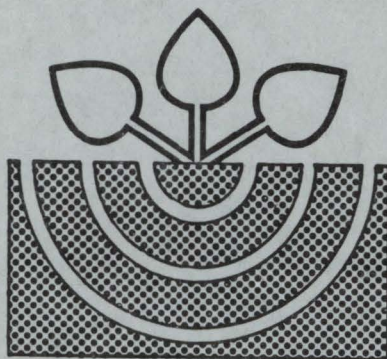


MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 76

Heft I

1995

ISSN-0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Band 76
Heft I und II

1995

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate und Posterbeiträge

Jahrestagung 1995
2. bis 9. September 1995
HALLE/ Saale

Band 76

1995

I N H A L T

Band 76

Heft I

Bodenkunde in Unterricht und Fortbildung

Seite

Blume, H.P. und B. Blume:	Feldarbeit zur Bodenbewertung - Unterrichtsprojekt für die Sekundarstufe II	3
Fischer, W.R.:	Ein PC- gestütztes Lehrprogramm "Bodenkunde" für unterschiedliche Studiengänge	7
Mueller, K., F. Bailly und H.-G. Schön:	Konzeption und Aufbau eines Diplomstudienganges (FH) "Bodenwissenschaften" an der Fachhochschule Osnabrück	11
Nortcliff, S.:	A Soil Safari: Introducing Soil Science to primary school children in the National Curriculum in England and Wales	15

Gemeinsame Sitzung Kommissionen I und II

Gerke, H. H.:	Repräsentation des Gefüges in Modellen zur Beschreibung der Wasserbewegung und des Stofftransports in Böden	21
Göttlein, A.:	Mikroskalige Variabilität von Bodenlösungskonzentrationen und Saugspannungen in einem sauren Waldboden	25
Ludwig, R. und B. Huwe:	Modellierung des Matrix- und Makroporenflusses in Modelldeponien	29
Priesack, E.:	Modellkonzepte zum Stofftransport in ungesättigten strukturierten Böden	33
Roth, K.:	Numerische Simulation des Transports gelöster sorbierender Stoffe in Miller-ähnlichem Medium	37
Xu, Y. und B. Manderscheid:	Statische Modellierung der Versickerung unter einer Fichtenfläche (<i>picea abies</i> Karst.) auf dem Solling-Plateau	39

Gemeinsame Sitzung Kommissionen I und VI		Seite
Victorino, S. C. und H.-P. Blume:	Der Einfluß der Bewirtschaftung auf das Bodengefüge und die Dynamik der Aggregatsstabilität verschiedener Ackerböden einer norddeutschen Moränenlandschaft	45
Fohrer, N. und C. H. Roth:	Berechnung der hydraulischen Leifähigkeit von Verschlämmerungsschichten unter Berücksichtigung des Einflusses von Bodenarten und Feuchte vor Niederschlagsbeginn	49
Lebert, M.:	Bodenschonende Bearbeitung durch Regulation des Kontaktflächendruckes und des Zugkraftbedarfs	53
Opp, C.:	Zur räumlichen Differenzierung von Bodenverdichtungen typischer Böden und Bodencatenen des mitteldeutschen Raumes	57
Rogasik, H., M. Joschko, O. Wendroth und M. Kainz:	Bodenphysikalische und bodenbiologische Untersuchungen der Gefügeentwicklung im A- Horizont dreier Landnutzungssysteme	61
Sunkel, R. und T. Delschen:	Langfristige Entwicklung der Aggregatsstabilität in einem rekultivierten Boden	65
 Sitzung Kommission I		
Altfelder, S., H. Piehler und P. Obermann:	Modellierung des instationären Wasser- und Stofftransportes in einem wägbaren Lysimeter mit hängendem Kapillarsaum	71
Ausborn, R., H. Kuntze und W. Schäfer:	Die Abflußkomponenten einer staunassen, grundwassernahen Moormarsch	75
Baumgartl, T. und R. Horn:	Bedeutung der Wasserspannung für das Schrumpfungsverhalten toniger Substrate	79
Berkenhagen, J.H., J. M. Hecker und H. Diestel:	Dichtebestimmung in Regenschlagkrusten mit Hilfe der Röntgen-Computertomographie	83
Deumlich, D.:	Beitrag zur Ableitung der Niederschlagserosivität	87

		Seite
Döll, P. und H. Stoffregen.	Modellierung der Austrocknung von Deponiebasis- abdichtungen bei Temperaturgradienten: Parametrisierung der bodenhydraulischen Eigenschaften verdichteter Substrate	91
Dünger, O., W. Durner und A. Papritz:	Veränderungen der Porenstrukturen eines Bodens durch die Messung der Retentionskurve	95
Gross, J., G. Wessolek und M. Renger:	Räumliche Variabilität des Wasserhaushaltes eines Geschiebe- decksandess - Transektuntersuchungen im Raum Berlin	99
Hammel, K. und R. G. Kachanoski:	Wasserfluß und Stofftransport in einem heterogenen Boden: Experimentelle Phänomene und numerische Analyse	103
Hartmann, A., W. Gräsle und R. Horn:	Die Bedeutung der Bodentemperatur für die Berechnung des Wassergehaltes mittels TDR - Technik	105
Haubold, M. und B. Huwe:	Simulation des Gastransports zwischen der Atmosphäre und der ungesättigten Zone heterogener Böden von Waldstandorten	109
Junkersfeld, L. und R. Horn:	Einfluß der Transpiration auf die Dynamik der Wasserhaus- haltsparameter - Aggregate und Gesamtboden im Vergleich	113
Kliebsch, K., Ü. Müller und R.R.van der Ploeg:	Abschätzung der Sickerwasserrate und des Nitrataustrags einer Siedlungsfläche in einem Trinkwassergewinnungsgebiet	117
Kühner, S., A.C. Bailey, W. Gräsle, P. Winkelmann, T. Way und R. Horn:	Auswirkungen dynamischer Belastungen auf den Boden	121
Nissen, B. und R. Horn:	Physikalische und mechanische Eigenschaften eines Musterstückes der Reichsbodenschätzung in Eickendorf	125
Pfleger, I. und L. Herold:	Nährstoffausträge auf Ostthüringer Untersuchungsstandorten	129

Plagge, R., C. H. Roth, M. A. Malicki und M. Renger:	Berücksichtigung der Lagerungsdichte bei der dielektrischen Bestimmung des Wassergehaltes von Böden mit Hilfe der Time Domain Reflectometry (TDR)	133
Reinken, G., N. Zadgorski und F. Führ:	Eine neuartige hochauflösende Methode der Röntgencomputertomographie zur zerstörungsfreien Analyse der Porenstruktur in Bodenkernen	137
Scheinost, A. und K. Auerswald:	Pedotransfer-Funktionen zur Erzeugung von Wasserretentionskurven unter Berücksichtigung bimodaler Porensysteme	141
Schindler, U. und L. Müller:	Die Messung der hydraulischen Leitfähigkeit im Boden für die Quantifizierung der Versickerung und Grundwasserneubildung	145
Schmidt, M. und K. Bohne:	Simulation von Wasser- und Dampftransport unter Berücksichtigung von Auflast und Temperaturgradienten	149
Schneider, R., C. Emmerling und D. Schröder:	Auswirkungen von Grünbrache auf die bodenphysikalische Standortqualität	153
Schultze, B., T. Zurmühl und W. Durner:	Ein Vergleich von Onestep-, Multistep- und kontinuierlichen Gradientenverfahren zur Bestimmung hydraulischer Funktionen von Bodensäulen	157
Sinowski, W. und A. Scheinost:	Möglichkeiten und Grenzen einer Korngrößenanalyse mittels Laserbeugung	161
Stoffregen, H. und P. Döll:	Messung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit und Diffusivität von mineralischen Dichtschichten	165
Streck, T., D. Grubert, Y. Jin und W. A. Jury:	Zweidimensionale Modellierung der stationären Diffusion degradierbarer organischer Gase durch Bodensäulen mit Makroporen	169
Taubner, H. und R. Horn:	Kennwerte des Wasserhaushalts in urbanen Böden	173
Totsche, K. U.:	Inverse Parameterbestimmung bei der Advektions-Dispersionsgleichung: Ist Eindeutigkeit gewährleistet?	177

		Seite
Vielhaber, B., S. Melchior und G. Miehlich:	Zum Einfluß der Temperatur auf den Wasserhaushalt von bindigen mineralischen Dichtschichten in Oberflächenabdichtungen von Deponien	181
Vogel, H.-J.:	Die Euler-Poincaré-Charakteristik als Schätzer für die Kontinuität des Porenraumes in Böden	185
Xu, Y.:	Prozeßorientierte Modellierung der Kronentraufe auf einer Fichtenfläche (Picea abies Karst.) im Solling	189
Zhang, H.Q.:	Die gesättigte Wasserleitfähigkeit eines Deichvorlandes: Anisotropie und Auswirkung unterschiedlicher Beweidungsintensitäten	193
Sitzung Kommission II		
Abend, S., Q. Wu und H.-P. Blume:	Atrazin-Bindung in Böden anthropogener Substrate	199
Amelung, W., K. W. Flach und W. Zech:	Polysaccharide und Lignin in Böden der Prärie mit unterschiedlichem Temperatur- und Niederschlagsregime	203
Asche, N. und U. Bartels:	Ein Verfahren zur Bestimmung der Säureneutralisationskapazität von Düngemitteln für die Waldkalkung	207
Bäumler, R. und W. Zech:	Auswirkungen forstlicher Nutzung auf die Zusammensetzung der Bodenlösung in Bergwaldökosystemen	211
Blanck, K., M. Bredemeier, N. P. Lamersdorf und G. A. Wiedey:	Entsauerungsexperiment im Rahmen des Solling-Dachprojektes	215
Blessing, U. und R. Bäumler:	Kennzeichnung der PAK- Dynamik zweier Kleineinzugsgebiete im Flysch (Tegernseer Alpen)	217
Borsdorf, H., M. Möder, C. Opp, J. Stach und W. Böhlmann:	Untersuchungen zur Verteilung organischer Schadstoffe in vergleichbaren Böden unterschiedlicher Nutzung	221

	Seite
Bucher-Pekrun, S., J. Utermann und W. Pestemer:	225
Buchholtz, J.:	229
Buchhorn, U.:	233
Clemens, J. und H. Goldbach:	237
Deutschmann, G.:	241
Eberl, C.:	245
Filius, A. und I. Willenbockel:	249
Fischer, P., M. Bach, S. Gäth, K. Mollenhauer und H.-G. Frede:	253
Gäth, S.:	257
Gehring, A. U., G. Guggenberger und J. Luster:	261
Gensior, A., B. Marschner und M. Renger:	265
Greinert, A., H. Greinert und A. Kocmit:	269
Grolimund, D., M. Borkovec, P. Federer und H. Sticher:	273

	Seite
Gryschko, R., D. Horlacher, Y. Buchleither und T. Berg:	277
Guggenberger, G.:	281
Heiermann, M., W. Pestemer und H. Nordmeyer:	285
Herwig, U., E. Klumpp und H.-D. Narres:	289
Hoffmann, C., L. Schlenther und M. Renger:	293
Holland, W., G. Matschonat und C. Grosholz:	297
Jene, B., G. Fent und R. Kubiak:	299
Kaiser, K.:	301
Kalbe, U. und U. Smettan:	305
Kalbitz, K. und S. Knappe:	309
Klimsa, K. und G. W. Brümmer:	313
Kratz, W.:	317

		Seite
Kreuzig, R.:	Untersuchungen zum Abbauverhalten des Morpholin-Fungizides Fenpropimorph in Boden	321
Kretzschmar, R., D. Hesterberg und H. Sticher:	Einfluß von Huminstoffen auf Oberflächenladung und Kolloidstabilität von Tonmineralen	325
Kuzyakov, Y.:	Partieller Humusturnover durch verschiedene Substanzen und Veränderung der Humifikationmechanismen im Laufe der Bodenentwicklung und Humusanreicherung	329
Kuzyakova, I. und Y. Kuzyakov:	Analyse der Wirkung des Mikroreliefs auf Kohlenstoffgehalt des Bodens in einem Dauerversuch	333
Lacatusu, R., C. Rauta, S. Carstea, B. Kovacsovics, N. Avram und M. Serdaru:	Pb-flow within soil-plant-animal system in a highly polluted area in Romania	337
Lamersdorf, N. P., K. Blanck, M. Bredemeier und G. A. Wiedey:	Austrocknungsexperimente im Rahmen des Solling-Dachprojektes	339
Lammers, A.:	Der Einfluß von pH und Citronensäure auf die Mobilisierung von Phosphat durch Perkolation von langjährig, hochgedüngten Ackerböden	343
Liebe, F., G. W. Brümmer und W. König:	Ableitung von Prüfwerten für die mobile Fraktion potentiell toxischer Elemente in Böden Nordrhein-Westfalens	345
Lindemann, J., S. Peiffer und R. Herrmann:	Ökosysteminterne Neutralisierung atmosphärischer Säureinträge durch redoxchemische Prozesse in Quellmooren (Frankenland, NO-Bayern)	349
Litz, N., P. Gowik und U. Müller- Wegner:	Schadstoffgehalte zweier ägyptischer Böden nach Anwendung von Klärschlamm	353

	Seite
Luster, J., I. Brunner, M. Ochs und P. Blaser:	Einfluß wasserlöslicher Laubstreu-Inhaltsstoffe auf die Wurzelenwicklung von Gerste 357
Mansfeldt, T. und B. Krause:	Adsorption von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) im Mineralboden stauwasserbeeinflusster Böden des Kernmünsterlandes 361
Marschner, B.:	Bodenchemische und -biologische Einflußfaktoren der Freisetzung von PAK und PCB in einem Rieselfeldboden 365
Mekiffer, B. und U. Smettan:	Komponentenabhängigkeit der PAK-Kontamination in Trümmerschuttböden 369
Meuli, R., B. von Steiger, R. Webster und R. Schulin:	Sind regionale Bodenuntersuchungen reproduzierbar? Ein Fallbeispiel 373
Meuser, H. und F. Wegner:	Beschaffenheit der Bodenlösung nach einer praxisüblichen Waldkalkungsmaßnahme im Ruhrgebiet 377
Miltner, A. und W. Zech:	Polysaccharidabbau im Inkubationsexperiment - Einfluß von Oxiden und Hydroxiden 381
Mindrup, M. und K. J. Meiwes:	Fraktionierte Perkolatation zur Bestimmung von austauschbarem Calcium in gekalkten Humusauflagen 385
Moczala- Geppert, S., R. Mayer und H. Parlar:	Metallspeziation in Sickerwasserproben mit Ionenpaarchromatographie und On-line ICP-AES-Detektion 389
Müller, M. G. und H. K. Cammenga:	Bestimmung effektiver Diffusionskoeffizienten ausgewählter Herbizide in Bodenmatrices 393
Nemecek, J. und E. Podlesáková:	Belastung der Böden mit potentiell toxisch wirkenden Metallen und organischen xenobiotischen Substanzen in der Tschechischen Republik 397
Opp, C. und G. Hanschmann:	Zur räumlichen Differenzierung der Schwermetallbelastung typischer Böden und Bodencatenen des mitteldeutschen Raumes 401

	Seite
Pätzold, S. und G. W. Brümmer:	Labor- und Freilanduntersuchungen zum Abbau- und Sorptionsverhalten des Herbizides Diuron in einer obstbaulich genutzten Parabraunerde aus Löß 405
Pichler, M., G. Guggenberger und W. Zech:	PAK-Dynamik in Waldböden unterschiedlicher biologischer Aktivität 409
Pokojska, U.:	Cation-exchange characteristics of forest humus 413
Pütz, T., W. Mittelstaedt und F. Führ:	Lysimeterversuch zum Verlagerungsverhalten von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) in einer Typischen Parabraunerde 417
Raber, B. und I. Kögel-Knabner:	Desorption von PAK aus Böden unter dem Einfluß von gelöster organischer Substanz 421
Rolland, W., G. Richter und J. Richter:	Simulation der chemoautotrophen Denitrifikation in der ungesättigten Zone 425
Schimming, C.-G. und H. Wetzel:	Ein Ansatz zur Beschreibung der Säure-Pufferdynamik von Böden 429
Schlechter, L., C. Hoffmann und M. Renger:	Verteilungsmuster von Nähr- und Schadstoffen innerhalb einer ehemaligen Rieselfeldgalerie 433
Schmidt, M. W. I., H. Knicker und I. Kögel-Knabner:	Chemische und NMR-spektroskopische Kennzeichnung von Korngrößenfraktionen natürlicher und anthropogen beeinflusster Schwarzerden im Raum Halle 437
Schmidt, U. und W. R. Fischer:	Räumliche Variabilität von N ₂ O- Emissionen 441
Schulz, E.:	Verhalten ausgewählter Vertreter der Gruppe der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) in Böden unter (Quasi)-Freilandbedingungen 445
Siewert, C.:	Untersuchungen zur thermischen und biologischen Stabilität der organischen Bodensubstanz 449
Smettan, U. und C. Ehrig:	Transfer von Schwermetallen und PAK von urbanen Schuttböden in anstehende Sedimente? 453

	Seite
Steinweg, B. und T. Mansfeldt:	Einträge und Dynamik des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) in stauwasserbeeinflussten Böden des Kernmünsterlandes 457
Thiele, S. und G. W. Brümmer:	Mikrobielles Abbauverhalten von Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Gefäßversuchen mit Bodenmaterial von Altlaststandorten 461
Totsche, K. U. und I. Kögel-Knabner:	Alternative Erklärungskonzepte zur Mobilitätsniedrigung in Gegenwart mobiler Sorbenten: Co-Sorption und kumulative Sorption 465
Völkel, J. und M. Igl:	Vertikale Verteilung von Radiocäsium in Böden des Bayrischen Waldes und der nördlichen Kalkalpen acht Jahre nach Tschernobyl 469
Wachendorf, C., L. Beyer und H.-P. Blume:	Humuschemische Charakterisierung ausgewählter Moorkörper unter Schwarzerle im Untersuchungsgebiet der Bornhöveder Seenkette 473
Wais, A., E. G. Witte, P. Burauel, K. Haider, H. M. Helal und F. Führ:	¹³ C-CP/MAS-NMR-Untersuchungen der Bindungen von Xenobiotika an Pflanzenmaterial und Modellhuminstoffe 477
Weigand, H. und K. U. Totsche:	DOM Mobilität in porösen Medien: Einfluß von Substrat und Fließregime auf den Graphen der Durchbruchskurve 481
Weinfurter, K.:	Kaliumdynamik hochversorgter Ackerböden des Tertiärhügellandes 485
Welp, G., M. Hamer, G. W. Brümmer und R. Lichtfuß:	Mobilität und Bindungsformen von Cd, Cr, As und V in urbanen Böden unterschiedlicher Belastung 487
Wilcke, W., M. Kaupenjohann und R. Hüttl:	Schwermetallverteilung in Aggregatkern und -schale entlang eines Depositionsgradienten 491
Wu, Q., L. Beyer und H.-P. Blume:	Charakterisierung der org. Bodensubstanzen ausgewählter Böden technogener Substrate 495

		Seite
Zurmühl, T.:	Eignung von Parametern aus Batch Ad- und Desorptionsversuchen zur Vorhersage des instationären Transports von organischen Substanzen im Boden	499
Zysset, M., P. Blaser und A. U. Gehring:	Freisetzung von Al und basischen Kationen in sauren Böden: Vergleich von Labor- und Felddaten	503

