6) Amelung, W.; Nikolakis, A.; Laabs, V. Multi-residue analysis of pesticides in acid clay soils from Thailand. *Journal of AOAC International* in press.
- (7) Ciglasch, H. *Insecticide dynamics in the soil environment of a tropical lychee plantation – A case study from Northern Thailand –*; Dissertation, Fakultät VI der TU Berlin, Berlin. <http://opus.kobv.de/tuberlin/volltexte/2006/1317/>, 2006.
- (8) Hornsby, A. G.; Wauchope, R. D.; Hermer, A. D. *Pesticide properties in the environment*; Springer: New York, 1996.
- (9) Ballarin, P. Agrochemikalien in nord-thailändischen Wassereinzugsgebieten: Flusswasseruntersuchungen mit Bewertung nach ökologischen Kriterien. Master Thesis, Bayreuth University, 2004.
- (10) US-EPA U.S. Environmental Protection Agency. 2002. *ECOTOX User Guide: ECOTOXicology Database System. Version 3.0.*; Available: <http://www.epa.gov/ecotoxi/>, 2002.
- (11) Wan, M. T.; Kuo, J. N.; Buday, C.; Schroeder, G.; Van Aggelen, G.; Pasternak, J. Toxicity of alpha-, beta-, (alpha plus beta)-endosulfan and their formulated and degradation products to *Daphnia magna*, *Hyalella azteca*, *Oncorhynchus mykiss*, *Oncorhynchus kisutch*, and biological implications in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2005, 24, 1146-1154.

Abbauverhalten der Steroidhormone 17 β -Estradiol und 17 α -Ethinylestradiol in verschiedenen Böden

Britta Stumpe und Bernd Marschner *

Einleitung

Steroidhormone, wie das natürlich vorkommende 17 β -Estradiol und das synthetische 17 α -Ethinylestradiol, gelangen über Klärschlamm, Abwässer und Wirtschaftsdünger auf landwirtschaftlich genutzte Böden und in Gewässer. In den Gewässern konnten in den letzten Jahren zunehmend Missbildungen an aquatischen Organismen beobachtet werden. Bislang gibt es nur vereinzelt Untersuchungen zum Verbleib dieser Verbindungen im Boden, so dass aufgrund ihrer Umweltrelevanz eine detaillierte Charakterisierung des Mineralisationsverhaltens von Interesse ist.

Material und Methoden

Für die Versuche wurde 17 β -Estradiol (E2) als Vertreter der natürlichen und 17 α -Ethinylestradiol (EE2) als Vertreter der synthetischen Estrogene ausgewählt (Abb. 1).

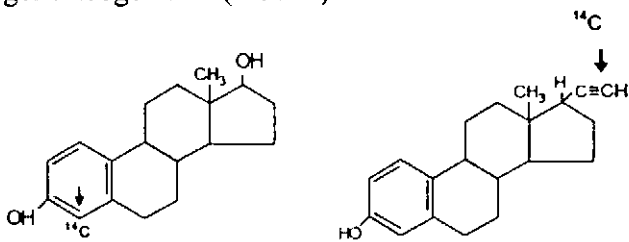


Abb. 1: Strukturformeln des [4-¹⁴C]-17 β -Östradiols (links) und des [17-¹⁴C]-17 α -Ethinylestradiol (rechts), (eigene Darstellung nach KREUTZIG (1997)).

Zunächst wurde mit acht Böden unterschiedlicher Nutzung das Abbauverhalten der Hormone charakterisiert. Weiterhin wurde, um die mikrobielle Zersetzungsgemeinschaft der beiden Verbindungen näher zu identifizieren, Testböden das toxisch wirkende Phenol Catechol und das Antibiotikum Streptomycin appliziert. In einem nächsten Schritt sollte durch Zugaben von NH₄NO₃ als anorganische und Alanin als leicht verfügbare organische N-Quelle überprüft werden, ob der Abbau beider Verbindungen N-limitiert ist.

* Ruhr-Universität Bochum
Geographisches Institut
Bodenkunde/Bodenökologie
e-mail: britta.stumpe@rub.de

Um die Mineralisation beider Hormone zu bestimmen wurden die Testböden für 28 Tage in einem Respirometer zur Inkubation gebracht, wobei ihnen ¹⁴C-markierte Hormone appliziert wurden. Durch das während der Inkubation freigesetzte ¹⁴CO₂ konnten anhand von Radioaktivitätsmessungen entsprechende Mineralisationsraten der Hormone berechnet werden.

Ergebnisse und Diskussion

Die Inkubationsversuche haben gezeigt, dass sich das Abbauverhalten der Steroidhormone Estradiol und Ethinylestradiol grundlegend voneinander unterscheidet (Abb.2). Während Estradiol in den Testböden zwischen 4,2 – 54,4 % innerhalb der ersten drei Wochen mineralisiert wurde, liegt die Ethinylestradiol-Mineralisation nur zwischen 0,5 und 2,6 %. Ein Einfluss der Sorption (K_d E2: 22 – 318 ml g⁻¹, K_d EE2: 30 – 326 ml g⁻¹) auf die Hormonmineralisation konnte mit Hilfe von Korrelationsanalysen ausgeschlossen werden, so dass die höhere Persistenz des EE2 in den Testböden auf die stabile Ethynylkette an der 17. Position (Abb.1) im Molekülverband zurückgeführt wird.

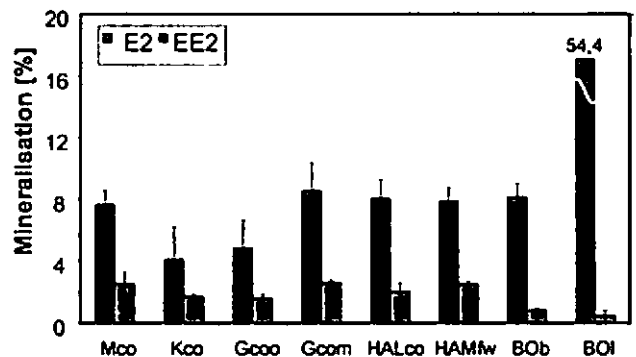


Abb 2: Gesamtmineralisation des E2 und EE2 über einen Inkubationszeitraum von 21 Tagen (Fehlerbalken geben die Standardabweichungen an).

Zudem zeigt Abb. 2, dass auch der Abbau des jeweiligen Östrogens in den verschiedenen Böden große Unterschiede aufweist, so tritt beispielsweise die mit Abstand höchste Gesamtmineralisation von 54,2 % des E2 in dem Waldboden BOI auf (Abb.2). Um die Ursache zu ermitteln wurde die Gesamtmineralisation eines Hormons mit allen Bodenparametern korreliert, doch konnten keine signifikanten Beziehungen bestimmt werden.

Es wird vermutet, dass unter anderem die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft in den Böden für die verschiedenen Mineralisationsraten verantwortlich ist.

Die Zugabe von Streptomycin als Antibiotikum hat Hinweise für einen von Bakterien gesteuerten Abbau des Estradiol geliefert. So wurde in den HAMfw Proben durch Zugabe von Streptomycin eine Verringerung der E2 Mineralisation von 7,2 % in der Kontrolle auf 2,1 % in der behandelten Variante beobachtet. In dem Waldboden BOI konnte sogar eine um den Faktor 50 geringere E2-Mineralisation durch die Streptomycingabe erreicht werden (Tab. 1). Die EE2-Mineralisation wurde durch die Streptomycingaben nicht beeinflusst.

Die Zugabe von Catechol ließ vermuten, dass an dem Abbau der beiden Steroide unterschiedliche Mikroorganismengemeinschaften beteiligt sind. Während in dem Testboden BOI eine signifikant verringerte E2-Mineralisation nach Catecholgabe auftrat, zeigt sich für EE2 eine signifikant erhöhte Mineralisation durch diese Behandlung (Tab.1).

Tab.1: Gesamtmineralisationen bzw. ¹⁴CO₂-Freisetzung über einen Inkubationszeitraum von drei Wochen des E2 und des EE2 in Kontrollproben und nach Zugabe von Streptomycin und Catechol in den Bodenproben BOI und HAMfw.

	¹⁴ CO ₂ E2 [%]		
	Kontrolle	Streptomycin	Catechol
HAMfw	7.9 (± 1.4)	2.1 (± 1.1)	1.4 (± 0.2)
BOI	54.4 (± 1.8)	1.0 (± 0.1)	9.8 (± 1.8)
	¹⁴ CO ₂ EE2 [%]		
	Control	Streptomycin	Catechol
HAMfw	2.5 (± 0.3)	2.6 (± 0.2)	0.5 (± 0.2)
BOI	0.5 (± 0.1)	0.5 (± 0.2)	1.0 (± 0.2)

Dagegen führte die Zugabe von Alanin oder NH₄NO₃ die Ammoniumnitratapplikation in dem Boden BOI zu einer signifikanten Verminderung der EE2-Mineralisation (Abb. 3). Konträr verhielt sich das E2. Hier haben die N-Zugaben über den gesamten Inkubationszeitraum zu einer signifikanten, deutlichen Verminderung der E2-Mineralisation geführt. Es konnte damit ein deutlicher Einfluss der Stickstoffverfügbarkeit auf die Steroidmineralisation nachgewiesen werden, wobei eine Hemmung der E2-Mineralisation und eine Stimulierung der EE2-Mineralisation bei erhöhter N-Verfügbarkeit auftrat.

Da auch der Ligninabbau durch N-Zufuhr gehemmt werden kann (Berg, 1998), ist dies ein Hinweis dafür, dass ligninolytische Weissfäulepilze maßgeblich am Abbau von E2 beteiligt

sind, wie dies auch von Tamagawa et al. (2006) ermittelt wurde.

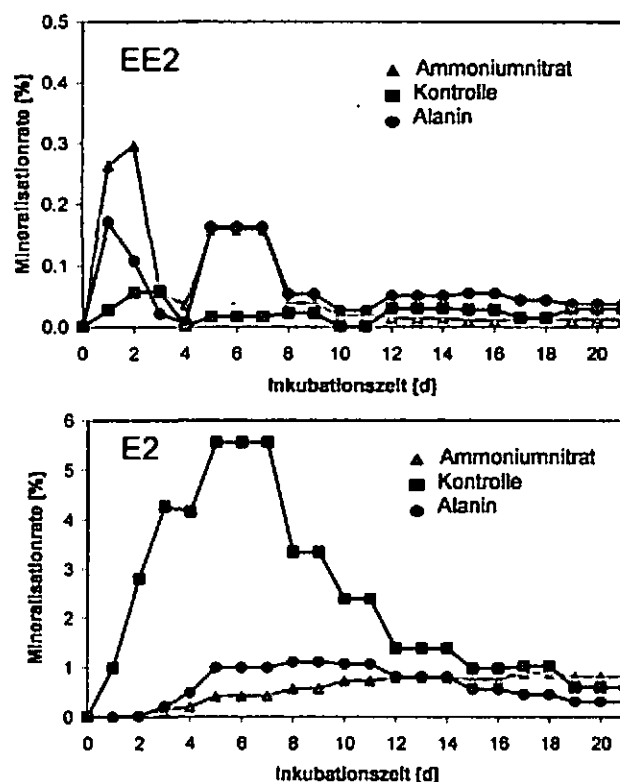


Abb. 3: Mineralisationsraten des EE2 (oben) und E2 (unten) in dem Testboden BOI über einen Inkubationszeitraum von 3 Wochen in Kontrollproben als auch nach Zufuhr von Alanin und Ammoniumnitrat.

Ausblick

Vorrangiges Ziel ist es im weiteren, mit Hilfe von Säulenversuchen die Mobilität der beiden Steroidhormone im Boden zu bestimmen. Dabei soll geprüft werden, ob der DOC organischer Düngemittel wie Klärschlamm oder Stallmist den Transport der Hormone durch den Boden beeinflusst. Auch das Mineralisationsverhalten der Verbindungen soll während dieser Versuchsreihen weiter betrachtet werden.

Literatur

- BERG, B. (1998): Organic matter quality and C/N ratio as controlling factors of RSOM turnover. *Mitt. DBG* 87, 79-91.
- LAI, K.M.; SCRIMSHAW, M.D. & LESTER, J.N. (2000): The effect of natural and synthetic steroid estrogens in relation of their environmental occurrence. *Critical Reviews in Toxicology* 32: 113-132.
- TAMAGAWA, Y.; YAMAKI, R.; HIRAI, H.; KAWAI, S.; NISHIDA, T. (2006): Removal of estrogenic activity of natural steroidal hormone estrone by ligninolytic enzymes from white rot fungi. *Chemosphere* 65, 97-101.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate, Poster Kommission III

Band 110

Heft 1

2007

Mikrobielle Besiedlung der Wurzeln dual symbiontischer Pflanzen und ihre Aktivität auf subarktischen Standorten

Christel Baum¹, Katarzyna Hryniewicz² und Peter Leinweber¹

Einführung

Im arktischen Klima verschiebt sich die Vegetationszusammensetzung zugunsten von Pflanzen ohne Symbiosepartner (Kytöviita, 2005). Einige symbiontisch lebende Pflanzenarten haben sich jedoch an die kurzen Vegetationsperioden von 1-3 Monaten, den Nährstoffmangel und die niedrigen Temperaturen erfolgreich angepasst. Anhand von einer Modellpflanze mit dualer Symbiose soll die Anpassung dieser Pflanzen an Nährstoffmangel über die mikrobielle Mobilisierung bzw. Immobilisierung im wurzelnahen Boden nachgewiesen werden. *Astragalus alpinus* ist eine Fabaceae, die an arktische, subarktische und alpine Standorte angepaßt ist. Sie bildet mit Rhizobien Wurzelknöllchen und mit Vertretern der Glomeromycota arbuskuläre Mykorrhizierung. An den Feinwurzeln dieser Modellpflanze wurden auf Versuchsflächen in Nordschweden in drei Höhenstufen die Endomykorrhizierungsraten, die Ausbildung von Wurzelknöllchen und im wurzelnahen Boden der Gehalt an mikrobiell gebundenem Phosphor (P_{mik}) und die Aktivitäten saurer und alkalischer Phosphatasen gemessen.

Material und Methoden

Wurzeln und wurzelnaher Boden der Testpflanze *Astragalus alpinus* wurde in drei Höhenstufen (400 m, 500 m und 600 m ü. NN) mit je 5 Wiederholungen aus einer Bodentiefe von 0-10 cm im Juli 2006 während der Blüte am Standort Abisko (Nordschweden; 68°20'E, 20°51'N) entnommen. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt in 400 m ü. NN - 0,7 °C und die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge 299 mm. Die Vegetationsperiode dauert von Mitte Juni bis Mitte September. Chemische Eigenschaften des wurzelnahen Bodens sind in Tab. 1 und Abb. 1 dargestellt.

Tab. 1: Chemische Eigenschaften des wurzelnahen Bodens unter *Astragalus alpinus* am Standort Abisko im Juli 2006

m ü. NN	C _{org} (%)	N _t (%)	C/N	pH (CaCl ₂)
600 m	3	0,2	15	6,7
500 m	9	0,5	18	5,9
400 m	15	0,8	19	5,1

Die Endomykorrhizierungsraten der Feinwurzeln wurden nach McGonigle *et al.* (1990) gemessen. Die Aktivitäten der sauren und alkalischen Phosphomonoesterasen im wurzelnahen Boden wurden nach Tabatabai und Bremner (1969) und der Biomasse-P im Boden mit der Fumigation-Extraktionsmethode nach Brookes *et al.* (1982) gemessen. Die statistische Auswertung erfolgte nach Prüfung auf Normalverteilung mittels Shapiro-Wilks W-Test mit der einfachen Varianzanalyse (STATISTICA).

Ergebnisse und Diskussion

Die Endomykorrhizierungsraten von *Astragalus alpinus* waren mit < 1% der Feinwurzellänge im Vergleich zu Vertretern der Gattung *Astragalus* im gemäßigten Klima mit Besiedlungsraten von > 60% (Cakan und Karatas, 2006) sehr gering. Die Ausbildung von Wurzelknöllchen ist artspezifisch auf die Seitenwurzeln beschränkt und belief sich auf 1 bis 5 Wurzelknöllchen pro Seitenwurzel. Die Besiedlungsdichte mit den Symbiosepartnern unterschied sich in den drei Höhenstufen nicht signifikant. Die Ergebnisse unterstützen die Hypothese, dass Endomykorrhizierung im arktischen bzw. subarktischen Klima an Bedeutung für die Ernährung der Wirtspflanzen verliert (Kytöviita, 2005). Im wurzelnahen Boden waren 6 bis 8% des Gesamtphosphorgehaltes in der mikrobiellen Biomasse gespeichert (Abb. 1). Die Ergebnisse bekräftigen die Untersuchungsergebnisse anderer Autoren, wonach P_{mik} in Böden im arktischen Klima einen bedeutenden labilen Nährstoffpool darstellt, der bis zu >30% von P_i beinhalten kann (Schmidt *et al.*, 2002). Es wird davon ausgegangen, dass die hohen Aktivitäten saurer und alkalischer Phosphatasen im wurzelnahen Boden (Abb. 2) eine schnelle Mineralisierung des P_{mik} nach dem Absterben der Mikroorganismen und dadurch einen schnellen Umsatz ermöglichen.

¹Institut für Landnutzung, Universität Rostock, Justus-von-Liebig-Weg 6, D-18051 Rostock

²Dept. of Microbiology, N. Copernicus University, ul. Gagarina 9, PL-89-100 Torun, Poland

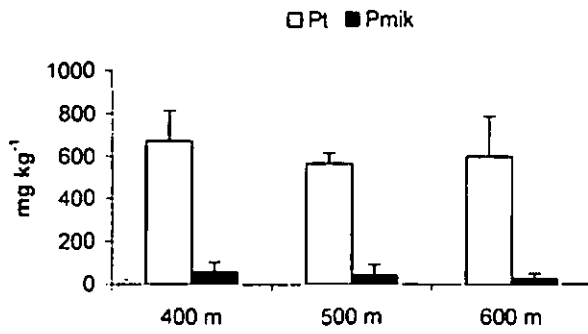


Abb. 1: Totale (P_t) und mikrobiell gebundene Phosphorgehalte (P_{mik}) im wurzelnahen Boden (Mittelwert + Standardabweichung) unter *Astragalus alpinus* am Standort Abisko im Juli 2006

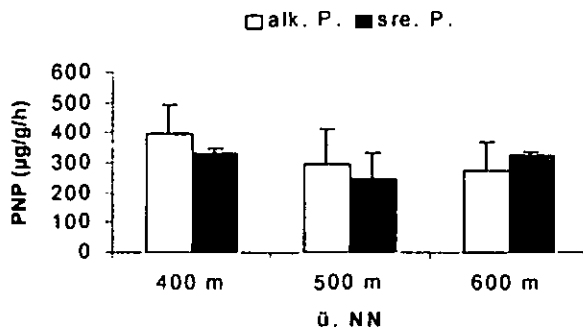


Abb. 2: Aktivitäten saurer und alkalischer Phosphatasen (Mittelwert + Standardabweichung) im wurzelnahen Boden unter *Astragalus alpinus* im Juli 2006 am Standort Abisko (PNP – p-Nitrophenol)

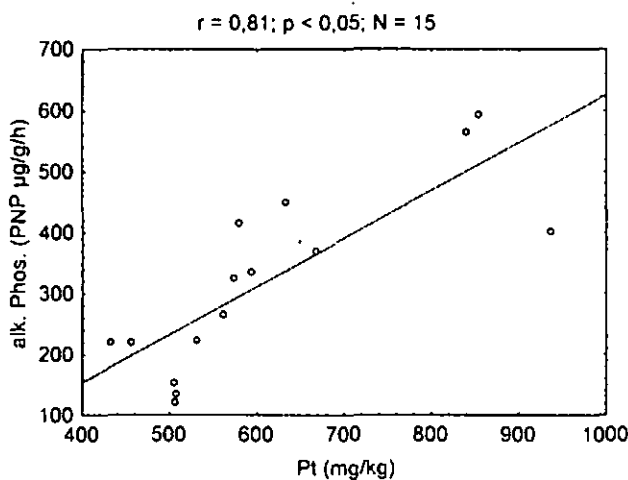


Abb. 3: Korrelation zwischen der alkalischen Phosphataseaktivität (alk. Phos.) und dem Phosphorgehalt (P_t) im wurzelnahen Bodens unter *Astragalus alpinus* (PNP – p-Nitrophenol)

Die positive Korrelation zwischen dem Gehalt an Phosphor im Boden und der alkalischen Phosphataseaktivität (Abb. 3) beweist den P-Mangel der Bodenmikroorganismen im wurzelnahen Boden unter *Astragalus alpinus* auf den untersuchten Standorten. Das Wachstum von Pflanzen und Mikroorganismen im arktischen Klima ist häufig P-limitiert (Jonasson *et al.*, 1999). Die hohe Aktivität alkalischer Phosphatasen, die ausschließlich mikrobiellen Ursprungs sind, dokumentiert die starke Nährstoffkonkurrenz zwischen der Testpflanze und den Bodenmikroorganismen.

Zusammenfassung und Ausblick

Die Modellpflanze *Astragalus alpinus* wies eine sehr geringe Besiedlung der Feinwurzeln mit Symbionten auf. Eine Höhendistanz von 200 m beeinflusste die Besiedlungsraten, mikrobielle P-Speicherung und enzymatische P-Mobilisierung nicht signifikant. Die Aktivität alkalischer Phosphatasen stieg signifikant mit steigenden Phosphorgehalten im Boden. Die Anpassung an die subarktischen Klimabedingungen bestand in einer dominant nicht-symbiotischen Nährstofferschließung. Die hohe Bedeutung mikrobieller P-Speicherung als labiler Nährstoffpool im wurzelnahen Boden wurde bestätigt.

Ekto- und erikoid-mykorrhizierete Wirtspflanzen weisen eine höhere Vorbereitung im subarktischen Klima auf als arbuskulär mykorrhizierete Pflanzen. Es bleibt zu klären, welche Anpassungsmechanismen diese Symbiosen entwickelt haben, die ihnen im subarktischen Klima Konkurrenzvorteile gegenüber dem im gemäßigten Klima vorherrschenden Typ der arbuskulären Mykorrhizierung verschaffen.

Literatur

- Brookes, P.C., Powlson, D.S., Jenkinson, D.S. (1982): Soil Biol. Biochem. 14: 319-329.
 Cakan, H., Karatas, C. (2006): Ecol. Res. 21: 301-310.
 Jonasson, S., Michelsen, A., Schmidt, I.K., Nielsen, E.V. (1999): Ecology 80: 1828-1843.
 McGonigle, T.P., Miller, M.H., Evans, D.G., Fairchild, G.L., Swan, J.A. (1990): New Phytol. 115: 495-501.
 Kytöviita, M.-M. (2005): FEMS Microbiol. Ecol. 53: 27-32.
 Tabatabai, M.A., Bremner, J.M. (1969): Soil Biol. Biochem. 1: 301-307.
 Schmidt, I.K., Jonasson, S., Shaver, G.R., Michelsen, A., Nordin, A. (2002): Plant Soil 242: 93-106.
 STATISTICA WEB: <http://www.statsoftinc.com>.

Danksagung

Diese Untersuchung wurde gefördert durch ein EU ATANS Stipendium (Fp6 506004). Wir bedanken uns für die freundliche Unterstützung durch die Abisko Scientific Research Station (Schweden).

Mögliche Auswirkungen des prognostizierten Klimawandels auf Regenwürmer

Ehrmann, O. und Emmerling, C.

1. Einleitung

Nach dem Intergovernmental Panel on Climate Change ist die globale mittlere Lufttemperatur in Bodennähe um 0,3 - 0,6°C in den letzten 100 Jahren gestiegen. Im kommenden Jahrhundert wird die mittlere Erwärmung 2-5 ° betragen.

Zum Vergleich: Seit der letzten Eiszeit hat sich das Klima im Laufe von 10 000 Jahren um durchschnittlich 5 ° C erwärmt.

Insgesamt kann mit einer Zunahme von Extremereignissen und Anomalien (milde, regenreiche Winter und trockene, heiße Sommer) gerechnet werden.

Regenwürmer sind vermutlich die Tiergruppe mit der höchsten Biomasse in Deutschland und einer großen Bedeutung für Prozesse im Ökosystem (Dunger 1983). Unter einem möglicherweise veränderten Klima werden sie besonders wichtig werden (Sicherung der Infiltration bei Starkregen und Durchwurzelung in Trockenphasen). Gleichzeitig werden sie als Feuchtlufttiere besonders von Trockenperioden betroffen sein. Hinzu kommt, dass die horizontale Ausbreitungsmöglichkeit eher gering ist, sie sich pessimalen Umweltbedingungen somit nicht entziehen können.

Erste vertiefende Einblicke in mögliche Konsequenzen des prognostizierten Klimawandels für Regenwürmer können unsere Ergebnisse von Dauerbeobachtungen liefern, bei denen Niederschlags- und Temperaturschwankungen über einen Zeitraum von einigen Dekaden integriert sind.

2. Zeitreihen

Es werden Ergebnisse von zwei Zeitreihen von Regenwurm-Daueruntersuchungen vorgestellt:

Dr. Otto Ehrmann, Büro für Bodenmikromorphologie und Bodenbiologie, 97993 Creglingen (otto.ehrmann@gmx.de)

Prof. Dr. Christoph Emmerling, Univ. Trier, FB VI-Bodenkunde, Campus II, 54286 Trier (emmerling@uni-trier.de)

Fläche I liegt im Kraichgau (Nordbaden). Es handelt sich bodentypologisch um eine Pararendzina aus Löss (Bodenart U; pH 7,0) unter Dauerbrache und Ackernutzung (WR-WW-ZR, pfluglose Bearbeitung). Die Jahresdurchschnittstemperatur an diesem Standort beträgt 10,0°C, die mittleren Jahresniederschläge liegen bei 782 mm (Amplitude von 499 - 1040 mm).

Im Zeitraum von 1989 bis 2007 wurden die Regenwürmer jeweils im Frühjahr und Herbst durch eine kombinierte Hand- und Strom-Extraktion repräsentativ erfasst.

Fläche II ist ein Kolluvium-Tschernozem aus Löss (Bodenart Lu, pH 7,4) unter Dauergrünland und Ackernutzung (7-feldrige Fruchtfolge) in Rheinhessen. Im Beobachtungszeitraum von 1985 bis 2007 variierte die Jahresdurchschnittstemperatur zwischen 9,5°C und 10,7°C, die Jahresniederschläge variierten zwischen 436 mm (1997) und 648 mm (1995). Die Regenwürmer wurden mit einer kombinierten Hand- und Formolaustreibung extrahiert.

An beiden Standorten wurden jeweils die Abundanzen und Biomassen, sowie das Artenspektrum erfasst.

3. Ergebnisse

Beide Langzeituntersuchungen zeigten eine enorme zeitliche Dynamik der Regenwurm-besiedlung. An beiden Standorten dürfte dabei der Einfluss der Bodenbewirtschaftung von untergeordneter Bedeutung sein, da dies auch für die Grünland- und Dauerbracheflächen zutrifft. Offenbar korrelierte die Besatzdichte der Tiere mit dem Temperatur- und Niederschlagsverlauf. Hierbei ist zu beachten, dass mögliche Effekte eines trockenen Sommers am Standort I bereits im gleichen Jahr (Herbst) auftraten, während dies am Standort II erst im Folgejahr auftrat, da lediglich im Frühjahr beprobt wurde.

Trockene Jahre, wie z.B. 1989, 1997 und 2003 bewirkten eine deutliche Reduktion der Besatzdichten, während in feuchteren Jahren, wie zum Beispiel 1985, 1995 oder 2004 eine Zunahme der Individuendichten zu erkennen war. Insbesondere trockene und warme Frühjahre wirkten sich negativ auf die Besatzdichten aus.

Aus den Zeitreihen kann die Frage extrahiert werden, welcher Faktor für Regenwürmer entscheidender ist: Temperatur oder Feuchte?

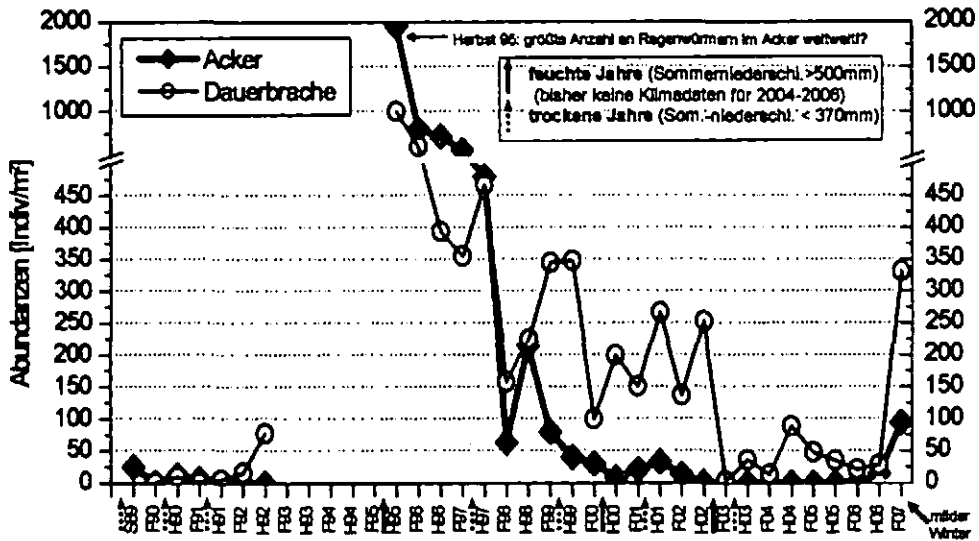


Abb. 1: Pararendzina (Löss) im Kraichgau: Regenwurmabundanzen in Acker und Dauerbrache von 1989 - 2007

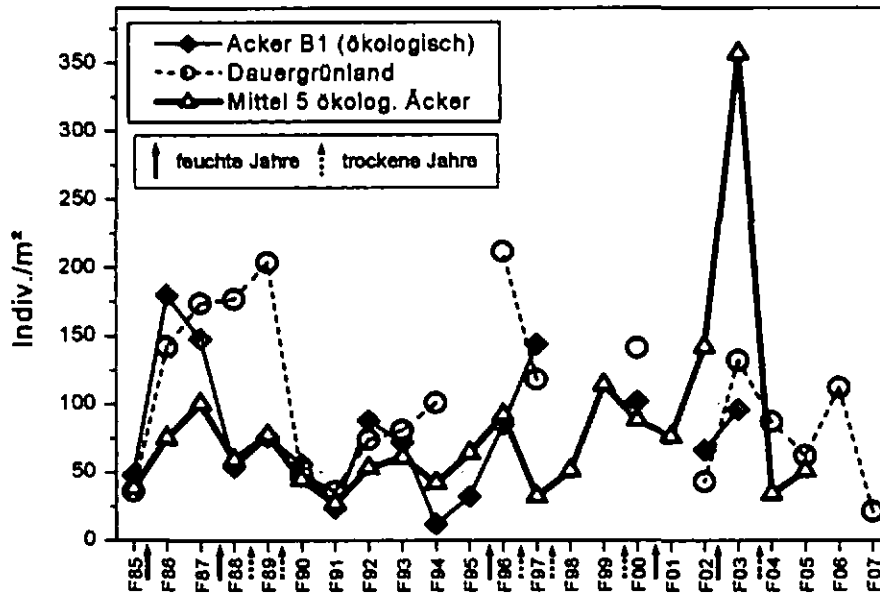


Abb. 2: Kolluvium-Tschernozem (Löss) in Rheinhessen: Regenwurmabundanzen in Acker und Dauergrünland von 1985 - 2007

Trockenheit ist für Regenwürmer immer ungünstig. In ariden/semiariden Gebieten gibt es zum Beispiel keine oder kaum Regenwürmer. Dagegen sind höhere Niederschläge im Winter nur dann von Nachteil, wenn sie mit lang anhaltender Staunässe verbunden sind. Die prognostizierten milderen Winter können für Regenwürmer positiv eingestuft werden. Bei Frost können sie nicht aktiv sein, in extremen Wintern erfrieren sie. Die höheren Sommer-temperaturen sind vermutlich nicht problematisch, weil nur selten kritische Temperaturen erreicht werden und durch Wanderung kühlere Bereiche aufgesucht werden können (die wichtigsten mitteleuropäischen Regenwürmer kommen auch im Flachland Nordafrikas vor).

4. Schlussfolgerungen

Regenwürmer sind im allgemeinen gut an die übliche Trockenheit angepasst. Durch die prognostizierte Klimaänderung sind die Bedingungen im Winter günstiger und im Sommer ungünstiger. Extreme Trockenphasen im Sommer (wie 2003) können deutlich nachhaltige negative Auswirkungen haben. Unter diesen Bedingungen ist dann die Art der Bodenbewirtschaftung (z.B. Luzerne) und -bearbeitung von besonderer Bedeutung. Ein Extremjahr kann allmählich ausgeglichen werden, sehr kritisch wären zwei trockene Jahre unmittelbar hintereinander. Die Folgen eines Ausfalls der Regenwürmer wären für Land- und Forstwirtschaft extrem teuer (grob geschätzt ca. 1 Mrd. €/a).

Mycorrhization of wheat cultivars relevant in organic farming

J. K. Friedel¹, S., Gollner¹, Hrbek¹, R., Jakupaj¹, M., C. Flamm², M. Oberforster², E. Zechner³, A. Kinastberger⁴, F. Löschenberger⁵

Introduction

In organic farming, the choice of adapted cultivars and healthy seedlings are very important. Although management is quite different from conventional farming e.g. with respect to use of fertilizers and chemical plant protection, mostly the same cultivars are used in organic farming as well. Appropriate cultivars are characterized by characteristics like their adaptation to the soil fertility management of organic farming, a high and stable yield, and an effective nutrient uptake under low-input conditions. Symbioses between crop plants and micro-organisms help achieving these aims. Arbuscular mycorrhizal fungi are important for water uptake, availability of sparingly soluble nutrients like phosphorus (P), and crop health in organic farming. It is, however, not sufficiently known if cultivars of main crops differ in their ability to establish a symbiosis with arbuscular mycorrhizia (AM) under field conditions in organic farming.

The objectives were to test the AM colonization of 12 winter wheat cultivars under these conditions, and to relate AM colonization and soil phosphatases activity to crop yield, protein and P content, and drought resistance.

Material and Methods

Mycorrhizal colonisation was assessed in field trials in 3 replicates at 7 sites in eastern Austria. The sites represent acidic Cambisols from the pre-alpine region and calcareous Phaeozems from the pannonian dry region. Available phosphorus contents in the Ap horizon were in a medium range (Table 1).

Soil samples were taken in spring 2006 and 2007 during shooting of winter wheat with an auger from 0 – 30 cm soil depth. Roots were washed out of the soil and stained (Vierheilig et al. 1998). Root length

density (RLD) was assessed with the gridline intersection method (Tennant 1975). AM colonisation (MYC) of the roots was assessed by microscopy (McGonigle et al. 1990). Mycorrhizal root length density (MYC_RLD) was calculated by multiplying RLD and MYC.

Crop yield was assessed as mean values of the 3 replicates at each site. At two of the sites, in Sitzendorf and Oberweiden, additionally yield depression upon drought stress induced by sheltering the plots from rain was determined.

Experimental traits were tested by a 2-way analysis of variance for cultivar and site effects. When residues showed no homogeneity of variance, logarithmic transformed data were used.

Table 1: Site characteristics

Site \ Trait	Precip. (mm)	Soil type	pH _{CaCl2}	P _{CAL} (mg kg ⁻¹)
Moidrams	610	Ca	4.4	88
Gießhübl	938	Ca	≅ 6	-
Edelhof	610	Ca	6.0	69
Sitzendorf	508	Ph	7.4	93
Dörfles	540	Ph	7.5	118
Oberweiden	543	Ph	7.4	48
Obersiebenbrunn	532	Ph	7.6	92

Precip.: precipitation; P_{CAL}: calcium acetate lactate extractable phosphorus; pH value, P_{CAL}: in the Ap horizon, 0-30 cm; Ca: Cambisol; Ph: Phaeozem.

Results and Discussion

The RLD did not differ between cultivars and amounted to 3 – 4 cm cm⁻³ on average (data not shown).

AM root colonisation ranged from 14 to 20 % on average. It was least for Saturnus and highest for Erla Kolben and L-PTC-01 (Fig. 1). Both old (Erla Kolben, cultivar registration in 1961) and new (L-PTC-01, not yet registered cultivar) cultivars showed a high degree of mycorrhizal colonisation.

Mycorrhizal root length density varied around 0.5 cm cm⁻³. It was least for Biotop and highest for Stefanus (Fig. 2). The standard deviation was high for all traits due to significant site effects.

AM root colonization in general was lower on acidic Cambisols than on calcareous Phaeozems (Fig. 3, Table 1). The same trend was found for RLD and MYC_RLD (data not shown).

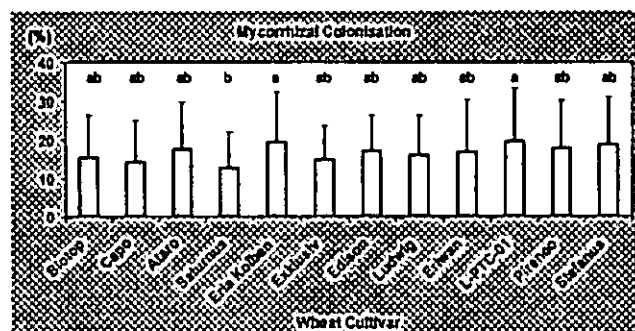
¹ Institut für Ökologischen Landbau, Universität für Bodenkultur Wien, Gregor-Mendel-Str., A-1180 Wien

² Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH, Institut für Sortenwesen, Spargelfeldstraße 191, A-1226 Wien

³ Saatzucht Edelhof, Edelhof 1, A-3910 Zwettl

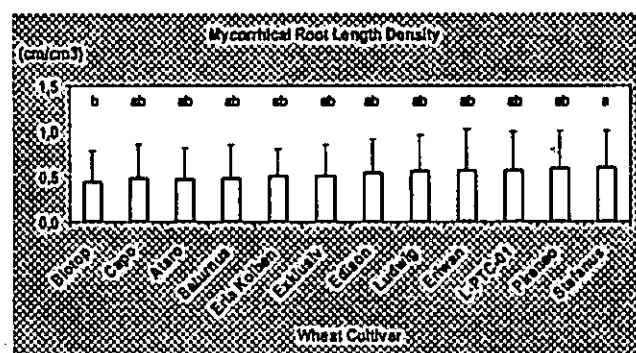
⁴ Verein zur Förderung der Mohn- und Getreidezüchtung, Edelhof 4, A-3910 Zwettl

⁵ Saatzucht Donau, Saatzuchtstrasse 11, A-2301 Probstdorf



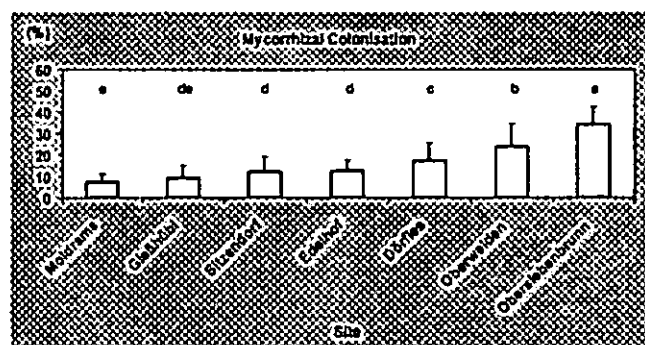
Mean values with the same letter are not significantly different ($P < 0.05$)

Figure 1: Mycorrhizal root colonisation of the 12 tested wheat cultivars in 2006. Average values of 7 sites.



Mean values with the same letter are not significantly different ($P < 0.05$)

Figure 2: Mycorrhizal root length density of the 12 tested wheat cultivars in 2006. Average values of 7 sites.



Mean values with the same letter are not significantly different ($P < 0.05$)

Figure 3: Mycorrhizal root colonisation at 7 sites in 2006. Average values of the 12 tested cultivars.

Mycorrhizal root length density was significantly ($P < 0.01$) correlated to RLD and MYC. Both MYC and MYC_RLD decreased with increasing plant height (Table 2). Since differences in RLD between cultivars were not significant, taller plant genotypes presumably allocate more carbohydrates in shoot compared to root growth and vice versa. Based on this, our assumption is that a carbohydrate partitioning in favour of the roots in smaller plants

furthered mycorrhizal root colonization. Both MYC and MYC_RLD were significantly ($P < 0.01$) correlated to crop yield. Whether increased yields are a result of increased mycorrhizal colonization or are a parallel result of underlying site factors like pH value remains to be clarified. The relative yield depression (RYD) upon induced drought stress at two of the sites increased with increasing AM colonization and MYC_RLD (Table 2). This result is contradictory to other studies showing a drought alleviating effect of AM colonization. First results of Schweiger (2007) indicate that root length density in the moister subsoil may be decisive for drought resistance on the Phaeozems in this study. Compared to this, AM colonization in the drier top-soil may be irrelevant. Phosphatases activity and P uptake of the crops remain to be analysed.

Table 2: Correlations between root length density, mycorrhizal colonization, grain yield, yield depression upon drought, and plant height.

Trait	N	RLD	MYC	MYC_RLD
RLD	84	-	0.252 (0.021)	0.538 (0.000)
		0.252 (0.021)	-	0.928 (0.000)
MYC	84	0.538 (0.000)	0.928 (0.000)	-
		-0.282 (0.016)	-0.328 (0.005)	-0.404 (0.000)
Plant height	72	0.087 (0.429)	0.385 (0.000)	0.387 (0.000)
		0.564 (0.004)	0.686 (0.000)	0.776 (0.000)
RYD	24			

Correlation coefficients acc. to Pearson, significance in brackets. Abbreviations see text.

Acknowledgement: We thank C. Gabler, E. Lang, P. Rederer and S. Zeidler for their help in field and laboratory. This study was supported by the funds of The Federal States of Austria and The Austrian Ministry of Agriculture.

References

McGonigle TP, Miller MH, Evans DG, Fairchild GL and Swan JA, 1990: *New Phytologist* 115: 495-501.
 Vierheilig H, Coughlan AP, Wyss U and Piche Y, 1998: *Applied and Environmental Microbiology* 64: 5004-5007.
 Schweiger, P. 2007: Root distribution of winter wheat cultivars grown with and without water stress. Poster contribution at the SUSVAR Workshop on Varietal characteristics of cereals in different growing systems with special emphasis on below ground traits, Velence, Hungary, 29 May to 1 June 2007.
 Tennant D, 1975: *Journal of Ecology* 63: 995-1001.

Der Grobboden als Nährelementpool für Fichtenkeimlinge

E.E. Hildebrand¹ und N. Koele¹

1. Einleitung

Der Grobboden kann ein hohes aktuelles Nährelementpotenzial besitzen, wenn man effektiv austauschbare Kationen als unmittelbar pflanzenverfügbar ansieht. Gleichzeitig findet man in Grobbodenpartikeln von Waldböden verbreitet Pilzhyphen, so dass es wahrscheinlich ist, dass dieses Potenzial direkt (durch Mykorrhizen) oder indirekt (durch saprophytische Pilze) genutzt wird (Heisner et al. 2005). In dieser Studie sollte am Beispiel von Fichtenkeimlingen gezeigt werden in wie weit auch der Grobboden typische Regelfunktionen der Waldernährung übernehmen kann.

2. Material und Methoden

Es wurden Mini-Kosmos-Experimente mit durchgeführt, in denen der Feinboden durch inertes Quarz-Schluffmehl ersetzt worden ist. Der Grobboden der Fraktion 2-6.3 mm einer Braunerde aus dunklem Paragneis im Südschwarzwald (Conventwald, v. Wilpert et al. 2000) wurde abgeseibt und im Ultraschallbad gewaschen, bis die Waschflüssigkeit klar war. Der Grobboden wurde 4:1 mit Quarzschluff vermischt und in 400 ml-Stechzylinder gefüllt. Diese Mischungen dienten als Pflanzsubstrate für steril gekeimte Fichten, die mit *Laccaria laccata* mykorrhiziert worden waren. Der Versuch hatte folgende Varianten und Randbedingungen:

Varianten in 4-facher Wiederholung:

- Fichte/ Mykorrhiza/Grobboden/Quarz
- Fichte/Grobboden/Quarz
- Fichte/Quarz/
- Mykorrhiza/Grobboden/Quarz
- Grobboden/Quarz
- Quarz

Versuchs- und Randbedingungen:

- 50 ml Wasser pro Woche mit je 0.4 mmol/l NH₄NO₃ und KH₂PO₄
- 14 h Tageslicht, 23 °C

- Wasserspannung 30-160 hPa durch Absaugen freier Lösung über Kapillarbrücke mit Peristaltikpumpe
- Erfassung des Ioneninputs und des Ionenoutputs
- Versuchsdauer: 23 Wochen

Flüsse an Ca und/oder Mg müssen also bei dieser Versuchsanordnung aus dem Mini-kosmos selbst stammen.

3. Ergebnisse und Diskussion

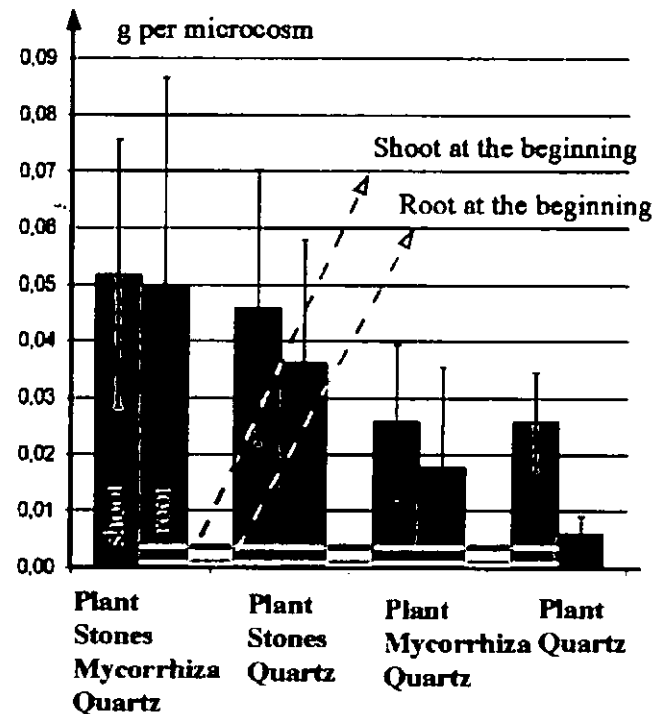


Abbildung 1

Parameter der ober- und unterirdischen Biomassebildung zeigen klar den Einfluss des Grobbodens (Abb. 1 und 2)

Root tips

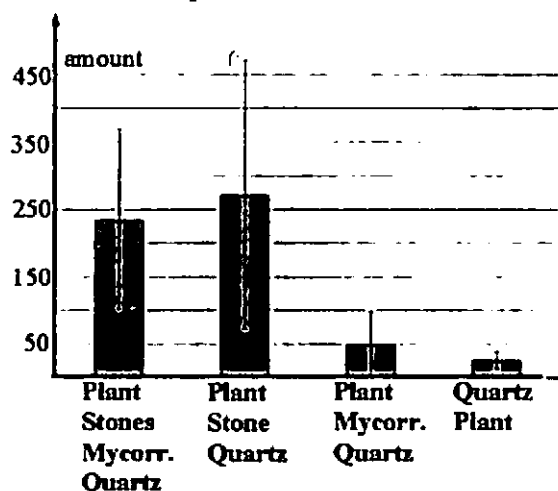


Abbildung 2

¹ Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Universität Freiburg

Ohne Grobboden kümmerten die Fichtenkeimlinge an der Grenze des Absterbens. Deutlich wird auch, dass ein Ca- und Mg-Fluss aus den Steinen in die Biomasse stattgefunden hat (In Abb. 3 am Beispiel des Mg dargestellt)

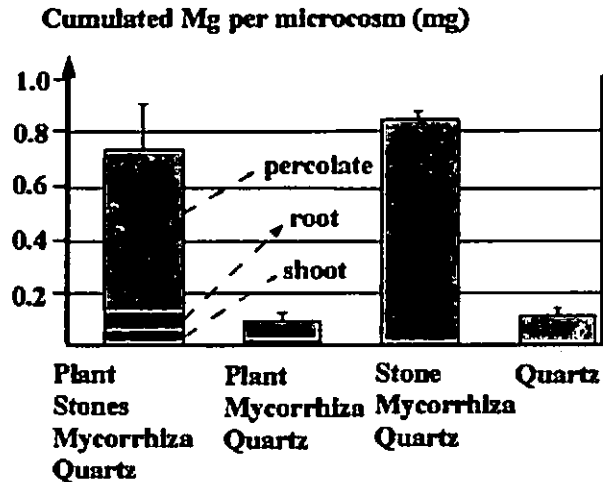


Abbildung 3

Die Freisetzung von Ca und Mg aus dem Grobboden war von einer quasi-äquivalenten Rückhaltung des Ammonium- und K-Inputs in den Minikosmen begleitet (Abb. 4 und 5), so dass als Mechanismus der Ca- und Mg Mobilisierung und -aufnahme ein Kationentausch

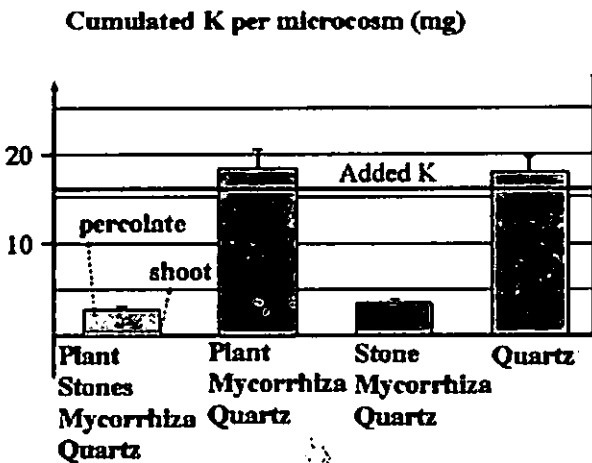


Abbildung 4

angenommen werden kann. D.h in diesem Fall sind die haarfeinen, mit sorptionsstarken Tonmineralen gefüllten Fissuren der Grobbodenpartikel (Kohler et al. 2003, Raber et al. 2004) für die Nährelementanlieferung verantwortlich und weniger protolytisch freigesetzte Kationen aus der unverwitterten Mineralmatrix.

Obwohl in den mykorrhizierten Varianten zwischen 15 und 30% der Feinwurzelspitzen mykorrhiziert war, hatte die Mykorrhizierung nur tendenziell aber nicht signifikant einen positiven Einfluss auf die Biomassebildung und die Ca- und Mg-Aufnahme. Offensichtlich konnten in dieser frühen Phase der Symbiose deren mutualistische Effekte auf der Seite der Fichtenkeimlinge noch nicht realisiert werden

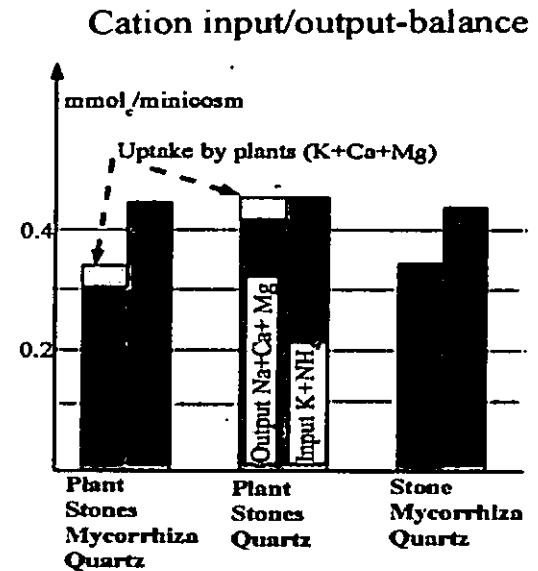


Abbildung 5

4. Schlussfolgerungen und Zusammenfassung

Der Grobboden erwies sich innerhalb einer Versuchsdauer von 23 Wochen als ausreichendes Nährelementsubstrat für ein unauffälliges Wachstum von Fichtenkeimlingen. Mykorrhizierung mit *Laccaria lacata* verbesserte Wachstum und Nährelementaufnahme nur tendenziell, nicht aber signifikant. Ionenbilanzen zeigten, dass der Mechanismus der Nährelementaufnahme Kationentausch war. D. h. mit Feinmaterial hoher Basensättigung gefüllte Fissuren in Grobbodenpartikeln, die über Diffusionsbrücken mit Wurzeln und Feinboden verbunden sind, können für die Waldernährung große Bedeutung besitzen.

5. Literatur

- Heisner, U., Raber, B. u. Hildebrand, E.E. (2004): Eur. J. Forest Res. 123, 249-257.
 Kohler, M., Wolsfeld, N. u. Hildebrand, E.E. (2003): Biol. Unserer Zeit 33/4, 252-256.
 v. Wilpert, K., Zirlwagen, D. u. Kohler, M. (2000): Water, Air, Soil Poll. 122 105-120.
 Raber, B., Kohler, M. u. Hildebrand, E.E. (2004) in: v. Teuffel et al. (Hrsg): Waldumbau, Springer, 422 S. 179-207.

N-Limitierung in organischen Auflagen und Mineralböden tropischer Bergregenwälder Südecuadors

S. Iost & F. Makeschin

Einleitung

Basierend auf den Ergebnissen einer begrenzten Anzahl von Studien in tropischen Bergregenwäldern wird davon ausgegangen, dass die oberirdische Nettoprimärproduktion in diesen Ökosystemen insbesondere durch die Verfügbarkeit von Stickstoff limitiert ist. Niedrige N-Konzentrationen in der Blattstreu und niedriger Streufall resultieren in geringer N-Aufnahme durch die Pflanzen; insgesamt ist der Umsatz von N eingeschränkt (Tanner et al., 1998). Da die Rolle von N in tropischen Bergregenwäldern bisher nicht ausreichend definiert worden ist, sollten in der vorliegenden Studie N-Pools verschiedener Abbaubarkeit und Verfügbarkeit sowie potentielle N-Mineralisierungsraten bestimmt werden, um die Frage zu klären, inwieweit der Umsatz von N in den untersuchten Waldbeständen eingeschränkt ist.

Methoden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Süden Ecuadors im Grenzgebiet der Provinzen Loja und Zamora-Chinchipec (Abb. 1). Die Untersuchungen erfolgten entlang eines Höhengradienten zwischen 1050 und 3060 m. Entlang dieses Gradienten wurden in fünf Waldbeständen Auflagen (LOfl und OfOh) und Böden (0-10 cm) beprobt. Gesamt-N (TN) wurde an getrockneten und gemahlten Proben durch vollständige Verbrennung (CNS-Analyzer vario EL III/elementar, Heraeus) bestimmt. Der mineralisierbare N wurde im Heißwasserextrakt (Multi-NC, Jena Analytik, Germany) und der verfügbare mineralische N im KCl-Extrakt photometrisch (Skalar Analytik GmbH, Germany) ermittelt. Für die Bestimmung der potentiellen Bruttomineralisierung wurde die Diffusionsmethode angewendet. Für die Bestimmung der Abhängigkeit des jeweiligen Parameters von der Höhe ü. NN wurde Spearmans Korrelationskoeffizient (r_s) berechnet (Statistica 7.1, Statsoft Inc.). In den Abbildungen sind Median (kleine Box), 25-75% (große Box) und gesamte Streuung der Daten dargestellt; signifikante r_s sind fett markiert.

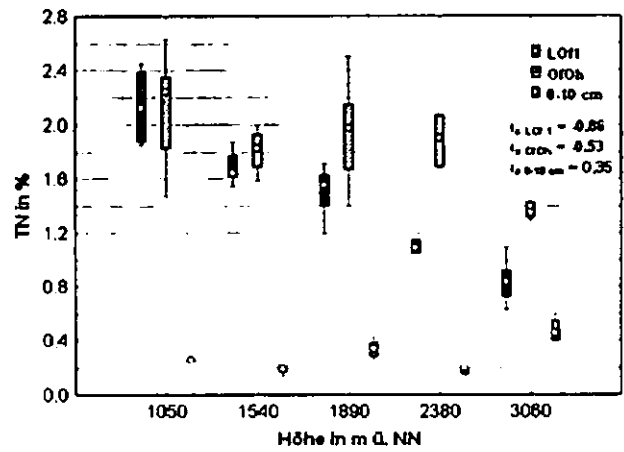


Abb. 2a: Gesamtstickstoffgehalte (TN) im Höhengradient

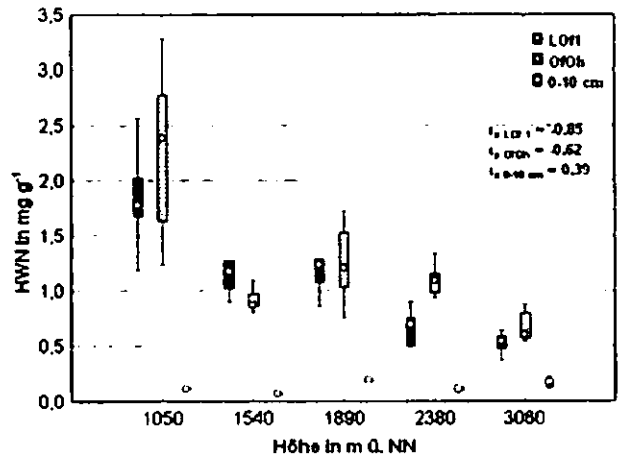


Abb. 2b: Mineralisierbare N-Gehalte (HWN) im Höhengradient

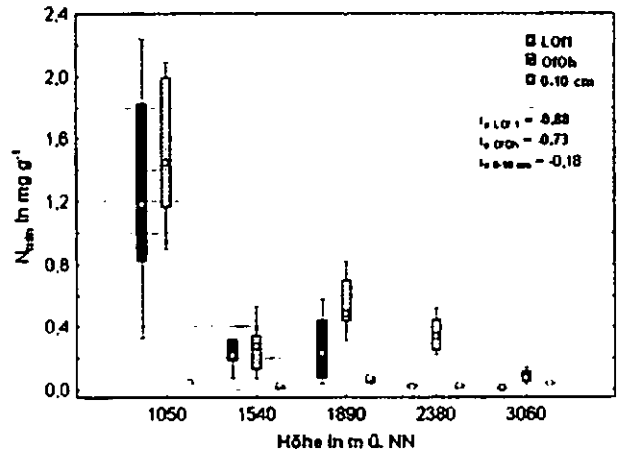


Abb. 2c: Mineralische N-Gehalte (N_{min}) im Höhengradient

Ergebnisse

Der negative Zusammenhang der Gesamt- (Abb 2a.), mineralisierbaren (Abb 2b) und mineralischen N-Gehalte (Abb 2c) mit der Meereshöhe in den organischen Auflagen vor dem Hintergrund zunehmender organischer Auflagenmächtigkeiten weist auf die

zunehmend limitierte Verfügbarkeit von N hin.

Hohe mineralisierbare und gleichzeitig niedrige aktuelle mineralische N-Gehalte zeigen, dass die untersuchten Auflagen und Mineralböden ein hohes N-Mineralisierungspotential aufweisen, dieses aber nicht genutzt wird. Damit ist die Verfügbarkeit von N für den mikrobiellen Umsatz sowie die Pflanzenaufnahme eingeschränkt. In diesem Zusammenhang erweist sich das Verhältnis von heißwasserlöslichem N zu Gesamt-N (Abb. 3) als nützlicher Indikator für die Beurteilung der N-Limitierung.

Abnehmende Bruttomineralisierung des N und abnehmende Ammonium-Immobilisierung entlang des Höhengradienten wiesen im Zusammenhang mit abnehmenden TN-Gehalten, dem Anstieg des Verhältnisses von Gesamt-C zu TN und der Auflagenmächtigkeit, sowie dem N-Mineralisierungspotential auf eine Einschränkung der mikrobiellen Aktivität in Folge geringer N-Verfügbarkeit hin.

Trotz der aufgeführten Indikatoren für eine N-Limitierung von Umsetzungsprozessen des organischen Materials in den untersuchten Waldböden werden ausführliche Düngeexperimente als notwendig erachtet, um die Frage der Stickstofflimitierung vollständig zu klären.

Danksagung: Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die finanzielle Unterstützung (FOR 402), sowie der Universidad Técnica Particular de Loja, Nature and Culture International für die Zusammenarbeit und ganz besonders den Mitgliedern der Forschergruppe.

Kontakt: meusel.susanne@gmx.de

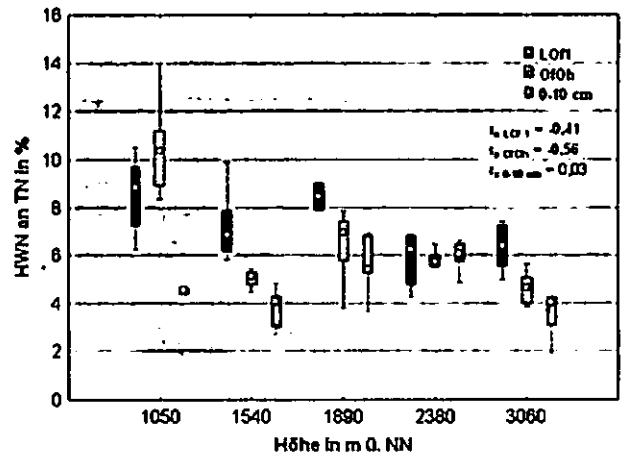


Abb. 3: Anteil des mineralisierbaren am Gesamt-N (HWN:TN)

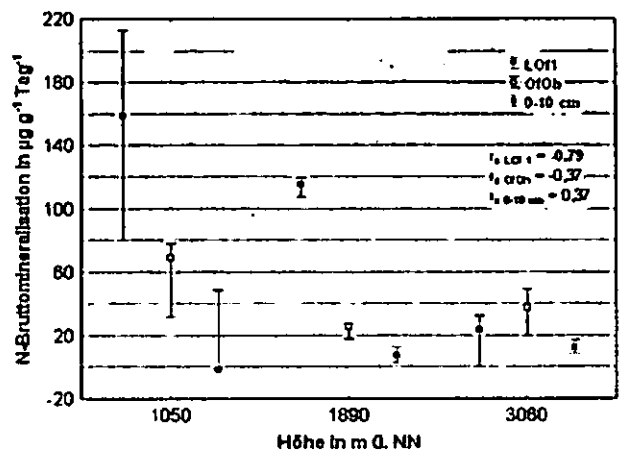


Abb. 4: N-Bruttomineralisierungsraten im Höhengradient

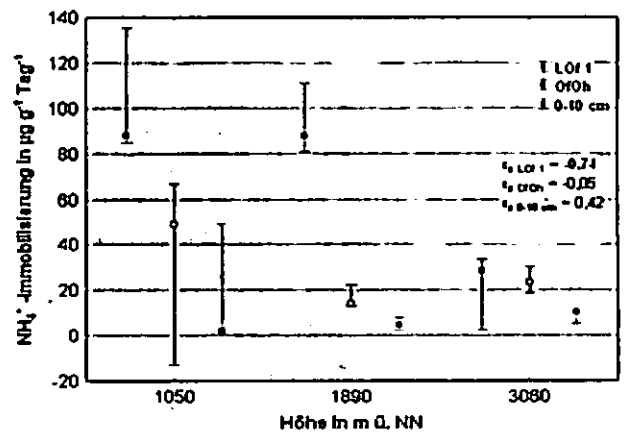


Abb. 5: Ammonium-Immobilisierung im Höhengradient

Vergleich der Abbaugeschwindigkeit von Pflanzenschutzmitteln in zwei Tiefen von Grünlandböden verschiedener Bodentypen

Sebastian Leißner¹, H.-C. Fründ², Jürgen Sneikus³,
Andreas Stork³

EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

Es ist bekannt, dass der Rhizosphärenbereich eine Zone besonders hoher mikrobieller Aktivität und Diversität darstellt. Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, ob Pflanzenschutzmittel (PSM) in oberen, intensiver durchwurzelten Schichten (0-5 cm) von Grünlandböden schneller abgebaut werden als in tieferen Bodenschichten (10-20 cm) mit geringerer Wurzelichte.

UNTERSUCHUNGSSTANDORTE

Die untersuchten Böden repräsentieren ein standörtliches Spektrum von Braunerde-Ranker über Braunerde bis zu Rendzina. Die Standorte wurden in zwei Bodentiefen unterteilt. In eine Wurzelschicht, die in 0-5 cm Tiefe vorzufinden ist und in eine untere Bodenschicht von 10-20 cm.

Um eine Vergleichbarkeit der Böden zu gewährleisten, wurden sie auf verschiedene Bodenparameter untersucht (Tab. 1).

Tab. 1: Ausgewählte Kenndaten der Testböden

Böden	Bod.-art	Bodentyp	pH	C _{org} [%]	KAK
Boden A (0-5 cm)	Sl3	Braunerde	6,3	1,7	9,8
Boden A (10-20 cm)	Sl3	Braunerde	6,6	0,99	7,6
Boden B (0-5 cm)	Ls2	Braunerde	6,4	1,19	10,8
Boden B (10-20 cm)	Ls2	Braunerde	6,6	0,95	10,9
Boden C (0-5 cm)	Ls4	Braunerde	5,6	1,85	11,4
Boden C (10-20 cm)	Ls4	Braunerde	5,7	1,13	9,9
Boden D (0-5 cm)	Tu3	Rendzina	6,7	5,29	25
Boden D (10-20 cm)	Tu3	Rendzina	7,2	2,88	16,6
Boden E (0-5 cm)	Lu	Braunerde-Ranker	5,5	6,25	19,1
Boden E (10-20 cm)	Lu	Braunerde-Ranker	4,5	2,94	14
Boden F (0-5 cm)	Ut3	Braunerde	6,5	2,93	13,1
Boden F (10-20 cm)	Ut3	Braunerde	6,3	2,08	14,2

METHODEN

Wir führten Versuche mit radioaktiv markierten PSM an sechs Standorten durch. Es wurden die Substanzen Imidacloprid und Tebuconazole sowie ein weiteres Insektizid und zwei weitere Fungizide untersucht. Die fünf ¹⁴C markierten Testsubstanzen wurden als Multikomponentenlösung auf den auf 55% WK_{max} Feuchte eingestellten Boden in ein Versuchsgefäß appliziert (Abb. 1).

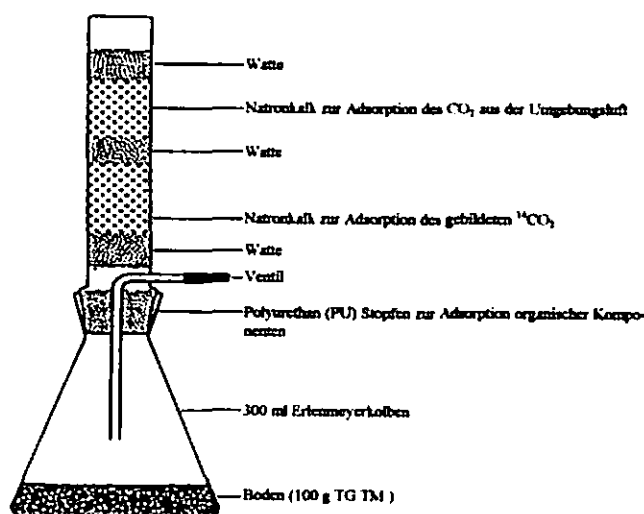


Abb. 1: Versuchsgefäß der Bodenabbaustudie

Die Versuchsgefäße wurden dann für die Dauer von 120 Tagen bei 20°C inkubiert (Tab. 2). Der Abbau der Einzelsubstanzen wurde mittels HPTLC (AMD-Technik) verfolgt. Die gesamte Mineralisierung wurde über die ¹⁴C Szintillationsmessung bestimmt.

Tab. 2: Aufbau der Bodenabbaustudie

Parameter	Beschreibung
Versuchsdauer	120 Tage
Boden	Feldfrischer Boden auf 2mm gesiebt
Bodenmenge pro Versuchsgefäß	100g Boden (TM)
Testsubstanz	Multikomponentenlösung
Testsubstanzmenge	100µl pro Versuchsgefäß
Lösungsmittel	Testsubstanz gelöst in Methanol/Wasser
Ansätze	einfach, keine Wiederholung
Versuchsgefäße	300ml Erlenmeyerkolben
Adsorptionsröhrchen	Pro Versuch ein Aufsatz, luftdurchlässiges System
Temperatur	20°C (+/-1°C)
Bodenfeuchte	55 % WK _{max}
Aufbewahrung	In Dunkelheit
Aufarbeitungstermine	Tag 0, 14, 30, 60, 90, 120
Am Tag der Aufarbeitung	Extraktion des Bodens, Bestimmung von ¹⁴ CO ₂ und anderen, organischen, flüchtigen Substanzen

Die mikrobielle Biomasse wurde durch zwei verschiedene Methoden bestimmt: SIR-Methode (sub-

¹ sebastian_leissner@yahoo.de

² Fachhochschule Osnabrück, hc.fruend@fh-osnabrueck.de

³ Bayer Crop Science AG, BCS-D-MEF, 40789 Monheim

stratinduzierte Respiration) und CFE-Methode (Chloroform Fumigations/Extraktion). Die Messungen wurden zu Beginn der Untersuchungen (erster Aufarbeitungstermin) durchgeführt. Die Böden A bis C wurden am 6.6.05 und die Böden D bis F am 27.6.05 beprobt.

ERGEBNISSE

Im Vergleich verschiedener Bodentiefen ist bei allen Standorten bei einer Tiefe von 0-5 cm eine höhere Biomasse festgestellt worden als bei Tiefen von 10-20 cm. Auffällig sind die hohen Werte der Böden D bis F. Dies ist wahrscheinlich auf das andere Probenahmedatum zurückzuführen. Die Unterschiede sind bei der SIR-Methode größer als bei der CFE-Methode

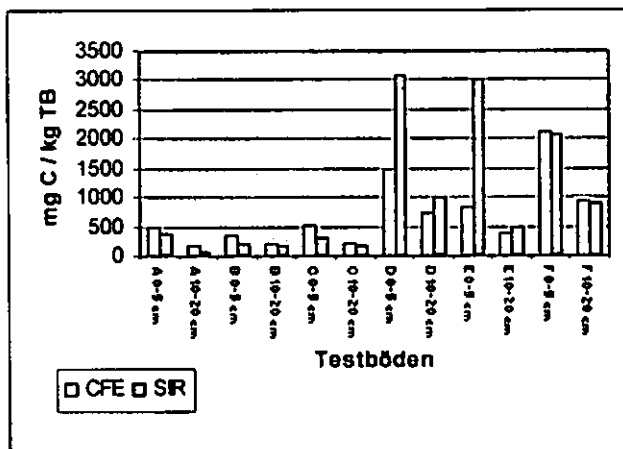


Abb. 2: mikrobielle Biomasse der Bodensubstrate

Die untersuchten Böden zeigten im Prinzip ähnliche Abbauleistungen. Zwischen den fünf untersuchten PSM wurden deutliche Unterschiede in der Abbaugeschwindigkeit festgestellt (Abb. 3).

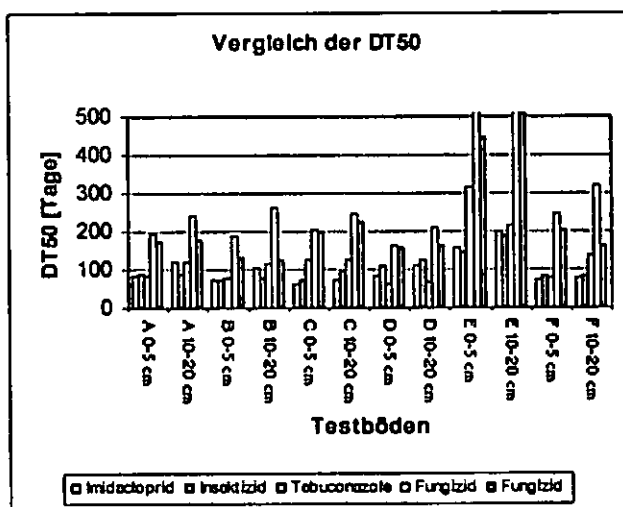


Abb. 3: DT50 aller Substanzen in den 6 Bodensubstraten

Im Vergleich der Böden verschiedener Standorte zeigte sich ein Einfluss des C_{mik}/C_{org} - Verhältnisses. Die niedrigen Halbwertszeiten des Testbodens E stehen in direkter Verbindung zu dem dort hohen C_{mik}/C_{org} Verhältnis (Abb. 4).

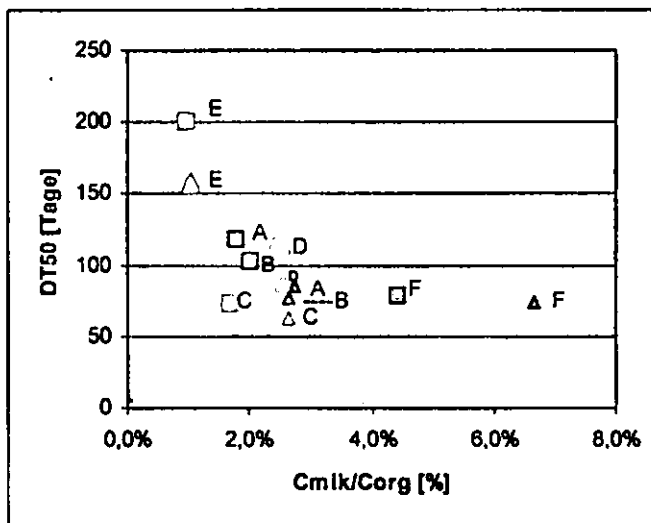


Abb. 4: DT50 von Imidacloprid im Verhältnis zu C_{mik}/C_{org}

Die Dreiecke kennzeichnen die Böden mit einer Tiefe von 0-5 cm und die Vierecke Tiefen von 10-20 cm. Die C_{mik} -Werte wurden nach der CFE-Methode ermittelt.

Die Tabelle 3 zeigt das Verhältnis der DT50 in 10-20 cm Tiefe im Vergleich zu einer Tiefe von 0-5 cm für die Testsubstanzen Imidacloprid, Tebuconazole und allen fünf PSM im Mittel. Zahlen >1 bedeuten eine höhere DT50 in einer Tiefe von 10-20 cm Tiefe. In dem Wurzelhorizont (0-5 cm) lassen sich bei fast allen Standorten und Testsubstanzen geringere Halbwertszeiten feststellen.