Gemeinsame Sitzung Kommissionen III und II

Augustin, J. und W. Merbach:	Einfluß von Pflanzenbewuchs und N-Angebot auf die CO ₂ - und Lachgasemission aus einem sandigen Boden Nordostdeutschlands	509
Bollmann, A., M. Koschorreck und R. Conrad:	Zwei Methoden zur Messung des NO- Umsatzes in Böden	513
Borken, W.:	Aufnahmearten von atmosphärischen CH ₄ in sieben verschiedenen Waldböden	517
Knoblauch, C. und E.-M. Pfeiffer:	Einfluß des Wassergehaltes auf die Methanoxidation in einer Flußmarsch der Unterelbe	521
Müller- Thomsen, U., U. Pfisterer und H.-P. Blume:	Gas-, Wasser- und Stoffdynamik im Deichvorland Nordfrieslands am Beispiel einer Typischen Salzmarsch und eines Marinen Übergangswatts	525
Zechmeister- Boltenstern, S. und K. A. Smith:	Ethylenbildung und Abbau in verschiedenen Böden	529

Gemeinsame Sitzung Kommissionen III und IV

Dosch, P. und R. Gutser:	N ₂ O- Freisetzung nach Applikation von Gülle zu Mais und Grünland	535
Ernst, M., O. Heinemeyer, J. C. Munch, D. Söndgerath und E.-A. Kaiser:	Räumliche Variabilität von N ₂ O- Emissionen und den sie beeinflussenden Parametern im Freiland	539

	Seite
Heinemeyer, O., J. C. Munch und E.-A. Kaiser:	Variabilität von N ₂ O- Emissionen - Bedeutung der Gas auffangsysteme 543
Isermann, K. und R. Isermann:	Tolerierbare Emissionen des Stickstoffs einer nachhaltigen Landwirtschaft, ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten der naturnahen Ökosysteme 547
Kaiser, E.-A., J. C. Munch und O. Heinemeyer:	Zeitliche Variabilität von N ₂ O- Emissionen zweier Ackerböden 551
Mogge, B., O. Dilly, E.-A. Kaiser und J.-C. Munch:	Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die N- Emissionen und die mikrobielle Biomasse zweier Ackerböden Norddeutschlands 555
 Sitzung Kommission III	
Aichinger, S., R. Kiem und E. Kandler:	Die Bedeutung der Mikroorganismen für die Aggregat- stabilisierung von Böden unterschiedlicher Nutzung 561
Babel, U. und C. Hemmann:	Transport der organischen Substanz in Schwarzerden - mikromorphologische und andere Untersuchungen 565
Bode, M. und H.-P. Blume:	Einfluß von Bodenbearbeitung und Düngung auf die biologische Aktivität und die mikrobielle Biomasse 569
Brauckmann, H.J., G. Broll und K.-F. Schreiber:	Veränderungen von Regenwurm-Zönosen im Laufe der sekundären Sukzession von Grünlandbrachen in Südwestdeutschland 573
Dörsch, P., H. Flessa und F. Beese:	Auswirkung von Flächenstilllegung auf die N ₂ O- Freisetzung und die CH ₄ - Aufnahme eines ehemaligen Ackerbodens 577
Ehrmann, O.:	Regenwürmer und Regenwurmröhren bei Änderung der landwirtschaftlichen Nutzung 581
Eisenbeis, G., H. Dogan, T. Heiber, A. Kerber, R. Lenz und R. Paulus:	Das Minicontainer-System - ein bodenökologisches Werkzeug für Forschung und Praxis 585

	Seite
Elsner, D.-C. und H.-P. Blume:	Wechselbeziehungen zwischen verschiedenen Stickstofffraktionen und der mikrobiellen Aktivität 589
Flessa, H., W. Pfau, P. Dörsch und F. Beese:	Einfluß unterschiedlicher Stickstoffdüngung auf die N ₂ O- Freisetzung und CH ₄ -Aufnahme eines Ap- Horizontes aus Lößlehm 593
Friedel, J. K.:	Bodenmikrobielle Biomasse und leicht umsetzbarer Anteil der organischen Bodensubstanz von Löß-Catenen des Kraichgaus in Betrieben mit unterschiedlicher C- und N- Zufuhr 597
Führ, A. und R. Kubiak:	Direkte Populationsanalyse natürlicher bakterieller Populationen im Boden mit Hilfe molekularbiologischer Techniken 601
Grimm, J. und S. Wirth:	Bodendauerbeobachtung in Brandenburg - Untersuchungen zur mikrobiellen Biomasse 605
Haberbosch, C. und E. Priesack:	Modellierung der Stickoxid-Emission aus landwirtschaftlich genutzten Böden 609
Hackl, E., S. Zechmeister- Boltenstern und E. Kandeler:	Denitrifikation und Stickstoffverlagerung von Almböden unterschiedlicher Nutzung 613
Hahn, B., T. Hintze und D. Schröder:	Die Enzymkinetik der Urease in Böden und ihre Beeinflussung durch den Schadstoff Kupfer 617
Höflich, G.:	Einfluß von Hangdeposition und güllebedingter Eutrophierung von Trockenrasen im nordostdeutschen Tiefland auf die Mikroflora im Rhizosphärenraum von Kultur- und Wildpflanzen 621
Irmiler, U.:	Veränderungen in der Zusammensetzung der Streufauna während des Abbaus von Erlenstreu 623
Joergensen, R. G., G. Scholle und V. Wolters:	Die Bestimmung von Muraminsäure als Biomarker von Bakterien 627
Kaemmerer, A., K. Auerswald, H. Sommer und J. Filser:	Die Rauzigkeit der Bodenoberfläche als steuerbare und steuernde Größe in Habitaten der epigäischen Fauna landwirtschaftlicher Flächen 631

	Seite
Kamp, T. und R. E. Hantschel:	Einfluß einer Erhöhung der Bodentemperatur auf die N ₂ O- Emission in landwirtschaftlich genutzten Böden - erste Ergebnisse 633
Kandeler, E., K. Böhm und E. Murer:	Bodenmikrobiologische Prozesse als frühzeitige Indikatoren für die Änderung der Bodennutzung 637
Kemp, C., C. Emmerling und D. Schröder:	Der Wandel von Collembolenzönosen in der Sukzessionsreihe Weinberg/ Weinbergbrache auf Schieferböden 641
Khan, H. R. und T. Adachi:	Processes of development of acid sulfate soils as influenced by soil microorganisms and different moisture conditions 645
Klimanek, E.-M.:	Untersuchungen zum Einfluß des s-Triazins Terbutylazin auf die biologische Aktivität des Bodens 649
Klose, S., G. Machulla und O. Rosche:	Entwicklungstendenzen abiotischer und biotischer Bodenparameter in Brachesukzessionsstadien 653
Koehler, H.:	Zur Sukzession edaphischer Raubmilben (Gamasina) 657
Leifeld, J., S. Siebert und I. Kögel-Knabner:	Konstruktion einer Versuchsanlage zur Untersuchung der Freisetzung von Spurengasen aus Boden- Kompostsubstraten 661
Mayer, S. und B.-M. Wilke:	Rhizobien als Bioindikatoren 665
Mebes, K.-H. und J. Filser:	Auswirkungen von Flächenstillegungen auf die Populations- dynamik von Collembolen in einer ackerbaulich genutzten Braunerde 669
Mölter, K., L. Zelles, Q.Y. Bai und A. Hartmann:	Lagerungseffekt und Schadstoffwirkung - ein Kurzzeit-Labor- versuch zur Wirkung von Terbutylazin auf die Phospholipid- Fettsäure (PLFA)- Zusammensetzung zweier Böden 673
Mommertz, S., A. Lang, H. Mebes, A. Palojarvi und J. Filser:	Struktur und Funktion von Nahrungsnetzen in unterschiedlich genutzten Agrarböden - eine Projektvorstellung 677

		Seite
Müller, T., L. S. Jensen, J. Magid und N. E. Nielsen:	Temporal variation of C and N turnover in soil after oilseed rape straw incorporation in the field: Model simulations with the soil-plant-atmosphere model DAISY - possibilities for improvement	681
Pacholski, A., O. Wendroth, M. Joschko, D. Söndgerath und M. Frielinghaus:	Räumliche Verteilung der Enchytraeiden-Dichte in landwirtschaftlich genutzten Böden	685
Rosche, O.:	Einfluß verringerter ackerbaulicher Nutzungsintensität auf Collembolengemeinschaften in Böden des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes	689
Schulze, J. und E. Adgo:	Unterschiedliche C-Effizienz von Rhizobium-Leguminosen-Kombinationen bei Erbsen- und Ackerbohnenpflanzen	693
Stockfisch, N., W. Ehlers und U. Eberhardt:	Einfluß reduzierter Bodenbearbeitung auf biologische und chemische Kennwerte in verschiedenen Tiefen einer Löß-Parabraunerde	697
Ulrich, A. und P. Lentzsch:	Monitoring der nodulierenden <i>R. leguminosarum</i> - Population unter Gülle- Einfluß in einem Trockenrasengebiet Nordost-deutschlands	701
Wagner, D. und E.-M. Pfeiffer:	Tiefenprofil der Methanbildung einer Flußmarsch der Unterelbe	705
Wilke, B.-M. und M. Fuchs:	Wirkungen von Luzernemehl, Zinkchlorid, Goltix WG und Metamitron auf die mikrobielle Aktivität und Aggregat-stabilität von Böden	709
Wöhler, I.:	Theoretische Grundlage zur Verwendung von Bodenalgeln als Mustermatrix in Waldökosystemen	713

Sitzung Kommission IV		Seite
Appel, T., R. Pfanschilling und D. Steffens:	Bestimmung von ^{15}N in 10 mM CaCl_2 und Elektro- Ultrafiltration (EUF) extrahierbaren N-Fractionen	721
Asche, E. und D. Steffens:	Einfluß verschiedener N-Fractionen auf die N-Nachlieferung von Bioabfallkomposten	725
Augustin, J., W. Merbach und H. J. Jacob:	^{14}C -Freisetzung von Sommerweizen während der Ontogenese	729
Becker- Heidmann, P., R. Lehfeldt und R. Schipmann:	Ein interaktives Simulationssystem zur Modellierung der Dynamik der organischen Substanz des Bodens	733
Beyer, L., H.-P. Blume und M. Bölter:	Die organische Bodensubstanz in Bh-Horizonten von Podsolen Norddeutschlands und früherer Pinguinkolonien der Küstenregion in der kontinentalen Antarktis	737
Bleich, K. E. und L. Herrmann:	Der Einfluß der Termitentätigkeit auf die Mikrovariabilität von Körnung und Nährstoffgehalten in Luvic Arenosols bei Sadoré, SW-Niger	741
Bosak, V.:	Ammonium- und Nitratgehalte in Rasenpodsolen in Abhängigkeit von der Bodenreaktion	745
Brunet, M.-D. und T. Appel:	Immobilisierung von ^{15}N und seine Extrahierbarkeit als organische N-Fraktion mittels Elektro-Ultrafiltration (EUF) und 10 mM CaCl_2	749
Clemens, G., J. Hufnagel, J. K. Friedel und K. Stahr:	Ansätze zur Abschätzung der Stickstoffmineralisierung unter Acker auf regionaler Ebene	753
Egenolf, M. und R. Brumme:	Der standörtliche Einfluß auf den C-Vorrat von Waldböden in Deutschland	757

		Seite
Erber, C. und P. Felix- Henningsen:	Stickstoffhaushalt zeitweise überstauter, extensiv genutzter Feuchtwiesen im Niedervieland/ Bremen unter Berücksichtigung angrenzender intensiver Landwirtschaft	759
Franko, U.:	Berechnung der Kohlenstoffakkumulation in Abhängigkeit von Klima, Textur und Fruchtfolge	763
Garz, J.:	Durchfeuchtung, Verlagerungsvorgänge und Kalkbedarf in ackerbaulich genutzten Sandlößböden des Mitteldeutschen Trockengebiets (nach Ergebnissen von Dauerfeldversuchen)	767
Gehrs, J. J., M. Szibalski und P. Felix- Henningsen:	Bodenökologische Gradienten im Randbereich kleinflächiger Waldstandorte des östlichen Münsterlandes unter dem Einfluß angrenzender landwirtschaftlicher Nutzung	771
Goerges, T. und B. Sattelmacher:	Untersuchungen zur Umsetzung 15-N-markierter Gülle in einem Pseudogley-Kolluvium - Versuchsaufbau und erste Ergebnisse	775
Gransee, A., A. Deubel und G. Ströhmer:	Phosphatmobilisierung in der Rhizosphäre durch direkte und indirekte Wirkungen von Wurzelabscheidungen höherer Pflanzen	779
Haas, G. und U. Köpke:	Böden als Senke für Kohlenstoff: Vergleich Organischer und Konventioneller Landbewirtschaftung	783
Harden, T., A. Hartmann, R. Nieder und J. Richter:	Mikrobielle Stickstoff Immobilisation in einem Lößboden unter Winterweizen nach Applikation verschiedener Mineraldünger-N-Formen	787
Hennings, H. H., H. Kuntze und W. Schäfer:	Charakterisierung von Niedermoortorfen bezüglich ihrer Wiedervernäßbarkeit	791
Höhn, A.:	CO ₂ - Minderung durch potentiell aus der landwirtschaftlichen Nutzung fallende Flächen in den neuen Bundesländern	795
Hoffmann, C. und S. Lindén:	Einfluß differenzierter Grundbodenbearbeitung auf die N- Nettomineralisation einer Parabraunerde aus Löß unter Zuckerrüben	799
Hoffmann, F.:	Klimaänderung und Boden - Ergebnisse einiger Simulationsrechnungen	803

		Seite
Homevo- Agossa, C., M. Kleber, F. Rück und K. Stahr:	Potentiale der C- und N-Mineralisierung sowie der Denitrifikation im Grünlandgebiet des Württembergischen Allgäu	807
Hütsch, B. W.:	Methan Oxidation in Böden des Ewigen Roggenbaus in Halle und des Statischen Düngungsversuches Lauchstädt	811
Kaupenjohann, M. und F. Lang:	Molybdän in sauren Waldböden: II Freisetzungskinetik	815
Keplin, B., U. Hoffmann und G. Broll:	Extensivierung einer Pufferzone zum Schutz eines Hochmoorrestes - Auswirkungen der Wiedervernässung auf die Lumbricidenfauna	819
Kersebaum, K. C., W. Mirschel und K.-O. Wenkel:	Makroskalige Abschätzung der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen in Nordostdeutschland auf den Stickstoffhaushalt mit Hilfe eines Simulationsmodells	823
Kleber, M., F. Rück, C. Homevo- Agossa und K. Stahr:	Root respiration in grassland soils	827
Klir, J., J. Kubat und D. Pova:	Stickstoffbilanzen der Dauerfeldversuche in Prag	831
Knappe, S. und U. Keese:	Einfluß der Bodennutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Löß-Schwarzerde und Löß-Parabraunerde Lysimeteruntersuchungen in der Anlage Brandis	835
Knoblauch, S. und D. Roth:	N- Austrag aus einer Braunschwarzerde (Löß) im Thüringer Becken - Ergebnisse aus dem Bodenwassermonitoring	839
Kögel-Knabner, I. und G. Guggenberger:	Stabilisierungsprozesse der organischen Substanz in Böden	843
Körschens, M., A. Müller und E.-M. Ritzkowski:	Der Kohlenstoffhaushalt des Bodens in Abhängigkeit von Standort und Nutzungsintensität	847

		Seite
Krüger, W., H. Pagel und H. Benkenstein:	Untersuchungen über den Nährstoffgehalt tieferer Bodenschichten auf Flächen der Dauerversuche Thyrow	851
Kuzyakov, Y.:	Partieller Humusturnover durch verschiedene Substanzen und Veränderung der Humifikationmechanismen im Laufe der Bodenentwicklung und Humusanreicherung	855
Kuzyakova, I. und Y. Kuzyakov:	Analyse der Wirkung des Mikoreliefs auf Kohlenstoffgehalt des Bodens in einem Dauerversuch	859
Lang, F. und M. Kaupenjohann:	Molybdän in sauren Waldböden: I Mo-Fractionen	863
Latus, C., D. Hölzel, G. Schalitz und J. Pickert:	Pflanzen-N-Aufnahme und N-Austrag über mehrere Vegetationsperioden aus leichten Böden des nordostdeutschen Tieflandes in Abhängigkeit von der Landnutzung - Lysimeterstudien unter Einsatz von ¹⁵ N	867
Leithold, G.:	Zu Besonderheiten des Humus- und Stickstoffhaushaltes im ökologischen Landbau	871
Mehlert, S., P. Dittrich und R. Russow:	Untersuchungen zur atmosphärischen Stickstoffdeposition am Standort Bad Lauchstädt im Mitteldeutschen Trockengebiet	875
Merbach, I. und G. Sauerbeck:	Untersuchungen zur Sproß- und Streubildung einer Ruderalzönose auf einer früheren Gülledeponie sowie zur C/N- Dynamik in den Pflanzenfraktionen	879
Merbach, W., E. Reining und G. Knof:	¹⁵ N Freisetzung durch Weizenwurzeln in einem sandigen Boden Nordostdeutschlands	883
Meyer, M.:	Waldbodenrestaurierung in Verbindung mit Vollumbruch - Initialeffekte von Versuchen in der Wingst	887
Mietkowski, C. und W. J. Horst:	Steuerung der Boden-Stickstoffdynamik nach Rotationsbrache	891
Nestroy, O.:	Möglichkeiten und Grenzen einer intensiven Bodennutzung in einem Wasserschongebiet, dargestellt am Leibnitzer Feld (Steiermark)	895

		Seite
Nieder, R., E. Neugebauer, A. Willenbockel und J. Richter:	Zur Bedeutung der Wechselwirkungen zwischen mikrobieller Biomasse und mineralisch fixierten Ammonium hinsichtlich des N-Haushalts von Löß-Ackerböden	899
Oelschlägel, B. und U. Franko:	Zur Abschätzung von Klimaänderungseffekten auf den Humusgehalt des Bodens	903
Pfefferkorn, A.:	Änderung des N-Gehaltes im Boden durch Einsatz eines Simulationsmodells	907
Popp, M. und N. Claassen:	Rationale Grundlagen zur optimalen Platzierung von Düngemitteln	911
Raubuch, M. und F. Beese:	Stoffumsätze in sechs unterschiedlich versauerten Waldböden Mitteleuropas	915
Richter, G. M., M. Kuhn und J. Richter:	Nitratbelastung quartärer Lockersedimente unter Acker, Grünbrache und Wald	919
Rück, F. und K. Stahr:	Beitrag der Stickstoffmineralisierung zur N-Bilanz auf Wirtschaftsgrünland und Streuwiesen im Allgäu	923
Rupp, H., R. Meissner und J. Seeger:	P- und DOC- Untersuchungen in den Kompartimenten Boden und Wasser am Beispiel eines übersandeten Niedermoorstandortes im Drömling	927
Sauerbeck, G. und I. Merbach:	Teilprozesse der Stoff- und N-Dynamik in der Streuauflage und im Oberboden auf Sukzessionsbrachen	931
Schade, S. und B. Huwe:	Erosionsprognose im Einzugsgebiet des Ampombibe (NW-Madagascar) - Eine Anwendung Geographischer Informationssysteme bei schwachen Datengrundlagen	935
Schneider, B. A. und K. Mengel:	Stoffliche Zusammensetzung extrahierbarer organischer Stickstoffverbindungen in Böden	939
Stamm, C., R. Gächter, H. Flühler, J. Leuenberger und H. Wunderli:	Konzentrationsganglinien von Phosphor und Nitrat in Drainagen im Einzugsgebiet des Sempachersees	943