Tab. 3: Verhältnis der DT50 in 10-20 cm zu 0-5 cm Tiefe

Testböden	Imidacloprid	Tebuconazole	Mittel aller 5 Substanzen
A	1,41	1,42	1,19
B	1,36	1,51	1,22
C	1,17	0,99	1,12
D	1,31	1,05	1,15
E	1,27	0,68	1,60
F	1,08	1,72	1,13

ZUSAMMENFASSUNG

Generell zeigte sich ein schnellerer Abbau der PSM im oberen Horizont. Als Ursache vermuten wir Rhizosphäreneffekte.

Literatur:

Leißner, S., (2006): Untersuchung des Abbauverhaltens von Pflanzenschutzmitteln in Böden unterschiedlicher Standorte in Abhängigkeit der Bodennutzung. Diplomarbeit, Fachhochschule Osnabrück

Bodenstabilität im Hochgebirge

Einfluß von organischer Substanz und mikrobiellem Wachstum

Johannes Mair & Paul Illmer

Einleitung

Widrige Bedingungen führen dazu, daß die Bodenbildung im Hochgebirge stark verlangsamt wird. Das Relief, starke Niederschläge und anthropogener Einfluß fördern auf der anderen Seite das Auftreten von Erosion und Massenversatz.

Es ist bekannt, daß Böden in Anwesenheit von organischer Substanz und Mikroorganismen stabiler gegen erosive Einflüsse sind. Diesbezügliche Untersuchungen befaßten sich v. a. mit der Aggregatstabilität. In unseren Versuchen sollte gezeigt werden, ob sich (i) eine Stabilitätszunahme durch Erhöhung des organischen Anteils auch in bereits stark humosen Hochgebirgsböden einstellt, (ii) mikrobielles Wachstum zur Stabilisierung dieser Böden beitragen kann und (iii) Änderungen in der Stabilität durch Scherfestigkeitsmessungen im adaptierten Rahmenscherversuch nachweisen lassen.

Material und Methoden

Beprobung

Das Bodenmaterial wurde an zwei Standorten auf 2300 m Meereshöhe im Tiroler Stubaital entnommen (Gebiet Kaserstattalm - Hoher Burgstall). Bei den Böden handelte es sich um eine Rendzina und einen verbraunten Ranker. Die Standorte waren sich in Exposition (S-SO) und Neigung (30-36°) sehr ähnlich. Die Bodenproben wurden den obersten 15 cm des Ah-Horizonts entnommen und auf 4 mm gesiebt. Der OS-Gehalt lag bei 37% (Rendzina) bzw. 23% (Ranker). Die Mullschicht (O-Horizont) wurde getrennt abgetragen und zur OS-Anreicherung verwendet.

Versuchsdesign

Das Versuchsdesign sah je Boden folgende Varianten vor: (i) Boden steril, (ii) Boden inokuliert, (iii) Boden + Mull steril, (iv) Boden + Mull inokuliert.

Als Probenbehälter wurden Norm-Stechzylinder ($d = 5 \text{ cm}$, $V = 100 \text{ cm}^3$) verwendet. Die Substrate wurden je nach Variante gemischt, in die Stechzylinder gefüllt und sterilisiert. Zur Inokulation wurde eine Bodensuspension verwendet. Die Bodenfeuchte wurde auf 50% MWK eingestellt, die Lagerungsdichte entsprach den natürlichen Gegebenheiten am jeweiligen Standort. Die Stechzylinder wurden locker mit Kunststoffkappen zur Minimierung von Verdunstungsverlusten verschlossen und in einer feuchten Kammer bei 16-19°C (Tag-/Nachtrhythmus) für 8 Wochen inkubiert.

Stabilitätsmessung

Als Parameter für die Bodenstabilität wurde die Scherfestigkeit τ herangezogen. Es wurde ein Rahmenschergerät konstruiert, bei dem (i) auf die Kompatibilität mit den Standard-Probenbehältern Wert gelegt und (ii) ein hoher Probendurchsatz bei ausreichender Präzision erreicht wurde. Die Messungen wurden ohne Anlegen einer Normalspannung durchgeführt. Die Meßergebnisse wurden mit standardisierten Direktscherversuchen validiert (Inst. f. Geotechnik und Tunnelbau, LFU Innsbruck).

Die biotischen Parameter Bodenatmung und Biomasse-C wurden mit IRGA bzw. SIR bestimmt.

Ergebnisse

Die Scherfestigkeitsmessungen mit unserem Gerät ergaben weitgehende Übereinstimmung mit den Meßwerten standardisierter Direktscherversuche. Die Kohäsion als nahe der Bodenoberfläche relevanter Scherfestigkeitskennwert betrug bei KR $0,50 \text{ N cm}^{-2}$, bei SR $0,53 \text{ N cm}^{-2}$.

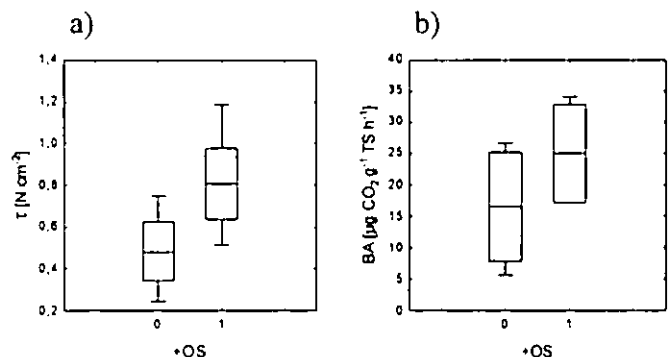


Abb. 1: Boxplots (Mittelwert \pm Stdabw., Min-Max) zum Einfluß von OS auf die Scherfestigkeit (a) und die Bodenatmung (b).

Die Untermischung von Material des O-Horizonts führte zu einer signifikanten Steigerung der Scherfestigkeit um durchschnittlich 60% (Abb. 1a, $p < 0,001$) Gleichzeitig wurde in beimpften Böden mit OS eine Zunahme von mikrobieller Atmung und Biomasse festgestellt (Abb. 1b).

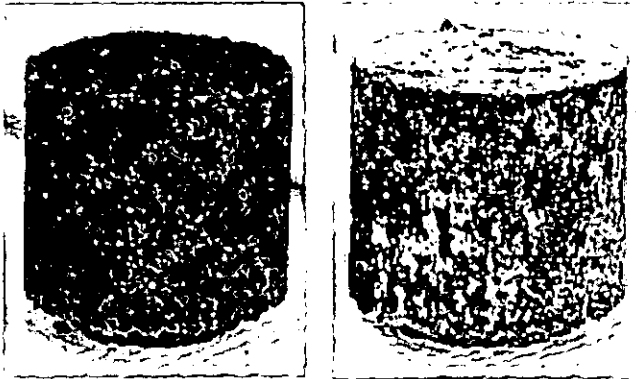


Abb 2: Bodenzylinder, links unbewachsen, rechts mit deutlich erkennbarem Pilzbewuchs.

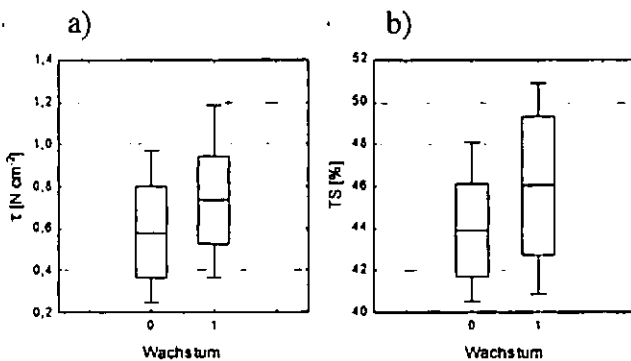


Abb. 3: Boxplots (Mittelwert \pm Stdabw., Min-Max) zum Einfluß von mikrobiellem Wachstum auf die Scherfestigkeit (a) und die Bodenfeuchte (b).

Beimpfte Bodenproben waren deutlich erkennbar mit Pilzmycelien durchzogen (Abb. 2), bakterielles Wachstum wurde nicht gesondert untersucht.

Bewachsene Böden waren signifikant stabiler gegen Scherbeanspruchung (Abb. 3a, $p = 0,008$). Hier wurde auch eine Abnahme der Bodenfeuchte festgestellt (Abb. 3b).

Diskussion

Auch in stark organischen Böden, wie sie für Hochgebirgslagen charakteristisch sind, ist der positive Einfluß von OS auf die Bodenstabilität zu beobachten. Dieser Effekt dürfte zum Großteil auf die stimulierende Wirkung der OS auf die Bodenmikroflora beruhen. Von Bakterien und Pilzen ist bekannt, daß sie Bodenpartikel durch die Absonderung von Polymeren (EPS, Proteine) stabilisieren. Pilzhypen haben zudem ähnlich einer Pflanzenwurzel armierende Wirkung.

Ein weiterer Stabilitätsfaktor ist der Wasserentzug, ein Phänomen, das bisher nur bei Pflanzen gut dokumentiert wurde. Durch mikrobielles Wachstum wird ein Teil des Porenwassers in der Biomasse festgelegt, weiters könnte es an durch Mycelien vergrößerten Oberflächen zu Feuchtigkeitsverlusten kommen. Jedenfalls trägt der Wasserverlust durch die Erhöhung der Saugspannung nicht unbeträchtlich zum Zusammenhalt der Böden bei.

Literatur

Bachmann J., Zhang H. (1991) Die Stabilität von Sandböden in Abhängigkeit vom Gehalt an organischer Substanz und deren Humifizierungsgrad. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 154: 47-52.

Preston S., Griffiths B. S., Young I. M. (1999) Links between substrate additions, native microbes, and the structural complexity and stability of soils. Soil Biology and Biochemistry 31: 1541-1547.

Tisdall J. M. (1994) Possible role of soil microorganisms in aggregation in soils. Plant and Soil 159: 115-121.

**MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

**Referate Kommission III und
Symposium Kommissionen III und IV**

Band 110

Heft 1

2007

Investigation of microhabitats and their dynamics in paddy soils of SE-China

Thilo Eickhorst¹ and Rolf Tippkötter

1. Introduction

The highest amount of rice production in the world results from flooded paddy fields in which microorganisms are participating in a lot of processes such as decomposition of organic matter and methane production.

Due to the changing stages of soil structure from a puddled to a flooded and finally a dry stage there are (i) dynamics of the soil structure and (ii) varying processes in the top soil of a paddy soil, e.g. oxidation and reduction. Thus, the microhabitats within a paddy soil are subject to changes during a vegetation period of rice cultivation.

In this study microhabitats of three different paddy soils were investigated with respect to their soil structure, physiological activity, phylogenetic composition, and micropedological properties.

2. Material and methods

Soil samples and site description

Soil samples were taken from three paddy soils located in SE-China. These soils have been used for flooded rice cultivation for at least 100 years and therefore, the typical properties are very distinctive, particularly the plough pan. Three different soil textures were selected which are characteristic paddy soils with (i) low clay content (LC), (ii) medium clay content (MC), and (iii) high clay content (HC; Tab. 1). The main physical properties of these soils are given in Table 2.

Tab. 1: Paddy soils investigated in this study.

Soil	Location	Classification (WRB)	Texture (USDA)
LC	Liu Jia, Jiangxi Province, PR China	Hydragric Anthrosol	Sandy loam
MC	Sun Jia, Jiangxi Province, PR China	Anthraquic Cambisol	Loam
HC	Jinjiaba, Jiangsu Province, China	Stagnic Anthrosol	Silty clay

Microcosm experiment

A microcosm experiment was set up in a climate chamber in order to simulate a total vegetation period of rice under controlled conditions. Soil pH and redox-potential were recorded continuously. Investigation of soil structure and microbial parameters was done at four characteristic vegetation stages expressed in days after transplanting (DAT):

- (i) Transplanting of rice plants (0 DAT)
- (ii) End of tillering (28 DAT)
- (iii) Begin of the reproductive phase (82 DAT)
- (iv) After harvest (118 DAT)

Tab. 2: Soil physical properties of the investigated paddy soils.

Soil	Horizon	Db [g cm ⁻³]	TP [%]	AWC [%]	PWP [%]
LC	Ap	1.20	54.3	27.7	12.7
	P	1.71	35.1	14.7	17.0
MC	Ap	1.05	59.8	30.2	18.5
	P	1.52	42.2	17.6	20.7
HC	Ap	1.28	51.1	13.7	34.0
	P	1.50	42.9	9.8	35.6

TP: Total porosity; AWC: Available water capacity; PWP: Permanent wilting point

Soil structure analysis

Undisturbed soil samples were taken in 100 cm³ steel cylinders at each of the sampling times mentioned above. Pore size distribution was measured by stepwise drainage on a sandbox (< pF 1.8) and on ceramic plates in an extractor.

Physiological parameters

Soil samples (20 g) of the sampling stages ii-iv were mixed with 40 ml H₂O and incubated in 100 ml incubation bottles up to six weeks. CO₂ and CH₄ were measured every four days. A cumulated production was calculated for 28 days of incubation. The incubation bottles were opened 24 hours before analyzing the headspace gas with a GC (FID and methanizer).

Molecular microbiological investigations

Soil samples of the sampling stages ii-iv were fixed directly after sampling in 4% paraformaldehyde for four hours at 4°C. After sonication and dilution, soil suspensions were filtered on polycarbonate filters (0.2 µm) which were used for fluorescence in situ hybridization (FISH). To achieve more reliable cell counts, CARD-FISH was performed after special lyses of cells applying oligonucleotide probes specific to the domain archaea (ARC915) and the domain bacteria (EUB338 I-III). The detailed protocol is described by EICKHORST and TIPPKÖTTER (2007a).

Micropedological investigations

Undisturbed soil samples of the sampling stages ii-iv were dehydrated and embedded with a polyester resin according to TIPPKÖTTER and RITZ (1996) and processed to polished blocks and thin sections (25 µm).

Detection of microorganisms in the soil structure

Small undisturbed soil samples (4 cm³) of the sampling stages ii-iv were fixed and stained with FISH prior to embedding (EICKHORST and TIPPKÖTTER, 2007b). Oligonucleotide probes specific to the domain archaea (ARC915, labelled with FITC) and the domain bacteria (EUB338 I-III, labelled with Cy3) were used simultaneously and detected with a double excitation filter set (EICKHORST and TIPPKÖTTER, 2007a).

3. Results and discussion

Soil structure analysis

The pore size distribution varied in the Ap-horizon in the four investigated stages of all soils. Main differences were obtained between the LC and the HC (Fig. 1). The pores of the plough pan remained at the same distribution within each soil during the experiment.

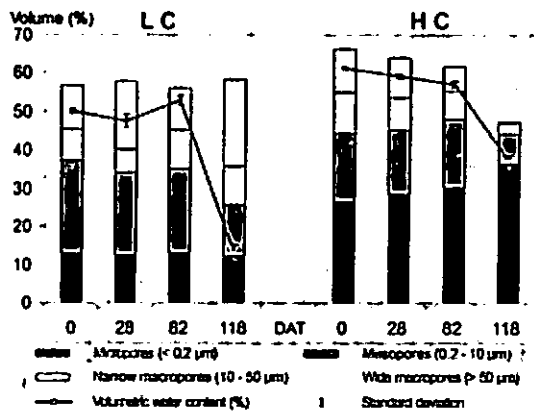


Fig. 1. Pore size distribution of the Ap-horizon of the paddy soil with a low clay content (LC) and with a high clay content (HC) at different days after transplanting (DAT).

Assuming that micropores (< 0.2 μm) can not be settled by microorganisms, the habitable pore volume was considerably reduced in the MC and HC after drainage (Tab. 3).

Tab. 3. Habitable pore volume at different days after transplanting (DAT).

Soil	28 DAT	82 DAT [vol-%]	118 DAT
LC	45,2	42,8	45,8
MC	37,3	37,2	25,2
HC	35,3	31,4	10,9

Physiological parameters

The CO₂-production was on the same level comparing different sampling stages for each soil. The maximum after an incubation of 28 days was 4208, 7531, and 7666 μmol 100 g⁻¹ soil in the LC, MC, and HC, respectively, which was obtained during the flooded period (82 DAT). However, the CH₄-production showed clear differences between the different sampling stages within a soil (Tab. 4). The HC soil needed longer incubation periods under flooded condition until the production of methane increased, whereas the LC was on the same level at 28 and 82 DAT.

Tab. 4. CH₄-production after 28 days of incubation at different days after transplanting (DAT).

Soil	28 DAT	82 DAT [μmol 100 g ⁻¹ soil]	118 DAT
LC	186	201	51
MC	295	501	128
HC	21	534	33

CARD-FISH analysis

The procedure of CARD-FISH was suitable for specific staining of archaea and bacteria in paddy soils as reported by EICKHORST and TIPPKÖTTER (2007a). The percentages of archaea related to FISH-stained prokaryotic colony forming units (cfu) were

14.6%, 22.2%, and 20.7% in the LC, MC, and HC, respectively at 28 days after transplanting.

Referring the counts of cfu to the habitable pore volume, the abundances of cfu per habitable pore space differed compared to the abundances of cfu per gram soil. Due to the dramatic changes of the soil structure in the HC after drainage, the population density increases by more than 100% related to the habitable pore space.

A correlation between the abundance of archaea and methane-production was found at all investigated sampling stages. The coefficient of correlation was at 0.933, 0.921, and 0.898 for the LC, MC, and HC, respectively.

Micropedology and FISH

Micropedological investigations were suitable to locate potential hot spots within the soil microstructure, e.g. roots surrounded by oxidized zones. The combined application of FISH and micropedology showed that soil microorganisms were mainly located close to roots and pore surfaces. Microorganisms have not settled larger areas at all as the fine puddled microstructure offers limited habitable pore space.

Most bacteria were organized in colonies and in some cases located close to archaea which might be an interrelation between methanogens and methanotrophs. In general, detected cells of archaea were smaller than the FISH-stained cells of Bacteria.

4. Conclusions

Microhabitats in paddy soils are directly influenced by management induced changes of the soil structure. Depending on the soil texture, the response of microbial dynamics is different comparing the various vegetation stages or days after transplanting.

The combination of micropedological investigations and specific detection of microorganisms is appropriate to achieve a complex description of microhabitats in paddy soils

5. References

EICKHORST, T. and TIPPKÖTTER, R. (2007a). Improved detection of soil microorganisms using fluorescence *in situ* hybridization (FISH) and catalyzed reporter deposition (CARD). *Soil Biology and Biochemistry* (submitted).

EICKHORST, T. and TIPPKÖTTER, R. (2007b). Detection of microorganisms in undisturbed soil by combining fluorescence *in situ* hybridization (FISH) and micropedological methods. *Soil Biology and Biochemistry* (in press).

TIPPKÖTTER, R. and RITZ, K. (1996). Evaluation of polyester, epoxy and acrylic resins for suitability in preparation of soil thin sections for *in situ* biological studies. *Geoderma* 69, 31-57.

Einfluss von Streuqualität und Pilzbiomasse auf die Makroaggregatbildung und die Stabilisierung organischer Substanz im Zuge des Streuabbaus

M. Helfrich^{1,3}, H. Flessa¹, M. Potthoff², B. Ludwig³

Einleitung

Die Bildung und Stabilisierung von Aggregaten wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst, z.B. dem Tongehalt des Bodens, der Mineralogie der Tonfraktion oder der Art und Menge organischen Materials (Lynch & Bragg, 1985). Die Abbaubarkeit von Pflanzenresiduen beeinflusst die Zusammensetzung und Aktivität der mikrobiellen Biomasse, welche wiederum für die Bildung von Schleimen und Hyphen verantwortlich ist (Bossuyt et al., 2001; Gryze et al., 2005). Über diese bindenden Komponenten werden Mikroaggregate (53–250 µm) miteinander verbunden, wodurch Makroaggregaten (>250 µm) entstehen (Tisdall & Oades, 1982). Daher kann die Abbaubarkeit von Pflanzenstreu auch die Prozesse, welche in die Aggregation involviert sind, beeinflussen. Bislang gibt es jedoch wenige Informationen darüber, wie die Abbaubarkeit von Pflanzenstreu die Dynamik der Aggregation und die Verteilung von streubürtigem C innerhalb der Aggregatklassen beeinflusst.

Wir haben ein Inkubationsexperiment mit und ohne Zugabe von ¹⁵N markierter Maisstreu unterschiedlicher Abbaubarkeit (Blatt- und Wurzelmaterial) jeweils mit und ohne Fungizidapplikation durchgeführt. Ziel der Studie war es, (i) den Effekt der Abbaubarkeit von Pflanzenresiduen auf die kurzfristige Dynamik der Makroaggregation zu bestimmen, (ii) die Rolle der Pilze für die Makroaggregation zu ermitteln und (iii) die Verteilung des streubürtigen C und N innerhalb der Klassen wasserstabiler Aggregate anhand von ¹³C und ¹⁵N Daten zu verfolgen.

Material und Methoden

Versuchsaufbau

Der für das Inkubationsexperiment verwendete Boden, ein schluffiger Lehm, stammt aus dem Ap Horizont (0–30 cm) eines Weizenfeldes in Rothalmünster. Der Boden wurde luftgetrocknet und <250 µm gesiebt, um alle vorhandenen Makroaggregate vor Beginn des Experimentes zu zerstören. Der gesiebte, trockene Boden wurde mit gemahlener Maisstreu (<500 µm) unterschiedlicher Abbaubarkeit (Grobwurzeln, C/N 87 bzw. Blätter, C/N 28) homogen vermischt (entsprechend 2,1 mg C g⁻¹ Boden) und anschließend in Inkubationsgefäße gefüllt (Lagerungsdichte 1,0 g cm⁻³). Bei der Streu handelt es sich um stabilisotopisch markierten Mais (¹⁵N aus 10%ig ¹⁵N markierter (¹⁵NH₄, ¹⁵NO₃) Nährlösung, natürliche ¹³C-Abundanz), der in einer Sandkultur angezogen und getrennt nach Wurzelbiomasse und oberirdischer Biomasse geerntet wurde. Nach Befüllen der Inkubationsgefäße wurde der Boden auf 60% der WHK_{max} befeuchtet. Während der Versuchsdauer wurde der Wassergehalt über das Gewicht kontrolliert und gegebenenfalls nachjustiert. Die Inkubation wurde über 3 Monate bei 15°C durchgeführt. Sechs verschiedene Varianten wurden in vierfacher Wiederholung etabliert: (1) **Kontrolle** (Boden ohne Streuzugabe, ohne Fungizid),

(2) **Kontrolle+F** (Boden ohne Streuzugabe, mit Fungizid), (3) **Boden+Blatt** (Boden + Maisblätter, ohne Fungizid), (4) **Boden+Blatt+F** (Boden + Maisblätter, mit Fungizid), (5) **Boden+Wurzel** (Boden + Maiswurzeln, ohne Fungizid), (6) **Boden+Wurzel+F** (Boden + Maiswurzeln, mit Fungizid). Die Fungizidbehandlung wurde wie bei Bossuyt et al. (2001) beschrieben durchgeführt (Beimischung eines Fungizids (Captan 50W wettable powder, 89% a.i.: 0,3 g pro 100 g Boden).

Es wurde zu Versuchsbeginn (Tag 0) sowie an mehreren Terminen während der Inkubation (Tage 14, 28, 56 und 84) eine Aggregatfraktionierung zur Aufteilung des Bodens in Größenklassen wasserstabiler Aggregate (Makroaggregate (>250 µm), Mikroaggregate (53–250 µm) und Fraktion <53 µm; John et al., 2005) durchgeführt. An den gewonnenen Fraktionen wurden der organische C-Gehalt und die ¹³C/¹²C- und ¹⁵N/¹⁴N Isotopenverhältnisse bestimmt. Anhand dieser lassen sich die Anteile an maisbürtigem C und N errechnen (John et al., 2005).

Weiterhin wurde an dem Probeset, an dem die Endbeprobung durchgeführt wurde (Tag 84), die CO₂-Emission kontinuierlich erfasst und der δ¹³C Wert der Bodenrespiration gemessen. Die Inkubationsgefäße wurden an eine definierte Headspacebelüftung angeschlossen (10 ml Frischluft min⁻¹ im Durchfluss).

Ergebnisse und Diskussion

Mineralisierung der zugegebenen Maisstreu

Die Respiration wurde durch die Zugabe von Maisstreu signifikant erhöht, was die leichte Abbaubarkeit der Maisresiduen reflektiert. Dies wurde durch einen hohen Anteil (bis zu 90%) an maisbürtigem C im emittierten CO₂ bestätigt. Die maximale Respiration wurde in der Variante Boden+Blatt bereits nach 7 Tagen erreicht, während sie in der Variante Boden+Wurzel insgesamt geringer ausfiel und erst 2 Tage später erreicht wurde (Abb. 1 "-F").

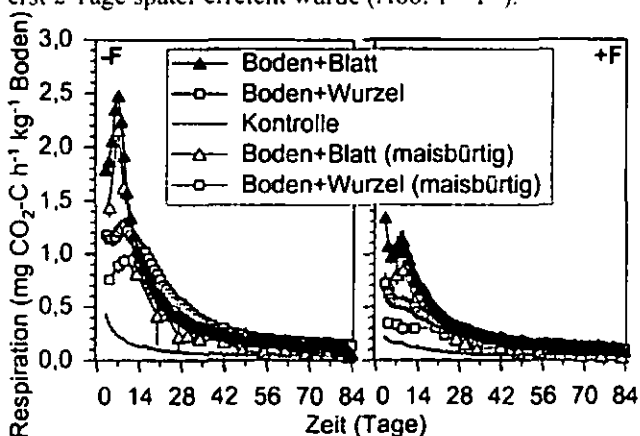


Abb. 1: Zeitverlauf der gesamten und maisbürtigen Respiration für die Varianten Kontrolle, Boden+Blatt und Boden+Wurzel ohne ("-F") und mit ("F") Fungizidzugabe.

Unterschiede in der Mineralisierung der Streu machten sich vorwiegend während der ersten 2-3 Wochen der Inkubation bemerkbar. Die Respiration der fungizidbehandelten Varianten verblieb auf deutlich geringerem Niveau als die der entsprechenden unbehandelten Varianten (Abb. 1 "+F"), was bestätigt, dass das Fungizid einen Teil der aktiven mikrobiellen Biomasse unterdrückte. Die Menge an maisbürtigem C, welches nach 84 Tagen mineralisiert war, stieg in der Reihenfolge: Boden+Wurzel+F (13%) < Boden+Blatt+F (22%) < Boden+Wurzel (30%) < Boden+Blatt (37%).

¹Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen

²Fachgebiet Bodenbiologie und Pflanzenernährung, FB Ökologische Agrarwissenschaften, Universität Kassel

³Fachgebiet Umweltchemie, FB Ökologische Agrarwissenschaften, Universität Kassel

Aggregierung

Die Menge an wasserstabilen Makroaggregaten war während der kompletten Versuchsdauer höher in den streubehandelten Varianten als in der Kontrolle und die Makroaggregatdynamik wurde stark von der Abbaubarkeit der zugegebenen Streu beeinflusst: so fand sich in der Boden+Wurzel Variante (schlechtere Abbaubarkeit) stets ein geringere Menge an Makroaggregaten und das Maximum wurde später erreicht (30 g kg⁻¹ Boden; Tag 28) als in der Boden+Blatt Variante (71 g kg⁻¹ Boden; Tag 14) (Abb. 2 „-F“). Die Ergebnisse zeigen auf, dass Makroaggregierung im Zuge des Streuabbaus ein schneller, aber kurzfristiger Prozess ist: sobald die am einfachsten zu konsumierenden C Komponenten abgebaut waren und die mikrobielle Aktivität sank, setzte der Zerfall der gebildeten Makroaggregate ein. So berichteten auch Golchin et al. (1997), dass die Stabilität von Makroaggregaten in dem Maße sinkt, in dem das Pflanzenmaterial im Boden abgebaut wird.

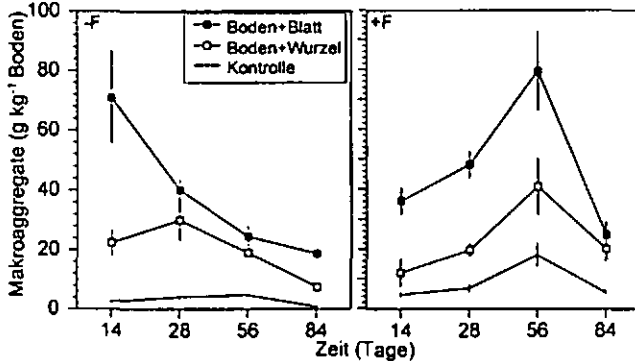


Abb. 2: Gehalte an Makroaggregaten der Varianten Kontrolle, Boden+Blatt und Boden+Wurzel ohne („-F“) und mit („+F“) Fungizidzugabe nach 14, 28, 56 und 84 Tagen Inkubation.

In den fungizidbehandelten Varianten verlief die Makroaggregierung zu Beginn der Inkubation auf einem deutlich niedrigeren Niveau als bei den unbehandelten Varianten. Die maximale Menge an Makroaggregaten wurde um 28 (Boden+Wurzel+F) bzw. 42 (Boden+Blatt+F) Tage verzögert (Abb. 2 „+F“), was auf die essenzielle Bedeutung der pilzlichen Biomasse für die Bildung wasserstabiler Makroaggregate hinweist.

Verteilung von C und N in Aggregatgrößenklassen

Die gebildeten Makroaggregate wiesen deutlich höhere C Konzentrationen auf als die Mikroaggregate oder die Fraktion <53 µm und die Bildung wasserstabiler Makroaggregate war mit dem Einbau großer Mengen (bis 61%) maisbürtiger organischer Substanz verbunden, während es in Mikroaggregaten und der Fraktion <53 µm nur 4–13% waren (nicht gezeigt). Dies verdeutlicht die Wichtigkeit frischen organischen Materials für die Makroaggregatbildung. Die signifikant geringeren maisbürtigen C-Anteile in Mikroaggregaten stützen die Hypothese, dass Makro- und Mikroaggregate unterschiedliche Rollen in der Stabilisierung der organischen Bodensubstanz (OBS) innehaben (Jastrow et al., 1996; Besnard et al., 1996).

Die Mengen an maisbürtigem C und N in den einzelnen Aggregatklassen können als Prozent des gesamten noch im Boden vorhandenen (residualen) Mais-C und -N ausgedrückt werden, um die Dynamik der Verteilung des Mais-C und -N innerhalb der Aggregatklassen zu beschreiben. In der Boden+Blatt Variante fanden sich am Tag 14 50% des residualen maisbürtigen C in Makroaggregaten, 40% in Mikroaggregaten und 10% in der Fraktion <53 µm (Abb.

3). Die Menge an streubürtigem C in Makroaggregaten sank anschließend kontinuierlich auf 17% am Tag 84, wohingegen sie in Mikroaggregaten anstieg (auf 65%).

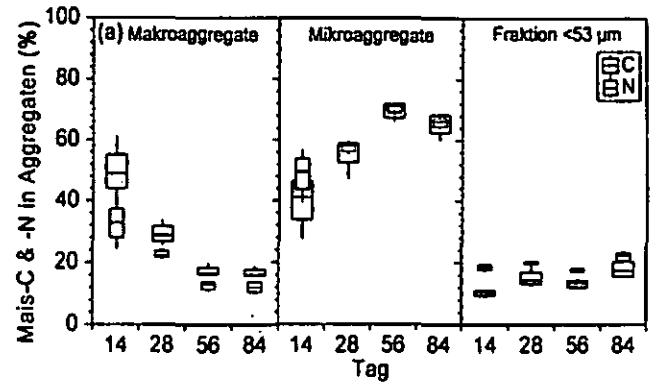


Abb. 3: Verteilung von maisbürtigem C und N in Aggregatklassen nach 14, 28, 56 und 84 Tagen Inkubation am Beispiel Boden+Blatt.

Für den Mais-N verhielt sich die Verteilung ähnlich – jedoch enthielt die Makroaggregatfraktion im Schnitt weniger Mais-N als -C und die Fraktion <53 µm mehr (Abb. 3).

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass zwar eine sehr schnelle, aber keine längerfristige Einbindung frischer OBS in Makroaggregaten stattfindet, da deren Zerfall bereits nach weniger als 2 Monaten der Inkubation einsetzte und die Menge maisbürtigen C und N in Makroaggregaten im Laufe der Inkubation abnahm. Eine längerfristige Stabilisierung scheint die Mikroaggregatfraktion stattzufinden.

Fazit

Die Abbaubarkeit der zugegebenen Streu beeinflusst die Aktivität des mikrobiellen Biomasse Pools sowie den Grad und die Dynamik der Makroaggregierung und dadurch die Partitionierung des streubürtigem C und N signifikant. Es zeigte sich, dass die Pilzbiomasse essentiell für die Bildung wasserstabiler Makroaggregate ist, was durch eine signifikante Verzögerung der Makroaggregierung nach Applikation eines Fungizids um bis zu 42 Tage deutlich wurde. Die Bildung von Makroaggregaten war von einer präferentiellen Akkumulation an streubürtigem C begleitet, welches eine Hauptsteuergröße der Makroaggregierung zu sein scheint. Da die Makroaggregate schnell umgesetzt wurden sobald die Substratverfügbarkeit sank, trugen sie nicht zu einer längerfristigen Stabilisierung der OBS bei.

Danksagung

Die Arbeit wurde von der DFG im Rahmen des SPP 1090 gefördert.

Literatur

Besnard et al., 1996. *EJSS* 47, 495–503.
 Bossuyt, H., Denef, K., Six, J., Frey, S.D., Merckx, R., Paustian, K., 2001. *Appl. Soil Ecol.* 16, 195–208.
 De Gryze, S., Six, J., Brits, C., Merckx, R., 2005. *SBB* 37, 55–66.
 Golchin, A., Baldock, J.A., Oades, J.M., 1997. In: Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Soil processes and carbon cycle*. CRC Press, Boca Raton, pp. 245–266.
 Jastrow et al., 1996. *SSSAJ* 60, 801–807.
 John, B., Yamashita, T., Ludwig, B., Flessa, H., 2005. *Geoderma* 128, 63–79.
 Lynch, J.M., Bragg, E., 1985. *Adv. Soil Sci.* 2, 134–170.
 Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. *J. Soil Sci.* 33, 141–163.

Micro-scale modeling of the carbon turnover in the detritusphere

Jingwersen, J.¹, C. Poll, T. Streck, T. Streck und E. Kandeler

1 Introduction

The detritusphere, the layer that includes the litter and the adjacent soil influenced by the litter (Gupta and Ponge, 1998), is a very thin but microbiological highly active zone in soil. The vertical dimension of this biogeochemical interface is typically in the range of several millimetres (Gaillard et al., 2003; Kandeler et al., 1999). In the detritusphere, microorganisms are supplied with a heterogeneous mixture of litter-derived carbonaceous substrates differing in their solubility, degree of polymerisation and recalcitrance. Since microorganisms make use of these substrates, microbial biomass, enzyme activity, PLFA content etc. as well as all carbon (C) turnover rates are much higher within this thin layer than in bulk soil. An understanding of C turnover within this "hot spot", similar as the C turnover in the rhizosphere, is important for an overall understanding of C cycling in soil.

The objective of the present study was to develop a mechanistic model to simulate both the total C and the ¹³C fluxes and pools in the detritusphere. Based on the data of a previously conducted ¹³C microcosm experiment on litter C turnover in a detritusphere (Poll et al., 2007) the NICA model ((Blagodatsky and Richter, 1998)) was modified and extended, and selected model parameters were automatically optimised. Our model approach focuses on appropriately simulating the two-phase dynamics of litter turnover and microbial response, which was observed by (Poll et al., 2007). We present the new model, compare the simulations with experimental findings, and discuss model concept and behaviour with special emphasis on microbial succession.

2 Material and Methods

In the present study the data of the ¹³C microcosm experiment performed by Poll et al. (2007) were used. The experiment is described in detail in the above mentioned paper. In brief, clay-loamy topsoil of a Stagnic Luvisol (FAO, 1990) was taken from the long-term field experiment in Rothalmünster (Germany, 48° 21' N, 13° 12' E). Soil characteristics were pH (CaCl₂) 5.5, total soil organic carbon (TOC) content 12.6 g kg⁻¹, and total N content 1.6 g kg⁻¹. The δ¹³C value of the SOC was -25.5‰. For incubation, labelled rye residues with a δ¹³C value of 299‰ (atom% ¹³C=1.43) and a C/N ratio of 40 were used. At the beginning of the experiment the soil was filled to a height of 1.5 cm into 36 PVC cylinders (diameter=5.6 cm, height=3 cm) and was compacted to a bulk density of 1.2 g cm⁻³. After adjusting the soil to a matric potential of -63 hPa each soil core was placed into an air tight glass container (microcosm, 750 ml). After a preincubation of 3 days, 0.3 g of rye litter was placed on top of each cylinder. The microcosms were incubated at 10°C. After 3, 7, 14, 28, 56 and 84 days six microcosms were removed from the ensemble and were sampled destructively. Soil cores were sliced on a cryostat microtome (HM 500 M, MICROM International GmbH, Walldorf, Germany) in 0-1, 1-2, and 2-3 mm slices. The respective slices of two of the six sampled soil cores were pooled together to obtain a sufficient amount of soil for analyses. This yielded three replicates for each sampling time.

From all samples the TOC content, the ¹²C-to-¹³C isotopic ratio of TOC, dissolved organic carbon (DOC) content, microbial biomass, and the ergosterol content were measured. Data on the δ¹³C value of DOC and C_{mic} were available only for days 3, 7, 28, and 84. During the first four weeks CO₂ production was measured at intervals of 2 to 3 days. Later the sampling interval was prolonged to 4 to 7 days. The isotopic ¹³C-to-¹²C ratio of the CO₂ was measured at days 1, 9, 21, 36, 56, and 84.

3 The modified NICA model

Our model is based on the mechanistic NICA model, which is excellently described in (Blagodatsky and Richter, 1998) and (Blagodatsky et al., 1998). We extended and modified the NICA model by the following features (see Fig. 1):

- (1) The NICA model does not take into account the transport of C_s and N_i in soil. In the detritusphere, however, diffusion and/or convection of dissolved compounds strongly control the supply of microorganisms with C and N sources (Poll et al., 2006). Therefore, we introduced diffusion of C_s and N_i to the model. Convection was not considered because in our experiment the water flux was zero (Poll et al., 2007).
- (2) In the NICA model all pools and fluxes were written for total C (¹²C+¹³C) only. To trace the fate of litter ¹³C in the detritusphere the model was extended by ¹³C pools and fluxes.
- (3) In the study of Poll et al. (2007) evidence was found that the composition of the microbial community shifted from a bacteria to a fungi dominated community. Therefore, we extended the NICA model by an additional microbial biomass pool standing for a second decomposer population.
- (4) In the experiment of Poll et al. (2007) the input of DOC to the detritusphere soil resulted from the continuous decomposition of the adjacent litter layer. Hence, the model was extended by empirical routines for simulating the C turnover in the litter layer which forms the upper boundary of the detritusphere soil.

4 Results

In total 13 parameters were simultaneously fitted at the last optimisation step. Parameter correlation coefficients for estimated parameters were all below 0.85 indicating that a simultaneous fitting of parameters was statistically justified. The *t*-values of the parameters, that is the ratio between the final value and its standard deviation, were in all cases higher than 2 indicating that the linearised 95% confidence intervals did not include zero. The model explained 92% of the observed variance. Largest deviations between measured and simulated data were observed during the first week of the experiment (Fig. 1).

Figure 2 shows the total C pools and cumulated fluxes for the entire soil core at the end of the simulation (84 days). During the incubation period in total 96.7 mg litter C, which corresponds to 65% of the total litter C (150 mg C), were decomposed. About one third of the total litter C was transferred to the adjacent soil DOC pool. The largest part of the litter-derived DOC was utilised for microbial growth (77%) and fed the C_b pool. At the end of the simulation 73 mg litter C was located in the CO₂ pool, that is 71% of the evolved CO₂ was litter-derived and 29% was soil-derived. From the litter-derived CO₂, 69% was directly formed in the litter layer. The remaining 31% was transported to soil before being mineralised. About 17% of the litter C was transported to soil layers below 3 mm by diffusion (data not shown). The litter C which entered the soil and was not respired as CO₂ was distributed among the DOC, SOM, and C_b pools. In soil, most of the litter C was transferred via microbial death to the SOM pool. At day 84, 16% of the decomposed litter C or 10% of the total litter C was located in the SOM pool. Only 3% of the decomposed litter C was present in the DOC pool and 5% was found in the C_b pool. At the end of the simulation the fraction of litter C in the SOM pool was on average 2.8%.

¹ University of Hohenheim
Institute of Soil Science and Land Evaluation
D-70599 Stuttgart, GERMANY
e-mail: jingwer@uni-hohenheim.de

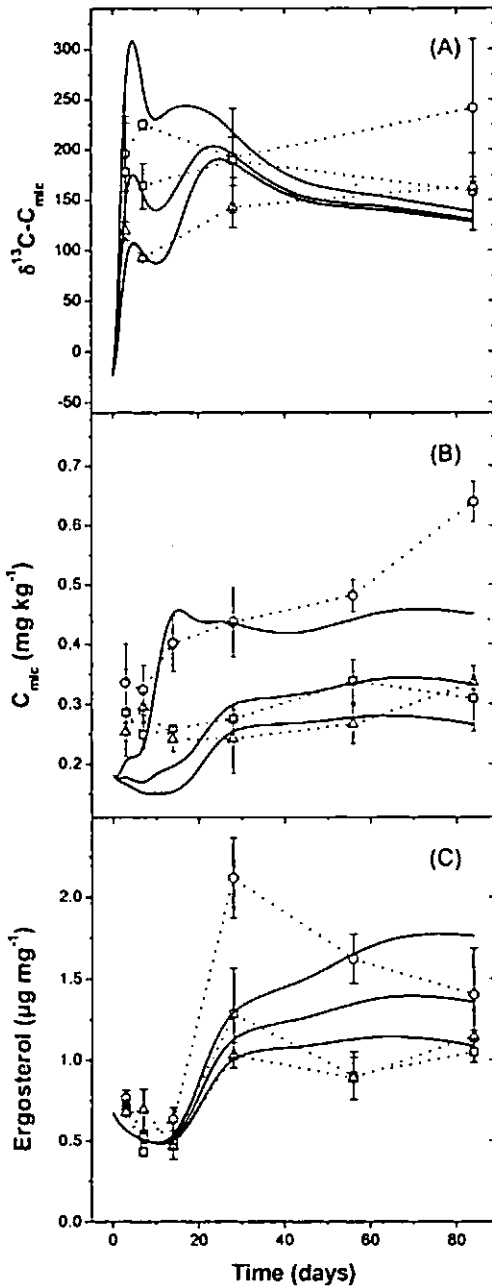


Figure 1: Measured and simulated (A) $\delta^{13}\text{C}$ values of microbial biomass, (B) total microbial biomass, and (C) soil ergosterol content. Symbols plus dashed lines show the measured values and straight lines indicate the results of the simulation. Open circles stand for the 0-1 mm layer, open squares for the 1-2 mm layer, and open triangles for the 2-3 mm layer. Error bars indicate standard deviations.

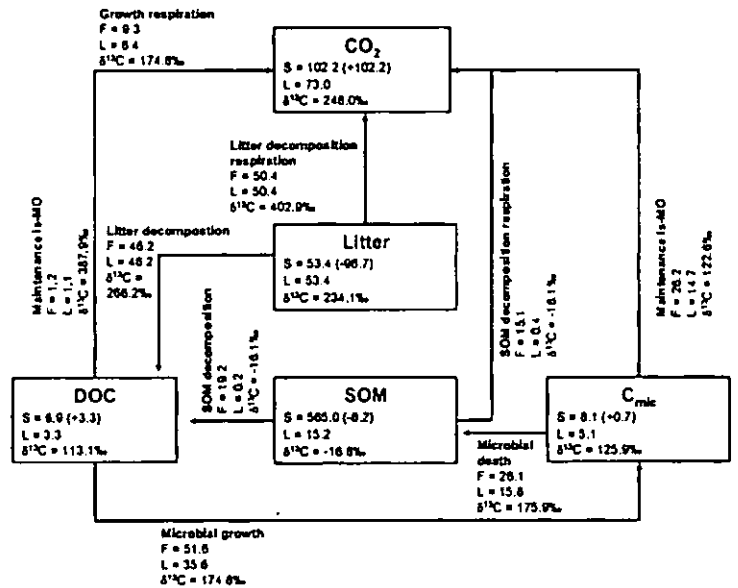


Figure 2: Simulated C pool sizes and cumulative C fluxes of the entire soil core (0-1.5 cm) at day 84 of the simulation. The abbreviations DOC, SOM and C_{mic} stand for dissolved organic carbon, soil organic matter, and microbial biomass, respectively. For each stock the total size (S), the amount of litter C (L), as well as the $\delta^{13}\text{C}$ value of the stock is shown. The values in bracket state the change of the pool since start of the simulation. For each cumulated flux the total flux (F), the flux of litter C (L), and the average $\delta^{13}\text{C}$ value are presented. All values are given in mg C.

5 Conclusions

In conclusion, our study demonstrates that a combination of experimental work and mathematical modelling is a powerful approach to provide a comprehensive insight into small-scale C turnover in soil. Modelling the small-scale dynamics of C turnover in the detritosphere we found it essential to include microbial succession. This result entails the need for a more mechanistic treatment of microorganism populations in soil. Although parameterisation of mechanistic models remains often difficult, the availability of new analytical methods such as the stable isotope technique together with new tools for parameter optimisation offers the challenging possibility to put the development and application of mechanistic models in soil science on a firmer basis.

References

Blagodatsky, S.A., and O. Richter. 1998. Microbial growth in soil and nitrogen turnover: a theoretical model considering the activity state of microorganisms. *Soil Biol. Biochem.* 30:1743-1755.

Blagodatsky, S.A., I.V. Yevdokimov, A.A. Larinova, and J. Richter. 1998. Microbial growth in soil and nitrogen turnover: Model calibration with laboratory data. *Soil Biol. Biochem.* 30:1757-1764.

Gaillard, V., C. Chenu, and S. Recous. 2003. Carbon mineralisation in soil adjacent to plant residues of contrasting biochemical quality. *Soil Biol. Biochem.* 35:93-99.

Gupta, V.S.S.R., and J.F. Ponge. 1998. Regulation of microbial activity and organic matter decomposition by macro-organisms in the detritosphere, *World Congress of Soil Science*. CIRAD, Montpellier (France).

Kandeler, E., J. Luxhøi, D. Tschirko, and J. Magid. 1999. Xylanase, invertase and protease at the soil-litter interface of a loamy sand. *Soil Biol. Biochem.* 31:1171-1179.

Poll, C., J. Ingwersen, M. Stemmer, M.H. Gerzabek, and E. Kandeler. 2006. Mechanisms of solute transport affect small-scale abundance and function of soil microorganisms in the detritosphere. *Eu. J. Soil Sci.* 57:583-595.

Poll, C., S. Marhan, J. Ingwersen, and E. Kandeler. 2007. Dynamics of litter carbon turnover and microbial abundance in a rye detritosphere. *Soil Biol. Biochem.* in press.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate Symposium Kommissionen III und II

Band 110

Heft 1

2007

Gibt es einen Zusammenhang zwischen Kupfergehalt und Humusgehalt im Boden?

H.-C. Fründ¹, C. Emmerling², C. Bossung², M. Vohland², H. Tülp², P. Hinsinger³

Abstract

Der Zusammenhang zwischen Cu, C_{org}, C/N und der mikrobiellen Biomasse im Boden wurde an umfangreichen Probenkollektiven aus einem Überschwemmungsgebiet sowie aus Weinbaugebieten des Moseltals und des Languedoc (Südfrankreich) untersucht. Es zeigte sich ein genereller Trend zu höheren Humusgehalten bei zunehmenden Kupfergehalten im Boden. Ein Effekt auf die mikrobielle Biomasse ergab sich nur bei Bezug auf die organische Substanz (C_{mik}/C_{org}-Verhältnis) – am deutlichsten im Überschwemmungsgebiet. Das C/N-Verhältnis war in den Weinbauböden bei steigender Cu-Belastung erweitert, jedoch nicht in der Flussaue. Es wird gefolgert, dass Depositionsgeschehen und direkte Schwermetalleffekte in den verschiedenen Gebieten unterschiedlich zusammen wirken. Humusanreicherung kann aus bodenökologischer Sicht toxischen Effekten der Schwermetalle auf Bodenfunktionen entgegen wirken.

Einleitung

Kupfer ist einer der Problemstoffe in organischen Düngern, in den Böden von historisch intensiv mit Cu-Fungiziden behandelten Böden und an Standorten unter dem Einfluss industrieller Immissionen. Die bodenökologische Bewertung von Kupferkontaminationen im Boden ist trotz der nachgewiesenen hohen ökotoxikologischen Wirksamkeit dieses Elements widersprüchlich (Wilke 2004). In vielen Fällen werden in Böden mit hohen Kupferbelastungen erhöhte Humusgehalte beobachtet (Sauvé 2006, Fründ & Gromes 2002). Es gibt jedoch auch widersprüchliche Befunde, die einen Zusammenhang zwischen Cu und C_{org} im Boden verneinen (Minnich & McBride 1986).

Für einen Zusammenhang von Schwermetall (Kupfer) und Humusgehalt sind verschiedene Ursachen denkbar:

1. Paralleler Eintrag von Cu und C_{org} in die Böden
2. Humusakkumulation durch toxische Hemmung der Humusmineralisation und/oder chemische Humusstabilisierung durch Cu²⁺-Wechselwirkungen
3. Anreicherung bzw. Stabilisierung von Cu an Humus (d.h. Cu-Akkumulation anstatt Humusakkumulation).

In der hier berichteten Studie wurde an Probenkollektiven aus drei Kupfer-Belastungsgebieten geprüft, ob eine Korrelation zwischen Cu und C_{org} im Boden besteht. Zusätzlich erhobene Daten zur Mikrobiellen Biomasse und dem C/N-Verhältnis der Böden werden als Indikatoren für eine mehr toxisch-biologisch oder mehr abiotisch-interaktiv bedingte Humusanreicherung bei Kupferbelastung gedeutet.

Untersuchungsgebiete und Methoden

Es wurden Proben aus einem Überschwemmungsgebiet (Hasetal bei Osnabrück) und zwei Weinbauregionen (Moseltal, Frankreich-Languedoc) untersucht (Tab.1). Die Wirkungsschwellen der Cu-Toxizität (100-200 mg Cu/kg Bo-

den; Fründ et al. 2005, Wilke 2004) werden in allen Probenkollektiven überstiegen.

Tab. 1 Untersuchte Probenkollektive

Gebiet, Probentiefe	Anzahl Proben	pH	C _{org} % Cu mg/kg
Hasetal (Osnabrück) 10-20 cm	120 ^{a)}	4.3-7.1	0.7-9.9 % 8-1824 mg/kg
Weinberge Mosel 0-15 cm	164 ^{b)}	3.7-7.5	0.9-8.5 % 16-656 mg/kg
Weinbau Languedoc 0-20, 0-2 cm	56	4.3-8.6	0.3-2.9 % 32-1030 mg/kg

^{a)} Einzelproben mit Marschen-Profilstecher (Eijkelkamp)

^{b)} Jeweils ein Schurf über 1 m Länge

Die Böden des Hasetals sind lehmig-schluffige Sande unter Grünland. Die Metalle (neben Cu auch Zn, Pb und Cd; Vohland et al. 2007, Bailly et al. 1993) stammen aus Überschwemmungssedimenten. Im Moseltal wurden 73 bewirtschaftete Weinberge und 91 Weinbergsbrachen aus acht Lokaltäten von Wincheringen (Obermosel) bis Hatzenport (Untermosel) untersucht. Aus dem Languedoc standen Proben aus einem weinbaulich genutzten Areal (FV, Chaignon et al. 2003) und zwei heute mit Getreide bestellten Weingärten zu Verfügung (FC, FMP). Die sandig-lehmigen alluvialen Böden sind z.T. carbonathaltig. Es wurden Cu-Gesamtgehalte nach HF-Totalaufschluss (Languedoc) bzw. nach HNO₃-Druckbombenaufschluss bestimmt. C_{org} wurde mittels IR-Detektion nach Verbrennung bei 1300°C bestimmt. Der mikrobielle Kohlenstoff (C_{mik}) und Stickstoff (N_{mik}) wurde mit der CFE-Methode bestimmt.

Ergebnisse

Die Abbildungen 1 bis 3 zeigen in allen drei Untersuchungsregionen eine signifikante Korrelation zwischen dem Cu-Gesamtgehalt und dem C_{org}-Gehalt des Bodens (p < 0,01). Die Daten werden durch eine logarithmische Beziehung am besten beschrieben.

Bezogen auf die Bodenmasse war in keinem Fall eine signifikante Korrelation zwischen Cu-Gehalt und mikrobieller Biomasse (C_{mik}/g Boden) erkennbar. Ein negativer Effekt des Cu wurde jedoch deutlich, wenn die Biomasse auf die organische Bodensubstanz bezogen wurde (C_{mik}/C_{org}; Abb. 4-6). Ein Zusammenhang zwischen den Cu-Gehalten des Bodens und dem mikrobiellen C/N-Verhältnis (C_{mik}/N_{mik}) war nicht erkennbar (Daten nicht dargestellt).

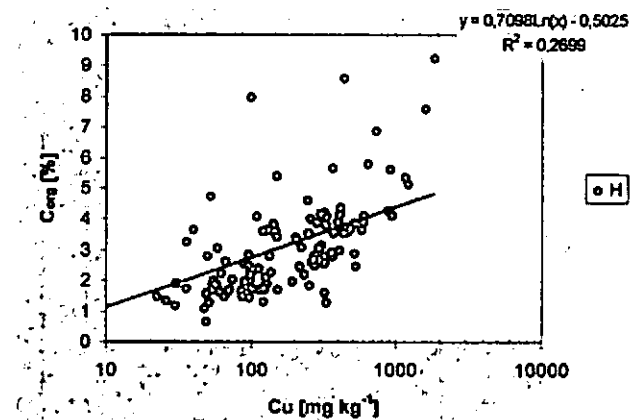


Abb. 1: Zusammenhang Cu-C_{org} im Überschwemmungsgebiet der Hase bei Osnabrück

¹ Fachhochschule Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur, Postfach 1940, D-49090 Osnabrück, E-mail: hc.fruend@fh-osnabrueck.de

² Universität Trier, FB VI, 54286 Trier

³ INRA Montpellier, Frankreich

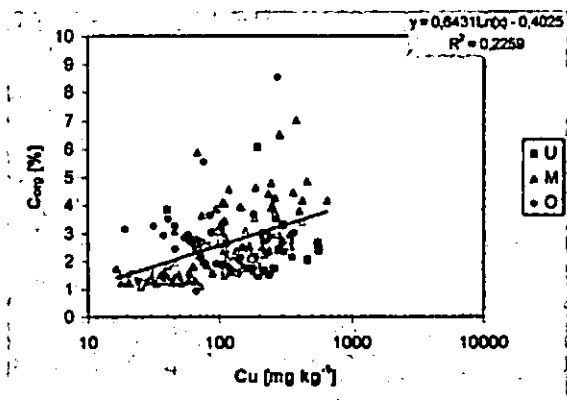


Abb. 2: Zusammenhang Cu-C_{org} in Weinbergsböden des Moseltals. U= Untermosel, M=Mittelmosel, O=Obermosel

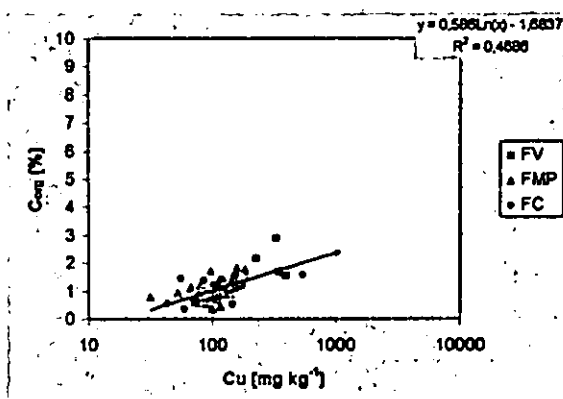


Abb. 3: Zusammenhang Cu-C_{org} in Weinbergsböden des Languedoc.

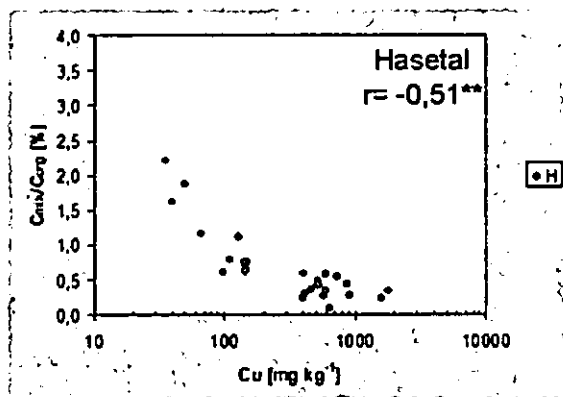


Abb. 4: Zusammenhang zwischen Cu und C_{mik}/C_{org} im Überschwemmungsgebiet der Hase bei Osnabrück

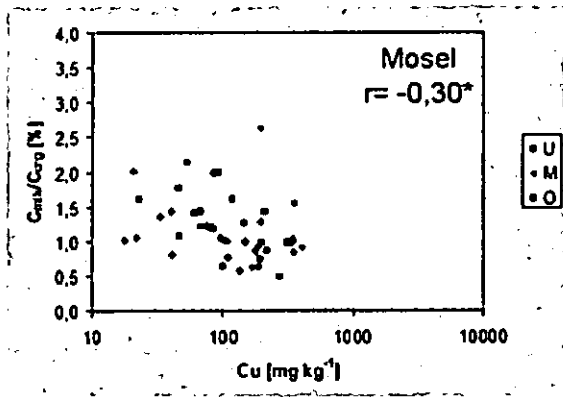


Abb. 5: Zusammenhang zwischen Cu und C_{mik}/C_{org} in Weinbergsböden des Moseltals

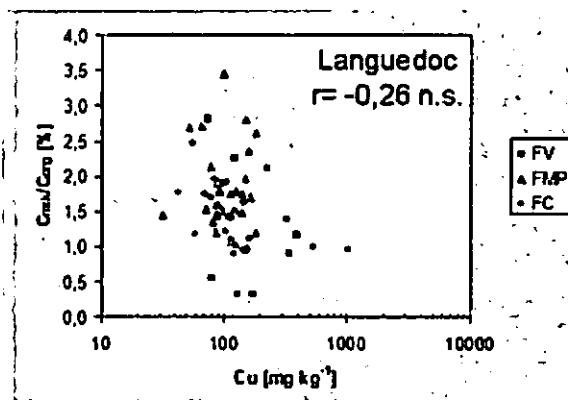


Abb. 6: Zusammenhang zwischen Cu und C_{mik}/C_{org} in Weinbergsböden des Languedoc

Das C/N-Verhältnis des Bodens schwankte in den Proben aus dem Hasetal zwischen 10 und 14,7 (Mittelwert 12,0). Ein Zusammenhang zwischen Kupfergehalt des Bodens und C/N-Verhältnis war nicht erkennbar ($r = 0,13$ n.s.). In den Weinbergsböden des Moseltals wurden C/N-Verhältnisse zwischen 5,8 und 38,6 (Mittelwert 12,7) gemessen. Es ergab sich ein schwacher aber signifikanter Trend zu einer Erweiterung des C/N-Verhältnis mit steigenden Kupfergehalten des Bodens ($r = 0,39$; $p < 0,05$). Eliminiert man drei C/N-Extremwerte (5,8; 25,6; 38,6) sinkt der Korrelationskoeffizient auf 0,34, bleibt aber signifikant. In den Weinbergsböden des Languedoc lag das C/N zwischen 7,7 und 16,0 (Mittelwert 11,0). Auch hier wurde ein Trend zu weiterem C/N mit höherem Boden-Cu festgestellt ($r = 0,28$; $p < 0,05$).

Diskussion und Schlussfolgerungen

In allen drei Untersuchungsregionen gab es einen Trend zu höheren Humusgehalten bei höheren Cu-Gehalten im Boden. Der Anteil des mikrobiellen Kohlenstoffs am organischen Kohlenstoff nahm dabei ab. In den Weinbergsböden deutete sich außerdem eine Erweiterung des C/N-Verhältnisses bei höheren Cu-Gehalten an. Welche Ursachen kommen für die erhöhten Humuswerte bei hohen Cu-Gehalten in Frage? Im Überschwemmungsgebiet ist folgender Mechanismus der C_{org}-Anreicherung denkbar: 1) parallele Deposition von Metallen und organischem Kohlenstoff aus dem Sediment, 2) reduzierte mikrobielle Verfügbarkeit des C_{org} (niedriges C_{mik}/C_{org}) 3) reduzierte Mineralisierung. In den Weinbergsböden wird organische Substanz als Biomasse mit weitem C/N eingetragen. Dieses wird beim mikrobiellen Abbau verengt. Ein weiteres C/N in Cu-belasteten Böden spricht demnach für eine Mineralisierungshemmung.

Literatur

Bailly F, Gieske M, Kleinwort S, Wolf N, 1993, Osnabrücker naturwiss. Mitt. 19: 167 – 182. Chaignon V, Sanchez-Neira I, Herrmann P, Jaillard B, Hinsinger P, 2003, Environ. Pollut. 123: 229-238. Fründ HC, Gromes R, 2002, Erwerbsobstbau 44: 129-133. Fründ HC, Frerichs C, Rück F, 2005, Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 107: 191-192. Minnich MM, McBride MB, 1989, Plant and Soil 91: 231-240. Sauvé S, 2006, Environmental Toxicology and Chemistry 25: 854-857. Vohland M, Bossung C, Fründ HC, 2007, Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. (Tagungsband Dresden). Wilke BM, 2004, Stoffdatenblatt Kupfer. – In: Litz et al (Hrg): Handbuch Boden gefährdende Stoffe. Landsberg: Ecomed.

Die mikrobielle Biomasse im Darmstadt-Dauer-Düngungsversuch zur ökologischen Landwirtschaft

S. Heinze¹, J. Raupp², R.G. Jörgensen¹

Einleitung

Der Dauer-Düngungsversuch wurde 1980 auf den Flächen des IBDFs in Darmstadt (Institut für biodynamische Forschung) ins Leben gerufen (RAUPP et al. 2006).

In einem geteilten Blockdesign wurden drei Düngervarianten (mineralisch = MIN; Rottemist = RM; Rottemist mit biodynamischen Präparat = RMBD) in drei verschiedenen Düngermengen 1 = 50; 2 = 100; 3 = 140 kg N ha⁻¹) angewendet (siehe Abb. 1) und auf die Auswirkungen im Hinblick auf die Nahrungsqualität der Kulturpflanzen analysiert (BACHINGER 1996).

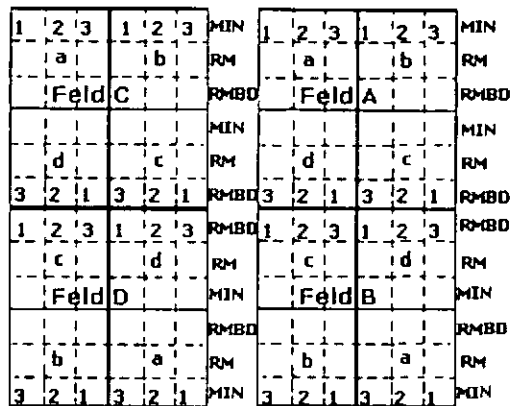


Abbildung 1: Geteiltes Blockdesign des Dauer-Düngungsversuch Darmstadt

Seit Januar 2006 wird innerhalb des DFG-Graduiertenkollegs an den Universitäten in Kassel und Göttingen „Die Steuerung des Humus- und Nährstoffhaushalts“ auf diesen Flächen untersucht. Hierbei stellt die mikrobielle Biomasse durch ihre Fähigkeit der Rückführung festgelegter Elemente und Nährstoffe (JÖRGENSEN 1995) eine bedeutende Funktion dar.

Fragestellungen

In Bezug auf die Funktion der mikrobiellen Biomasse und den Versuchsaufbau des Dauer-Düngungs-Versuchs Darmstadt ergeben sich folgende Fragestellungen:

- Beeinflussen die Düngervarianten und die Düngermengen bodenchemische und bodenbiologische Parameter?
- Werden durch die Anwendung organischer Dünger höhere Gehalte der mikrobiellen Biomasse erreicht?

Material und Methoden

Im Februar 2007 wurden auf dem Untersuchungsfeld A (siehe Abb. 1) 144 Einzelproben in einer Tiefe von 0-5 cm mittels Stechzylinder entnommen und anschließend bis zur Weiterverarbeitung bei 4°C gelagert. An diesen Proben wurden bodenchemische und bodenphysikalische Untersuchungen durchgeführt, wie die Bestimmung des pH-Wertes, des C_{org}-Gehaltes etc.. Weiterhin wurden bodenbiologische Analysen vorgenommen, wie die Bestimmung der Basalatmung (Inkubationsversuch) und die Ermittlung des Kohlenstoffs (C_{mik}) und Stickstoffs (N_{mik}) in der mikrobiellen Biomasse mittels Chloroform-Fumigation-Extraktions-Methode.

Ergebnisse und Diskussion

Bei der Betrachtung der mittleren Gehalte des organischen Kohlenstoffs (C_{org}) wird deutlich, dass die Behandlungen mit organischem Dünger zu einem signifikant ($\alpha = 0,05$) höheren Gehalt in den ersten 5 cm führt als in der mineralischen (MIN) Variante.

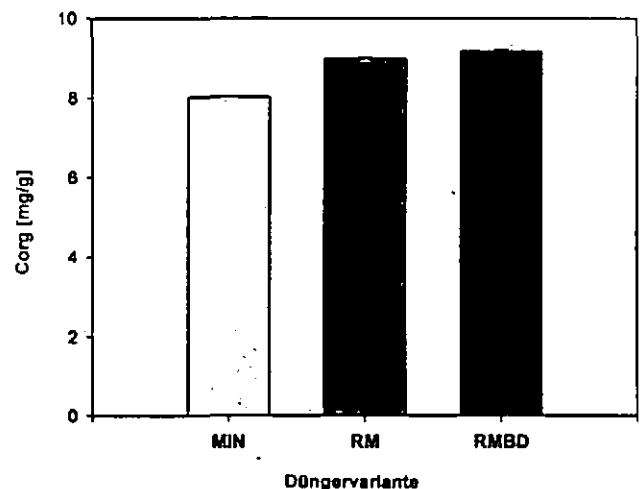


Abbildung 2: Mittlere Gehalte des C_{org} und Standardfehler in den drei Düngervarianten (n=48)

Dabei muss allerdings noch untersucht werden, ob es Langzeiteffekte sind oder ausschließlich aus der Zugabe organischen Materials resultiert.

¹ Fachgebiet Bodenbiologie und Pflanzenernährung, Universität Kassel, Nordbahnhofstraße 1a, 37213 Witzenhausen

² IBDF Darmstadt

Die bodenbiologischen Untersuchungen zeigen, dass sowohl der mikrobielle Kohlenstoff, als auch der mikrobielle Stickstoff signifikant ($\alpha = 0,05$) höhere mittlere Gehalte in den organischen Düngervarianten (RM und RMBD) aufweisen als in der mineralischen Variante (MIN) (siehe Abb. 3).

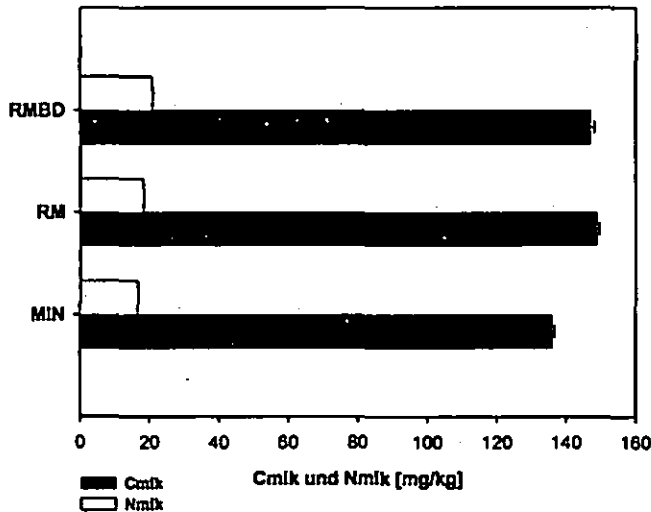


Abbildung 3: Mittlere C_{mik}- und N_{mik}-Gehalte und Standardfehler in den 3 Düngervarianten (n = 48)

Bei der Berechnung der Vorräte an mikrobiellen C_{mik} und N_{mik} zeigen sich weiterhin signifikant ($\alpha = 0,05$) höhere Werte in den beiden organischen Varianten.

Tabelle 1: Vorräte von C_{mik} und N_{mik}; C_{mik}/N_{mik} Verhältnis in den 3 Düngervarianten

Variante	Vorrat C _{mik} [g (m ²) ⁻¹]	Vorrat N _{mik} [g (m ²) ⁻¹]	C _{mik} /N _{mik}
MIN	8,16A (+/-0,31)	1,00A (+/-0,06)	9,21A (+/-0,48)
RM	8,81B (+/-0,28)	1,13AB (+/-0,07)	8,36AB (+/-0,45)
RMBD	8,75B (+/-0,37)	1,24B (+/-0,06)	7,51B (+/-0,29)

Die Betrachtung des C_{mik}/N_{mik}-Verhältnisses weist ein signifikant engeres Verhältnis in den organischen Varianten auf. Dies könnte ein Anzeichen für eine verbesserte P-Verfügbarkeit bei ausreichender C-Versorgung sein (SALAMANCA et al. 2006) und auf einen erhöhten Anteil pilzlicher Biomasse (JÖRGENSEN 1995) in der MIN-Variante hinweisen.

Zusammenfassung

Die Untersuchung der mikrobiellen Biomasse auf den Flächen des Dauer-Düngungsversuchs Darmstadt zeigten, dass sich die organischen Düngervarianten durch signifikant ($\alpha = 0,05$) höhere Gehalte an C_{org} auszeichnen. Bei der Analyse der mikrobiellen Biomasse fiel im Vergleich zur mineralischen Behandlung auf, dass ein deutlich höherer Gehalt an C_{mik} und N_{mik} in den organischen Varianten vorherrscht. Das signifikant engere C_{mik}/N_{mik}-Verhältnis in den organischen Varianten deutet auf eine erhöhte Verfügbarkeit von Phosphor hin, die allerdings durch Laboranalysen bekräftigt werden muss.

Ausblick

Um die Nährstoffversorgung vor allem von Phosphor und Schwefel in den unterschiedlichen Düngervarianten festzustellen, werden Gesamtphosphor- und -schwefelgehalte und der mikrobielle Phosphor und Schwefel analysiert. Des Weiteren soll eine Bestimmung des Ergosterol- und Aminosuckergehalts Informationen über den Anteil der Pilze an der mikrobiellen Biomasse bzw. der mikrobiellen Residualmasse liefern.

Literatur

BACHINGER, J. 1996: Der Einfluss unterschiedlicher Düngungsarten (mineralisch, organisch, biologisch-dynamisch) auf die zeitliche Dynamik und räumliche Verteilung von bodenchemischen und -mikrobiologischen Parametern der C- und N-Dynamik sowie auf das Pflanzen- und Wurzel-wachstum von Winterroggen. Darmstadt.

JÖRGENSEN, R. G. 1995: Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. Göttinger Bodenkundliche Berichte 104. Göttingen

RAUPP, J. et al. 2006: Long-term Field Experiments in Organic Farming. ISOFAR Scientific Series, No. 1.

SALAMANCA et al. 2006: Microbial reaction of secondary tropical forest soils to the addition of leaf litter. Applied Soil Ecology, 31.

Black Carbon in Permafrostböden unter Waldtundra Nordsibiriens

Andrej Rodionov^{1,2*}, Georg Guggenberger¹,
Matthias Grabe¹, Heiner Flessa³

¹ Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Bodenbiologie und Bodenökologie, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, D-06108 Halle
² Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, BTU Cottbus, Konrad-Wachsmann-Allee 6, D-03044 Cottbus, Germany

³ Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen, Büsingenweg 5, D-37077 Göttingen, Germany

*e-mail: andrei.rodionov@landw.uni-halle.de

Einleitung

Black carbon (BC) bildet einen stabilen hocharomatischen C-Pool in Böden verschiedener Ökosysteme. So wird in borealen Wäldern durch periodische Brände viel BC produziert. Über den Verbleib von BC in diesen Ökosystemen liegen bisher kaum Studien vor. Czimczik et al. (2003) berichten für den Untersuchungsstandort in der zentralen Taiga von überraschend niedrigen BC-Vorräten, was diese auf die komplette Verbrennung von BC bei intensiven Waldbränden zurückführen. Bisher ist allerdings kaum etwas über Vorräte und Dynamik von BC in den Permafrost beeinflussten Waldökostemen weiter im Norden bekannt, obwohl auch diese periodisch brennen. Dies gilt insbesondere für Moore (Preston and Schmidt, 2006). Brände in permafrostbeeinflussten Regionen können das Schmelzen des Permafrostes und die Bildung von Thermokarsten initiieren (Yoshikawa et al., 2002), was zu einer ausgeprägten Mobilisierung von ehemals im Permafrost gespeichertem Kohlenstoff führen kann (Zimov et al., 2006; Walter et al., 2006; Rodionov et al., 2007).

In der vorliegenden Studie bestimmten wir in einem kleinen Einzugsgebiet Nordsibiriens Benzolpolycarbonsäuren (BPCA) als Markersubstanzen für BC und untersuchten ihre Verteilung in Böden in Abhängigkeit von unterschiedlichen Standorteigenschaften wie Exposition und Inklination, Vegetation und Mächtigkeit der organischen Auflage. Das Einzugsgebiet schließt unterschiedlichen Reliefeinheiten ein, und beinhaltet dabei südexponierte (SSW), permafrostfreie als auch nordexponierte (NNE), permafrostbeeinflusste mineralische Böden. Dazu sind in Plateauposition permafrostbeeinflusste Moore (IB) zu finden, die zum erheblichen Teil durch Thermokarsteinwirkung degradiert (DB) sind. Neben der Analyse wesentlichen Regulationsfaktoren, welche die räumliche Variabilität von BC in Boden beeinflussen, interessierte uns, inwiefern BC mobilisiert wird und dem Vorfluter aus dem Einzugsgebiet ausgetragen wird.

Material und Methoden

Ein kleines Einzugsgebiet in Sibirien wurde am Unterlauf des Yenisei im Grenzbereich zwischen Taiga und Tundra ausgewählt (Rodionov et al., 2007). Das Einzugsgebiet umfasst verschiedene geomorphologische Gradienten (z.B., Neigung, Exposition und Inklination), Vegetation, Böden, und Permafrostmuster. Dies erlaubt uns die Beziehungen zwischen BC und unterschiedlichen ökologischen Variablen zu analysieren.

Gesamtkohlenstoff wurde am Elementar Vario Maxi CHNS Analysator (Elementar Analysensysteme GmbH,

Hanau, Germany) gemessen. Die pH-Werte in Wasserproben wurden potentiometrisch bestimmt. Kohlenstoff in den 0,45 µm filtrierten Wasserproben (gelöster organischer Kohlenstoff; DOC) als auch in unfiltrierten Wasserproben (gesamter organischer Kohlenstoff; TOC) bestimmten wir mittels Hochtemperaturverbrennung (TOC-V, Shimadzu Corp., Tokyo, Germany). Die Differenz zwischen TOC und DOC wird als partikulärer organischer Kohlenstoff (POC) bezeichnet. Black Carbon in Böden als auch in den Wasserproben wurde mittels der Benzolpolycarbonsäuren-Methode (BPCA) abgeschätzt (Glaser et al., 1998; Brodowski et al., 2005). Für die statistische Auswertungen wurde Statistica Version 5 (StatSoft, Inc., Tulsa, USA) verwendet.

Ergebnisse und Diskussion

BC ist ubiquitär in den Böden des Einzugsgebietes und erreicht etwa 1,3 bis 6,8% vom gesamten organischen Kohlenstoff (SOC). Diese Ergebnisse stimmen mit BC-Vorräten von 50 bis 7.800 g m⁻² überein. Der relative Beitrag von BC zu SOC sowie auch die absoluten Vorräte an BC sind am höchsten in IB mit geringer aktiver Layer nachfolgend von mineralischen Böden in der NNE exponierten Hanglage. In beiden Landschaftseinheiten wurden die höchsten BC-Vorräte unter Permafrost angereichert. Solches BC-Speicherungsmuster gibt Anzeichen dafür, dass die Waldbrände nicht zwingend zur Degradation des Permafrostes führen.

Die Cosinus²-Werte (Kanonische Korrespondenzanalyse) zeichnen eine enge Korrespondenz zwischen den SSW exponierten Hang als auch DB mit niedrigen BC-Vorräten und zwischen IB mit hohen BC-Vorräten gegenüber.

Die TOC-Konzentrationen im Bachwasser variieren zwischen 12 und 24 mg L⁻¹. Das Muster für TOC folgt zeitlich annähernd dem Niederschlag und der Schneeschmelze. TOC besteht zum größten Teil aus der DOC-Fraktion, welche Konzentration zwischen 12 und 20 mg L⁻¹ erreicht. Die POC-Konzentration war dabei oftmals vernachlässigbar und wurde nur mit hohen Austragsvolumen gemessen (bis 20% von TOC). Die pH-Werte im Bachwasser variieren von 6,8 (hoher Austrag) bis 9,7 (Trockenheitsperiode). Diese Variation von pH-Werten weist auf unterschiedliche Herkunft des Bachwassers hin.

Berechnungen zur Massenbilanz mittels TOC-Konzentrationen zusammen mit dem Bachwasser-Austrag machen deutlich, dass der TOC-Austrag aus dem Einzugsgebiet auf 1142 kg in der eisfreien Periode ansteigt. Dies entspricht 2,59 g TOC m⁻² von der Fläche des Einzugsgebietes. Der jeweilige Betrag am DOC-Austrag ergab 2,57 g m⁻², was darauf hinweist, dass suspendierte organische Substanz >0,45 µm nur geringfügig zum TOC-Austrag in dem Bachwasser betrug. Gefriergetrocknete TOC-Proben enthalten achtenswerte Mengen an BC. Während der Schneeschmelze und stark anhaltender Niederschläge im Herbst wurden nahezu 9% von TOC als BC identifiziert. Im Unterschied dazu sind die BC Konzentrationen während der Trockenzeit im Sommer (Grundströmung) unbedeutend. Auch die BPCA-Verhältnisse (b_{4ca}/b_{6ca}) und (b_{5ca}/b_{6ca}) unterscheiden sich in der Grundströmung im Sommer von dem Hochwasser im Herbst oder Frühling. Sehr niedrige Konzentration an BC in der Grundströmung war mit den breiten BPCA-Verhältnissen verbunden und umgekehrt. Nur über den TOC-Austrag im Bachwasser ausgewiesenes

BC belief sich auf 8,8% und der gesamte berechnete Austrag an BC in beobachteten Zeitraum (unbeachtet aller anderen möglichen Abbauege) belief auf 101 kg. Somit verließen 0,23 g BC m⁻² das Einzugsgebiet über das Bachwasser. Da der gesamte POC-Austrag in der gleichen Periode nur 0,02 g m⁻² (s.o.) umfasste, trat $\geq 90\%$ des BC Austrages im Bachwasser nur in kolloidaler oder gelöster Form.

Black Carbon ist ein ubiquitärer Anteil des Kohlenstoffs in permafrostbeeinflussten Böden im sibirischen Waldtundragebiet. Auf den Kohlenstoff bezogene BC-Konzentrationen und Vorräte waren sehr hoch in diesen Böden. Das bezieht sich im Wesentlichen auf die Verteilung des Permafrostes. Allerdings beeinflussen nicht die Waldbrände das Schmelzen des Permafrostes, sondern Permafrost mit geringen active layer speichert BC. Böden mit mächtigem Permafrost haben auch hohe Wassergehalte, welche die komplette Oxidation während der Brandereignisse verhindern und mehr die BC-Entstehung begünstigt. In Bezug auf SOC schützt Permafrost auch BC gegen Zersetzung. In den Mooren wurde BC nach den Bränden durch die aufwärts wachsende Moosaufgaben und damit nachfolgend aufwärts wachsenden Permafrost fixiert, wobei in permafrostbeeinflussten mineralischen Böden BC ein spätpleistozänes Relikt sein kann. Dies ist ein Beweis dafür, dass, wenn Permafrost degradiert, dann besonders die Moore BC verlieren. Allgemein ist der Verlust an BC verhältnismäßig noch ausgeprägter als an SOC. Daher ist BC in permafrostbeeinflussten Böden besonders empfindlich und kann damit nicht als stabiler Anteil des Kohlenstoffs in solchen Ökosystemen betrachtet werden. Doch die Abbauege von BC wurden nicht klar. Es ist unwahrscheinlich, dass die komplette thermische Oxidation von BC als Folge intensiver Brandereignisse die Hauptursache dafür ist (Czimczik et al., 2005). Czimczik et al. (2005) haben die gut belüfteten Böden südlicher und ohne Permafrosteinfluss untersucht. Der Großteil des BC in den Böden der Waldtundra wird in den tieferen Horizonten gespeichert. Verluste durch Bodenerosion (Schmidt und Noack, 2000) können zum größten Teil die BC-Verluste über Thermokarstbildung erklären, allerdings nicht den bevorzugten BC- gegenüber den SOC-Abbau in DB. BC-Konzentrationsmuster zusammen mit den BPCA-Verhältnissen (b4ca/b6ca) und (b5ca/b6ca) deuten vielmehr darauf hin, dass sich BC im aktiv layer besonders leicht auflösen kann, möglicherweise durch die Frost-Tauzyklen, und oxidative Dekomposition.

Wir wissen nicht wie viel vom BC im Einzugsgebiet mineralisiert wurde, aber die Zwischenprodukte des BC-Abbaus wurden offensichtlich in gelöster oder kolloidaler Form mit dem Bachwasser aus dem Einzugsgebiet ausgetragen. Unsere Studie nützte dabei die BPCA Methode und zeigte signifikante BC-Fraktion im Austrag. Der durchschnittliche BC-Anteil ausgerechnet über TOC im Austrag mit 8,8% war größer als in den Böden des Einzugsgebietes (3,9%). Dies deutet auf die bevorzugte BC-Auflösung gegenüber den gesamten SOC hin. Das ist ein wichtiger Abbauege in den permafrostbeeinflussten Böden und bekräftigt die Hypothese von Schmidt (2004), dass BC und seine Zwischenprodukte aus den borealen Wäldern über die Flüsse und anschließend in den Arktische Ozean ausgetragen werden. Jedoch variiert der BC-Austrag im Laufe der eisfreien Zeit, und die periodischen Messungen könnten zu verzerrten

Ergebnissen führen. Insofern kommen drei mögliche Quellen für BC im Bachwasser in Frage. Zur Zeiten der Schneeschmelze dominieren lateraler und Oberflächenabfluss. Damit wird relativ rezenter BC aus den organischen Auflagen ausgetragen. Dagegen kann in der Vegetationsperiode mit den starken Regenereignissen der Austrag der älteren BC durch die Prozesse der Thermokarstbildung in den Mooren erfolgen. BC aus dem mineralischen Unterboden hat eine geringfügige Bedeutung und tritt möglicherweise als oxidativ veränderter BC durch die Sorption an den Bodenmineralen auf. Die Schneeschmelze steuert überwiegend den BC-Austrag. Dementsprechend wird meist BC aus den relativ rezenten Bränden der sibirischen Waldtundra ausgetragen. Die Ergebnisse lassen die Aussage zu, dass BC-Austrag aus den permafrostbeeinflussten Ökosystemen in die Hydrosphäre vielmehr kurzzeitig stattfindet. Älterer BC wird eher beim Schmelzen des Permafrostes mobil. Gesamtaustrag sowie Austragmuster und der BC-Alter in dem Oberflächenabfluss können gute Marker für die Stabilität des Permafrostes in den borealen Ökosystemen sein.

Danksagung

Wir danken der DFG für die Förderung des Projektes.

Literatur

- Brodowski S, Rodionov A, Haumaier L et al. (2005) Revised black carbon assessment using benzenepolycarboxylic acids. *Organic Geochemistry*, 36, 1299-1310.
- Czimczik CI, Preston CM, Schmidt MWI et al. (2003) How surface fire in Siberian Scots pine forests affects soil organic carbon in the forest floor: Stocks, molecular structure, and conversion to black carbon (charcoal). *Global Biogeochemical Cycles*, 17, Doi:10.1029/2002GB001956.
- Czimczik CI, Schmidt MWI, Schulze E-D (2005) Effects of increasing fire frequency on black carbon and organic matter in Podzols of Siberian Scots pine forest. *European Journal of Soil Science*, 56, 417-42.
- Glaser B, Haumaier L, Guggenberger G et al. (1998) Black carbon in soils: the use of benzenecarboxylic acids as specific markers. *Organic Geochemistry*, 29, 811-819.
- Preston CM, Schmidt MWI (2006) Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. *Biogeosciences*, 3, 397-420.
- Rodionov A, Flessa H, Grabe M et al. (2007) Organic carbon and total nitrogen variability in permafrost-affected soils in a forest-tundra ecotone. *European Journal of Soil Science*, doi: 10.1111/j.1365-2389.2007.00919.x.
- Schmidt MWI (2004) Carbon budget in the black. *Nature*, 427, 305-306.
- Walter, K.M., M. Edwards, S.A. Zimov, and F.S. Chapin, III. (2006) Thaw lakes as a source of atmospheric CH₄ during the last deglaciation. *Nature*.
- Yoshikawa K, Bolton WR, Romanovsky VE et al. (2002) Impacts of wildfire on the permafrost in the boreal forests of Interior Alaska. *Journal of Geophysical Research-Atmosphere*, 108 (D1), Art. No. 8148.
- Zimov, S.A., E.A.G. Schuur, and F.S. Chapin, III. (2006) Permafrost and the Global Carbon Budget, *Science* 312:1612-1613.

Management Effects on Soil Quality in two Apple Orchards in New Zealand

Iris Vogeler, Markus Deurer, Rogerio Cichota

Introduction

To identify suitable soil quality indicators an intensive study in two apple orchards in Hawkes Bay with different management systems was carried out. One of the orchards was under integrated (integrated fruit production programme) and the other under organic management. The two orchard production systems have been operating for more than 10 years under a different soil carbon management. In the integrated system, there is no pasture in the tree rows as they regularly receive herbicides. Regular compost application, and pasture in the tree rows characterizes the organic management system.

Methods

Over a period of one year we measured soil biological activities (microbial biomass, basal respiration, dehydrogenase activity) in the topsoils of the two orchards.

In November 2006 we measured the infiltration rate and aggregate stability. To determine the effect of the two management systems on soil compaction we measured the penetration resistance every two month over the same period of one year.

Results

Carbon Content

In general, the carbon content was higher under organic compared with the integrated management, and higher in the interrows than in the rows.

Aggregate Stability

The aggregate stability, a measure of the soil structure, is higher in the organic orchard with an average aggregate diameter (ASD) of 1.9 mm compared with the ASD of 1.3 mm in the integrated orchard.

Microbial activity

The microbial biomass and the dehydrogenase activity are throughout the year higher in the organic than in the integrated orchard.

Bulk density

The bulk density (Table 1) at the surface (0 to 50 mm) is highest in the integrated row, probably due to surface sealing from the sprinkler irrigation. The bulk densities in the wheeltrack are lower, and those of the organic orchard were lower in both the row and wheeltrack. This is likely to be due to the effect of the grass and its roots. At 200 mm depth the bulk densities are higher compared to the surface and also higher in the wheel-track compared to the row.

Macroporosity

The macroporosities calculated from the air-filled porosity at 10 kPa soil water suction show a large decrease under the wheel-tracks (Table 1). The decrease in MP will have an effect on the infiltration and movement of water and nutrient, aeration, as well as on root growth. While critical values for optimum MP values for horticultural crops are not well defined, an MP value ≥ 10 was suggested for optimum pasture production in New Zealand (Sparling, 2002).

Table 1.

		ρ Mg/m ³ surface	ρ Mg/m ³ 20 cm	MP [%]
Integr	Row	1.35	1.21	7
	WT	1.28	1.32	1
Org	Row	1.13	1.34	12
	WT	1.16	1.38	3

Soil Resistance

The soil resistance was, especially in the drier month, higher under the wheeltrack than in the row and interrow. Measurements from May 2006 show highest values under the wheeltrack in the organic orchard with values up to nearly 4000 kPa. Tree-root growth has been found to be affected by soil resistance values of 1300.

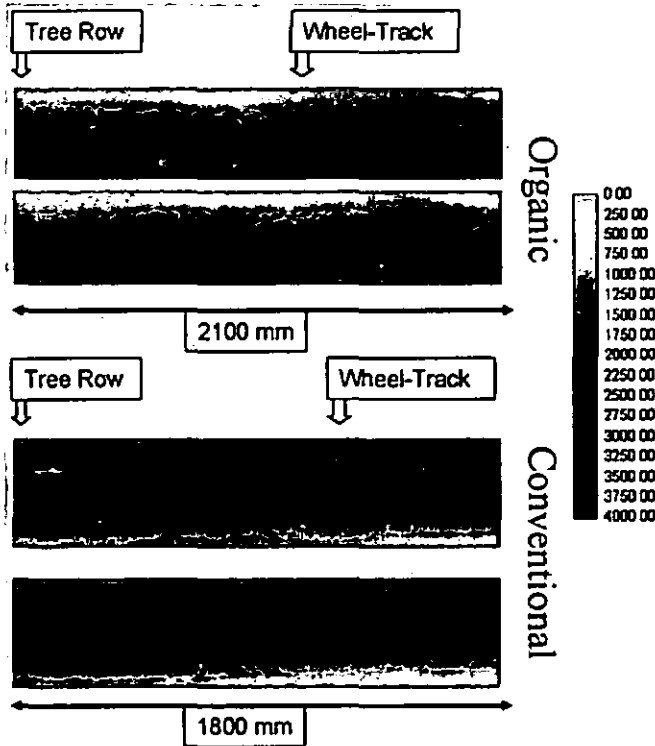


Figure 1. Penetration resistance measured in May 2006

The measured resistance depends on both soil compaction and water content. Figure 2 shows the relationship for the organic orchard and a depth of 50 to 200 mm. The shift in the relationship due to compaction in the wheeltrack is clearly visible (Figure 2).

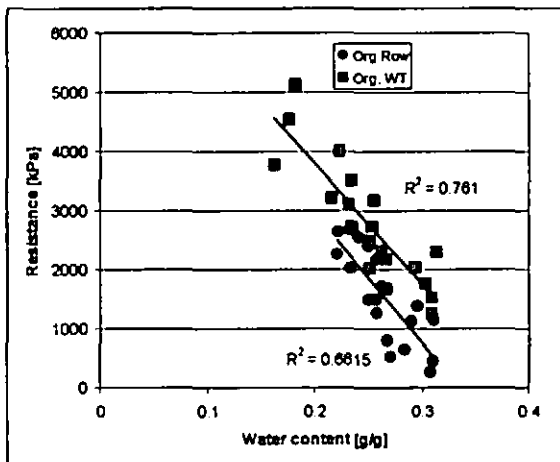
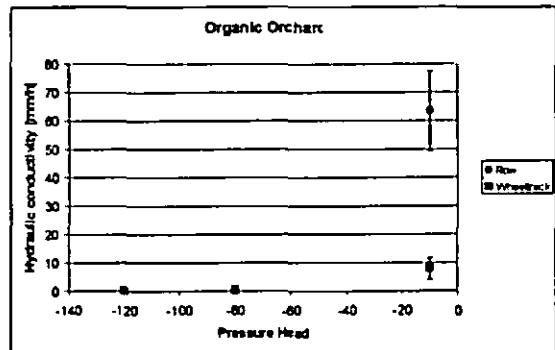
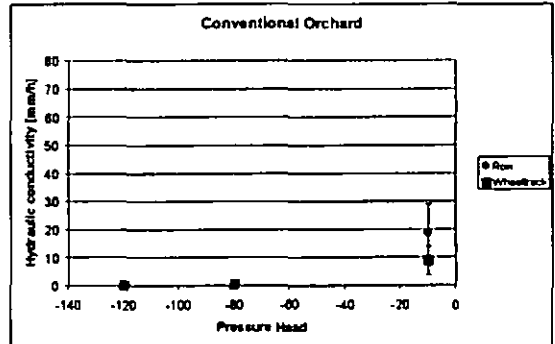


Figure 2. Relationship between resistance and water content measured in the organic orchard.

Infiltration Rate

The infiltration rates measured at pressure head of -120 and -80 mm are all below 1 mm h⁻¹. At the pressure head of -10 mm, where the macropores become more important, clear differences can be seen for the different locations. The highest increase in infiltration rate with decreasing pressure head or increasing

saturation, occurs in the organic tree row. This is consistent with the higher macroporosity measured there.



Infiltration rate measured in the conventional and organic orchard.

Conclusions

The different management in the organic and integrated orchard system showed generally a higher carbon content, a higher aggregate stability, a higher macroporosity and a higher microbial activity in the organic orchard. This is probably partly due to the carbon management. The infiltration rate close to saturation was also increased in the row of the organic orchard.

The above measurements will be used to determine the impact of carbon management on soil quality and soil functioning, including nutrient status, and filter capacity.

Veränderungen der Zusammensetzung und Überlagerung von Lipiden und Black Carbon infolge der Verkohlung von Pflanzenmaterial

Guido L.B. Wiesenberg¹, Sonja Brodowski²

Einleitung

Lipide gehören in Pflanzen und Böden zu den organischen Hauptbestandteilen (Gregorich et al., 1996) und können in Böden auf zahlreiche biogene, anthropogene und weitere natürliche Quellen zurückgehen, wie z.B. Vegetationsbrände. Demgegenüber ist in Pflanzen schwarzer Kohlenstoff (= Black Carbon, BC) nicht nachweisbar. In Böden ist BC vor allem auf Vegetationsbrände und/oder anthropogene Einträge zurückzuführen. Einige Vertreter der Lipide können im Boden eine relativ hohe mittlere Verweilzeit von mehreren Jahrzehnten aufweisen (Wiesenberg et al., 2004a). Diese potentiell hohe Rekalzitranz von z.B. den aliphatischen und aromatischen Kohlenwasserstoffen stellt gewisse Ähnlichkeiten zu Black Carbon (BC) dar, der dem langsam agierenden Kohlenstoff-Pool im Boden zugesprochen wird. Dies wird unter anderem auch dadurch verdeutlicht, dass die Quellen von BC und Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) sowie Alkanen im Boden sich sehr ähneln. Während die Hauptquelle für BC in Böden vornehmlich Ruß aus der unvollständigen Verbrennung von Pflanzen oder fossilen Energieträgern ist, können in Abhängigkeit von den Standorteigenschaften PAKs und aliphatischen Kohlenwasserstoffe ebenfalls aus der unvollständigen Verbrennung von Pflanzen oder fossiler Kohlenwasserstoffe hervorgehen, aber zum Teil auch aus Pflanzen oder Stäuben in den Boden eingetragen werden. Während Lipide zum überwiegenden Teil gut strukturell erfassbar sind, ist dies für BC eher schwierig. Die Oxidation in Benzolpolycarbonsäuren und das dabei entstehende Muster kann aber Hinweise auf den mittleren Oxidationsgrad liefern.

Durch die mitunter großen Ähnlichkeiten stellt sich nun die Frage, ob, bzw. inwiefern es zu einer möglichen Überlappung bei der Bestimmung von Lipiden und PAKs auf der einen Seite und BC auf der anderen Seite kommt. Zu diesem Zweck wurde Mais- und Roggenstroh bei verschiedenen Temperaturen thermisch überprägt und einerseits auf den Lipid- und PAK-Gehalt untersucht und andererseits an den extrahierten und nicht extrahierten Proben, sowie an den Lipidextrakten der BC-Gehalt untersucht. Ziel war es zu untersuchen, ob und in welchem Maße es zu einer Überschneidung der beiden Methoden und der

bestimmten Komponenten kommt. Der Einfluß des Verkohlungsgrades auf die Lipidextraktion sowie mögliche Überlagerungen bei der Analytik von Black Carbon und Lipiden werden in dieser Studie erörtert.

Material und Methoden

Roggen- und Maisstroh wurden jeweils bei Temperaturen von 300°C, 400°C und 500°C für 2 Stunden in einem Muffelofen bei limitierter Sauerstoffverfügbarkeit thermisch überprägt.

Gemäß Wiesenberg et al. (2004a) sind freie Lipide mittels Lösungsmittelextraktion (ASE) extrahiert und anschließend über eine sequentielle chromatographische Auftrennung (SPE, MPLC) in fünf Fraktionen aufgetrennt worden, die über Gaschromatographie (GC-MS) analysiert wurden.

Der BC-Analytik wurde sowohl das Ausgangsmaterial, die Lipidextrakte wie auch die Extraktionsrückstände aus der Lipidanalytik zugeführt. Vorhandene hocharomatische Strukturen wurden hierbei in Benzolpolycarbonsäuren (BPCA) oxidiert (Brodowski et al., 2005) welche nach Umwandlung in Trimethylsilylderivate mittels Gaschromatographie (GC-FID) gemessen wurden.

Resultate und Diskussion

Mit zunehmender Inkohlung lassen sich steigende Kohlenstoff- (C) Gehalte beobachten (Abbildung 1). Generell sind die C-Gehalte in Roggenstroh und entsprechend inkohltem Material leicht erhöht im Vergleich zu Maisstroh und dem thermisch überprägten Material. Die leicht erhöhten C-Gehalte in Stroh von C₃-Gräsern im Vergleich zu C₄-Gräsern stimmen mit Daten aus anderen Experimenten überein (Wiesenberg, 2004). Die Anteile extrahierbarer freier Lipide sind ebenfalls in Übereinstimmung mit Wiesenberg (2004) in Stroh von C₃-Pflanzen leicht erhöht. Bei einer thermischen Überprägung von 300°C steigen die Lipidgehalte deutlich an und entsprechen rund 10% des organischen Materials. Mit zunehmender thermischer Überprägung sinken im Gegensatz zu den steigenden C-Gehalten jedoch die Lipidextraktgehalte deutlich ab. Dies spricht für eine zunehmende Komplexizität und Aromatizität des organischen Materials und eine reduzierte Extrahierbarkeit mit niedrigpolaren organischen Lösungsmitteln.

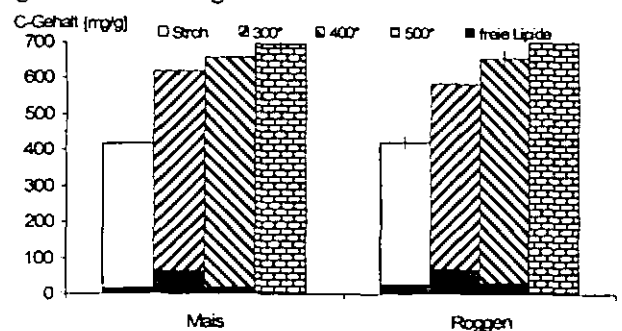


Abbildung 1: Kohlenstoff- und Lipidgehalte in Mais- und Roggenstroh, sowie dem bei 300°C, 400°C und 500°C thermisch überprägten Stroh.

¹ Lehrstuhl für Agrarökosystemforschung, Universität Bayreuth, D-95440 Bayreuth, guido.wiesenberg@uni-bayreuth.de

² Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz - Bodenwissenschaften, Nussallee 13, D-53115 Bonn, sonja.brodowski@uni-bonn.de

Der Gehalt an BC steigt mit der thermischen Überprägung des Pflanzenmaterials erwartungsgemäß an (Abbildung 2). Entsprechend den C- und Lipidgehalten sind auch die BC-Gehalte in Roggenstroh und den dazu gehörigen verkohlten Proben deutlich höher als in den analogen Maisstrohverkohlten Proben. BC macht einen Großteil des gesamten C aus. Bei der bei 500°C überprägten Roggenprobe sind dies sogar etwa 90% des gesamten C. Der BC-Gehalt des Extraktionsrückstands nach Lipidextraktion macht bei einer geringen thermischen Überprägung rund 60-70% des BCs in der nicht extrahierten Probe aus, wobei der relative Anteil mit zunehmender thermischer Überprägung sinkt. Im Vergleich dazu enthalten die Lipide, die jedoch nur einen geringen Anteil des Gesamt-C ausmachen, rund 30-40% des BC der Gesamtprobe, was einem verhältnismäßig großen Anteil entspricht. Die BC-Gehalte steigen bei einer größeren thermischen Überprägung deutlich an, wobei die BC-Gehalte der bei 500°C überprägten Materialien aufgrund zu geringer verfügbarer Probenmengen leider nicht bestimmbar waren.

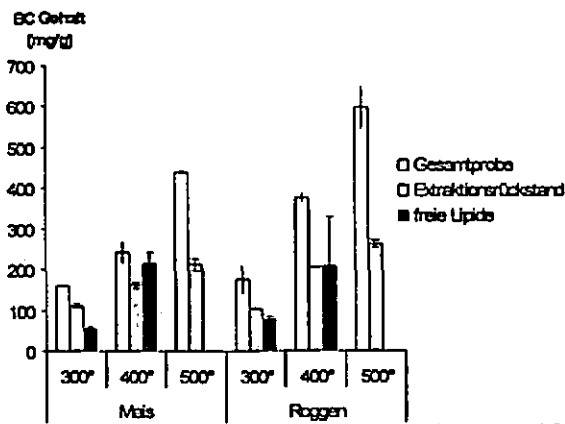


Abbildung 2: Black Carbon Gehalte in nicht extrahierten Gesamtproben, Extraktionsrückstand nach Extraktion der freien Lipide und in den Lipidextrakten.

Somit steigt der BC-Gehalt in den Lipidextrakten mit zunehmender Inkohlung deutlich an, obwohl gleichzeitig die Lipidextraktgehalte deutlich sinken. Demzufolge sind große Anteile der extrahierbaren Lipide durch BC, also durch hocharomatische Strukturen, geprägt. Dies zeigt sich auch bei der Betrachtung der einzelnen Lipidfraktionen. Es sinken bei zunehmender thermischer Überprägung die Anteile an funktionalisierten Lipiden (Alkohole und Carbonsäuren) drastisch ab, wohingegen die relativen Anteile an aliphatischen defunktionalisierten Kohlenwasserstoffen (z.B. Alkane) und aromatischen Kohlenwasserstoffen (z.B. PAKs) gleichzeitig deutlich ansteigen. Mit zunehmender thermischer Überprägung treten bei den aliphatischen Kohlenwasserstoffen vermehrt kurzkettige, geradzahlige Alkane auf, wohingegen in Übereinstimmung mit Literaturdaten Stroh eigentlich durch langkettige, ungeradzahlige Alkane gekennzeichnet ist (z.B. Wiesenberg et al.,

2004b). Bei den aromatischen Kohlenwasserstoffen treten bei 300°C als erste Degradationsprodukte pentazyklischer Triterpenoide auf, während das unbeeinflusste Stroh keine Aromaten enthält. Bei 400°C zeigt sich ein typisches Verteilungsmuster unvollständiger Verbrennung von Biomasse bei den aromatischen Kohlenwasserstoffen mit PAKs und deren alkylierten Analoga. Bei einer stärkeren Überprägung jedoch sind die alkylierten PAKs nur noch in Spuren nachzuweisen und nur noch die dealkylierten PAK mit 3-5 aromatischen Ringstrukturen in großen Mengen nachzuweisen. Demzufolge sprechen auch die Lipid- und PAK-Verteilungsmuster für eine erhöhte Aromatizität. Hochmolekulare aromatische Strukturen lassen sich zwar extrahieren, sind jedoch aufgrund ihrer Größe nicht ohne vorherige Aufbereitung mittels Gaschromatographie zu detektieren.

Zusammenfassung

Bei einer thermische Überprägung steigen bei 300°C Lipid-, BC- und C-Gehalte deutlich an, wobei bei einer weiteren thermischen Überprägung im Gegensatz zu den anderen Anteilen die Lipidgehalte deutlich sinken. Die BC-Analysen zeigen mit zunehmender thermischer Überprägung einen steigenden Anteil der BC-Gehalte auch in den Lipiden. Durch die veränderten Lipidverteilungsmuster ist damit zu rechnen, dass bei der Analyse der BPCA bei der BC-Analytik auch Anteile der mit den Lipiden analysierten PAKs untersucht werden. Gerade bei einer steigenden thermischen Überprägung zeigt sich eine mögliche größere Überlappung beider Analysenmethoden. Welche BPCA allerdings sich mit den PAK überlagern ist gegenwärtig noch Gegenstand laufender Untersuchungen der BPCA an Lipidextrakten, die eine strukturelle Aufklärung der Überlappung ergeben werden.

Literatur

- Brodowski, S., Rodionov, A., Haumeier, L., Glaser, B., Amelung, W., 2005. Revised black carbon assessment using benzene polycarboxylic acids. *Organic Geochemistry* 36, 1299-1310.
- Gregorich, E.G., Monreal, C.M., Schnitzer, M. & Schulten, H.-R., 1996. Transformation of plant residues into soil organic matter: chemical characterization of plant tissue, isolated soil fractions, and whole soils. *Soil Science* 161, 680-693.
- Wiesenberg, G.L.B., 2004. Input and turnover of plant-derived lipids in arable soils. Dissertation, Universität zu Köln.
- Wiesenberg, G.L.B., Schwark, L. & Schmidt, M.W.I., 2004a. Improved automated extraction and separation procedure for soil lipid analysis. *European Journal of Soil Science* 55, 349-356.
- Wiesenberg, G.L.B., Schwarzbauer, J., Schmidt, M.W.I. & Schwark, L., 2004b. Sources and turnover of organic matter in agricultural soils derived from n-alkane/n-carboxylic acid compositions and C-isotope signature. *Organic Geochemistry* 35, 1371-1393.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate Symposium Kommission III und AG „Bodenökologie“

Band 110

Heft 1

2007

Effect of different rice straw management on the CO₂ and CH₄ emission from paddy soils in China

Mandy Habermann, Thilo Eickhorst, Heidi Taubner and Rolf Tippkötter*

1. Introduction

Although related to severe air pollution, a common way of disposing rice straw in China is its burning which implies the advantage of parasite and pathogen destruction as well as the avoidance of energy consuming ploughing in (Ponnamperuma, 1984). Burning of plant residue is illegal in several parts of Europe, USA, and in China as well. Therefore, alternative ways are required (Eagle et al., 2000).

Depending on the kind of rice cultivation and rice straw disposal, CO₂ and CH₄ emissions contribute to the greenhouse effect. In this study the CO₂ and CH₄ emissions from four different applications of rice straw to a paddy soil were simulated in an incubation experiment.

2. Material and methods

The soil samples were collected from a paddy soil (TL) located in the Tai Lake region (Jiangsu Province, China).

Tab. 1: Main properties of the Tai Lake (TL) soil.

Classification (WRB)	Stagnic Anthrosol
Texture (USDA)	silty clay
Texture (KA5)	Tu3
Carbon (%)	1.70
C/N ratio	10
pH (CaCl ₂)	4.7

Four different rice straw applications were set up with 50 g of homogenized soil in 250 ml incubation bottles at 25°C in five replicates (Tab. 2). Two water stages were adjusted: flooded with 100 ml water (1:2) and simulating field capacity (FC). CO₂ and CH₄ were analysed every 3 - 4 days with a GC (PE Autosystem XL) equipped

with a FID and a methanizer. To receive daily rates, 24 hrs before each GC analysis the bottles were opened for 30 minutes.

In addition, a sterilised substrate V (Vermiculite) was investigated with the same straw applications and water stages, but with half amount of substrate sample mass.

Tab. 2: Set up of incubation experiment.

Variant	Rice straw (RS) (mg)	Description	Water stage
TL oRS	0	without RS	FC and 1:2
TL sRS	427	single amount of RS	FC and 1:2
TL dRS	854	double amount of RS	FC and 1:2
TL bRS	427	burned RS single amount	FC and 1:2
V oRS	0	without RS	FC and 1:2
V dRS	854	double amount of RS	FC and 1:2

3. Results

Under flooded condition, the maximum CO₂ production rate developed after 10 days in each of the different variants (Fig. 1). The production rates decreased after 10-15 days and from then on they oscillated. The emissions of CO₂ of the samples with double amount of rice straw (dRS) were higher than those of samples with less RS. The values for the Tai Lake soil (TL) with burned RS were close to those without RS.

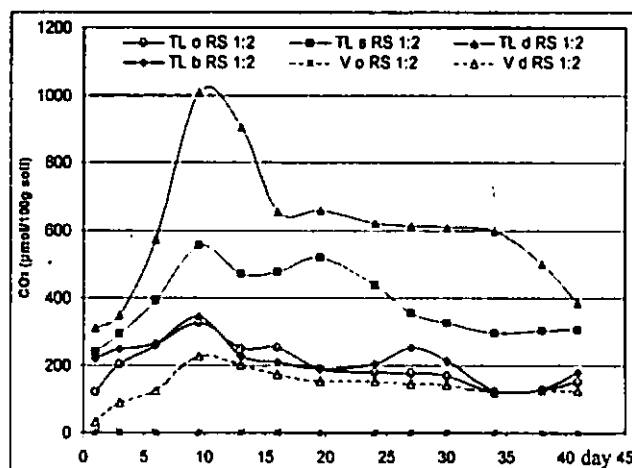


Fig. 1: Daily rate of CO₂ production under flooded condition.

The sterilised substrate (V) with the double amount of RS showed similar emission to the soil TL without and TL with burned RS. No

*University of Bremen, Institute of Soil Science UFT, Leobener Str., D 28359 Bremen soils@uni-bremen.de

activity was detected in the sterilised substrate without RS.

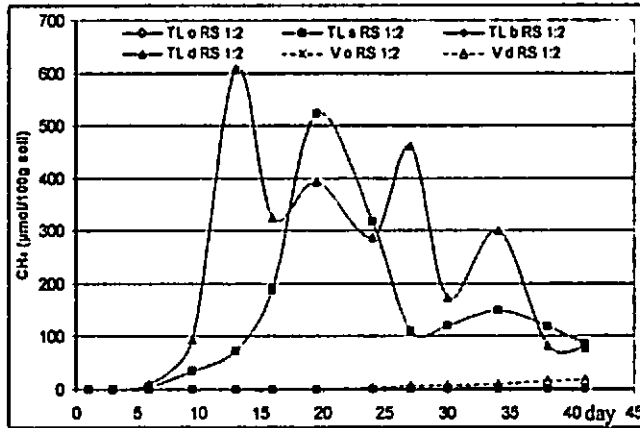


Fig. 2: Daily rate of CH₄ production under flooded condition.

As shown in Fig. 2, the processes of CH₄ production in soils with single and double amount of RS varied considerably. The production rate in soils with the double amount of RS started oscillating after 13 days of incubation. In soil samples without RS, burned RS, and in soils at field capacity no CH₄ production was detected.

The CO₂ emission at field capacity decreased considerably after 24 hrs of incubation (Fig. 3). Generally, the production was higher with the double amount of RS than with the single amount of RS or without RS. The sterilised substrate (V) without RS showed no activity. With double amount of RS, however, there was an activity comparable to the TL soil without RS and burned RS after 10 days of incubation.

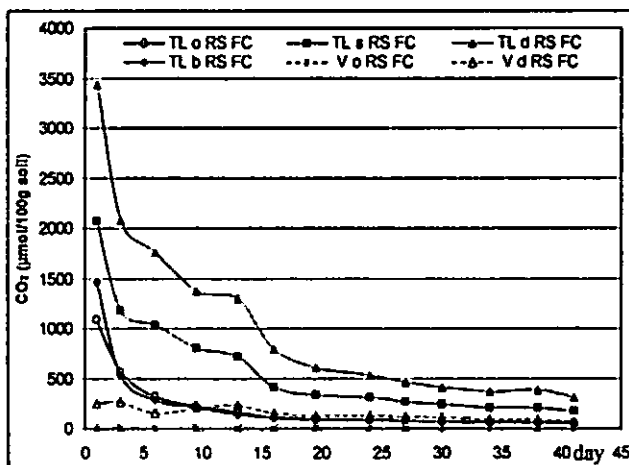


Fig. 3: Daily rate of CO₂ production at field capacity.

Tab. 3 shows calculated cumulative values of CO₂ and CH₄ production under flooded condition and CO₂ production at field capacity. In the TL soil there was a significant increase from the beginning of incubation to the end after 41 days.

This is more pronounced in the variants with single and double amount of RS than in the variants without RS and with burned RS. The final CO₂ release of TL with single and double amount of RS is higher at field capacity than under flooded condition.

Tab. 3: Cumulative production of CO₂ and CH₄ (mmol/100g soil).

Variant	CO ₂ 1:2		CH ₄ 1:2		CO ₂ FC	
Days	1	41	1	41	1	41
TL oRS	0.12	8.20	0.00	0.02	1.09	7.28
TL sRS	0.24	16.46	0.00	6.23	2.07	21.74
TL dRS	0.31	26.06	0.00	9.80	3.44	37.75
TL bRS	0.22	8.92	0.00	0.01	1.46	7.18
V oRS	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
V dRS	0,04	0,13	0,00	0,02	0,25	0,26

The sterilised substrate (V) showed no gas release without RS and only a marginal CO₂ release with double amount of RS.

4. Conclusions

The CO₂ and CH₄ emissions increased with an increasing amount of rice straw application. The application of burned rice straw did not lead to a release of CH₄ and CO₂ during 41 days.

The water stages had a noticeable influence on the microbial activity. An application of straw lead to a remarkable release of CH₄ under flooded condition only. At field capacity, however, a higher production of CO₂ was caused compared to flooded soil. Confirmed by the CH₄ emissions, methanogens were presumably activated in soil samples under flooded condition.

The results of the sterilised substrate demonstrated that the main microbial activity was activated from the soil and only a negligible amount derived from the straw application.

References

Ponnamperuma, F.N. (1984). Straw as a source of nutrients for wetland rice. In: Organic matter and rice. IRRI, Los Banos, Philippines, 117-136.

Eagle, A.J., Bird, J.A., Horwath, W.R., Linquist, B.A., Brouder, S.M., Hill, J.E. and van Kessel, C. (2000). Rice yield and nitrogen utilization efficiency under alternative straw management practices. Agron. J. 92, 1096-1103.

Abbau von Zn-reicher *Arabidopsis halleri*-Streu in schwermetall-belasteten Böden in Anwesenheit von EDTA

Rainer Georg Joergensen^{a)} und Krishan Chander^{a)}

Problemstellung

Hyperakkumulierende Pflanzen werden zunehmend in Kombination mit EDTA-Zugabe zu Böden untersucht, um die Phytosanierung von schwermetall-kontaminierten Böden zu erleichtern (HUANG et al., 1997; WENZEL et al., 2003; MCGRATH et al., 2006). Ein 60-d Inkubationsexperiment wurde durchgeführt, um festzustellen, ob die Freisetzung von Schwermetallen während der Zersetzung von Zn-reicher (15.7 mg g⁻¹ TS) *Arabidopsis halleri*-Streu einen Einfluss auf die C-Mineralisation und die mikrobielle Biomasse hat. Dieses wurde in zwei Böden mit unterschiedlichen Gehalten an Zn, Cu und Pb untersucht.

Tabelle 1. Gehalte an C_{org}, N_t, P_t und Schwermetallen in den beiden Böden und der *Arabidopsis halleri*-Streu ±Standardfehler, pH-Werte und Bodentyp der beiden Böden, LMS = Low metal soil, HMS = high metal soil

	LMS	HMS	<i>A. halleri</i> -Streu
C _{org} (mg/g)	12 ±0.3	33 ±0,1	462
N _t (mg/g)	1,3 ±0.05	2,6 ±0,01	24.5
P _t (mg/g)	0,72 ±0.01	1,5 ±0,02	2.4
Zn _t (µg/g)	236 ±10	3920 ±10	15700
Pb _t (µg/g)	40 ±0,6	3420 ±12	240
Cu _t (µg/g)	18 ±0,2	465 ±2,0	10
Cd _t (µg/g)	2 ±0,4	15 ±0,5	77
pH (H ₂ O)	7,6 ±0,1	7,2 ±0,1	
Bodentyp	Haplic Luvisol	Gleyic Luvisol	

Abkürzungen: org = organisch, t = total

Material und Methoden

Ein Labor-Inkubationsexperiment wurde mit 4 Varianten, 2 Böden und 3 Parallelen durchgeführt: (1) unbehandelte Kontrolle, (2) +1.5 mg EDTA /g Boden, (3) +1.5 mg EDTA /g Boden+2.0 mg *Arabidopsis halleri*-Streu /g Boden und (4) +2.0 mg Streu /g Boden. Für jede Variante wurden 40 g (auf TS-Basis) Boden bei 50% WHK in 1 l Inkubationsgefäßen für 10, 20, 40 und 60 Tage bei 25°C im Dunkeln inkubiert. Die Gehalte an extrahierbaren Schwermetallen wurden nach Extraktion mit 1 M NH₄NO₃ bestimmt (ZEIEN und BRÜMMER, 1989). Die Gesamtgehalte an P und Schwermetallen wurden nach einem HNO₃-Druckaufschluss bestimmt (CHANDER et al., 2001).

^{a)} Fachgebiet Bodenbiologie und Pflanzenernährung, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen
^{*} Permanente Adresse: Department of Microbiology, Haryana Agricultural University, Hisar, India

Die Gesamtgehalte Schwermetallen und die Gehalte an extrahierbaren Schwermetallen wurden mit einer ICP-AEC (Spectro Analytical Instruments/Kleve. Die CO₂-Produktion wurde durch Rücktitration der nicht verbrauchten NaOH-Lösung bestimmt. N in mikrobieller Biomasse (N_{mik}) mit der CFE-Methode (BROOKES et al., 1985; JOERGENSEN und MUELLER, 1996).

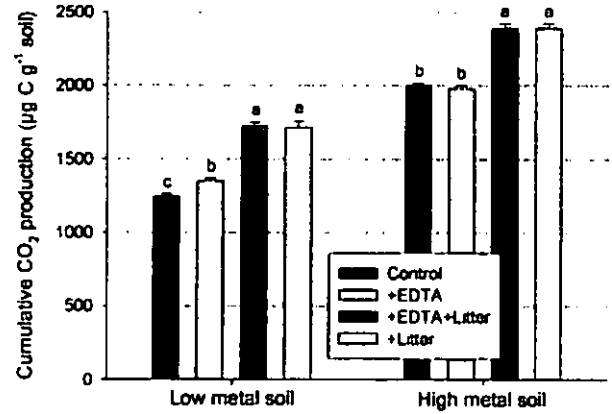


Abb 1. Kumulative CO₂-Produktion über 60 Tage bei 25°C. Unterschiedliche Buchstaben zeigen eine signifikante Differenz an (P < 0.05; n = 3, Fischer-PLSD-Test)

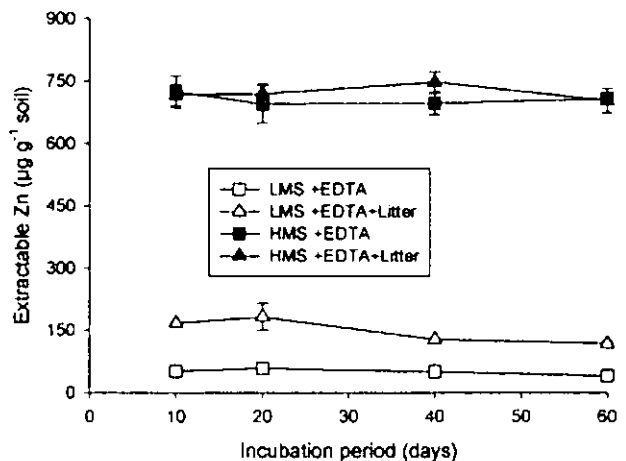
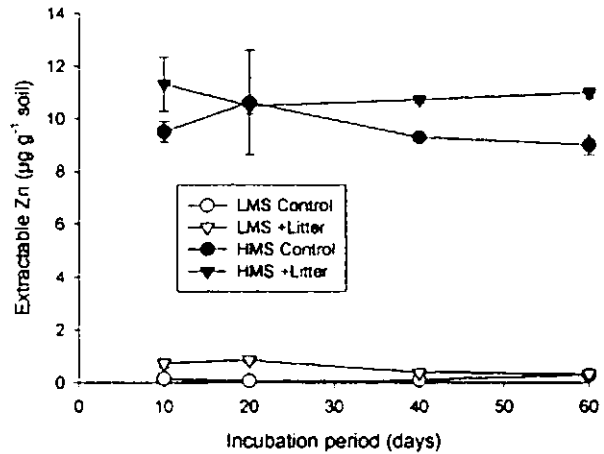


Abb 2. Veränderungen in den Gehalten der Böden an 1 M NH₄NO₃-extrahierbaren Zn während der Inkubation; (a) Kontrolle und +Streu-Varianten; (b) +EDTA und +EDTA+Streu-Varianten; Balken zeigen ±SD (n = 3).

Literatur

- BROOKES, P.C., LANDMAN, A., PRUDEN, G., JENKINSON, D.S., 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method for measuring microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 17, 837-842.
- CHANDER, K., 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 and Fertility of Soils* 34, 241-247.
- HUANG, J.W., CHEN, J., BERTI, W.R., CUNNINGHAM, S.D., 1997. Phytoremediation of lead contaminated soils - Role of synthetic chelates in lead phytoextraction'. *Environmental Science and Technology* 31, 800-806.
- JOERGENSEN, R.G., MUELLER, T., 1996. The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: Calibration of the k_{EN} value. *Soil Biology & Biochemistry* 28, 33-37.
- MCGRATH, S.P., LOMBI, E., GRAY, C.W., CAILLE, N., DUNHAM, S.J., ZHAO, F.J., 2006. Field evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri*. *Environmental Pollution* 141, 115-125.
- WENZEL, W.W., UNTERBRUNNER, R., SOMMER, P., SACCO, P., 2003. Chelate-assisted phytoextraction using canola (*Brassica napus* L.) in outdoors pot and lysimeter experiment. *Plant and Soil* 249, 83-96.
- ZEIEN, H., BRÖMMER, G., 1989. Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 59, 505-510.

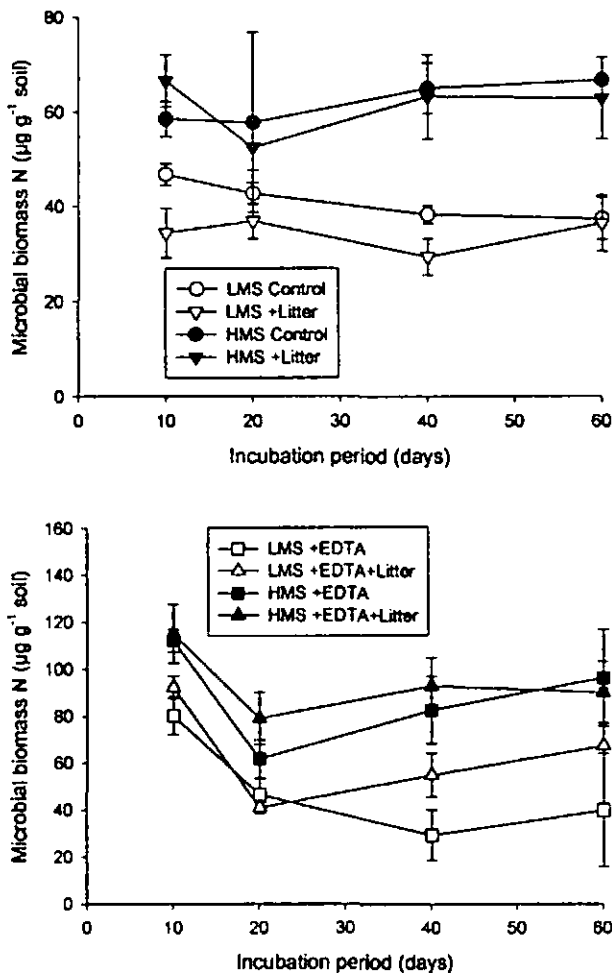


Abb. 3. Veränderungen in den Gehalten der Böden an N_{mik} während der Inkubation; (a) Kontrolle und +Streu-Varianten; (b) +EDTA und +EDTA +Streu-Varianten; Balken zeigen \pm SD ($n = 3$).

Schlussfolgerungen

Streuzugabe erhöhte die produzierte CO_2 -Menge; die equivalent von 44% der zugegebenen C-Menge in beiden Böden war (Abb. 1). Die alleinige Zugabe von Zn-reicher *A. halleri*-Streu zu den beiden Böden erhöhte nicht die Gehalte an NH_4NO_3 -extrahierbarem Zn (Abb. 2). Nur mit der kombinierten Zugabe von EDTA und Streu kam es zu einer bemerkenswerten Zunahme, die equivalent der 3-fachen Zugabemenge im LMS-Boden war und 50% der Zugabemenge im HMS-Boden. Die EDTA-Zugabe hatte keinen signifikanten Einfluss auf die CO_2 -Produktion (Abb. 1) und die Bildung an mikrobieller Biomasse durch die Streuzugabe (Abb. 3). EDTA wurde aber auch nicht abgebaut (Abb. 1), was das Risiko des N-Austrags aus Böden erhöht.

Danksagung

Krishan Chander bedankt sich bei der Alexander-von-Humboldt-Stiftung für die finanzielle Unterstützung. Wir bedanken uns bei Gabriele Dormann und Manuel Renneberg für die technische Assistenz.

N-Fractionen biologischer Krusten in einem Sanddünen-Ökosystem der Negev/ Israel

SYLVIE LAUDENBACH, PETER FELIX-HENNINGSSEN

1 Einleitung

In Wüstenökosystemen stellt Stickstoff neben Wasser einen Mangelfaktor dar. Die Böden des untersuchten Sanddünen-Ökosystems der Negev, Arenosole und Calcisole, weisen einen hohen Grad der Bedeckung durch biogene Bodenkrusten auf. Neben dem geringen Eintrag von Stickstoff durch Deposition und Niederschlag, ist vor allem die biogene Kruste aus Cyanobakterien Flechten und Moosen durch Fixierung von atmosphärischem Stickstoff maßgeblich an der Anreicherung von Stickstoff beteiligt.

2 Methoden

2.1 Probenentnahme

Im Sanddünengebiet der westlichen Negev wurden in 3 Gebieten mit unterschiedlichen Jahresniederschlägen und Dünenrelief entlang je einer Catena Proben entnommen. Das UG "Nizzana-Süd" zeichnet sich durch einen jährlichen Niederschlag von 75mm und Lineardünen mit aktiven Dünenkämmen aus. Im 18 km nördlich gelegenen UG "Nizzana-84" mit 130mm $NS \cdot a^{-1}$ werden die Lineardünen durch barchanoide Dünen unterbrochen. Das nördlichste UG "Nizzana-69", ca. 25 km nördlich von "Nizzana-Süd", mit ca. 170mm $NS \cdot a^{-1}$, zeichnet sich durch flachere, größtenteils fixierte Lineardünen aus. In allen Gebieten bedeckt die Bodenoberfläche eine dünne, geschlossene biogene Kruste, die je nach Niederschlagsmenge eine unterschiedliche Zusammensetzung der beteiligten Mikroorganismen aufweist. Entnommen wurden Proben der aktiven Kruste (0-0,5cm), der anorganischen Unterkruste (0,5-3cm) und des Oberbodens (3-10cm) entlang von quer zu Dünentälern verlaufenden Transekten (Südhang, Interdüne, Nordhang).

2.2 Untersuchung der Wasserextrakte

In 1:5 Wasserextrakten wurden die wasserlöslichen N-Fractionen mittels Traacs-Autoanalyser auf löslichen Gesamtstickstoff, Nitrat und Ammonium untersucht. Löslicher organischer Stickstoff wurde als Differenz ermittelt.

3 Ergebnisse

3.1 Lösliche N-Fractionen der aktiven Kruste in Abhängigkeit von der Reliefposition

Im catenaren Verlauf (Tab.1) zeigt sich in allen UG's in ähnlicher Weise eine Zunahme der Konzentrationen der N-Fractionen von den Oberhängen zu den Unterhängen mit einem Maximum im nördlichen Interdünenbereich. Besonders deutlich stellt sich diese Sequenz im Bereich der aktiven Kruste dar, kann jedoch auch in größerer Tiefe noch erkannt werden. Dieses ist Folge der Strahlungs- und Windexposition an den Oberhängen, sowie einer längeren Verweilzeit der Bodenfeuchte an den Unterhängen und in den Interdünenbereichen, die im Sonnen- und Windschatten liegen.

Tab. 1: Lösliche N-Fractionen ($mg \cdot kg^{-1}$) der aktiven Kruste in unterschiedlichen Reliefpositionen (Transekt Nizzana-84)

	NH ₄ -N	NO ₃ -N	N _{org}	N _{ges}
Oberhang (S)	0,3	0,3	3,4	3,9
Mittelhang (S)	0,3	0,3	3,2	3,8
Unterhang (S)	3,7	0,5	7,6	11,7
Interdüne (S)	4,2	0,4	9,3	13,8
Interdüne (N)	6,1	0,5	12,8	19,4
Unterhang (N)	5,1	0,5	10,9	16,5
Mittelhang (N)	5,2	0,5	12,1	17,7
Oberhang (N)	0,3	0,4	5,8	6,5

3.2 Lösliche N-Fractionen der aktiven Kruste in Abhängigkeit von der Entnahmetiefe

In allen Untersuchungsgebieten (Abb.1) zeigt sich eine deutliche Akkumulation der wasserlöslichen N-Fractionen in der aktiven Kruste (obere 5 Millimeter) gefolgt von einem starken Abfall der Gesamtkonzentrationen bereits in der unmittelbar darunter liegenden schwach verfestigten Mineralkruste, die eine Anreicherung von Carbonat und löslichen Salzen zeigt.

Die Akkumulation von Ammonium in den Gebieten "Nizzana-84" und "Nizzana-Süd" ist auf den hohen Anteil von Cyanobakterien in den biogenen Krusten zurückzuführen (Belnap, 1996). Es ist möglich, dass Ammonium aus der Kruste über Oxidation (Johnson et al., 2005) oder Volatilization (Peterjohn and Schlesinger, 1990) in die Atmosphäre entweicht. Aber auch eine Aufnahme durch Cyanobakterien und Pflanzen ist möglich. Die erhöhten Konzentrationen von löslichem organischem Stickstoff deuten auf die Exopolysaccharide (EPS) der Cyanobakterien hin. Lediglich im Gebiet 69 liegen in der Mineralkruste in 0,5-3 cm deutlich erhöhte Werte für die Fraktion des löslichen organischen Stickstoffs vor. Hier scheint es sich einerseits um verlagerungsbedingte Anreicherung zu handeln, oder um eine erhöhte Biomasseansammlung aufgrund des hohen Anteils von Moosen an der Kruste.

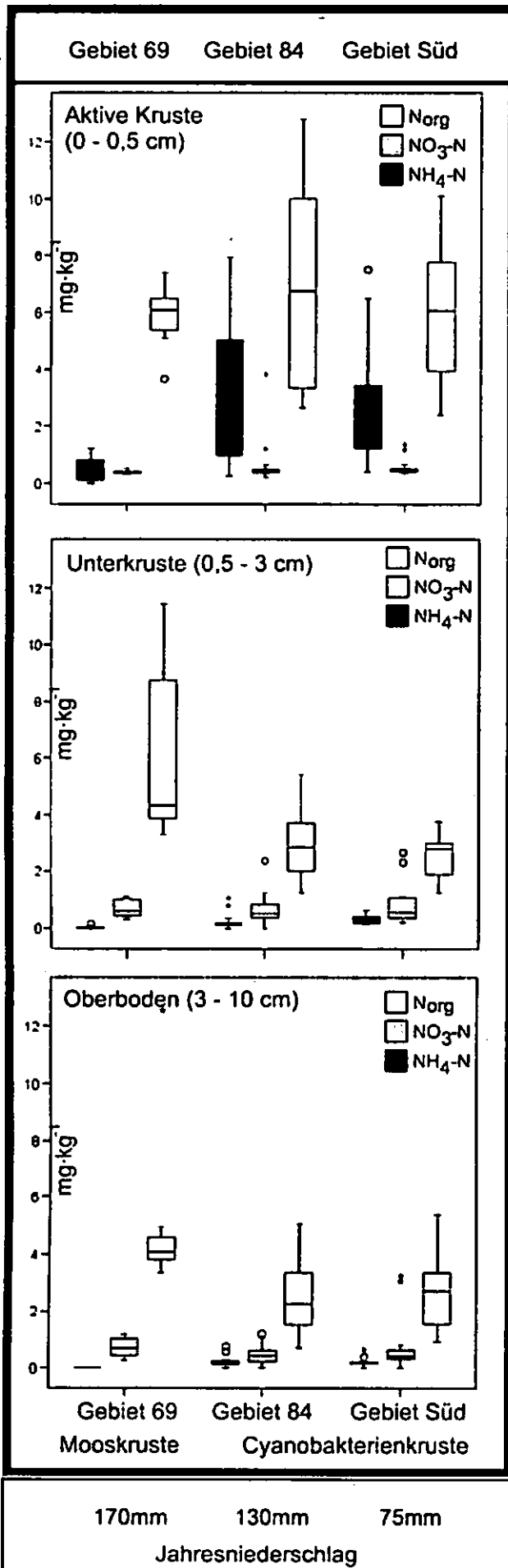


Abb.1: Lösliche N-Fractionen der Untersuchungsgebiete in Abhängigkeit von der Entnahmetiefe

Unterhalb der aktiven Kruste findet sich in geringer Konzentration ($<1,5\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) Nitrat. Hierbei handelt es sich vermutlich um Mineralisationsprodukte aufgrund der längeren Durchfeuchtung unterhalb der aktiven Kruste (Verrechia et al., 1995) oder um verlagerungsbedingte Anreicherung.

3.3 Lösliche N-Fractionen der aktiven Kruste in Abhängigkeit vom Niederschlag

In Abhängigkeit zum Jahresniederschlag zeigt sich ein nichtlinearer Zusammenhang der Anreicherung von wasserlöslichen Stickstoff-Fractionen. Die höchsten Konzentrationen und die höchste Variabilität innerhalb der Transekte treten im UG "Nizzana-84" auf. Die durch besonders hohe Dünen bedingten Unterschiede im Mikroklima zwischen Sonnen- und Schattenstandorten überprägen hier die reinen Effekte des Niederschlags.

4 Fazit

Biologische Bodenkrusten tragen maßgeblich zur Stickstoff-Fixierung in ariden und semiariden Ökosystemen bei. Ein hoher Anteil ist wasserlöslich und leicht verfügbar. Die Akkumulation von Ammonium und löslichem organischem Stickstoff erfolgt in den oberen mm bis cm des Bodenprofils. Der Tiefengradient und die kleinräumige Heterogenität der N-Verteilung decken sich mit der 3-dimensionalen Verteilung von Mikroorganismen (Hu et al., 2003).

Das lokale Relief (Exposition) und der gegebene Niederschlag bestimmen die Menge an verfügbarer Feuchtigkeit und darüber hinaus die Zusammensetzung der Krustengemeinschaften. Dies spiegelt sich in den N-Fixierungsleistungen wider und ist für eine Bewertung der Fixierungsleistung einzelner Standorte zu berücksichtigen

Literatur

Belnap, J. (1996) Soil surface disturbances in cold deserts: effects on nitrogenase activity in cyanobacterial-lichen soil crusts. *Biol. Fertil Soils* 23, 362-367

Hu, C., Zhang, D., Huang, Z., Liu, Y. (2003) The vertical micro-distribution of cyanobacterial and green algae within desert crusts and the development of the algal crusts. *Plant and Soil* 257: 97-111

Johnson, S.L., Budinoff, C.R., Belnap, J., Garcia-Pichel, F. (2005) Relevance of ammonium oxidation within biological soil crust communities. *Environ Microbiol* 7: 1-12

Peterjohn, W.T., Schlesinger, W.H. (1990) Nitrogen loss from deserts in the southwestern United States. *Biogeochem* 10, 67-79

Verrechia, E., Yair, A., Gidron, G.J., Verrechia, K. (1995) Physical properties of the psammophile cryptogamic crust and their consequences to the water regime of sandy soils, north-western Negev Desert, Israel. *J Arid Environ* 29, 427-437

Vergleich von Methoden zur CO₂ Messung im Säulenversuch

Nils Rottmann¹, Bernard Ludwig²,
Rainer Georg Jörgensen¹

Ziel: Da zur Bestimmung der Bodenrespiration im Feld- und Säulenversuch häufig unterschiedliche Methoden eingesetzt werden, bestand das Ziel dieses Versuches darin, Bezugsgrößen und Fehlermöglichkeiten verschiedener Methoden zur CO₂ Messung besser abschätzen zu können.

Material und Methoden: Die Bodensäulen (je vier Parallelen) wurden mit Ap-Material von schluffiger Parabraunerde bzw. sandiger Braunerde befüllt. Die Unterseiten der Bodensäulen wurden mit einem Nylongitter (1 mm Maschenweite) bespannt und auf einem Sandbett aufgestellt, um ein Austreten von Bodenluft nach Unten zu ermöglichen. Die Versuchsdauer betrug 57 Tage bei einer Durchschnittstemperatur von 19°C ± 2°C (SD). Die Bodendichte wurde auf 1,4 g/cm³ und die Bodenfeuchte auf 40% Wasserhaltekapazität eingestellt. Je nach Ansatz wurden in unterschiedliche Tiefen 2% Maisblattstreu, bezogen auf die Bodentrockensubstanz der Schicht, eingearbeitet.

Ansätze:

1. Schluffige Parabraunerde, 2% Maisblattstroh, 0-5 cm
2. Schluffige Parabraunerde, 2% Maisblattstroh, 15-20 cm
3. Sandige Braunerde, 2% Maisblattstroh, 0-5 cm
4. Sandige Braunerde, 2% Maisblattstroh, 15-20 cm

Methoden:

1. *Statische Haube und Natronlauge* (18 h Anreicherungszeit)
2. *IR-Analysator (CIRAS)* (Messdauer bis zu 2 min)
3. *Dynamische Haube und Gaschromatograph* (10 min Anreicherungszeit, Einzelmessung)

4. *Dynamische Haube und Photoakustische Spektroskopie (PAS) (Innova)* (12 min Anreicherungszeit, Einzelmessung)

Intensivphase: An Tag 18 und Tag 40 wurde über je zehn Stunden in regelmäßigen Abständen die Bodenatmung der Säulen H1 (sandige Braunerde, Streu in 0-5 cm) und H2 (sandige Braunerde, Streu in 15-20 cm) erfasst. Ziel war es die Kontinuität der Messmethoden sowie die erfasste Bodenatmung der Methoden an wenigen Säulen zu vergleichen, ohne das tagesabhängige Differenzen Einfluss auf die Ergebnisse haben konnten.

Ergebnisse: In Abb. 1 und Abb. 2 ist die gemessene Bodenatmung am Beispiel der Braunerde mit in 0-5 cm Tiefe sowie mit in 15-20 cm Tiefe eingebrachter Streu dargestellt. Es wird deutlich, dass zwischen den, mit unterschiedlichen Methoden ermittelten Messwerten, starke Differenzen bestehen.

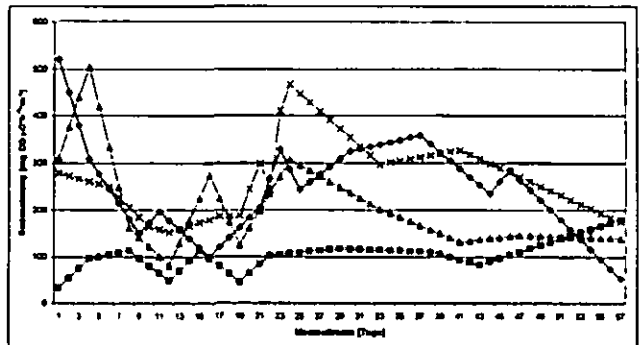


Abb. 1 : Bodenatmung an Braunerde mit Streu in 0-5 cm Tiefe

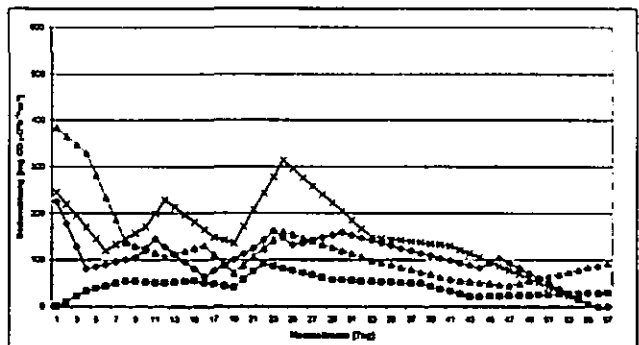


Abb. 2 : Bodenatmung an Braunerde mit Streu in 15-20 cm Tiefe

— Haube + Lauge - - - CIRAS ··· Haube + GC - · - Innova

Um die Unterschiede zwischen den einzelnen Methoden beschreiben zu können wurden Korrekturfaktoren zur Referenzmethode *Dynamische Haube und Gaschromatograph* erstellt. Diese zeigen in Tabelle 1, gemittelt über 57 Tage, eine Überschätzung der Bodenatmung von 34% durch die *Photoakustische Spektroskopie* sowie eine Unterschätzung von 66% durch die *IR-Detektion*

¹ Fachgebiet Bodenbiologie und Pflanzenernährung, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen (nils.rottmann@uni-kassel.de)

² Fachgebiet Umweltchemie, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen

mittels CIRAS. Die, durch die Referenzmethode, bestimmte durchschnittliche Bodenatmung entsprach bei Ansatz drei (Abb. 1) 202,66 mg CO₂-C*h⁻¹*m⁻². Bei Ansatz vier (Abb. 2) 121,06 mg CO₂-C*h⁻¹*m⁻². Ohne Tagesschwankung (siehe Tabelle 2) wird die Bodenatmung durch die *Photoakustische Spektroskopie* um 83-93% über- und durch die *IR- Detektion* um 56-57% unterschätzt (Vergleiche Kirsch et al. 1999).

Tabelle 1: Korrekturfaktor über 57Tage

Korrekturfaktor (über 57 Tage inkl. Tagesschwankung)			
Methode	Faktor	Messungen	SD %
Haube + GC	1,0	n = 528	23
Innova	1,3	n = 480	27
CIRAS	0,3	n = 488	45
Haube + Lauge	1,0	n = 624	16

Tabelle 2: Korrekturfaktor der Intensivphase

Korrekturfaktor der Intensivphase (ohne Tagesschwankung)			
Methode	Faktor	Messungen	SD %
Haube + GC H1 (Streu oben)	1,0	n = 20	34
Haube + GC H2 (Streu unten)	1,0	n = 19	25
Innova H1 (Streu oben)	1,8	n = 19	17
Innova H2 (Streu unten)	1,9	n = 17	9
CIRAS H1 (Streu oben)	0,4	n = 18	14
CIRAS H2 (Streu unten)	0,4	n = 19	36

Schlussfolgerung: Der Methodenvergleich ergab sowohl bei der Intensivphase ($\alpha = 0,05$) als auch bei der Zeitreihe ($\alpha = 0,01$) einen signifikanten Unterschied zwischen den Messergebnissen der Methoden *Mobile Haube* und *Gaschromatograph*, *IR-Analysator (CIRAS)* und *Photoakustische Spektroskopie (Innova)*. Es konnte jedoch kein signifikanter Unterschied zwischen den Ergebnissen der Methoden *Mobile Haube* und *Gaschromatograph* und *Statische Haube* und *Natronlauge* festgestellt werden.

Die stärkeren Schwankungen der Bodenatmung bei in 0-5 cm Tiefe eingearbeiteter Streu gegen-

über der in 15–20 cm Tiefe eingearbeiteten resultiert wahrscheinlich aus einer weniger konstanten Bodenfeuchte in der oberen Schicht und der höheren Empfindlichkeit gegenüber Temperaturschwankungen sowie einem generell höheren Austreten von bodenbürtigem CO₂, in 0-5 cm Tiefe, nach oben. Es ist zu beachten das der Einsatz der *Photoakustischen Spektroskopie* für eine Einzelpunktmessung ungeeignet ist, da sich die Messgenauigkeit erfahrungsgemäß bei Mehrpunktmessungen auf Grund des Kreislaufsystems der Messmethode einpendelt und genauer wird. Das Problem der Ungenauigkeit von Einzelpunktmessungen wurde in diesem Versuch behoben, indem vier Säulenparallelen nacheinander beprobt und somit eine Vierpunktmessung simuliert wurde. Es bestand kein signifikanter Unterschied ($\alpha = 0,05$) zwischen den Messergebnissen der jeweiligen Säulenparallelen.

Literatur:

Kirsch Andreas, Franken Heinrich, Blanke Michael (1999): Feldmethode zur Bestimmung der Substrat-induzierten Bodenatmung, *Journal Plant Nutrition Soil Science* (2000) Nr. 163 Seite 165-171

Jensen L.S., Mueller T., Tate K.R., Ross D.J., Magid J. and Nielson N.E. (1996): Soil surface CO₂ flux as an index of soil respiration in situ: A comparison of two chamber methods. *Soil Biol. Biochem.*, 28, 1297-1306.

Blanke Michael (1996): Soil respiration in an apple orchard. *Environmental and Experimental Botany*, Vol. 36, No. 3, 339-348

Anwendung stabiler C-Isotope bei der Beurteilung funktioneller Biodiversität im Boden vor dem Hintergrund atmosphärischen CO₂ Anstiegs

Christine Sticht, Stefan Schrader
Anette Giesemann, Hans-Joachim Weigel

1. Hintergrund und Ziel

Collembolengemeinschaften in Agrarökosystemen können indirekt über den Pflanzenbestand durch den atmosphärischen CO₂ Anstieg verändert werden (Sticht et al., 2006b). Spezifische Einflüsse auf die Lebensformtypen und Arten wurden während des Anbaus zweier Kulturpflanzen unter zwei Pflanzenwachstumsstadien erfasst. Die stabile C-Isotopensignatur gab Aufschluss über nahrungs- und fruchtabhängige Einflüsse.

2. Versuchsdesign und Methoden

Die Untersuchungen wurden innerhalb eines Free Air CO₂ Enrichment (FACE) Experimentes (Abb.1) in einem Agrarökosystem an der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) in Braunschweig durchgeführt. Das Versuchsdesign umfasst zwei wiederholte CO₂ Varianten:

Kontrolle:	CO ₂ Konzentration:	380 ppm;	δ ¹³ C ≈ -9.8‰
FACE:	CO ₂ Konzentration:	550 ppm;	δ ¹³ C ≈ -21.0‰

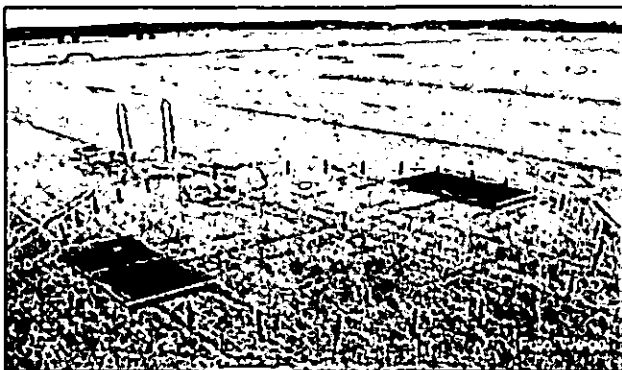


Abb.1: Beispiel einer Versuchsfläche innerhalb des FACE Freilandexperimentes zur Untersuchung der Auswirkungen des atmosphärischen CO₂-Anstiegs in Agrarökosystemen an der FAL in Braunschweig.

Während des Anbaus von Zuckerrüben (2004) und Winterweizen (2005) wurden zu jeweils zwei Terminen Pflanzen- (Blatt, Stängel, Wurzel,

sowie Rübenkörper) und Bodenproben (0-20 cm Tiefe, n = 8) aus beiden Kontroll- und FACE-Flächen entnommen. Die erste Probenahme (1) fand während der Hauptwachstumsphase der Pflanzen, die zweite (2) kurz vor der Ernte statt. Die Collembolen wurden mittels MacFadyen Apparatur extrahiert, ihre Abundanzen erfasst und die Tiere auf Artniveau bestimmt. Shannon Wiener Index (H') und Evenness (E) gaben Aufschluss über ihre Diversität. Die δ¹³C Werte der Collembolenarten, der Pflanzenproben und des Bodens wurden mittels einer Gerätekombination aus Elementaranalysator und Isotopenhäufigkeits-Massenspektrometer bestimmt. Es wurden nur Agenzien verwendet, deren Einfluss auf die δ¹³C Werte der Tiere gering ist und die somit bei vergleichenden Analysen anwendbar sind (Sticht et al., 2006a).