		Seite
Stumpe, H. und W. Schliephake:	Anreicherung und Freisetzung von Stickstoff im Boden bei Änderung von Düngung und Anbauverhältnis (nach Ergebnissen von Dauerfeldversuchen)	947
Turyabahika, F., S. Wais und K. Stahr:	Versuch einer regionalen Betrachtung der N-Mineralisierung in Ackerböden des Kraichgau	951
Uebel, E.:	Bestimmung ökosystemgerechter und effektiver Nährstoff- gaben für die Ackeraufforstung degradierter Standorte - Ergebnisse langjähriger KMg-Steigerungsversuche	955
Vandré, R.:	Eine Methode zur in-Situ Bestimmung der NH ₄ -Ausgasung im Parzellenversuch	959
Wais, S., F. Turyabahika und K. Stahr:	Auf Mineralisierungspotentialen basierende Prognosen der Stickstoffmineralisation an ackerbaulich genutzten Löß- Catenen des Kraichgau	963
Wegehenkel, M.:	Regionale Modellierung von Bodenfeuchte, Grundwasser- neubildung und Verdunstung	967
Wittenmayer, L., A. Gransee und G. Schilling:	Untersuchungen zur quantitativen und qualitativen Bestimmung von organischen Wurzelabscheidungen bei Mais und Erbsen	971
Zapf, R.:	Kieseritdüngung auf sauren Waldböden: MgSO ₄ -Sorption und Auswirkungen auf den Bodenlösungsschemismus	975
Zeitz, J., H. Lehrkamp und R. Tölle:	Auswirkungen intensiver Landnutzung auf pedogene Merkmale in Niedermooren - untersucht in einem Versumpfungsmoor Brandenburgs	979
Sitzung Kommission V		
Blum, M. und P. Reinirkens:	Flächenhafte Darstellung von Stoffgehalten in Oberböden und ihrer Ursachen mit Hilfe von digitalen Bodenbelastungskarten	985
Botschek, J., B. Kopecky, A. Skowronek und P. Vidal-Torrado:	Zur Genese und Klassifizierung von Böden einer Toposequenz über Diabas sowie Ton-, Silt- und Sandstein im subtropisch- humiden Südostbrasilien	989

		Seite
Bronger, A.:	Entwurf zur Änderung der Definition und gegenseitigen Abgrenzung der 'Chernozems' 'Kastanozems' und 'Phaeozems' in der 'World Reference Base for Soil Resources (WRB)'	993
Burghardt, W.:	Zur Gliederung von Stadtböden und ihrer Substrate	997
Däumling, T. und H. Wiechmann:	Ergebnisse der Standortkartierung im 'Öffentlichen Grün' in Hamburg - Erfassung und Bewertung urbaner Standorte	1001
Dieler, S., U. Ostmann, G. Schaab und A. Steininger:	Die Einbindung eines GIS in das NIBIS	1005
Drechsel, P., D. Hincourt und W. Zech:	Entwicklung und Bewertung von Vertisolen im semi-humiden Westafrika	1009
Eberle, J. und W. D. Blümel:	Die Kartierung arktischer Bodengesellschaften unter Einsatz hochauflösender, großmaßstäbiger Luftbilder und Orthophotokarten am Beispiel der Germaniahavoya (NW-Spitzbergen)	1013
Elhaus, D. und G. Hornig:	Die Digitalisierung einer Bodenkarte im Maßstab 1:5000 - Ein Beispiel einer nutzungsorientierten Auswertung für die forstliche Standorterkundung	1017
Finnern, H.:	Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland - Änderungen und Änderungsvorschläge für die Neubearbeitung - Marschen, Moore und Kultusole	1021
Förster, H.:	Zum lateralen Stofftransport in den Hochlageböden des bayerischen Waldes und seiner Bedeutung für die Pedogenese	1025
Frielinghaus, M., B. Winnige, C. Giersch und D. Deumlich:	Umsetzung der Ergebnisse einer Erosionsschadenskartierung in Bodeninformationssysteme und Erstellung von thematischen Karten	1029
Fuchs, E.:	Genese und Vergesellschaftung von Böden eines Spülfeldes	1033
Gehrt, E., B. Meyer, T. Beckmann und F. Schwonke:	Schwarzerden, Grauerden und Pararendzinen - Die Frühholozäne Bodengesellschaft der Börden	1037

		Seite
Giani, L. und A. Strangmann:	Identifikation, Eigenschaften und Verbreitung von 'Potentiell Sulfatsauren Böden' der südlichen Nordseeküste	1041
Göbel, B., A. Kaske, E.-W. Reiche und U. Schluß:	Erstellung einer Konzeptbodenkarte mit Hilfe eines GIS und deren Verifizierung durch eine Kartierung	1045
Haas, G.:	Heterogene Flächen: Kartierung von Pflanzen oder Boden?	1049
Hammerschmidt,U und J. Schneider:	Ermittlung und Bewertung der flächenhaften Schwermetallbelastung im Boden in einem durch industrielle Immissionen geprägten Raum (Nordenham)	1053
Hartmann, K.-J., D. Kühn und A. Richter:	Entwurf der Bodenübersichtskarte 1:200 000 unter Verwendung von Altunterlagen in Ostdeutschland am Beispiel des Kreises Oranienburg	1057
Hartmann, K.-J. und R. Schmidt:	Methodenbausteine im Bodeninformationssystem - Fachinformationssystem Bodenschutz Brandenburg	1061
Hellige, D., H. Sponagel, A. Pollex und O. Richter:	Untersuchungen zur Kleinräumigen Substratvariabilität in einem Stauchendmoränengebiet	1065
Hiller, D. A., R. Stenpaß, V. Jeßen, T. Köppner und B. Jöbkes:	Anwendung der Substratkartierung zur Charakterisierung der Eigenschaften und Merkmale von Böden anthropogener Lithogenese eines ehemaligen Verschiebebahnhofes im Ruhrgebiet	1069
Höke, S. und C. Wallossek:	Zusammenhänge zwischen Schwermetallgehalten in Oberböden und den Stadtstrukturen der Stadt Halle/ Saale	1073
Holland, K. und K. Stahr:	Kartenmäßige Erfassung der Stadtböden von Stuttgart	1077
Huischen, I. und T. Mansfeldt:	Redoxpotentialmessungen zur Beschreibung unterschiedlich ausgeprägter hydromorpher Merkmale in drei stauwasserbeeinflussten Böden des Kernmünsterlandes	1081
Kahle, P. und E. Coburger:	Qualitätsmerkmale natürlicher und anthropogen beeinflusster Böden im Stadtgebiet von Rostock	1085

	Seite
Koch-Steindl, H. und E. Weihs:	Zur Klassifikation bodenkundlicher Daten im Rahmen des Bayrischen Bodeninformationssystems (BIS) am Beispiel des Kartenkatalogs 1089
Kopp, D.:	Zur Weiterentwicklung der Bodenklassifikation in Deutschland 1093
Kopp, D., O. Dieckmann und A. Konopatzky:	Die Bodenmosaik des nordostdeutschen Tieflandes als Komponente zweigübergreifender Naturraummosaik - Inventurstand und Klassifikation 1097
Koszinski, S., M. Dannowski, R. Ellerbrock, A. Gorny, K. Helming, A. Höhn, M. Joschko, H. Rogasik, K. Seidel, O. Wendroth, S. Wirth und S. Kofalk:	Bodenökologische Eigenschaften und Funktionen einer Catena im nordostdeutschen Jungmoränengebiet 1101
Kowalkowski, A.:	Pedomorphogenetische Prozesse in Podsolböden der nivalen Zone im Areskutan Gebirgsmassiv 1105
Kreische, E., D. Landgraf und H. Tanneberg:	Bodenökologische Kennzeichnung von Ackerstandorten im Naturpark Dübener Heide 1109
Kretschmer, H.:	Zur Typisierung anthropogener Substrate 1113
Kues, J., S. Billerbeck und R. Stelzer:	Nutzung des Niedersächsischen Fachinformationssystems Bodenkunde für die landwirtschaftliche Zusatzberatung im Rahmen des Grundwasserschutzes 1117
Kuzyakov, J. und C. Siewert:	Klima, Vegetation und Bodenbildung in der russischen Tiefebene - Impressionen einer bodenkundlichen Exkursion durch Westrußland 1121
Lamp, J., E. Armanto und Z. Huizhen:	Stoffbilanzierungen in Bodenlandschaften Norddeutschlands und Südostasiens 1125

Lassonczyk, B., U. Herms und M. Filipinski:	Arbeitsgruppe 'Böden in Schleswig-Holstein' - Ziele, Aufgaben und Aktivitäten	1129
Lehmann, A., K. Holland und K. Stahr:	Stickstoffdynamik von Stadtböden, am Beispiel Stuttgarts	1133
Marcinek, J. und J. Komisarek:	Spatial variability of soil properties in central great Poland lowland	1137
Mahr, A. und J. Völkel:	Vergleichende Untersuchungen an Lockerbraunerden und Braunerden im Bayerischen Wald	1141
Milbert, G.:	Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland - Änderungen und Änderungsvorschläge für die Neubearbeitung - Auenböden und Gleye	1145
Müller, J., P. Jörn und J. Thieme:	Erarbeitung einer Karte der pflanzennutzbaren Feldkapazität für die neuen Bundesländer	1149
Murschel, B. und K.-H. Liebmann:	Automatische Reliefanalyse zur Ableitung räumlicher Bodeninformation aus der Bodenübersichtskarte	1153
Reinirrens, P. und C. Vartmann:	Erfassung und Beurteilung von stoff- und naturhaushaltlichen Beziehungen in Böden als Instrument für den kommunalen Bodenschutz	1157
Richter, B., T. Rott, S. Andrae und W. Burghardt:	Schwermetallverteilungsmuster und sein Bezug zum Eisengehalt einer Ackerfläche im Bereich eines Stahlwerkes	1161
Riek, W., M. Renger und G. Wessolek:	Multivariate explorative Verfahren zur Beschreibung des bodenchemischen Zustandes von Forststandorten im Berliner Raum	1165
Reuter, G.:	Disharmonische Lessivé-Braunerde-Interferenzen	1169
Schenk, S. und U. Franko:	Ableitung von Bodenparametern und Startwerten bei der Anwendung des Simulationssystems CANDY zur Untersuchung von Bodenprozessen in Agrarlandschaften	1173
Schlegel, H.:	Darstellung urbaner Böden in der Bodenübersichtskarte 1:200 000	1177

		Seite
Schleuß, U. und H.-K. Siem:	Urban-pedoökologische Inventur von Eckernförde	1181
Schmidt, R., G. Adler und W. Eckelmann:	Zuordnungsregelwerk für die Bodenübersichtskarte 1:200 000 (BÜK 200)	1185
Schröder, H., C. Knauf und W. Kainz:	Die Bodenübersichtskarte 1:400 000 des Landes Sachsen- Anhalt	1189
Schwerdtfeger, G. und B. Urban:	Moore und Histosols - Vergleich der bodenkundlichen Systematik	1193
Sommer, M. und K. Stahr:	Stoffliche Typisierung von Catenen	1197
Stephan, S.:	Fleckenzone und Saprolith eines Paläobodens am Eifelrand bei Rheinbach	1201
Stützer, A.:	Untersuchungen zur Bodenentwicklung im offenen Waldland der Labrador-Halbinsel	1205
Thiemeyer, H.:	Überlegungen zur Genese von Luvic Arenosols in NE- nigerianischen Dünensanden	1209
Thiemeyer, H.:	Zur Verbreitung und Nutzung von Vertisolen und vertisolartigen Böden im südwestlichen Tschadbecken	1213
Thiere, J. und M. Zeidler:	Standortvergleiche nach Anbaueignung, Umwidmungspriorität und geologischer Herkunft von Bodensubstraten für administrative und naturräumliche Einheiten des Landes Sachsen-Anhalt	1217
Weller, U. und K. Stahr:	Eine Standortskarte für Südbenin - Erfassung von Geländeeigenschaften und Bodenparametern	1221
Wittmann, O.:	Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland - Änderungen und Änderungsvorschläge für die Neubearbeitung - Varietät und Subvarietät Terrestrische Böden	1225

Gemeinsame Sitzung Kommissionen VI und I		Seite
Bachmann, J.:	Der Einfluß der organischen Substanz auf den temperatur- und druckgetriebenen Wassertransport in einem Sandboden unter dem Aspekt Benetzbarkeit	1231
Becker, R., M. Bach und H.-G. Frede:	Begrenzung des Viehbesatzes als Maßnahme zur Reduzierung der landwirtschaftlichen Stickstoff-Emission (in Atmosphäre und Hydrosphäre)	1235
Bens, O., T. Scholten und P. Felix- Henningsen:	Grundwasser- Belastungspotentiale an Forststandorten mit Auflagehumus am Beispiel "Hohe Ward" (Münster)	1239
Bouwer, W., S. Gäth und H.-G. Frede:	Konzepte zur Quantifizierung der Nitratauswaschung auf Standorten mit großem Verlagerungsrisiko - ein kritischer Vergleich	1243
Mollenhauer, K., E.-M. Fritz und N. Feldwisch:	Zum Einfluß der Steinbedeckung von Böden auf Oberflächenabfluß und Bodenabtrag	1247
Müller, L., R. Dannowski, U. Schindler, F. Eulenstein und R. Meißner:	Mittlere Gebietsabflüsse aus Agrarlandschaften Nordost- und Mitteleuropas	1251
Gemeinsame Sitzung Kommissionen VI und V		
Berger, C.:	Planungsrelevante Bodenbewertungskriterien: Anforderungen und Möglichkeiten	1257
Durlesser, H., A. E. Hartwig und U. Thierer:	Flächenhafte Abschätzung der Variabilität des Ton- und Wassergehaltes von Böden mit dem elektromagnetischen Meßverfahren EM38	1261
Feyen, H. und A. Papritz:	Optimale Stichprobenpläne für regionale Inventuren	1263
Finnern, J., J. Thiele und H.-P. Blume:	Austragsprognosekarte für Kalium am Beispiel eines überwiegend forstlich genutzten Einzugsgebietes der Stör in Schleswig-Holstein	1267

	Seite
Neite, H.:	1271
	Das Fachinformationssystem Stoffliche Bodenbelastung (FIS StoBo) - ein Baustein des Bodeninformationssystems (BIS NRW) zur Erfassung, Verwaltung und Nutzung von Daten über Stoffgehalte in Böden
Sperl, C., S. Du und C. Fuß:	1275
	Erweiterung des Georadar- Verfahrens zur Erfassung der Bodenfeuchte vom 2- dimensionalen auf den 3- dimensionalen Raum
 Sitzung Kommission VI	
Bach, M. und H.-G. Frede:	1281
	Abschätzung der Gewässerbelastungen durch landwirtschaftliche Flächennutzungen im Einzugsgebiet der Lahn
Bannick, C. G.:	1285
	Verwertung/ Verwendung von organischen Abfällen bei der Rekultivierung devastierter Flächen
Brandt, M., B. Lehmann und H. Wildhagen:	1289
	Bodenveränderungen durch Freilandhaltung von Schweinen
Buchhorn, U.:	1293
	Huminstoffpräparate als Ersatz für degradierte Dauerhumusformen zur Gleichgewichtsstabilisierung ökologischer Systeme
Curtius, M., A. Barth und H. Bohne:	1297
	Untersuchungen zur Bepflanzbarkeit von Abdecksystemen auf oberflächen-gedichteten Deponien für Haus- und Siedlungsabfälle neuerer Prägung
Ellmer, F., S. Krück und M. Joschko:	1301
	Humushaushalt und Regenwurmaktivität auf einem verschieden intensiv genutzten lehmigen Sandboden
Emmerling, C., D. Torgau und D. Schröder:	1305
	Reaktion von Bodenorganismen auf moderne Restaurationsmaßnahmen im Waldbau
Eulenstein, F., A. Kedziora, U. Schindler, L. Ryszkowski und A. Werner:	1309
	Ein Methodenvergleich zur Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration

	Seite
Fabis, J., M. Bach, H.-G. Frede und I. Herzog:	Filter-, Distanz und Abschirmfunktion von Uferstreifen für Gewässer 1313
Hackelberg, R., T. Mansfeldt und I. Kögel-Knabner:	Bodenentwicklung auf ehemaligen Bergehalden am Beispiel der Zeche Zollern II in Dortmund-Bövinghausen 1317
Haider, J.:	Bestimmung von Manning-Rauhigkeitsbeiwerten mit simuliertem Regen im Feld 1321
Kainz, M., K. Auerswald und S. Weigand:	Totholzhecken - Einfluß auf Bodenwasserhaushalt und Stoffaustrag 1325
Lothenbach, B., G. Furrer und R. Schulin:	Sanfte Bodensanierung - eine Lösung für schwermetall-belastete Böden? 1329
Mayer- Ullmann, H.:	'Hot Spots' - Bodenbelastungen durch ehemaligen Bergbau 1333
Melchior, S.:	Systeme zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 1337
Merz, C., R. Beisecker, D. Balla und A. Wurbs:	Hydrologische und geochemische Prozessuntersuchungen bei landwirtschaftlich bedingten Stoffeinträgen auf einem Moränenstandort in NE- Deutschland (Worin) 1341
Middelschulte, D. und H. Franken:	Einfluß der Tieflockerung auf die Bodenfeuchte- und Nitratdynamik rekultivierter Böden aus Löß im Rheinischen Braunkohlerevier 1345
Müller, G., S. Gäth und H.-G. Frede:	Zur Schüttungs- und Nitratdynamik von Quellen in Wasserschutzgebieten Nord-Ost-Hessens 1349
Pfisterer, U. und M. Coester:	Bodenentwicklung aus abgelagertem Straßenkehricht und mögliche ökologische Auswirkungen der Deponie 1353
Pittelkow, U.:	Untersuchungen in Modellgefäßen zur Begrünung von Halden im Thüringer Bergbaugesbiet 1357
Prasuhn, V. und M. Braun:	Phosphor- und Stickstoffeinträge in Fließgewässer des Kantons Bern (Schweiz) 1361

	Seite	
Radmacher, J., W. Wolf, S. Rex, D. Bell und H. Franken:	Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Entwicklung der Regenwurmpopulation rekultivierter Böden aus Löß im Rheinischen Braunkohlerevier	1365
Rode, M. und H.-G. Frede:	Überprüfung des N-A-Modells AGNPS zur Beschreibung von Nährstoffeinträgen in Fließgewässer in zwei hessischen Mittelgebirgseinzugsgebieten	1369
Schneider, R., W. Gerwin und D. Schröder:	Initiale Auswirkungen mechanisierter Wiederaufforstung auf bodenphysikalische und -mechanische Eigenschaften	1373
Weigand, S., K. Auerswald, W. Piller, M. Kainz und J. Westrop:	Erosions- und Hochwasserschutz durch Rückhaltebecken in landwirtschaftlichen Kleineinzugsgebieten	1377
Winzig, G. und W. Burghardt:	Untersuchung des Zufluß- und Abflußverhaltens von Mulden-Rigolen	1379
Gemeinsame Sitzung Kommissionen VII und II		
Fischer, W. R. und K. Böckenhoff:	Oberflächenladung der Tonfraktion mitteleuropäischer Schwarzerden	1385
Leinweber, P. und H.-R. Schulten:	Nachweis von Mono- und Dikarbonsäuren in Organo-Ton-Komplexen mit Methylierung / Pyrolyse-Massenspektrometrie	1389
Niederbudde, E.A.:	Illitisierung von Smectit-Illit-Wechselagerungen in repräsentativen holozänen Böden aus Löß	1393
Scholten, T., M. Schotte und P. Felix- Henningsen:	Bestimmung von Kaolinit mit Einlagerungsfehlordnung in einem Boden-Saprolit-Komplex unter Verwendung einer einfachen Dimethylsulfoxid-Bedampfungsmethode	1397
Stanjek, H.:	Variabilität im Zentimeterbereich und ihre Bedeutung für Bildungsprozesse von Eisenoxiden in Böden: Ein neuer methodischer Ansatz	1401
Weidler, P. G.:	Spezifische Oberfläche, Porosität und deren Einfluß auf die P-Sorption von synthetischen Goethiten	1403