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Gesamtabundanz der Collembolen war kurz vor der Ernte signifikant (p < 0.001) höher als während der Hauptwachstumsphase der Pflanzen, unterschied sich jedoch nicht zwischen den Kulturpflanzen und CO₂ Varianten (Abb.2). Unter Weizenanbau war die Collembolendiversität (H', E), aufgrund der größeren Rhizosphäre, die mehr Exsudate und somit mehr Nahrung lieferte, höher als unter Zuckerrübenanbau. Der Einfluss von CO₂ und Pflanzenwachstumsstadien war fruchtabhängig (Abb.2). Während die Diversität innerhalb der Zuckerrübenperiode von der ersten zur zweiten Probenahme abnahm, stieg sie unter Winterweizen an. Unter Zuckerrübenanbau erhöhte der CO₂ Anstieg die Diversität deutlich. Dieser Einfluss war kurz vor der Ernte stärker ausgeprägt als während der Hauptwachstumsphase der Pflanzen.

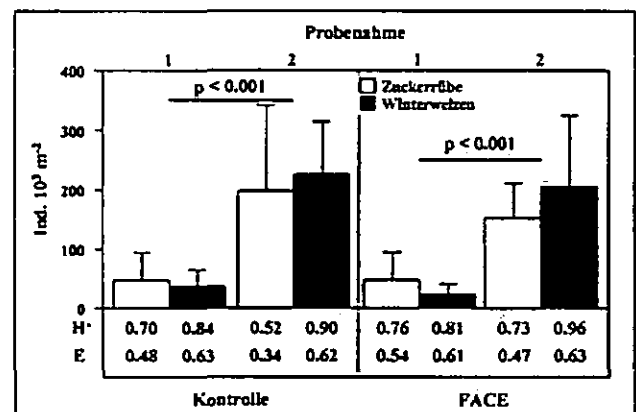


Abb.2: Abundanz (Ind. 10³ m⁻² + SD) und Diversität (H'; E) der Collembolen (0-20 cm Bodentiefe) unter Zuckerrüben- und Winterweizenanbau, dargestellt für beide CO₂ Varianten und Probenahmeterminen.

Der Anteil hemiedaphischer Collembolenarten nahm in beiden Jahren unter FACE zu, was auf eine CO₂ bedingte Begünstigung dieses Lebensformtyps schließen lässt.

Die δ¹³C Werte der Collembolen, die einen Hinweis auf ihre Nahrung geben und zwischen denen der Wurzeln und des Bodens lagen, verschoben sich unter FACE. Während sich die C-Isotopensignaturen der Arten beider Lebensformtypen unter Zuckerrübenanbau nicht unterschieden, wichen sie unter Anbau von Winterweizen deutlich voneinander ab. So wiesen hemiedaphische im Vergleich zu euedaphischen Arten negativere δ¹³C Werte auf (Abb.3). Dieses Ergebnis belegt, dass der CO₂ Effekt auf die Collembolengemeinschaft sowohl frucht- als auch nahrungsspezifisch ist. Da Collembolen ein breites Nahrungsspektrum nutzen, die meisten Arten jedoch Spezialisten sind, unterschieden sich die δ¹³C Werte der Arten stark voneinander. Da sich der CO₂ Effekt auf die δ¹³C Werte der Collembolen nur leicht zwischen den Pflanzenwachstumsstadien unterschied, sind in Abb.3 nur die Ergebnisse der zweiten Probenahme dargestellt.

4. Zusammenfassung

Der CO₂-Anstieg kann sich in Abhängigkeit von Kulturpflanze und Jahreszeit sowohl förderlich als auch ungünstig auf die Bodenfauna in Ackerböden auswirken. Entsprechend ihrer unterschiedlichen Nahrungsquellen werden Collembolen artspezifisch beeinflusst. Aufgrund der veränderten Diversität innerhalb der Zersetzergemeinschaft sind Änderungen des C-Umsatzes und der Bodenfruchtbarkeit unter zukünftigen atmosphärischen CO₂ Konzentrationen zu erwarten.

5. Literatur

STICHT, C., SCHRADER, S., GIESEMANN, A. (2006a). Influence of chemical agents commonly used for soil fauna investigations on the stable C-isotopic signature of soil animals. *European Journal of Soil Biology* 42, S326-S330.

STICHT, C., SCHRADER, S., GIESEMANN, A., WEIGEL, H.-J. (2006b). Effects of elevated atmospheric CO₂ and N fertilization on abundance, diversity and C-isotopic signature of collembolan communities in arable soil. *Applied Soil Ecology* 34, 219-229.

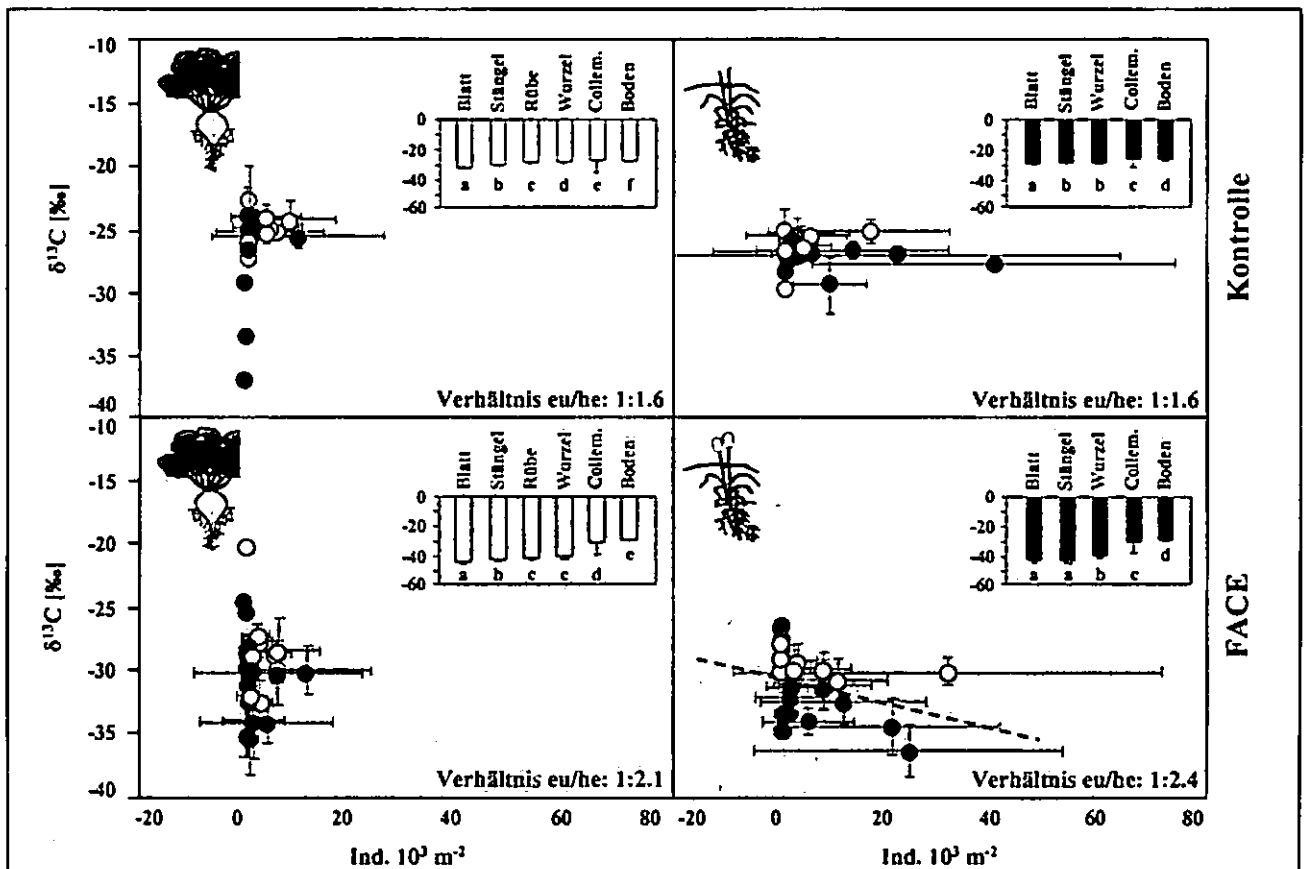


Abb.3: δ¹³C [‰ ± SD] vs. Abundanz [Ind. 10³ m⁻² ± SD] euedaphischer (eu ○) und hemiedaphischer (he ●) Collembolenarten und δ¹³C [‰ - SD] aller analysierten Kompartimente unter beiden Pflanzen und CO₂ Varianten; dargestellt für die zweite Probenahme. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (p < 0.05).

Messgenauigkeit der C-Isotopenanalyse: 0.03-0.05‰.

Danke: Wir danken M. Heuer und S. El Sayed für ihre technische Unterstützung. Das FACE-Projekt wurde vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) finanziert.

Effect of fertilization on the methane production in Chinese paddy soils

H. Taubner*, T. Eickhorst, S. Knauth, G. Pan, P. Zhang, J. Zheng, R. Tippkötter

1. Introduction

Cultivated rice fields under flooded conditions represent a considerable source of the climate sensitive greenhouse gas methane. Regarding this, the effect of fertilization management on the gas release potential of a Chinese paddy soil was studied in an incubation experiment. Four different fertilization treatments, realized since 1987 in a field experiment in the Tai Lake region, were investigated to answer the following questions:

Does long-term fertilization affect the CH₄ and CO₂ release rates of a flooded paddy soil?

To what extent does the atmosphere in the incubation experiment influence the gas release rates of the flooded paddy soil?

2. Material and methods

The soil used in this study is a Stagnic Anthrosol of silty clay (Tu3; AG BODEN, 2005) in Jinjiaba (Wujiang county, Jiangsu province, China) being cultivated with rape/flooded rice rotation.

Four different fertilizer treatments were investigated: NF = No fertilizer; CF = Chemical fertilizer, CS = Chemical fertilizer + straw; CM = Chemical fertilizer + manure. Selected properties are presented in Table 1.

Tab. 1: Properties of fertilization treatment variants.

	pH CaCl ₂	C _t %	N _t %	Rice yield t/ha annual mean
NF	5.2	1.67	0.14	4.2
CF	5.0	1.85	0.17	7.0
CS	4.9	1.91	0.17	8.0
CM	4.9	1.80	0.16	8.3

The incubation experiment was based on 20 g air dried soil < 2 mm homogeneously mixed with 40 ml H₂O in a 100 ml glass bottle with a silicone cap. Incubation was conducted at 25° C in the dark. CH₄ and CO₂ in the headspace were analyzed simultaneously every 3 days with a GC system (PE Autosystem XL) equipped with FID and methanizer.

Two kinds of incubation atmosphere in the headspace were renewed after each GC measurement as follows:

- Air-atmosphere: refreshed for 30 min
- N₂-atmosphere: enriched with N₂ for 2 min.

3. Results

3.1 Methane production

Fig. 1 displays the cumulative CH₄ production over a period of 57 days. From day twelve on, it is obvious that fertilization practice led to a developing increase of cumulative CH₄ release in the order CM - CS - NF - CF for both atmospheres. Since the variant CM showed only little CH₄ release after 33 days, it was used for different examinations.

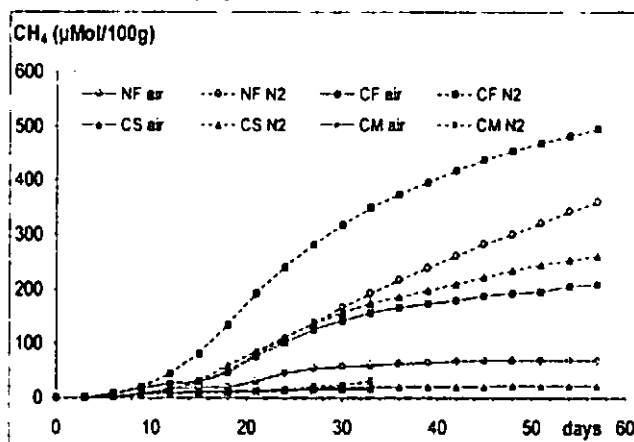


Fig. 1: Cumulative CH₄ release of a paddy soil under four fertilization treatments and two different incubation atmospheres.

Compared to air-atmosphere, the addition of N₂ to the atmosphere strongly stimulated the CH₄ production in the variants CS, NF and CF. After 57 days, the cumulative methane production was 12 (CS), 5 (NF), 2 (CF) times higher with the N₂-atmosphere than with the natural air.

The daily rates of CH₄ production followed a time dependent course with a maximum after 21 days under both atmospheres, as shown exemplarily for air atmosphere in Fig. 2.

*University of Bremen, Institute of Soil Science
UFT, Leobener Str., D 28359 Bremen
htaubner@uni-bremen.de

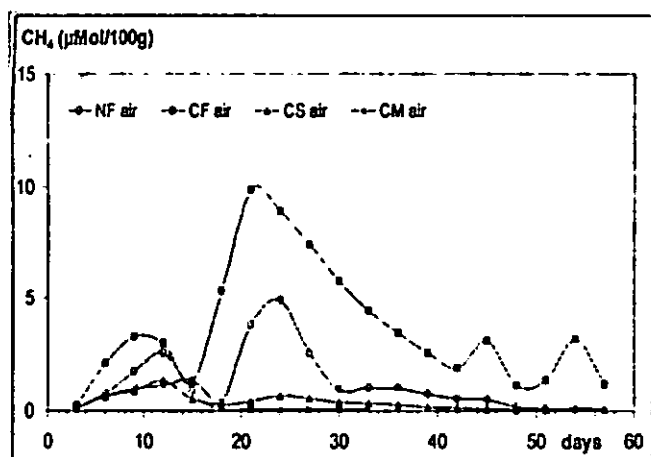


Fig. 2: CH₄ release per day under four fertilization treatments and air-atmosphere.

3.2 CO₂ production

As shown in Fig. 3, fertilization led to an increase in the cumulative CO₂ production in the order NF - CS - CF under both atmospheres N₂ and natural air. The highest CO₂ amounts were produced from CM under air-atmosphere. In contrast to the daily CH₄ release with a maximum after 21 days, the basic interval release rates of CO₂ decreased continuously in all variants after day six.

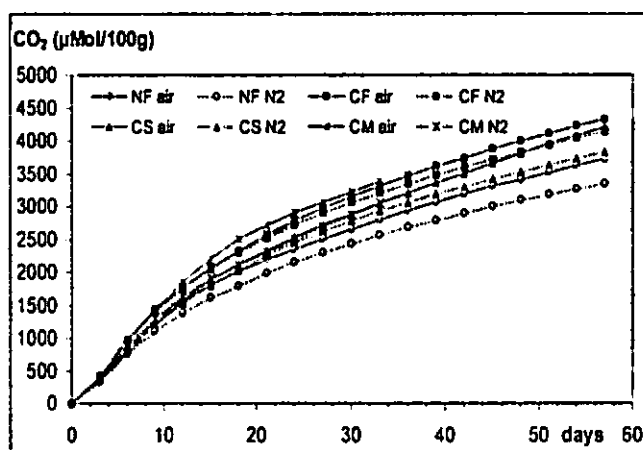


Fig. 3: Cumulative CO₂ release of a paddy soil under four fertilization treatments and two different incubation atmospheres.

A higher CO₂ productivity under air-atmosphere compared to N₂ developed with incubation time in each fertilizer treatment. The cumulative CO₂ production was 1.04 – 1.10 times higher under air-atmosphere than with N₂-atmosphere after 57, resp. 33 days in all variants.

3.3 Relation of CH₄ and CO₂

The time depending changes in the contribution of CH₄ to the total gas release rates (Fig. 4) were

corresponding to the trends of the daily CH₄ release rates (Fig. 2).

The contribution of CH₄ to the total gas production rates was higher under N₂- than under air-atmosphere in all variants (Fig. 4). Under air- as well as under N₂-atmosphere, the variants CM and CS showed a tendency to a minor CH₄ percentage compared to the variants NF and CF.

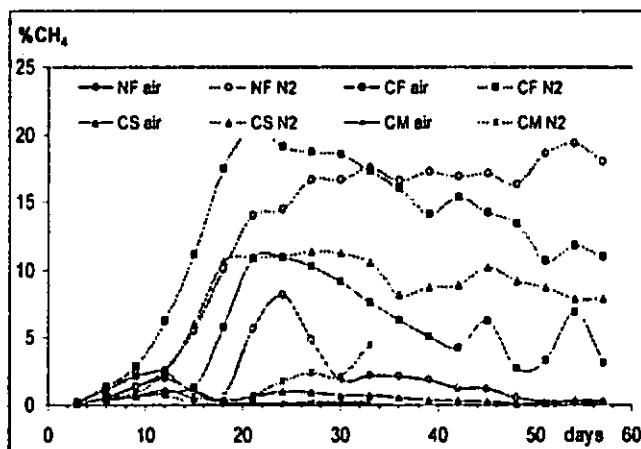


Fig. 4: Percentage of CH₄ on the release rate of CH₄+CO₂ (µmol/100g).

4. Conclusion

The use of chemical fertilizer almost doubled the mean annual rice yield, but led to a significantly higher CH₄ and CO₂ production compared to the no fertilizing variant.

Combining a straw or manure application with chemical fertilizer reduced both the CH₄ and CO₂ release potential compared to sole chemical fertilizer and led to a further increase of rice yield.

The N₂-enriched incubation atmosphere resulted in an increasing production of CH₄ and decreasing release of CO₂ compared to natural air-atmosphere.

Hence, the different approaches to the application of organic and inorganic fertilizers seem to be an option for a lower potential of methane production.

References

AG BODEN (2005). Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl. Schweizerbart, Stuttgart.

Einsatz der Nahinfrarot-Spektroskopie zur Bestimmung von bodenchemischen und bodenbiologischen Messgrößen und der Einfluß der Probenvorbehandlung

T. Terhoeven-Urselmans¹, H. Schmidt², R.G. Jörgensen³, B. Ludwig¹

Einleitung

Schnelle und günstige Methoden zur Bestimmung von bodenchemischen und -biologischen Messgrößen sind für Monitoringzwecke wichtig. Ziele dieser Studie waren: (i) Überprüfung der Eignung der Nahinfrarot-Spektroskopie (NIRS) zur Bestimmung von bodenchemischen und -biologischen Messgrößen und (ii) Vergleich der Messung von feldfrischen und vorbehandelten Proben.

Material und Methoden

Reflexionsspektren der VIS-NIR Region (400-2500 nm) wurden für 116 Bodenproben aus der Bodentiefe 0-20 cm von neun deutschen ökologisch wirtschaftenden Betrieben aufgenommen. Die Proben wurden nach Siebung auf 2 mm im feldfeuchten Zustand bzw. nach einer Vorbehandlung, bestehend aus Schockgefrierung, Gefriertrocknung und Vermahlung, mittels NIRS gemessen. Mit Hilfe dieser Spektren wurden bodenchemische und -biologische Messgrößen der Proben vorhergesagt. Die Gleichungen für die verschiedenen Konstituenten wurden auf Basis der modifizierten partielle-kleinste-Quadrate-Methode (Shenk und Westerhaus, 1991) und Kreuzvalidierung (Foley et al., 1998) über das ganze Spektrum erstellt (erste bis dritte Ableitung).

Ergebnisse und Diskussion

Die bodenchemischen Messgrößen organischer Kohlenstoffgehalt (C_{org}) und Gesamtstickstoffgehalt (N_t) wurden für beide Probenvorbehandlungen durch NIRS gut vorhergesagt (Daten nicht gezeigt): das Verhältnis der Standardabweichung der Laborergebnisse und des Standardfehlers der Kreuzvalidierung (RSC) war größer als 2, der Regressionskoeffizient (a) einer linearen Regression (gemessene gegen vorhergesagte Werte) schwankte zwischen 0,9 und 1,1 und der Korrelationskoeffizient (r) war größer als 0,9 (Terhoeven-Urselmans et al. 2006).

Die bodenbiologischen Messgrößen mikrobieller Biomasse-Kohlenstoff (C_{mik}) und -Stickstoff (N_{mik}) wurden ebenfalls für beide Probenvorbehandlungen gut vorhergesagt, jedoch tendenziell besser für feldfrische Proben (Abb. 1). Der RSC lag für C_{mik} und N_{mik} bei 3,0 bzw. 2,3. Die Vorhersagen waren vermutlich indirekter Natur.

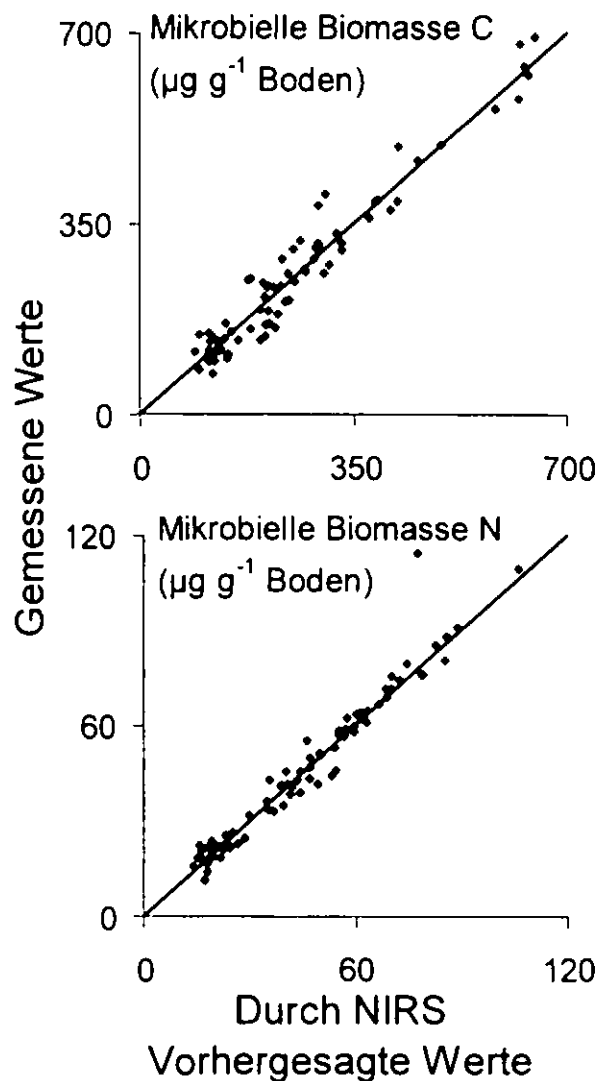


Abb. 1: Gemessene gegen vorhergesagte Werte für die Messgrößen mikrobielle Biomasse C und N der feldfrisch gemessenen Proben. Die Linien geben die 1:1-Linie wieder.

Jedoch waren sie besser als die Korrelationen von C_{org} und N_t zu C_{mik} bzw. N_{mik} . Die Basalatmung und der metabolische Quotient wurden ebenfalls gut durch NIRS vorhergesagt (Daten nicht gezeigt). Nur unbefriedigende Vorhersagen konnten für die N-Mineralisationsrate gemacht werden (RSC < 1,4, Daten nicht gezeigt). Ein möglicher Grund hierfür kann die Referenzmethode sein. NIRS kann bodenchemische und -biologische Messgrößen sowohl für feldfrische als auch vorbehandelte Proben gut vorhersagen.

Dank

Diese Studie wurde von der DFG gefördert (LU 583/4-1).

Literatur

- Foley, W.J., A. McIlwee, I. Lawler, L. Aragones, A.P. Woolnough und N. Berding (1998). *Oecologia* 116, 293-305.
- Shenk, J.S. und M.O. Westerhaus (1991). *Crop Sci.* 31, 469-474.
- Terhoeven-Urselmans, T., Michel, K., Helfrich, M., Flessa, H. und Ludwig, B., (2006). *J Plant Nutr Soil Sci* 169, 168-174.

¹ Fachgebiet Umweltchemie, Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften, Universität Kassel, ttu@uni-kassel.de.

² Stiftung Ökologie & Landbau, Ahrweiler.

³ Fachgebiet Bodenbiologie und Pflanzenernährung, Universität Kassel

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate, Poster Kommission IV

Band 110

Heft 1

2007

Nitratauswaschung in der intensiven Gemüseproduktion

– Möglichkeiten zur wirksamen Verringerung der Gewässerbelastung entsprechend den Forderungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie

M. Armbruster¹, N. Laun², F. Wiesler¹

Einleitung

Die im Rahmen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie durchgeführte Bestandsaufnahme ergab für das Bearbeitungsgebiet Oberrhein in Rheinland-Pfalz, dass auf einem Flächenanteil von etwa 67 % der gesamten Grundwasserkörperfläche von einer Gefährdung des Grundwassers durch diffuse Stickstoffeinträge ausgegangen werden muss, d.h. eine Erreichung der Ziele der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie unwahrscheinlich ist (Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, 2005). Diese im Vergleich zum Landesdurchschnitt ungünstige Situation der Gewässergüte kann u.a. auf die teilweise sehr intensive Produktion von Sonderkulturen zurückgeführt werden. So weisen Untersuchungen des mineralischen Bodenstickstoffs in der Vorderpfalz auf erhebliche N-Bilanzüberschüsse in der Gemüseproduktion hin.

Der weitere Vollzug der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie wird in Gebieten mit „Zielerreichung unwahrscheinlich“ daher ein Maßnahmenprogramm zur Verminderung der N-Bilanzüberschüsse erforderlich machen. Die Ergebnisse der im Folgenden vorgestellten Feldversuche mit verschiedenen Maßnahmen zur Verbesserung der N-Ausnutzung im Gemüsebau sollen nach Prüfung der ökologischen und ökonomischen Effizienz die Grundlage für ein solches Maßnahmenprogramm bilden.

Material und Methoden

Die Untersuchungen werden auf zwei Standorten mit vergleichbarem Klima (N: 500-600 mm; T: 10-11 °C) aber unterschiedlichen Böden (Braunerde / schwach lehmiger Sand: Rinkenbergerhof; Parabraunerde / schwach sandiger Lehm: Queckbrunnerhof) durchgeführt. Es werden 4 Fruchtfolgen (ausschließlicher Gemüseanbau, Gemüseanbau mit Sommer- bzw. Winterzwischenfrüchten, Gemüse-/Getreide-Fruchtfolge) untersucht. Die Fruchtfolgen unterscheiden sich sehr stark in ihrer N-Auswaschungsfähigkeit. Diese ist am höchsten in Fruchtfolge 1 (hohe N-Mengen in Ernterückständen, keine Winterbegrünung), vermutlich vermindert in Fruchtfolge 2 (intensive biologische N-Konservierung durch die Sommerzwischenfrucht; hier Hirse), Fruchtfolge 3 (Winterbegrünung) und Frucht-

folge 4 (Einbeziehung einer tiefwurzelnden landwirtschaftlichen Kultur in die Fruchtfolge). Als Gemüsekulturen wurden 2004 Blumenkohl, 2005 Kopfsalat und 2006 Staudensellerie angebaut. Das Management der Ernterückstände beinhaltet die sofortige bzw. verzögerte Einarbeitung und die Abfuhr der Ernterückstände vom Feld. Die N-Düngung erfolgt nach Faustzahlen, nach dem N-Expert-Verfahren (Feller et al., 2001) und nach einem Verfahren, in dem die Pflanze als Indikator für den Düngungsbedarf dient („SPAD“). Dabei wird ein SPAD-Chlorophyllmeter (Minolta SPAD 502 DL Meter) eingesetzt, und die relative Grünfärbung im Vergleich zu einer optimal stickstoffversorgten Variante zur Bestimmung von Düngezeitpunkt und -menge genutzt.

Die Bestimmung der Nitrat-Auswaschung erfolgt über eine Saugkerzenanlage. Dazu sind in 1 m Bodentiefe in ausgewählten Varianten keramische Saugkerzen eingebaut, deren Sickerwasser im Abstand von ca. 2 Wochen beprobt wurde. Die Sickerwassermenge wird mit dem Bodenwasserhaushaltsmodul des Modells CANDY (Franko et al., 1995) berechnet. Zur Modellkalibrierung standen Wassergehaltsmessungen zur Verfügung.

Ergebnisse

Die Qualität des geernteten Gemüses war im Hinblick auf die applizierte Düngermenge vergleichbar (Abb. 1). Bei Auflockerung der Fruchtfolge wurden tendenziell höhere Anteile vermarktungsfähiger Ware und höhere Pflanzengewichte (nicht dargestellt) bestimmt, was sich als eine höhere Ertragssicherheit bei aufgelockerter Fruchtfolge interpretieren lässt.

In der intensiven Gemüsefruchtfolge (Abb. 2) zeigte sich am durch leichte Böden geprägten Standort „Rinkenbergerhof“ bereits zu Beginn der Untersuchungen eine deutliche Differenzierung der Nitrat-Konzentrationen in Abhängigkeit von den Düngungsvarianten. Der durch sandig-schluffige Böden und langjährigen Gemüseanbau geprägte Standort „Queckbrunnerhof“ zeigte erst im Juli / August 2005 eine sich abzeichnende leichte Differenzierung zwischen den Düngungsvarianten „Faustzahlen“ und „N-Expert“. Wie zu erwarten, wurden an diesem Standorte bewirtschaftungsbedingte Effekte stärker abgepuffert, was sich in einer verzögerten Reaktion der Nitratkonzentrationen auf die differenzierte Düngung auswirkte. Die Auflockerung der Fruchtfolge bewirkte in allen untersuchten Varianten eine deutliche Verminderung der Nitratkonzentrationen (nicht dargestellt).

Im Mittel der Jahre 2005 und 2006 wurde am Sandstandort in der intensiven Gemüsefruchtfolge bei Verbleib der Ernterückstände für die Düngungsvariante „Faustzahlen“ eine Auswaschung von $421 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für die Varianten „N-Expert“ und „SPAD“ 185 bzw. $182 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt (Abb. 3). Am Lehmstandort wurde in dieser Variante bei Düngung nach „Faustzahlen“ eine Auswaschung von

¹ LUFA Speyer, Obere Langgasse 40, 67346 Speyer

² DLR Rheinpfalz, Lehr- und Versuchsbetrieb Queckbrunnerhof, 67105 Schifferstadt
armbruster@lufa-speyer.de

357 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und bei Düngung nach „N-Expert“ 156 kg N ha⁻¹ a⁻¹ ermittelt.

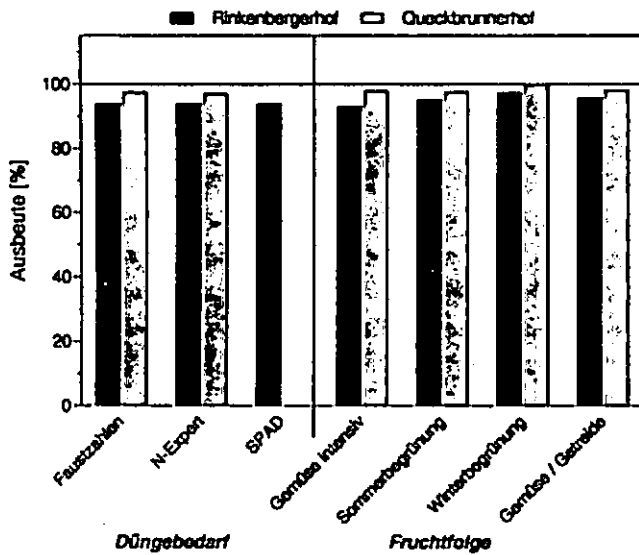


Abb. 1: Mittlere Ausbeute (Anteil vermarktungsfähiger Pflanzen) von 3 – 6 Sätzen Gemüse in den Jahren 2004 – 2006.

Durch die Abfuhr der Ernterückstände wurde auf dem Sandstandort die Nitrat-Auswaschung in den Düngungsvariante „Faustzahlen“ und „N-Expert“ jeweils um ca. 30 % reduziert. Am Sandstandort wurde bei Düngung nach „N-Expert“ durch eine Auflockerung der Fruchtfolge die Nitrat-Auswaschung im Vergleich zur intensiven Gemüsefruchtfolge um 60 (jährliche Sommer- bzw. Winterbegrünung) bzw. 40 % (Gemüse-/Getreidefruchtfolge) vermindert. Am Lehmstandort wurde in der Gemüse-/Getreidefruchtfolge bei Düngung nach „N-Expert“ eine Nitrat-Auswaschung von ca. 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ ermittelt.

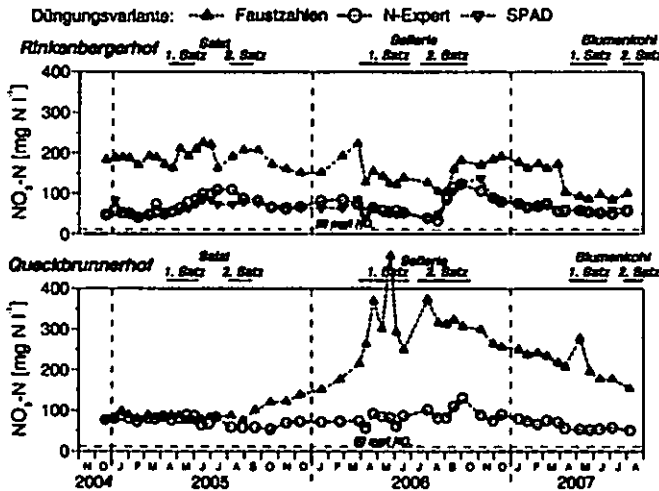


Abb. 2: Nitratkonzentration im Sickerwasser in 1 m Bodentiefe in Abhängigkeit von Düngebedarfs-ermittlung und Standort. Intensive Gemüsefruchtfolge, Zeitraum Dez. 2004 – Aug. 2006.

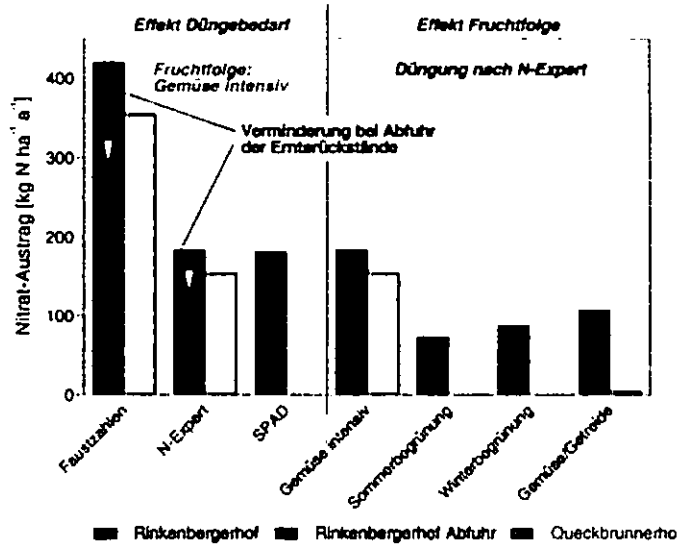


Abb. 3: Nitrataustausch im Mittel der Jahre 2005 und 2006 in Abhängigkeit von der Düngebedarfs-ermittlung und der Abfuhr der Ernterückstände (links) sowie in Abhängigkeit von der Fruchtfolge bei einheitlicher Düngung nach N-Expert (rechts). Am Standort Queckbrunnerhof waren die Varianten Sommer- und Winterbegrünung nicht mit Saugkerzen ausgerüstet.

Schlussfolgerungen

Aus den Ergebnissen lassen sich die effizientesten Maßnahmen zur Verminderung der Nitrat-Auswaschung im Gemüsebau ableiten. Nach dem derzeitigen Stand der Auswertungen erscheint die Kombination der Maßnahmen "treffsichere Ermittlung des Düngebedarfs" (z.B. N-Expert; SPAD) und "optimierte Fruchtfolge", die im Bedarfsfall durch die "Abfuhr von Ernterückständen bzw. Zwischenfruchtbiomasse" ergänzt werden kann, als zielführend.

Literatur

Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Abteilung Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2004): Vorläufige Ergebnisse der Bestandsaufnahme der rheinland-pfälzischen Gewässer nach der Europäischen Wasser-rahmenrichtlinie. Bericht des Ministeriums für Umwelt und Forsten, Mainz.

Feller, C.; Fink, M.; Maync, A.; Paschold, P.J.; Scharpf, H.-G.; Schlaghecken, J.; Strohmeyer, K.; Weier U.; Ziegler, J. (2001): Düngung im Freilandgemüsebau. Schriftenreihe des IGZ Großbeeren/Erfurt e.V. Heft 4.

Franko, U.; Oelschlägel, B.; Schenk, S. (1995): Modellierung von Bodenprozessen in Agrarlandschaften zur Untersuchung der Auswirkungen möglicher Klimaveränderungen, UFZ-Bericht 3/1995.

Veränderungen des Wasser- und Stoffhaushaltes eines entwässerten Moores nach Wiedervernässung im Nationalpark Harz

Bernsdorf, S.¹; Tauchnitz, N.¹; Meissner, R.²; Kison, H.-U.³

1 Einleitung

Die Nutzung und damit in Verbindung stehende Entwässerung zahlreicher Hochharzer Moore in der Vergangenheit führte zum Verlust torfbildender Vegetation und damit zum Stillstand des Moorwachstums. Die mit der Entwässerung einhergehende erhöhte Sauerstoffverfügbarkeit begünstigte zudem den mikrobiellen Torfabbau und führte aufgrund dessen zu massiven Eingriffen in den Stoffhaushalt der entwässerten Moore.

Mit dem Ziel, den Regenerationsprozess eines entwässerten Moores im Nationalpark Harz einzuleiten, wurde das Moor durch geeignete Maßnahmen wiedervernässt. Im Rahmen des Projektes wurden die Auswirkungen der Entwässerung auf den Wasser- und Stoffhaushalt des Moores untersucht. Zudem wurden begleitend zur praktischen Umsetzung der Wiedervernässung die Veränderungen des Wasser- und Stoffhaushaltes des Moores infolge der Wiedervernässung erfasst, um den Erfolg der Wiedervernässung zu beurteilen.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden in einem entwässerten Hochmoor (Blumentopfmoor) in der Naturentwicklungszone des Nationalparks durchgeführt. Das Blumentopfmoor befindet sich in ca. 670 m ü. NN am Nordosthang des Renneckenberges im Einzugsgebiet der Holtemme. Die ursprünglich großflächige Vermoorung wurde durch die Anlage von Entwässerungsgräben (ca. 1750 – 1776) nahezu vollständig entwässert. Teilweise sind natürliche Regenerationsstadien vorhanden. Das Blumentopfmoor weist im regenerierten Moorbereich eine 1,8 m mächtige Torfauflage auf und ist bodenkundlich als Normhochmoor anzusprechen. Im entwässerten Bereich wird eine Vererdung des Torfes deutlich. Die Torfaufgabe beträgt etwa 0,8 m. Bodenkundlich kann der entwässerte Bereich als Normerdhochmoor bezeichnet werden. Die Vegetation des Moores ist charakterisiert durch eine Hochmoor- bis Übergangsmoorvegetation im regenerierten Moorbereich sowie *Vaccinium myrtillus* - *picea abies* -Forstflächen im entwässerten Moorbereich.

2.2 Untersuchungsparameter

Untersucht wurden relevante Parameter des Wasser- und Stoffhaushaltes des Moores vor und nach der Wiedervernässung und in differenzierten Moorbereichen (regeneriert, entwässert). Die einzelnen Untersuchungsparameter sind aus Tabelle 1 ersichtlich. Die Untersuchungen wurden im Zeitraum November 2004 bis November 2006 durchgeführt.

¹ Martin-Luther-Universität, Naturwissenschaftliche Fakultät III, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Landeskultur und Kulturtechnik, 06099 Halle (Saale)

² Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Sektion Bodenforschung, Dorfstr. 55, 39615 Falkenberg

³ Nationalpark Harz, Lindenallee 35, 38855 Wernigerode

Tabelle 1: Untersuchungsparameter

Untersuchungsparameter		
Wasserhaushalt	Niederschlag	
	Moorwasserstände (WT)	
	Moorabfluss	
Stoffhaushalt	Redoxpotenzial (RP)	
	Sauerstoff (O ₂)	
	Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N)	
	Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)	
	Organischer Stickstoff (N _{org})	
	Gesamt-Stickstoff (N)	
	Ortho-Phosphat (PO ₄ -P)	
	Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)	
	pH	
	Elektrische Leitfähigkeit (LF)	
	Torf	Trockenrohddichte (TRD)
		Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N)
		Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N)
		Gesamt-Stickstoff (N)
		Gesamt-Kohlenstoff (C)
Ortho-Phosphat (PO ₄ -P)		
Gesamt-Phosphor (P _{ges})		
pH		
Elektrische Leitfähigkeit (LF)		

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Wasserhaushalt

In den beiden Untersuchungsjahren (01.11.-31.10.) wurden Niederschlagsmengen von 1332 mm (2005) und 1038 mm (2006) registriert. Die Wasserstandskennwerte der Piezometer (01.11.04 – 06.11.06) im regenerierten und entwässerten Moorbereich sind aus Tabelle 2 ersichtlich.

Tabelle 2: Wasserstandskennwerte (Wasserstände ± Standardabweichung) des Blumentopfmoores

Wasserstandskennwerte	Moorbereich	
	regeneriert	entwässert
WT _{Min} (cm Flur) ± SD	-2 ± 4	-31 ± 8*
WT _{Mit} (cm Flur)	-21	-46
WT _{Max} (cm Flur)	0	-13

* p<0,05

Im regenerierten Moorbereich wurden hohe mittlere Wasserstände von -2 cm Flur mit geringen Wasserstandsschwankungen erfasst, die auf einen intakten Moorstandort mit funktionstüchtigem Akrotelm verweisen. Der entwässerte Moorbereich weist im Vergleich dazu signifikant niedrigere Wasserstände (p<0,05, n=96) von im Mittel -31 cm Flur und in Abhängigkeit von den klimatischen Bedingungen ausgeprägtere Wasserstandsschwankungen auf. Die Abflusskennwerte des Moores wurden in Tabelle 3 zusammengefasst. Abflussspitzen von 165 l s⁻¹ wurden im Zusammenhang mit der Schneeschmelze 2006 beobachtet.

Tabelle 3: Abflusskennwerte des Blumentopfmoores

Abflusskennwerte	Durchflussmessereinrichtung
NNQ (l s ⁻¹)	0,0007
Datum	14.06.06
MQ (l s ⁻¹)	18,7
HHQ (l s ⁻¹)	165,04
Datum	27.03.06

NNQ: niedrigster Niedrigwasserabfluss, MQ: mittlerer Wasserabfluss, HHQ: höchster Hochwasserabfluss

3.2 Stoffhaushalt

Regenerierter und entwässerter Moorbereich zeigen signifikante Unterschiede in ihrer Hydrochemie (Tabelle 4).

Tabelle 4: Hydrochemische Parameter (Mittelwert ± Standardabweichung) des Moorwassers (0-30 cm)

Parameter	Moorbereich	
	regeneriert	entwässert
n	91	91
RP (mV)	93 ± 110	151 ± 184
O ₂ (mg l ⁻¹)	1,5 ± 1,5	2,5 ± 2,7*
pH	4,5 ± 0,4	4,4 ± 0,3
LF (µS cm ⁻¹)	40,2 ± 13	71,3 ± 30*
NH ₄ -N (mg l ⁻¹)	0,4 ± 0,2	1,2 ± 1,0*
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0,5 ± 0,4	0,63 ± 0,5
N _{org} (mg l ⁻¹)	0,6 ± 0,5	1,2 ± 1,6
N _i (mg l ⁻¹)	1,4 ± 0,6	2,8 ± 1,9*
TOC (mg l ⁻¹)	41,2 ± 12,2	29,3 ± 8,1*

* p<0,05

Im entwässerten Moorbereich waren im Vergleich zum regenerierten Moorbereich signifikant höhere O₂-Gehalte nachweisbar (p<0,05, n=91), die auf eine erhöhte Sauerstoffverfügbarkeit infolge der Entwässerung hindeuten. Signifikant höhere LF, NH₄-N- und N_i-Gehalte im Moorwasser des entwässerten Moorbereiches (p<0,05, n=91) lassen eine Begünstigung mikrobieller Abbauprozesse aufgrund der im Vergleich zum regenerierten Moorbereich niedrigeren Wasserstände vermuten. Analog zum Moorwasser weisen die untersuchten Parameter des Torfs beider Bereiche signifikante Unterschiede auf (Tabelle 5).

Tabelle 5: Chemische Parameter und Trockenrohddichten (Mittelwert ± Standardabweichung) des Torfs (0-40 cm)

Parameter	Moorbereich	
	regeneriert	entwässert
n	4	4
TRD (g dm ⁻³)	52,9 ± 7,9	243,5 ± 92,5*
NH ₄ -N (g m ⁻²)	1,8 ± 0,4	8,5 ± 3,1*
NO ₃ -N (g m ⁻²)	0,1 ± 0,03	0,8 ± 0,5
N _i (%)	1,2 ± 0,1	2,2 ± 0,2*
C:N	43,2 ± 4,2	23,4 ± 11,1*
pH (CaCl ₂)	3,5 ± 0,1	3,4 ± 0,2
LF (µS cm ⁻¹)	157,3 ± 22,7	122,3 ± 13,4

* p<0,05

Auffallend ist die im entwässerten Moorbereich nachgewiesene im Vergleich zum regenerierten Moorbereich deutlich höhere TRD des Torfs (p<0,05, n=4). Geringe TRD sind typisch für Moorböden mit einem hohen organischen Anteil. Die Störung des Moores infolge der Entwässerung wird zudem anhand signifikant höherer NH₄-N-Gehalte im Torf des entwässerten Moorbereiches deutlich (p<0,05, n=4), die auf Mineralisationsprozesse verweisen. Demgegenüber unterscheiden sich die NO₃-N-Gehalte beider Bereiche nicht signifikant. Vermutlich sind Nitrifikationsprozesse aufgrund der vorherrschenden Acidität des Standortes von untergeordneter Bedeutung. Im Torf des entwässerten Moorbereiches wurden zudem im Vergleich zum regenerierten Bereich signifikant höhere N_i-Gehalte und engere C:N-Verhältnisse (p<0,05, n=4) nachgewiesen, die ebenfalls die Störung des Standortes infolge der Entwässerung anzeigen. Unter Berücksichtigung der im Torf erfassten chemischen Parameter kann der regenerierte Moorbereich als saures nährstoffarmes (oligotrophes) Moor klassifiziert werden. Demgegenüber ist der entwäs-

serte Moorbereich als mesotroph einzustufen (SUCCOW UND JOOSTEN, 2001).

3.2 Veränderungen des Wasser- und Stoffhaushaltes infolge der Wiedervernässung

Die Wasserstände stiegen nach Einbau der Stauvorrichtungen signifikant von durchschnittlich -31 auf -2 cm Flur an (p<0,05, n= 22, Tabelle 6).

Tabelle 6: Wasserstände (WT) und hydrochemische Parameter des Moorwassers (Mittelwert ± Standardabweichung) vor und nach der Wiedervernässung

Parameter	Wiedervernässung	
	vorher	nachher
WT (cm Flur)	-31 ± 7	-2 ± 2
RP (mV)	106 ± 77	68 ± 104
O ₂ (mg l ⁻¹)	3,2 ± 4,1	1,7 ± 1,3
pH	4,1 ± 0,5	4,2 ± 0,2
LF (µS cm ⁻¹)	67,7 ± 5,2	56,2 ± 5,1
NH ₄ -N (mg l ⁻¹)	0,6 ± 0,6	0,6 ± 0,3
NO ₃ -N (mg l ⁻¹)	0,6 ± 0,4	0,5 ± 0,3
N _{org} (mg l ⁻¹)	1,4 ± 0,3	0,6 ± 0,5
N _i (mg l ⁻¹)	2,6 ± 0,5	1,6 ± 0,7
TOC (mg l ⁻¹)	35,7 ± 9,8	24,5 ± 10,5
PO ₄ -P (mg l ⁻¹)	0,1 ± 0,01	0,1 ± 0,05

* p<0,05

Infolge der Wiedervernässung konnte innerhalb des Untersuchungszeitraumes ein oberflächennaher Wasserstand mit geringen Wasserstandsschwankungen als Voraussetzung für die erneute Ansiedlung torfbildender Vegetation erreicht werden. Nach der Wiedervernässung wurden im Moorwasser im Vergleich zum Ausgangszustand tendenziell geringere O₂-, NO₃-N-, N_{org}-, N_i- und TOC-Gehalte sowie niedrigere RP und LF ermittelt, die auf eine Einschränkung mikrobieller Abbauprozesse hindeuten. Aufgrund der hohen Streuung können die Unterschiede jedoch nicht statistisch gesichert werden. Kurzzeitig erhöhte Stoffkonzentrationen im Moorwasser und Moorabfluss infolge der Wiedervernässung, wie sie in der Literatur beschrieben werden (VELTY ET AL., 2004), konnten anhand vorliegender Untersuchungen nicht bestätigt werden.

4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen zeigten signifikante Unterschiede des Wasser- und Stoffhaushaltes im regenerierten und entwässerten Moorbereich. Während im regenerierten Moorbereich moortypische Verhältnisse eines sauren nährstoffarmen Hochmoores nachweisbar waren, zeigte sich die Störung des Moores im entwässerten Bereich anhand signifikant niedrigerer Wasserstände, höherer O₂-, N-Gehalte und LF im Moorwasser sowie höherer NH₄-N-Gehalte und engerer C:N-Verhältnisse im Torf. Erste Erfolge der Wiedervernässung wurden anhand steigender Wasserstände sowie Veränderungen der Hydrochemie in Richtung nährstoffärmerer Verhältnisse sichtbar.

5 Literatur

VELTY S.; DAGMAR B. AND ZEITZ J. (2004): Einfluss von Wiedervernässung auf den Stoffhaushalt eines degradierten Niedermoores. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung: 59-86.

SUCCOW, M. UND JOOSTEN, H. (2001): Landschaftsökologische Moorkunde, 2., völlig neu bearbeitet Auflage. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller), Stuttgart.

Bestimmung der Stabilisotopenverhältnisse von Cd, Cu und Zn in Bodenproben

M. Bigalke¹, S. Weyer², W. Wilcke¹

Einleitung

Die verschiedenen Isotope eines Elements zeigen unterschiedliches Verhalten bei physikalischen und chemischen Prozessen. Die Ursache dafür sind u.a. Unterschiede in den Diffusionsraten und Bindungsstärken der Isotope. Die verschiedenen Bindungsstärken - trotz gleicher Elektronenkonfiguration - der Isotope lassen sich quantenmechanisch durch die ungleichen Massen erklären, wodurch sich die Schwingung des Atoms ändert. Leichte Isotope haben eine höhere Schwingungsenergie als schwere Isotope und benötigen daher eine geringere Dissoziationsenergie.

Durch unterschiedliche Verdampfung-, Reaktions- und Diffusionsgeschwindigkeiten der verschiedenen Stabilisotope kann es in unvollständigen Reaktionen zu einer Veränderung in der Isotopensignatur der Elemente in Reaktionsprodukten und -produkten kommen. In der Regel sind die Produkte isotopisch leichter als die Edukte. Das Ausmaß dieser Fraktionierung hängt wiederum von anderen Parametern wie der Temperatur und dem Druck ab. Durch die Bestimmung der Verhältnisse der stabilen Isotope eines Elementes lassen sich Rückschlüsse auf Art und Ausmaß physikochemischer Prozesse ziehen.

Das Ziel unserer Arbeit ist es, Methoden zur hochpräzisen Bestimmung der Stabilisotopenverhältnisse der Metalle Cadmium, Kupfer und Zink in Bodenproben zu entwickeln. Des Weiteren soll die Methode angewandt werden, um Isotopenfraktionierungen dieser Metalle im Boden zu untersuchen.

Methode

Die relativ geringen Fraktionierungen, die bei den Untersuchungen gemessen werden sollen, machen einen hohen Aufwand in der Probenvorbereitung erforderlich. Insbesondere Bodenproben bilden eine komplexe Matrix, die bei der Analyse zu vielen Problemen führen kann. Daher wurde der in Abb. 1 dargestellte Ablaufplan entwickelt.

Die Proben werden in mehreren Schritten vollständig aufgeschlossen. Die Proben müssen aufgereinigt werden, um Interferenzen während der Messung zu vermeiden. Zu Interferenzen kann es sowohl durch gleich schwere Isotope eines anderen Elementes, als auch durch die Bildung von Molekülonen im Plasma kommen.

Außerdem können auch nicht spektrale Interferenzen durch Matrixelemente auftreten. Die Aufreinigung erfolgt über ein Anionenaustauscherharz und basiert auf geochemischen Verfahren von Marechal et al. (1999), Wombacher et al. (2003) und Mason et al. (2005).

Dabei werden die verschiedenen Elemente mit unterschiedlichen Säuren und Säurekonzentrationen selektiv getrennt (Abb. 2). Für eine weitere Aufreinigung der Cd-Fraktion wird zusätzlich ein elementspezifisches Austauscherharz verwendet, um Störungen von ¹¹⁶Cd, ¹¹⁴Cd und ¹¹²Cd, durch Spuren von ¹¹⁶Sn, ¹¹⁴Sn und ¹¹²Sn zu unterbinden.

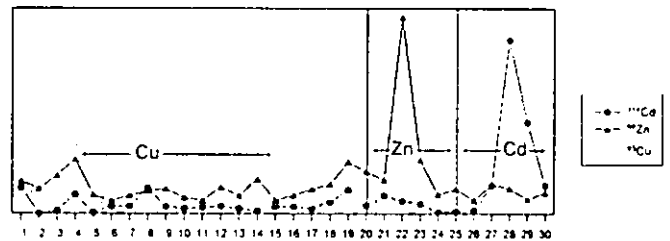


Abbildung 2: Ionenchromatographische Trennung der Metallfraktionen

Die gesamte Probenpräparation erfolgt unter Reinstluftbedingungen in einer „Cleanbench“ das Abrauchen der Säuren geschieht in Abrauchkästen mit gefilterter Luft. Die verwendeten Säuren sind mindestens zweimal destilliert oder von ultrareiner Qualität. Alle Gefäße, die mit den Proben in Berührung kommen, sind mit Säure und Reinstwasser gespült. Überall wo es möglich war, wurden Teflonartikel verwendet, um Kontaminationen auszuschließen.

Um die Fraktionierung während der Probenaufbereitung und die Massendiskriminierung während der Messung zu beobachten, kann „sample-standard-bracketing“, oder eine interne Normalisierung angewendet werden. Bei Zn und Cd, die aus fünf bzw. sieben stabilen Isotopen bestehen, kann mit Isotopendoppelspikes gearbeitet werden. Mithilfe dieser Doppelspikes können die Ergebnisse nach der Analyse rechnerisch um alle während der Probenaufbereitung und Messung aufgetretenen Fraktionierungen korrigiert werden.

Kupfer hat nur zwei stabile Isotope. Deshalb wird ein interner Standard eines ähnlich schweren Elements (z.B. Ni) mit bekanntem Isotopenverhältnis zugegeben. Diese interne Normalisierung eignet sich zur Abschätzung der Massendiskriminierung während der Messung. Um eine Fraktionierung auf dem Austauscherharz auszuschließen, muss die Wiederfindung überprüft werden. Sie sollte nahezu 100% betragen. Die Überprüfung der Wiederfindung erfolgt mit Graphitrohr-Atomabsorptionsspektrometrie (GFAAS) für Cu und Cd und mit Flammen-Atomabsorptionsspektrometrie (FAAS) für Zn.

Erste Ergebnisse

Die Methodenentwicklung ist für Cu abgeschlossen. Sowohl die Aufschlussmethoden als auch die Probenaufreinigung wurden mehrfach getestet und auf Bodenproben zugeschnitten.

¹ Professur für Bodengeographie/Bodenkunde, Institut für Geographie, Johannes Gutenberg Universität Mainz, Johann-Joachim-Becher-Weg 21, 55128 Mainz. Email: bigalke@uni-mainz.de

² Facheinheit Mineralogie, Institut für Geowissenschaften, Johann Wolfgang Goethe Universität Frankfurt, Althöferallee 1, 60438 Frankfurt a. Main

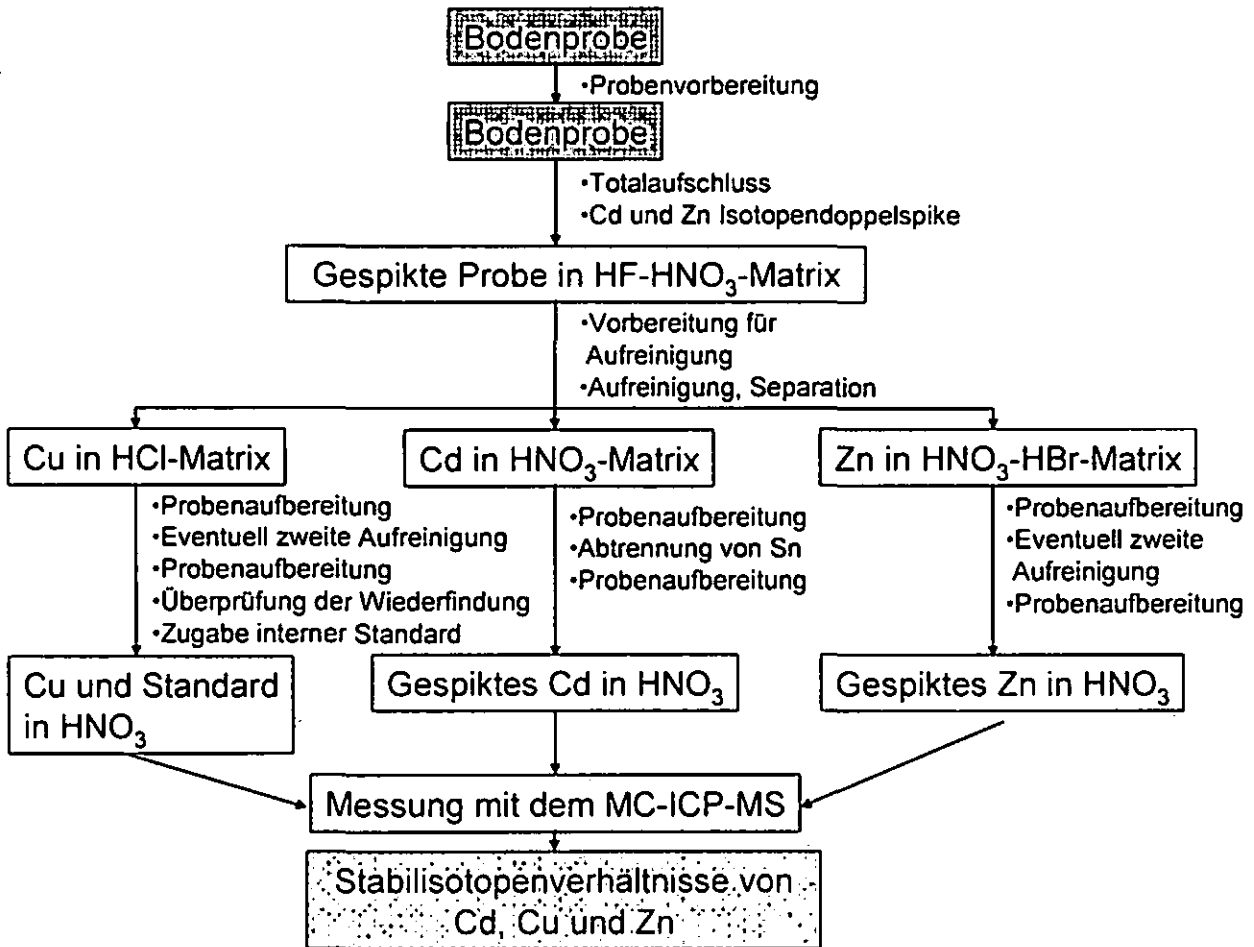


Abbildung 1: Methode zur Bestimmung der Stabilisotopenverhältnisse von Cd, Cu und Zn

Es ist gelungen

- einen Totalaufschluss der Bodenprobe zu erreichen,
- die Probenmatrix soweit abzutrennen, dass eine störungsfreie Messung möglich ist,
- für Cu und Zn im allgemeinen eine Wiederfindung von 100% zu gewährleisten,
- eine Methode mit der GFAAS bzw. FAAS zu entwickeln um zuverlässig und unabhängig von der Matrix die Wiederfindung zu überprüfen,
- die Blindwerte zumindest für Kupfer in einen akzeptablen Rahmen zu bringen.

Es wurden erste Isotopenmessungen für Kupfer durchgeführt. Dafür wurden Bodenproben verschiedener Standorte untersucht, die unterschiedlichen bodenchemischen Prozessen unterlagen bzw. mit unterschiedlichen Metallmengen belastet waren. Die Isotopenmessungen erfolgten über interne Normalisierung mit Ni und relativ zu dem Isotopenstandard NIST 976. Bei einer Präzision von 0,04 ‰ wurden $\delta^{65}\text{Cu}$ -Werte in einer Spanne von -6,62 bis +0,46 ‰ festgestellt.

Für das USGS- Referenzmaterial NOD-P-1 sind in der Literatur $\delta^{65}\text{Cu}$ von $0,46 \pm 0,08\text{‰}$ angegeben (Chapman et al., 2006). Unsere Messungen ergaben einen Wert von $\delta^{65}\text{Cu}$ von $0,40 \pm 0,00\text{‰}$ ($n = 2$), der im Rahmen des von Chapman et al. (2006) angegebenen Messfehlers liegt, was die Verlässlichkeit unserer Methode bestätigt.

Literatur:

- Chapman, J.B., T.F.D. Mason, D.J. Weiss, B.J. Coles, J.J. Wilkinson; (2006): Chemical separation and isotopic variations of Cu and Zn from five geological reference materials. *Geostandards and Geoanalytical Research* 30, 5-16.
- Marechal, C.N., P. Télouk, F. Albarède (1999): Precise analysis of copper and zinc isotopic compositions by plasma-source mass spectrometry. *Chemical Engineering Journal* 156, 251-273.
- Mason, F.D., D.J. Weiss, J.B. Chapman, J.J. Wilkison, S.G. Tessalina, B. Spiro, M.S.A. Horstwood, J. Spratt, B.J. Coles (2005): Zn and Cu isotopic variability in the Alexandrinka volcanic-hosted massive sulphide (VHMS) ore deposit, Urals, Russia. *Chemical Geology* 221, 170-187.
- Wombacher, F., M. Rehkämper, K. Mezger, C. Münker (2003). Stable isotope compositions of cadmium in geological materials and meteorites determined by multiple-collector ICPMS. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 67, 4639-4654.

Carbon and Nitrogen Dynamics in Intensively Used Chinese Poplar Plantations

N. Eickenscheidt^{1,2}, J.-B. Xi^{3,4}, G.-H. Qin⁴, L. Nett^{1,5}, M. Roelcke¹, F.-S. Zhang³, and R. Nieder¹.

Introduction and Objectives

The P. R. China has been focussing on afforestation in order to cover the increasing timber demand as well as to combat wind and water erosion (Harkness, 1998; Carle and Ma, 2005). Recently, main emphasis has been put on fast-growing poplar plantations which are characterised by intensive cultivation.

The objectives of this study were

- (1) to investigate long-term changes in soil organic carbon (SOC) and total nitrogen (N_t) dynamics resulting from a conversion of farmland to poplar plantations.
- (2) to calculate a simplified nitrogen (N) balance.

Materials and Methods

Our study was conducted in hybrid poplar plantations (*Populus deltoides* and *P. × euramericana*) and on adjacent farmland in Shanxian County, Shandong Province, in the eastern part of China.

The area belongs to the warm-temperate monsoonal climatic zone, with hot, rainy summers and cold, dry winters. The annual mean temperature, precipitation, and evaporation in Shanxian County amounted to 14°C, 631 mm, and 1716 mm, respectively. The dominant soil type was a Calcaric Fluvisol (silty sand; pH_{CaCl2}: 7.6 ± 0.1 (n = 9)). The plantation soils were classified as Aric Anthrosols due mainly to deep ploughing up to 1 m depth.

The influence of the land use (plantation vs. farmland), stand age (3–22 years), and generation (1–3) of plantation on SOC, N_t, and mineral N (N_{min}) in the soil was examined. The treatments are described in Tab. I.

The field work was carried out in November 2005 and included the sampling of plant material and mineral soil up to 0.9 m depth as well as the recording of silvicultural parameters.

The N balances were calculated for the years 2003 to 2005. The N inputs included mineral and organic fertilisation (0–380 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ in plantations and 450 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ on average on farmland sites), N deposition and N₂ fixation. No inputs by the aboveground biomass of plants were assumed, since litter was continuously removed in plantations and aboveground crop parts were harvested completely. The N output comprised the N removal by harvest of poplar trees and arable crops.

Table I: Description of the treatments and number of replicates in Shanxian County.

Treatment	Land use	Description of treatment			Replicates (n)
		Establishment of 1 st generation	duration in years		
1	Pl., 1 st gen.	2003/04	2–3		3
2	Pl., 1 st gen.	2001	5		3
3	Pl., 1 st gen.	1998	8		1
4	Pl., 1 st gen.	1991/94	12–15		3
5	Pl., 1 st gen.	1984	22		2
6	Pl., 2 nd gen.	1955	30	20	3
7	Pl., 3 rd gen.	1955	30	16	3
8	Pl., 3 rd gen.	1955	16	27	6
9	Farmland				6

Note: Pl.: plantation, gen.: generation.
 Young plantations were intercropped between the first and third year.
 Plantations more than 15 years old were not fertilised.

Results and Discussion

(1) SOC and N_t

In general, the SOC and N_t stocks in the 0–0.9 m profile were very low on both plantation and farmland sites (Fig. 1). The land use had a significant influence on these stocks (P < 0.01). The farmland showed higher SOC and N_t stocks compared to plantations (Fig. 1). Younger plantations of the first generation (treatments 1–4) on average showed 33% lower SOC and 30% lower N_t stocks than farmland sites. An initially enhanced mineralisation of soil organic matter (SOM) can be attributed to intensive site preparation including

¹ Institute of Geocology, Technical University Carolo-Wilhelmina, 38106 Braunschweig, Germany.

² Institute of Soil Science and Forest Nutrition, University of Goettingen, 37077 Goettingen, Germany.

Email: neicken@gwdg.de

³ College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100094, P.R.China.

⁴ Shandong Forestry Academy, Jinan 250014, P.R. China.

⁵ Institute of Vegetable and Ornamental Crops

Großbeeren/Erfurt e.V., 14979 Großbeeren, Germany.

deep ploughing. Similar observations were made by e.g. Hansen (1993), Makeschin (1994), and Grigal and Bergusen (1998). However, the application of 3.7–4.5 t manure ha⁻¹ in Shanxian during site preparation might have compensated C and N losses. The main reason probably is the existence of a low initial stock prior to plantation establishment.

With increasing stand age and generation of plantations the stocks decreased by up to 57% (SOC) and 50% (N_t) (treatment 8), compared to farmland (Fig. I). These findings are in contrast to observations published in the literature where an increase in the SOC pool after the conversion of farmland into plantations was commonly found (e.g. Guo and Gifford, 2002). A specific management practice in Shanxian is the continuous removal of foliage litter and twigs in plantations as a source for fuel, which can be regarded as the main reason for the observed decline. Enhanced mineralisation due to deep ploughing and clear cutting is of further importance.

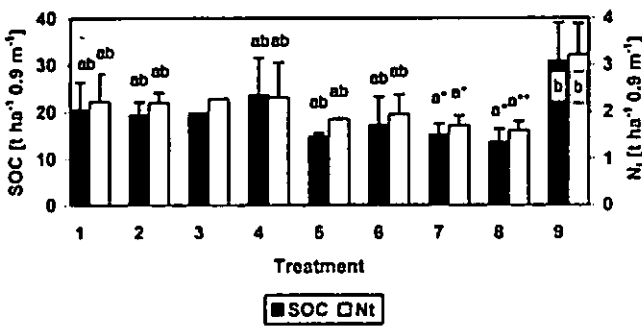


Figure I: Soil organic carbon and total nitrogen stocks in Shanxian. Significant differences between the treatments are indicated by different letters (*, ** significant at P < 0.05 and P < 0.01, respectively). Error bars indicate the standard deviations. The corresponding number of replicates is given in Tab. I.

(2) N_{min} and N balance surpluses

Farmland sites showed significantly higher N_{min} contents in the whole 0.9 m profile than plantations (P < 0.01), resulting from higher N fertilisation rates. Nitrate was the dominant N_{min} compound in all three 0.3 m depth intervals and for all treatments. No differences in the N_{min} content were found between plantations, even not between fertilised and unfertilised plantations (Fig. II). The main reason, aside from the N uptake by trees and arable crops, are high N losses from young plantations and farmland during the summer months when mineral N fertilisers are applied and climatic and biological conditions favour N losses. This hypothesis is supported by the comparison between the N_{min} contents in the soil at the end of the growing period and the N balance surpluses (Fig. II), whose difference approximately represents the amount of N losses. Nitrogen balance surpluses ranged between 100 and 200 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ in

young, fertilised plantations and on farmland. In old, unfertilised plantations (treatment 5 and 6), N surpluses were similar to the soil N_{min} contents.

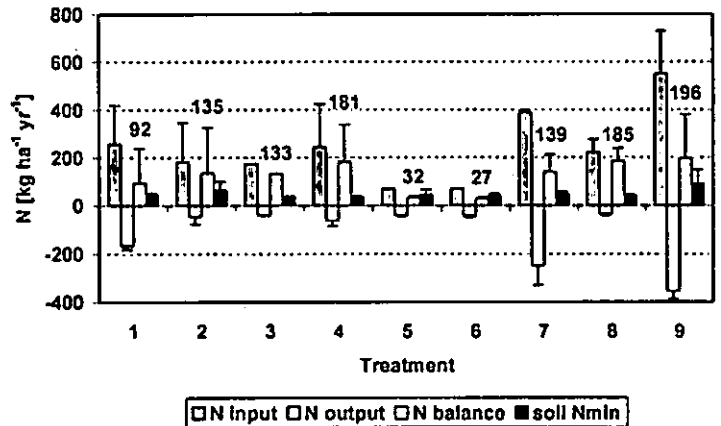


Figure II: Nitrogen inputs, outputs and balance surpluses given as annual average for the years 2003 to 2005 as well as soil mineral N contents in the 0–0.9 m profile determined in November 2005. The values for the N balance surplus are shown above the columns. Error bars indicate the standard deviations. The number of replicates is given in Tab. I.

Conclusions

Our study in Shandong Province revealed a decline of SOM stocks in plantations with increasing stand age and generation after conversion from farmland. Moreover, high N surpluses in young plantations and on farmland were found. In order to maintain soil fertility and productivity as well as to reduce greenhouse gas emissions and nitrate leaching, the management practice in these plantations needs to be optimised. The litter removal has to be avoided. According to the FAO (1979), a tillage depth of 0.3–0.4 m for poplar plantation soils is sufficient for site preparation. Mineral N fertilisation rates have to be reduced and should partly be replaced by organic and slow-release fertilisers.

References

Carle, J. and Ma, Q. 2005. Challenges of translating science into practice: poplars and other species in the Three North Region of China. *Unasylva - Poplars and Willows*. 56(221).
 FAO. 1979. Poplars and willows in wood production and land use. FAO Forestry Series No. 10. Rome. 328pp.
 Grigal, D. F. and Bergusen, W. E. 1998. Soil carbon changes associated with short-rotation systems. *Biomass and Bioenergy*. 14(4): 371–377.
 Guo, L. B. and Gifford, R. M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*. 8: 345–360.
 Hansen, E. A. 1993. Soil carbon sequestration beneath hybrid poplar plantations in the North Central United States. *Biomass and Bioenergy*. 5: 431–436.
 Harkness, J. 1998. Recent trends in forestry and conservation of biodiversity in China. In *The Contemporary China Institute of the school of Oriental and African Studies, London University. The China Quarterly—an international journal for the study of China*. Oxford University Press, Oxford. No. 156: 911–934.
 Makeschin, F. 1994. Effects of energy forestry on soils. *Biomass and Bioenergy*. 6(1–2): 63–79.

Quantitative und qualitative Erfassung der Rhizodeposition von Mais in Abhängigkeit von der Nährstoffversorgung

Holger Fischer¹, Axel Meyer², Kai-Uwe Eckhardt³, Rolf Beese³, Günther Neumann⁴, Peter Leinweber³, Klaus Fischer², Yakov Kuzyakov⁵

Einleitung

Die quantitative und qualitative Erfassung der unterirdischen C-Einträge der Pflanzen ist ein ungelöstes Problem bodenökologischer Grundlagenforschung. Obwohl die Stoffeinträge in der Hauptsache diffusiv als niedermolekulare Substanzen (vor allem Carboxylate, Zucker und Carbonsäuren) stattfinden, können Pflanzen über aktive Sekretion Einfluss auf die Umgebung der Wurzeln nehmen. Die Rhizodeposite dienen dann in erster Lage dazu über Veränderung des Redoxmilieus und über Komplexierung von Nährelementen die Versorgung der Pflanze sicherzustellen.

Wenn die Wurzeln den Kohlenstoff als CO₂ (aus der Wurzelatmung an den Boden) abgeben, dann nimmt dieser Kohlenstoff nicht mehr an weiteren Prozessen im Boden teil. Kohlenstoff, der in Form von niedermolekularen organischen Substanzen, also über Rhizodeposition abgegeben wird, unterliegt in Gegensatz dazu einer Viel-

zahl möglicher Prozesse, wie Aufnahme durch Mikroorganismen und Pflanzen, Veratmung zu CO₂, Sorption an die Bodenmatrix und Auswaschung aus dem Boden.

Die Ziele der Untersuchung waren folgende:

- Optimierung einer Methode zur Gewinnung von Rhizodepositen
- Bilanzierung des C-Flusses in die Rhizosphäre
- Zusammensetzung der Eluate (Aminosäuren, Kohlenhydrate, Carboxylsäuren mit High Performance Liquid Chromatography (HPLC))
- Vergleich von HPLC mit Pyrolysis Field Ionization Mass Spectrometry (Py-FIMS)

Material & Methoden

Mais wurde 21 Tage lang in 55-ml-Zentrifugenröhren (VWR, Bruchsal) gezogen (ca. 50 g Boden (Haplic Luvisol), Bodenfeuchte 21 vol%, Beleuchtung 12 h, 300 μmol m⁻² s⁻¹). Vor der Markierung wurden die Öffnungen oberhalb des Samens mit Silikon verschlossen. Die Maispflanzen wurden für 2 h einer ¹⁴CO₂-Atmosphäre ausgesetzt (≈ 150 kBq ¹⁴C pro Pflanze). Innerhalb dieser Zeit wurde über 99% des ¹⁴C von den Pflanzen assimiliert. Danach wurde der Auswaschungsapparat angeschlossen (Abbildung 1). ¹⁴C in Pflanze (ober- und unterirdisch), Boden, Eluat und Boden-CO₂ wurde mit Szintillationsmessung bestimmt. Die Proben wurden wie bei Fischer, et al., 2007 beschrieben, aufbereitet und dann mit HPLC (Meyer, eingereicht) und Py-FIMS gemessen.