Sitzung Kommission VII

	Seite	
Adoniu, C. und H. Gebhardt:	Mikromorphologische Untersuchungen zu Rubefizierung- und Mineralneubildungsprozessen in Kalksteinverwitterungsböden Griechenlands	1409
Dreher, P. und E.A. Niederbudde:	Zur Smectitbildung auf niedriggeladenem Biotit	1413
Dultz, S.:	Verteilung der Stoffvorräte an Kalium und Aluminium auf verschiedene Bindungsformen in Waldböden aus pleistozänen Sedimenten	1417
Faßbinder, J.W.E., und H. Stanjek:	Die Bedeutung der Magnetitbildung in Böden für die magnetische Prospektion archäologischer Denkmäler	1421
Felix- Henningsen, P., M. Schotte und T. Scholten:	Mikromorphogenese von Boden-Saprolit-Komplexen aus Kristallingesteinen in Swaziland (südliches Afrika)	1423
Gall, S. und C. H. Rüscher:	Anisotrope elektrische Eigenschaften von trioktaedrischen Schichtsilikaten	1427
Glasauer, S.:	Die Auswirkung von Silicat auf die Morphologie und die Ladungseigenschaften von Eisenoxiden	1431
Herrmann, L. und K. Stahr:	Die Verwitterung lößähnlicher Saharastäube - Ein Modellexperiment	1433
Jahn, R. und V. Asio:	Verwitterung und Mineralneubildung in Böden aus intermediären bis basischen Vulkaniten im tropischen Klima von Leyte, Philippinen	1437
Kaupenjohann, M. und W. Wilcke:	Untersuchungen zur pH-Pufferkinetik von Böden mit einer neuen pH_{stat} - Technik	1441
Krebs, M. und U. Babel:	Pflanzenarten als Ursache für Heterogenität in Oberböden	1445
Lewandowski, H., A. Pohlmeier, H. D. Narres, N. Kallay, D. Kovacevic und S. Zalac:	Kalorimetrische Untersuchungen zur Ladungsänderung an der Metalloxid/ Elektrolyt Grenzfläche	1449

		Seite
Meshref, H., Z. Zaghoul, M. El-Sherbini und S. Hermas:	Clay mineral investigations in soils of the central and northern Nile Delta, Egypt	1453
Moog, H. C. und H. K. Cammenga:	Eine Perkolationszelle zur Untersuchung der Austauschkinetik an Tonmineralien	1457
Prüß, A., G. Turian, T. Nöltner und V. Schweikle:	Hintergrundwerte für Spurenelemente in Böden verbreiteter Substrate - Gesamtgehalte und mobile Anteile	1461
Schudel, M., R. Kretschmar, P. G. Weidler und H. Sticher:	Morphologie, Kristallinität und Oberflächenladung unterschiedlich hergestellter Hämatite	1465
Schüler, G. und R. Butz-Braun:	Orientierender Laborversuch zur Restauration und Stabilisierung von Dreischicht- Tonmineralen versauerter Waldböden	1469
Stahr, K., J. Trommler, J. Kühn und R. Jahn:	Palycretes in Böden des Alentejo - Portugal	1473
Strzyszcz, Z.:	Gehalt an Ferromagnetika in den von der Immision der Zementindustrie in der Wojewodschaft Opole beeinflussten Böden	1477
Trappe, M.:	Talaufbau und Hangsedimente im Ottmaringer Trockental / Südliche Frankenalb	1481
Zarei, M., U. Scheibe, T. Gudmundsson und K. Stahr:	Mineralneubildungen und -entwicklungen in isländischen Andosolen	1485



MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate und Posterbeiträge

JAHRESTAGUNG 1995

vom 2. bis 9. September 1995

in

HALLE/ Saale

Band 76

Heft I

1995

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate

Sitzung "Bodenkunde in Unterricht und Fortbildung"

Band 76

Heft I

1995

Feldarbeit zur Bodenbewertung - Unterrichtsprojekt für die Sekundarstufe II

von

Blume, H.P. und B. Blume

Im Folgenden geht es um die verkürzte, aktualisierte Darstellung eines Unterrichtsprojektes zur Bodenbewertung von Blume und Blume (1986) für Höhere Schulen, das sich mit entsprechender Zielvorstellung in modifizierter Form nicht nur im Geographie-, sondern auch im Biologie- oder Chemieunterricht anwenden läßt.

Sachdarstellung

Ermittlung der Bodeneigenschaften: Böden haben als schützenswerter Naturkörper die Funktion, Lebensraum für Organismen und Wurzelraum für Wild- und Kulturpflanzen zu sein, Schadstoffe menschlicher Nahrung und Trinkwasser zu filtern und den Landschaftswasserhaushalt zu regulieren. Die Bewertung eines Bodens als Pflanzenstandort erfordert Aussagen zur/zum Durchwurzelbarkeit, Wasser-, Sauerstoff-, Nährstoff- und Wärmeangebot. Seine Schadstoff-Filterfähigkeit läßt sich über sein Sorptionsvermögen sowie über Abbaumöglichkeiten organischer Verbindungen charakterisieren. Derartige Aussagen lassen sich aus seiner Position in der Landschaft, dem örtlichen Klima sowie den (nach Anlage einer Bodengrube erhebenden Eigenschaften wie Gründigkeit, Feuchte, Farbe, Steingehalt und Bodenart, Lagerungsdichte, Humusgehalt, pH-Wert) seiner Horizonte ableiten (Tab. 1)

Bedeutung der Untersuchungen im Unterricht: Bereits einfache, vergleichende **Bodenuntersuchungen** im Felde lassen Schüler verstehen, daß ein Boden als Naturkörper sehr komplexe, mit der Tiefe wechselnde Eigenschaften besitzt, daß er sich von anderen unterscheidet, daß er, verschieden für Mensch und Natur, wichtige Eigenschaften besitzt und daher schützenswert ist. Im Biologieunterricht lassen sie verstehen, wovon der Wuchs einer Pflanze abhängt oder weshalb in verschiedenen Bereichen einer Wiese unterschiedliche Pflanzen wachsen. Im Geographieunterricht erklären sie z.B. unterschiedliche Nutzungen von Landschaftsteilen, und im Chemieunterricht vermögen sie Verständnis für die Gründe von Schadstoffbelastungen im Gebrauchswasser zu wecken.

Der Unterrichts- oder Projekttablauf

Vorbereitung - Geländeerkundung: Die Vielfalt der Böden einer Landschaft läßt sich am besten durch die Wahl von Kuppen-, Hang- und Senkenposition sowie von Wald, Wiese (Park) und Acker (Garten) demonstrieren. Die Auswahl erfolgt (nach Genehmigung des Grundstückseigentümers) mittels Bohrstockerkundung (Lit. 1,4).

Motivation: Im Biologieunterricht wird z.B. eine verwelkte Pflanze demonstriert. Die Schüler erkennen, daß der Pflanze Verankerung, Wasser und Nährstoffe zum weiteren Leben fehlen, Gasaustausch und Wärme gegeben sind. Es wird erarbeitet, daß der Boden in der Natur die genannten Funktionen übernimmt, wobei aber standortbedingte Unterschiede auftreten. Diese werden z.B. an Bildern (s. Lit.2) von Geschiebesand-Braunerde (tiefgründig, frisch-feucht, gut durchwurzelbar und luftreich), Kalkstein-Rendzina (flachgründig, trocken, luftreich), Flugsand-Podsol (mittelgründig durch Ortstein, trocken, luftreich, nährstoffarm) und Mergel-Gley (tiefgründig, naß, nach unten schlecht belüftet) besprochen.

Planung: Zu Beginn wird festgelegt, daß der Kurs verschiedene Böden hinsichtlich der erarbeiteten Funktionen bewerten soll. Dann werden die Untersuchungsmethoden unter Ausgabe der Arbeitsbögen und Demonstration der Geräte (Topographische Karte, Bohrstock mit Hammer, je Gruppe mitzubringen: Spaten, Planen, Zollstock, Spritzflasche mit Wasser, feststehendes Messer, pH-Meter m. 0,02 N CaCl₂-Lösung, 4 verschließbare Plastikbecher m. 8 und 25 ml - Markierung, Schreibzeug, Arbeitsbogen) vorgestellt und den Bodenfunktionen zugeordnet (Tab. 1). Schließlich wird die Organisation besprochen (Gruppeneinteilung, Kleidung, Transport, Zielort).

Feldarbeit: Auf einer gemeinsamen Feldbegehung werden die Standorte vorgestellt, Relief und Nutzung angesprochen, die Meereshöhe einer Karte entnommen, die standortspezifischen Klimadaten mitgeteilt und die korrekte Anlage von Bodengruben (s. Lit.4) demonstriert. Dann werden die Bodengruben von Gruppen angelegt; die Abgrenzung der Horizonte erfolgt mit dem Lehrner, der dann während ihrer Beschreibung erläuternd zwischen den Gruppen pendelt. Nach Protokollierung der Befunde im Aufnahmebogen werden die Befunde der Gruppen gegenseitig vorgestellt und anschließend die Gruben nacheinander mit Unterboden- und Oberbodenmaterial wieder verfüllt.

Auswertung: Die protokollierten Untersuchungsergebnisse des Aufnahmebogens werden in den Folgestunden unter Verwendung von **Ergebnisbögen** im Hinblick auf die Bodenfunktionen ausgewertet.

Tabelle 1: Boden- und Standortuntersuchung und Bewertung

1. Erfragen v. mittl. Jahresniederschlag u. -temperatur
2. Ermittlung der Landschaftsposition
3. Ermittlung der Gründigkeit
4. Schätzen der Feuchte
5. Ansprache der Farbe
6. Schätzen v. Bodenart u. Steingehalt
7. Schätzen der Lagerungsdichte
8. Schätzen des Humusgehaltes
9. Messen des pH-Wertes
10. Ermittlung des Grundwasserstandes

Bewertung der Bodenfunktionen

A Pflanzenstandort

- Wurzelraum (3,7)^x
- Nutzwasserangebot (1-3, 6-8, 10)^x
- Sauerstoffangebot (4,5,7)^x
- Nährstoffangebot (S-Wert: 6-9)^x

B Bodenleben

Bewertung entspricht der als Pflanzenstandort

C Speicherraum für Wasser

Regulierung des Landschaftswasserhaushalts
Bewertung ähnlich der des Nutzwasserangebotes, da Wasser im Boden gehalten und von Pflanzen verbraucht wird

D Schadstoff-Filter

- Filterlänge (3, 10)
- Filterqualität:
- **Abbau organischer Schadstoffe**
Ergibt sich aus Bewertung als Pflanzenstandort, da mit optimalen Bedingungen für Pflanzen ein reges Bodenleben einhergeht, müthig Schadstoffe metabolisch oder co-metabolisch abgebaut werden
- **Bindung von Schadmetallionen**
Ergibt sich aus dem volumenbezogenen S-Wert, da dieser um so höher, je höher pH und sorptionsfähige Oberfläche (d.h. Ton- und Humusgehalt)

^xDie Untersuchungen 4-9 werden in jedem Bodenhorizont vorgenommen

Aufnahmebogen (s. Blume und Blume, 1986)

Der Aufnahmebogen enthält Kopfspalten für Profil-Nr., Bearbeiternamen, Datum, Ort, Landschaft, Meereshöhe, mittl. Jahresniederschlag und -temperatur, Hangform, -neigung und -ausrichtung, Nutzung bzw. Vegetation, Gestein; Gründigkeit und Grundwasserstand in dm. In Horizontspalten werden von oben die untere Tiefe sowie die Feuchte, Farbe, Fleckigkeit, Steingehalt und Bodenart, Lagerungsdichte, Humusgehalt und pH eingetragen.

Anleitung zum Ausfüllen der Spalten:

- Klimadaten:** bei Wetterwarte erfragen
- Relief:** 1 Ebene, 2 Kuppe, 3 Konkavhang, 4 Konkav-u. Unterhang, 5 Rinne u. Mulde. Wasserangebot: 2<3=1<4<5
- Hangneigung:** 8°-15° stark, >15° sehr st.
- Gründigkeit:** Tiefenlage festen Gesteins
- Feuchte**

Drücken der Probe	Befeuchten der Probe	Reiben in warmer Hand	Feuchte
kein Wasser	dunkelt stark	kaum heller	trocken
kein Wasser	dunkelt etwas	merklich heller	frisch
etwas Wasser	dunkelt nicht	merklich heller	feucht
viel Wasser	dunkelt nicht	merklich heller	naß

Steingehalt (> 2 mm Durchmesser): Volumenanteil mittels Vergleichstafel an Profilwand schätzen:



Vol. % Steingehalt	< 1	1-10	10-30	30-50	50-75	> 75
	sehr schwach	schwach	mittel	stark	sehr stark	Skelettboden

Bodenart: Mischprobe im Handteller m. etwas Wasser in Zustand feucht versetzt:

1. Versuch, Probe bleistift dick auszurollen:
 - a) ausrollbar -> 3
 - b) nicht ausrollbar -> 2
2. Prüfen Bindigkeit zw. Daumen u. Zeigefinger
 - a) klebt etwas beim Fingeröffnen SI
 - b) nicht bindig S
3. Versuch, auf halbe Bleistiftstärke zu rollen
 - a) ausrollbar -> 5
 - b) nicht ausrollbar -> 4
4. Prüfen, wie 2.
 - a) bindig Ls
 - b) nicht bindig, aber mehlig U
5. Probe zw. Daumen u. Zeigefinger quetschen
 - a) Gleitfläche stumpf Lt
 - b) Gleitfläche glänzend T

L Lehm, l lehmig, s sandig, T Ton, t tonig, U Schluff

Lagerungsdichte Boden zerfällt b. leichtem Drücken locker
 Messer in den Boden drücken
 - geht mit wenig Kraft mäßig, dicht
 - geht schwer 1-2 cm dicht
 - geht nur mit Gewalt* sehr dicht
 *Probe in Gefäß mit Wasser schütteln: kein Zerfall = festes Gestein oder verfestigter Boden (z.B. Ortstein)

pH-Wert

Mischprobe in Plastikbecher bis zur unteren Markierung füllen, CaCl₂-Lösung bis zur oberen Markierung ergänzen; 1 min schütteln, nach 30 min pH-Wert potentiometrisch mit Feld-pH-Meter messen:
 < 3 - 4 - 5 - 6 - 6,8 - 7,2 >
 extr. sehr sauer mäßig schwach neutral...alk sauer sauer

Humusgehalt

Humusgehalt läßt sich aus dem Grauteil der Farbe des feuchten Bodens bzw. der Konsistenz der Probe ableiten:

Farbe	Humusgehalt in % bei	
	S, Sl	Ls, Lt, U, T
weißgrau		< 0,2
hellgrau	< 0,2	0,2 - 1
grau	0,2 - 1	1 - 2
dunkelgrau	1 - 2	2 - 4
schwarzgrau	2 - 4	4 - 8
schwarz	4 - 15	8 - 15
<hr/>		
faserig - viele Minerale		15 - 30
schmierig - wenig Minerale		> 30

Grundwasserstand

Im Grundwasserbereich ist Boden naß. In der Grube stellt sich Grundwasserstand nach einiger Zeit ein. Aus einer Bohrstockprobe tritt nach Klopfen im Grundwasserbereich freies Wasser auf (kurz nach Starkregen kann Sickerwasser Grundwasser vortäuschen). Bei Grundwasser tiefer 2 m kann Grundwasserstand bei durchlässigen Böden grob einer topograph. Karte im Bezug zur Höhenlage (m NN) eines benachbarten Baches entnommen werden.

Ergebnisbogen (s. Blume und Blume 1986)

Kopfspalte für Durchwurzelbarkeit

Horizontspalten für Mächtigkeit in dm; nWK n. Bodenart, Abzug Lagerungsdichte, Zuschlag f. Humus, nWK, Verminderung durch Steine (jeweils in Vol. %); nWK in l/m²

Fußspalten für Ab/Zuschläge für Relief, Klima bzw. Grundwasser, sowie mittl. nutzbares Wasserangebot im Wurzelraum in l/m².

Spalten zur O₂- Versorgung im Ober- (0-3) und Unterboden (3-10 dm).

Horizontspalten für KAK u. Bodenart und Humus in cmol_c/kg, Abzug in % für Steine, KAK-total, pH-Faktor, S-Wert in cmol_c je kg und l sowie in Mol je m²

Fußspalten für summierter S-Wert des Wurzelraumes, sowie die Filterlänge (d.h. den Grundwasserstand) in dm.

Anleitung zum Ausfüllen der Spalten:

Durchwurzelbarkeit: Möglicher Wurzeltiefgang ergibt sich aus der Tiefenlage festen Gesteins bzw. Horizontes. Bei tiefgründigen Böden wird ein (Haupt)wurzelraum von 1 m angenommen.

Nutzbares Wasserangebot: Das mittlere Angebot ergibt sich aus nutz. Wasserkapazität des Wurzel-raumes (nWK_w), Niederschlag, Verdunstung, Relief und Grundwasserstand; nWK läßt sich aus Bodenart, Lagerungsdichte, Humus- u. Steingehalt sowie Horizontmächtigkeit ermitteln:

Bodenart	S	Sl	Ls	U	Lt	T
nWK in Vol%	8	14	20	24	17	13

Dichte bis sehr dichte Lagerung führt (außer bei S) zum Abzug von 3 Vol%. Erhöhung der Werte durch % Humus von 0,2 - 1 - 2 - 4 - 8 - 15 - 30 >
 bei S, St 1 2 3 7 14 30 40 Vol
 bei übr. 0 1 2 4 8 30 40

nWK ist um Steingehalt zu mindern (bei 50% Steinen z.B. um die Hälfte). Multiplikation mit Horizontmächtigkeit in dm ergibt nWK in l/m², Summierung dann nWK. Das **Nutzwasserangebot** ergibt sich aus nWK_w und Ab/Zuschlägen je nach **Jahresniederschlag** von 500 - 600 - 700 - 800 - 950 > mm
 - 5 -25 +25 +50 l/m²

Wegen **Verdunstung** werden bei Sonnhängen > 15° 50 l, bei 8-15° 25 l subtrahiert, bei Schatt-hängen > 8° 25l addiert.

Wegen **Hangzugwassereinflusses** bekommen Kuppen und konvexe Hänge 25 l Abzug, konkave u. Unterhänge 25 l, Rinnen/Mulden 50 l Zuschlag. Reicht **Grundwasser** in den Wurzelraum, ist Standort feucht bis naß. Bei Grundwasserständen zwischen 2 - 10 dm unterhalb des Wurzelraumes ergeben sich Zuschläge in Abhängigkeit von der Bodenart wegen Kapillaraufstiegs:

Grundwasserabstand unterhalb Wurzelraum in dm	S	Sl	Ls	U	Lt	T
2	100	100	100	100	100	80 l/m ²
4	80	100	100	100	50	20 l/m ²
6	30	90	40	100	15	10 l/m ²
8	8	30	20	100	6	8 l/m ²
10	0	8	6	70	4	4 l/m ²

Die auf diese Weise ermittelten Feuchtestufen werden folgendermaßen bewertet:

< 50	50-100	100-150	150-200	200-250	250-300	> 300 l/m ²
dürr	sehr trocken	trocken	mäßig frisch	frisch	feucht	naß

Die Sauerstoffversorgung wird durch die Luftkapazität (LK = Porenanteil > 50µm φ) und deren O₂-Gehalt bestimmt. Dichte Böden haben geringe LK. (Zeitweilig) sauerstoffarme Böden sind (häufig) naß und weisen redoximorphe Merkmale (Rostflecken; weiß/grünblaue/schwarze Reduktionsfarben) auf:

Merkmale	Belüftung
locker-mäßig dicht, keine hydromorphen Merkmale	luftreich
dicht-sehr dicht und/oder Konkretionen bzw. einzelne Rost/Bleichflecken	mittel
dicht-sehr dicht und viele Rost/Bleichflecken	luftarm
Reduktionsfarben der Horizonte bzw. Torf + naß	sehr luftarm

Nährstoffverhältnisse: Als Maß für wichtige, verfügbare Nährstoffe benutzen wir den S-Wert (= Summe austauschbares Ca, Mg, K, Na) des Wurzelraums in Mol_e/m². Der S-Wert eines Horizontes ergibt sich aus Kationenaustauschkapazität (KAK) der Bodenart und des Bodenhumus:

S	lS	U	sL	Lt	T
2	3	6	8	15	25 cmol/kg
%Humus 1 - 2 - 4 - 8 - 15 >					
3 6 12 25 50-200 cmol/kg					

Höhere Steingehalte erfordern prozentualen Abzug. Der S-Wert ergibt sich aus der KAK durch Multiplikation mit einem pH-abhängigen Faktor:
 pH <3 - 4 - 5 - 6 - 6,8 - 7,2 >
 Faktor 0,05 0,2 0,5 0,8 0,9 0,95 1

Der Bezug auf eine Volumeneinheit erfolgt bei dichten Horizonten durch Multiplikation mit 1,5, bei lockeren mit 1,0 und bei Torfen mit 0,2. → Dimension: mval/100 cm³.