¹Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

²Institut für Analytische und Ökologische Chemie, Fachbereich VI, Geographie/Geowissenschaften, Universität Trier, 54286 Trier

³Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung Universität Rostock, 18051 Rostock

⁴Institut für Pflanzenernährung, Universität Hohenheim, 70599 Stuttgart

⁵Agrarökosystemforschung, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

e-mail: hfischer@uni-hohenheim.de

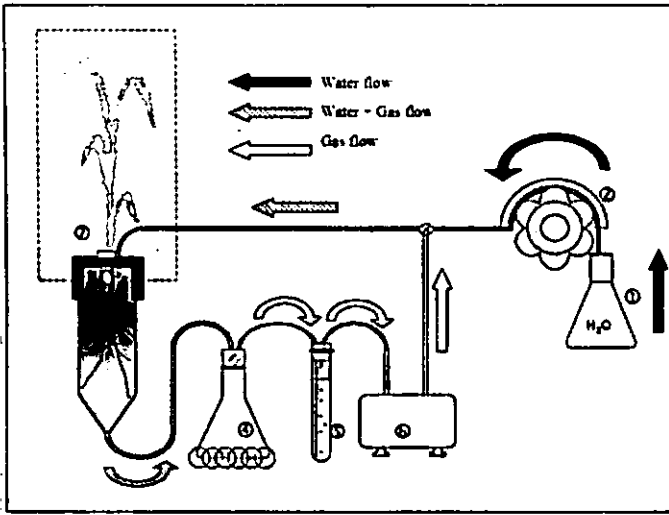


Abbildung 1: Versuchsaufbau (verändert nach Fischer, et al., 2007. ① Vorratsflasche mit H₂O, ② Schlaupumpe, ③ Zentrifugenröhre mit 55 g Boden, ④ Sammelflasche Eluat (auf Eis, um Abbau zu verlangsamen), ⑤ Waschflasche mit 1 M NaOH, um CO₂ zu fangen, ⑥ Membranpumpe, ⑦ Maispflanze, ⑧ Verbindung zwischen Luft- und Wasserfluss

Ergebnisse und Diskussion

Ein typisches Verteilungsmuster nach zwei Stunden Auswaschung ist in Tabelle 1 dargestellt. Der Verlust von mehr als einem Drittel der zugegebenen ¹⁴C-Menge ist dabei mit oberirdischer Respiration von kurzfristig assimilierten C zu erklären.

Tabelle 1: Aufteilung des ¹⁴C Signals

Kompartiment	Anteil ¹⁴ C (% der Zugabe)
Spross	51,0
Wurzel	7,0
Boden	3,5
Eluat	0,6
Boden CO ₂	0,8
Verlust	37,1

In einem Experiment mit unterschiedlicher Düngung (N, P, NP und ohne Zugabe) konnte festgestellt werden, dass in den Varianten ohne N-Zugabe weniger Kohlenhydrate aus der Bodenlösung ausgewaschen wurden als in denen mit N-Düngung. Zucker gelangen v. a. unfreiwillig über Lecks in den Wurzeln und per Diffusion in den Boden. Unter Nährstoffmangel dämmen die Pflanzen evtl. diese Verluste stärker ein als unter ausrei-

chender Versorgung. Geringe Nährstoffversorgung (0-Variante) führte zu höheren Aminosäure-Konzentrationen. Das ist offensichtlich das Ergebnis einer aktivierten Wurzelexudation unter Nährstoffmangel.

Erste Vergleiche zwischen Ergebnissen der HPLC mit denen von Py-FIMS zeigten keine guten Übereinstimmungen ($r^2=0,15$, für Aminosäuren und Zucker). Mit Py-FIMS ist keine Derivatisierung der zu untersuchenden Substanzen nötig. Außerdem können nicht nur Monomere (z. B. Glucose), sondern auch Polymere (z. B. Cellulose) bestimmt werden. Mithin erfasst man mit Py-FIMS ein weiteres Spektrum an Substanzen.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Mit der vorgestellten Methode war es möglich den C-Fluss in die Rhizosphäre zu bestimmen und Unterschiede in der Zusammensetzung der Bodenlösung in Abhängigkeit von der Nährstoffversorgung der Maispflanzen zu erfassen. Es ist eine Untersuchung der Einzelsubstanzen notwendig um genau zu erfassen, wo man mit Py-FIMS andere oder mehr Substanzen misst als mit HPLC.

Literatur

Fischer, H., Meyer, A., Fischer, K., Kuzyakov, Y., 2007. Carbohydrate and amino acid composition of dissolved organic matter leached from soil. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 2926-2935.

eingereicht:

Meyer, A., Fischer, K., Fischer, H., Kuzyakov, Y., 2007. Optimization of anion exchange- and reversed phase-HPLC methods for the determination of carbohydrates and amino acids in soil leachates. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*.

Nährstoffdynamik von Grünlandökosystemen in Südwestdeutschland - Einfluss von Mulchen, Mähen und ungestörter Sukzession -

Ulf B. Freisinger¹, Hans-Jörg Brauckmann¹, Gabriele Broll¹ & Karl-Friedrich Schreiber²

Einleitung

Der fortschreitende Agrarstrukturwandel hat seit Mitte der 1960er Jahre zum Brachfallen von Grünland in Baden-Württemberg geführt. Grünlandflächen auf Grenzertragsstandorten vor allem im Schwarzwald und auf der Schwäbischen Alb sind hiervon betroffen. Um Grünlandökosysteme als Teil der Kulturlandschaft zu erhalten und eine natürliche Sukzession zu unterbinden, wird seit 1975 der Einfluss verschiedener Mulch- und Mahdvarianten als extensive, kostengünstige Maßnahmen hinsichtlich ihres Erfolges zur Offenhaltung ehemaligen Brachlandes und zur Bewahrung von Grünlandgesellschaften im Vergleich zur ungestörten Sukzession überprüft (Schreiber 1997, 2006). In den „Offenhaltungsversuchen Baden-Württemberg“ werden seitdem Veränderungen und Entwicklungen in Boden, Vegetation und Fauna untersucht. Inzwischen stehen insbesondere die Nährstoffdynamik und die Interaktionen Pflanze - Boden im Vordergrund. Ziel der Untersuchungen ist es, die Phytomasseproduktivität und die Nährstoffdynamik auf unterschiedlich bewirtschafteten Parzellen und Sukzessionsflächen zu betrachten. Die gemessenen Werte sollen mit dem Modell Century simulierten Werten gegenübergestellt werden.

Material und Methoden

Für die Untersuchung wurden die Versuchsanlagen St. Johann und Hepsisau ausgewählt, die in ähnlichen naturräumlichen Verhältnissen auf der Schwäbischen Alb gelegen sind, deren Sukzessionsentwicklungen aber unterschiedliche Verläufe genommen haben. In St. Johann sind einzelne Bäume und Sträucher auf der Sukzessionsparzelle eingewandert, in Hepsisau hat sich ein geschlossener Eschen-Bergahorn-Bestand ausgebildet.

Boden

Zu den Dauerversuchsflächen liegen seit 1975 Daten zum Kohlenstoff- und Gesamtstickstoff, dem pflanzenverfügbaren Phosphor und Kalium und der Bodenacidität im Oberboden vor. Seit Versuchsbeginn wurden alle drei Jahre sechs Volumenproben je Versuchsparzelle und Tiefe entnommen. In den Jahren 1994, 2002, 2005 und 2007 wurden zwei Flächenmischproben untersucht. Die Probenahme erfolgte in den Tiefen 0-4 cm und 4-8 cm im Frühjahr. Die C- und N-Analysen wurden mit einem

Carlo-Erba CN Analyser (Milan, Italy) (1975-1994) und dem Euro EA CN Analyser 3000 (Euro Vector, Italy) (2002, 2005, 2007) durchgeführt. Die pflanzenverfügbaren P- und K-Gehalte der Proben wurden mittels der CAL-Methode im Spektral- bzw. Flammenphotometer bestimmt.

Phytomasse

Im Jahr 2005 wurden zu vier Zeitpunkten der Vegetationsphase je Parzelle zufallsverteilt 15 Proben entnommen. Die Größe der Phytomasseprobenahmeflächen betrug 35 cm x 35 cm. Die Proben wurden bei 80 °C für einen Zeitraum von 72 Stunden getrocknet. Es erfolgt eine Fraktionierung der Proben in: lebende Phytomasse, Gräser und Moose, Streu, „Standing Dead“, Blätter und Äste. Nach Trockenmassebestimmung wurden die Proben durch Mahlen homogenisiert (Mikro-Feinmühle-Culatti MFC, Janke & Kunkel, Maschenweite: 1 mm). Die Phytomasseproben wurden auf Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Kalium analysiert. Die C- und N-Analysen erfolgten mit dem Euro EA CN Analyser 3000 (Euro Vector, Italy). Die P- und K-Analysen wurden nach Mikrowellenaufschluss mittels Emissionsspektroskopie (ICP-OES, Jobin Yvon Ultima 2) durchgeführt. Auf dieser Grundlage erfolgte eine Ermittlung der akkumulierten Jahreserträge der Phytomasse, der Kohlenstoff- und Nährstoffgehalte sowie der akkumulierten Vorräte in den verschiedenen Phytomassefraktionen.

Modellierung

Die Entwicklung der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte des Oberbodens seit 1975 wurde mit dem CENTURY Soil Organic Matter Model Version 5 (Parton et al. 1987) nachvollzogen. Hierzu liegen bereits Untersuchungen von Werth et al. (2005) vor. Eingangsdaten des Modells sind: Ausgangswert der Gehalte an organischem Kohlenstoff 1975, Klimadaten, die atmosphärische N-Deposition, bodenphysikalische Eingangsdaten, Vegetation und Bewirtschaftung. Eine hundertjährige Vorlaufzeit wurde gewählt, um die modellinternen Pools einzustellen und die Nährstoffvorräte im Oberboden am Versuchsbeginn zu erreichen, bevor ein Vergleich mit den gemessenen Daten erfolgte.

Ergebnisse und Diskussion

Eine Ertragsfeststellung der bewirtschafteten Versuchspartellen wurde seit 1975 durchgeführt (Schreiber 2006). Ein starker Rückgang der Erträge konnte nicht festgestellt werden. Die Produktivität an oberirdischer Phytomasse auf den Versuchspartellen der Anlagen St. Johann und Hepsisau im Jahr 2005 gibt Abbildung 1 wieder. Auf den ungestörten Sukzessionspartellen der beiden Versuchsanlagen in St. Johann und Hepsisau wurde nur die Krautschicht beprobt. Eine Untersuchung des Baumbestands hat nicht stattgefunden, die Laubstreu in Hepsisau wurde mittels Laubsammlern bestimmt. Es zeigt sich, dass die gemähten Partellen eine geringere

¹ Hochschule Vechta, ISPA, Abteilung Geo- und Agrarökologie
ufreisinger@ispa.uni-vechta.de

² Universität Münster

Phytomasseproduktivität im Vergleich zu den übrigen untersuchten Parzellenaufweisen. Für extensiv genutztes Grünland ist die Produktivität in St. Johann als gering anzusehen. In der Versuchsanlage Hepsisau liegen die Erträge deutlich höher. Der von Dierschke & Briemle (2002) angegebene Vorrat

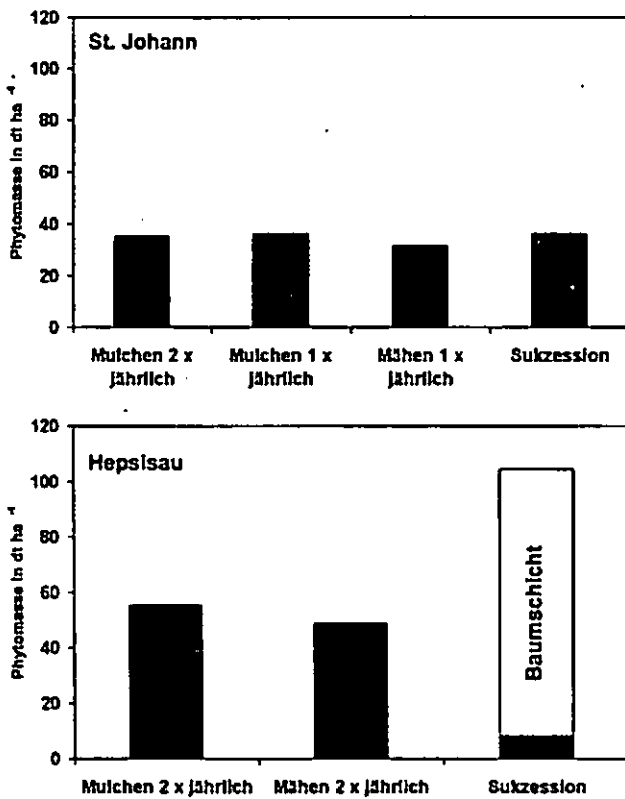


Abb. 1 Phytomasseproduktivität (ohne Moose) auf den Versuchsfeldern St. Johann und Hepsisau 2005

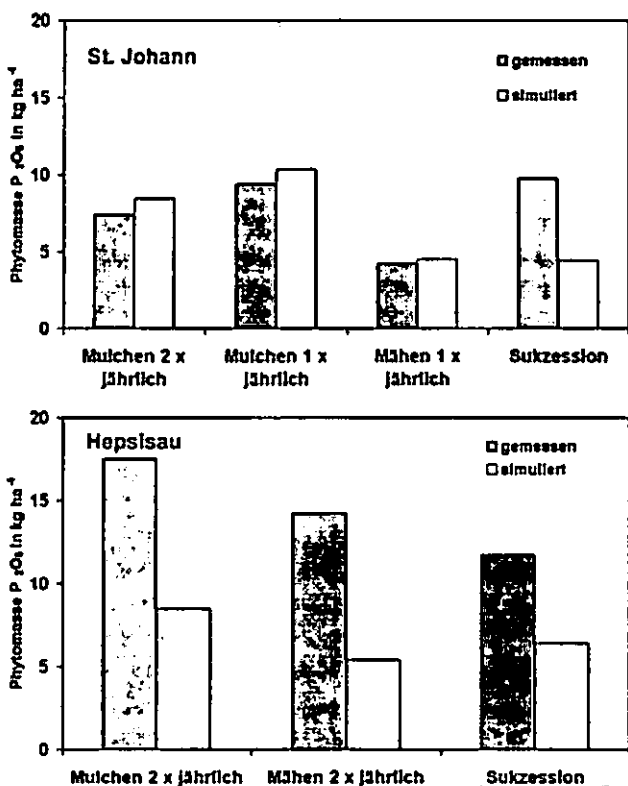


Abb. 2 Gemessene und simulierte Phosphatvorräte in der lebenden Phytomasse (ohne Moose) in St. Johann und Hepsisau 2005

von 25 kg ha⁻¹ P₂O₅ in der oberirdischen Phytomasse für extensiv genutztes Grünland, auf dem eine Rückfuhr durch Festmist und Gülle erfolgt, wird auf beiden Versuchsanlagen deutlich unterschritten, wie Abbildung 2 zeigt.

In der Abbildung 2 sind die mit dem Modell Century simulierten P₂O₅-Gehalte der lebenden Phytomasse wiedergegeben. In St. Johann erreicht die Simulation, bei der zweimal jährlich gemulchten und der einmal jährlich gemähten Parzelle, die in der Phytomasse gemessenen Vorräte. Für die einmal jährlich gemulchte Parzelle und die Sukzessionsparzelle unterschätzt das Modell die Vorräte. Bei den Parzellen der stark produktiven Fläche Hepsisau unterschätzt Century die Messung generell.

Schlussfolgerung

Die Parzellen der Versuchsfeldern St. Johann weisen eine niedrige Phytomasseproduktivität auf, in Hepsisau liegt diese deutlich höher. Die Phosphatvorräte in der oberirdischen Phytomasse sind auf beiden Versuchsfeldern als gering einzustufen.

Das Century-Modell zeigt im Fall der Versuchsfeldern Hepsisau und insbesondere auf den Sukzessionsparzellen deutliche Unterschätzungen hinsichtlich der Phosphatvorräte in der oberirdischen Phytomasse auf. In den übrigen Fällen liefert das Modell brauchbare Ergebnisse. Die modellinterne Umsetzung des Sukzessionsverlaufs erweist sich hinsichtlich der Phosphatvorräte offensichtlich als ungeeignet für die betrachteten Sukzessionsparzellen der Versuchsanlagen.

Danksagung

Wir bedanken uns bei der Kommission für Nachwuchsförderung der Hochschule Vechta für die Bereitstellung eines Stipendiums sowie der Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume in Baden-Württemberg und den Versuchsbetreuern für die Versuchskoordination. Unser Dank gilt auch der Versuchsstation für Pflanzenzüchtung „Oberer Lindenhof“ der Universität Hohenheim bei der Trocknung der Phytomasseproben.

Literatur

- Dierschke, H. und G. Briemle (2002): Kulturgrasland. Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. Stuttgart
- 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.
- Schreiber, K.-F. (1997): Sukzessionen - Eine Bilanz der Grünlandbracheversuche in Baden-Württemberg. Veröffentlichungen PAÖ 23, 188 S.
- Schreiber, K.-F. (2006): Langjährige Entwicklung brachgefallener Grasländer in Südwestdeutschland bei verschiedenem Management. In: Gräser und Grasland. Biologie - Nutzung - Entwicklung. Bayerische Akademie der Wissenschaften (Hrsg.) 31: 111 - 134
- Werth, M.; Brauckmann, H.-J.; Broll, G. und K.-F. Schreiber (2005): Analysis and simulation of soil organic carbon stocks in grassland ecosystems in SW Germany. J. Plant Nutr. Soil Sci. 2005 168: 472 - 482

**Der Einfluss des Laubfalls auf die Bodenatmung
in einem unbewirtschafteten Kalkbuchenwald
(NP Hainich)**

Stephan Glatzel¹, Isabell Kiepe², Albrecht Jordan¹,
Beate Michalzik³

Einführung und Methoden

In einem naturnahen Buchenwald wurde während einer fünfmonatigen Messkampagne im Herbst und Winter 2005/06 die Bodenatmung gemessen, um den Einfluss des Laubfalls sowie der Menge und Qualität des gefallenen Laubs zu bestimmen. Ergänzt wurden diese Feldmessungen durch einen anschließenden zehnwöchigen Laborversuch. Die Feldmessungen umfassten einen „Litter exclusion“-Versuch und die Erfassung des Laubfalls bezüglich Menge und Art des Laubs sowie dessen Gehalts an heißwasserlöslichem Kohlenstoff. Im Labor wurde durch einen Inkubationsversuch die Kohlenstoffmineralisierung der vorherrschenden Baumarten Buche (*Fagus sylvatica*) und Esche (*Fraxinus excelsior*) untersucht. Hierbei wurden die CO₂-Emissionen und die DOC-, DIC- und

TDN- Austräge, Veränderungen der stabilen Kohlenstoffisotope, des heißwasserlöslichen und des gesamten Kohlenstoffgehalts beider Blattarten ermittelt. Eine Erhöhung der Bodenatmungsraten infolge Laubfalls konnte gezeigt werden, was auf den Abbau leicht verfügbaren Kohlenstoffs aus der Blattsubstanz zurückzuführen ist.

Ergebnisse und Diskussion

Im „Litter exclusion“-Versuch wurde eine Reduktion der Bodenatmungsrate zwischen 38 und 43 % in den Plots ohne Laub festgestellt, wobei jedoch keine Korrelation zwischen der durch Laubfall eingetragenen Kohlenstoffmenge und der Atmungsrate festgestellt werden konnte.

Es konnten bei Plots mit einem hohen Eschenlaubanteil signifikant höhere Bodenatmungsraten als bei denen mit hohem Buchenlaubanteil ermittelt werden. Diese Beobachtung wurde durch den Laborinkubationsversuch bestätigt, in dem Eschenlaub mehr als doppelt soviel CO₂ emittierte als Buchenlaub, begleitet von einem signifikant höheren DOC-Austrag. Diese unterschiedliche Mineralisationsintensität äußert sich bei Eschenblättern in einer größeren Abnahme des Anteils heißwasserlöslichen Kohlenstoffs sowie einer größeren Abnahme des $\delta^{13}\text{C}$ -Werts als in Buchenblättern und könnte durch einen geringeren Lignin- und höheren Stickstoffgehalt sowie einen

¹ Institut für Management ländlicher Räume,
Universität Rostock,
Justus-von-Liebig-Weg 6, 18059 Rostock

² Geographisches Institut, Universität Kopenhagen
Øster Voldgade 10, 1350 Kopenhagen, Dänemark

³ Geographisches Institut, Universität Göttingen,
Goldschmidtstr. 5, 37077 Göttingen

höheren Anteil an (heiß)wasserlöslichem Kohlenstoff der Eschenblätter gegenüber den Buchenblättern erklärt werden.

Die Versuchsergebnisse legen nahe, dass das Laub aufgrund seiner Zusammensetzung und der daraus resultierenden Abbaudynamik eine Steuerfunktion der Bodenatmung während der Anfangsphase der Laubzersetzung hat.

Literatur

Kiepe, Isabell (2006): Der Laubfall als Steuerfaktor der Bodenatmung in einem naturnahen Buchenwald.
Unveröff. Diplomarbeit, Universität Göttingen

The effect of mineral N-fertiliser on soluble nutrients in long term experiments on Icelandic Andosols under permanent grassland

Thorsteinn Gudmundsson¹, Holmgeir Björnsson² and Gudni Thorvaldsson²

Introduction

The Icelandic agriculture is primarily based on livestock production. During the last decades cultivated hayfields played the major role for grazing and fodder production. The soils are predominantly of basaltic origin and have andic properties.

The cultivated areas increased about six fold from 1920 to 1980. From 1940 to 1970 a number of simple fertiliser trials were started that have lasted up till now. These experiments give unique possibilities for investigating the long-term effects of fertilisers on Andosols under cool temperate climatic conditions.

Here we deal with the effect of increasing ammonium nitrate as N fertiliser on pH and soluble nutrients.

Materials and Methods

The soils are from the experimental station Sámstaðir, South Iceland. The soil type is Silandic Andosol, mean annual Temp 4.4 °C and annual precipitation 1236 mm.

The experiment lasted 41 years from 1964 to 2005. The treatment: 26 P ha⁻¹ and 50 K ha⁻¹ on all plots and increasing N as NH₄NO₃ at rates of 60, 120, 150, 180 and 240 kg ha⁻¹ annually. As a zero plot was not included the unfertilised area around the field of plots is used to represent zero fertilisation.

The soils were sampled at 0-5, 5-10 and 10-20 cm depths in September 2005.

The soils were analysed for pH (H₂O) and nutrients soluble in ammonium lactate (AL) at pH of 3.75 (Egner and Riehm 1960).

Results and discussion

pH and sum of bases

The pH of the soil increases with depth. In the untreated area from about 5.8 to 6.2. The pH decreases with fertilisation, is stable at a wide range of N application but decreases sharply at the highest rate.

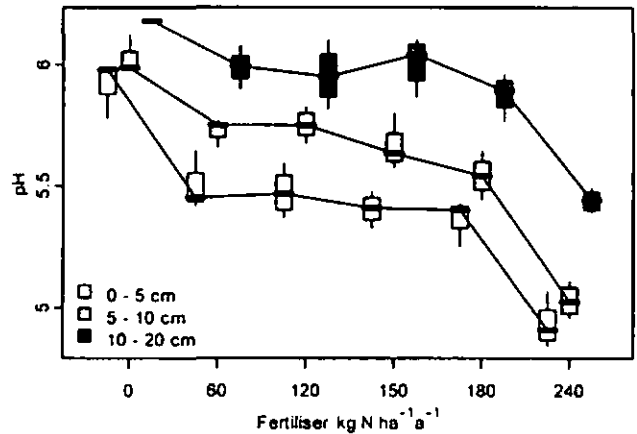


Fig 1. Changes in pH with increasing N for the three depths.

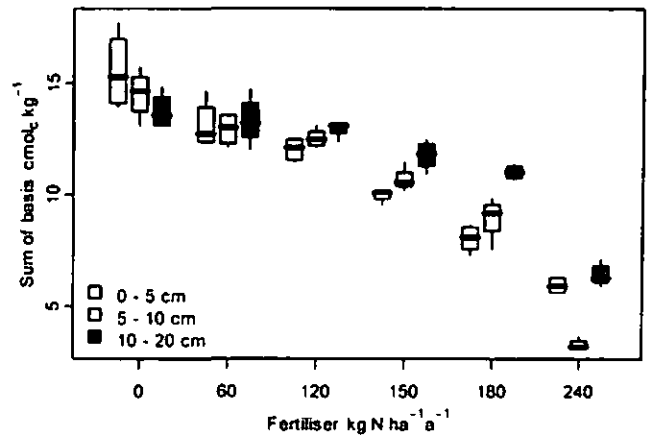


Fig 2. Changes in the sum of exchangeable bases (Ca, Mg, K and Na) with increasing N for the three depths.

The sum of exchangeable cations decreases more gradually and significantly in the top 5 cm between most of the application rates. At greater depth the decrease is more gradual and at 10 to 20 cm depth there is not a significant decrease below 150 kg N ha⁻¹ application.

Ca and Mg

The cations react differently on fertilisation. Soluble Ca (Ca_{AL}) is generally high at low fertilisation levels with 1400 to 2000 mg kg⁻¹. This corresponds to 1300 to 1500 kg Ca ha⁻¹ in the top 10 cm of the soil. However, Ca_{AL} decreases significantly at application rates above 120 N. At 240 kg N ha⁻¹ only about 375 kg Ca ha⁻¹ are AL-soluble.

¹ Agricultural University of Iceland, Hvanneyri, 311 Borgarnes, Iceland. thorsteinn@lbhi.is www.lbhi.is

² Agricultural University of Iceland, Keldnaholt, 112 Reykjavik, Iceland.

Mg_{AL} decreases continuously with increasing N and almost lineally at all depths. This is well illustrated with 400 to 500 mg Mg kg⁻¹ in the untreated area that has decreased to 60 to 160 mg kg⁻¹ in plots with the highest N application. In the top 10 cm of the soil there are 340 kg Mg ha⁻¹ with a gradual decrease to 70 kg ha⁻¹ at the highest N application. However this has neither had adverse effects on the vegetation nor on the crop quality.

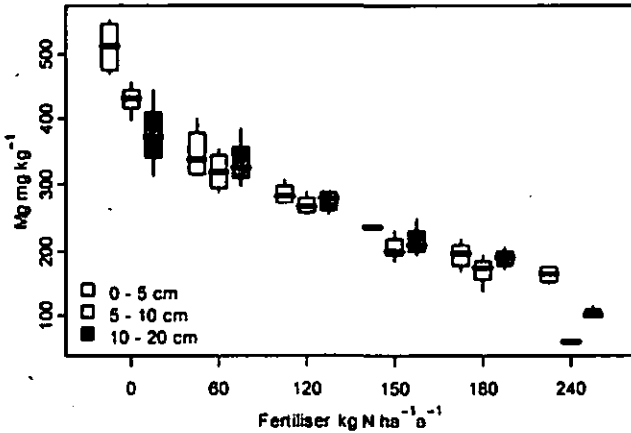


Fig 3. Changes in ammonium lactate extractable Mg (Mg_{AL}) with increasing N for the three depths.

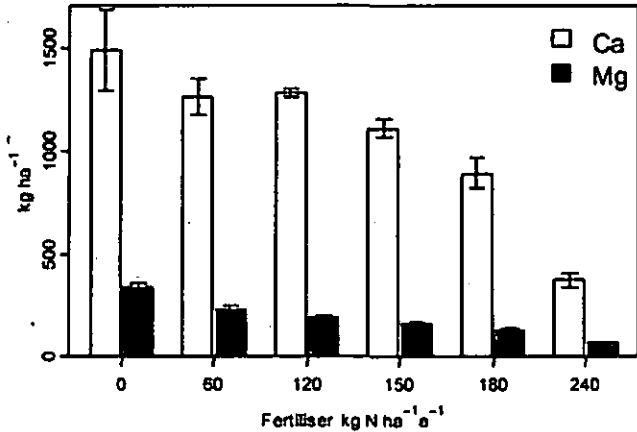


Fig 4. Ammonium lactate extractable Ca and Mg (Ca_{AL} and Mg_{AL}) in the top 10 cm of the soil.

K and P

Only 50 kg K ha⁻¹ were applied compared with an uptake of 100 to 150 kg ha⁻¹ which were removed. Soluble K is highest in 0-5 cm depth with values ranging from 113 to 288 mg kg⁻¹ but at 10-20 cm depth the values range from 31 to 60 mg kg⁻¹. The supply of K in the top 10 cm is mostly in the range of 60 to 80 kg ha⁻¹. In spite of a removal of 4 to 5 tonnes of K over the 41 years of the experiment there has not been a significant decrease in exchangeable K which can only be explained by release through

weathering. Analog to Mg adverse effects on grass growth or hay quality were not observed.

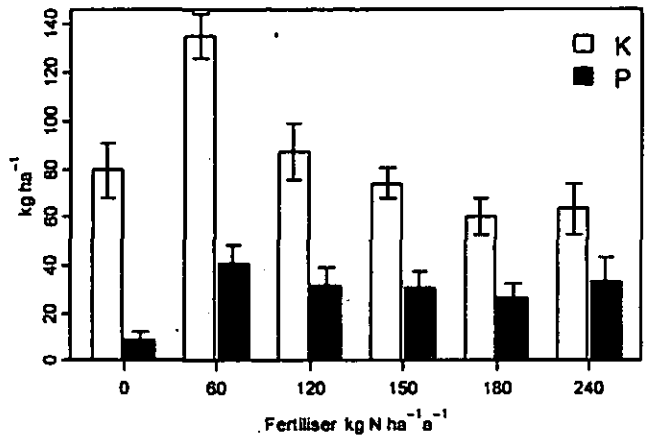


Fig 5. Ammonium lactate extractable K and P (K_{AL} and P_{AL}) in the top 10 cm of the soil.

More P, 26 kg ha⁻¹, was applied than was removed through the harvest, 13 to 24 kg ha⁻¹. The P-values in the top 5 cm range from 50 to 80 mg kg⁻¹ in the fertilised plots compared to only 14 mg kg⁻¹ in the unfertilised area. At 10-20 cm depth the values have dropped to 4 to 17 mg kg⁻¹ with the lowest value in the unfertilised area. The stock of soluble P in the top 10 cm ranges from 8 kg ha⁻¹ in the unfertilised area to 26 to 41 kg ha⁻¹ in the fertilised plots.

Conclusions

Fertilisation leads to a slight lowering in pH, but to a considerable reduction in exchangeable bases and especially the Mg content. The larger effect on exchangeable Mg than on Ca can be explained by that no Mg was applied whereas some Ca was applied with the P fertiliser.

Apparently there is sufficient release of K to minimise the effect of at least 50 kg K ha⁻¹ more being harvested than applied by fertiliser. However care must be taken not to end up with too large nutrient mining as basalt is known to have low K contents.

References

- Egner H, Riehm H & Domingo W R, 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor und Kalium Bestimmung. *Kunigl. Lantbrukshögskolans Annaler* 26, 199-215.

Die Berechnung der Frühjahrs-N-Mineralisation niedersächsischer Ackerböden in Abhängigkeit von Bodenwassergehalt und Temperatur

S. Heumann und J. Böttcher

1 Anlass

Die weitere Reduzierung der mineralischen N-Düngung unter Aufrechterhaltung des Ertragsniveaus ist möglich, wenn der am speziellen Standort während des Pflanzenwachstums mineralisierte N in die Düngeplanung einbezogen wird (Abb. 1).

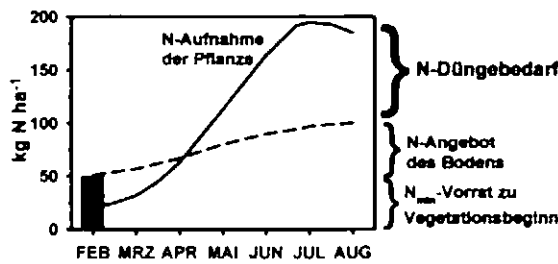


Abb. 1: N-Düngebedarfsermittlung nach N_{min} -Methode.

Projektziel ist es, ein Modul zur N-Nettomineralisation, incl. Temperatur- und Wassergehaltfunktionen, das später für Praktiker über das Internet anwendbar sein soll, an die speziellen Boden- und Standortverhältnisse in Niedersachsen anzupassen.

2 Material und Methoden

• Böden

- typische niedersächsische Ackerböden (Mittelwerte):

	C_{org} %	N_{tot} %	C:N	Ton %	Sand %
Lössböden	1.1	0.12	9	14	6
Sand-/Lehmböden mit C:N < 18	1.4	0.11	13	6	74
Sand-/Lehmböden mit C:N > 18	2.4	0.12	21	3	89

• Labor- und Freilanduntersuchungen

- Langzeitlaborinkubationen unter definierten Temperatur- und Feuchtebedingungen mit wiederholtem Auswaschen der Bodenproben, Parametrisierung durch Anpassung der Mineralisationsgleichung an die kumulative N-Nettomineralisation:

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

N_{fast} : schnell mineralisierbarer organischer N

N_{slow} : langsam mineralisierbarer organischer N

k_{fast} , k_{slow} : Reaktionskoeffizienten

- spezifische Temperaturfunktionen: Langzeitlaborinkubationen von 17 verschiedenen Böden bei 3, 10, 19, 28 und 35°C; Anpassung multipler Funktionen

- spezifische Wassergehaltfunktionen: batch-Verfahren (einfach oder doppelt, d.h. mit Vorinkubation für den langsam mineralisierbaren N-Pool) von 5 Böden

- Überprüfung der Simulationen mit den ermittelten Parametern incl. Temperatur- und Wassergehaltfunktionen anhand von 19 Messungen der Freilandmineralisation in jeweils 6 ungestörten Bodensäulen (20 cm Ø, 30 cm tief) und anhand von Schätzgröße N_{diff} aus Messreihen in Null- und Sollwertparzellen von Feldversuchen; aktuelle Temperaturen und Wassergehalte wurden aufgezeichnet bzw. simuliert

→ N_{diff} = Differenz aus N-Output (Boden- N_{min} + Spross-N + N-Auswaschung zu einem bestimmten Termin) minus N-Input (Boden- N_{min} + Spross-N zu einem früheren Termin + N-Düngergaben)

3 Ergebnisse und Diskussion

• Parameteranpassung

Zur optimalen Anpassung müssen die Böden in mindestens 3 Kategorien unterteilt werden:

A) Lössböden, für die die Standardtemperaturfunktionen von Nordmeyer et al. (1985) gelten.

B) Sand-/Lehmböden mit C:N < 18, für die nur bei 35°C die Werte der Standardtemperaturfunktionen gelten, darunter aber neue Temperaturfunktionen.

C) Sand-/Lehmböden mit C:N > und = 18, für die über den gesamten Temperaturbereich andere Temperaturfunktionen gelten.

Bislang wurden nur 2 Kategorien unterschieden: Lössböden bzw. Sandböden mit einem C:N überwiegend über 18 (Heumann, 2003). Hier ergaben jedoch für Sand- und Lehmböden mit niedrigeren C:N-Verhältnissen, die in der früheren Studie kaum untersucht worden waren, die Standardwerte bei 35°C meistens eine deutlich bessere Anpassung (Abb. 2). Die Anpassungsgüte ist hier ein sehr sensibler Indikator dafür, ob die vorgegebenen Reaktionskoeffizienten den Mineralisationsverlauf eines Bodens wiedergeben, und schon tendenzielle Unterschiede können bedeutsam sein (Heumann, 2003). Da der Bereich bis zu einem C:N von etwa 18 indifferent ist, wird er der niedrigeren, häufigeren C:N-Kategorie zugeordnet, vor allem wegen der leichteren Zuordnungsmöglichkeit via Bodendatenbanken für den geplanten Inter-netdienst.

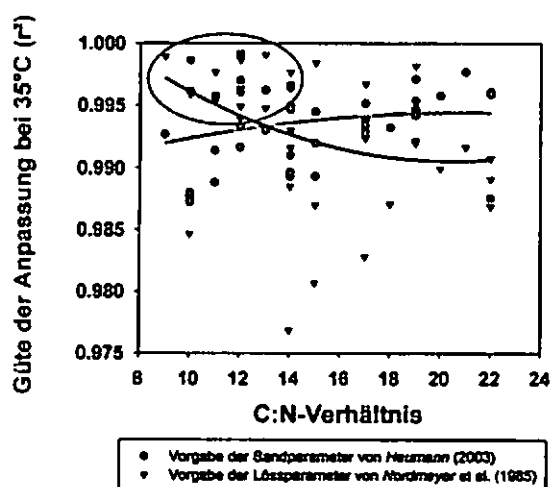


Abb. 2: Anpassungsgüte bei Vorgabe unterschiedlicher Reaktionskoeffizienten bei 35°C in Abhängigkeit vom C:N.

• **Temperaturfunktionen**

Für die Sand- und Lehmböden wurden auch im Bereich < 35°C unterschiedliche Funktionen für die beiden Reaktionskoeffizienten angepasst. Für die untersuchten Lössböden passten die Standardtemperaturfunktionen von Nordmeyer et al. (1985) insgesamt sehr gut. Die Unterschiede zwischen den Funktionen sind bedeutend für die Simulationsgenauigkeit*.

• **Wassergehaltfunktionen**

Beide Reaktionskoeffizienten zeigten dieselbe Abhängigkeit, bei 3, 19 und 35°C. Im Gegensatz zu dem häufig in Modellen benutzten Ansatz von Myers et al. (1982) zeigte sich kein Einfluss der Bodenart ($r^2 = 0.86$ für alle Böden). Vielmehr stieg die N-Nettomineralisation nahezu linear an von einem volumetrischen Wassergehalt von 0% bis zum Optimalbereich von 20%*. Dies stimmt sehr gut mit den Ergebnissen des Reviews von Paul et al. (2003) überein.

• **Evaluation anhand von Freilandsäulen**

Bei allen drei Kategorien (siehe oben) waren die Simulationen anhand der in Laborinkubationen ermittelten Funktionen überwiegend sehr gut mit der in unbewachsenen Freilandsäulen über mehrere Monate mineralisierten N-Menge korreliert (Abb. 3, $r^2=0.90$).

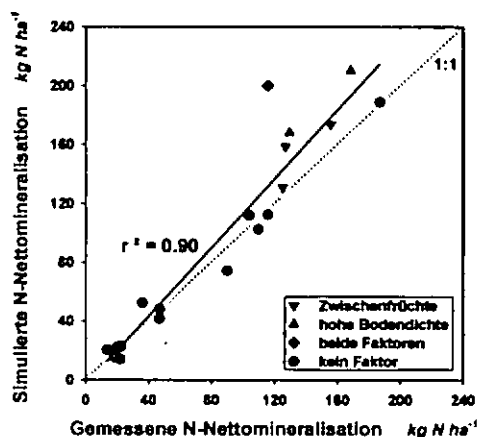


Abb. 3: Gemessene vs. simulierte N-Nettomineralisation in ungestörten, unbewachsenen Bodensäulen.

Nur in Säulen mit Zwischenfruchtmaterial und/oder hoher Bodendichte ($> 1.6 \text{ g cm}^{-3}$) wurde die dort gemessene N-Nettomineralisation z.T. deutlich überschätzt. Dies hängt vermutlich damit zusammen, dass der Boden in den Säulen im Gegensatz zu den Laborinkubationen ungestört war und die Residuen nicht zerkleinert wurden. Interessant ist, dass die höchste Überschätzung für den Standort festgestellt wurde, an dem beide Faktoren zusammenwirkten. Für den Internetdienst ist eine Korrekturfunktion vorgesehen.

• **Evaluation anhand von Feldversuchen**

In beiden Parzellentypen (Sollwert und Null) stimmten die Simulationsergebnisse im Mittel nahezu 1:1 mit der Schätzgröße überein, r^2 war jedoch nicht sehr hoch (Abb. 4). Unklar ist, welche Werte vertrauenswürdiger sind, weil in die Schätzgröße sehr unsichere Daten, z.B. Nmin-Gehalte während der Vegetation und eine mittlere Düngerrimmobilisation von 30% (praxisüblich), eingehen.

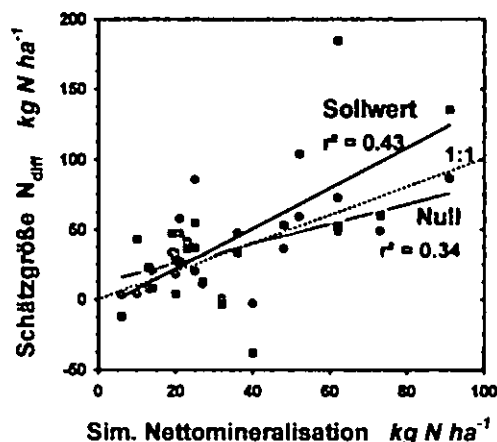


Abb. 4: Simulierte N-Nettomineralisation vs. Schätzgröße N_{diff} aus Feldversuchsdaten.

4 Fazit

Standörtlich optimierte Temperatur- und Wassergehaltfunktionen ermöglichen eine Berechnung der N-Nettomineralisation im Frühjahr. Weitere Untersuchungen sollen zeigen, wie die Simulation in Feldversuchen noch verbessert werden kann.

* Eine ausführliche Publikation der Wassergehalts- und Temperaturfunktionen ist vorgesehen.

Literatur

Heumann, S (2003): Parameterizing net N mineralization in NW-German sandy arable soils with different former land-uses. Dissertation, Universität Hannover.
 Myers, RJK, CA Campbell, KL Weiler (1982): Quantitative relationship between net nitrogen mineralization and moisture content of soils. Can J Soil Sci 62: 111-124.
 Nordmeyer, H, and J Richter (1985): Incubation experiment on nitrogen mineralization in loess and sandy soils. Plant and Soil 83: 433-445.
 Paul, KI, PJ Polglase, AM O'Connell, JC Carlyle, PJ Smethurst, PK Khanna (2003): Defining the relation between soil water content and net N mineralization. Eur J Soil Sci 54: 39-47.

Die CH₄-Dynamik wiedervernässter und drainierter Niedermoore des Donaurieds

B. S. Höll^{1*}, S. Fiedler¹, A. Freibauer², H.F. Jungkunst², M. Drösler³, K. Stahr¹

1. Hintergrund

Im Zuge des Biotoperhaltes werden ehemals drainierte Moore wieder vernässt. Der Porenraum des meist durch einen sehr starken Degradationsgrad gekennzeichneten Torfes wird dadurch dauerhaft mit Wasser gefüllt. Weshalb einerseits die aerobe Mineralisation vermindert, andererseits die anaeroben Zersetzung angeregt wird. Kongruent zum Wasserstand können sich die Produktions- und Konsumzonen des Methans (CH₄) verschieben, bzw. kann CH₄ durch Diffusion oder Gasaustausch als klimarelevantes Gas an die Atmosphäre entweichen.

Bislang ungeklärt ist, welche Höhe die CH₄-Emissionen in langfristige (>20 Jahre) wiedervernässten Mooren erreichen. Des Weiteren ist der Zusammenhang zwischen Emissionen und in-situ CH₄-Konzentrationen ungeklärt sowie deren mögliche tiefenspezifische und zeitliche Variabilität.

2. Ziel

Das Ziel der Studie war, die ober- und unterirdische Methandynamik in einem langfristig wiedervernässten und drainierten Niedermoor zu erfassen, vergleichen und bewerten.

3. Material und Methoden

Die für die Untersuchung ausgewählten Niedermoorflächen liegen im Donauried, welches sich über 75 km entlang der Donau von Neu-Ulm bis Donauwörth erstreckt. Das im Nordwesten durch die Schwäbische Alb begrenzte Gebiet besitzt im westlichen Teil mit knapp 3000 ha die größte zusammenhängende Niedermoorfläche Süddeutschlands (450 m ü.N.N., Jahresmitteltemperatur 7.4°C, Jahresniederschlag 670 mm).

Der Schilf-Seggentorf des Niedermoors im Langenauer Ried weist in den (ehemals) drainierten Flächen einen hohen Zersetzungsgrad auf,

welcher bezeichnend für die drainierte und wiedervernässte Untersuchungsfläche ist. Der Beginn der Wiedervernässung lag im Jahr 1980. Seit dem wird der Wasserabfluss und -zufluss im Gebiet reguliert. Das wiedervernässte Moor besitzt heute, im Gegensatz zur drainierten Fläche (extensiv genutzte Wiese), die typische Niedermoorvegetation, mit Seggenrieden (*Carex spec.*) als dominierende Pflanzenart.

Die Messung der CH₄-Emissionen erfolgte wöchentlich von Januar 05 bis Dezember 05 mittels der closed-chamber-method (3 Wiederholungen je Standort). Im gleichen Zeitraum wurden die Methankonzentrationen im Tiefenprofil ermittelt, wobei die Alliquote mit Hilfe von permanent installierten Bodenluftsonden (Kammann et al., 2001) in den Tiefen von 5, 10, 20, 40 und 60 cm (drei Wiederholungen je Standort) entnommen wurden.

Wasserstand sowie Wasserspannung, Redoxpotentiale, Temperatur und pH-Wert wurden wöchentlich in den benannten Tiefen erfasst. Des Weiteren wurden die CO₂-Emissionen in Messkampagnen bestimmt.

4. Ergebnisse und Diskussion

Die Niedermoornutzung (und der damit zusammenhängende unterschiedliche Wasserhaushalt) war ein entscheidendes Kriterium für die Höhe der CH₄-Emissionen sowie Höhe und Tiefenverteilung der CH₄-Konzentrationen.

Konzentrationen und Emissionen waren in der drainierten Fläche, welche einen mittleren Wasserstand von 76±22 cm u. GOF aufwies, um mehr als das 100-fache geringer als im wiedervernässten Niedermoor.

Das wiedervernässte Niedermoor wies einen mittleren Wasserstand von 0±6 cm u. GOF auf. In diesem über die gesamte Profiltiefe sehr (stark) reduzierten Milieu konnten, trotz des sehr starken Zersetzungsgrades des Torfes (H 7-10), tiefenspezifisch maximale Methangehalte von bis zu 4.5 Vol.% gefunden werden. Die maximalen gemessenen Emissionen lagen bei 899 mg C m⁻²d⁻¹ (Abbildung 1). Methanproduktionsraten stehen meist im Zusammenhang mit der Menge an leicht verfügbarer organischer Substanz, welche allerdings in Torfen mit hohem Zersetzungsgrad stark limitiert ist (Bridgman und Richardson, 1992). Weitere Quellen für leicht verfügbare organische Substanz können beispielsweise Wurzelexudate oder -reste sein.

*aktuell: LMU, Department für Geographie, München;
email: b.hoell@iggf.geo.uni-muenchen.de

¹Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde, Stuttgart

²Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Jena

³TUM, Lehrstuhl für Vegetationsökologie, München

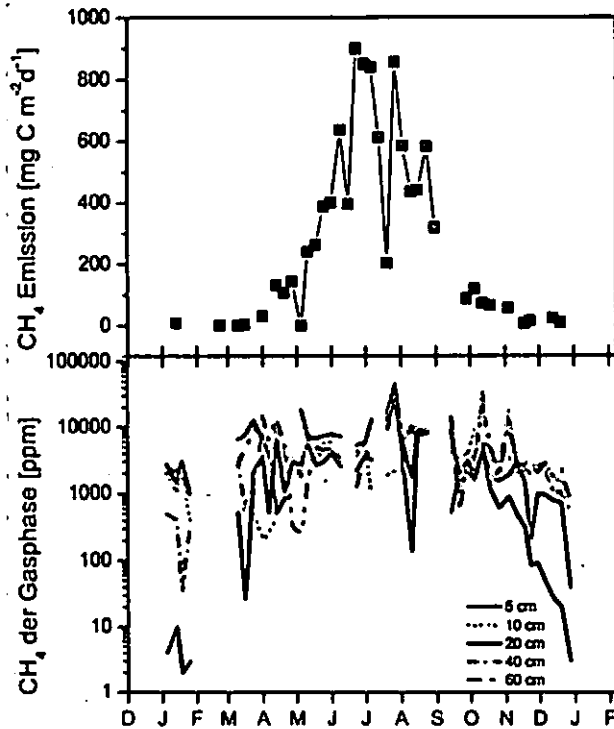


Abbildung 1 CH₄-Emissionen und CH₄-Konzentrationen im jahreszeitlichen Verlauf bei einem mittleren Wasserstand von 0±6 cm u. GOF (wiedervernässtes Niedermoor).

Die tiefenabhängigen mittleren CH₄-Konzentrationen waren im Sommer in der wiedervernässten Fläche um mehr als das 4-fache höher als in den verbleibenden Jahreszeiten. Besonders auffällig war die konkave Ausprägung des Profilgradienten der mittleren CH₄-Konzentrationen im Sommer. Die mittleren CH₄-Konzentrationen waren in einer Tiefe von 20 cm u. GOF um die Hälfte geringer als (1.7±3.6 Vol%) in den Tiefen von 5 cm bis 60 cm u. GOF.

Parallel konnte in der Tiefe von 18 cm bis 34 cm eine sehr stark ausgeprägte Durchwurzelungsintensität beobachtet werden. Die Vermutung lag nahe, dass das Methan im Wurzelraum oxidiert wurde. Pflanzen, welche an nasse Standorte adaptiert sind, können Sauerstoff über das Aerenchymgewebe in die Wurzel und Rhizosphäre transferieren. Mainiero und Kazda (2004) stellen in einem nahe gelegenen wiedervernässten Teil des Langenauer Rieds eine Sauerstoffsättigung von 56% unter *Carex rostrata* fest (bei 68 Vol% Wassergehalt). Da die Höhe der CH₄-Emissionen bis zu 91% über die Höhe der in-situ CH₄-Konzentrationen bestimmt werden kann (Ding et al., 2005), stand die „Senkenfunktion“ des Wurzelraums jedoch im Widerspruch zur Höhe der Emission. Die mittleren CH₄-Emissionen erreichten mit 585±175 mg C

m⁻²d⁻¹ im Sommer den höchsten Stand (geringste mittlere Emissionen im Winter mit 10±12 mg C m⁻²d⁻¹). Aus diesem Grund wird der aktive oder passive Gasaustausch der Pflanzen (Porenraum → Wurzel → vaskuläres Gewebe) als CH₄-Verlustpfad angenommen. Gekoppelt mit dem Pflanzenwachstum, welches den Anteil des Aerenchymgewebes beeinflusst (*Carex rostrata* zeigt mit 48% des Sprosses im Sommer ein sehr stark ausgeprägtes Aerenchymssystem (Mainiero und Kazda, 2004)), könnten die Methanemissionen auch an das Pflanzenwachstum gekoppelt sein.

Über einen einfachen linearen Zusammenhang konnte bislang die Dynamik der Konzentrationen und der Emissionen nicht beschrieben werden. Weitere Möglichkeiten für den Verlust von Methan im wassergefüllten Porenraum bestehen durch Diffusion oder den Verlust über Gasblasen, welche einen Methananteil von bis zu 15% enthalten können (Smith et al., 2003).

5. Fazit

Obwohl die langfristige Wiedervernäsung zu einer deutlichen Erhöhung der CH₄-Emissionen führte (im Vergleich zur drainierten Fläche), nahmen die CH₄-Emissionen nur einen Bruchteil der gesamten C-Emissionen ein (6% der Reco).

Letztendlich war die Art der Niedermoornutzung (welche mit unterschiedlichem Wasserhaushalt, Vegetation, etc. im Zusammenhang steht) entscheidend für Höhe und Dynamik der CH₄-Konzentrationen und -Emissionen.

Literatur

- Bridgman, S.D., Richardson, C.J., 1992. Mechanisms controlling soil respiration (CO₂ and CH₄) in southern peatlands. *Soil Biology and Biochemistry* 24: 1089-1099.
- Ding, W., Zucong, C., Tsuruta, H., 2005. Factors affecting seasonal variation of methane concentration in water in a freshwater marsh vegetated with *Carex lasiocarpa*. *Chemosphere* 51: 167-173.
- Kammann, C., Grunhage, L., Jäger, H.J., 2001. A new sampling technique to monitor concentrations of CH₄, N₂O and CO₂ in air at well-defined depths in soils with varied water potential. *European Journal of Soil Science* 52: 297-303.
- Mainiero, R., Kazda, N., 2004. Effects of *Carex rostrata* on soil oxygen in relation to soil moisture. *Plant and Soil* 270: 311-320.
- Smith, K.A., Ball, T., Conen, F., Dobbie, K.E., Massheder, J., Rey, A., 2003. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. *European Journal of Soil Science* 54: 779-791.

O₂-Diffusion in Rekultivierungsböden

U. Hoepfner¹

1 Problemstellung

Zur Sanierung der Wismut-Altlasten werden mineralische Oberflächenabdeckungen auf Standorten mit Bergmassen und Schlämmen der Uranerzaufbereitung aufgebracht. Ziel ist sowohl die Reduzierung der ZUSICHERUNG von Niederschlagswasser, als auch den Gasaustausch mit der Atmosphäre zu vermindern. Neben der Radonexhalation aus den radioaktiven Altlasten ist dabei die Sauerstoffdiffusion durch die Abdeckungen von Bedeutung, da durch den atmosphärischen Sauerstoff die Pyritoxidation und damit die Bildung saurer Sickerwässer im abgedeckten Substrat gesteuert wird.

In der internationalen Praxis der Sanierung von Bergbau-Altlasten werden hierzu vor allem Zweischichtabdeckungen verwendet, mit einer hochverdichteten tonigen Dichtungsschicht, welche die Gasdiffusion effektiv behindert. Zur Abdeckung des ehemaligen Tagebaus Lichtenberg im Ronneburger Revier wurden neben solchen Zweischichtsystemen auch einfache Einschichtabdeckungen untersucht, die den relativ niedrigen hydraulischen Anforderungen (Sickerraten 10–20 % des Niederschlags) genügen. Ob auch die Sauerstoffdiffusion durch solche geringmächtige Abdeckungen ohne Dichtungsschicht ausreichend behindert wird, war Untersuchungsziel einer mehrjährigen Meßkampagne.

2 Methodik

Auf einem verfüllten Bereich des ehemaligen Tagebaus Lichtenberg wurden im Jahr 2000 drei 50 x 60 m große Versuchsabdeckungen errichtet (Zweischichtabdeckung: 1,5 m Rekultivierungsschicht, 0,4 m Dichtungsschicht; zwei Einschichtabdeckungen: 1 und 1,6 m mächtig) sowie auf einer Fläche das Haldenmaterial unabgedeckt belassen. Die Bodenhydrologie (Wassergehalt, Tension) wurde in den Abdecksubstraten und im Haldenmaterial kontinuierlich aufgezeichnet. Wöchentlich wurden Sauerstoffkonzentrationen in der Bodenluft an der Ober- und Unterkante der Abdeckung

sowie im Haldenmaterial gemessen. Hierzu wurde Bodenluft aus fest installierten Lanzen an die Oberfläche gezogen und die Konzentration mittels eines mobilen Abgas-Analysegeräts (TESTO) bestimmt. Auf Grundlage der gemessenen Feuchteverhältnisse wurden die Gasdiffusionskoeffizienten (u.a. nach ELBERLING) berechnet. Der Sauerstofffluß in das Haldenmaterial wurde mittels eines stationären Ansatzes auf Basis der effektiven Diffusionskonstanten der Abdeckung berechnet.

3 Ergebnisse

Die Feldversuche bestätigen die bekannte Wirkungsweise einer Gasdiffusionsbarriere: Die tonige Dichtungsschicht der Zweischichtabdeckung war über den gesamten Untersuchungszeitraum ausreichend feucht, um niedrige Diffusionskonstanten zu gewährleisten. Sauerstoffgehalte unter dieser Schicht waren in der Bodenluft dauerhaft nicht nachweisbar. Der trockene Sommer 2003, welcher zu einer Austrocknung der Abdeckung bis in den Winter 2003/2004 führte, hat den Sauerstofffluß nur geringfügig erhöht, da die Sättigung der Dichtungsschicht auch für diese Zeit bei ca. 0,9 lag. Die effektiven Gasdiffusionskonstanten der gesamten Abdeckung lagen für diesen Zeitraum bei maximal $3,5 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$.

Für die geringmächtige Abdeckung zeigt das bodenhydrologische Monitoring eine tiefreichende Austrocknung bis in das Haldenmaterial in den Sommermonaten. Die Diffusionskonstanten im Haldenmaterial unter der Abdeckung erreichen hohe Werte von $> 1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ in den Sommermonaten – die Diffusionskoeffizienten unter der Zweischichtabdeckung an der Haldenoberkante liegen dagegen um den Faktor 100 niedriger.

Während nasser Witterungsphasen im Winterhalbjahr sind die Einschichtabdeckungen hingegen durch große Staunässe geprägt. Zu diesen Zeiten ist die Gasdiffusion in das Haldenmaterial wirksam behindert, mit effektiven Diffusionskonstanten der gesamten Abdeckung $< 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$.

Insgesamt resultieren daraus für die Einschichtabdeckungen sehr stark jahreszeitlich schwankende Diffusionsverhältnisse. Die mittleren effektiven Diffusionskoeffizienten in beiden Einschichtsystemen liegen bei $2 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ im Untersuchungszeitraum und damit etwa bei den Werten der Zweischichtabdeckung (jeweils Oberkante Haldenmaterial); die maximalen Werte an der Unterkante der

¹ Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt, Halle/Saale; uwa_hoepfner@gmx.de

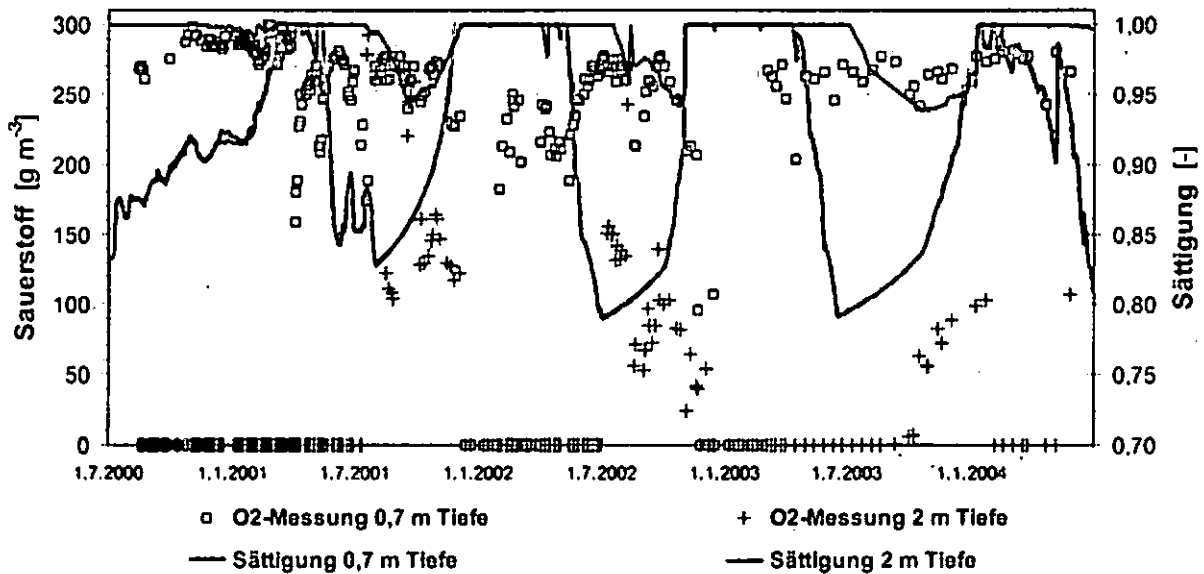


Abb. 1: Sauerstoffkonzentration und Feuchteverhältnisse in 1 m mächtiger Versuchsabdeckung über Haldenmaterial. 0,7 m Tiefe: Untere Lage Rekultivierungsschicht; 2 m Tiefe: Hoch verdichtetes Haldenmaterial verfüllter Tagebau Lichtenberg

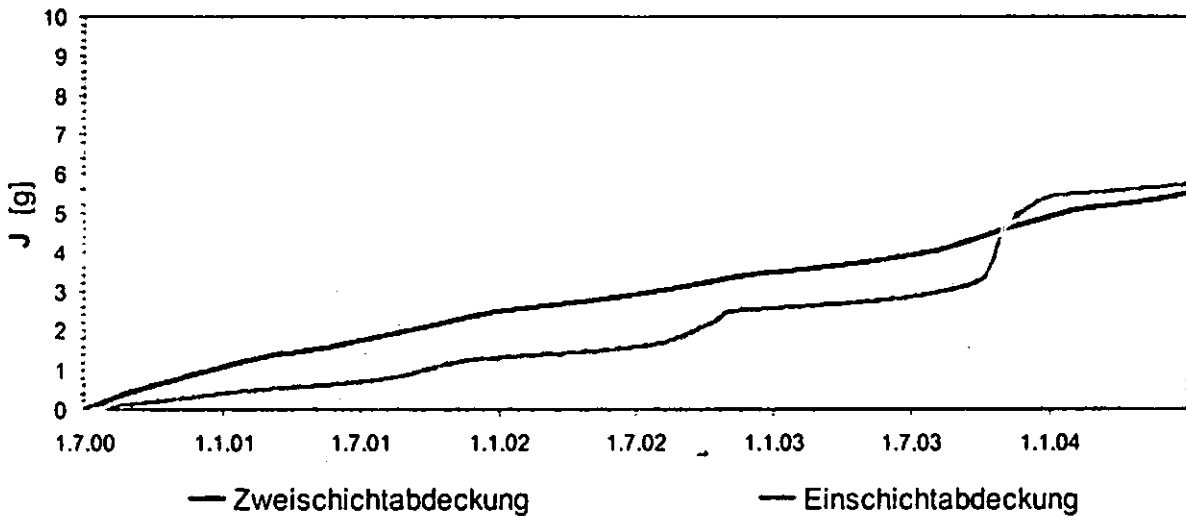


Abb. 2: Sauerstofffluß an der Unterkante der Abdeckung in das Haldenmaterial: 1,9 m mächtige Zweischichtabdeckung und 1 m mächtige Einschichtabdeckung

jeweiligen Abdeckung jedoch bei Werten von $4-8 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, und damit um den Faktor 100 über dem entsprechenden Wert der Zweischichtabdeckung. In jeweils 3 m Tiefe, an der Oberkante des Haldenmaterials, liegen die maximalen effektiven Diffusionskoeffizienten noch um den Faktor 4-8 über den Werten der Zweischichtabdeckung. Die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen zeigen für diese Zeiträume Konzentrationen $> 200 \text{ g m}^{-3}$ im abgedeckten Haldenmaterial (Abb. 1). Der kumulative Sauerstoffeintrag der beiden Einschichtabdeckungen schwankt deshalb sehr stark, mit hohen Einträgen in den trockenen Zeiträumen, jedoch sehr niedrigen Raten in Zeiten mit Stauwasserbildung (Abb. 2).

Die Ergebnisse zeigen, daß für die Zielstellung „Reduzierung der Gasdiffusion“ einfache und geringmächtige Einschichtabdeckungen den Zweischichtsystemen in Zeiträumen großer Trockenheit deutlich unterlegen sind. Eine weitere Abnahme ihrer Wirksamkeit ist durch die beginnende Gefügebildung im Oberboden sowie die zunehmende Verdunstungsleistung der aufwachsenden Vegetation zu erwarten, insbesondere bei Gehölzbestockung. Die weitere Entwicklung der Wirksamkeit dieser Abdeckungen wird im Rahmen des Langzeitmonitorings untersucht und zu bewerten sein.

Literatur unter <http://home.arcor.de/hoepfner/publications.html>

Einfluss der Bewirtschaftung auf Humuspools und Humusbilanzen in landwirtschaftlich genutzten Böden

U. Hoyer*, H.-J. Reents*, K.-J. Hülsbergen*

Problemstellung

Bei bisherigen Untersuchungen in Feldexperimenten und Praxisbetrieben wurden im ökologischen Landbau höhere Gehalte an Humus und höhere bodenbiologische Aktivitäten ermittelt als auf konventionellen Flächen (MÄDER et al. 1995, EMMERLING 1998). Die Humusbilanz wird als ein Indikator angesehen, um den Zusammenhang zwischen Flächennutzung und Humuspools näherungsweise zu beschreiben. Im folgenden Beitrag wird geprüft, ob Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung bestehen und ob dies in Beziehung steht zur Bewirtschaftung und zu Humusbilanzergebnissen.

Material und Methoden

In unterschiedlichen Agrarräumen Deutschlands wurden auf angrenzenden ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen mit vergleichbarer Bodentextur Dauertestparzellen angelegt. Einbezogen wurden vor allem die süddeutschen feucht-kühlen Klimate und die ostdeutschen Trockenstandorte. Die Bodenarten reichen von leicht sandigen bis zu schweren tonigen Böden. Es wurden von jeweils fünf Flächen pro Standort und Bewirtschaftungssystem Bodenproben aus dem Bearbeitungshorizont entnommen und Analysen auf C_{org} , N_t , C_{hwl} , C_{mik} , β -Glucosidase und Katalase durchgeführt, um sowohl den Gesamtpool als auch Fraktionen des aktiven Humuspools zu charakterisieren. Für jede Fläche wurden die langjährigen Bewirtschaftungsdaten erfasst und Humusbilanzen berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Der C_{org} -Gehalt als Maß für den Gesamtpool der organischen Bodensubstanz wird maßgeblich durch den Standort beeinflusst (Abb. 1). Die wirksame Mineralisierungszeit (WMZ) wurde

von FRANKO & OELSCHLÄGEL (1995) zur Charakterisierung der Standortbedingungen vorgeschlagen, da in die Berechnung Bodeneigenschaften, Temperatur (LTEM) und Niederschlagsmenge (NIED) eingehen ($WMZ = f(FAT, LTEM, NIED)$ mit $FAT = \text{Feinanteil} = \text{Ton} [\%] + \text{Feinschluff} [\%]$). Durch den FAT alleine werden die Beziehungen zum C_{org} genauso gut beschrieben (Abb. 2). Die Messgrößen des aktiven Humuspools wie C_{hwl} (nicht dargestellt) und C_{mik} werden weniger stark durch den FAT bestimmt, es zeigen sich größere Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung (Abb. 3).

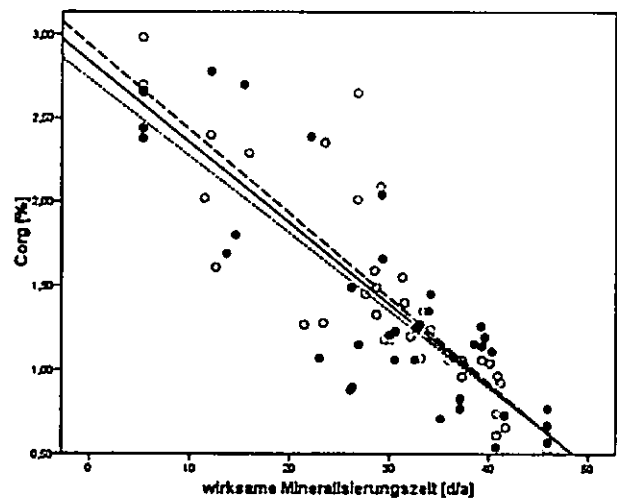


Abb. 1: Zusammenhang zwischen WMZ und C_{org} -Gehalt (lineare Regression; $n = 72$) bei ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung; O ökologisch; ● konventionell; Regressionsgeraden: — gesamt; - - - ökologisch; konventionell

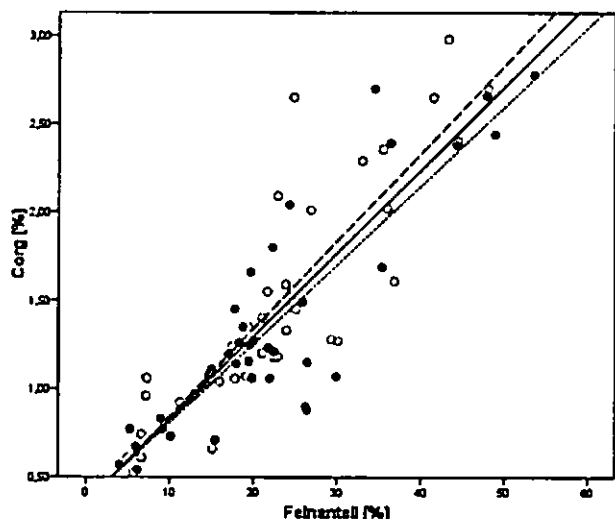


Abb. 2: Einfluss des Feinanteils auf den C_{org} -Gehalt (lineare Regression; $n = 72$); O ökologisch; ● konventionell; Regressionsgeraden: — gesamt; - - - ökologisch; konventionell

* Technische Universität München, Lehrstuhl für Ökologischen Landbau, Alte Akademie 12, 85354 Freising

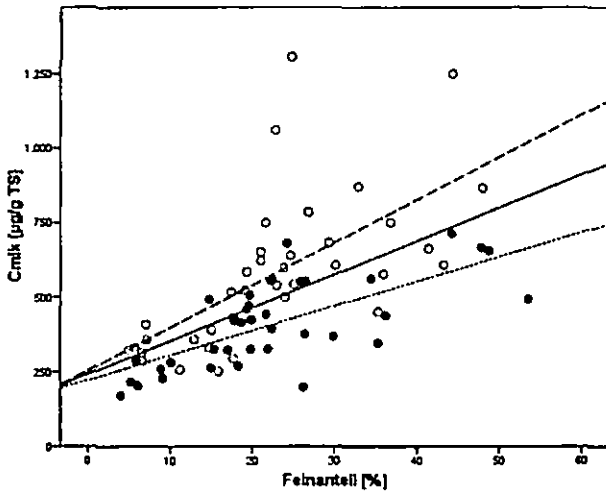


Abb. 3: Einfluss des Feinanteils auf die Aktivität mikrobieller Biomasse (n = 72);
 O ökologisch; ● konventionell; Regressionsgeraden: — gesamt; - - - ökologisch; — konventionell

Unter sonst gleichen Standortbedingungen wirkt sich die Bewirtschaftung auf den Gesamthumuspool aus. In Tab. 1 sind die Ergebnisse der schrittweisen Regression zur Berechnung von Einflussgrößen auf die Humuspools dargestellt. Zusätzlich zu FAT wurde der N-Saldo als Bestimmungsgröße auf den C_{org} -Gehalt berechnet. Dieser ist im ökologischen Landbau signifikant niedriger als im konventionellen (nicht dargestellt).

Tab. 1: Regressions- und Korrelationskoeffizienten zur Charakterisierung des Einflusses unterschiedlicher Parameter auf Humuspools. (Wichtigkeit der Einflussgrößen mit a-d markiert, wobei a = wichtigste Einflussgröße)

Pool	Messgröße	Standort			Bewirtschaftung			R
		fU	VMZ	pH	N-Saldo	GV/ha	AF	
OBS	C_{org}	0,053 ^a	-0,270 ^a	-	-0,002 ^a	-	-	0,912
	N_t	0,008 ^b	-0,003 ^b	-	-0,0004 ^a	0,018 ^b	-	0,920
AOS	C_{tot}	16,553 ^a	-	50,277 ^a	-0,832 ^a	-	-	0,833
	C_{pa}	-	-0,776 ^b	76,074 ^a	-	57,850 ^a	8,377 ^a	0,833
	β -Glucosidase	-	-	23,130 ^a	-0,192 ^a	-	-	0,682
	Katalase	0,330 ^a	-0,180 ^a	2,796 ^a	-	-	0,095 ^a	0,813

OBS: organische Bodensubstanz; AOS: aktive organische Bodensubstanz; fU: Feinschluff; AF: Ackerfutteranteil; R: Korrelationskoeffizient nach Pearson

Die aktiven Pools der organischen Bodensubstanz werden durch den pH-Wert als weiteren Standortcharakteristika beeinflusst. Für die sehr sensible Messgröße β -Glucosidase wurde er als Haupteinflussfaktor berechnet, dagegen haben die übrigen Standortbedingungen keinen Einfluss. Bei der mikrobiellen Biomasse wirkt sich der Anteil an Ackerfutter und der Viehbesatz aus. Beim Anbau von Ackerfutter herrscht eine Zeitlang Bodenruhe und zudem wird das Wur-

zelsystem besser entwickelt, was sich positiv auf die mikrobiellen Aktivitäten auswirkt. Je höher der Viehbesatz, desto mehr Wirtschaftsdünger werden ausgebracht, die wiederum zu einem Anstieg von mikrobieller Biomasse führen.

Die Humusbilanzsalden korrelieren nur schwach mit dem Gesamtpool der organischen Bodensubstanz (Tab. 2). Auch die Korrelation zwischen Bilanzsalden und C_{hwl} bzw. den Enzymaktivitäten ist nur gering. Die stärkste Korrelation weisen C_{mik} und die Humusbilanzsalden auf.

Tab. 2: Korrelationskoeffizienten zwischen Messparametern (gesamter und aktiver Pool) und Humusbilanzsalden berechnet nach der Cross Compliance (CC) Humusbilanzmethode

	OBS		AOS			
	C_{org}	N_t	C_{tot}	C_{mik}	β -Gluc	Katalase
Humusbilanzsaldo nach CC	0,368	0,382	0,425	0,723	0,481	0,556

Schlussfolgerungen

Die Standortbedingungen haben dominierenden Einfluss auf die Humusgehalte. Dennoch lassen sich auch Einflüsse der Bewirtschaftung auf den Gesamtpool und noch stärker auf die aktiven Pools nachweisen. Die Humusbilanzsalden korrelieren nur schwach mit C_{org} und N_t , jedoch stärker mit C_{mik} . Daraus ergeben sich Hinweise, dass die Humusbilanz ein Indikator zur Abbildung von Bewirtschaftungseinflüssen auf die aktive organische Bodensubstanz ist.

Dank

Die Autoren danken der Abteilung für Bodenphysik und Standortbeurteilung der Bayerischen LfL und dem Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Halle für die Durchführung der Textur- bzw. Enzymanalysen sowie der BLE für die Finanzierung.