Durch Multiplikation mit der Horizontmächtigkeit (in dm) ergibt sich der S-Wert in val/m² Wurzelraum, den wir wie folgt bewerten:

0-5	5-10	10-25	25-50	50-100	100-200	> 200 val/m ²
sehr gering	gering	mäßig	mittel	mäßig hoch	hoch	sehr hoch

Weiterführende Literatur

- 1) **Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde (1995):** Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Schweizerbart, Stuttgart
- 2) **Blume, B., Blume, H.-P. (1986):** Feldarbeit zur Bodenbewertung. Geographie heute. 42/1986, 40-45
- 3) **Blume, H.-P., Hrsg. (1992):** Handbuch des Bodenschutzes. Ecomed, Landsberg
- 4) **Schlichting, E., Blume, H.-P., Stahr, K. (1995):** Bodenkundliches Praktikum. 2. Aufl., Blackwell Wissenschaft, Berlin

Ein PC- gestütztes Lehrprogramm "Bodenkunde" für unterschiedliche Studiengänge

von

Fischer, W.R.*

Das Fach Bodenkunde ist zwar in Deutschland (noch) nicht Grundlage für einen eigenen Studiengang, doch ist es Pflicht- bzw. Wahlpflichtfach in mehreren universitären Studiengängen. Darüber hinaus sind die entsprechenden Kenntnisse für solche Wissenschaftler essentiell, die mit der Umweltsicherung im weiteren Sinn befaßt sind.

An der Universität Hannover ist die Bodenkunde in sechs Diplomstudiengängen (Biologie, Gartenbau, Geographie, Geologie, Landesplanung, Mineralogie) und einem Studiengang des Höheren Lehramts (Biologie) involviert. Diese Studiengänge betrachten die Bodenkunde aus ganz unterschiedlichen Blickwinkeln und haben entsprechend unterschiedliche Fragen. Daneben gibt es auch bei wichtigen bodenkundlichen Lehrveranstaltungen zahlreiche Zeitüberschneidungen, so daß die Teilnahme der Studenten auch an den zentralen bodenkundlichen Lehrveranstaltungen nicht immer möglich ist.

Ein Lehrprogramm sollte diese Aspekte berücksichtigen und das zu erlernende Wissen in einer Weise darbieten, die Fehlstellen erkennen läßt und Möglichkeiten zum Nacharbeiten bestimmter Themenbereiche anbietet. Das Ziel ist dabei nicht, die Vorlesung oder ein ausführliches Lehrbuch zu ersetzen. Der wichtigste Punkt ist vielmehr die „Selbstdiagnose“, d.h. die Identifikation solcher Bereiche, die bislang gar nicht oder nur mangelhaft erarbeitet wurden. Das erfordert folgende Programmeigenschaften:

- das gesamte Lehrprogramm muß konsequent und zügig durchgearbeitet werden können,
- Detailwissen muß zugunsten größerer Zusammenhänge zurücktreten,
- bereits bekannte Themen sollten relativ rasch „abgehakt“ werden können,
- fehlende Kenntnisse müssen klar zutage treten.

Um dem Charakter der zugrunde liegenden Vorlesung gerecht zu werden, sollten darüber hinaus die Zusammenhänge zwischen wichtigen Prozessen, den dadurch veränderten Bodeneigenschaften und den ökologischen Konsequenzen klar herausgearbeitet werden.

Mit diesen Vorgaben eignen sich rechnergestützte Programme besonders gut, da sie einerseits die relativ rasche Abarbeitung der Themen, andererseits in einzelnen Fällen eine Durchdringung des Stoffes in (nahezu) beliebiger Schachtelungstiefe gestatten. Darüber hinaus können Fragen eingebunden werden, die die selbstkritische Bewertung der defizitären Themenbereiche erleichtern.

* Institut für Bodenkunde, Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, D-30419 Hannover

Das hier vorgestellte Programm ist modular aufgebaut. Nach der Fertigstellung soll es in etwa zwanzig Modulen den Wissensumfang des Faches Bodenkunde vermitteln. Die Themen orientieren sich an den klassischen Bereichen der Bodenkunde (Genetik, Chemie, Physik, Biologie, Bodenbelastungen, Bodenschutz), wobei der Stoffumfang eines Moduls zugunsten überschaubarer Einheiten begrenzt wurde. So bilden z.B. „Verwitterung“, „Wasserhaushalt“ oder „Humus“ eigene Module; natürlich sind einer Erweiterung des Stoffes oder der Vertiefung einzelner Themen kaum Grenzen gesetzt.

Die Bildschirmdarstellung folgt dem für WINDOWS verwendeten Hilfe-System, das ein hierarchisch aufgebautes Fenstersystem mit der Möglichkeit von Querverweisen, Anmerkungen und eingebundenen Grafiken anbietet.

Das Konzept soll hier an zwei Modulen näher erläutert werden:

Modul „Pedogenese“:

In diesem Modul werden verschiedene mögliche Wege vom Ausgangsgestein zu den Klimaxstadien der Bodenentwicklung aufgezeigt. Dabei wird kein Wert auf „Vollständigkeit“ gelegt, vielmehr werden die „Ergebnisse“ der wichtigsten bodenbildenden Prozesse berücksichtigt. Jedem Bodentyp ist ein Kapitel zugeordnet, wobei die in Deutschland gültige Bodensystematik verwendet wird. Die Reihenfolge der Kapitel richtet sich jedoch vorrangig nach didaktischen Gesichtspunkten, so daß z.B. Gley und Pelosol außerhalb der Bodenentwicklungsreihe behandelt werden.

Neben wichtigen Informationen über die Bodentypen (Horizonte, Profilkfunktionen, ökologische Eigenschaften) werden Hinweise auf die ablaufenden Prozesse gegeben. Das geschieht in einzelnen Fällen durch direkte Informationen in pop-up-Fenstern, meist aber durch Verweis auf andere Module. Welcher dieser Wege beschritten wird, hängt ausschließlich von der Komplexität der zu übermittelnden Information ab. Im Schema 1 ist eine (noch unvollständige) Gliederung für das Modul „Pedogenese“ schematisch zusammengefaßt.

Neben diesen Informationen werden eine Reihe von einzelnen Begriffen durch kurze Erläuterungen erklärt. Dazu gehören die Horizontsymbole, wichtige Mineralnamen, Namen wichtiger Gesteine sowie weitere bodenkundliche und chemische Begriffe.

Modul „Sorption“:

Im Schema 2 ist entsprechend die vorläufige Struktur des Moduls wiedergegeben, das sich mit der Sorption im Boden befaßt. Dieses Modul steht beispielhaft für verschiedene Module über einzelne Aspekte von Bodenmineralogie, Bodenphysik, Bodenchemie und Bodenbiologie. Weitere ähnlich strukturierte Module behandeln z.B. „Wasserhaushalt“, „Kationenaustausch“, „Redoxprozesse“ oder „Biologische Aktivität“. Es ist zu überprüfen, ob eine Aggregation solcher Module zu übergeordneten Gruppen (z.B. „Bodenphysik“) sinnvoll und praktikabel ist. Diese Frage kann jedoch erst beantwortet werden, wenn weitere Erfahrungen mit dem Programm vorliegen.

Schema 1: Struktur des Moduls „Pedogenese“

<i>Hauptelemente</i>	<i>Nebenelemente</i>	<i>Zusatzinformationen</i>	<i>Verweise</i>
Rohböden			Verwitterung Erosion Ausgangsgestein Minerale
AC-Böden			Humus Ausgangsgestein Wasserspeicherung
	Ranker	Profildarstellung	Verwitterung
	Rendzina	Profildarstellung	Verwitterung
	Regosol	Profildarstellung	Verwitterung
	Pararendzina	Profildarstellung	Verwitterung
	Schwarzerden	Profildarstellung	
Braunerden u.ä.		Profildarstellung	Verwitterung Minerale Humus
	basenarme Braunerde		
	basenreiche Braunerde		Gefüge Massenwirkungsgesetz
	Terra fusca	Profildarstellung	
Podsol		Profildarstellung	Massenwirkungsgesetz
Parabraunerde		Profildarstellung	Gefüge
Pseudogley			Redox-Prozesse Wasserhaushalt
	typischer Pseudogley	Profildarstellung	Redox-Prozesse
	Stagnogley	Profildarstellung	Redox-Prozesse
Gley		Profildarstellung	Redox-Prozesse Redox-Prozesse
	Gley-Podsol		
Pelosol, Vertisol			Gefüge, Minerale
	Pelosol	Profildarstellung	
	Vertisol	Profildarstellung	
Salzböden			Salz
	Solonchak	Profildarstellung	
	Solonetz	Profildarstellung	
Literatur.			

Schema 2: Struktur des Moduls „Sorption“

Hauptelemente	Nebenelemente	Zusatzinformationen	Verweise
Grundlagen, Begriffe		Hydratation van der Waals-Kräfte Gleichgewicht	
Ableitung eines Sorptionsmodells	Kurvenverlauf	Sorptionskapazität reversibel Reaktionsgeschwindigkeit	
Überlagerte Prozesse	Fällung/Lösung Komplexbildung Alterung	Löslichkeitsprodukt Komplex Aktivität	Massenwirkungsgesetz Massenwirkungsgesetz Kinetik
Erstellung von Sorptionsisothermen			
Reale Isothermen	Langmuir linear Freundlich Temkin	Kurvenverlauf ideal Kurvenverlauf mit Desorption Kurvenverlauf Kurvenverlauf	
Auswertung	Linearisierung: Langmuir, Freundlich Parameter-Anpassung		
Diskussion und Anwendung	Pufferwirkung Einflüsse von Bodenbestandteilen Einflüsse der Nutzung Bindung von Organika		Verwitterung Minerale Nährstoffe
Literatur			

Konzeption und Aufbau eines Diplomstudienganges (FH) "Bodenwissenschaften" an der Fachhochschule Osnabrück

von

Mueller, K., F. Bailly und H.-G. Schön*

1. Einleitung

Böden sind die komplexesten Ökosysteme, die die Wissenschaft kennt. Sie sind Bestandteil der Biosphäre und Grundlage sowie Voraussetzung des höher entwickelten Lebens auf der Erde.

Böden sind ein nicht vermehrbares Schutzgut. Schädigungen sind nach heutigem Stand von Wissenschaft und Technik nahezu irreparabel. Dennoch aber wird Böden bei weitem nicht die gesellschaftliche Aufmerksamkeit und bewußte Wertschätzung entgegengebracht wie anderen Umweltgütern. Dies dokumentiert sich nicht nur in der in der Bundesrepublik immer noch unzureichenden Gesetzgebung zum Bodenschutz, sondern auch darin, daß bis heute im deutschsprachigem Raum ein Hochschulstudium der Bodenkunde nicht angeboten wird.

Bedingt durch zunehmende Bodenverluste, fortschreitende Degradation, steigende Kontamination mit Schadstoffen und die daraus erwachsende Notwendigkeit zur Sanierung, aber auch durch das in Kürze zu erwartende Bodenschutzgesetz, baut sich in Wirtschaft, Verwaltung und Wissenschaft zunehmend ein Bedarf nach speziell ausgebildeten Fachkräften der Bodenkunde auf.

Einer Empfehlung der "Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft" vom Januar 1994 folgend, bereitet die Fachhochschule Osnabrück daher zur Zeit einen Diplomstudiengang (FH) "Bodenwissenschaften" vor, der den wachsenden Anforderungen an bodenkundlichem Sachverstand im Umweltbereich, der Industrie, in der Verwaltung, der praktischen Landnutzung und den Planungswissenschaften Rechnung trägt. Nach dem derzeitigen Stand der Planung ist eine Aufnahme des Lehrbetriebes zum Beginn des Sommersemesters 1996 vorgesehen.

2. Struktur und Inhalte des Studiums

Die Regelstudienzeit beträgt 8 Semester. Sie untergliedert sich in ein Grund- und ein Hauptstudium sowie in drei Vertiefungsrichtungen (s. Abb. 1). Das Studium aufnehmen können Studenten, die neben den allgemeinen Zulassungsvoraussetzungen

* FH Osnabrück, Fachbereiche Gartenbau u. Landwirtschaft,
Postfach 1940, 49009 Osnabrück

für Fachhochschulen auch eine Lehre oder ein mindestens 6-monatiges Praktikum in bodenkundlich orientierten Bereichen oder Organisationen der Wirtschaft, der Industrie, der Verwaltung sowie gemeinnützigen Verbänden geleistet haben. Diese Lehre oder das Zugangspraktikum können als eines der während des Studiums zu leistenden Praktika angerechnet werden.

2.1. Grundstudium

Das Grundstudium hat seinen Schwerpunkt in den Naturwissenschaften. Zugleich werden speziellere Grundkenntnisse für die weitere Wissensvermittlung im Haupt- und Vertiefungsstudium gelegt. Die Aufstellung gibt dies in verkürzter Form wieder.

Lehrveranst. Grundstud.	SWS
Botanik, Pfl.-soziologie	8
Zoolg., Bo.-biol., Ökolog.	8
Geologie, Hydrol., Meteor.	10
Chemie, Physik	12
Mathem., Statist., EDV	12
Umw.-techn., Meßtechn.	4
Agrargesch., Kommunikation	4
Volkswirtschaftslehre	4

2.2. Hauptstudium

Im Hauptstudium werden neben weiteren allgemeinem Grundlagenfächern vor allem auf die Umwelt und das Medium Boden bezogene Kenntnisse vermittelt. Im Mittelpunkt steht dabei die Bodenkunde mit ihren klassischen Teildisziplinen wie Bodenphysik, Bodenbiologie, Bodenchemie und Bodensystematik. Integriert sind Praktika zur Boden- und Umweltanalytik sowie zur bodenkundlichen Feldarbeit. Die Aufstellung gibt einen zusammenfassenden Überblick der angebotenen Fächer.

Lehrveranst. Hauptstud.	SWS
Grundl. Bodenk., Bo.-schutz	16
Gelände-u. Laborpraktika	12
Bodenbiol., Mikrobiologie	8
Biochemie, Umw.-toxik.	8
Pfl.-sch., Pfl.-ern.	8
Abfall-/Wasserwirtsch.	4
Recht, Umweltpolitik	4
Verwaltung, BWL	6
Umweltökonomie	4
Verfahrenstechnik und Maschinenbau	4

2.3. Vertiefungsrichtungen

An das Hauptstudium schließt sich ein 2-semestriges Vertiefungsstudium an, das den Studierenden die Möglichkeit bietet, ausgehend von gemeinsamen Lehrveranstaltungen (s. Aufstellung) Teildisziplinen der Bodenwissenschaften nach Interesse und Neigung deutlich zu vertiefen. Zur Auswahl stehen drei Vertiefungsrichtungen: Allgemeine Bodenkunde, Boden- und Umweltanalytik und Bodensanierung.

gemeins. Lehrveranst. Vertief.	
Bodenschutz	12
Boden- u. Mikrobiologie	4

In der Vertiefungsrichtung **Allgemeine Bodenkunde** wird die klassische Bodenkunde erweitert um spezielle Kurse und die Böden anderer Klimazonen, gelehrt (s. nebenstehende Aufstellung). Die Absolventen sollen dadurch befähigt werden, weit gefächert in Verwaltung und Ämtern, im Umweltbereich, aber auch in beratenden Einrichtungen tätig zu werden und hier bodenkundlichen Sachverstand einzubringen.

Lehrveranst. allg. Bodenk. SWS	
Angew. Bodenkunde	16
Bodenbewertung	6
Kurse zu Schadst. in Böden	8
Labor- u. Geländepraktika	10
Böden anderer Klimazonen	8

Ziel der Ausbildung in der Vertiefungsrichtung **Boden und Umweltanalytik** ist es, die Absolventen auf eine Tätigkeit in untersuchenden und beratenden Ämtern oder kommerziell arbeitenden Einrichtungen des Dienstleistungssektors der Industrie vorzubereiten. Die nebenstehende Fächerauswahl trägt dem Rechnung.

Lehrver. Boden/Umweltanal. SWS	
Umweltchem. Analytik	8
Geländepraktikum	8
Laborpraktika	12
Radiochemische Analytik	4
Biochemisches Praktikum	4

Die Vertiefungsrichtung **Bodensanierung** ist ausgerichtet auf die Ausbildung von Fachleuten, die in der Erkundung, Vorbereitung und Durchführung von Bodensanierungsmaßnahmen, aber auch der Standortsicherung, tätig werden sollen. Die u.a. mit Hilfe des Ingenieurtechnischen Verband Altlasten (ITVA) entwickelten Lehrinhalte (nebenstehende Aufstellung) sollen eine möglichst praxisnahe Ausbildung sicherstellen.

Lehrveranst. Bodensan. SWS	
Bodensanierung (Grundl.)	8
Verfahrenstechn. Bodens.	8
Rekultiv., Renaturierung	8
Planung/Bau tech. Anlag.	6
Verwert. org. Reststoffe	4
Sicherungstechn.	4
Deponietechn.	4
Betriebsw. Anlagenbetr.	4
Beratung/Marketing	2

Der Studiengang Bodenwissenschaften wird abgeschlossen durch ein Praxissemester, das in Betrieben und Einrichtungen mit Böden befaßter Institutionen abgeleistet werden sollte. Während des Praxissemesters kann zugleich die Diplomarbeit angefertigt werden, wobei das Thema durchaus auch auf die aktuellen Wünschen der Praktikumseinrichtung zugeschnitten sein kann.

Die gesamte Ausbildung auf dem Gebiet der Bodenwissenschaften an der Fachhochschule Osnabrück wird kombiniert werden mit angewandter bodenkundlicher Forschungsarbeit, die insbesondere auch auf die in den Vertiefungsrichtungen vermittelten Inhalten zugeschnitten sein soll.