Literatur

FRANKO, U. & B. OELSCHLÄGEL (1995): Einfluss von Klima und Textur auf die biologische Aktivität beim Umsatz der organischen Bodensubstanz. Arch. Acker - Pfl. Boden 39: 155-163

MÄDER, P.; A. FLIEBBACH; D. DUBOIS; L. GUNST; P. FRIED & U. NIGGLI (2002): Soil fertility and biodiversity in organic farming. Science 296, 1695-1697

EMMERLING, C. (1998): Bodenbiologische und -ökologische Aspekte nachhaltiger landwirtschaftlicher Bodennutzung. Habilitationsschrift. Univ. Trier

CO₂-Respiration des Bodens und der Wurzeln in einem Buchenwald des nordostdeutschen Tieflands – Analyse und Simulation

Hubert Jochheim¹, Martina Puhmann¹, Jürgen Augustin², Stephan Wirth²

Einführung

Im Rahmen der Diskussion um den globalen Kohlenstoffhaushalt spielt die C-Sequestrierungskapazität von Waldböden eine wesentliche Rolle. Hierbei stellen der mikrobielle Umsatz organischer Substanz (heterotrophe Respiration) sowie die Respirationleistung der Wurzeln zentrale Aspekte/Steuergrößen dar.

Zur messtechnischen Unterscheidung zwischen heterotropher (HR) und Wurzelrespiration (WR) stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung (HANSON et al. 2000). Eines dieser Verfahren, der Vergleich der Bodenrespiration von Bodenausschnitten mit intakten Wurzeln zu denen mit abgetrennten Wurzeln (Trenching), wurde in einem Buchenwald zur Analyse der Dynamik der Boden- und Wurzelrespiration eingesetzt.

Ziele dieser Untersuchung waren, 1.) die Überprüfung eines einfachen und preisgünstigen Verfahrens der Trenching-Technik, 2.) die Hochrechnung von Wurzel- und heterotropher Respiration mit einem empirischen Modellansatz, und 3.) die Simulation der Wurzel- und heterotrophen Respiration mit einem dynamischen Modell.

Methoden

In einem 120-jährigen Buchenreinbestand (nähere Beschreibung in JOCHHEIM et al. 2007) in Nordbrandenburg (Beerenbusch) auf schwach podsoliger Braunerde aus Sand (Humusform Moder) wurden Bodenrespiration, -temperatur und -feuchte gemessen. Die Trennung zwischen Wurzel- und heterotropher Respiration erfolgte mittels Wurzeltrenching. Zu Probeentnahme wurden 5 Paare ohne bzw. mit Wurzeltrenching (Stahlrohre: Ø 50 cm, Tiefe 50 cm) mit Hauben (65 dm³) für jeweils 1 h abgedeckt. Die über zwei Jahre in 14-tägigem Abstand entnommenen Gasproben wurden gaschromatographisch auf CO₂ analysiert.

Die Dynamik der Wurzel- und heterotrophen Respiration wurde nach drei Modellansätzen berechnet: 1. Differenzbildung (Wurzelrespiration = Respiration ohne Trenching abzüglich Respiration mit Trenching), 2. Empirisches Modell (CO₂-Efflux = a + b *

ln(Feuchte) + c * EXP(d * Temp)), Analyse aus den beiden Varianten (ohne bzw. mit Trenching), Berechnung von HR+WR bzw. HR aus Tageswerten gemessener Bodentemperatur und -feuchte, und 3. Dynamisches Simulationsmodell [BIOME-BGC (THORNTON ET AL. 2002) mit Modellerweiterungen].

Ergebnisse

Die Bodenrespiration wies in beiden Varianten eine zur Temperatur nahezu parallel verlaufende Saisonalität auf. Die Variante mit lebenden Wurzeln zeigte einen deutlich höheren CO₂-Efflux, mit Ausnahme eines anfänglichen durch die Installation bedingten methodischen Effektes (Abb. 1).

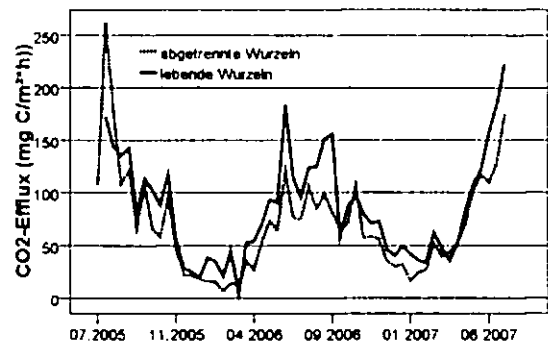


Abb. 1: Zeitverlauf der Bodenrespiration

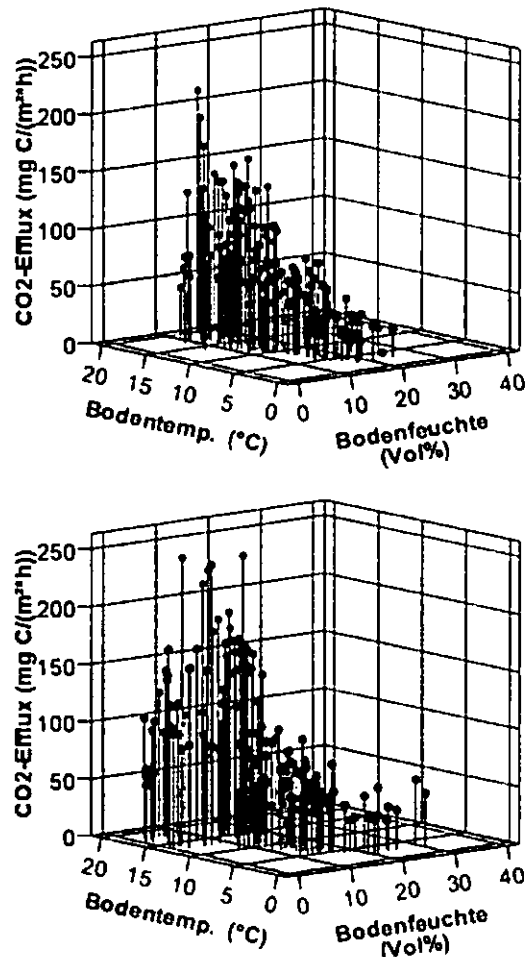


Abb. 2: Gemessene Bodenrespiration als Funktion von Bodentemperatur und -feuchte (oben: mit Trenching, unten: ohne Trenching)

In beiden Varianten wurden Abhängigkeiten der Bodenrespiration von Bodentemperatur und -feuchte nachgewiesen (Abb. 2). Aus diesen Messergebnissen wurde ein empirisches Regressionsmodell (vgl. Methoden) parametrisiert, mit dem auf der Basis gemessener Bodentemperatur und -feuchte Hochrechnungen für die Raten von Wurzel- +heterotropher Respiration (ohne Trenching) und heterotropher Respiration (mit Trenching), sowie die Wurzelrespiration (Differenz) über den gesamten Messzeitraum durchgeführt wurden (vgl. Ergebnisse in Tab. 1).

Das dynamische Simulationsmodell BIOME-BGC gibt im Wesentlichen den Verlauf der Messergebnisse (ohne Trenching =WR +HR) wieder, wobei jedoch einige Spitzenwerte im Sommer nicht abgebildet werden (Abb. 3). Die heterotrophe Respiration wird im Vergleich zu den gemessenen Werten (mit Trenching) im Winter etwas zu hoch, im Sommer zu niedrig simuliert. Die Wurzelrespiration wird im Winter durch die Simulation unterschätzt, da im Modell bei Laubbäumen im Winter keine Feinwurzeln vorhanden sind.

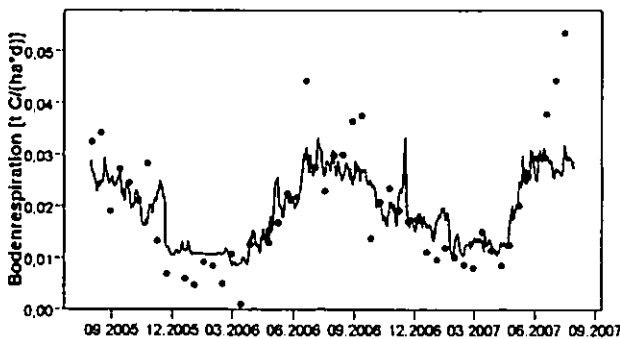


Abb. 3: Simulierte Bodenrespiration (Linie) im Vergleich zur gemessenen (Punkte) (ohne Trenching)

Alle drei methodischen Ansätze kommen zu ähnlichen Jahresraten der Komponenten der Bodenrespiration (Tab. 1). Der Anteil der Wurzelrespiration an der Bodenrespiration wurde zwischen 23 und 26 % kalkuliert.

Tab. 1: Vergleich der Modellansätze zur Berechnung von heterotropher Respiration (HR) und Wurzelrespiration (WR) ($t C ha^{-1} a^{-1}$)

	HR +WR	HR	WR	WR (%)
Differenzbildung	7,22	5,48	1,75	24
Empirisches Modell	7,15	5,37	1,83	26
Simulationsmodell	6,50	4,89	1,50	23

Schlussfolgerungen

Es ergibt sich folgende vorläufige Bewertung der drei Modellansätze:

Die Methode der Differenzbildung (Trenching) ist aufgrund der vielfältigen Störungen kritisch zu sehen (erhöhter CO_2 -Efflux durch absterbende Wurzeln, höhere Bodenfeuchte bei Trockenheit und dadurch fehlende Limitierung der heterotrophen Respiration, indirekte Effekte fehlender Durchwurzelung).

Eine Bewertung des empirischen Modellansatzes zum Wurzeltrenching ist z. Z. noch nicht abschließend möglich. Die Stichprobenzahl von 5 ist bei der hohen räumlichen Heterogenität zu niedrig; die Temperaturspanne im Messzeitraum ist zu gering; die Möglichkeit zur Einbeziehung weiterer Einflussgrößen (z.B. Boden-C-Vorrat, Wurzelmenge, Substrateigenschaften) ist zu prüfen.

Im dynamischen Simulationsmodell sind die Steuergrößen der heterotrophen und Wurzelrespiration noch nicht optimal parametrisiert bzw. möglicherweise sind Änderungen an den Modellalgorithmen bzw. am Modellkonzept erforderlich.

Für eine abschließende Parametrisierung und Bewertung der drei Modelle sind 1.) längere Zeitreihen mit unterschiedlicheren Witterungsverläufen, 2.) ein Vergleich zu einem Freilandversuch mit aufwendigerer Messtechnik, 3.) Mikrokosmen-Versuche zur Analyse und Modelloptimierung der Temperatur- und Feuchte-Abhängigkeit sowie der Nährstoffeinflüsse der Bodenrespiration, 4.) die Einbeziehung weiterer Standorte und Baumarten erforderlich.

Literatur

- Hanson P.J., Edwards N.T., Garten C.T., Andrews J.A. 2000: Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry* 48: 115-146.
- Jochheim H., Einert P., Ende H.-P., Kallweit R., Lüttschwager D., Schindler U. 2007: Wasser- und Stoffhaushalt eines Buchen-Altbestandes im Nordostdeutschen Tiefland - Ergebnisse einer 4jährigen Messperiode. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 41: 1-14.
- Thornton P.E., Law B.E., Gholz H.L., Clark K.L., Falge E., Ellsworth D.S., Golstein A.H., Monson R.K., Hollinger D., Falk M., Chen J., Sparks J.P. 2002: Modeling and measuring the effects of disturbance history and climate on carbon and water budgets in evergreen needleleaf forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 113: 185-222.

Kalkulation der N₂-Fixierleistung und der N-Flächenbilanz beim Anbau von Leguminosen im ökologischen Landbau

B. Jost*, K. Schmidtke** & R. Rauber*

1 Einleitung

Um die umweltentlastenden Vorteile beim Anbau von Leguminosen richtig nutzen zu können, ist die N-Bilanzierung ein wichtiges Instrument. Bei der Bilanzierung der N-Flüsse können N-Überschüsse im Ackerbau erkannt und Maßnahmen zu deren Minderung und zur Vermeidung umweltbelastender N-Emissionen eingeleitet werden. Bisherige Verfahren zur Kalkulation der N₂-Fixierleistung und der N-Flächenbilanz waren anhand der Ertragswerte leicht zu handhaben, führten aber häufig zu Fehlkalkulationen von z. T. über 100 kg N ha⁻¹ (Schmidtke 2001, Jost 2003 u. a.). So wurde z. B. nicht berücksichtigt, dass die Höhe der N₂-Fixierleistung stark vom Angebot an bodenbürtigem Stickstoff abhängt. Daher muss zur Erzielung genauer Schätzergebnisse das standort- und jahresspezifische pflanzenverfügbare N-Angebot im Boden Eingang finden. Hierzu wurde im ökologischen Landbau ein bundesweites Monitoringsystem zur Erfassung des bodenbürtigen N-Angebotes beim Anbau von Leguminosen aufgebaut. Diese Daten fließen in ein weiter entwickeltes Kalkulationsverfahren ein, das in den zurückliegenden Jahren erarbeitet (Schmidtke 2001, Jost 2003) und von ISIP e.V. (www.isip.de) als Kalkulationsinstrument im entsprechenden Internetportal zur Verfügung gestellt wird.

Tab. 1: Die Kalkulation der N₂-Fixierleistung und N-Flächenbilanz folgender Leguminosenarten und Anbausysteme im ökologischen Landbau ist im Leguminosenrechner Le Ni Ba *etc.* (www.isip.de) möglich, R: Reinsaat, G: Gemenge mit Hafer (Körnerleguminosen) oder Gräsern (Futterleguminosen)

Körnerleguminosen	Futterleguminosen
Grünpfeiserbse (R)	Rotklee (R+G) ¹
Körnererbse (R+G)	Luzerne (R+G) ¹
Ackerbohne (R+G)	Persischer Klee (R+G) ²
Weißer Lupine (R)	
Gelber Lupine (R)	

¹ Herbstannt, einjährige Nutzung, ² Sommerung

2 Material und Methoden

Um das standortspezifische Angebot an pflanzenverfügbarem Stickstoff im Boden der Vegetationsperioden 2005 und 2006 zu erfassen, wurden nichtlegume Referenzpflanzen parallel zu den Futter- und Körnerleguminosen auf jeweils

22 über Deutschland verteilten ökologisch bewirtschafteten Standorten etabliert. Die Referenzflächen sollten für unterschiedliche Standortbedingungen repräsentativ sein und in der Fruchtfolge praxisübliche Stellungen der Futter- und Körnerleguminosen abbilden (weitere Angaben siehe Jost et al. 2007).

3 Ergebnisse und Diskussion

Unter www.isip.de kann mithilfe des Leguminosenrechners Le Ni Ba *etc.* die N₂-Fixierleistung und die N-Flächenbilanz ökologisch angebaute

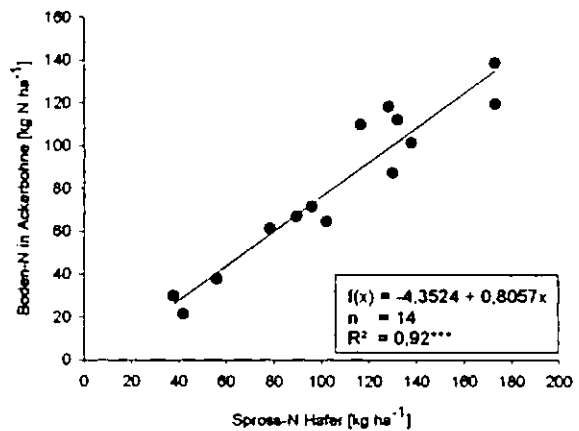


Abb. 1: Regression der mittels stabiler N-Isotope geschätzten gesamt-pflanzlichen N-Aufnahme der Ackerbohne aus dem Boden auf die Spross-N-Menge eines zeitgleich am Standort gewachsenen Hafers (Zusammenstellung der Daten aus Schmidtke 2001, Jost 2003, Anthes 2005)

Futter- und Körnerleguminosen verschiedener Anbausystemen kalkuliert werden (Tab. 1). Dazu werden nach der Eingabe der Ertragsgröße Korn-TM oder Schnittgut-FM (dt ha⁻¹) innerhalb des Systems verschiedene Kalkulationsgrößen (z.B. gesamt-pflanzliche N-Menge der Leguminose, Harvest-Index) berechnet. Die N-Bilanzierung kann erst nach der Aufteilung der gesamt-pflanzlichen N-Mengen in die Größen Boden-N-Aufnahme und N₂-Fixierleistung erfolgen. Anhand vorliegender Daten aus Feldversuchen (Abb. 1) konnte gezeigt werden, dass sich der Einfluss des Boden-N-Angebotes auf die Boden-N-Aufnahme bei Ackerbohnen über die zeitgleich am Standort gewachsene Referenzpflanze Hafer mit R² = 0,92 abbilden lässt (Abb. 1). Mit steigendem Boden-N-Angebot erhöht sich der Anteil an bodenbürtigem Stickstoff bei einer gleichzeitigen Reduzierung der N₂-Fixierleistung. Im Kalkulationsverfahren wird diese Beziehung genutzt, um die Boden-N-Aufnahme und die N₂-Fixierleistung beim Anbau von Ackerbohnen abzuleiten. Bei den weiteren in Le Ni Ba *etc.* kalkulierbaren Körnerleguminosen (Grünpfeiserbse, Körnererbse in

Reinsaat und Gemenge mit Hafer, Weiße Lupine und Gelbe Lupine) und den Futterleguminosen (Rotklee, Luzerne, Persischer Klee jeweils in Reinsaat und Gemenge mit Gräsern) wird ähnlich verfahren (Tab. 1). Die dazu benötigten Angaben zum jahres- und standortspezifischen Boden-N-Angebot werden anhand von Referenzflächen mit Nichtleguminosen jahresbezogen erfasst. Abb. 2 und Abb. 3 zeigen, dass es unter Berücksichtigung der Ackerzahl und des Vorfruchtwertes einer Fläche möglich ist, die Boden-N-Nachlieferung verschiedener Standorte

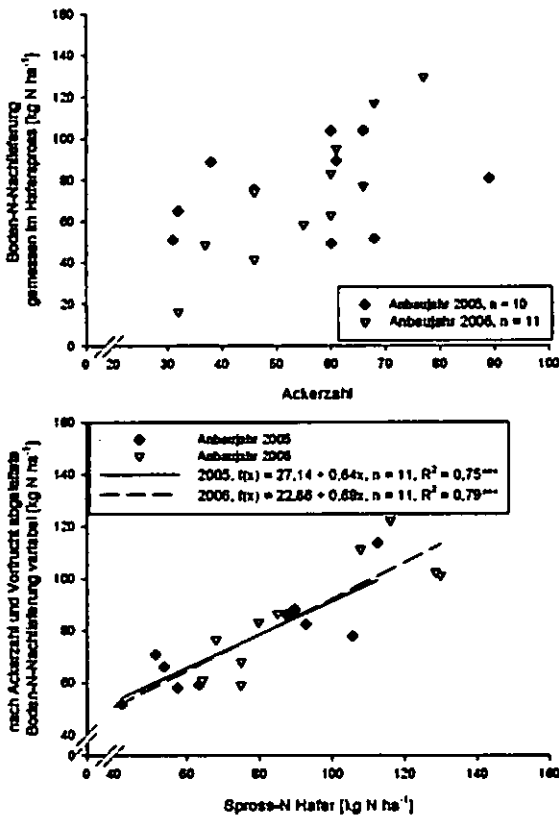


Abb. 2: Gefundene Spross-N-Mengen der Referenzpflanze Hafer auf bundesweiten Standorten mit Ackerzahlen zwischen 30 und 89 (oben); anhand der Ackerzahl und der Vorfrucht abgeleitete Boden-N-Nachlieferung im Vergleich zu den gefundenen Spross-N-Mengen der Referenzpflanze Hafer in den Untersuchungsjahren 2005 und 2006 (unten)

jahrespezifisch abzuleiten. Die überhöhten Boden-N-Nachlieferungen (Ausreißer, Abb. 3) wurden durch wiederholte Bodenbearbeitungen im Frühjahr induziert und werden in den Ableitungen nicht berücksichtigt.

Wir bedanken uns bei allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der beteiligten Kooperationsstellen und Praxisbetriebe, sowie bei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück für die finanzielle Unterstützung.

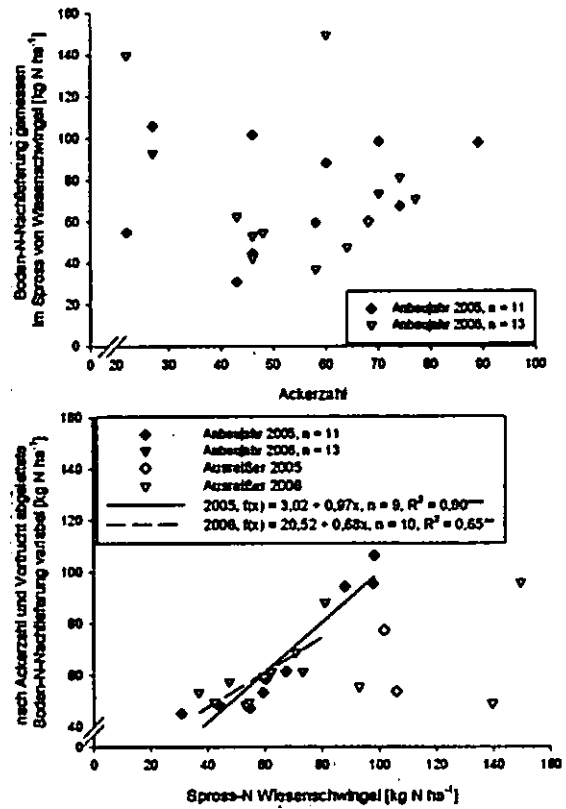


Abb. 3: Gefundene Spross-N-Mengen der Referenzpflanze Wiesenschwingel auf bundesweiten Standorten mit Ackerzahlen zwischen 20 und 89 (oben); anhand der Ackerzahl und der Vorfrucht abgeleitete Boden-N-Nachlieferung im Vergleich zu den gefundenen Spross-N-Mengen der Referenzpflanze Wiesenschwingel in den Untersuchungsjahren 2005 und 2006 (unten)

4 Literatur

Anthes, J., 2005: Beitrag von Ackerbohne (*Vicia faba* L.), Luzerne (*Medicago sativa* L.) und Saatwicke (*Vicia sativa* L.) zur Selbstregulierung der N-Zufuhr in leguminosenbasierten Fruchtfolgen. Dissertation, Universität Göttingen.

Jost, B., 2003: Untersuchungen und Kalkulationstabellen zur Schätzung der N₂-Fixierleistung und der N-Flächenbilanz beim Anbau von *Lupinus albus* und *L. luteus* in Reinsaat und von *Vicia faba* und *Pisum sativum* in Reinsaat und im Gemenge mit *Avena sativa*. Dissertation, Universität Göttingen.

Jost, B., Schmidtke, K. & Rauber, R., 2007: Kalkulation der N₂-Fixierleistung und der N-Flächenbilanz beim Anbau von Leguminosen im ökologischen Landbau. Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Hohenheim, 13-16.

Schmidtke, K., 2001: Umweltgerechter Anbau von Leguminosen – Entwicklung und Anwendung eines Verfahrens zur Quantifizierung der N-Flächenbilanz (Az. 07312). Abschlussbericht des Forschungsvorhabens, gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück (Dez. 2001), 1-234.

* Georg-August-Universität Göttingen, Department für Nutzpflanzenwissenschaften, Von-Siebold-Str. 8, 37075 Göttingen
 ** Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH), Fachgebiet Ökologischer Landbau, Pillnitzer Platz 2, 01326 Dresden

Bewirtschaftungsbedingte N-Überschüsse auf einem sandigen Grünlandstandort und ihr Einfluss auf den N-Vorrat im Oberboden

M. Karrasch¹ und G. Miehlich

Einleitung

In intensiv genutzten Grünlandssystemen können aufgrund von Bewirtschaftungsmaßnahmen sehr hohe Stickstoffüberschüsse induziert werden, die auf dem unausgewogenen Verhältnis von eingesetztem Stickstoff (Dünger, Futtermittel) zu Produktstickstoff (Milch, Fleisch) beruhen. In einem 5-jährigen Projekt der Universität Kiel, dem „N-Projekt Karkendamm“, wurden auf einem sandigen Geeststandort verschiedene Bewirtschaftungsvarianten angelegt, die eine weite Spanne an N-Salden überstreichen.

Ziele

- Ermittlung der am Ende der Beobachtungsdauer im Boden gespeicherten N-Mengen: Welcher Anteil des Überschuss-N wurde im Boden festgelegt?
- Erstellung einer „N-Schätzbilanz“ über 5 Jahre: Lässt sich der Verbleib des Stickstoffs plausibel erklären?

Material und Methoden

Der Versuchsstandort liegt in der Niederen Geest in Schleswig-Holstein. Der Oberboden des Treposols, eines ehemaligen Gley-Podsols aus periglazialen Sanden, ist stark bis sehr stark humos und durch einen Sandanteil von über 90 % gekennzeichnet. Zwei Jahre vor Versuchsbeginn erfolgte eine Neuansaat mit einer Klee-gras-mischung. Die Bewirtschaftungsvarianten sind in Abb. 2 angegeben.

Stickstoff im Boden: Die Fraktion „Wurzeln“ (> 2 mm) und die partikuläre organische Substanz (POM) wurden durch Abschlämmung über Siebe gewonnen. Die POM-Fraktion wurde in „Grobfraktion“ (2 – 0,63 mm), „Mittelfraktion“ (0,63 – 0,02 mm) und in „Feinfraktion“ (0,2 – 0,063 mm) unterteilt. Der N-Gehalt dieser Fraktionen und der Gesamtstickstoffgehalt des Feinbodens wurden ermittelt.

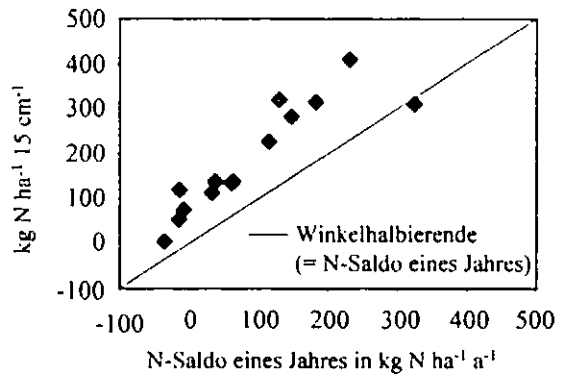


Abb. 1: Im Boden gespeicherte Menge an Überschuss-N
Die Summe der Fraktionen > 63 μm (Wurzel-N, Grobfraktion, Mittelfraktion, Feinfraktion) nach 5-jähriger Beobachtungsdauer sind als Differenz zur Variante mit dem niedrigstem N-Saldo (= Schnitt - Gras - 0 N) dargestellt.

Erstellung der N-Schätzbilanz: Die den Berechnungen zugrunde liegenden Pflanzenertragsdaten (Brutto-N-Ertrag, Weiderest, fixierter N) wurden vom N-Projekt Karkendamm der Universität Kiel zur Verfügung gestellt (Trott, 2003). Der NO_3^- -Austrag mit dem Sickerwasser wurde von Büchter (2003) ermittelt. N_{org} im Sickerwasser wurde auf 15 % des NO_3^- -N geschätzt (eigene Daten; Wachendorf et al., 2001).

Der atmosphärische N-Eintrag wird mit $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ veranschlagt. Die NH_3 -Ausgasung wird mit 15 % des Urin-N und 3 % des Dünger-N angenommen. N in Stoppeln wurde nach Angaben von Whitehead et al. (1990) kalkuliert. Nähere Angaben zu den Berechnungen finden sich bei Karrasch (2005).

Ergebnisse

Der N-Gehalt der Fraktionen > 63 μm nahm mit dem N-Saldo zu (Abb. 1). Für Wurzel-N (> 2 mm) ließ sich dies direkt messen, für die Grob-, Mittel- und Feinfraktion der partikulären organischen Substanz aus einer multiplen linearen Regression gegen C_{org} und N-Saldo errechnen. Der Anstieg mit dem N-Saldo war bei der Grobfraktion, die aus frischen Pflanzenresten mit erkennbaren Gewebestrukturen bestand, besonders ausgeprägt (nicht dargestellt).

Bei der Variante höchster N-Intensität lag die Wurzelmasse vergleichsweise niedrig. Bei dieser Variante war eine überdüngungsbedingte Degeneration des Bestandes zu beobachten. Daher resultiert der niedrige Wert dieser Variante in Abb. 1.

Der N_t -Gehalt zeigt keine Beziehung zum N-Saldo. Die für die POM-Fraktion ermittelte N-Zunahme mit dem N-Saldo (s.o.) konnte anhand der N_t -Daten nicht

¹ Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Allende-Platz 2, 20146 Hamburg, M.Karrasch@ifb.uni-hamburg.de

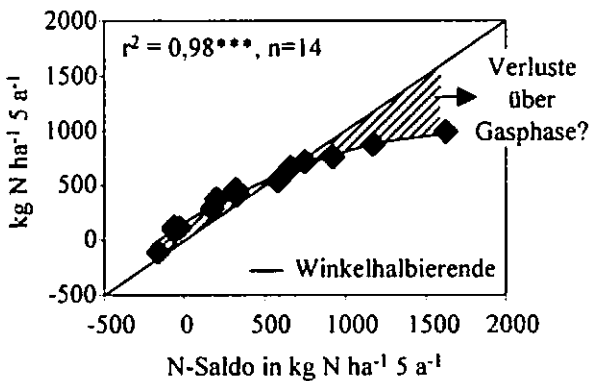


Abb. 3: Beziehung zwischen den bilanzierten N-Fractionen aus Abbildung 2 und dem N-Saldo

nachgewiesen werden, da deren Veränderungen im Rahmen der Messunsicherheit der N_r -Bestimmung lagen.

Die Schätzbilanz in Abb. 2 zeigt, das „unerklärte“ N-Mengen nur bei den Varianten mit der höchsten N-Intensität auftreten. Diese sind sehr wahrscheinlich auf gasförmige Austräge zurückzuführen.

Schlussfolgerungen

- Ein beträchtlicher Anteil des Überschuss-N wurde in den Wurzeln und frischen Pflanzenresten gespeichert.
- Von einer quantitativ bedeutsamen Speicherung in anderen Bodenfraktionen ist nicht auszugehen.
- Oberhalb von einem Saldo von + 200 kg N ha⁻¹ a⁻¹ steigen die N-Austräge über die Gasphase wahrscheinlich deutlich an.

Literatur

- Büchter, M. (2003). Schriftenreihe des Institutes für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der CAU Kiel, Heft 30, 116 S.
- Karrasch, M. (2005). Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 57, 266 S.
- Trott, H. T. (2003). Schriftenreihe des Institutes für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der CAU Kiel, Heft 28, 170 S.
- Wachendorf, C; Trott und F. Taube (2001). Mitteil. Deutsch. Bodenk. Gesellsch. Band 96, Heft 1, 305-306
- Whitehead, D.C.; Bristow, A.W. and D.R. Lockyer (1990). Plant and Soil 123, 39-49

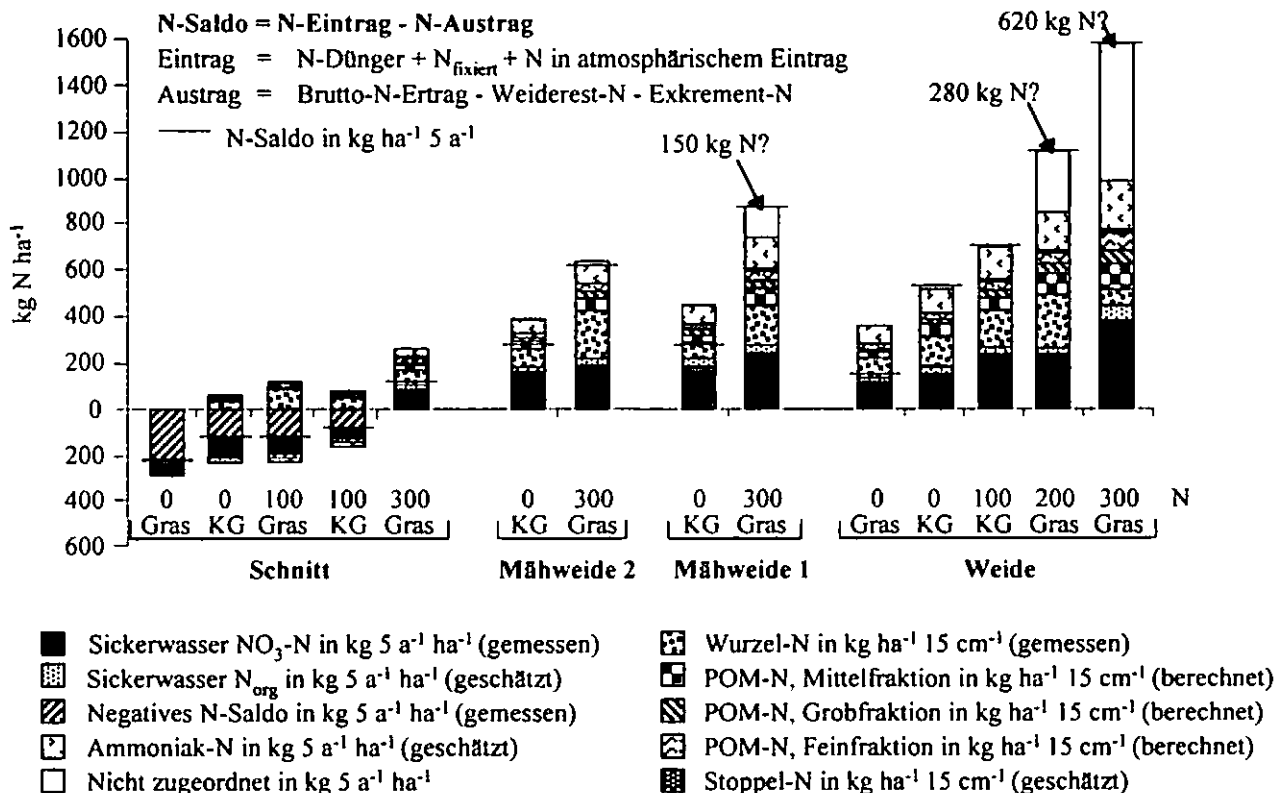


Abb. 2: N-Schätzbilanz - additiv nach 5-jähriger Beobachtungsdauer

N-Saldo als Mittel aus 2 Feldparallelen addiert über 5 Bewirtschaftungsjahre; Wurzeln und N der partikulären organischen Substanz (POM) als Differenz zur Variante mit niedrigstem N-Saldo (= Gras-0 N-Schnitt) nach 5 Jahren als Mittel aus 2 Feldparallelen; Wurzel-N gemessen, N der POM mittels multipler Regression berechnet (Unabhängige Variablen C_{org} und N-Saldo) – dargestellt ist nur die Zunahme mit dem N-Saldo

Mähweide 1 und 2 = Mähweide mit 1 resp. 2 Schnittnutzungen, anschließend Weidenutzungen
 KG = Klee gras, 0 / 100 / 300 = kg Dünger-N ha⁻¹ a⁻¹ als Kalkammonsalpeter

Stoffflüsse und Stoffpools von Landwirtschaftsparzellen der Nationalen Bodenbeobachtung Schweiz

Armin Keller¹ und André Desaules

Einleitung

Eine intensive Bewirtschaftung von landwirtschaftlich genutzten Böden kann eine Anreicherung von unerwünschten Stoffen im Boden verursachen. In der Regel erfolgt eine solche Veränderungen im Boden nur langsam in der Grössenordnung von Jahren oder Jahrzehnten. Die Relevanz der schleichenden Veränderungen begründet sich aber insbesondere durch den grossräumigen Charakter (Keller et al. 2005).

Seit 1986 werden im Messnetz der Nationalen Bodenbeobachtung Schweiz (NABO) neben den wiederholten Bodenerhebungen Stoffbilanzen mit einem stochastischen Bilanzierungsmodell auf Basis von jährlich erfassten parzellenscharfen Bewirtschaftungsangaben berechnet. Das NABO-Referenznetz zielt auf die Erfassung und Beobachtung der diffusen Hintergrundbelastung der Böden ab (Desaules und Dahinden 2000). In diesem Kurzbeitrag wird auf die durchschnittlichen Stoffbilanzen für Cu und Zn der Jahre 1996 bis 2003 für Dauerbeobachtungsflächen im NABO-Referenznetz eingegangen und mit den vorhandenen Stoffpools im Oberboden verglichen.

Methode und Testgebiet

Von den landesweit 105 Standorten im NABO-Messnetz (siehe Abbildung 1) werden 70 landwirtschaftlich genutzt. Von 48 Standorten wird seit 1996 die landwirtschaftliche Nutzung erfasst. Jeder Standort gehört zu einem anderen landwirtschaftlichen Betrieb. Erfasst wird jährlich die Bewirtschaftung der Parzelle, auf der sich die Dauerbeobachtungsfläche (10 x 10 m²) im NABO-Messnetz befindet. Jede Parzelle (und somit jede Stoffbilanz) lässt sich einem bestimmten Nutzungstyp, einem Betriebstyp und einer Fruchtfolge zuordnen. Berücksichtigt wurden Einträge über Hof-, Mineral- und Abfalldünger, Pflanzenschutzmittel und atmosphärische Deposition sowie Austräge über das Erntegut. Die

Stoffkonzentrationen wurden aus zahlreichen Studien und Literaturangaben entnommen, welche sich überwiegend auf die Schweiz beziehen. Die atmosphärischen Depositionsdaten der Standorte wurden aus dem Moosmonitoring der Schweiz hergeleitet.

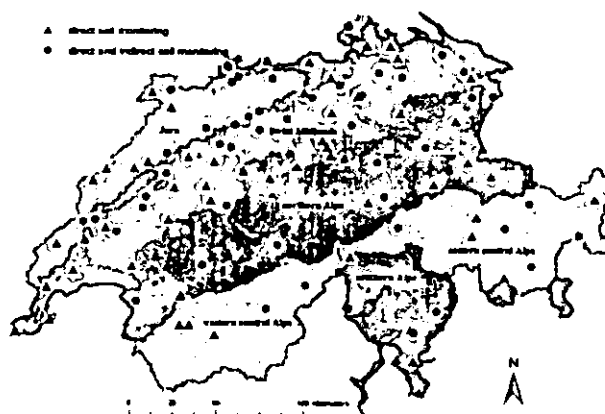


Abbildung 1: Verteilung der Bodendauerbeobachtungsflächen im NABO Referenznetz. (Direktes Monitoring: Dreieck; Direktes und Indirektes Monitoring: Kreis).

Die Bewirtschaftungsdaten der NABO-Parzellen werden jedes Jahr von den Landwirten direkt angefordert, kontrolliert und erfasst. Je nach Betriebstyp und Nutzung umfasst dies Unterlagen wie Feldkalender, Parzellenblatt, Fruchtfolgeplan und Wiesen-Journal sowie Angaben zur Nährstoffbilanz und zu den Tierzahlen mit Aufstallungssystem. Die Daten werden in einer Datenbank verwaltet und zur Qualitätssicherung mehreren Plausibilitätsprüfungen unterzogen.

Unsichere Bilanzgrössen können im Bilanzmodell als Zufallsvariablen betrachtet werden. In einer ersten Auswahl sollten die Konzentrationen und Mengen jener Hilfsstoffe und Kulturpflanzen als Zufallsvariablen in Betracht gezogen werden, welche für die Bewirtschaftung der NABO-Parzellen bedeutsam sind, und bei denen es die Datenlage erlaubt, die Unsicherheit bzw. Variation zu quantifizieren. Für weitere Details wird auf Keller et al. (2005) verwiesen.

Ergebnisse

Für die Mehrheit der Ackerbaustandorte zeigte die Cu- und Zn-Bilanz eine Anreicherung in den Böden an. Für Tierhaltungsbetriebe > 1.4 GVE/ha dominierte der Cu- und Zn-Eintrag über Hofdünger die Stoffbilanzen. Der Eintrag über Hofdünger

¹ Dr. Armin Keller, Nationale Bodenbeobachtung Schweiz (NABO), Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART), Reckenholzstr. 191, CH-8046 Zürich; armin.keller@art.admin.ch, URL: www.nabo.admin.ch

variierte zwischen 440 und 1065 g ha⁻¹ Jahr⁻¹ für Zn und zwischen 76 und 186 g ha⁻¹ Jahr⁻¹ für Cu. Für diese Parzellen wurden 30-72% des Zn-Eintrags und 38-65% des Cu-Eintrags über das Erntegut wieder dem Boden entzogen.

Auf Graslandparzellen waren die Cu- und Zn-Bilanzen fast vollständig durch den Hofdüngereintrag und die Pflanzenaufnahme bestimmt. Generell waren für Graslandparzellen, welche von intensiven Tierhaltungsbetrieben (> 2.2 GVE/ha) bewirtschaftet wurden, die höchsten Hofdüngergaben zu verzeichnen. Die Nettobilanz betrug für diese Parzellen durchschnittlich 147 g ha⁻¹ Jahr⁻¹ für Cu und 865 g ha⁻¹ Jahr⁻¹ für Zn.

Beispielhaft ist in Abbildung 2 eine mittlere Zink-Bilanz und deren Unsicherheitsanalyse für eine Ackerbauparzelle mit einer achtjährigen Fruchtfolge (Wintergerste, Silomais, Winterweizen, Raps, Winterweizen, dreijährige Kunstwiese) dargestellt.

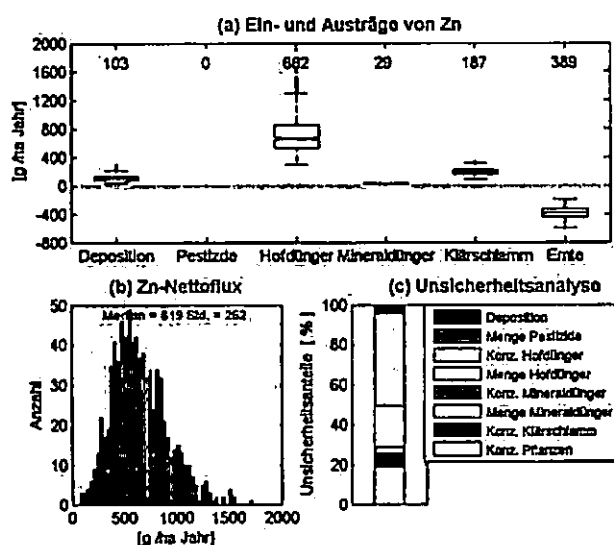


Abbildung 2: Beispiel einer Zn-Bilanz 1996-2003 für eine Graslandparzelle im NABO-Referenznetz bewirtschaftet von einem gemischten Betrieb mit einer Tierdichte von 2.2 GVE/ha. Die Zn-Bilanz besteht aus den Komponenten a) Verteilung der Inputs und Outputs; b) Verteilung Zn-Nettoflux und c) Unsicherheitsanalyse Nettoflux.

In Bezug zu den bestehenden Stoffvorräten im Oberboden der Dauerbeobachtungsflächen wiesen die Stoffbilanzen eine Anreicherung von bis zu 5% für Cu und Zn bei intensiver Tierhaltung oder sogar bis zu 21% beim Cu im Rebbau des jeweiligen Richtwertes in einem Jahrzehnt auf (Abbildung 3). Die berechneten mittleren Änderungen betragen 2.0% (Zn) und 1.1% (Cu) der jeweiligen Stoffpools innerhalb eines Jahrzehnts im Oberboden.

Auch wenn diese schleichende Anreicherung der Stoffe im Boden kaum über kurze Zeiträume messbar

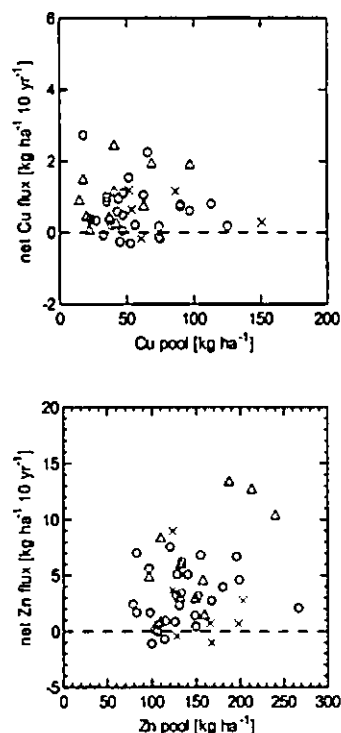


Abbildung 3: Gemessene Cu- und Zn-Pools im Oberboden (0-20 cm) für 48 landwirtschaftlich genutzte Böden im NABO-Referenznetz und die mit der Stoffbilanz geschätzte Veränderung der Stoffpools in einem Jahrzehnt. Symbole: (o) Ackerbau, (Δ) Grasland, (x) Spezialkulturen. Für Cu sind aus Darstellungsgründen die Pools (440-588 kg ha⁻¹) und Nettobilanzen (14.7-21.1 kg ha⁻¹ Jahrzehnt⁻¹) für drei Rebbauparzellen nicht abgebildet.

ist, so sind sie dennoch für kommende Generationen relevant. Ein indirektes Monitoring erlaubt eine frühzeitige Erkennung von unerwünschten Stoffanreicherungen in Böden, die Zuverlässigkeit der Aussagen kann aber nur durch ein direktes Monitoring validiert werden. Nur durch die Kombination von direktem und indirektem Bodenmonitoring können somit zeitliche Veränderungen in Böden frühzeitig erkannt, validiert und prognostiziert werden.

Literatur

Desaules A. und Dahinden R., 2000. Nationales Boden-Beobachtungsnetz – Veränderungen von Schadstoffgehalten nach 5 und 10 Jahren. Schriftenreihe Umwelt Nr. 320. BUWAL (Hrsg.), Bern.

Keller, A., von Steiger, B., van der Zee, S.E.A.T.M., Schulin, R. 2001. A stochastic empirical model for regional heavy metal balances in agroecosystems. *J. Environ. Qual.* 30: 1976-1989.

Keller, A., Abbaspour, K.C., Schulin, R. 2002. Assessment of Uncertainty and Risk in Modeling Regional Heavy-Metal Accumulation in Agricultural Soils. *J. Environ. Qual.* 31: 175-187.

Keller A., Rossier N., und A. Desaules. 2005. Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftsflächen im Nationalen Bodenbeobachtungsnetz der Schweiz. *Agroscope FAL Reckenholz. Schriftenreihe 54. S. 56 + Anhang.* (verfügbar unter www.nabo.admin.ch)

Die Bedeutung der Auswaschung gelöster C-Verbindungen für Klimabudgets terrestrischer Ökosysteme - Das DICDOC-Projekt -

Reimo Kindler¹, Jan Siemens¹, Klaus Kaiser², Martin Kaupenjohann¹

MOTIVATION & ZIELE

Atmosphäregestützte Schätzungen der Kohlenstoffspeicherung in terrestrischen Ökosystemen übersteigen landgestützte Schätzungen, was Flüssen zugeschrieben wird, welche in bisherigen Analysen unberücksichtigt blieben (Abb. 1).

Ziel des Projektes ist die Überprüfung der Hypothese, dass der Transfer gelösten organischen und anorganischen Kohlenstoffs (DOC, DIC) aus Böden in die Hydrosphäre diese Differenz erklären könnte. Dafür wird die C-Auswaschung aus Böden typischer Landnutzungssysteme Europas erfasst.

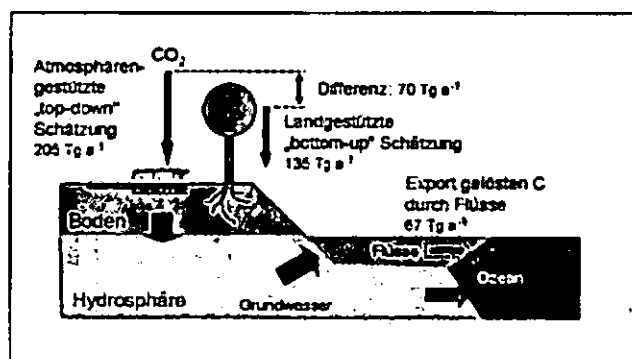


Abb. 1: Schätzungen der Netto-Flüsse von Kohlenstoff in europäische terrestrische Ökosysteme und dessen Export in Ozeane (Janssens et al., 2003; Siemens et al., 2003; Ludwig et al., 1998).

DAS PRINZIP DES PROJEKTES

Auf 12 Intensivmessflächen des CarboEurope-Projektes, welches mit Kooperationspartnern aus 17 europäischen Ländern den terrestrischen C-Kreislauf Europas aufklärt und bilanziert, werden die Konzentrationen von DOC, DIC,

Ca²⁺ und Mg²⁺ im Sickerwasser, die ¹³C-Signatur des DIC sowie die CO₂-Konzentrationen in der Bodenluft in zwei Bodentiefen über einen Zeitraum von 1,5 Jahren bestimmt. Proben werden unterhalb des A-Horizontes („flach“) und in 1m Tiefe („tief“) entnommen. Die Untersuchungen in Dänemark (Sorø, Buchenwald), Deutschland (Hainich, Buchenwald; Wetzstein, Fichtenforst; Klingenberg, Ackerbau), Frankreich (Grignon, Ackerbau; Laqueuille, Grünland), Irland (Carlow, Ackerbau & Grünland; Laois, Fichtenforst), den Niederlanden (Loobos, Kiefernforst), der Schweiz (Früebüel, Grünland) und in Schottland (Easter Bush, Grünland) gewährleisten dabei eine für die gemäßigten Breiten von Europa repräsentative Aussage. Die Analyse von d¹³C-Verhältnissen des DIC sowie des CO₂ der Bodenluft dienen der Differenzierung zwischen biogenem und geogenem DIC in carbonathaltigen Böden.

ERGEBNISSE & AUSBLICK

Die DIC-Konzentrationen unterscheiden sich auf den meisten Standorten in den unterschiedlichen Bodentiefen nicht (Abb. 2). Eine Ausnahme sind Laubwälder, in denen eine oberflächliche Versauerung der Böden einen starken Tiefengradienten der pH Werte verursacht. Die DOC-Konzentration zeigt an den meisten Standorten eine Abnahme mit der Tiefe (Abb. 3). Der Anteil von DIC am gesamten gelösten C im Sickerwasser des Unterbodens beträgt 5 bis 95% (Abb. 2 & 3). Die Gesamt-C-Konzentrationen im Sickerwasser des Unterbodens sinken in der Reihenfolge Laubwald > Acker > Grünland > Nadelwald (Abb. 2 & 3), was allerdings keine Rückschlüsse auf die tatsächlichen Flüsse zulässt, deren Modellierung ebenso wie die Synthese der Daten mit den CarboEurope-Daten aussteht.

¹ Fachgebiet Bodenkunde, Technische Universität Berlin, Salzufer 11-12, 10587 Berlin
reimo.kindler@tu-berlin.de

² Bodenwissenschaften, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, 06108

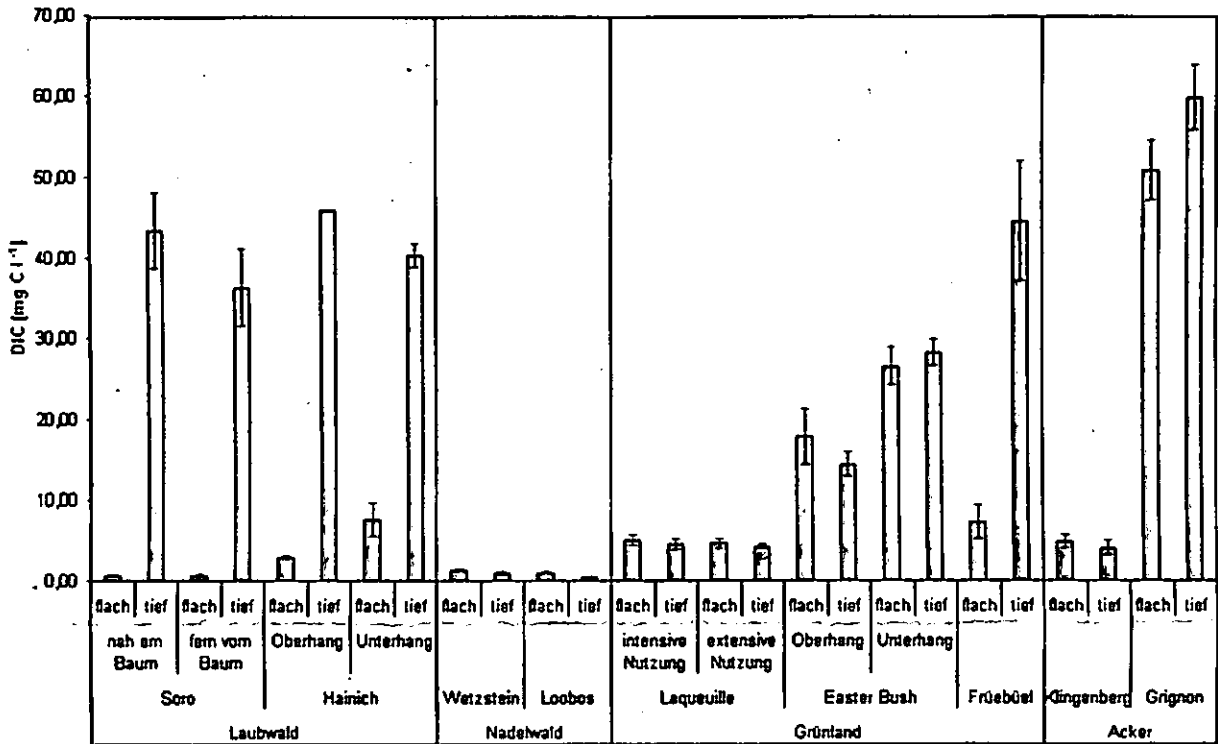


Abb. 2: Die DIC-Konzentrationen auf den unterschiedlichen Flächen während des Winterhalbjahres. In Wäldern ist besonders in flachen Tiefen die DIC-Konzentration

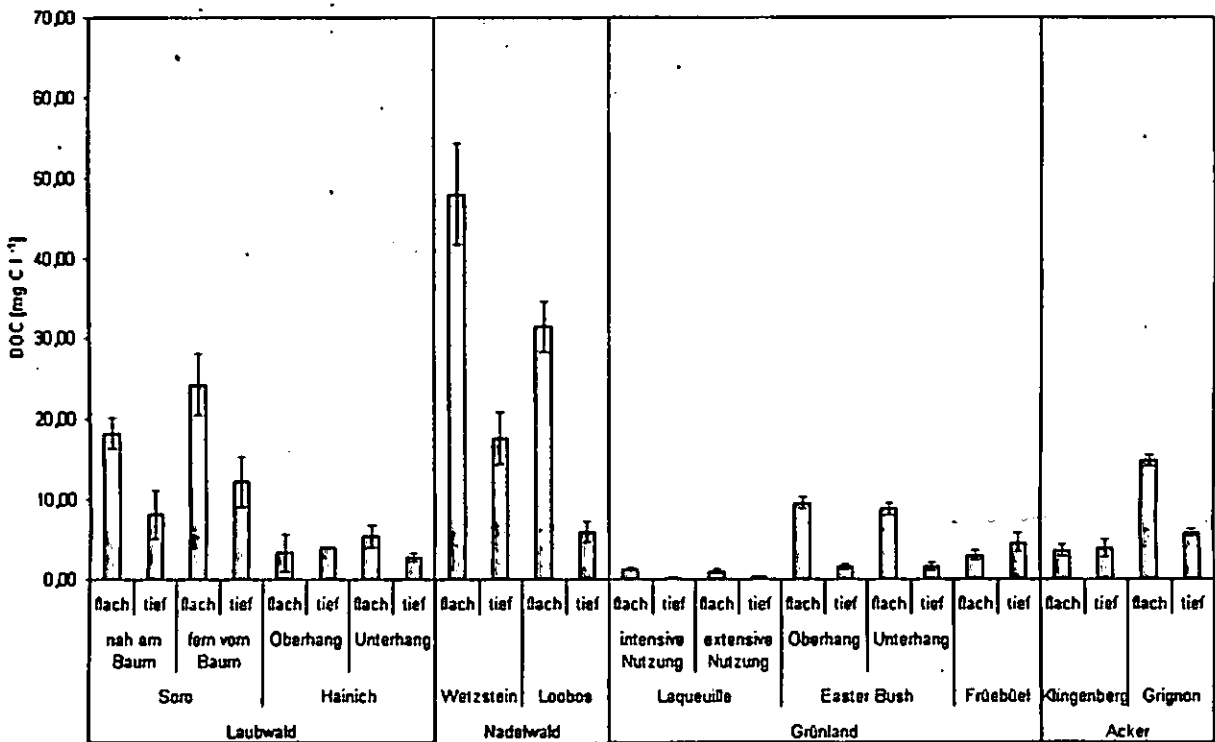


Abb. 3: DOC-Konzentrationen auf den unterschiedlichen Flächen während des Winterhalbjahres.

LITERATUR

Janssens I., A. Freibauer, P. Ciais, P. Smith, G.-J. Nabuurs, G. Folberth, B. Schlamadinger, R.W.A. Hutjes, R. Ceulemans, E.D. Schulze, R. Valentini, A.J. Dolman, 2003. Europe's biosphere absorbs 7 to 12% of European anthropogenic carbon emissions. *Science* 300, 1538-1542.

Probst, 1998. Atmospheric CO₂ consumption by continental erosion: present-day controls and implications for the last glacial maximum. *Global Planet Change* 16-17, 107-120.
 Siemens J., 2003. The European carbon budget: a gap. *Science* 302, 1681.
 Wir bedanken uns für die Förderung durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft (SI 1106/2-1).

Untersuchungen zum Nährstoffbedarf typischer Vegetationsgesellschaften im Niedermoorgebiet Drömling (Sachsen-Anhalt)

Meißner, R.^{1,2}, Keil, F.¹, Bernsdorf, S.¹, Braumann, F.³

1 Fragestellung

Im Rahmen der Fortschreibung des Pflege- und Entwicklungsplanes/Managementplanes des Naturpark Drömlings, eines der größten Niedermoorgebiete Sachsen-Anhalts, wurden auf Grünlandflächen Nährstoffuntersuchungen durchgeführt. Es war zu prüfen, ob die durch Leitbiotope gekennzeichneten typischen Vegetationsgesellschaften des Grünlandes in Abhängigkeit von den Bodennährstoffgehalten auftreten. Des Weiteren sollten für Phosphor und Kalium Düngeempfehlungen aufgestellt werden.

2 Material und Methoden

Im Mittelpunkt der Untersuchungen standen folgende Leitbiotope: die „Nährstoffarmen Kulturwiesen“ mit der Vegetationsgesellschaft der Kriechhahnenfuß-Rasenschmielenwiese (Harasw), die „Vernässten Extensivwiesen“ mit den Vegetationsgesellschaften der Kohldistelwiese (Kodiwi) und der Hornklee-Honiggraswiese (Hohowi) sowie die „Frischwiesen“. Es fanden Bodenuntersuchungen zur Charakterisierung der Versorgung mit N, P und K statt (Nov. 05, Mai 06, Jul. 06). Des Weiteren wurden auf Teilflächen Analysen der Nährstoffgehalte in der Pflanzenmasse durchgeführt. Die bereits dem „Leitbild entsprechenden Flächen“ (Positiv-Flächen) sollten gegenüber vergleichbaren - jedoch aufgrund der vegetationskundlichen Ausstattung noch „nicht dem Leitbild entsprechenden Flächen“ (Negativ-Flächen) - hinsichtlich der Nährstoffversorgung abgegrenzt werden. Die durch das Leitbiotop, die Bewertung (Positiv- oder Negativ-Fläche) und die Bodenform charakterisierten Varianten wurden auf signifikante Unterschiede der Bodennährstoffgehalte untersucht.

Die Ermittlung der Düngebedürftigkeit der Standorte erfolgte anhand der Einstufung in die Gehaltssklassen (GK) nach LUFA auf Basis der Untersuchungen zum Ende der Vegetationsperiode. Die zur Berechnung des Düngebedarfs erforderlichen Daten wurden aus „Richtwerte für eine gute fachliche Praxis beim Düngen im Rahmen einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung“ [Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau, 2002] übernommen.

3 Ergebnisse

3.1 Aktueller Nährstoffstatus

Am Ende der Vegetationsperiode 2005 wiesen fast 90% der Flächen eine Unterversorgung an pflanzenverfügbarem P und K auf (Tabelle 1). Zum Beginn der Vegetationsperiode 2006 stiegen die Nährstoffgehalte auf den überwiegend ungedüngten Flächen an.

Tabelle 1: Verteilung der Standorte nach Nährstoffgehaltssklassen [%]

	P					K			
	A	B	C	D	E	A	B	C	D
Nov. 05	25	63	12	0	1	42	44	10	3
Mai 06	0	9	55	34	2	21	38	38	3

Im Mai 2006 war ein Großteil der Flächen mit Phosphor ausreichend bzw. überversorgt. Neben mikrobiologischen Umsetzungsprozessen sorgten vor allem chemische Vorgänge für steigende Phosphorgehalten (Freisetzung aus Ca-, Fe- oder Al-Phosphaten). Dagegen wiesen immer noch knapp 60% der Flächen eine Unterversorgung mit Kalium (GK A oder B) auf.

3.2 Variantenvergleich

Die Positivflächen des Leitbiotops der Nährstoffarmen Kulturwiesen zeichneten sich bei den meisten Bodenformen durch niedrigere mittlere Nährstoffgehalte als die Negativflächen aus. Gegenläufige Tendenzen gab es bei der Variante auf sandbedecktem Torf über Bändersand-Erdfen: Hier wurden auf den Positivflächen höhere mittlere Nährstoffgehalte gemessen. Es konnten jedoch keine signifikanten Unterschiede nachgewiesen werden. Signifikante Unterschiede zwischen den Positiv- und Negativflächen waren einzig bei den Hornklee-Honiggraswiesen des Leitbiotops der Vernässten Extensivwiesen in den K_1 -Gehalten feststellbar, wobei die Gehalte der Negativflächen höher lagen als die der Positivflächen (Abbildung 1).

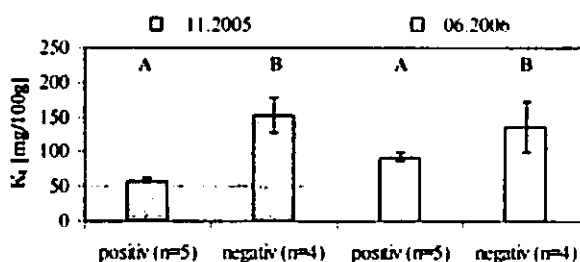


Abbildung 1: Mittlere K_1 -Gehalte mit Konfidenzgrenzen ($P=0,95$) der Variante „Vernässten Extensivwiesen (Hohowi)“

Ein Vergleich der leitbildgerechten Standorte der untersuchten Leitbiotope zeigte signifikante Unterschiede vor allem zwischen den Nährstoffarmen Kulturwiesen (Harasw) und den Vernässten Extensivwiesen (Kodiwi bzw. Hohowi). Auf Grundlage der Bodenuntersuchung vom November 2005 ließen sich auf den Standorten der Nährstoffarmen Kultur-

¹Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Ludwig-Wucherer-Str. 81, 06108 Halle

²Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Department Bodenphysik, Dorfstraße 55, 39615 Falkenberg

³Naturparkverwaltung Drömling, Bahnhofstraße 32, 39646 Oebisfelde

wiesen (Harasw) im Vergleich zu den Vernässten Extensivwiesen (Kodiwi) signifikant höhere K_{CAL} -Gehalte nachweisen. Auch bei N_{min} lagen die Gehalte der Nährstoffarmen Kulturwiesen (Harasw) im Vergleich zu den Vernässten Extensivwiesen (Hohowi) in einem signifikant höheren Bereich (Abbildung 2).

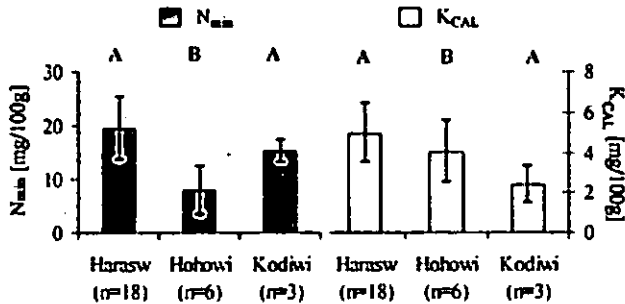


Abbildung 2: Mittlere N_{min} und K_{CAL} -Gehalte mit Konfidenzgrenzen ($P=0,95$) (Probenahme Nov. 2005)

Des Weiteren konnten signifikante Unterschiede zwischen den Leitbiotopen der Frischwiesen und den Nährstoffarmen Kulturwiesen (Harasw) festgestellt werden. Die Untersuchungsflächen des Leitbiotops der Frischwiesen wiesen signifikant niedriger P_i - sowie N_{min} -Gehalte im Vergleich zu den Nährstoffarmen Kulturwiesen (Harasw) auf (Probenahme Mai 06).

3.3 Düngebedürftigkeit

Bei der Ermittlung der Düngebedürftigkeit müssen die sich von der ertragsorientierten Grünlandbewirtschaftung (Ziel GK C) unterscheidenden naturschutzfachlichen Ziele im Naturpark Drömling beachtet werden. Aus naturschutzfachlichen Gründen kann bei bestimmten Pflanzengesellschaften (z.B. Magere Flachlandmähwiesen) auch eine mittlere Versorgung (GK B) oder eine reine entzugsorientierte P/K-Düngung als ausreichend angesehen werden [LAU, 2002].

Bei der Bemessung des Düngebedarfs im Naturpark Drömling ist die GK B anzustreben. Diese GK ist bei Kalium mit den ganzjährig niedrigen K-Gehalten (GK B) der leitbildgerechten Untersuchungsflächen zu begründen. Die P-Versorgung der Flächen nahm dagegen im Verlauf des Untersuchungsjahres zu. Im Mai lag der überwiegende Anteil der Flächen in den GK C und D. Da nur auf wenigen Flächen Düngungsmaßnahmen stattfanden, spricht dies für eine P-Freisetzung aus dem Bodenvorrat. Eine Düngung oberhalb der GK B würde zu einer weiteren P-Anreicherung im Boden führen. Verbunden mit den vorgesehenen bzw. stattfindenden Wiedervernässungsmaßnahmen im Naturpark Drömling steigt dadurch die Gefahr des P-Austrages in Grund- und Oberflächengewässer. Untersuchungen von Kalbitz et. al. [1998] sowie Meißner und Leinweber [2004] im Drömling zeigten, dass die P-Löslichkeit bei Wiedervernässung infolge sinkender Redoxpotentiale steigt.

Die GK B ist auch deswegen anzustreben, weil der Pflege- und Entwicklungsplan grundsätzlich das Ziel der Biotopentwicklung für alle Grünlandflächen zu mageren Flachlandmähwiesen im Naturschutzgebiet ausweist und zwar außerhalb der Nässegebiete und damit auf der überwiegenden Fläche des Gebietes.

Für die im Naturpark Drömling verbreitete Nutzungsform der Mähweide (2 Aufwüchse) beträgt der Düngebedarf zum Ausgleich des Pflanzenentzuges (GK B) bei Phosphor etwa 15 bis 20 kg/ha und bei Kalium etwa 90 bis 115 kg/ha. Auf Flächen, die eine sehr niedrige Versorgung aufweisen, steigt der Düngebedarf auf etwa 40 kg P/ha und 130 kg K/ha an.

Tabelle 2: P- und K-Düngebedarf [kg/ha] für eine mittlere Versorgung (GK B) nach Gehaltsklassen und Bodengruppen für 2-Schnitt/ Umtrieb-Nutzung (2 Aufwüchse)

	P-Gehaltsklasse			K-Gehaltsklasse			
	A	B	C	A	B	C	D
BG 1	-	16-17	0	118	92-103	-	-
BG 2	36-38	16-18	0	107-129	92-114	68	7
BG 3	36	16-18	0	118-129	92-103	-	-
BG 4	35	17	0	118	103	-	13
BG 5	35	-	-	118	-	-	-
BG 6	35-36	16-18	0	134	92-114	42-53	-
Bedarf	35-38	16-18	0	107-129	92-114	42-68	7-13

4 Schlussfolgerungen

Die geringeren Nährstoffgehalte der leitbildgerechten Flächen im Vergleich zu den Negativ-Flächen waren zumeist nicht signifikant. Auf den leitbildgerechten Standorten der Nährstoffarmen Kulturwiesen (Harasw) konnten im Vergleich zu den Standorten der vernässten Extensivwiesen (Kodiwi bzw. Hohowi) signifikant höhere K_{CAL} - sowie N_{min} -Gehalte nachgewiesen werden, welches für einen unterschiedlichen Nährstoffbedarf der Leitbiotope spricht.

Für Stickstoff und Phosphor existiert ein hohes Freisetzungspotential aus der Fläche. Somit besteht auf den meisten der untersuchten Flächen keine Notwendigkeit für eine N- und P-Düngung. Der auftretende K-Mangel ist durch eine angemessene Düngung auszugleichen.

5 Literatur

- LAU- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2002): Die Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt. Sonderheft.
- Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau (2002): Richtwerte für eine gute fachliche Praxis beim Düngen im Rahmen einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung, 4. Auflage, Bernburg.
- Kalbitz, K. et al. (1998): Untersuchungen zum Einfluss von Nutzung und von Nutzungsumwidmungen sowie von Renaturierungsmaßnahmen auf die wasserlösliche organische Substanz, auf Nährstoffe und Schwermetalle in Bodenlösung, Grund- und Oberflächenwasser im Drömling. UFZ Leipzig-Halle GmbH.
- Meißner, R. und Leinweber, P. (2004): PROWATER: prevention of diffuse water pollution with phosphorus from degraded and re-wetted peat soils Final Report of an European Research Project. UFZ-Bericht, 5, Leipzig, Halle.

Modellhafte Untersuchung eines Verwesungsprozesses im Unterboden

Staub zu Staub, schön wär's!

A. Meyer, H.-C. Fründ, R. Anlauf, P. Rehrmann, R. Oprée

Einleitung

Auf deutschen Friedhöfen treten immer wieder Probleme mit Verwesungsstörungen, den sog. Wachsleichen auf. Diese entstehen, wenn während des Verwesungsprozesses nicht ausreichend Sauerstoff von der Oberfläche in die Grabtiefe diffundiert. Ausgehend von diesem Problem wird an der Fachhochschule Osnabrück (Fakultät für Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur) die Sauerstoffdiffusion und das Stoffumsetzungspotential von Unterböden untersucht. Spezielle Zielsetzung ist hierbei, durch ein Simulationsmodell die vorgehende Beurteilung und nachträgliche Bewertung von Böden hinsichtlich ihrer Abbauleistung für organische Substanzen im Unterboden zu ermöglichen.

Methodik

Bisher wurden zur Untersuchung der Sauerstoffdiffusion in den Unterboden zwei Versuchsschritte durchgeführt.

1. Sauerstoffzehrender Abbauprozess

Zur Simulation der Verwesung einer Leiche oder anderer organischer Substanzen bzw. Materialien wird ein biologischer Abbauprozess aus 25g Trypticase-Soja-Bouillon/l H_2O_{dest} und 1ml Schweinegülle je 100ml Nährlösung verwendet. Hierbei ist die Medikation der Schweinegülle bekannt. Der Abbau der Nährlösung („Modellleiche“) wird durch den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) gemessen. Der Sauerstoffverbrauch wird aus der Differenz der CSBs

zu verschiedenen Versuchszeitpunkten ermittelt. Der Abbauprozess wurde hinsichtlich seiner Reproduzierbarkeit und seiner Reaktion auf verschiedenen Umweltfaktoren (z. B. Temperatur, Sauerstoffgehalt der Umgebungsluft) untersucht.

Ziel ist, mit diesem Prozess die Sauerstoffzehrung durch den Abbau organischer Substanz zu simulieren. Hierbei sollen nicht die speziellen Umsetzungsprozesse in einer Leiche simuliert und die Entstehung von Leichenwachsen beschrieben werden, sondern die speziellen bodenkundlichen Auswirkungen auf Diffusionsprozesse untersucht werden. Hierzu soll das zu erstellende Simulationsmodell in empirischen Studien zu einem späteren Zeitpunkt angepasst werden.

2. Säulenversuche

Um die Sauerstoffdiffusion, die durch den Sauerstoffverbrauch beim Abbau der Nährlösung verursacht wird, möglichst realitätsnah und doch kontrolliert untersuchen zu können, wurde eine Säulenversuchsanlage (Abb. 1) gebaut.

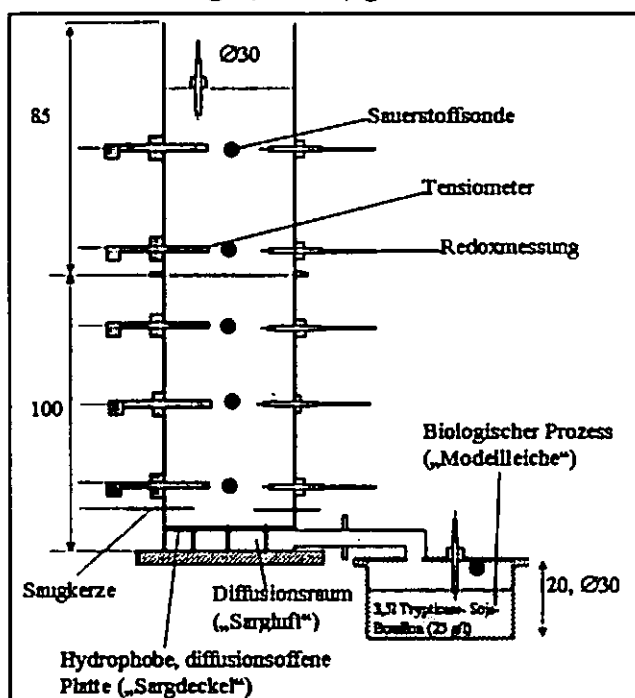


Abb. 1: schematischer Säulenaufbau (Maße in cm)

Die Anlage besteht aus 5 Säulen. Zur Untersuchung der Sauerstoffdiffusion wurden in 20, 50, 80, 110 und 140cm unter Bodenoberfläche sowie oberhalb der Nährlösung O_2 - Sonden eingebaut. Die Tensiometer und Redoxsonden dienen der Überwachung der Bodenverhältnisse. Die Säulen

werden mit 150cm Boden gefüllt, da dies der Normbestattungstiefe auf deutschen Friedhöfen entspricht. Die Einbau-Trockendichte, orientiert an Durchschnittswerten auf Friedhöfen, beträgt $1,5\text{g/cm}^3$. Die Bewässerung der Säulen wird mittels Befeuchtung von oben durchgeführt, da dies der realen Situation wie Niederschlag oder Bewässerung mittels Gießkanne am ehesten entspricht.

Bisherige Ergebnisse

1. Sauerstoffbedarf der „Modelleiche“

Der Abbau der Nährbouillon ist mathematisch durch eine Kinetik erster Ordnung beschreibbar. Hierbei besteht eine Abhängigkeit von Umgebungstemperatur (Abb. 2) und Sauerstoffgehalt der Bodenluft.

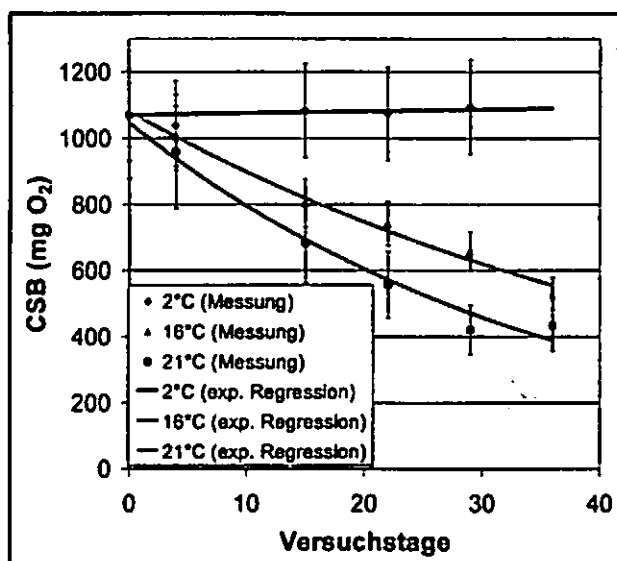


Abb. 2: Abbau der „Modelleiche“ gemessen als Abnahme des CSB in Abhängigkeit von der Umgebungstemperatur

Insgesamt werden für den Abbau von 3,5l Nährbouillon durchschnittlich 79,5g Sauerstoff, entsprechend 2,5mol bzw. 55,7l O_2 , benötigt.

2. Verlauf der Sauerstoffdiffusion

Die Änderung der Sauerstoffkonzentration (Abb. 3) wurde sowohl vor ($pF \sim 2,2$) als auch nach Bewässerung ($pF \sim 1,6$) aufgezeichnet.

Hier zeigt sich, dass die Nachdiffusion und damit die Konzentration von Sauerstoff in der Bodenluft stark vom Wassergehalt des Bodens abhängig sind.

Abhängig davon verändert sich die Abbaukinetik der „Modelleiche“, wobei dieser Effekt in weiteren Versuchen untersucht werden soll.

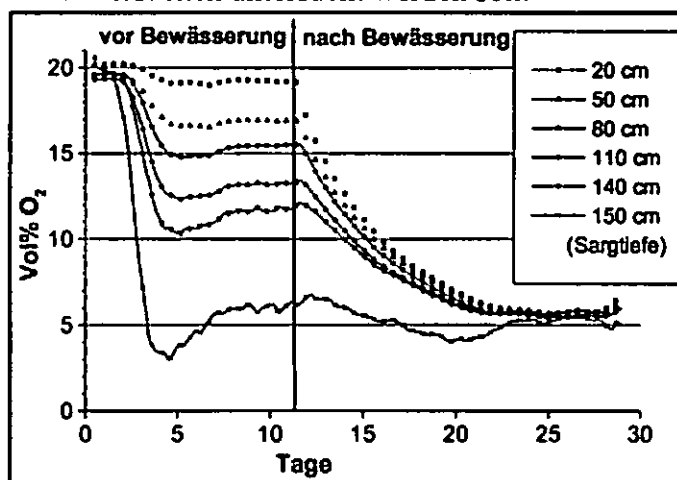


Abb. 3: Verlauf der Sauerstoffkonzentration in verschiedenen Tiefen vor und nach Bewässerung.

Schlussfolgerungen

Der gewählte biologische Abbauprozess verbraucht mehr Sauerstoff als die Bodenluft der Säulen enthält und ist damit zum vollständigen Abbau auf Nachdiffusion aus der Umgebungsluft angewiesen. Mittels der verwendeten Messtechnik in den Bodensäulen ist die Sauerstoffdiffusion unter verschiedenen Umweltbedingungen messbar. Die Veränderung der Sauerstoffdiffusion schlägt sich auf den Abbau der „Modelleiche“ nieder.

Somit sind die gewählten Messparameter zur Untersuchung der Sauerstoffdiffusion in den Unterboden bei Abbau von organischen Substanzen geeignet.

Ausblick

In weiteren Laborversuchen soll der Einfluss der Textur, unterschiedlicher Verdichtungsgrade der Böden und Bewässerverhältnisse untersucht werden. Feldversuche sollen dazu dienen, den Einfluss der lateralen Diffusion und jahreszeitlicher Klimaschwankungen zu untersuchen und die im Labor gewonnen Erkenntnisse zu validieren. Mittels der Ergebnisse wird ein Simulationsmodell angepasst, das durch Vergleich der berechneten Situation mit realen Friedhofsbedingungen überprüft wird.

Erhöht die Granulierung von Rohphosphaten mit Schwefel (Bio-Superphosphat) die P-Verfügbarkeit in Böden mit hohen pH-Werten?

Torsten Müller¹, Imran Jaffer¹, Diedrich Steffens² und Rudolf Schulz¹

Einleitung

Im Ökologischen Landbau sind als mineralische P-Dünger neben den am Markt nicht mehr verfügbaren Thomasphosphaten nur weicherdige Rohphosphate zugelassen. Letztere besitzen allerdings bei hohen Boden-pH-Werten (über 6,5) auf Grund ihrer niedrigen Löslichkeit nur eine geringe Wirksamkeit. Die einzige Möglichkeit zur P-Düngung insbesondere auf Standorten mit akutem P-Mangel und hohen Boden-pH-Werten ist somit z. Zt. der Zukauf von organischen P-haltigen Düngern (z.B. Grüngut-Kompost, Hühnermist). Dies ist aber nur in einigen Anbauverbänden in sehr begrenztem Umfang erlaubt. Pflanzenbauliche Maßnahmen zur Erhöhung der P-Verfügbarkeit im Boden können das Problem ebenfalls nur mittelfristig hinauszögern.

Innovative mineralische Dünger auf der Basis von weicherdigen Rohphosphaten, welche mit elementarem Schwefel granuliert werden (sog. Bio-Superphosphat), könnten hier eine Lösungsmöglichkeit darstellen. Elementarer Schwefel aus natürlichen Quellen ist als Dünger im ökologischen Landbau ebenso wie Rohphosphat zugelassen. Schwefel wird im Boden von Bakterien (*Thiobacillus* spp.) zu Schwefelsäure umgesetzt. Es ist also zu erwarten, dass der pH-Wert im Bereich des Düngerkorns abgesenkt und damit die Löslichkeit des Rohphosphats sowie dessen Pflanzenverfügbarkeit erhöht wird (Martini, 2001; Partridge, 1980).

Ausgangspunkt für die hier vorgestellten Untersuchungen waren folgende Hypothesen: (1) Im Bereich des Düngerkorns kommt es zu einer pH-Absenkung. (2) Dadurch wird das Rohphosphat aufgeschlossen, was die P-Aufnahme der Pflanzen und deren Wachstum verbessert.

Material und Methoden

In einem Gefäßversuch (schräg gestellte Wurzelkästen („Rhizoboxen“)) mit Sommergerste wurden zwei verschiedene Bio-Superphosphat-

Granulate getestet, die sich in Ihrem Schwefelanteil unterschieden: I. Schwefel äquivalent der Menge an Schwefelsäure, die für den industriellen Rohphosphataufschluss erforderlich ist (BSP1: Roh-P/S = 4/1), und II. 14-fach erhöhte Schwefelmenge (BSP2: Roh-P/S = 4/14). Weitere Varianten enthielten den Varianten I und II entsprechende Mengen an reinem Rohphosphat (RP) oder entsprechende Mengen an granulierten Schwefel (S). Als Kontrolle diente eine Variante mit keinem der genannten Dünger. Als Substrat wurde reiner Löß (pH>7) verwendet, der mit einer Suspension aus dem Oberboden einer Schwefeldüngungs-Versuchparzelle inokuliert und mit einer P-armen Grunddüngung versorgt wurde. Die Bio-Superphosphat-Dünger wurden entweder gleichmäßig mit dem Löß vermischt oder zu 90 % als Depot in 10 cm Tiefe eingebracht. Die anderen Dünger wurden gleichmäßig mit dem Löß vermischt. Während des Versuchs wurde der pH-Wert im Boden in unmittelbarer Umgebung der Düngerkörner sowie in und um die Depots herum mit Hilfe einer Antimon-Elektrode gemessen. Am Versuchsende wurden die Pflanzen geerntet.

Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse und Diskussion

Die Düngung mit Bio-Superphosphat führte zu einer signifikanten Erniedrigung des pH-Werts im Bereich der Düngerkörner bzw. der Depots (Abb. 1). Dieser Effekt nahm mit zunehmendem Abstand vom Düngerkorn in der Variante BSP2 (höherer Schwefelanteil) langsamer ab als in der Variante BSP1. Die Schwefelvariante zeigt eine ähnliche pH-Absenkung wie die BSP-Varianten (Daten nicht gezeigt). Wurzel- und Sprossfrisch- und -trockengewicht erhöhen sich in der Reihenfolge der Varianten: Kontrolle = Rohphosphat = Schwefel < Bio-Super-P1 < Bio-Super-P2 (Abb. 2). Das gilt tendenziell auch für die P-Konzentrationen in den Pflanzenmaterialien.

Schlussfolgerungen

Die Kombination von Rohphosphat und Schwefel in Granulaten (Bio-Superphosphat) führte in einem P-armen, alkalischen Substrat zur Absenkung des pH sowie damit zu einer Steigerung der P-Verfügbarkeit und der Erträge. Bio-Superphosphat könnte somit eine Alternative zur Verwendung von weicherdigen Rohphosphaten auf alkalischen Böden im Ökologischen Landbau darstellen. Die Ergebnisse lassen einen Test

¹ Institut für Pflanzenernährung, Universität Hohenheim, (330), 70593 Stuttgart, e-mail: tmuller@uni-hohenheim.de

² Institut für Pflanzenernährung, Justus-Liebig-Universität Gießen

von Bio-Superphosphat im Feld als sinnvoll erscheinen.

Referenzen

Martini S. (2001): Einfluss von elementarem Schwefel auf die Löslichkeit und Pflanzenverfügbarkeit von weicherdigem Rohphosphat. Diplomarbeit, Inst. f. Pflanzenernährung, Universität Hohenheim.

Partridge I.J. (1980): The efficiency of biosuper made from different forms of phosphate on forage legumes in hill land in Fiji. *Tropical Grassland*, 14, 87-94.

Danksagung

Wir danken der BASF und der Kali & Salz für die Herstellung der Granulate. Hinrich Bremer und Maria Ruckwied danken wir für die Unterstützung bei Technik und Analytik.

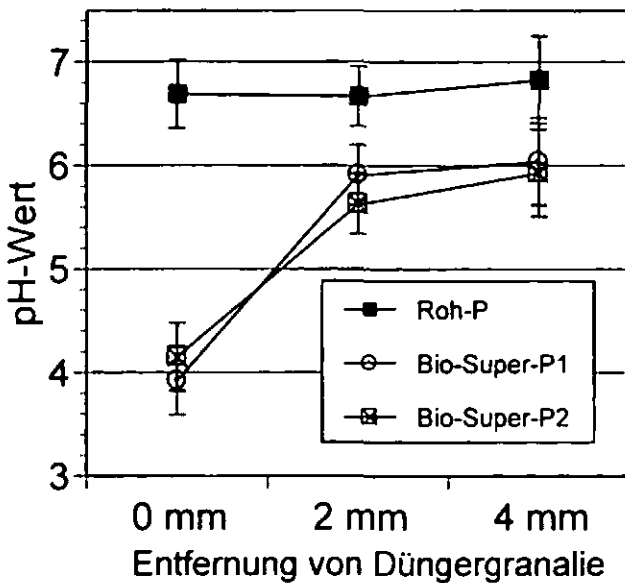


Abb. 1: Boden-pH-Wert in 0, 2 und 4 mm Abstand vom einem Düngerkorn aus Rohphosphat sowie Bio-Super-Phosphat mit geringem (Bio-Super-P1) und hohem S-Anteil (Bio-Super-P2). Balken zeigen Standardabweichungen.

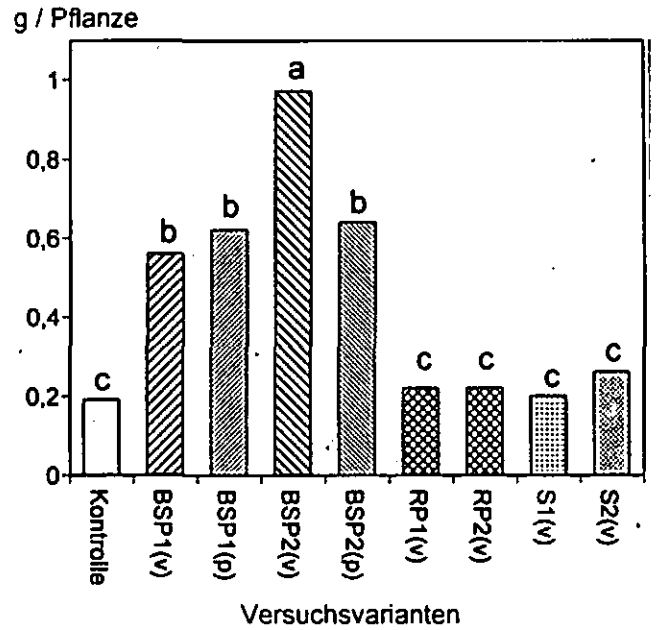


Abb. 2: Spross-Trockenmassen von S-Gerste. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Differenzen ($p < 0,05$, TUKEY). v=Dünger gleichmäßig mit dem Substrat (Löss) vermischt, p=platzierte Düngung.

Soil organic matter dynamics in virgin and secondary forests of north-eastern China

L. Nett^{1,2}, J.-B. Xi^{3,4}, N. Eickenscheidt^{1,5}, M. Roelcke¹, F.-S. Zhang³ and R. Nieder¹

Introduction

Soil organic matter (SOM) is crucial to a soil's fertility, its resistance to degradation (Krull *et al.*, 2004), and its function as a storage for carbon and nitrogen. The aim of this study was to examine the impacts of forest clearing in north-eastern China on the humus form, pH, and contents of total nitrogen (N_t), organic carbon (C_{org}), water-soluble organic carbon (WSOC), and mineral nitrogen (N_{min})

Materials and methods

Experimental areas

The study was conducted in two different areas in Heilongjiang Province, belonging to the Experimental Forestry Centers of Liangshui (128°50'N, 47°10'E; mean annual precipitation (P) 676 mm and temperature (T) -0.3°C) and Mao'ershan (127°40'N, 45°25'E; P: 700 mm and T: 2.5°C), respectively. In Liangshui, studied forests were mixed whereas in Mao'ershan forests were completely broadleaved. The soils were classified as decalcified Eutric Cambisols or Haplic Luvisols (silty loam).

Experimental design

Using a chronosequence approach, we selected virgin forests and forests that had been cut once or twice (Fig. 1). After clear-cut, all sites had been recovering naturally. In Liangshui, all sites had a slope inclination near to zero, in Mao'ershan, SW slopes were chosen (inclination $11.7 \pm 4.0^\circ$, $n = 9$).

Soil sampling and analysis

Forest floor and mineral soil material was collected using a humus pot (metal cylinder) and

a Puerkhauer soil auger, respectively. For WSOC and N_{min} , mineral soil samples were extracted with 1 M KCl solution and filtered prior to analysis.

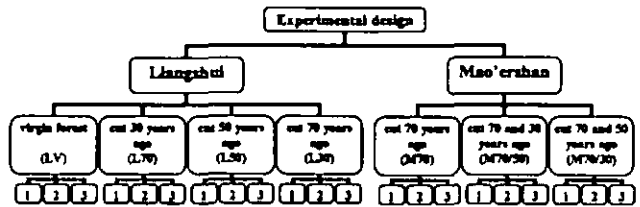


Figure 1. Experimental design. For each treatment three replicate sites were chosen within a distance of at most a few kilometers.

Results and discussion

The humus form changed to biologically more active forms in the first 30 years after clearing (Fig. 2). Concurrently, the C_{org} (Fig. 3) and N_t (not shown) stocks of the mineral soil as well as C/N ratios of forest floors (Table I) decreased while WSOC contents temporarily increased (not shown). This was presumably a result of enhanced decomposition and an increased nutrient availability and supports the well-known relationship between C/N ratio and humus form (Beyer, 1996; Fischer *et al.*, 2002). A few decades later, the trend apparently reversed, presumably as a consequence of rapid plant growth, which inhibited biological activity by means of nutrient removal (cp. Nilsson *et al.*, 1982; Ponge, 2003). After 50–70 years, natural forest recovery had restored or even led to an increase in SOM stocks (Fig. 3).

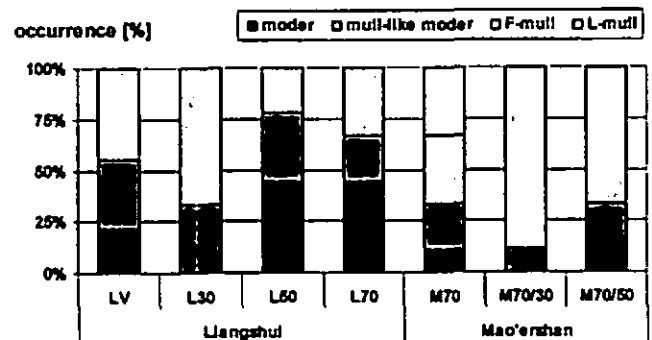


Figure 2. Relative occurrence of different humus forms based on the nine humus forms (= 100%) determined for each treatment.

Changes in total C_{org} and N_t stocks could mainly be attributed to changes in A_h horizon thicknesses (Fig. 3), indicating a shift in biomass allocation strategy. Total stocks were governed by mineral soil stocks which can be explained by the alternating climatic conditions, favoring

¹ Institute of Geocology, Technical University Carolo-Wilhelmina, 38106 Braunschweig, Germany
² Institute of Vegetable and Ornamental Crops Großbeeren/Erfurt e.V., 14979 Großbeeren, Germany
³ College of Resources and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100094, P.R.China
⁴ Shandong Forestry Academy, Jinan 250014, P.R. China
⁵ Institute of Soil Science and Forest Nutrition, University of Goettingen, 37077 Goettingen, Germany

biological activity in the summer but restricting decomposition during the rest of the year. Repeated clearing appeared to cause a quicker decline in SOM stocks as the comparison between Liangshui and Mao'ershan suggests.

Table 1. C/N ratios of forest floor C and N stocks.

Liangshui			Mao'ershan		
treatment	n	C/N	treatment	n	C/N
LV	9	25.8 ± 2.9 a**	M70	9	25.5 ± 1.5 a*
L30	9	20.5 ± 1.7 b**	M70/30	9	23.0 ± 1.9 b*
L50	9	22.4 ± 2.7 ab	M70/50	9	23.7 ± 1.6 ab
L70	9	22.9 ± 2.7 ab			

Different letters within columns indicate significant differences at a level of 0.05 (*) and 0.01 (**), respectively.

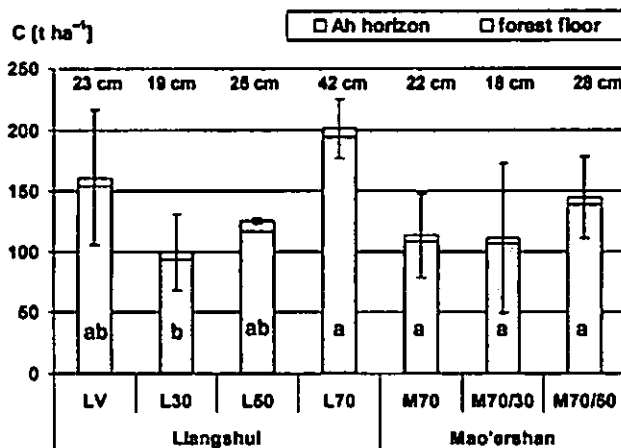


Figure 3. Total C_{org} stocks [t ha⁻¹] separated for Ah horizons and forest floors. Different letters within the bars indicate significant differences (P < 0.05) between the treatments of one area, the average Ah horizon thickness is given on top of each bar.

Under the present conditions, the ecosystems' function as a source for C and N during the first decades after clearing can apparently be compensated for by the establishment of a secondary forest already 50 years after the clear-cut event. Considering that C/N ratios were comparably low in both forest floors (Table 1) and mineral soil (C/N: 11–13, not shown), that nitrate accounted for more than half of the total N_{min} pool (Fig. 4), and that during summer increased decomposition rates are accompanied by concentrated precipitation, nitrate leaching is very likely to occur.

Conclusions

A temporary humus form shift towards biologically more active forms 30 years after clear-cut, accompanied by a decrease in total C and N stocks can be assumed. As early as 50 years after clear-cut, SOM stocks have recovered to the original level. The observed small contributions of forest floor C and N stocks, which in contrast are very high, are likely to be a

result of the climatic conditions, favoring bioturbation in summer but restricting decomposition in winter.

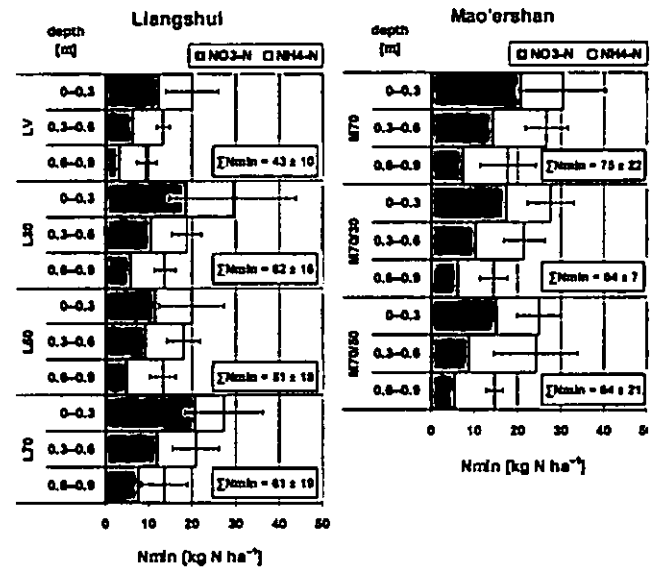


Figure 4. Average (n = 3) N_{min} contents in the three depth intervals and profile sums (ΣN_{min}). Standard deviations (error bars) refer to total N_{min} (NO₃⁻-N + NH₄⁺-N) contents. In both areas, no significant differences were found between treatments.

The risk for nitrate leaching can be considered high in view of the low C/N ratios, the high proportion of nitrate of N_{min} as well as the fact that high amounts of precipitation meet high temperatures during the summer months.

Acknowledgements

The financial support by the German Academic Exchange Service (DAAD) (grant no. D-05-42346) is gratefully acknowledged.

References

Beyer, L. 1996. Humusformen und -typen (2.2.1). In Blume, H.-P.; Felix-Henningsen, P.; Fischer, W.; Frede, W.G.; Horn, R. und K. Stahr (eds.) Handbuch der Bodenkunde. Lose-Blattwerk (in German). Ecomed, Landsberg. 1. Erg. Lfg. 12/96, Kap. 2.2.1, pp. 1–20.

Fischer, H., Bens, O. and Huetti, R.F. 2002. Veränderung von Humusform, -vorrat und -verteilung im Zuge von Waldumbau-Maßnahmen im Nordostdeutschen Tiefland. Forstwissenschaftliches Centralblatt (in German). 121(6): 322–334.

Krull, E.S., Skjemstad, J.O. and Baldoek, J.A. 2004. Functions of soil organic matter and the effect on soil properties. Residue Management, Soil Organic Carbon and Crop Performance. GRDC Project No CSO 00029. Glen Osmond. 129pp.

Nilsson, S.I., Miller, H.G. and Miller, J.D. 1982. Forest growth as a possible cause of soil and water acidification: an examination of the concepts. Oikos 39: 40–49.

Ponge, J.-F. 2003. Humus forms in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity. Soil Biology and Biochemistry 35: 935–945.

Dynamik der organischen Bodensubstanz in Ackerböden: langfristige Entwicklungen in Niedersachsen

Rolf Nieder¹, Martin Hartzsch² und Hans-Peter Dauck¹

Einleitung

Untersuchungen in Ackerböden verschiedener Regionen Westeuropas zeigten während der letzten Jahrzehnte deutliche Abnahmen der Mengen an organischer Bodensubstanz (OBS) (siehe Beyer et al., 1999; Sleutel et al., 2003; Van Meirvenne et al., 1996). Im Gegensatz hierzu zeigten in den Jahren 1983, 1989 und 1998 durchgeführte Untersuchungen in Niedersachsen (120 Schläge von 16 Betrieben), dass von 1970 bis 2000 aufgrund der Krumenvertiefung bis zu 16 t C ha⁻¹ und 1 t N ha⁻¹ in Lössböden und bis zu 26 t C ha⁻¹ und 2,4 t N ha⁻¹ in sandigen Böden akkumuliert wurden (Nieder und Richter, 2000). Gleichzeitig nahm die N-Mineralisationskapazität dieser Böden stark zu.

Material und Methoden

Um die Frage nach der jüngsten Entwicklung der OBS in Ackerböden Niedersachsens zu klären, wurden im Jahre 2006 die zuletzt im Jahre 1998 untersuchten Standorte (diesmal 119 Schläge; Abbildung 1) erneut beprobt und auf organisches C und Gesamt-N (Elementaranalyse) sowie die N-Mineralisationskapazität (in Anlehnung an Stanford and Smith, 1972) untersucht. In den Krumen wurden die Lagerungsdichten bestimmt. Anhand der vorliegenden Daten wurde eine Kalkulation der C- und N-Mengenänderungen durchgeführt.

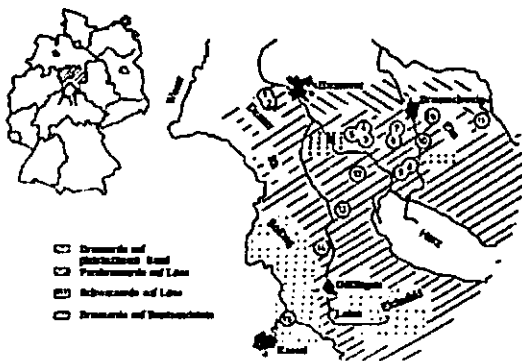


Abbildung 1: Probenahmestandorte

Ergebnisse und Diskussion

Ein Vergleich der jüngsten Daten mit den Ergebnissen von 1998 bestätigt, dass bei gleich bleibender Bewirtschaftung und Bearbeitungstiefe in den meisten Krumen (95 von 119 Schläge) seit der Jahrtausendwende „quasi-stationäre“ Gehalte an OBS vorliegen (Abbildungen 2 und 3).

Eine geringe mittlere C-Zunahme wurde in einem Betrieb mit Umstellung von konventioneller auf konservierende Bodenbearbeitung beobachtet (Abbildung 2). Ebenso wurde eine tendenzielle Zunahme von C und N auf den Veredelungsbetrieben festgestellt.

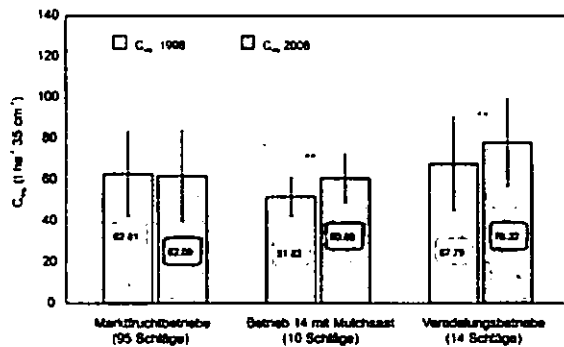


Abbildung 2: Mengen an C_{org} 1998 und 2006 in den Krumen der untersuchten Schläge (n = 119)

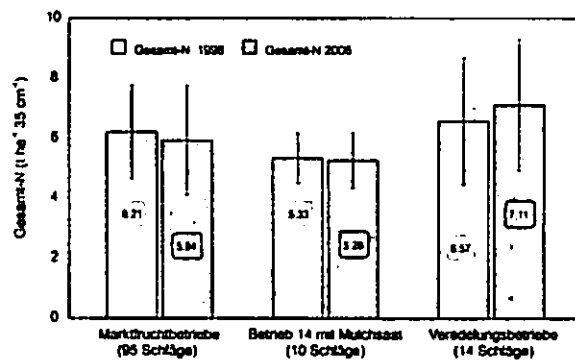


Abbildung 3: Mengen an Gesamt-N 1998 und 2006 in den Krumen der untersuchten Schläge (n = 119)

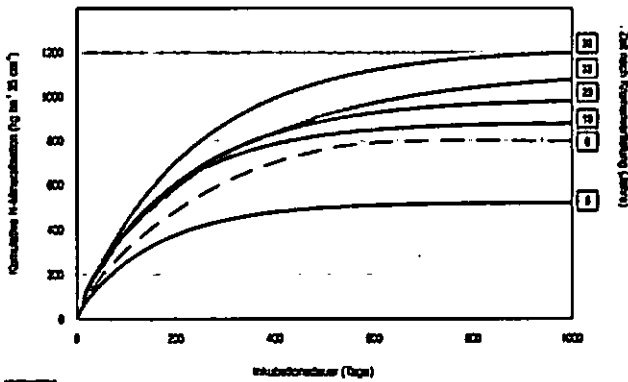


Abbildung 4: Stickstoff-Mineralisationskapazität ausgewählter Schläge (n = 6) 5, 10, 20, 30 und 38 Jahre nach der Krümmenvertiefung

Die N-Mineralisationsverläufe aus den Inkubationsversuchen zeigen, dass die N-Mineralisationskapazität bis zu einem Zeitpunkt 30 Jahre nach der Krümmenvertiefung kontinuierlich zugenommen hat (Abbildung 4). Der Vergleich der N-Mineralisationskurven 30 (Situation 1998) und 38 Jahre (2006) nach der Krümmenvertiefung zeigt eine leicht rückläufige Tendenz der N-Mineralisationskapazität. Insgesamt ist davon auszugehen, dass sich in den Krümmen „Gleichgewichtszustände“ eingestellt haben.

Schlussfolgerungen

Anhand der in niedersächsischen Ackerböden in den Jahren 1998 und 2006 durchgeführten Untersuchungen konnte belegt werden, dass die C_{ORG} - und Gesamt-N-Mengen - nach starker Anreicherung von OBS in den letzten 3 Dekaden des 20. Jahrhunderts - seit etwa 8 Jahren weitgehend konstant sind.

Eine Abnahme der OBS-Mengen, wie in benachbarten Regionen in Westeuropa beobachtet, hat in Niedersachsen demgemäß nicht stattgefunden.

Es steht ebenfalls außer Zweifel, dass die Senkenfunktion der untersuchten Böden und damit die Pufferkapazität für Kohlenstoff und überschüssigen Stickstoff (zurzeit im Mittel etwa $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf der LF in Deutschland; Nieder et al, 2007) spätestens seit der letzten Jahrtausendwende erschöpft ist. Jede Überdüngung ist weder ökologisch noch ökonomisch gerechtfertigt.

Literatur

- Beyer, L., K. Sieling and K. Pingpank (1999). The impact of a low humus level in arable soils on microbial properties, soil organic matter quality and crop yield. *Biology and Fertility of Soils*, 28, 156-161.
- Nieder, R. and J. Richter (2000). C and N accumulation in arable soils of West Germany and its influence on the environment - Developments 1970 to 1998. - *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163 (1), 65-72.
- Nieder, R., W. Köster, H.P. Dauck und K.C. Kersebaum (2007). Beitrag der Landwirtschaft zu diffusen N-Einträgen. *WasserWirtschaft* 1-2, 53-57.
- Sleutel, S., S. De Neve, G. Hofman, P. Boeckx, D. Beheydt, O. Van Cleemput, I. Mestdagh, P. Lootens, L. Carlier, N. Van Camp, H. Verbeeck, I. Van De Walle, R. Samson, N. Lust and R. Lemeur (2003). Carbon stock changes and carbon sequestration potential of Flemish cropland soils. *Global Change Biology*, 9, 1193-1203.
- Stanford, G. und S. J. Smith (1972). Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Proceedings* 36, 465 - 472.
- Van Meirvenne, M., J. Pannier, G. Hofman and G. Louwagie (1996). Regional characterization of the longterm change in soil organic carbon under intensive agriculture. *Soil Use and Management*, 12, 86-94.

Effect of an elevated groundwater level on greenhouse gas concentrations in the pore volume of calcaric Gleysols

Guillaume Nyagatare, Daniela Sauer, Norbert Billen, Karl Stahr

Introduction

A high water table is known to slow down organic matter decomposition (Kögel-Knabner, 2002). From summer 2005 until autumn 2006 we measured greenhouse gases on two sites located on a mineral soil (calcaric Gleysol) of a reconstructed wetland in South-West Germany (Langenau-Göttingen).

One of the objectives of the field measurements was to compare the concentrations of greenhouse gases (CO₂, CH₄, N₂O) in the soil air and soil solution of the moist and wet sites at different depths, and seasons. This work is an extension of similar field measurements on organic soils (Höll, 2007).

Material and methods

The site was divided into two plots (moist and wet) according to the groundwater level. Soil air was sampled weekly at four depths (5, 10, 35, 70 cm) and analyzed for CO₂, CH₄ and N₂O. Also soil solution was sampled weekly at four depths (10, 35, 70, 90 cm) and analyzed for CO₂, CH₄, DOC, and POC. A statistical mixed model (Piepho et al, 2003; Schabenberger and Pierce, 2002) was used to test the significance of the differences between the sites, depths, and seasons.

Results and discussion

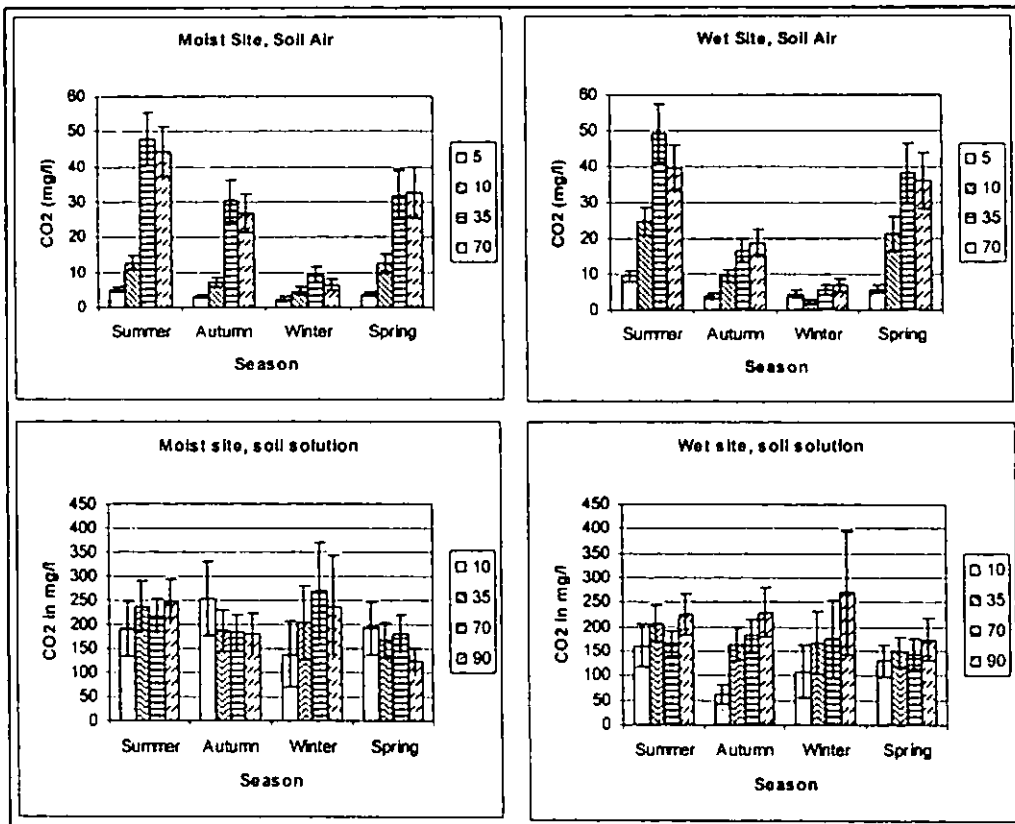


Fig. 1: CO₂ conc. in the soil pores. Columns represent the different depths in cm.

CO₂ in the soil air (Fig. 1):

At 5 cm, summer is the only time when the wet site has significantly higher CO₂ concentrations than the moist site. Seasonality is more obvious at greater depths. At 10 cm the wet site has significantly higher CO₂ concentrations than the moist site only during summer and spring. At 35 cm, only during autumn the moist site has significantly higher concentrations than its wetter counterpart. At 70 cm there is no significant difference between the sites.

CO₂ in the soil solution (Fig. 1):

Neither the different depths nor the sites show any significant difference in CO₂ concentration.

CH₄ in the soil air (Fig. 2): the two sites have equivalent CH₄ concentrations during all seasons at 5 and 10 cm. At 35 cm, during the seasons of high CH₄ concentrations (spring and autumn) the wet site has remarkably higher CH₄ concentrations than the moist site (i.e., about 3 times higher). At 70 cm both sites have equivalent concentrations.

CH₄ in the soil solution (Fig. 2):

At 10 cm, means are not statistically reliable. At 35 cm, spring is the only season during which the wet site has significantly higher conc. At 70 cm, CH₄ concentrations at the moist site are significantly lower than at the wet site for all seasons. At 90 cm both sites have comparable CH₄ concentrations.

N₂O in the soil air (Fig. 3):

The two sites have similar and very low concentrations of N₂O at all depths (on average < 1 µg/l) during most of the measurement period.

During winter, concentrations at all depths except 70 cm increase between two and three times at the moist site and two and five times at the wet site.

N₂O in the soil solution (Fig. 3):

N₂O concentration in the soil solution varies very little with depth and season at both sites (except 10 cm during periods of low water content). Sites have no significantly different concentrations.

Regardless of site and depth, the soil solution has much higher CO₂ and N₂O concentrations than the soil air (Fig. 1, 3). The same is true for CH₄ only in the upper 35 cm (Fig. 2).

At the wet site during summer the CH₄ concentration is significantly highest in the soil air whereas during other seasons soil air and soil solution have analogous CH₄ concentrations.

Conclusion

CO₂ conc. in the soil air is positively correlated with temperature and pore volume filled with water (i.e., it increases at wetter depth/site/[warmer] season). CO₂ concentration in the soil solution shows little correlation

soil solution CH₄ concentration is positively correlated with water-filled pore vol. A positive correlation between CH₄ concentration and temperature occurs only in the soil air. Winter and the upper 35 cm have a special significance for N₂O concentration in the soil air. In the soil solution, the concentration of N₂O is little affected by site, depth, or season (i.e., combination of temperature and water-filled pores). Soil solution has a higher concentration of greenhouse gases than soil air.

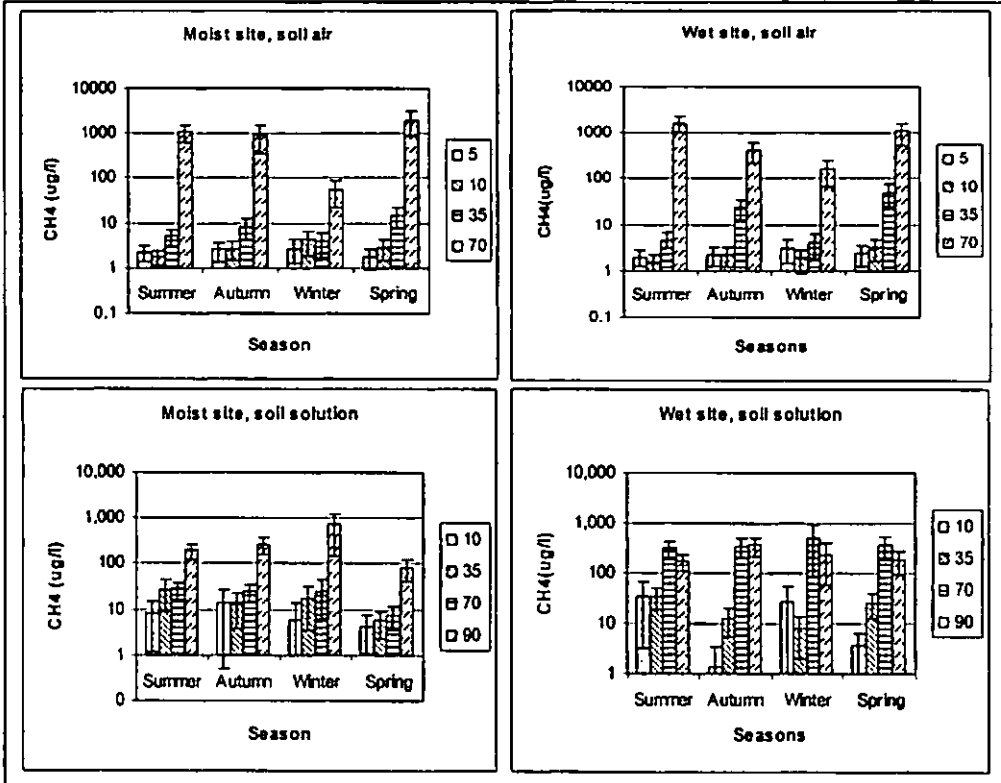


Fig. 2: CH₄ conc. in the soil pores. Columns represent the different depths in cm.

with any of the above parameters. Both in the soil air and

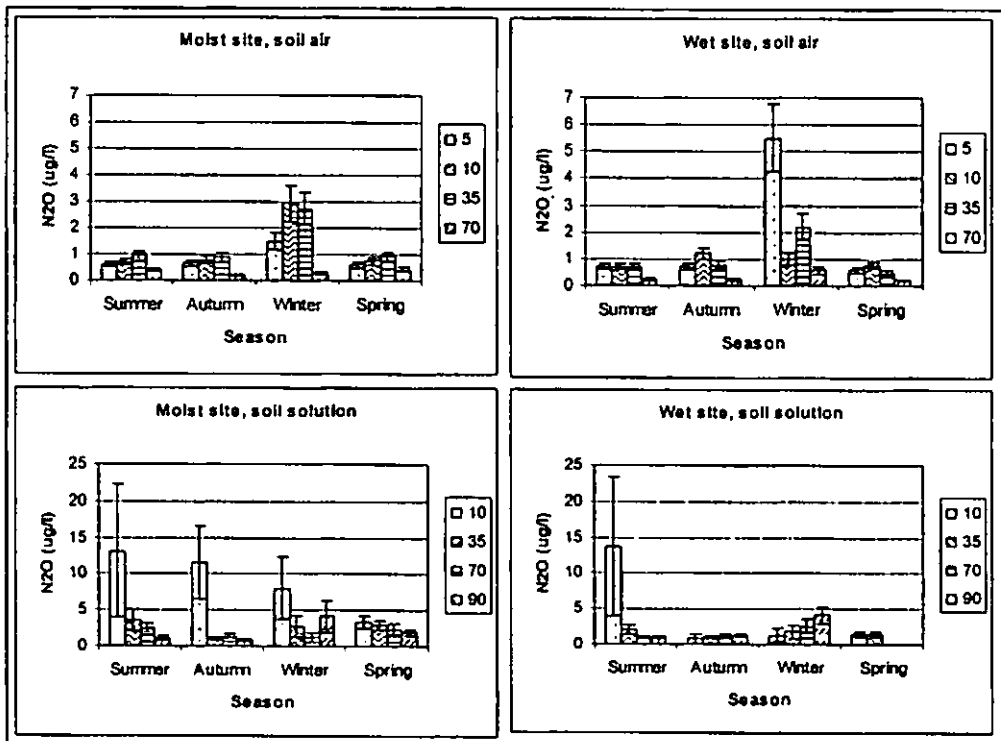


Fig.3: N₂O conc. in the soil pores. Columns represent the different depths in cm.

References

Höll, S.B., 2007. Die Rolle des Porenraums im Kohlenstoffhaushalt anthropogen beeinflusster Niedermoore des Donaurieds. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 79.

Kögel-Knabner, I, 2002. Organische Substanz und Bodenbiologie. In: Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde, 15. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, p 51-102.

Piepho, H.P., A. Büchse and C. Richter, 2003. A mixed modelling approach for randomized experiments with repeated measures.

Schabenberger, F and F.J Pierce, 2002. Contemporary statistical models for plants and soil sciences. Taylor & Francis. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida.

NH₃-Verluste nach Ausbringung von Garrückständen aus Biogasanlagen

Andreas Pacholski, Dirk Gericke, Henning Kage

Einleitung

Für die Realisierung der Klimaschutzziele des Kyoto-Protokolls strebt die deutsche Bundesregierung an, den Anteil an erneuerbaren Energiequellen an der Energieerzeugung bis zum Jahr 2010 auf 20% anzuheben. Ein Anreiz dazu wird durch die finanzielle Unterstützung für den Neubau von Biogasanlagen geboten und durch die Gewährung eines NaWaRo-Zuschlages bei Nutzung von Substraten im Rahmen des Erneuerbare Energiengesetzes EEG (§8 (2)). So ist in den letzten Jahren ein starker Anstieg der Zahl der Biogasanlagen in Deutschland zu verzeichnen. Die Gärreste aus Biogasanlagen enthalten ähnlich hohe Stickstoffgehalte wie tierische Gülle, welche zudem bis zu 70% als gut pflanzenverfügbares Ammonium vorliegen können, so dass die Gärreste in der Landwirtschaft als organischer Dünger ihre Verwendung finden. Die hohen Ammoniumgehalte in Verbindung mit spezifisch hohen pH-Werten können aber auch hohe N-Verluste durch NH₃-Verflüchtigung bei Gärrestlagerung und -ausbringung zur Folge haben. Dieser Beitrag zeigt erste Ergebnisse einer Messkampagne zur Bestimmung von NH₃-Verlusten nach Ausbringung verschiedener Gärreste, um zu klären, in welchem Umfang NH₃-Verluste durch den Ausbau des Biogassektors die erwarteten positiven Umweltwirkungen der Biogasnutzung beeinflussen.

Material und Methoden

Im Rahmen des Verbundprojektes ‚BIOGAS-EXPERT‘ wurde auf zwei typischen Standorten Schleswig Holsteins (Hohenschulen – Östliches

Hügelland und Karkendamm - Geest) ein zweijähriger blockrandomisierter Parzellenversuch mit vier Wiederholungen, drei Kulturarten und vier Düngegraden (0, 120, 240, 360 kg N/ha) beprobt. Es wurden zwei tierische Gülle (Schwein und Rind) und zwei Typen von Biogasgärresten zur Düngung verwendet. Der eine Gärrest (Mono) erfüllte die Kriterien des §8 (2) des EEG (90% Mais und 10% Getreide). Der andere Gärrest (Mix) stammte aus einer Kofermentationsanlage (70% Mais / 30% Schweinegülle). Zur Messung der NH₃-Emissionen wurden drei Messverfahren herangezogen: Durch ein mikrometeorologisches Messverfahren *MMV* (Sommer et al. 2005) wurden auf einer Referenzfläche quantitativ zuverlässig NH₃-Verluste ermittelt. Mit der Standard Comparison Methode *SCM* (Vandre und Kaupenjohann 1998) wurden in den Feldparzellen in Verbindung mit Kammermessungen (Dräger Tube Verfahren *DTM*, Pacholski et al. 2006) qualitative und quantitative Vergleichsmessungen durchgeführt. Zeitgleich zu diesen Messungen wurden pH-Wert spezifische Eigenschaften (z.B. Pufferkapazitäten) der Gärreste sowie des Bodens prozessorientiert erfasst.

Ergebnisse und Diskussion

Bei NH₃-Messungen in einem Parzellenversuch ist mit hohen Randeffekten durch die gedüngten Nachbarparzellen zu rechnen. Der Vergleich zwischen dem *MMV* und den Feldmessungen *SCM/DTM* (s. Abb1) zeigte jedoch, dass die quantitativen Verluste der beiden Methoden nur geringe Abweichungen voneinander aufwiesen. Der einzige Unterschied zeigte sich in den Tagesverläufen. Das *MMV* ermittelte deutlich ausgeprägtere Unterschiede zwischen Tages- und Nachtverlusten. Dies kann zum einen an der erhöhten Hintergrundbelastung im Parzellenversuch liegen. Zum anderen konnte die höhere Messfrequenz bei der Anwendung der *MMV* zu anderen Verläufen führen (Leerung zu Beginn und Ende des Messtages).

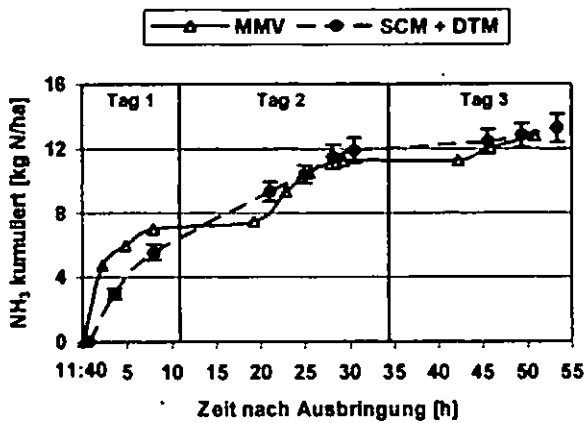


Abb.1: Vergleich der kumulierten NH₃-Verluste nach Gärrestapplikation gemessen mit MMV und SCM/DTM, Mai 2007, 140 kg N/ha

Tab.1: Eigenschaften der org. Dünger vom Mai 2007

Dünger	Viskosität [mPas]	pH	TS [%]	NH ₄ -N [kg/m ³]
Mono	34	7.5	3.4	1.16
Mix	60	7.6	6.3	1.23
Schwein	35	6.7	6.6	1.11
Rind	280	6.9	8.6	1.11

Während des Jahres 2007 erfolgten neben den NH₃-Messungen in regelmäßigen Abständen Beprobungen der einzelnen organischen Dünger (s. Tab.1). Trotz Schwankungen innerhalb des Jahres kristallisierte sich heraus, dass sowohl die pH-Werte als auch die Ammoniumgehalte der Gärreste auf Grund der Gärprozesse im Fermenter höher lagen als bei den tierischen Gülle. Es ist bereits bekannt, dass diese hohen

Werte die Verflüchtigung von Ammoniak begünstigen. Wie Abbildung 2 zeigt, liegen die mittleren NH₃-Verluste für die Gärreste aus der Monofermentation für den Düngetermin Ende Mai mit ca. 10% des Gesamtstickstoffes deutlich niedriger als die Verluste der Mixgärreste. Man erkennt deutlich, dass dieser Unterschied auf die Prozesse der ersten Stunden zurückzuführen sein muss. Im weiteren Verlauf der Ausgasung sind nämlich die Schwankungen nahezu identisch und die Anfangsdifferenz von 4 kg N/ha vergrößert sich nur geringfügig. Dieser Anfangseffekt lässt sich einmal durch verschiedene Biogasanlagentechnik erklären. Die Mixgärreste wurden direkt aus dem Fermenter auf das Feld gebracht während die Monogärreste erst in einem Endlager gesammelt wurden. Somit lag bei Ausbringung die Temperatur der Mixgärreste

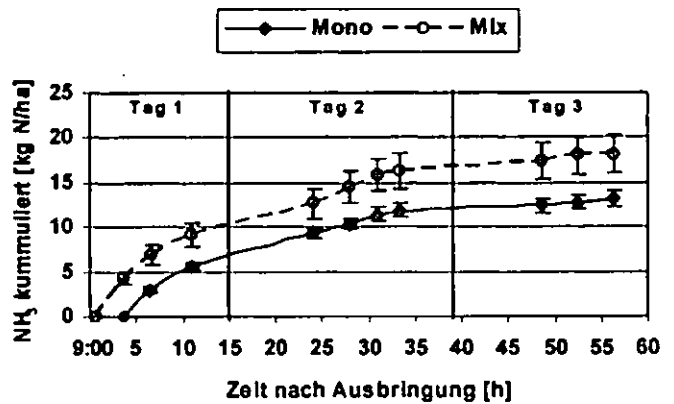


Abb.2: Kumulierte N-Verluste nach Gärrestapplikation (Mono = Monofermentation, Mix = Kofermentation), Mai 2007, 140 kg N/ha

noch bei ca. 40°C. Außerdem zeigten Bodenwassergehaltmessungen, dass die Parzellen, die mit den Mixgärresten gedüngt wurden, höhere Wassergehalte am ersten Tag besaßen, obwohl die ausgebrachte Menge geringer war. Dies ist durch die Viskosität und den Trockensubstanzanteil zu erklären. Beide Werte waren deutlich höher bei den Mixgärresten (Tab 1) und führten bedingt durch Verschlämzung zu einer gehemmten Infiltration.

Die Ergebnisse zeigen, dass durch den Ausbau des Biogassektors zusätzliche NH₃-Emissionen zu erwarten sind. Allerdings können die Ergebnisse nur begrenzt verallgemeinert werden, da die Eigenschaften der Gärreste durch verschiedene Produktionsketten sehr variabel sind. Deswegen müssen zu einer genauen Quantifizierung weitere prozessorientierte Messungen stattfinden.

Literatur

- Pacholski, A.; Cai, G.; Nieder, R.; Richter, J.; Fan, X.; Zhu, Z.; und Roelcke, M. (2002): Calibration of a simple method for determining ammonia volatilization in the field - comparative measurements in Henan Province, China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74:259-273.
- Sommer, S. G., S. M. McGinn, et al. (2005). Simple use of the backwards Lagrangian stochastic dispersion technique for measuring ammonia emission from small field-plots. *European Journal of Agronomy*. 23: 1-7.
- Vandré, R. and M. Kaupenjohann (1998). "In Situ Measurement of Ammonia Emissions from Organic Fertilizers in Plot Experiments." *Soil Science Society America Journal* 62: 467

Risikoabschätzung der Stickstoffauswaschung in der Nordchinesischen Tiefebene

Christian Rumbaur¹ und Karl Stahr

Einleitung

Die Nordchinesische Tiefebene ist das landwirtschaftliche Hauptanbauggebiet Chinas. Hohe Erträge werden oft durch hohen Einsatz der Ressourcen, wie Dünger und Wasser zur Bewässerung erzielt. Hohe Stickstoffauswaschung ins Grundwasser ist die Folge. Um eine nachhaltige Landwirtschaft zu ermöglichen ist es wichtig Wege aufzuzeigen um Risiken zu kontrollieren.

Im Internationalen Graduiertenkolleg „Nachhaltige Verwendung von Ressourcen in der Nordchinesischen Tiefebene“ werden Strategien zur Verringerung oder zur Vermeidung negativer Effekte auf Feld-, Farm- und regionaler Ebene entwickelt, analysiert und abgeschätzt, um daraus Agro-Umwelt-Richtlinien abzuleiten. Unter anderem soll die optimale Bewässerung und Düngung auf repräsentativen Versuchstationen ermittelt werden und die Stickstoffauswaschung abgeschätzt werden.

Material und Methoden

In der Nordchinesischen Tiefebene (Abbildung 1) im Nordosten Chinas mit einer Fläche von 409.500 km² wurden auf drei repräsentativen Versuchstationen der China Agricultural University, nämlich Quzhou und Wuqiao in der Hebei-Provinz und Dongbeiwang im Norden Beijings, Messungen zum Bodenwasserhaushalt, mittels TDR-Sonden und Tensiometern in verschiedenen Tiefen, und der Stickstoffauswaschung, mit Passivsammlern der Firma TerrAquat® in 1,35 m durchgeführt. Bei den Böden handelt es sich um einen calcaric Fluvisol und zwei calcaric Cambisols. Das Versuchsdesign basiert auf pflanzenbaulichen Gesichtspunkten. Unter anderem wurden die zwei Varianten „Farmer’s Practice“ und „Reduced Input“ unter einer Winterweizen-Sommermais-Rotation angelegt. Bei der Variante „Farmer’s Practice“ wurden die von den Bauern der Nordchinesischen Tiefebene durchschnittlich verwendeten Düngergaben und Bewässerungsmengen appliziert. In der „Reduced Input“-Variante beruhen die

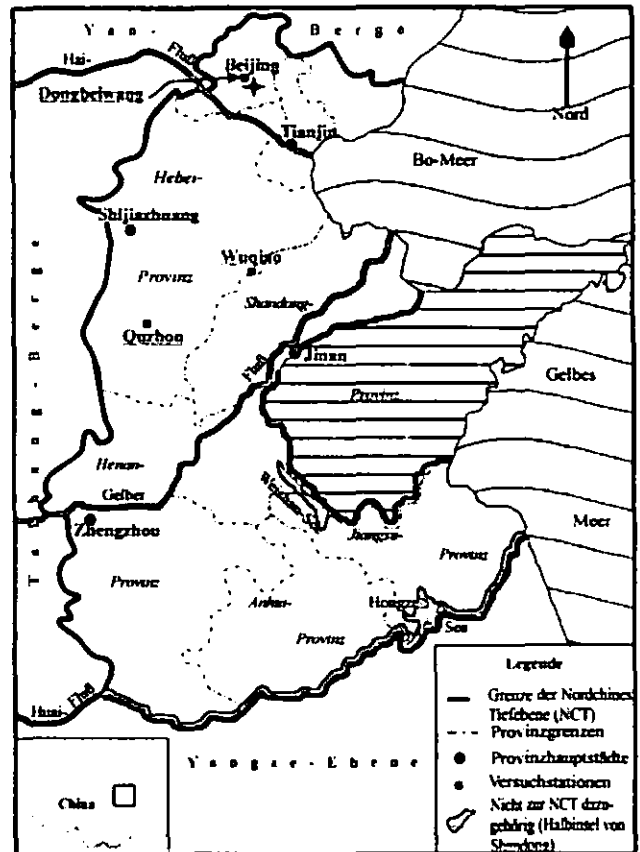


Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebietes Düngergaben und Bewässerungsmengen auf gemessenen Daten, N_{min}-Methode bzw. TDR-Sonden, und anschließend berechneter benötigter Dünger- und Bewässerungsmenge.

Tab. 1: Dünger-, Bewässerungsmenge und Ertrag auf den drei Versuchstationen, während Sommermais (SM) und Winterweizen (WW) in den Jahren 2005 und 2006.

	Farmer's Practice			Reduced Input		
	SM 05	WW 05/06	SM 06	SM 05	WW 05/06	SM 06
Quzhou						
Dünger (kg ha ⁻¹)	250	300	250	75	90	80
Bewässerung (mm)	75	240	115	75	180	115
Ertrag (kg ha ⁻¹)	5725	3907	6716	5788	3488	7847
Wuqiao						
Dünger (kg ha ⁻¹)	250	300	250	30	105	110
Bewässerung (mm)	120	300	0	120	116	0
Ertrag (kg ha ⁻¹)	6901	5610	8618	9135	4839	8714
Dongbeiwang						
Dünger (kg ha ⁻¹)	250	300	250	75	135	140
Bewässerung (mm)	100	335	50	100	265	50
Ertrag (kg ha ⁻¹)	5225	3220	6730	5033	3220	6870

Ergebnisse

Beim Vergleich des Niederschlags der Jahre 2004 bis 2006 mit dem 30-jährigen Mittel (FAOCLIM, 2001) ergibt sich für alle drei Versuchstationen, dass in den Hauptregenmonaten Juli und August, in denen 70% des Jahresgesamtniederschlag fallen, zum Teil mehr als 100 mm weniger Niederschlag gefallen sind. In den Monaten Mai und Juni hingegen über 50 mm mehr Niederschlag als das langjährige Mittel gefallen ist. (Abbildung 2)

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, rumbaur@uni-hohenheim.de

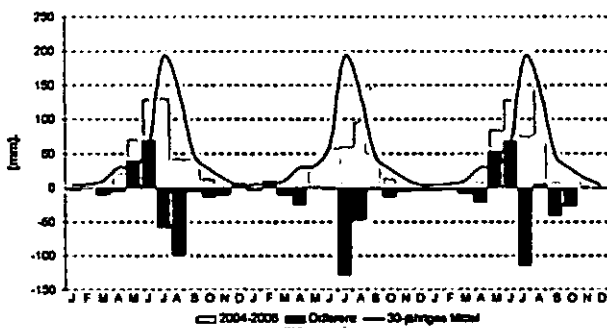


Abb. 2: Die Differenz des Niederschlags zwischen langjährigem Mittel und des Untersuchungszeitraumes. Beispiel Versuchstation Wuqiao.

Die Verdunstung während der Jahre 2004 bis 2006 war, im Vergleich mit dem langjährigen Mittel, in den drei Untersuchungsgebieten um bis zu 140 mm höher (Abbildung 3). Die kumulative Verdunstung betrug am Ende des Untersuchungszeitraumes etwa 5000 mm.

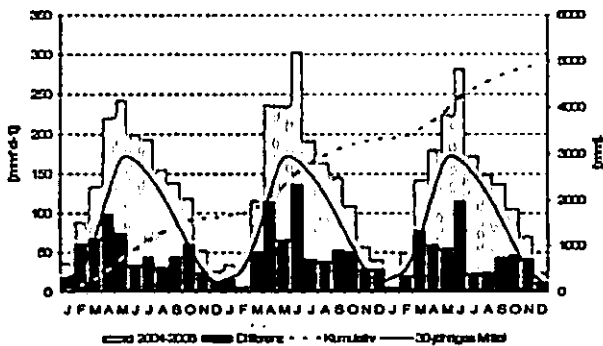


Abb. 3: Die Differenz der Verdunstung zwischen langjährigem Mittel und des Untersuchungszeitraumes. Beispiel Versuchstation Wuqiao.

Die Wasserbilanz, dargestellt in Abbildung 4 am Beispiel Dongbeiwang, zeigt, dass trotz eines höheren Defizits an Wasser in der Variante „Reduced Input“ während der Winterweizen-Vegetationsperiode der gleiche Ertrag erzielt werden kann wie mit geringerem Defizit in der Variante „Farmer’s Practice“. Dies bedeutet auch, dass die Evapotranspiration nicht durch Bewässerung ausgeglichen werden muss, um höhere Erträge zu erzielen (siehe auch Tabelle 1).

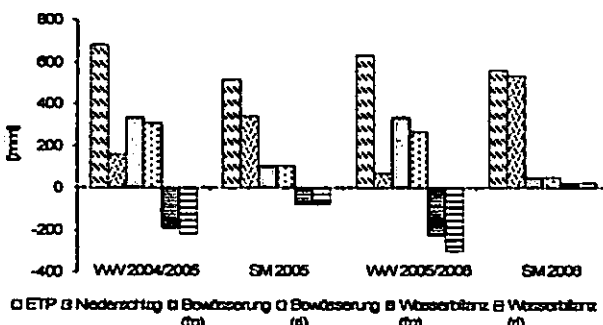


Abb. 4: Wasserbilanz (Niederschlag+Evapotranspiration) für die Varianten „Farmer’s Practice“ (fp) und „Reduced Input“ (ri) während der Winterweizen- (WW) und Sommermais- (SM) Vegetationsperiode. Beispiel Dongbeiwang.

Hauptsächlich die schnelle Verlagerung des Stickstoffs in Makroporen kann mit den Passivsammlern wird gemessen (Mack, 2005). Durch die Akkumulation des Stickstoffs in den Bodenschichten oberhalb der Einbautiefe in trockeneren Jahren, Vegetationsperioden des Winterweizens 2004/2005 bis Winterweizen 2005/2006 (Abbildung 4) steigt die Stickstoffauswaschung in feuchteren Jahren, Vegetationsperiode Sommermais 2006 (Abbildung 4), sehr stark an, wie das in Abbildung 5 auf der Versuchstation Dongbeiwang in der Variante „Farmer’s Practice“ und „Reduced Input“ sehr gut zu erkennen ist.

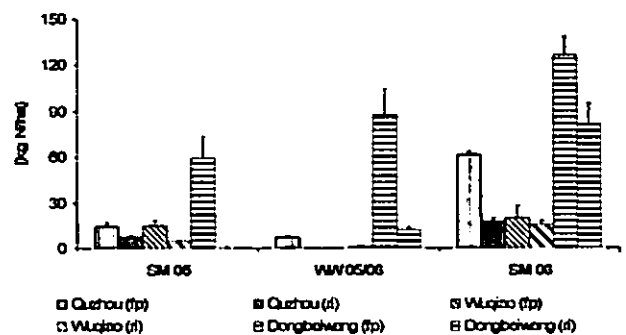


Abb. 5: Stickstoffauswaschung in den drei Versuchstationen Quzhou, Wuqiao und Dongbeiwang für die Varianten „Farmer’s Practice“ (fp) und „Reduced Input“ (ri) während der Winterweizen- (WW) und Sommermais- (SM) Vegetationsperiode. Fehlerbalken: Standardfehler.

Zusammenfassung

In der Nordchinesischen Tiefebene nehmen der Niederschlag ab und die Evapotranspiration zu. Das Risiko der Stickstoffauswaschung nimmt allgemein ab. Wie diese Studie zeigt kann durch Berechnung des aktuellen Pflanzenbedarfs an Wasser und Stickstoff die Stickstoffauswaschung um 25 bis 70% verringert werden.

Referenzen

FAO (2001): FAOCLIM Number 5 in den Environment and Natural Resources Service (SDRN) Working Papers series.
 Mack, U. (2005): Bodenwasserhaushalt und Nitrat- und Nitrauswaschung unter bewässertem Getreide- und Gemüseanbau in der Nordchinesischen Tiefebene. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte.

Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Internationalen Graduiertenkollegs „Nachhaltige Verwendung von Ressourcen in der Nordchinesischen Tiefebene“ durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) finanziert.

Chronosequenz der Aufnahme von Blei und Arsen in Pflanzen

Geerd Smidt, Friederike Lang,
Andrea Herre, Martin Kaupenjohann

Dendroanalytik auf stillgelegten Schießplätzen (SP), die hoch mit Pb, As und Sb kontaminiert sind, liefert Hinweise auf die Dynamik der Freisetzung und Pflanzenaufnahme dieser Elemente.

Das Ziel der Untersuchungen ist es, (1) den Einfluss des Schießplatzes auf den Konzentrationsverlauf von Pb, As und Sb in den Jahrringen der Bäume zu untersuchen, (2) elementspezifische Transferkoeffizienten zu ermitteln und (3) erste Hinweise auf die Allokation dieser Elemente in Eichen (Wurzelrinde, Wurzel, Stamm) zu erhalten.

Material und Methoden

Beprobt wurden Bohrkern von 5 Eichen (*Quercus robur* L.) auf einem 1986 stillgelegten Schießplatz und auf einem unbelasteten Referenzstandort. Nach einem Sturm konnte außerdem die Pfahlwurzel eines Baumes beprobt werden. Zusätzlich untersuchten wir die Rohhumusaufgabe, den Oberboden und den Unterboden in unmittelbarer Nähe der Bäume. Wir bestimmten die Konzentrationen an pflanzenverfügbarem (NH_4NO_3) und gesamt (HF-HNO_3) Pb, As und Sb. Für die Elementanalyse im Holz wurden die Jahrringe von je 3-6 Jahren zusammengefasst und mit HNO_3 aufgeschlossen. Die Konzentrationen wurden mit Graphitrohr-AAS und ICP-MS analysiert.

Ergebnisse

Die Chronosequenz der Pb und As-Aufnahme der Eichen zeigt eine stetige Zunahme der Pb-Konzentration mit Überschreitung der Hintergrundkonzentration von 0.8 mg/kg seit 1975 und eine sinkende Konzentration in den jüngeren Splintholzjahrringen (Abb. 1). Der Konzentrationsverlauf von As zeigt das gleiche Muster, nur ist hier die Hintergrundkonzentration (hier Nachweisgrenze) von 0.04 mg/kg bereits seit dem Wuchsbeginn 1955

überschritten. Eine Sb-Aufnahme kann nicht nachgewiesen werden.

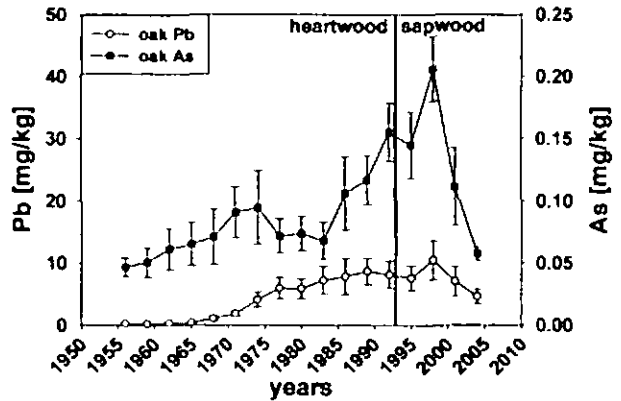


Abb.1: Pb und As in den Eichen auf dem SP

Die Vergleiche der Konzentrationen in Pflanze und Boden weisen auf eine bevorzugte Aufnahme von As gegenüber Pb hin (Tab. 1). Abb. 2 zeigt die gute Korrelation ($R=0.985$) der pflanzenverfügbaren Pb-Gehalte der Auflage zu den Gehalten im Baumstamm.

Tab.1: Pb, As, Sb Konzentrationen in der Auflage auf dem SP und Transferkoeffizienten

	Gesamt [mg/kg]	Pflanzenverfügbar [mg/kg]	Transferkoeffizient ⁽¹⁾
Pb	4450 – 50420	1200 – 12300	0.002 ± 0.0004
As	19 – 427	3 – 17	0.04 ± 0.03
Sb	206 – 2370	8 – 18	x

⁽¹⁾ = (Konz. Stamm [mg/kg]) / Konz. Auflage [mg/kg]

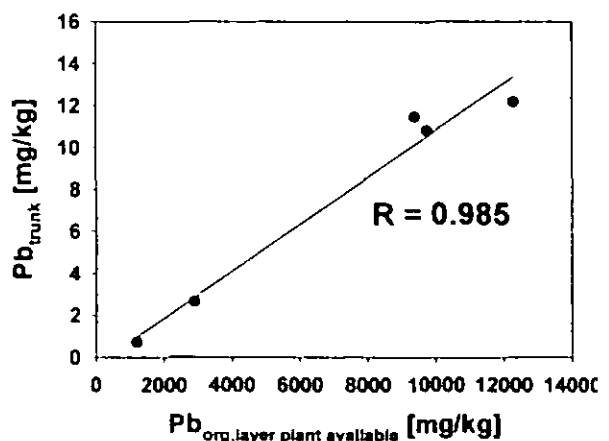


Abb.2: Boden-Baum Korrelation von Pb auf SP

Boden die Gehalte der Jahrringe des Wurzelholzes gleich derer des Stammes sind. Allerdings zeigt sich eine starke Anreicherung von Pb in der Wurzelrinde (Abb. 3). Arsen weist keine wesentliche Anreicherung in der Rinde auf und die Wurzel-Stammgehalte sind vergleichbar (Abb. 4).

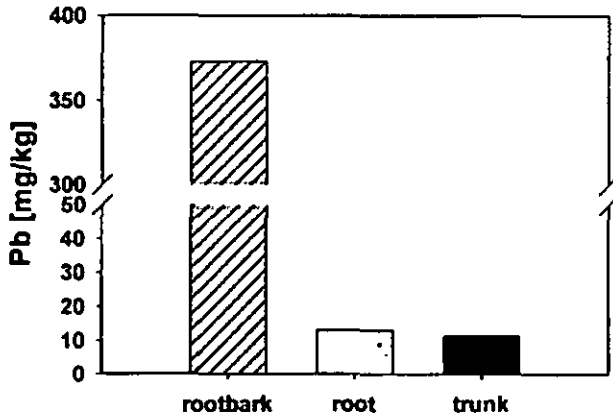


Abb.3: Pb in der Wurzel und im Stamm auf SP

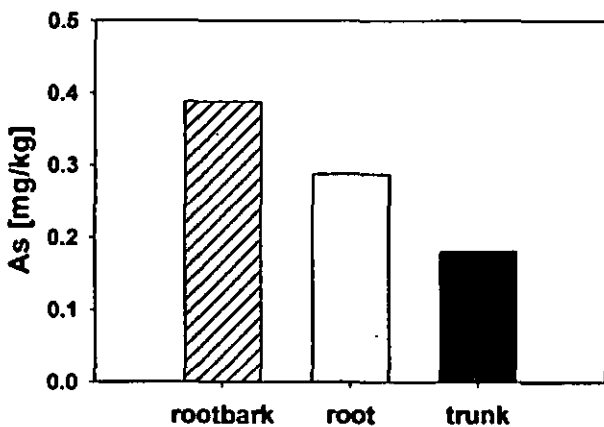


Abb.4: As in der Wurzel und im Stamm auf SP

Diskussion

Die Chronosequenz der Pb und As-Aufnahme zeigt stetig ansteigende Gehalte in den Jahrringen. Der große Vorrat an verwitternden Schrotkugeln im Boden lässt anscheinend die pflanzenverfügbaren Konzentrationen über die Zeit weiter ansteigen. In den über mehrere Jahre wasserleitenden Jahrringen kommt es so zu einer stetig steigenden Akkumulation von Pb und As. Der Rückgang der Gehalte im jüngeren Splintholz kann mit der geringern Akkumulationszeit erklärt werden.

Aufgrund der unterschiedlichen Elementgehalte in den Schrotkugeln (Pb >90%, As ~ 0.5%, Sb ~2%), der präferentiellen Verwitterung des Pb (Abreicherung von Pb in der korrodierenden Kruste, Scheinost et al., 2006) und unterschiedlicher Bindungsmechanismen im Boden kommt es zu großen Konzentrations-

unterschieden dieser Elemente in der pflanzenverfügbaren Fraktion.

Der Transferkoeffizient für Pb (Tab. 1) lässt auf eine geringe Pflanzenverfügbarkeit dieses Elementes schließen. Grund dafür könnte der hohe Anteil an organisch gebundenem Pb sein, das teilweise durch die Extraktion mit erfasst wird, von Pflanzen aber nicht aufgenommen werden kann (Sauve et al., 1998). Der höhere Transferkoeffizient (Tab. 1) für As ist durch weniger effiziente Ausschlussmechanismen der Pflanze für As im Vergleich zu Pb begründet. Die geringe Mobilität von Sb in C_{org} -reichen Boden wurde bereits nachgewiesen (Knechthofer et al., 2002 und Tighe et al., 2005). Diese könnte der Grund für die geringen Gehalte in der Wurzel sein.

Ein weiterer Mechanismus, der die Pflanzenaufnahme beeinflusst, ist die elementspezifische Retention in der Wurzelrinde. Blei wird wie in Abb. 3 gezeigt sehr effektiv abgehalten. Das deutet darauf hin, dass die Wurzelrinde als Barriere für Blei dient, welche erst oberhalb einer kritischen Konzentration überwunden werden kann. Oberhalb dieser Konzentration steuert die Bodenkonzentration die Pb-Konzentration im Baum (Abb. 2).