Semester

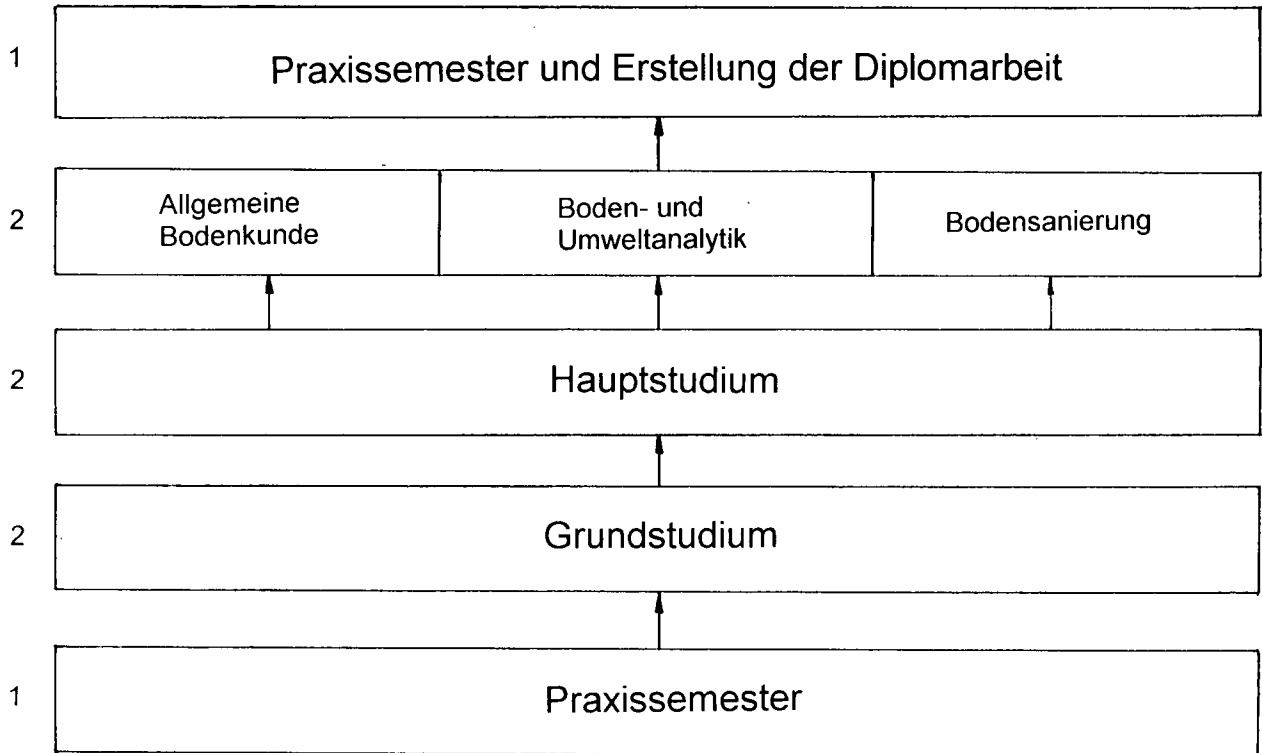


Abb. 1: Aufbau des Diplomstudienganges "Bodenwissenschaften" an der Fachhochschule Osnabrück

A Soil Safari: Introducing Soil Science to primary school children in the National Curriculum in England and Wales

von
Nortcliff, S.

Introduction

Following educational reforms within England and Wales during the 1980's and 1990's there have been a number of developments towards the establishment of a national curriculum for science education through the ages 5 to 16 years. There are identified within the revised structure four key stages in the development of science training within schools with the following broad equivalences:-

First Key Stage	7 years
Second Key Stage	11 years
Third Key Stage	14 years
Fourth key stage	16 years

At each stage there are attainment targets established and levels of achievement identified for each set of targets. The aim at the first and second stages is to develop a pupil's "intellectual and practical skills which allow them to explore and investigate the world of science and develop a fuller understanding of scientific phenomena, the nature of the theories explaining these, and the procedures of scientific investigation".

The four attainment targets cover broad areas, but are broadly summarised as follows:-

Attainment Target 1	-	Scientific Investigation
Attainment Target 2	-	Life and Living Processes
Attainment Target 3	-	Materials and their Properties
Attainment Target 4	-	Physical Processes

Many teachers have found great difficulty in assembling a diverse set of material to illustrate aspects of the new science curriculum. In a few cases soil and soil materials are cited as examples within the documentation supporting the National Curriculum, we propose that the study of soil and soil materials offers the opportunity of excellent examples within a number of the areas of the National Curriculum for Science, but also in the National Curriculum for other subjects such as Geography. Partly in response to the development of a more structured curriculum throughout the school system within England and Wales and partly in response to the wish to promote the awareness of soils within the population of school children, the British Society of Soil Science developed and supported a simple but structured programme of soil study in the upper forms of the junior schools in Britain (9 - 11 year old children). This programme was entitled 'A Soil Safari', and in addition to the provision of worksheets, teacher's notes, involved participation of members of the Society in their local areas assisting with teacher workshops, the provision of soil samples, and in some cases leading short field

trips.

Increasing awareness

Soil scientists have become more conscious in recent years of the need to make the general public more aware of the importance of soils in their lives and of the need to protect and conserve a valuable resource and not to "treat it like dirt". Because soils consist of a diverse range of materials and can be related to the landscape and underlying parent materials it is possible to introduce children to a holistic approach needed in the study of the natural world. Soils can be seen to link between the inanimate world of rocks and minerals and the living trees, grass and crops that grow upon them and the animals that live in association with them. From this point it is small jump to indicate that almost 99% of human food is produced from the land. Soils are used to grow crops that can be eaten directly, or to grow fodder which cows, sheep and other herbivorous animals convert into meat and dairy products for us to eat.

The Concept of Soil Safari

The British Society of Soil Science has promoted an approach to the study of soils in the primary education curriculum through a project entitled 'A Soil Safari'. This involves a series of simple 'hands on' exercises based on pupil work cards and practical exercises with supporting notes for the teachers. The project was developed in close collaboration with practising school teachers and groups of children who acted as 'guinea pigs' (we found it essential to have the dual input of the soil scientist and the teacher to avoid the production of inappropriate material). During the initial period following the launch of the project members of the Society assisted with the exercises and provided support for the teachers, and in some cases training workshops for teachers in a number of localities. This support was essential because many teachers had no previous experience of dealing with soils in the context of teaching. During this phase the Society and the subject received substantial press and TV coverage. As the demand has grown the Society has continued to provide support for training workshops.

To enable teachers to take full advantage of the 'Soil Safari' as a teaching resource and to facilitate the extension of the use of soil related approaches in the classroom it is essential that:-

- (a) simple straightforward guidance is given to teachers
- (b) exercises for the children be presented in a clear and concise manner which provides information and elicits responses to specific questions from across the full ability range. (It is our experience that the more able pupils are able to make their own developments from the material provided).

There are few children that do not like to dig holes in the ground, and given the right encouragement will find the physical work enjoyable especially when it is incorporated in certain aspects of scientific exploration. Children are naturally curious and surprisingly observant. They are quite capable of noting the differences in the soil cover in the landscape whether it be getting covered in mud where their playing fields are on loamy or clayey textured soils, or remaining relatively clean where rapidly draining sandy textured soils occur.

Once these observations and interpretations are encouraged the children seem to take great enjoyment in drawing these linkages.

using a question and answer approach, the attention of the children can be drawn to the different textures, colours and structures present in most soil profiles. Colours can be inexpensively demonstrated by use of commercial paint colour charts; and the use of Munsell Soil Colour Charts can be demonstrated. The children can observe where plant roots occur within the soil, their nature and how deep they penetrate. If the pit is dug the previous day, they will find whether or not it is a gley soil with a water table.

In the BSSS Soil Safari we have found that children can use soil to extend their powers of observation and description in attempting to describe and draw the profile of a soil exposed in a pit dug in the school grounds. It is a simple matter to indicate to children differences in the feel of soils - providing in the first place soils from clearly differentiated textural groups are chosen: a loamy sand, a silt loam and a clay for example.

Whilst some children may make expressions of disgust at spiders, slugs, worms and beetles, others will show their 'bravery' by catching these minibeasts from a spadeful of topsoil and sorting them into different groups based upon their size, body form, speed of movement, etc. If a strong magnifying glass can be obtained by the teacher, some of the soil microfauna, the mites and springtails can also be demonstrated in the classroom in a follow up session (children have commented to me that mites seem to have been used as models for some of the more ferocious cartoon monsters they watch on TV!) Again it is possible for sketches of these animals to be made and notes made of their form. Classification is a key element in primary mathematics and science and these data provide an excellent opportunity to illustrate the range of alternative classifications for a single data set. Similarly with advice to the teacher the notion of food webs in the soil system may be developed and the children often find the diversity of fauna fascinating.

Another simple exercise concerns the hydraulic conductivity of soils. Using such simple items as plastic cups (with holes in the base), soil from the neighbourhood, water, a ruler, a watch or clock and some paper towelling, it is possible to find out how long water takes to pass through a cup full of soil. Comparisons can be made of different parts of the school catchment areas. The children can measure the amount of water added, whether it has flowed through the soil and out of the cup, how much has flowed out, and if not why not. Slightly older children may be introduced to the principle of bulk density by measuring the capacity of a small container and the mass of soil it can hold. The hydraulic conductivity experiments may be repeated at different bulk densities.

Advantages of Soil Safari

Soils are present in the immediate locality of virtually every school and it is normally not difficult to obtain permission to excavate a pit and to take samples for subsequent classroom use in follow up exercises. These range from developing knowledge of soils as part of the local and national environment through the use of soil maps and direct observation, and the exchange of information with schools in other regions. Use of mathematics may be

introduced through simple measurements and calculations, and by the presentation of simple graphs. Scientific methods can be introduced through the understanding of simple physical concepts such as volume, mass and density, and biological consequences such as food webs, simple morphological and functional classifications of soil meso- and macrofauna and soils as components of ecosystems. These approaches complement the increasing environmental awareness of our children and also provide the teacher with an almost universally available resource.

Conclusions

To date the Soil Safari project has proved to be very successful, with excellent response from pupils and teachers, and additionally through coverage of the project in national and local media. Soil Science has received substantial publicity. The current generation of children are increasingly environmentally aware and it is important to stress to them the often key role soils play in our environmental systems. With this increasing environmental awareness the soil offers a readily available, cheap (free?) teaching resource which is of paramount importance to the future of mankind and the planet, which also may be used to illustrate key aspects of the science and other curricular in England and Wales. The British Society of Soil Science have enabled more people to be aware of soils and their importance and have made a significant contribution to making science fun! The Society's plans are to continue a programme of support for education in the schools and for the public at large to make more of our population aware of the importance of soils to all our lives.

Acknowledgement: *Dr. Michael Bridges of ISRIC, Wageningen assisted me in the planning of this paper and has been active in the promotion of Soil Safari.*

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate

Gemeinsame Sitzung Kommissionen I und II

"Modellierung Stofftransporte in strukturierten Systemen"

Band 76

Heft I

1995

Repräsentation des Gefüges in Modellen zur Beschreibung der Wasserbewegung und des Stofftransports in Böden

von

Gerke, H. H.*

1. Einleitung

Mit dem Begriff Bodengefüge wird der innere räumliche Bau eines Bodens bezeichnet. Gefüge versteht sich als Oberbegriff, der alle Merkmale räumlicher Anordnungen im Boden betrifft und auch mikroskopische Dimensionen einschließt. Die räumliche Anordnung der festen, flüssigen und gasförmigen Phasen werden als Teilgefüge eines Bodens bezeichnet [Altemüller, 1991]. Das Gefüge ist Ausdruck der Wirkungen aller, zu einem bestimmten Zeitpunkt je nach Vorgeschichte im Boden ablaufenden Prozesse. Die Prozesse werden wiederum vom jeweiligen Zustand des Gefüges beeinflusst. Letzteres trifft besonders auf Fließ- und Transportvorgänge im Boden zu. Die Zusammenhänge zwischen der Morphologie (Gestalt) eines Bodens und seiner physikalischen Funktionen sind quantitativ kaum bekannt. Prozesse der Wasserbewegung und des Stofftransports werden zumeist an Böden untersucht, deren Gestalt nicht bekannt ist. Umgekehrt werden morphologische Untersuchungen an Böden vorgenommen, ohne deren Funktionen zu kennen. Die Diskrepanz ist zum Teil dadurch zu erklären, daß Untersuchungen des Gefüges und der Funktionen mit jeweils unterschiedlichen Methoden erfolgen. Da immer mehr Probleme z.B. des Bodenschutzes mit Bodengefügeänderungen verbunden sind, wäre die Kenntnis der Beziehungen zwischen Gefüge und Funktion von großem Interesse [Hartge und Altemüller, 1991].

In dieser Arbeit wird angenommen, daß Gestalt (Struktur) und Funktion des Bodengefüges durch die Kenntnis der Größe, Geometrie und Beschaffenheit von "Grenzflächen" miteinander verknüpft werden können. Grenzflächen lassen sich nicht nur auf der Ebene des Mikrogefüges definieren, wie z.B. die Übergänge zwischen festen, flüssigen und gasförmigen Phasen, sondern auch auf der Ebene des Makrogefüges, wie z.B. überkapillare Hohlräume. Zahlreiche Böden weisen außerdem eine Aggregation oder Strukturierung auf, die sich in der Ausbildung von Grenzflächen in einem Skalenbereich festmachen läßt, der hier mit Mesogefüge bezeichnet werden soll. Diese Vorstellung soll im folgenden in Bezug auf Prozesse der Wasserbewegung im Boden erläutert werden.

2. Skalenabhängige Definition von Grenzflächen

Mikrogefüge

Für die Wasserbewegung im porösen Medium des Bodens ist auf der Mikroskala neben den hydraulischen Eigenschaften der Flüssigkeit der räumliche Bau des mit Wasser gefüllten Porenraumes und die Beschaffenheit der Grenzflächen von Bedeutung. Bei vollständiger Wassersättigung des Porenraumes (Ein-Phasen-Fluß) existiert lediglich die Grenzfläche zwischen der festen und flüssigen Phase. Größe, räumliche Anordnung und Beschaffenheit der Oberflächen der festen Bodenpartikel beeinflussen Wasserfluß und Druckverteilung im Porenraum aufgrund von Reibungswiderständen entlang den Grenzflächen oder durch Unterschiede in den Porengrößen.

* Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Müncheberg, Institut für Wald- und Forstökologie, Eberswalde, Dr.-Zinn-Weg, D-16225 Eberswalde

Bei ungesättigten Böden (Zwei-Phasen-Fluß) sind je nach Benetzungszustand verschiedene Grenzflächen von Bedeutung. In "feuchten" Böden existieren Grenzflächen zwischen fester und flüssiger Phase sowie zwischen flüssiger und gasförmiger Phase. Die Lage der Phasengrenzen zwischen Wasser und Luft stellt sich entsprechend des Gleichgewichts in den Partialdruck-Verhältnissen ein. Die flüssigen und gasförmigen Teilgefüge variieren somit in der Größe und Form ihrer Oberfläche und sind zustandsabhängig. In "trockenen" Böden existieren zusätzlich noch direkte Grenzflächen zwischen Bodenluft und festen Teilchen. Bei hydrophoben Oberflächen von Partikeln wird die Größe und Geometrie der wässrigen Phase im Boden grundlegend verändert. Die Ausprägung der Wasser-Luft-Grenzschicht resultiert - je nach Benetzung - in einer unterschiedlichen Ausprägung der Wasser-Menisken [siehe z.B. *Lu et al.*, 1994a] und damit in einer veränderten Geometrie der Grenzflächen oder der für den Wasserfluß relevanten Querschnitte der kontinuierlichen wässrigen Phase. Benetzungswiderstände können auch zur Entstehung von dynamischen Instabilitäten in der Sickerfront beitragen [z.B. *Lu et al.*, 1994b].

Mesogefüge

Zwischen dem Mikro- und Makrogefüge soll hier eine dritte Gefügeklasse definiert werden, die für die Fließ- und Transportvorgänge und deren Modellierung von großer Bedeutung ist. Diese als Mesogefüge bezeichnete "innere Differenzierung" des porösen Mediums (im kapillaren Bereich der Porengrößen) gibt es in vielen strukturierten Böden. Auch hier läßt sich die räumliche Differenzierung des Porensystems wiederum am Vorhandensein von "Grenzschichten" charakterisieren, welche sowohl zwischen Regionen mit gleichen als auch zwischen solchen mit ungleichen Bodeneigenschaften (z.B. Matrix-Grobporensystem) vorkommen können. Analog zum Mikrogefüge, wo Größe, Form und Oberflächenbeschaffenheit der festen Bodenteilchen für den Fluß maßgeblich ist, werden im Mesobereich die Eigenschaften der dichteren, weniger durchlässigen Matrix dominieren. Die Grenzschichten des Mesogefüges sind indes als poröse Medien zu betrachten, die durch entsprechende makroskopische Eigenschaften beschrieben werden können.

In Bezug auf die Wasserbewegung und den Stofftransport sind neben der Größe und Geometrie besonders auch die Eigenschaften der Mesogefüge-Grenzschichten von Bedeutung. Die physikalischen Eigenschaften basieren z.B. auf Unterschieden in der Lagerungsdichte und veränderter Porengrößenverteilung. Von Bedeutung sind außerdem die chemischen Eigenschaften entlang von Grenzflächen, z.B. hinsichtlich der Sorption oder des Kationenaustausches. Biologische Prozesse können zur Veränderung der Ausformung und Beschaffenheit der Grenzflächen beitragen. Grenzschichten des Mesogefüges können in Sandböden auch durch schwer benetzbare oder hydrophobe Bereiche gebildet werden, die hydraulische Barrieren darstellen.

Makrogefüge

Das Makrogefüge wird durch überkapillare Hohlräume geformt. Von Bedeutung ist auch hier wieder die Größe und Ausformung der "Grenzschicht" zwischen dem eigentlichen Porensystem des Bodens (kapillarer Bereich) und den Hohlräumen. Die Abgrenzung und Identifizierung ist verhältnismäßig einfach u.a. auch visuell vorzunehmen. Die genaue Kenntnis der Größe und Geometrie sowie der Eigenschaften der Makrogefüge-Grenzfläche dient in Modellen der Wasserbewegung zur Begrenzung der porösen Fließregion, in der das Darcy'sche Gesetz angewendet werden kann, und ist somit die Voraussetzung zur Formulierung der Randbedingungen des Modells. In dem überkapillaren Raum müssen andere Modelle zur Beschreibung der Fließvorgänge verwendet werden.

3. Repräsentation von Grenzflächen in Modellen der Wasserbewegung

Deterministische Modelle der Wasserbewegung in Böden basieren meist auf der Richard's-Gleichung mit dem Darcy'schen-Gesetz für ungesättigten Wasserfluß, und Modelle des Stofftransports auf der Konvektions-Dispersions-Gleichung für Transport in der flüssigen Phase unter Verwendung des Fick'schen Diffusions-Gesetzes. Die Eigenschaften des Mikrogefüges gehen in

Form von makroskopischen Modellparametern, wie der Saugspannungs-Sättigungsbeziehung (ψ/θ - oder pF -Beziehung)-der-hydraulischen-Leitfähigkeit- (K) -und-des-Dispersionskoeffizienten- (D) -in die Modelle ein. In einem homogenen Boden repräsentieren die Parameter alle Grenzflächen-Eigenschaften im Porensystem bezogen auf ein bestimmtes Volumen.

Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (K_s) oder die Permeabilität eines porösen Mediums kann z.B. mit Hilfe von Kapillarbündel-Modellen, statistischen, empirischen oder deterministischen Permeabilitätsmodellen berechnet werden. Letztere basieren auf der Navier-Stokes-Gleichung, mit der der Wasserfluß und die Druckverteilung auf Porenebene bei geometrisch genau definierter Anordnung der Grenzflächen exakt berechnet werden könnte. Für spezielle Geometrien, wie z.B. kugelig eingeschnürte Röhren, können Lösungen hergeleitet werden. Durch Mittelung oder Homogenisierung lassen sich die Ergebnisse von der mikro- auf die makroskopische Ebene des porösen Mediums hochrechnen. Relativ einfacher sind dagegen z.B. kapillare Permeabilitätsmodelle zur Berechnung von K_s nach der Carman-Kozeny-Theorie, in der die extrem komplizierte Geometrie des Porenraumes des Mikrogefüges durch das Volumen/Oberflächen-Verhältnis der Poren-Grenzflächen angenähert und schließlich auf eine mittlere zylindrische Geometrie bezogen wird [vgl. Dullien, 1992].

In teilgesättigten Böden spiegeln sich Gefügeveränderungen in Änderungen der Form der pF -Kurve wieder. Zur Berechnung dieses Parameters müssen außer den Grenzflächen fest-flüssig auch die Größe, Geometrie und Beschaffenheit der Kapillarflächen flüssig-gasförmig genau bekannt sein. Eine konsequente Ableitung der pF -Beziehung unter Verwendung von mikroskopischen Messungen des Mikrogefüges an Dünnschliffen oder Tomographien erscheint bislang nicht möglich. Im Unterschied zur morphometrischen Bestimmung der pF -Beziehung [Becker, 1994] ergab die Messung mit bodenphysikalischen Methoden, wie erwartet, eine Überschätzung des Porenvolumenanteils enger und eine Unterschätzung des Anteils weiter Poren. Die räumlich heterogene, dreidimensionale Struktur der Grenzflächen zu den festen Partikeln ist aus Dünnschliffen kaum zu rekonstruieren; die Phasengrenze flüssig-gasförmig und damit die lokale Druck-Wassergehalts-Beziehungen zu messen oder zu berechnen, ist nahezu unmöglich. Mathematische und numerische Methoden zur Berechnung von Kapillarflächen unter der Annahme von statischen Potentialgleichgewichten lassen sich zwar für sehr einfache Geometrien finden [z.B. Hornung und Mittelmann, 1989, 1990, 1991]. Bei Betrachtung dynamischen Fließvorgängen in komplexen natürlichen Porensystemen geraten solche Methoden rasch an ihre Grenzen.

Bisher werden Desorptionskurven entweder im Labor gemessen, oder es wird versucht, indirekt aus leicht zu messenden Korngrößenverteilungen, die pF -Kurve und damit die Funktion des Gefüges bezüglich der Wasserbewegung abzuleiten. In den auf Regressionsgleichungen basierenden empirischen Pedotransferfunktionen steckt keine Information über die Größe und Geometrie des flüssigen Teilgefüges; daher gelingt es unterschiedlich gut, die pF -Kurven mit dieser Methode abzubilden. Die räumliche Heterogenität der Porengrößen des Mikrogefüges ist Ursache auch der Hysterese der pF -Beziehung. Hysterese ist besonders stark von Oberflächenphänomenen beeinflusst. Die jeweilige Gleichgewichtslage der Potentiale und die damit verbundene Kapillarflächen-Verteilung hängt außerdem von der Vorgeschichte ab. Daher erscheint es bislang kaum möglich, die Hysterese-Beziehung von der Porenskala her zu erklären. Details für Glaskugelpackungen zeigen z.B. Liu et al. [1994].

Auf der Mesoskala wird die Ausbildung von Grenzflächen durch Mehr-Regionenmodelle zur Beschreibung von präferentiellem Fluß und Zustandsgrößen-Ungleichgewichten berücksichtigt. Es existieren zahlreiche Transportmodelle vom mobil-immobil-Typ sowie Dual-Permeabilitätsmodelle [Gerke und van Genuchten, 1993a,b]. In allen Ansätzen werden die Informationen der Mesoskala-Grenzflächen bei der Beschreibung des Transfers von Wasser und gelösten Stoffen benötigt. Da die Transferkoeffizienten in diesen Modellen zumeist empirisch, z.B. an Durchbruchskurven angepaßt, ermittelt wurden, sind bislang kaum Ansätze für eine Parameterisierung vorhanden.

Die Grenzflächen des Makrogefüges trennen Regionen unterschiedlicher Prozeßbeschreibungen. Für gesättigte Bedingungen und bei definierter Makroporengeometrie haben z.B. Priesack und Thoma, [1992] ein Zwei-Skalen-Modell vorgestellt, in dem die Wasserbewegung in Makroporen

mit der Navier-Stokes-Gleichung berechnet wird und der Fluß im kapillaren Boden (Aggregaten) mit Hilfe der Darcy-Brinkmann-Gleichung. Der Austauschterm im Modell von Priesack and Thoma [1992] verknüpft Prozesse auf der Aggregatebene mit solchen auf der Makroporenskala durch Annahme der Kontinuität des Flusses entlang der Grenzfläche zwischen Makroporen und Aggregaten. Wasserbewegung entlang von Makroporenwänden wird auch mit der kinematischen Wellengleichung und der Grenzflächen-Flußtheorie unter der Annahme viskosen Flusses beschrieben [z.B. Germann und Beven, 1985; Germann, 1990].

4. Schlußfolgerungen

Was sagt uns die Repräsentation der Morphologie der Grenzflächen in den Modellen der unterschiedlichen Skalen aus? Die Grenzflächen des Mikrogefüges beschreiben die hydraulischen Modellparameter, diejenigen des Mesgefüges charakterisieren die Austauschvorgänge zwischen unterschiedlichen, kapillaren Porenregionen und diejenigen des Makrogefüges sind zur Beschreibung der Ränder der Darcy'schen Fließregion erforderlich. Die chemische Beschaffenheit der Grenzflächen ist erforderlich zur Beschreibung der Verlagerung reaktiver Stoffe. Insbesondere die Dynamik der Veränderung der Größe, Geometrie und Beschaffenheit der Grenzflächen hat einen maßgeblichen Einfluß auf die Prozesse der Wasser- und Stoffverlagerung.

5. Literatur

- Altemüller, H.-J., Der morphologische Bau des Bodens in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Bodennutzung. In: *Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit*.- Hamburg; Berlin: Parey. Bd. 2, Bodengefüge, (Berichte über Landwirtschaft: Sonderheft; 204), 12-32, 1991.
- Becker, H. J., Porengefüge wasserteilesättigter Marschsedimente als Steuerungsparameter der geostatischen Kompaktion und Wasserleitfähigkeit, *Berichte - Reports, Geologisch - Paläontologisches Institut der Universität Kiel*, 67, 159 S., 1994.
- Dullien, F. A. L., *Porous Media, Fluid Transport and Pore Structure*, 2nd. ed., Academic Press, San Diego, pp. xx + 574, 1992.
- Gerke, H. H., Dual-Porositätsansatz zur Modellierung von Wasserbewegung und Stofftransport in strukturierten Böden, *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 72(1), 107-110, 1993.
- Gerke H. H., and M. T. van Genuchten, A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media, *Water Resour. Res.*, 29(2); 305-319, 1993a.
- Gerke H. H., and M. T. van Genuchten, Evaluation of a first-order water transfer term for variably saturated dual-porosity models, *Water Resour. Res.*, 29(4), 1225-1238, 1993b.
- Germann, P., Preferential flow and generation of runoff, 1. Boundary layer flow theory, *Water Resour. Res.*, 26, 3055-3063, 1990.
- Germann, P., and K. J. Beven, Kinematic wave approximation to infiltration into soils with sorbing macropores, *Water Resour. Res.*, 21, 990-996, 1985.
- Hartge, K.-H. and H.-J. Altemüller, Resümee und Ausblick. In: *Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit*.- Hamburg; Berlin: Parey. Bd. 2, Bodengefüge, (Berichte über Landwirtschaft: Sonderheft; 204), 149-152, 1991.
- Hornung, U., and H. D. Mittelmann, The augmented skeleton method for parameterized surfaces of liquid drops, *Journal of Colloid and Interface Science*, 133(2), 409-417, 1991.
- Hornung, U., and H. D. Mittelmann, A finite element method for capillary surfaces with volume constraints, *Journal of Computational Physics*, 87, 126-136, 1990.
- Hornung, U., and H. D. Mittelmann, Bifurcation of axially symmetric capillary surfaces, *Journal of Colloid and Interface Science*, 146(1), 219-225, 1991.
- Lu, T. X., J. W. Biggar, and D. R. Nielsen, Water movement in glass bead porous media 1. Experiments of capillary rise and hysteresis, *Water Resource Research*, 30(12), 3275-3281, 1994a.
- Lu, T. X., J. W. Biggar, and D. R. Nielsen, Water movement in glass bead porous media 2. Experiments of infiltration and finger flow, *Water Resource Research*, 30(12), 3283-3290, 1994b.
- Priesack, E. and M. Thoma, Ein Wassertransportmodell mit gekoppelter freier und poröser Strömung. *Mitteilng. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 67, 119-122, 1992.

Mikroskalige Variabilität von Bodenlösungskonzentrationen und Saugspannungen in einem sauren Waldboden

von

Göttlein, A.*

Einleitung

Bodenlösungschemie und Bodenwassergehalt sind auf mikroskaligem Niveau vielfältigen Einflüssen unterworfen, die vor allem durch wachsende Wurzeln (Rhizosphäre), Bodenstruktur und Bodenhorizontierung hervorgerufen werden. Die in-situ-Erfassung und Quantifizierung dieser mikroskaligen Heterogenitäten ist für ein besseres Verständnis sowohl von Rückkopplungsbeziehungen zwischen Bodenlösungschemie und Nährstoffaufnahme der Pflanzen, als auch von Transportvorgängen im Boden (z.B. Makroporenfluß) von wesentlicher Bedeutung.

Vorliegender Beitrag befaßt sich mit bodenstruktur- bzw. bodenhorizontbedingten Heterogenitäten, deren Bedeutung Untersuchungen zur Gewinnung von wäßrigen Bodenextrakten aus ungestört entnommenen Bodenproben belegen. Nach Homogenisierung, d.h. nach Zerstörung sowohl des Aggregatgefüges als auch der Einzelaggregate, können die Elementgehalte der Perkolate beträchtlich von denen natürlich gelagerter Proben abweichen (Hantschel et al. 1988, Hildebrand 1986).

Die in-situ-Untersuchung mikroskaliger Heterogenitäten der Bodenlösungschemie scheiterte bislang sowohl an der Verfügbarkeit geeigneter Probenahmeeinrichtungen als auch an den Schwierigkeiten, kleinste Wasserprobenmengen zu analysieren. Dies ist durch den Einsatz von Mikro-Saugkerzen zur Probengewinnung (Göttlein 1993) und der Kapillarelektrophorese als mikroanalytischer Methode (vgl. Jandik et al. 1992) jedoch nunmehr möglich. In Verbindung mit Mikrotensiometern läßt sich somit der Stoff- und Wasserhaushalt in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung verfolgen.

Methodik

Zum Bau der Mikro-Saugkerzen und Mikro-Tensiometer wurden keramische P80-Kapillaren der Fa. KPM (Berlin) verwendet, wie sie bereits von Türk et al. (1991) zum Bau von Kleinsttensiometern eingesetzt wurden (vgl. Göttlein et al. 1995). Die Länge der wirksamen Zelle beträgt 5 mm,

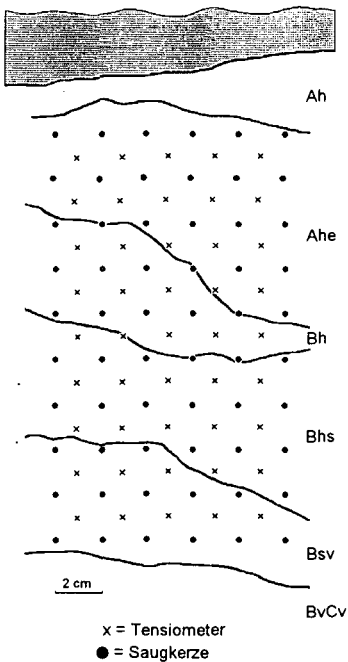


Abb. 1: Horizontierung und Installation

* Lehrstuhl f. Bodenökologie, Universität Bayreuth, BITÖK
Dr. -Hans-Frisch-Str. 1-3, 95440 Bayreuth

der Außendurchmesser 1 mm. Die Keramikzellen wurden mit HPLC-Kapillaren mit einem Innendurchmesser von 0.25 mm verklebt, so daß ein nahezu totvolumenfreies und druckstabiles Leitungssystem zur Verfügung steht.

60 Mikro-Saugkerzen und 45 Mikro-Tensiometer wurden in einer Profilgrube im Fichtelgebirge am Standort Waldstein (Podsol-Braunerde aus Granit) in Matrixform eingebaut, so daß alle wesentlichen Bodenhorizonte überdeckt wurden (Abb. 1). In der Zeit vom 14.6.94 bis 20.7.94 wurde Bodenlösung gewonnen, wobei pro Probenahmeperiode 2 Tage bei einem konstant angelegten Unterdruck von 300 hPa beprobt wurde und anschließend 1 Tag ohne Beprobung eingeschoben wurde. Bei den sich daraus ergebenden 12 Probenahmezyklen wurden für jede Einzelprobe die wesentlichen Kat- und Anionen mit Kapillarelektrophorese gemessen (vgl. hierzu Göttlein 1994). Die Aufnahme der Tensiometerdaten erfolgte mit einem Datenlogger (Delta-T Devices, Burwell England), wobei die in einminütigem Abstand aufgenommenen Datenpunkte zu Zehnminuten-Mittelwerten zusammengefaßt und abgespeichert wurden.

Ergebnisse

Saugspannungen

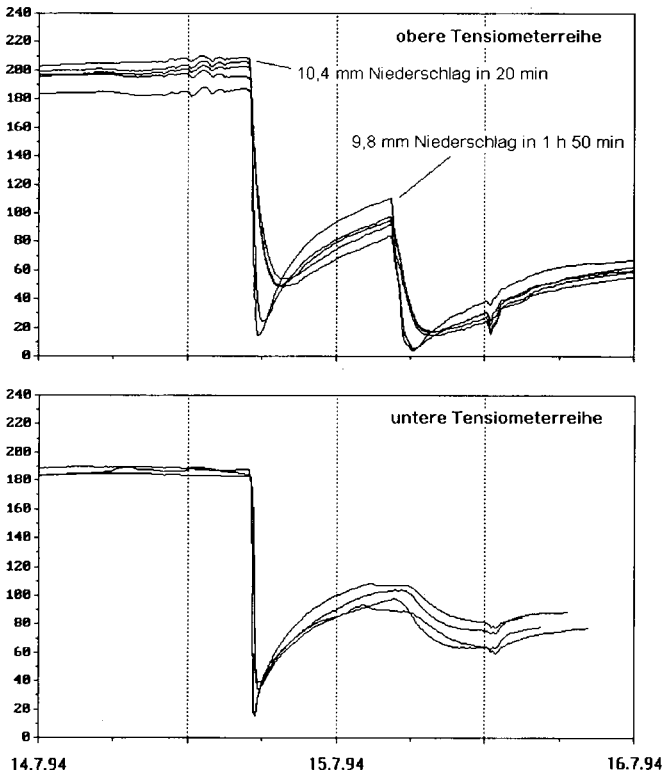


Abb.2: Saugspannungsverlauf der obersten und der untersten Tensiometerreihe (vgl. Abb.1) bei zwei Regenereignissen vergleichbarer Niederschlagsmenge aber unterschiedlicher Dauer

Abb.2 zeigt den Saugspannungsverlauf der obersten und untersten Tensiometerreihe (vgl. Abb.1) am 14. und 15.7.94, wo zwei Niederschlagsereignisse vergleichbarer Menge aber deutlich verschiedener Dauer niedergingen. Am 14.7. fielen 10,4 mm Niederschlag in 20 Minuten. Bei diesem Ereignis bricht im gesamten Profil die Saugspannung innerhalb kurzer Zeit zusammen, wobei bei einer kartographischen Darstellung der Saugspannungen im 10-Minuten-Zeitraster keine von oben fortschreitende Befeuchtungsfront festzustellen ist. Im Gegensatz hierzu bewirkt das Niederschlagsereignis vom 15.7.94 (9,8 mm Niederschlag in 110 min) in der oberen Tensiometerreihe ein schnelles, in der untersten Tensiometerreihe ein langsames und zeitlich versetztes Abfallen der Saugspannungswerte. Hier läßt sich bei kartographischer Darstellung der Meßwerte eine deutlich fortschreitende Befeuchtungsfront erkennen.

Bodenlösung

Durch die große Anzahl der installierten Mikro-Saugkerzen lassen sich hochauflösende Karten der Bodenlösungskonzentration einzelner Ionen anfertigen. Wie Abb.3 u. 4 verdeutlichen, spiegeln sich die im Bodenprofil deutlich sichtbaren Horizontgrenzen nur bedingt in den Isolinien der chemischen Konzentrationen wider.

Beim pH-Wert ist die Horizontgrenze Ahe/Bh ohne Bedeutung, wogegen der pH-Anstieg im tieferen Profilbereich, wenn auch nicht mit Horizontgrenzen zusammenfällt, so doch annähernd parallel dazu erfolgt.

Für Sulfat werden die höchsten Konzentrationen vorallem im Bh-Horizont gefunden. Hin zu den tieferen Bodenhorizonten ist eine deutliche Konzentrationsabnahme zu beobachten.

Nitrat tritt insgesamt in recht hohen Konzentrationen auf, wobei kaum ein Bezug zu Bodenhorizonten und Horizontgrenzen zu erkennen ist. Es treten teilweise recht ausgeprägte Konzentrationsgradienten von 20 mg/l und mehr auf kurzer Distanz (2 bis 4cm) auf.

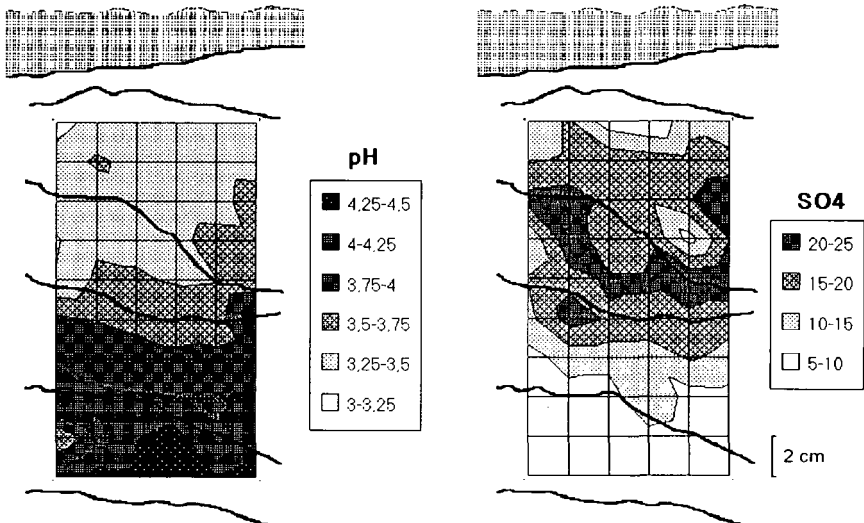
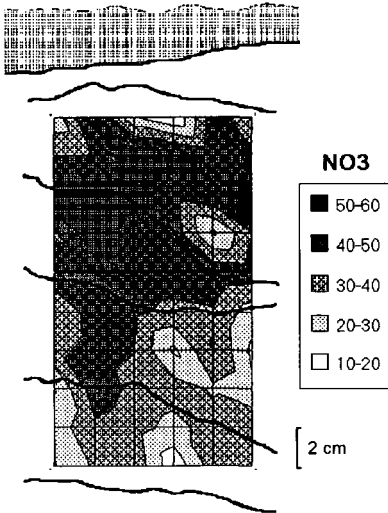


Abb.3: Karte der pH-Werte und Sulfat-Konzentrationen in der Bodenlösung (Probenahmetermin 17.-19.6.1994)

Zusammenfassung



- Mit räumlich und zeitlich hochaufgelöster Tensiometrie lassen sich Auswirkungen einzelner Niederschlagsereignisse auf die Bodensaugspannung detailliert erfassen. Intensive Starkregenereignisse können zu einem raschen Zusammenbruch der Saugspannung im gesamten Profil, ohne erkennbare Befeuchtungsfront, führen.
- Durch den Einsatz von Mikro-Saugkerzen-Matrizes können hochauflösende Karten der Konzentrationsverteilung der wesentlichen Kat- und Anionen angefertigt werden. Die im Bodenprofil deutlich sichtbaren Horizontgrenzen spiegeln sich in der Bodenlösung nur bedingt wider. Auch innerhalb eines Bodenhorizontes können auf einer Distanz von wenigen Zentimetern deutliche Konzentrationsgradienten auftreten.