Arsen wird von der Baumwurzel unbeeinflusst aufgenommen (Abb. 4). Eine Antimon-Aufnahme durch die Wurzel erfolgt nicht.

Interessiert uns der volatile C-Pool der Böden?

H. Schack-Kirchner, M. Maier, E. Hildebrand

1. Einführung

Die quantitativ dominierenden C-Pools der Böden sind im Humus und in der Biomasse und liegen im Größenordnungsbereich 10^1 bis 10^2 t ha⁻¹ (ggf. Carbonat bis über 10^3 t ha⁻¹). Demgegenüber sind die im gasförmigen CO₂ der Bodenluft gespeicherten C-Mengen mit i.d.R. deutlich unter 200 kg ha⁻¹ fast vernachlässigbar. Auf den Gasaustausch des Bodens bezogen bekommt dieser Pool jedoch eine größere Relevanz. 100 kg ha⁻¹ CO₂-C entsprechen dem Gehalt einer Luftsäule in der Atmosphäre von 50 m oder der durchschnittlichen Bodenrespiration mitteleuropäischer Wälder von 7 Tagen. Nach wie vor gelingt es nicht, mit Hilfe von Festphasenanalysen selbst über mehrere Jahre eine standortbezogene Drift des C-Vorrates im Boden nachzuweisen. Dies liegt an der im Verhältnis zu den Änderungsraten hohen Hintergrundkonzentration, der destruktiven Beprobung und der hohen räumlichen Heterogenität. Daher versucht man zunehmend mit mikrometeorologischen Verfahren umfassende Flussbilanzen auch für das Bodenkompartment aufzustellen. Auf der Basis dieser zeitlich sehr hoch aufgelösten Messungen werden dann Modelle, z.B. zur Temperaturabhängigkeit der Bodenrespiration aufgestellt. Isotopensignaturen werden zur Abgrenzung autotropher und heterotropher Respirationgasflüsse herangezogen. Diesen Modellen liegt die implizite Annahme zugrunde, dass die Rate der CO₂ Emission an der Oberfläche und deren Zusammensetzung ein Produkt der aktuellen Faktorenkonstellation ist. Vorratsänderungen bleiben unberücksichtigt. Inwieweit diese bei der Quantifizierung der Bodenrespiration relevant werden, ist bisher nicht klar.

2. Mechanismen der Instationarität

Zu Vorratsänderungen kommt es immer dann, wenn die Parameter des diffusiven Gasaustauschs driften, z.B. durch Zunahme oder Abnahme der Produktion oder durch eine Änderung der Gasdiffusivität, weil die CO₂-Konzentration nicht nur Kontrollvariable des CO₂-C Vorrates, sondern auch des CO₂ Transportes ist. Dieser Effekt ist auch eine unerwünschte Begleiterscheinung von Kammermessungen. Daneben können konvektive Prozesse oft schnelle Verschiebungen des Bodengasvorrates bewirken, z.B. wenn sich das Gasvolumen durch Wasserinfiltration oder Grundwasserpegelschwankungen ändert. Luftdruckschwankungen bei Wetterfronten oder durch Temperaturgradienten führen zur Kontraktion oder Expansion der Bodenluftsäule. Für den quantitativen Effekt entscheidend ist die Länge des

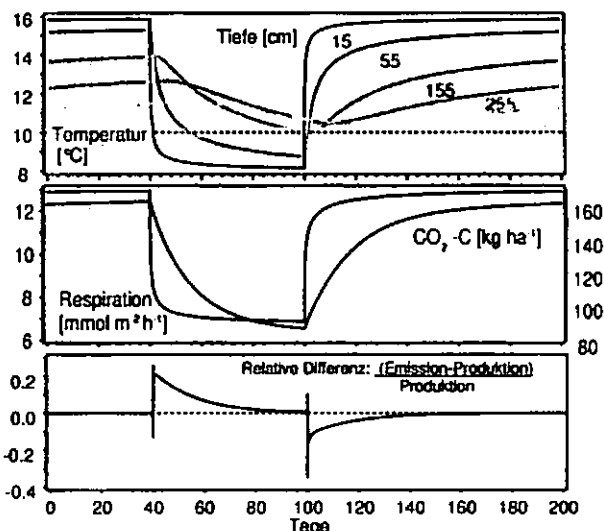


Abb. 1: Modellierung einer saisonalen Temperaturschwankung und deren Auswirkung auf die Bodenrespiration und den Vorrat von CO₂-C. Oben: Zeitverlauf der Temperaturen in verschiedenen Tiefen. Mitte: Tatsächliche Bodenrespiration und CO₂-C Vorrat. Unten: Relative Abweichung der CO₂-C Emission von der tatsächlichen Bodenrespiration

Luftporenkontinuums. Ausgeprägte Tagesgänge der ²²²Rn Emission werden meist auf zyklische Invertierung der Temperaturgradienten zurückgeführt. Windbedingte Turbulenzen können kurzfristig den Gasaustausch des Bodens verbessern und damit zu verstärkten Emissionen führen.

Schlaglichtartig haben wir die potentiellen Auswirkungen allein von diffusionsbedingten Vorratsänderungen modelliert. In diesem Modell wurde ausschließlich die Oberflächentemperatur in Form eines saisonalen Ganges variiert. Modelliert wurden die Temperaturentbreitung im Boden (Temperaturdiffusionsmodell), die Bodenrespiration (Horizontspezifische Q₁₀ Modelle nach Schack-Kirchner u. Hildebrand 1998) sowie die Gasdiffusion (1. Fick'sches Gesetz, temperaturangepasste Gasdiffusionskoeffizienten). Das Modell basiert auf einem 5 m tiefen Luftporenkontinuum mit einem relativen scheinbaren Gasdiffusionskoeffizienten von 0.63. Die Bodenrespiration ist auf die oberen 80 cm konzentriert. Die Lösung erfolgte mit einem eindimensionalen finite-Differenzenmodell (Temperatur und Gashaushalt). Änderungen der Bodenfeuchte, Tagesgänge der Temperatur oder Gaskonvektion bleiben unberücksichtigt. Aus Abb. 1 wird ersichtlich, dass die Bodenrespiration auf die Temperaturänderungen sehr schnell reagiert während der CO₂-C-Vorrat eine gedämpfte Reaktion zeigt. Nach dem "Winter-", bzw. "Sommerbeginn" kommt es über mehrere Wochen bei einer Messung der C-Emission zu einem Fehler von bis zu 20% gegenüber der Bodenrespiration.

In realen Bodensystemen wird man immer komplexere Faktorenkonstellationen vorfinden. Dabei sind sowohl Fälle denkbar, bei denen der Fehler kurzfristig noch verstärkt wird (z.B. ein Kälteeinbruch bei gleichzeitig steigendem Grundwasserstand) oder abgeschwächt wird (Bodenerwärmung und

gleichzeitige Erhöhung der Gasdurchlässigkeit bei Bodenaustrocknung).

3. Messprogramm und erste Ergebnisse

An der Forstmeteorologischen Forschungsstation Hartheim (Schindler et al. 2006) wurden im Herbst 2006 in 4 Bodentiefen bis 100 cm Tiefe diffusionsbasierte CO₂-Messaufnehmer mit Temperatursensor (Vaisala GMP 343) sowie Bodenfeuchtesensoren (Theta Probe MLII) installiert. Außerdem wurden zwei hochauflösende Differenzdrucksensoren (Greisinger Elektronik GMSD 2.5MR) und pF-Meter (EcoTech) eingebracht. An der Bodenoberfläche werden Niederschläge, CO₂-Konzentration und Temperatur erfasst. Die Messfrequenz beträgt 120 Sekunden, pro Woche werden somit ca. 54000 Messwerte gespeichert. Zusätzlich steht für die Auswertungen der meteorologische Datensatz incl. der CO₂-Flüsse aus Eddy-Kovarianz Messungen zur Verfügung. An 40 Stechzylinderproben wurden die Beziehungen von Wassergehalt, Luftleitfähigkeit und Gasdiffusionskoeffizient zur Wasserspannung in 5 Bodentiefen gemessen.

In Abb. 2 sind die Zeitreihen der CO₂-Konzentrationen und der Bodentemperatur dargestellt. Man

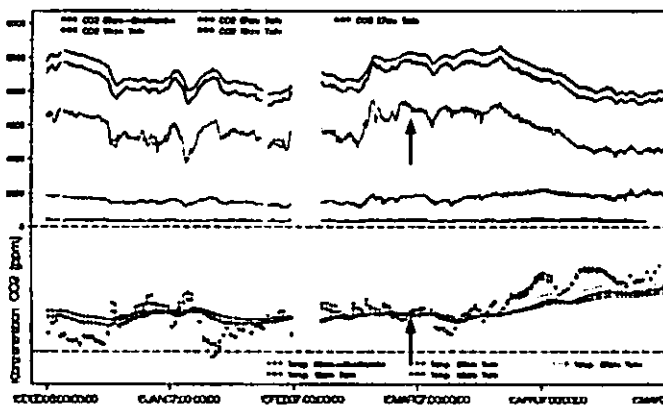


Abb. 2: Zeitreihen der CO₂-Konzentrationen und der Bodentemperaturen in verschiedenen Tiefen.

erkennt bei der Frühjahrserwärmung 2007 einen gegenüber dem Modell inversen Verlauf der CO₂-Konzentrationen bzw. der Vorräte. Ursache dafür war eine gleichzeitige Austrocknung des Bodens mit Verbesserung der Gasdurchlässigkeit. Diese Gegenläufigkeit zwischen Bodentemperatur und Bodenfeuchte ist typisch für Ökosystem der gemäßigten Breiten und erschwert die Aufdeckung der Feuchtesensitivität der Bodenrespiration (Borken et al. 2006). Der durch den Pfeil gekennzeichnete plötzliche Einbruch der CO₂-Konzentration stand weder mit einer gleichzeitigen Temperaturabnahme (diese erfolgte 2 Tage später) noch mit einer Feuchteänderung in unmittelbarer Beziehung. Abb. 3 zeigt einen Ausschnitt der hochaufgelösten Differenzdruckmessungen und des absoluten Luftdrucks. Die Druckabnahme, immerhin 30 hPa in 2 Tagen kann jedoch nicht den CO₂-Rückgang verursacht haben, weil die Expansion der Luftsäule eher CO₂-reiche Tiefenluft nach oben bringt und somit im Unterboden

eine Zunahme der CO₂-Konzentrationen erwarten ließe. Die Differenzdrücke hingegen zeigen zwar keinerlei klaren Trend im Hinblick auf Druckgradienten, die starke Fluktuation ist jedoch ein Indikator für windinduzierte Turbulenzen. Diese verbessern den Gasaustausch an der Oberfläche. Die starke Wirkung des Effektes zeigt sich an der Reaktion bis 1m Tiefe.

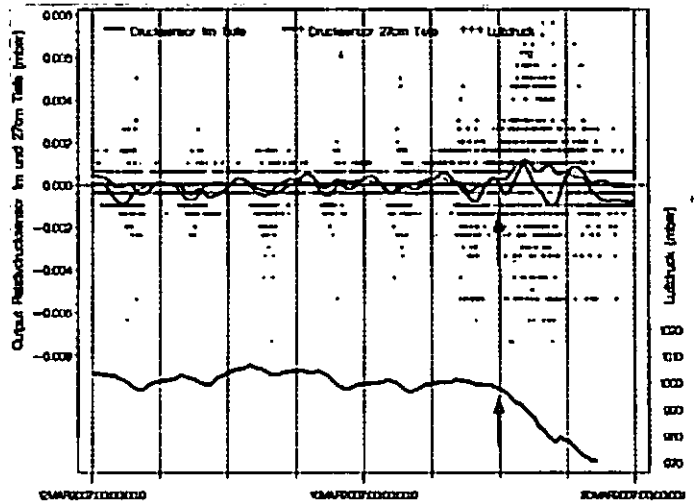


Abb. 3: Zeitreihe (vergrößerter Ausschnitt) der hochaufgelösten Relativdrücke (oben) und des atmosphärischen Luftdruckes (unten). Die Pfeilposition entspricht der in Abb. 2.

4. Ausblick

Umfassende Produktions- und Transportmodelle für CO₂ sind von verschiedenen Autoren entwickelt worden, wobei die insbesondere die den Vorrat betreffenden Parameter in unterschiedlicher Weise berücksichtigt werden. Die Herausforderung besteht in der validen Parametrisierung, die wir in der Weise erreichen wollen, dass zunächst solche Situationen in den Zeitreihen isoliert werden, die eine besondere Variabilität eines Parameters aufweisen und im übrigen mehr oder weniger "ceteris paribus" Bedingungen aufweisen. Ziel ist die Entwicklung eines Werkzeugs, das die Beurteilung von CO₂-Emissionsmessungen auf ihren Anteil von Vorratsänderungen erlaubt.

BORKEN, W., SAVAGE, K., DAVIDSON, E.A., TRUMBORRE, S.E. (2006): Effects of experimental drought on soil respiration and radiocarbon efflux from a temperate forest soil. *Global Change Biology* 12: 177-193.

SCHACK-KIRCHNER, H. und HILDEBRAND, E.E. (1998): Prozessmonitoring mit Gaskonzentrationsmessungen in Waldböden. In: Hildebrand, E. (Hrsg.): *Der Gashaushalt von Waldböden: Messung, Modellierung und ökologische Bedeutung*, Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen Band 37. 1-141.

SCHINDLER, D., TÜRK, M., MAYER, H., (2006): CO₂ fluxes of a Scots pine forest growing in the warm and dry southern upper Rhine plain, *European Journal of Forest Res.* 125, 201-212

Quantifizierung der CO₂-Quellen aus dem Boden unter *Miscanthus* anhand der natürlichen ¹³C-Abundanz

Katja Schneckenberger¹, Karl Stahr¹, Yakov Kuzyakov²

Mit Hilfe der natürlichen ¹³C Abundanz wird häufig die Kohlenstoff (C)-Dynamik in Böden unter Mais als wichtiger C₄-Kulturpflanze untersucht. In der auf der Tagung vorgestellten Untersuchung wurde die natürliche ¹³C Abundanz für den C-Umsatz unter *Miscanthus x giganteus* als mehrjähriges C₄-Energiegras angewandt, dessen Anbau als Maßnahme zur CO₂-Festlegung in der oberirdischen Biomasse, aber auch in Böden gesehen wird. Die beprobte *Miscanthus*-Fläche in Stuttgart-Hohenheim war zum Zeitpunkt der Beprobung 10-11 Jahre alt.

Ziele dieser Untersuchung war es:

- 1.) die jahreszeitliche Dynamik der CO₂-Gehalte in verschiedenen Bodentiefen zu erfassen,
- 2.) die ¹³C-Signatur des CO₂ für die Bestimmung der CO₂-Herkunft aus (i) dem Abbau ‚alter‘ - C₃ bürtiger organischer Bodensubstanz (OBS) (> 10 a) (= C₃-bürtiges CO₂) und (ii) dem Abbau ‚neuer‘ OBS (<10 a) + der Wurzelatmung + der Veratmung von *Miscanthus*resten (= C₄-bürtiges CO₂) anzuwenden, und
- 3.) das gruppenspezifische MRT für (i) den C₃-C und (ii) den C₄-C abzuschätzen.

Für die Beprobung der Bodenluft wurden sowohl auf der *Miscanthus*-Fläche als auch auf einer benachbarten Grünlandfläche ohne vorherige C₄-Vegetation (Referenzfläche) sog. Bodenschnecken in 15 und in 30 cm Bodentiefe eingebaut (Kammann et al., 2001). Diese bestehen aus luftdurchlässigen, aber wasserdichten Silikonschläuchen, in denen sich die Luft im Gleichgewicht mit der umgebenden Bodenluft befindet. Über Metallrohre und Drei-Wege-Hähne wurden alle 3-6 Wochen Gasproben in Vaccutainer entnommen und am GC-IRMS auf ihre CO₂-Konzentrationen und δ¹³C-Werte untersucht.

Die Dynamik der CO₂-Konzentrationen unter *Miscanthus* und Grünland war im Sommer und

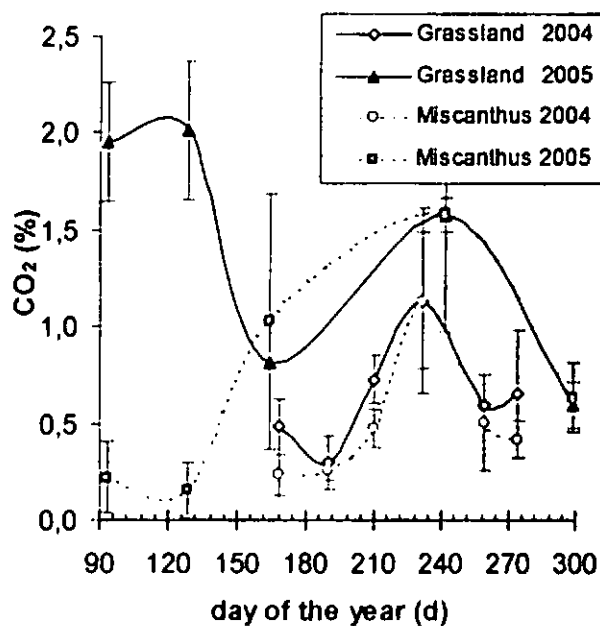


Abb. 1: Jahreszeitliche Dynamik der CO₂ Konzentrationen in 15 cm Bodentiefe

Herbst unter *Miscanthus* und unter Grünland sowohl in 15 cm (Abb.1) als auch in 30 cm Bodentiefe vergleichbar. Im Gegensatz dazu waren die CO₂ Konzentrationen unter *Miscanthus* im Frühjahr im Vergleich zum Grünland sehr niedrig, was das besondere

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27, D-70599 Stuttgart, schneck@uni-hohenheim.de

² Abteilung für Agrarökosystemforschung, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Wachstumsverhalten von *Miscanthus* wieder spiegelt: verzögert einsetzendes Wurzelwachstum (Beuch et al., 1999).

Die $\delta^{13}\text{C}$ Werte des CO_2 der Bodenluft unter *Miscanthus* waren entsprechend dem Beitrag von *miscanthusbürtigem* CO_2 aus der Veratmung von *miscanthusbürtiger* OBS und *Miscanthus*rückständen und der Wurzelatmung sowohl in 15 cm als auch in 30 cm deutlich positiver als die des CO_2 unter Grünland ohne C_4 Vegetation (Abb.2 für 15 cm). Die daraus berechneten Anteile an

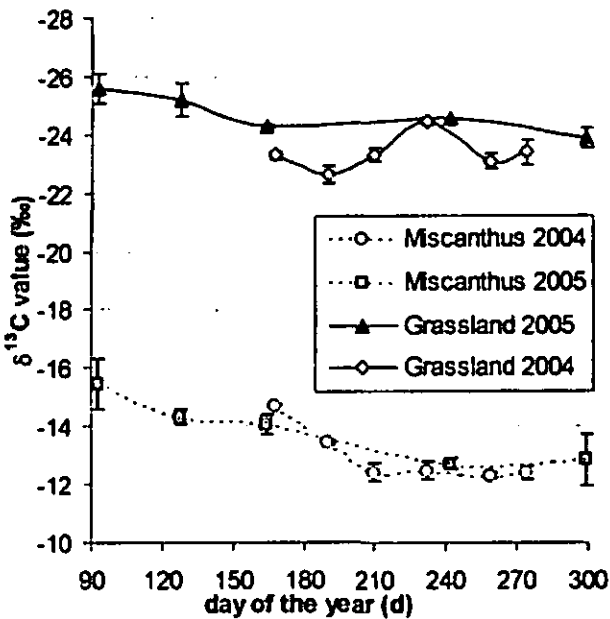


Abb.2: $\delta^{13}\text{C}$ Werte des CO_2 der Bodenluft unter *Miscanthus* und Grünland in 15 cm Bodentiefe

miscanthusbürtigem CO_2 waren in 15 cm mit 60 - 80% in 15 cm etwas niedriger als in 30 cm (70-90%). Entsprechend der verstärkten Wurzelatmung von *Miscanthus* im Sommer, stiegen die Anteile an *miscanthusbürtigem* CO_2 im Jahresverlauf tendenziell an.

Anhand einer Optimierung der gemessenen Daten mit Hilfe von Microsoft Excel Solver an den aus den Gesamtisotopiedaten geschätzten Mittleren Verweilzeiten (MRT) des Gesamtkohlenstoffs, konnten die poolspezifischen MRT

für den C_3 - und C_4 -Kohlenstoff abgeschätzt werden. Dabei zeigten sich für den C_4 -C mit 8,5 Jahren in 15 cm und 4,6 Jahren in 30 cm deutlich niedrigere MRT als für den C_3 -C (86 bzw. 136 a).

Es konnte gezeigt werden, dass die sog. Bodenluftschnecken als passive Bodenluftsammler geeignet sind, um die CO_2 -Konzentrationen sowie die $\delta^{13}\text{C}$ Werte des CO_2 der Bodenluft zu bestimmen.

Die CO_2 -Konzentrationen der Bodenluft zeigten hierbei in der jahreszeitlichen Dynamik eine starke Abhängigkeit von der Wurzelaktivität von *Miscanthus* (minimale CO_2 Konzentrationen im Frühjahr vor Beginn eines verstärkten Wurzelwachstums, Maximum im Sommer) und Grünland (maximale CO_2 Gehalte im Frühjahr und im Sommer). Anhand der $\delta^{13}\text{C}$ Werte war es möglich, poolspezifische MRT für C_3 - und C_4 -C abzuschätzen, welche auf eine wesentlich schlechtere Stabilisierung des neuen C (hier mit C_4 -Signatur) und damit viel kürzere Verweilzeit des neuen C im Boden hindeuten.

Literatur

- Beuch, S. (1999): Zum Einfluss des Anbaus und der Biomassestruktur von *Miscanthus x giganteus* (Greef et Deu.) auf den Nährstoffhaushalt und die organische Bodensubstanz. Berichte aus der Agrarwissenschaft, Shaker Verlag, Aachen, p. 163.
- Kammann, C., Grünhage, L., Jäger, H.-J., 2001. A new sampling technique to monitor concentrations of CH_4 , N_2O and CO_2 in air at well-drained depths in soils with varied water potential. European Journal of Soil Science 52, 297-303.

Messung von Bruttonitrifikationsraten in drei ausgewählten Ackerböden mit Hilfe der Barometrischen Prozessseparation

Ulrich Schwarz¹, Joachim Ingwersen¹, Wan Yun-jing², Ju Xiaotang² und Thilo Streck¹

Einleitung

Eine nachhaltige Ressourcennutzung in intensiven Acker- und Gemüsebausystemen setzt ein umfassendes Verständnis der Stoffflüsse voraus. Hierbei spielen insbesondere N-Umsätze eine wichtige Rolle. Die Standardmethode zur Bestimmung von Bruttomineralisations- und Bruttonitrifikationsraten ist die „¹⁵N-Pool dilution technique“. Die Barometrische Prozessseparation (BaPS; Ingwersen et al., 1999) ist eine neue, isotopenfreie Methode zur simultanen Bestimmung der Bruttonitrifikation, der Respiration und der Bruttodenitrifikation in Böden. Die Vor- und Nachteile gegenüber der „¹⁵N-Pool dilution technique“ bei der Ermittlung der Nitrifikationsraten sind:

Vorteile

- Applikation von ¹⁵N entfällt, dadurch treten keine Probleme auf hinsichtlich der Homogenisierung, Isotopendiskriminierung oder der Stimulierung mikrobieller Umsatzprozesse
- niedrigere Kosten
- geringere messtechnische Anforderungen
- Grundsätzlich ist eine simultane Messung von Denitrifikation, Respiration und Nitrifikation möglich

Nachteile

- Es werden Informationen über den Respiationsquotienten (RQ), des Verhältnisses N₂/N₂O und des Verhältnisses von auto- zu heterotrophen Nitrifikanten benötigt
- hohe Nachweisgrenze der Denitrifikation

Zielsetzung

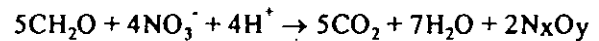
Die Barometrische Prozess - Separation, die bisher nur auf Wald- und auf Wiesenstandorten zur Anwendung kam, soll auf Ackerstandorten etabliert werden. Es würde die Rolle des pH-Wertes auf das Kalk- Kohlensäuregleichgewicht getestet.

Material und Methoden

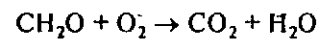
Theorie BaPS (Ingwersen et al., 1999; Ingwersen et al., 2007)

Die BaPS beruht auf der Annahme, dass in einem Boden drei wesentliche Prozesse (Respiration, Nitrifikation und Denitrifikation) ablaufen, die zu einer Änderung des Gashaushaltes führen. Diese Prozesse beeinflussen wiederum das Kalkkohlen-säuregleichgewicht.

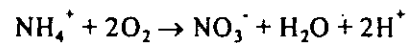
Denitrifikation



Respiration



Nitrifikation



Kalk- Kohlensäuregleichgewicht

$$\text{CO}_{2,aq} = K_H P_{\text{CO}_2} \left(1 + \frac{K_{\text{H}_2\text{CO}_3}}{(\text{H}^+)} + \frac{K_{\text{H}_2\text{CO}_3} K_{\text{HCO}_3}}{(\text{H}^+)^2} \right)$$

mit K Gleichgewichtskonstante

P Partialdruck

Daraus lässt sich folgende Bilanz ableiten

$$\Delta n = \Delta \text{CO}_2 + \Delta \text{O}_2 + \Delta \text{N}_x\text{O}_y$$

mit N_xO_y N₂ + N₂O + NO

n Stoffmenge [mol]

In einem geschlossenen, isothermen System lassen sich bei gleichzeitiger Messung von Druck, O₂ und CO₂ damit die Denitrifikation, die Respiration und die Nitrifikation wie folgt ermitteln (Ingwersen et al., 1999).

Denitrifikation

$$\Delta \text{N}_x\text{O}_y = \Delta n - \Delta \text{CO}_2 - \Delta \text{O}_2$$

$\Delta \text{CO}_{2,Den} = \alpha \Delta \text{N}_x\text{O}_y$
mit $\text{CO}_{2,Den}$ CO₂ produziert bei der Denitrifikation [mol]

α Parameter zwischen 2 und 2,5

Respiration

$$\Delta CO_{2,R} = \Delta CO_2 - \Delta CO_{2,Den} + \Delta CO_{2,aq}$$

Nitrifikation (heterotroph)

$$RQ = \Delta CO_{2,R} / \Delta O_{2,R}$$

$$\Delta O_{2,NH} = \Delta O_2 - \Delta O_{2,R}$$

$$\Delta O_{2,NH} = \Delta O_2 - \frac{1}{RQ} \Delta CO_{2,R}$$

- mit $CO_{2,R}$ CO_2 produziert bei der Atmung [mol]
- $CO_{2,aq}$ CO_2 gelöst [mol]
- $O_{2,R}$ O_2 verbraucht bei der Atmung [mol]
- $O_{2,NH}$ O_2 verbraucht bei der Nitrifikation [mol]

Für autotrophe Nitrifikation erfolgt die Berechnung leicht modifiziert (Ingwersen et al. 2007).

Versuchsdurchführung

In unserem Experiment wurde Oberboden von drei Ackerstandorten mit unterschiedlichem pH-Wert auf < 2 mm gesiebt. Der Boden wurde für ca. 24 h bei 15 °C in der BaPS gemessen. Gleichzeitig wurde die „¹⁵N-Pool dilution technique“ zur Messung der Bruttonitrifikation als Referenzmethode eingesetzt. Der Boden wies folgende Charakteristika auf:

Standort	pH (CaCl ₂)	pH (H ₂ O)
Rastatt	5,2	5,9
Heidfeldhof	7,2	7,8
Dong Bei Wang (VRC)	7,6	8,0

Ergebnisse und Diskussion

Die drei Ackerstandorte weisen unterschiedliche Nitrifikationsraten auf (Abb.1). Abhängig von der Methode und der Bestimmung des pH-Wertes bewegen sich die Raten zwischen 30 und 200 µg N kg⁻¹ h⁻¹. Am Standort Rastatt konnte eine gute Übereinstimmung der beiden Methoden erreicht werden. Aufgrund der leicht sauren Bodenreaktion des Standortes hat dieser bzw. Kalkkohlenäuregleichgewicht bei der Berechnung der Raten keinen entscheidenden Einfluss. Abhängig vom pH-Wert wurden im Ackerboden vom Heidfeldhof mit der BaPS fünf- bzw. dreimal so hohe Nitrifikationsraten bestimmt. Die Raten, die am Standort Dong Bei Wang mit den unterschiedlichen Techniken gemessen wurden, sind dann vergleichbar, wenn zur Be-

stimmung des Kalk-Kohlenäuregleichgewichts das pH (H₂O) verwendet wird.

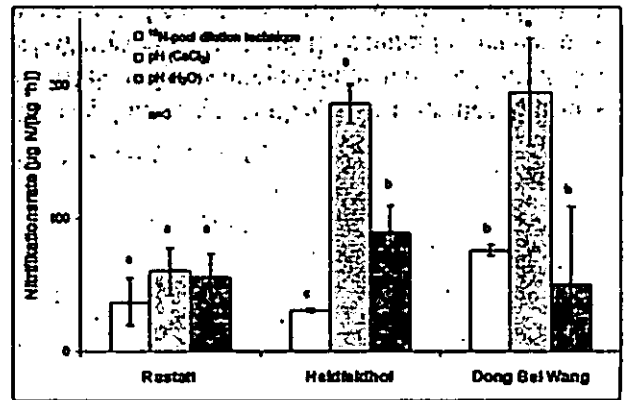


Abb.1 Nitrifikationsraten gemessen mit BaPS und „¹⁵N-pool dilution technique“ auf unterschiedlichen Ackerstandorten. Unterschiedliche Buchstaben innerhalb eines Standortes: Unterschiedlicher Mittelwert (P<0,05, A-NOVA + Post Hoc LSD).

Schlussfolgerung

Die Ergebnisse verdeutlichen den großen Einfluss des Kalk-Kohlenäuregleichgewicht und somit des pH-Wertes, auf die BaPS-Rechnung bei einem pH-Wert > 6,5. Es muss versucht werden, den pH-Wert der Bodenlösung möglichst genau zu bestimmen, oder es müssen andere Möglichkeiten gesucht werden, um den CO_{2,aq}-Fluss zu quantifizieren.

Literatur

Ingwersen, J., K. Butterbach-Bahl, R. Gasche, O. Richter und H. Papen. 1999. Barometric process separation: New method for quantifying nitrification, denitrification, and nitrous oxide sources in soils. Soil Science Society of America Journal 63:117-128.

Ingwersen, J., U. Schwarz, C. F. Stange, X. Ju und T. Streck. 2007. Shortcomings in the commercialized Barometric Process Separation Measuring System. Soil Science Society of America Journal, in print.

Inverse Simulation von N₂O-Emissionen aus Waldböden: Kopplung des biogeochemischen Modells Forest-DNDC mit dem Parameteroptimierungsprogramm UCODE

Thilo Streck¹, Marc Lamers¹ & Joachim Ingwersen¹

Einleitung

N₂O ist ein wichtiges Treibhausgas, das zurzeit ca. 6% zum anthropogenen Treibhauseffekt beiträgt. Dabei wird der Beitrag der temperaten Wälder zur globalen N₂O-Freisetzung auf 0,2-1,0 Tg N a⁻¹ N geschätzt (Kroeze et al. 1999). Die Quantifizierung wird jedoch durch die hohe räumliche und zeitliche Variabilität der N₂O-Emissionen erschwert, so dass Schätzungen regionaler und globaler Emissionen mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind. Ergänzend zu Feldmessungen ermöglichen prozessorientierte biogeochemische Modelle, N₂O-Emissionen besser zu prognostizieren und Unsicherheiten bei skalenübergreifenden Bilanzierungen zu quantifizieren. Bei biogeochemischen Modellen, wie z.B. *Forest-DNDC*, erfolgt die Kalibrierung bisher in der Regel manuell, d.h. nach dem „trial and error“-Verfahren. Dieses Verfahren ist sehr zeitaufwendig und liefert auch nicht die bestmögliche Modellanpassung.

Zielsetzung

Um die Kalibrierung des biogeochemischen Modells *Forest-DNDC* effizienter zu gestalten, sollte das Modell mit einer Software zur automatischen Parameteroptimierung gekoppelt werden. Anschließend sollte das Modell anhand von N₂O-Emissionsmessungen aus Böden eines stauwasserbeeinflussten Hangstandortes im Schwarzwald kalibriert und validiert werden.

Material und Methoden

- *Forest-DNDC* (Li et al. 2002)

Hierbei handelt es sich um ein biogeochemisches Modell zur Simulation der C- und N-Umsetzungen terrestrischer („upland“) und hydromorpher („wetland“) Böden temperater Wälder unter besonderer Berücksichtigung der Freisetzung von gasförmigen Stickstoffverbindungen.

- UCODE 3.061 (Poeter & Hill 1999)

UCODE ist eine Software zur automatischen Parameteroptimierung, die für die Grundwassermodellierung entwickelt wurde und zur Parameteroptimierung den Levenberg-Marquardt-Algorithmus nutzt.

- AutoIT (<http://www.hiddensoft.com/autoit3>)

AutoIT ist eine Freewareskriptsprache zur Automatisierung des GUI (Graphical User Interface).

Die Modellkalibrierung und Validierung erfolgte anhand von N₂O-Emissionsmessungen (2001-2004) aus drei verschiedenen Bodentypen (Braunerde, Stagnogley, Niedermoor-Stagnogley) eines Fichtenstandortes des Mittleren Schwarzwaldes („Wildmooswald“). Um die Qualität der Modelloptimierung zu quantifizieren, haben wir die Simulationsergebnisse mit optimierten und den in *Forest-DNDC* voreingestellten Variablen („cold“) verglichen.

Ergebnisse

Mit den voreingestellten Variablen konnten die N₂O-Emissionen aus den Böden des Untersuchungshanges nicht befriedigend simuliert werden (Abbildung 1). Für die Braunerde und den Moorstagnogley werden die gemessenen jährlichen N₂O-Emissionsraten um bis zu 50% unterschätzt, für den Stagnogley hingegen um 60% überschätzt.

Im Kalibrierungszeitraum (2001-2002) konnte bei allen drei Böden die Modelleffizienz durch die automatische Kalibrierung erheblich gesteigert und die Fehlervarianz um bis zu eine Größenordnung verringert werden (Tabelle 1).

Im Validierungszeitraum konnten die N₂O-Emissionen trotz der vorherigen Kalibrierung nicht zufriedenstellend simuliert werden. Besonders im extrem trockenen Sommer 2003 treten beim Stagnogley und Moorstagnogley erhebliche Abweichungen auf.

¹ Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), Fg. Biogeophysik, D-70599 Stuttgart
Email: tsreck@uni-hohenheim.de

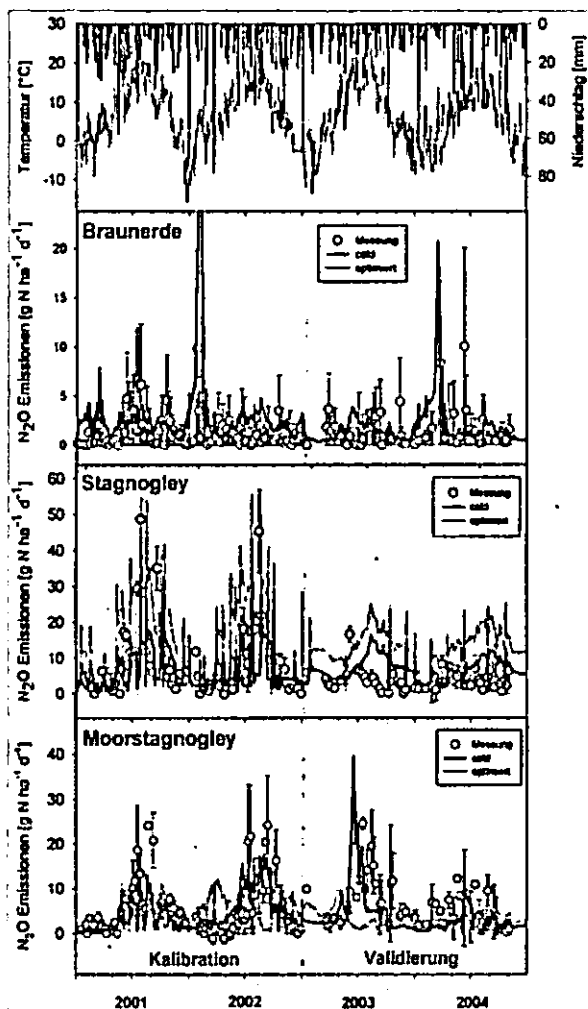


Abbildung 1: Gemessene (Mittelwert ± SD) und simulierte N₂O-Emissionen der Böden des Untersuchungsanges im Schwarzwald (Messdaten 2001-2002 aus Jungkunst et al., 2004; 2003-2004 aus Lamers et al., 2007a).

Fazit

Die Ergebnisse belegen Notwendigkeit und Wirksamkeit der automatischen Modellkalibrierung. Diese sollte künftig auch in der biogeochemischen Modellierung Anwendung finden.

Da der Quellcode von Forest-DNDC nicht verfügbar ist, ist das Modell für wissenschaftliche Zwecke nur begrenzt einsetzbar.

Literatur

Jungkunst H., Fiedler S., Stahr K. (2004): N₂O emissions of a mature Norway spruce stand in the Black Forest as differentiated by the soil pattern. *J. Geophys. Res.* 109(D7), D07302.

Kroeze C., Mosier A., Bouwman L. (1999): Closing the global N₂O budget: a retrospective analysis 1500-1994. *Glob. Biogeochem. Cycles.* 13(1), 1-8.

Lamers M., Ingwersen, J., Streck T. (2007a): Nitrous oxide emissions from mineral and organic soils of a Norway spruce stand in South-West Germany. *Atmos. Environ.* 41, 1681-1688.

Lamers M., Ingwersen J., Streck T. (2007b): Modelling N₂O emission from a forest upland soil: A procedure for an automatic calibration of the bio-geochemical model Forest-DNDC. *Ecol. Model.* 206, 52-58.

Li C., Aber J., Stange F., Butterbach-Bahl K., Papen H. (2000): A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: 1. Model development. *J. Geophys. Res.* 105, 4369-4384.

Poeter E.P., Hill M.C. (1999): UCODE, a computer code for universal inverse modelling. *Computat. Geosci.* 25, 457-462.

Tab. 1: Modelleffizienz der Simulationen mit Forest-DNDC für die Braunerde (BBI), den Stagnogley (SGn) und den Moorstagnogley (SGo) (cold = voreingestellte Variablen; opt = optimierte Variablen).

Statistik	Kalibration (2001-2002)						Validation (2003-2004)					
	BBI		SGn		SGo		BBI		SGn		SGo	
	cold	opt	cold	opt	cold	opt	cold	opt	cold	opt	cold	opt
MEF ¹	-0,45	0,28	-1,24	-0,15	-0,42	0,1	-0,3	-0,27	-15,1	-0,69	-0,69	-1,0
EV ²	22,56	11,16	183	94,1	116,5	74,9	6,5	6,4	129,1	60,7	13,5	16,1
MDER ³	-44,4	+23,7	+56,9	-25,1	-42,3	-11,6	-41,7	-22,8	+243	+153	-55,2	-27
AER ⁴	-51,1	+21,3	+61,9	-23,2	-33,8	-17,6	-44,4	-9,6	+199	+117	-53,3	-29,6

¹MEF: Modelleffizienz; ²EV: Fehlervarianz; ³MDER: prozentualer Fehler der mittleren täglichen Emissionsrate (Simulation/Messung-1); ⁴AER: prozentualer Fehler der Gesamtjahresemission.

Räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften und Grundwasserkonzentrationen in einem degradierten Niedermoor

Bärbel Tiemeyer¹, Johanna Frings, Petra Kahle und Bernd Lennartz

1. Einleitung

Auch in Mecklenburg-Vorpommern wurden zahlreiche einst ökologisch wertvolle Moore im Zuge der Intensivierung der Landwirtschaft mit negativen Folgen für Boden, Klima, Flora und Fauna entwässert (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Die dadurch verursachte Degradierung und Mineralisierung der Torfböden führte häufig zu hohen Stickstoffausträgen (MARTIN et al. 1997), während bei einer Wiedervernässung hohe Phosphorkonzentrationen im Porenwasser bzw. eventuell hohe P-Austräge auftreten können (RUPP et al. 2004). Obwohl die Auswirkungen der Entwässerung und Wiedervernässung prinzipiell bekannt sind, blieben die Verteilung und räumliche Struktur von Bodeneigenschaften und Stoffkonzentrationen im flachen Grundwasser entwässerter Niedermoores bisher noch weitestgehend unerforscht. Diese Wissensdefizite sowie hohe Nitratkonzentrationen in einem Entwässerungsgraben eines degradierten Niedermoores bildeten die Veranlassung, die Grundwasserqualität an diesem Standort räumlich differenziert in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften, Topographie und hydrologischer Dynamik zu erfassen.

2. Material und Methoden

Das ca. 15 km südöstlich von Rostock (Mecklenburg-Vorpommern) gelegene Untersuchungsgebiet befindet sich in einem von Grabendränung eines degradierten Niedermoores und Intensivgrünlandnutzung geprägten jungpleistozänen Einzugsgebiet von 85 ha (TIEMEYER et al. 2007). Mittels einer automatischen Messstation wurden dem Graben am Gebietsauslass über drei Winterhalbjahre hinweg tägliche Mischproben entnommen sowie Durchfluss, Niederschlag und Temperatur bestimmt. Zusätzlich wurden im Winter 2005/06 die drei Transekte A, B und C (65 bis 95 m, auf zwei benachbarten Schlägen) anhand von insgesamt 18 flachen Grundwasserrohren an 28 Terminen beprobt sowie räumlich hochaufgelöst Bodenproben genommen (n = 200) und auf ihre Kohlenstoff-, Karbonat- und Stickstoffgehalte untersucht. An den Wasserproben wurde mittels Ionenchromatographie Cl^- , NO_3^- und SO_4^{2-} bzw. mittels AES-ICP P_i gemessen. Die Bodeneigenschaften wurden durch Oberflächentrendanalyse (OTA) sowie Semivariogrammodellierung analysiert, während der gesamte Datensatz einer Faktoranalyse (FA) unterworfen wurde.

3. Ergebnisse und Diskussion

Im Graben traten hohe $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen – v.a. zeitgleich mit hohen Abflüssen (TIEMEYER et al., 2007) – auf, wobei ein Schneeschmelzereignis im Februar 2006 eine Ausnahme darstellte. Dabei wurden erhebliche Mengen an $\text{NO}_3\text{-N}$ exportiert (Tab. 1).

Tabelle 1: Niederschlag, Abfluss, Konzentrationen im Grabenwasser und Frachten während der hydrologischen Winterhalbjahre (November bis April).

	2003/04	2004/05	2005/06
Niederschlag P [mm]	244	269	289
Abfluss Q [mm]	77	149	158
Temperatur _{mittel} [°C]	4,1	3,5	1,7
$\text{NO}_3\text{-N}_{\text{mittel}}$ [mg l^{-1}]	11,2	15,4	9,5
$\text{NO}_3\text{-N}_{\text{min}}$ [mg l^{-1}]	0,0; 30,1	0,0; 29,0	0,0; 15,9
$\text{NO}_3\text{-N}_{\text{max}}$			
$\text{NO}_3\text{-N}$ Fracht [kg ha^{-1}]	13	30	18
P_{mittel} [mg l^{-1}]	-	-	0,14
P_{min} ; P_{max} [mg l^{-1}]	-	-	0,05; 0,44
P_i Fracht [kg ha^{-1}]	-	-	0,25

Im Grundwasser waren die Stoffkonzentrationen mit 0 und $65,4 \text{ mg l}^{-1}$ $\text{NO}_3\text{-N}$ sowie 0 und $1,95 \text{ mg l}^{-1}$ P_i räumlich und zeitlich sowohl zwischen den als auch innerhalb der Transekte stark variabel (Abb. 1). Stark erhöhte $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen traten vor allem in den Transekten A und C auf (Abb. 1b), während erhöhte P_i -Konzentrationen im Transekt C bei geringen Grundwasserflurabständen gemessen wurden (Abb. 1c). Eine in Transekt B vorhandene Kalkmulde schien einen abschwächenden Einfluss auf den Wasserfluss, die Grundwasserstandsamplituden und somit auf die Stickstoffumsetzungen zu haben.

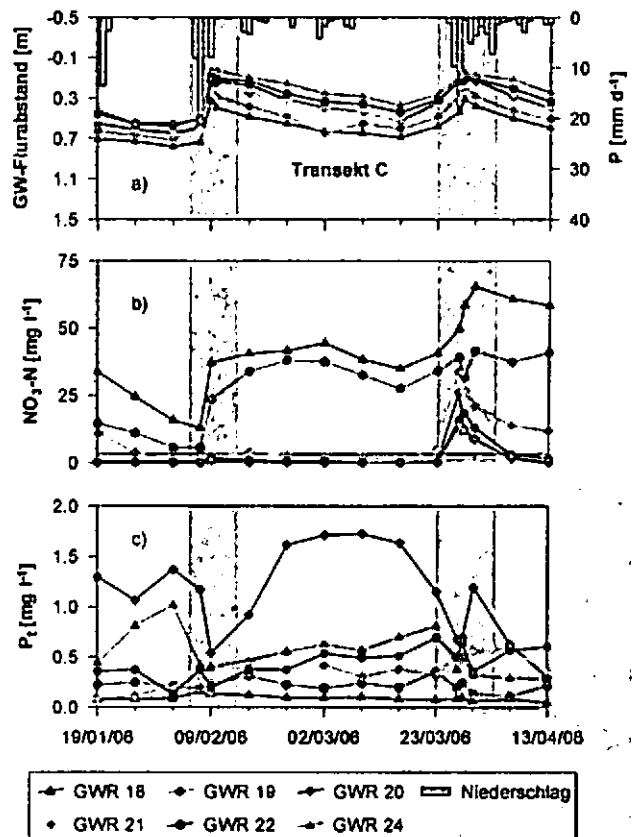


Abbildung 1: Niederschlag P [mm d^{-1}], Grundwasserflurabstand GWA [m], $\text{NO}_3\text{-N}$ und P_i Konzentrationen [mg l^{-1}] in Grundwasserrohren des Transektes C.

¹ Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Universität Rostock. E-mail: baerbel.tiemeyer@uni-rostock.de

Die stark variierenden Gehalte (Abb. 2a und b) an N_i (0,08 bis 2,87 %) und C_{org} (0,80 bis 41 %) im Untersuchungsgebiet sind nach einer Oberflächentrendanalyse deutlich von der Geländehöhe und dem Abstand zum Graben abhängig. Damit werden sowohl ein Übergang vom Mineral- zum organischen Boden als auch Unterschiede in der Torfdegradierung widerspiegelt, die wiederum vom Grundwasserstand und somit von der Topographie abhängig sind. Eine mit den normalverteilten Residuen der OTA durchgeführte Variogrammanalyse zeigte eine deutliche räumliche Abhängigkeit sowie kurze Korrelationslängen (5 bis 26 m, Abb. 2c bis h).

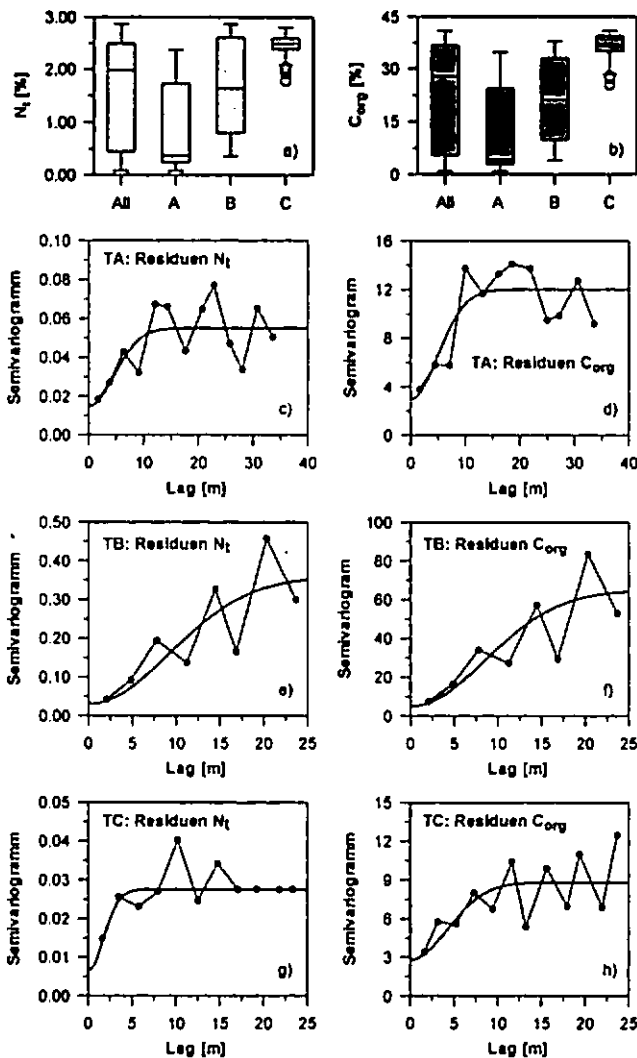


Abbildung 2: N_i und C_{org} -Gehalte im Oberboden 0-30 cm (a und b). Experimentelle und angepasste Semivariogramme (Gauß-Modell) der Residuen der Oberflächentrendanalyse aller Transekte (c bis h).

Mittels FA konnten fünf Faktoren extrahiert werden, die 80 % der Gesamtvarianz des Datensatz erklären (Tab. 2): (i) Topographie und bodenchemische Eigenschaften, (ii) biochemische Prozesse, (iii) Dräneffekt, (iv) Temperatureffekt und (v) Verdünnungseffekt. Mit dieser Analyse konnten allerdings die offensichtlich bedeutsamen Auswirkungen der räumlich variablen bodenphysikalischen Parameter auf die unterschiedlich ausgeprägte Grundwasserdynamik in den Transekten noch nicht geklärt werden.

Tabelle 2: Ergebnisse der Faktoranalyse, Faktoren F1 bis F5 mit Faktorladungen > 0,30.

	F 1	F 2	F 3	F 4	F 5
Jahrestag [-]				0,778	
P_5 [mm]					-0,680
T_5 [mm]				0,736	-0,320
GOK [m]	-0,860	0,325	0,323		
A_{Gaben} [m]		0,436	0,765		
N_i [%]	0,978				
C_{org} [%]	0,971				
$CaCO_3$ [%]	-0,791		-0,398		
Torf [m]	0,838		-0,402		
Kalkmudde [m]		0,675	0,530		
GWFA [m]	-0,778		-0,329		0,363
GW-Höhe [m]	-0,428	0,504	0,604		
Cl^- [mg l ⁻¹]			0,365		0,708
NO_3^- [mg l ⁻¹]			-0,519	0,603	
SO_4^{2-} [mg l ⁻¹]		0,839	0,313		
Na^+ [mg l ⁻¹]		0,666	0,489		0,326
K^+ [mg l ⁻¹]			0,721		
Ca^{2+} [mg l ⁻¹]		0,936			
Mg^{2+} [mg l ⁻¹]		0,830			
P_i [mg l ⁻¹]	0,469	-0,601			
Kumulative Varianz [%]	33,5	55,7	65,9	74,0	79,7

4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Grundwasserqualität in entwässerten Niedermooren ist kleinräumig stark variabel, so dass eine repräsentative Beschreibung sowie die Beurteilung möglicher Umweltauswirkungen anhand nur weniger Messstellen kaum zu erreichen ist. Insgesamt tragen entwässerte Niedermoore erheblich zur diffusen Nährstoffbelastung von Tieflandinzugsgebieten bei, und auch in entwässerten Niedermooren treten hohe P_i -Konzentrationen auf. Die Auswirkungen der räumlichen Variabilität physikalischer Parameter sollten in Zukunft untersucht werden. Im Hinblick auf potenzielle Wiedervermäsungsmaßnahmen bleibt festzuhalten, dass, auch wenn die NO_3 -N-Konzentrationen eventuell gesenkt werden können, hohe P-Konzentrationen zu erwarten sind und somit die Wasserbewegung zum Graben und aus dem Gebiet heraus minimiert werden sollte.

Dank

Vielen Dank allen Helfern bei der Probenahme, Marianne Kietzmann für zahlreiche Analysen und der Landesgraduiertenförderung Mecklenburg-Vorpommern für finanzielle Unterstützung.

Literatur

- MARTIN, H.W., IVANOFF, D.B., GRAETZ, D.A. & K.R. REDDY, 1997. Water table effects on histosol drainage water carbon, nitrogen and phosphorus. *J. Environ. Qual.* 26, 1062-1071.
- RUPP, H., MEISSNER, R. & P. LEINWEBER, 2004. Effects of extensive land use and re-wetting on diffuse phosphorus pollution in fen areas – results from a case study in the Drömling catchment, Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167, 408-416.
- SUCCOW, M. & H. JOOSTEN, 2001. *Landschaftsökologische Moorkunde*, 2. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- TIEMEYER, B., FRINGS, J., KAHLE, P., KÖHNE, S. & B. LENNARTZ, 2007. A comprehensive study of nutrient losses, soil properties and groundwater concentrations in a degraded peatland used as an intensive meadow – implications for re-wetting. *Journal of Hydrology, in print.* doi:10.1016/j.jhydrol.2007.08.002

Ergebnisse und Diskussion

Die Arsenkonzentrationen in der oberirdischen Biomasse, die zwischen 1,2 und 12 mg/kg liegen und damit überwiegend den Futtermittelgrenzwert von 2 mg kg⁻¹ deutlich überschreiten, zeigten keinen Zusammenhang mit einem der gewählten Aufschlüsse oder Extrakte (Abb. 1), obgleich 96 % des Arsens oxalateextrahierbar waren (Abb. 2).

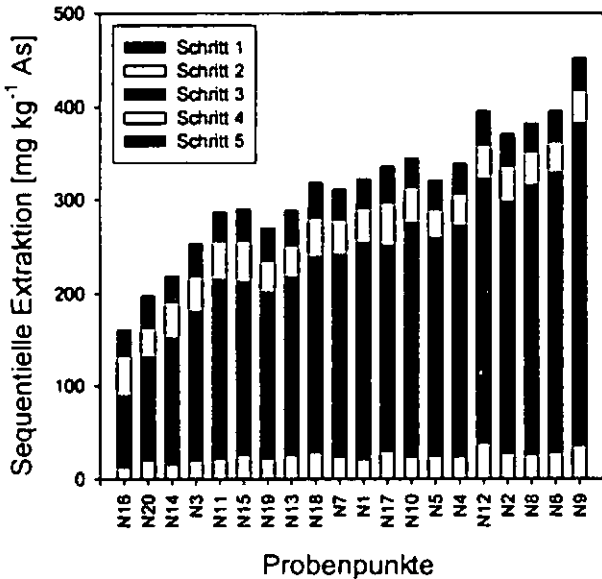


Abb. 2: Sequentielle Extraktion für Arsen nach Wenzel et al. (2001) an 20 Probennahmepunkten eines Auenstandortes in 2005, Probenahmetiefe 0-20 cm

Der Bioindikationsversuch zeigte eine gute Reproduzierbarkeit der Ergebnisse für die jeweils 3 Wiederholungen einer Pflanzenart an einer Beprobungsfläche (1 m²). *Urtica dioica* zeigte als arsenempfindliche Pflanze die höchsten Arsenkonzentrationen und die geringste Biomasseproduktion. Obgleich sich die drei für den Bioindikationsversuch gewählten Beprobungsflächen stark in den Arsengesamtgehalten unterschieden

(113, 285, 432 mg/kg) traten keine signifikanten Unterschiede in den Arsenkonzentrationen in den Pflanzen oder in der Arsenaufnahme zwischen den Probenahmeflächen auf. Dieses Ergebnis entspricht der Beprobung der oberirdischen Biomasse am Standort.

Die *in vitro* Bodenlösungsbeobachtung erlaubt die Dynamik der Arsenfreisetzung bei sinkendem Redoxpotential in einen langsamen und einen schnellen Typ zu unterscheiden. Getrennte Regressionen beider Typen mit den einzelnen Extrakten zeigen, insbesondere für die am Ende eines Aufsättigungs- und Entwässerungszykluses gemessenen Arsenkonzentrationen ein enge Beziehungen ($r^2 = 0,79$ bzw. $0,96$ für Typ 1 und Typ 2) zu den Arsenskonzentrationen in der pflanzlichen Biomasse im Feld.

Zusammenfassung

Die verschiedenen Aufschluss- und Extraktionsverfahren erwiesen sich als ungeeignet für die Vorhersage der Bioverfügbarkeit. Das Bioindikationsverfahren spiegelt tendenziell die Bioverfügbarkeit im Feld wieder müßte aber an einer größeren Anzahl von Probenpunkten durchgeführt werden. Der Aufwand hierfür ist sehr groß und daher nicht praktikabel. Die *in vitro* Bodenlösungsbeobachtung spiegelt die potentielle Mobilisierung nach einer Phase hoher Wasserverfügbarkeit wieder und zeigt somit das beste Potential zur Vorhersage der Bioverfügbarkeit.

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen der Helmholtz-Hochschul-Nachwuchsgruppe BASS mit finanzieller Unterstützung der Helmholtz Gemeinschaft durchgeführt.

Literatur

Literaturquellen sind auf Anfrage unter doris.vetterlein@ufz.de erhältlich.

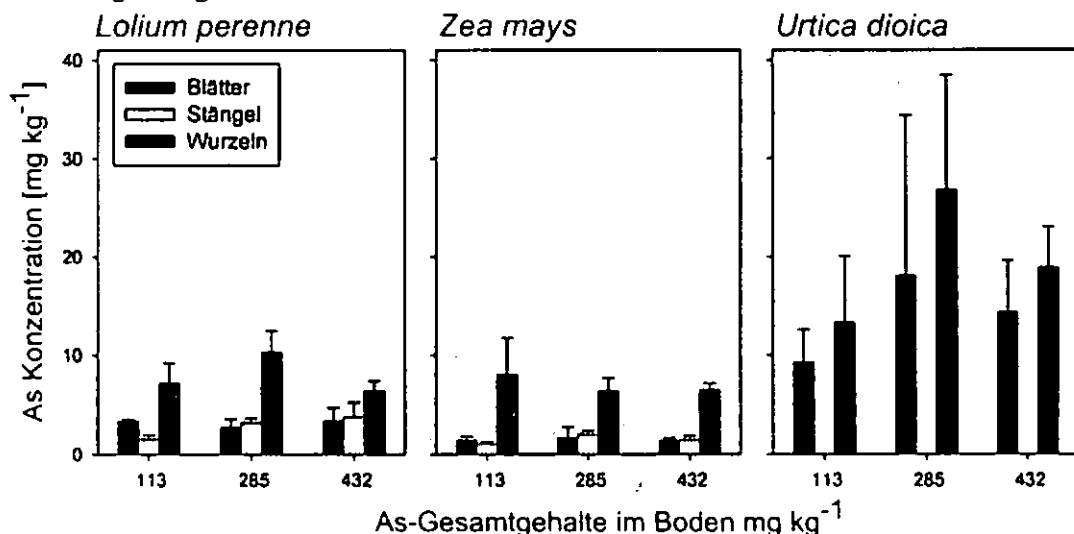


Abb. 3: Arsenkonzentration in Blättern, Stängel und Wurzel von *Lolium perenne*, *Zea mays* und *Urtica dioica* nach 6-wöchiger Exposition an drei Punkten mit unterschiedlichen Arsengesamtgehalten.

Die Vorhersage von Schadstoffüberschreitungen in Pflanzen aufgrund von Bodenkontaminationen – Wunsch und Wirklichkeit – Fallbeispiel Arsen.

D. Vetterlein^{1,2}, J. Ackermann^{1,2}, K. Szegedi^{1,2}, J. Mattusch¹, H. Tanneberg², R. Jahn²

Einleitung

Der Transfer von Schadstoffen von Böden in die Pflanzen hängt von der „Bioverfügbarkeit“ des Stoffes ab. Diese wird von Bodeneigenschaften (pH, Redoxpotential, Gehalt an organischer Substanz oder Metalloxiden, etc.) aber auch von den Pflanzen (Wurzelarchitektur, Wurzelexsudate, Aufnahmekapazität) und im Boden lebenden Mikroben bestimmt. Zudem ist der Faktor Zeit von Bedeutung, sowohl für die Kinetik von chemischen Reaktionen als auch für Wachstums- und Transportprozesse.

In der Praxis werden möglichst einfache, aber auch gerichts-feste Parameter für die Vorhersage des Schadstofftransfers benötigt. Zum Beispiel bei welchen Schadstoffgehalten in Böden ist eine Überschreitung des Grenzwertes der Futtermittelverordnung mit hinreichender Wahrscheinlichkeit zu erwarten.

Am Beispiel eines mit Arsen kontaminierten Auenstandortes wurden drei verschiedene Ansätze zur Vorhersage des Schadstofftransfers verglichen.

(i) Verschiedene Aufschluss- und Extraktionsverfahren (RFA, Königswasser, Oxalat-, NH_4NO_3 -, Wasserextrakt, sequentielle Extraktion für Arsen) zur Bestimmung der Arsenbindungsform bzw. der Arsenmobilität.

(ii) Ein Bioindikationsversuch unter Verwendung verschiedener Pflanzenarten (*Lolium perenne*, *Urtica dioica*, *Zea mays*), die in einem standardisierten Substrat vorkultiviert wurden. Der Kontakt zum gewachsenen Boden wurde über eine Nylonmembran vermittelt.

(iii) *In vitro* Gewinnung von Bodenlösung unter standardisierten Bedingungen, während eines Aufsättigungs- und Entwässerungszykluses (Zylinderexperiment mit gestörten Bodenproben).

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden auf einer Fläche von 0,9 km² entlang der Mulde an 20 (2005) bzw. 40 (2007) Proben (0-20 cm Tiefe) durchgeführt. Die Arsengesamtgehalte im Boden lagen zwischen 110 und 437 mg kg⁻¹. Die oberirdische pflanzliche Biomasse wurde im April 2005 und 2007 (nach einer Phase intensiven Wachstums) exakt am Ort der Bodenbeprobung beerntet. Im Grünlandaufwuchs dominierte *Lolium perenne* hinsichtlich Deckungsgrad und Biomasse.

An den getrockneten Bodenproben wurden RFA, Königswasser, Oxalat-, NH_4NO_3 -, Wasserextrakt und sequentielle Extraktion (Wenzel et al., 2001) durchgeführt sowie Gehalt an org. Substanz, pH und Fe_0/Fe_d bestimmt.

Für den Bioindikationsversuch wurden *Lolium perenne*, *Urtica dioica*, *Zea mays* in einem Quarzsubstrat ohne Arsen 4 Wochen im Gewächshaus vorkultiviert. Die rechteckigen Gefäße (10 x 10 x 3 cm) wurden an einer Seitenfläche mit einer 30 µm Nylonmembran versehen, die nach Einbau im Gelände den Kontakt zum ungestörten Boden vermittelte. Der angrenzende Boden wurde mit einem BETA 8 System bei austrocknen des Quellholzes bewässert. An drei Punkten im Gelände mit 113, 285 bzw. 432 mg kg⁻¹ Arsengesamtgehalt wurde jede Pflanzenart in 3 Wiederholungen exponiert. Nach 6 Wochen wurden die Pflanzen getrennt in Wurzel und Spross geerntet und der Arsengehalt in ober- und unterirdischen Pflanzenteilen bestimmt, ebenso wie Trockenmasse und Arsenaufnahme.

15 der 40 Probenahmepunkte wurden für die *in vitro* Gewinnung von Bodenlösung im Laborversuch ausgewählt (Details siehe Ackermann et al. im selben Band). Die Bodenzylinder wurden aufgesättigt und die Bodenlösung wurde über einen Zeitraum von 5 Wochen einmal pro Woche beprobt und darin As-Spezies und -Konzentrationen mit IC-ICP-MS bestimmt.

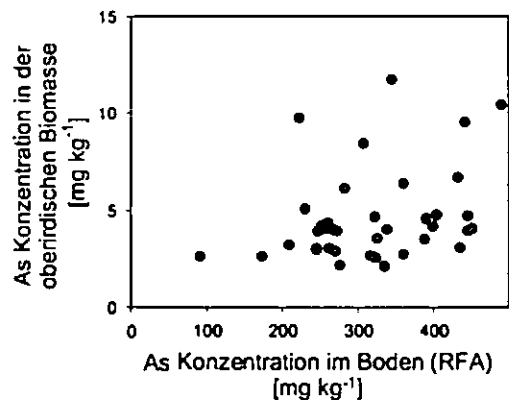


Abb. 1: Zusammenhang zwischen Arsengesamtgehalten und Arsenkonzentration in der oberirdischen Biomasse an einem Auenstandort im April 2007.

¹ Helmholtzzentrum für Umweltforschung UFZ, Theodor-Lieser-Str. 4, D-06120 Halle

² Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, - Bodenkunde und Bodenschutz Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, D-06108 Halle e-mail: doris.vetterlein@ufz.de

Unterteilung des CO₂-Gesamteffluxes aus einem Maisackerboden durch natürliche ¹³C-Markierung und Vergleich mit einem Schwarzbracheboden

Martin Werth¹ und Yakov Kuzyakov²

Einleitung und Zielsetzung

Böden beinhalten den größten terrestrischen Kohlenstoffpool und spielen daher eine wichtige Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf. Als dessen Teilbereich wurde die Bodenatmung aus einem Maisackerboden betrachtet. Dabei wurden zwei Methoden zur quantitativen Aufteilung des CO₂-Effluxes in Anteile der Wurzeln (einschließlich der rhizomikrobiellen Atmung) und der organischen Bodensubstanz (OBS) miteinander verglichen (Werth und Kuzyakov 2007). Bei den beiden methodischen Ansätzen handelt es sich um 1) eine Wurzelausschlussmethode („root exclusion“) und 2) die natürliche ¹³C-Markierung nach einem C₃ – C₄-Vegetationswechsel. Die Auswahl dieser Methoden ist von besonderer Bedeutung, da sie auf dieselben CO₂-Proben angewendet werden können (im Gegensatz z. B. zur künstlichen ¹³C-Markierung).

Material und Methoden

In der Wurzelausschlussmethode wurden die CO₂-Gesamteffluxes von Mais- und Schwarzbracheversuchsflächen verwendet, um die wurzel- (Rhiz) und OBS-bürtigen (SOMD) CO₂-Anteile abzuschätzen (Abb. 1). Das CO₂ der Bodenatmung wurde dabei jeweils eine Woche im Juli und September in einem Zylinder durch Auffangen in Natronlauge beprobt (Abb. 2). Durch Titration mit HCl wurde die CO₂-Menge bestimmt, durch Ausfällen von SrCO₃ wurde die Analyse der δ¹³C-Werte am Feststoff-EA-IRMS ermöglicht. Im zweiten Ansatz wurde daher die

natürliche ¹³C-Abundanz genutzt, indem Mais als C₄-Pflanze auf C₃-Boden gepflanzt und der CO₂-Gesamtefflux des Bodens durch Massenbilanzen der Kohlenstoffisotope aufgeteilt wurde. Mit dieser Methode war zusätzlich eine Aufteilung des wurzelbürtigen CO₂ in Wurzelatmung (RR) und rhizomikrobielle Atmung (RMR) nach Kuzyakov (2004) mit den folgenden Gleichungen möglich:

$$SOMD = \frac{\delta^{13}C_{CO_2} - \delta^{13}C_{Rhiz}}{\delta^{13}C_{SOM} - \delta^{13}C_{Rhiz}} \cdot 100\% \quad (1)$$

$$RMR = \frac{(\delta^{13}C_{MB} - \delta^{13}C_{SOM}) \cdot (\delta^{13}C_{CO_2} - \delta^{13}C_{Rhiz})}{(\delta^{13}C_{Rhiz} - \delta^{13}C_{SOM}) \cdot (\delta^{13}C_{MB} - \delta^{13}C_{Rhiz})} \cdot 100\% \quad (2)$$

$$RR = 100\% - SOMD - RMR \quad (3)$$

δ¹³C-Werte: δ¹³C_{CO₂} – CO₂-Efflux; δ¹³C_{Rhiz} – Maiswurzeln; δ¹³C_{SOM} – Boden; δ¹³C_{MB} – mikrobielle Biomasse



Abb. 1: (a) Versuchsanordnung auf dem Heidfeldhof der Universität Hohenheim, links Maisfeld, rechts Schwarzbrache. (b) Stahlzylinder mit Kunststoffdeckel, in den eine Schale mit Natronlauge zur Beprobung der Bodenatmung gegeben wird.

Ergebnisse und Diskussion

Die in den Gleichungen 1 bis 3 verwendeten δ¹³C-Werte können in Abb. 2 abgelesen werden. Die verwendeten ¹³C-Fraktionierungen wurden Abb. 2b (Brachefläche) entnommen. In beiden Ansätzen war das CO₂ aus dem Abbau der OBS mit einem Beitrag von 65 % bis 78 % am Gesamtefflux die dominierende CO₂-Quelle (Abb. 3a). Mit der natürlichen ¹³C-Markierung ergaben sich gegenüber anderen Studien sehr geringe Anteile der rhizomikrobiellen Atmung von maximal 12 %. Bei Berücksichtigung einer hohen

¹ Universität Ulm
Institut für Systematische Botanik und Ökologie
martin.werth@uni-ulm.de

² Universität Bayreuth
Agrarökosystemforschung
kuzyakov@uni-bayreuth.de

¹³C-Fraktionierung (4 - 5 ‰) zwischen OBS, mikrobieller Biomasse und CO₂ am Ende der Vegetationsperiode nahm der Beitrag der rhizomikrobiellen Atmung zum wurzelbürtigen CO₂ allerdings deutlich zu. Wurzel- und rhizomikrobielle Atmung näherten sich mit Werten von 64 % und 36 % des wurzelbürtigen CO₂ an die 50 %-50 %-Aufteilung aus anderen Studien an, ihr gemeinsamer Anteil am CO₂-Efflux ging jedoch bis auf 22 % zurück.

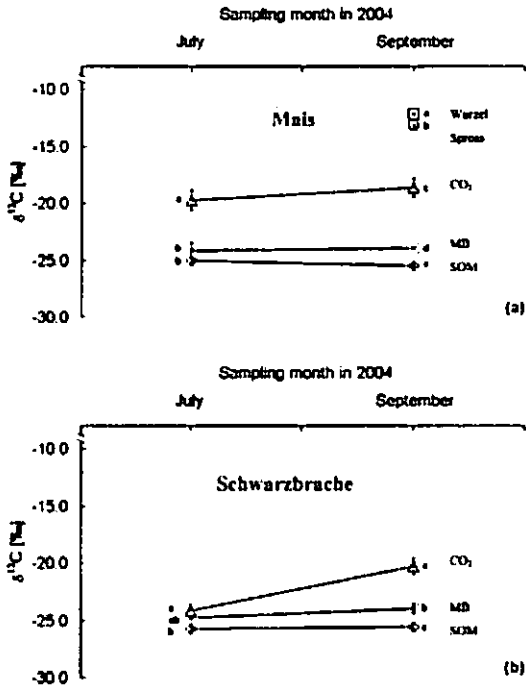


Abb. 2: $\delta^{13}\text{C}$ -Werte verschiedener C-Pools. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung an ($n = 3$). Werte mit denselben Buchstaben innerhalb eines Monats sind nicht signifikant verschieden ($P > 0.05$).

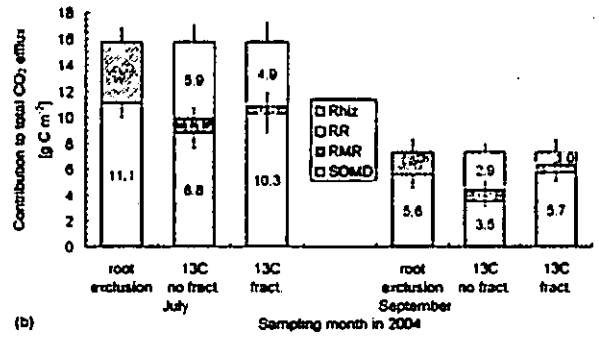
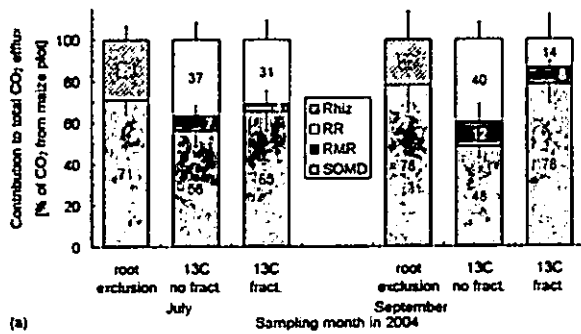


Abb. 3: Aufteilung des CO₂-Effluxes der Maisfläche mit der Root-Exclusion-Methode ($n = 6$) und der natürlichen ¹³C-Markierung ($n = 3$) ohne und mit ¹³C-Fraktionierung zwischen mikrobieller Biomasse und CO₂ (1 ‰ im Juli, 4 ‰ im September) und zwischen OBS und CO₂ (2 ‰ im Juli, 5 ‰ im September). Die Ergebnisse sind in (a) Prozent des CO₂-Gesamteffluxes und (b) absoluten Mengen nach einer Woche CO₂-Beprobung dargestellt. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung an.

Schlussfolgerungen

Zur genaueren Abschätzung der drei CO₂-Quellen müssen ¹³C-Fraktionierungsprozesse bei der Unterteilung des CO₂-Effluxes betrachtet werden. Beide Methoden lieferten ähnliche Ergebnisse, wenn die ¹³C-Fraktionierung in der Isotopenmethode berücksichtigt wurde. Weitere Untersuchungen, in denen auch Messungen der Bodenfeuchte und -temperatur durchgeführt werden, müssen allerdings zeigen, dass diese Übereinstimmung nicht nur zufällig war.

Literatur

Kuzyakov, Y. (2004): Separation of root and rhizomicrobial respiration by natural ¹³C abundance: theoretical approach, advantages, and difficulties. Eurasian Soil Science 37 (Suppl. 1), S79-S84.

Werth, M., Kuzyakov, Y. (2007) Partitioning of CO₂ efflux from soil planted with maize by ¹³C natural abundance and root exclusion. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, under review.