Abb.4: Karte der Nitratkonzentration
(Probenahmeterrmin 17.-19.6.1994)

Literatur

- Göttlein, A. (1993): Neue Ansätze zu Erfassung der mikroskaligen Variabilität der Bodenlösungsschemie - Konstruktion und Eigenschaften von Mikro-Saugkerzen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 72, 353-356.
- Göttlein, A. (1994): Advantages of multi-wavelength detection when analysing mineral ions with capillary electrophoresis. *Fresenius J. Anal. Chem.* 349, 776-778 (1994)
- Göttlein, A.; Hell, U.; Blasek, R. (1995): A system for microscale tensiometry and lysimetry. *Geoderma* (eingereicht).
- Hantschel, R., Kaupenjohann, M., Horn, R., Gradt, J. and Zech, W. (1988): Ecologically important differences between equilibrium and percolation soil extracts. *Bavaria. Geoderma* 43, 213-227.
- Hildebrand, E.E. 1986: Ein Verfahren zur Gewinnung der Gleichgewichts-Bodenporenlösung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149, 340-346.
- Türk, T., Mahr, A., Horn, R. (1991): Tensiometrische Untersuchungen an Aggregaten in homogenisierten Löß. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 154, 361-368

Danksagung

Die Arbeiten wurden vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) unter dem Kennzeichen PT BEO 51-0339476A gefördert.

Modellierung des Matrix- und Makroporenflusses in Modelldeponien

von

Ludwig, R. und B. Huwe*

1. Einleitung

Die Tiefensickerung ist mit eine entscheidende Größe bei der Abschätzung der Grundwassergefährdung durch Schadstoffe. Ihre Quantifizierung durch Kalibrierung eines Wassertransportmodells auf der Basis der Richardsgleichung anhand gemessener Matrixpotentiale kann bei Vorliegen ausgeprägter Makroporensysteme trotz guter Kalibrierungsergebnisse zu drastischen Fehleinschätzungen führen. Dies ist zum Beispiel von großer Bedeutung bei der Abschätzung des Gefährdungspotentials von Deponien. Gelegentlich liefern hier einfache Plattenmodelle überraschend gute Ergebnisse (Huwe, 1987), bedürfen in der Regel jedoch einer Kalibrierung anhand der zu messenden Zielgröße, d.h. der Grundwasserneubildung bzw. der Tiefensickerung. Sie sind darüberhinaus physikalisch unbefriedigend und vermögen nicht zwischen Matrixfluß und Makroporenfluß zu differenzieren.

Ansätze zur Beschreibung der Wasserbewegung von porösen Medien mit Makroporen basieren auf unterschiedlichen Annahmen und reichen von einfachen Plattenmodellen (Huwe, 1987) über anspruchsvollere Ansätzen auf der Basis der kinematischen Welle (Germann und Beven, 1985) bis zur linearen Filtertheorie (Chen und Wagenet, 1992). Die Modellierung des Gesamtsystems erfordert die Beschreibung des Wassertransports sowohl in der Mikrostruktur als auch in den Makroporen, sowie die Quantifizierung des Austauschs zwischen den beiden Fließregionen. Da davon auszugehen ist, daß beim Fluß durch das Makroporensystem die Voraussetzungen des Darcy-Gesetzes verletzt sind, verbietet sich a priori die Modellierung beider Fließregionen durch zwei miteinander gekoppelte Richardsgleichungen (Gerke und van Genuchten, 1993).

Sehr vielversprechend erscheint in diesem Kontext der Ansatz von Jarvis (1991a und 1991b), in dem ansatzweise versucht wird, die Parameter des Makroporenflusses physikalisch abzuleiten. Der Ansatz erlaubt darüberhinaus die Berücksichtigung des Austausches zwischen Makro- und Mikrostruktur sowie die Anwendung auf instationäre und inhomogene Verhältnisse. Im Grundansatz erfolgt die Beschreibung des Flusses im Makroporensystem ähnlich wie beim Ansatz der kinematischen Welle (Germann und Beven, 1985).

Die nachstehend beschriebenen Modellrechnungen wurden mit Datenmaterial durchgeführt, das Experimenten mit Großlysimetern entstammt, die mit vorgetrockneten Flußsedimenten unterschiedlicher Herkunft befüllt waren. Die Höhe der Lysimeter betrug 8 m, der Durchmesser 5m. Modell-

* Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

rechnungen zeigten, daß der gemessene Sickerungsverlauf auf der Basis der Richardsgleichung nicht nachvollziehbar war (Huwe, 1987), sondern daß Makroporenflüsse in beträchtlichem Ausmaß angenommen werden müssen.

2. Modellbeschreibung

Fluß in der Bodenmatrix

Der Wasserfluß in der Bodenmatrix wird mit der gemischten Form der erweiterten Richardsgleichung beschrieben:

$$\frac{\partial \theta_{mi}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(k_{mi}(\theta_{mi}) \cdot \left(\frac{\partial \psi}{\partial z} - 1 \right) \right) - U \quad (1)$$

wobei θ_{mi} den Wassergehalt in der Mikrostruktur, U die Wasseraufnahme der Wurzeln, ψ das Matrixpotential und k_{mi} die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit der Bodenmatrix bedeuten. Die Lösung der Gleichung erfolgt mit einem voll impliziten Finite Differenzen-Verfahren unter Verwendung eines Newton-Raphson-Verfahrens zur Lösung der, bei der Diskretisierung entstehenden, nichtlinearen Gleichungssysteme.

Fluß in den Makroporen

Wasserfluß in den Makroporen wird mit einem Potenzgesetz ähnlich dem Ansatz Beven und Germann (1985) beschrieben. Mit dem Kontinuitätsgesetz für die Makroporen ergibt sich hieraus die Transportgleichung für das Makroporensystem.

$$\frac{\partial \theta_{ma}}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial z} \left[(k_s - k_{sm}) \cdot \left(\frac{\theta_{ma}}{P_{ma}} \right)^n \right] \quad (2)$$

Hierbei ist θ_{ma} der Wassergehalt der Makroporen, k_s die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit des Gesamtsystems, k_{sm} die hydraulische Leitfähigkeit der Matrix bei Sättigung, P_{ma} die Makroporosität und n ein Geometriefaktor zur Charakterisierung des Makroporensystems (Porengrößenverteilung, Tortuosität, Kontinuität). Die numerische Lösung erfolgt wie beim Matrixfluß voll implizit durch Finite Differenzen. Zur Lösung der nichtlinearen Gleichungssysteme wird wiederum ein Newton-Raphson-Verfahren benutzt.

Wasserfluß zwischen Makro- und Mikroporen

Der Fluß von den Makro- in die Mikroporen wird als Quell-/Senkenterm berücksichtigt gemäß

$$S_w = \beta \cdot K_{sm} \cdot (1 - S_e) \cdot \theta_{ma} \quad (3)$$

Hierbei ist K_{sm} die hydraulische Leitfähigkeit der Matrix bei Sättigung, S_e der Sättigungsgrad der Matrix, θ_{ma} der Makroporenwassergehalt und β ein zu kalibrierender Parameter.

3. Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Die Relation zwischen Niederschlags- und Abflußereignissen einer der beiden untersuchten Modelldeponien zeigt Abb. 1. Deutlich erkennbar ist die zum Teil sehr geringe Zeitverzögerung zwischen Niederschlagsimpulsen und Abflüssen, die bei der vorliegenden Fließstrecke von 8 m nicht mehr mit Matrixfluß erklärt werden kann. Derart geringe Zeitverzögerungen waren mit der Richardsgleichung selbst bei extrem hohen hydraulischen Sättigungs-Leitfähigkeiten nicht erzielbar. Gleichzeitig führten derart hohe Leitfähigkeiten dazu, daß gemessene Matrixpotentiale in den oberflächennahen Bodenlagen nicht mehr nachvollzogen werden konnten. Die gemessenen Daten sind Gesamtsickerungen und erlauben keine Differenzierung zwischen Makroporen- und Matrixfluß.

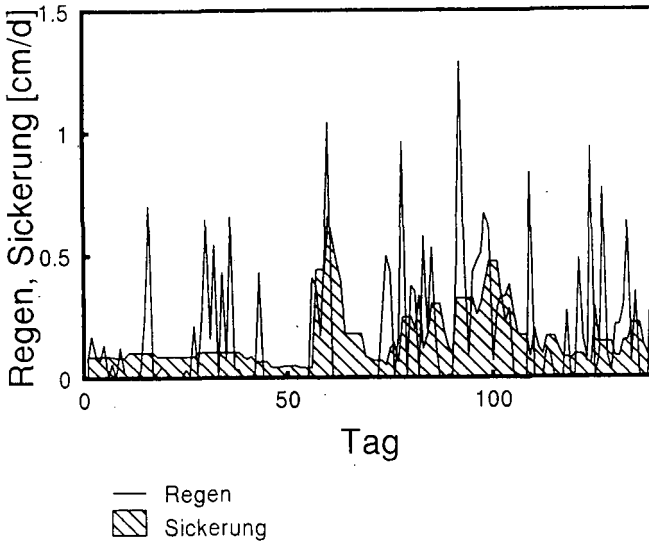


Abb. 1: Dynamik von Niederschlags- und Sickerungsereignissen des untersuchten Großlysimeters

Die Ergebnisse der Simulationsrechnungen sind in Abb. 2 zu sehen. Außer der Gesamtsickerung sind die Raten der simulierten Matrixsickerung dargestellt, die im Simulationszeitraum konstant niedrig war. Die Dynamik wurde somit eindeutig durch die Makroporensickerung dominiert. Höhe und Verlauf der simulierten Gesamtsickerung stimmen über weite Strecken mit den gemessenen Daten überein. Lediglich zu Beginn und am Ende der Simulationsperiode treten Differenzen auf, die möglicherweise auf Anfangsbedingungen und Vegetationseinflüsse zurückzuführen sind.

Insgesamt läßt sich festhalten, daß bei den hier untersuchten Modelldeponien der Makroporenfluß die entscheidende Komponente der Tiefsickerung darstellt. Weiterhin ist allerdings festzuhalten, daß zwar, insbesondere nach Kalibrierung, die Matrix- und Makroporenflüsse befriedigend nach-

vollzogen werden können, daß aber weiterhin große Unsicherheiten bestehen bei der Abschätzung der für die Steuerung des Makroporenfluß verantwortlichen Parameter. Erschwerend kommt hinzu daß die Gesamtleitfähigkeit des Bodenmaterials im allgemeinen keine Konstante ist, sondern vom aktuellen Zustand des Bodens (zum Beispiel als Folge von Schwellungs- und Schrumpfungsprozesse oder, bei landwirtschaftlich genutzten Flächen, von Bodenbearbeitung) abhängt.

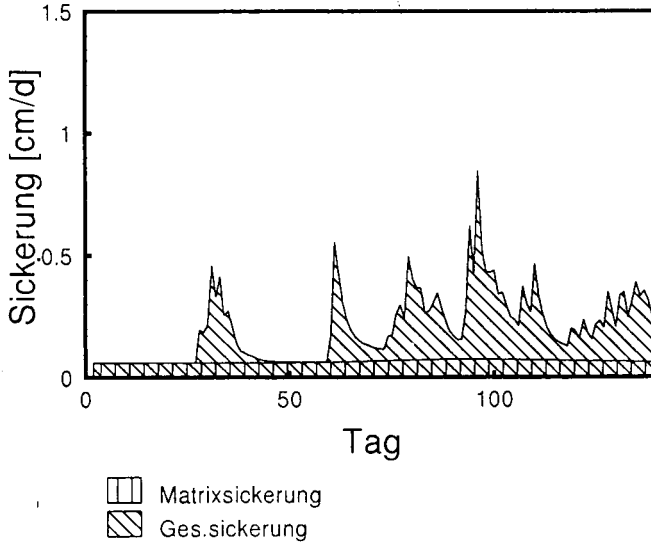


Abb. 2: Simulierte Matrix- und Gesamtsickerraten des untersuchten Großlysimeters

4. Literatur

Chen, C. und Wagenet, R. J., 1992. Simulation of water and chemicals in macropore soils. Part I and II. *J. Hydrol.*, 130: 105-149.

Gerke, H. H. und van Genuchten, M. T., 1993. A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. *Water Resour. Res.*, 29(2): 305-319

Germann, P. F. und Beven, K., 1985. Kinematic wave approximation to infiltration into soils with sorbing macropores. *Water Resour. Res.* 21: 990-996.

Huwe, B., 1987. Transportprozesse in Flußsedimenten nach Ablagerung in Monodeponien: experimentelle und modellanalytische Untersuchungen. Dissertation, Universität Hohenheim.

Jarvis, N., 1991. Modeling water and solute transport in macroporous soil. I. Model description and sensitivity analysis. *J. Soil Sci.*, 42: 59-70.

Jarvis, N. 1991. Modelling water and solute transport in macroporous soil. II. Chloride breakthrough under non-steady flow. *J. Soil Sci.*, 42. 71-81.

Modellkonzepte zum Stofftransport in ungesättigten strukturierten Böden

von

Priesack, E.¹

Die verstärkte Umweltbelastung durch intensive industrielle, städtische und landwirtschaftliche Landnutzung erfordert neue Strategien um die natürlichen Ressourcen für unsere Nahrungsproduktion und unsere Trinkwasserversorgung zu schützen. Diese Forderung gibt Anlaß zur Entwicklung und Untersuchung neuer Methoden des Bodenschutzes und der Bodenbewirtschaftung, einschließlich der Vermeidung der Kontamination von Atmosphäre, Böden und Grundwasser. Modelle des Wasser- und Stofftransports können nützliche Hilfsmittel sein, um diese neuen Methoden zu entwickeln und ihre Wirkung zu bewerten. In den letzten beiden Jahrzehnten wurden neue Modellkonzepte entwickelt, die versuchen auch den Einfluß der kleinräumigen Bodenstruktur auf den Wasser- und Stofftransport mit zu erfassen, um somit auch Möglichkeiten der Bodenbewirtschaftung zum aktiven Schutz von Atmosphäre, Böden und Grundwasser zu untersuchen. Im folgenden wird ein aufräuberiger Überblick über zwei unterschiedliche Modellkonzepte gegeben und deren Einsatzmöglichkeit zur Beschreibung der Feldsituation diskutiert.

Mehr-Kontinuum Modelle für strukturierte Böden

Die Methode der mathematischen Homogenisierung erlaubt es makroskopische Modelle des Wasser- und Stofftransports in porösen Medien von mikroskopischen Prozessbeschreibungen abzuleiten (Allaire 1992, Hornung 1992). So läßt sich beispielsweise das Darcy-Gestez aus dem Stokes-Modell zum Wasserfluß auf der Porenskala ableiten. Viele dieser so begründeten makroskopischen Modelle sind vor allem in eindimensionaler Form aus der Literatur der chemischen und petro-chemischen Verfahrenstechnik und der Bodenkunde bekannt (Coats and Smith 1964, van Genuchten and Wierenga 1976, Rasmuson and Neretnieks 1980, van Genuchten et al. 1984, Brusseau and Rao 1990, Gerke and van Genuchten 1993, Toride et al. 1993). Charakteristisch für diese Modelle ist eine Unterteilung des Raums in mehrere Kontinua für die Transportprozesse beschrieben werden und die durch Austauschprozesse miteinander verknüpft sind. Vor allem bei Böden, die Makroporen wie Regenwurmgänge, Wurzellocher, Risse oder Interagregat-Porenräume enthalten, werden diese Modelle eingesetzt um den beschleunigten Transport von gelösten Chemikalien, meist Pflanzenschutzmittel oder Dünger, mit dem Bodenwasser zu beschreiben. Diese auf geometrischen Betrachtungen beruhenden Modelle eignen sich auch um chemische Reaktionsprozesse und mikrobielle Transformationsprozesse zu simulieren (Priesack 1992, Augustin et al. 1995). Sie sind jedoch schwer in der Freiland-situation anzuwenden, da strukturierte Freilandböden oft eine Mischung von Aggregaten unterschiedlichster Größen und Formen enthalten und die Anforderung der Modelle an benötigten Eingabeparameter zur Beschreibung der mikrobiellen Umsatzprozesse hoch ist. Steht jedoch die Beschreibung der Stofftransportprozesse ohne Berücksichtigung der Stoffumsatzprozesse im Vordergrund, lassen sich viele der komplexen geometrischen Modelle in äquivalenter Weise durch ein bi-Kontinuum Modell mit Austauschrate 1. Ordnung

¹GSF-Institut f"ur Boden"ökologie, Neuherberg, D-85764 Oberschlei"sheim

beschreiben (van Genuchten and Dalton 1986). Dieses Model wurde erfolgreich in zahlreichen Laborstudien an Bodensäulen getestet (Nielsen et al. 1986), seine Anwendbarkeit auf die Feldsituation ist aber noch nicht ausreichend überprüft. Vanclooster et al. (1992) konnten jedoch zeigen, daß das Modell als Unter-Modell eines Stickstoff-Haushaltsmodells für Agrarökosysteme zur Beschreibung des Stofftransports auf der Feldskala nützlich sein kann.

Stochastische Ansätze

Um Probleme zu berücksichtigen, die sich aus der überwältigenden räumlichen Variabilität von Böden und der damit zusammenhängenden Meßungenauigkeit ergeben, wurden in den letzten zwei Jahrzehnten eine zunehmende Anzahl von stochastischen Transportmodellen entwickelt (Dagan 1989, Jury and Roth 1990). In den meisten dieser Modelle werden gewisse Parameter als stochastische Prozesse behandelt, d.h. als Zufallsvariablen, deren Werte durch die Realisierung von vorgegebenen Wahrscheinlichkeitsverteilungen berechnet werden. Darüberhinaus werden vereinfachende Annahmen über die stochastischen Prozesse gemacht: Die Ergodenhypothese, die besagt, daß sich die Mittellung über das Ensemble durch die räumliche Mittellung annähern läßt, und die Hypothese der Stationarität oder statistischen Homogenität, die voraussetzt, daß die Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Zufallsvariablen (die beispielsweise einen Bodenparameter beschreiben) unabhängig von ihrer Position im Raum sind.

Bei Monte-Carlo Simulationen werden Parameter mechanistischer Transport-Gleichungen als Zufallsvariablen behandelt, wobei Ergoden- und Stationaritäts-Hypothese vorausgesetzt werden. Von den räumlich gemeinsamen Wahrscheinlichkeitsverteilungen werden dazu Parameterwerte realisiert und wiederholt als Eingabedaten für die Transportgleichungen benutzt, bis eine ausreichend große Anzahl von Ausgabedaten zur weiteren statistischen Auswertung zur Verfügung steht. Für Böden konnten Amoozegard-Fard et al. (1982) so die vorrangige Bedeutung der Variabilität von Porenwassergeschwindigkeiten gegenüber der Variabilität der lokalen Dispersion für die Variabilität von Stoffflüssen in der Feldsituation zeigen.

Ein anderes Mittel der stochastischen Analyse ist die Methode der stochastischen Störung. Bei diesem Vorgehen werden Zufallsvariable als Summe aus Erwartungswert und Störung oder Fluktuation ausgedrückt, die die aktuelle Abweichung vom Erwartungswert darstellt. Mithilfe dieser Methode konnten Gelhar et al. (1979) und Gelhar and Axness (1983) für den Stofftransport im Grundwasserleiter zeigen, daß ein Makro-Dispersionskoeffizient existiert, dessen Wert bei langen Verweilzeiten und großen Transport-Entfernungen angenähert wird.

Während die beiden oben angeführten stochastischen Ansätze Parameter von deterministischen Modellen, die auf der Betrachtung lokaler Massenbilanzen beruhen, als Zufallsvariablen behandeln, wurde von Jury (1982) mit dem Transfer-Funktions Modell ein stochastischer Ansatz eingeführt, der das gesamte Volumen des Transportgeschehens betrachtet und eine nichtlokale Massenbilanz benutzt. Es wird dazu eine Wahrscheinlichkeitsverteilung der Verweilzeiten des Stofftransports von der Bodenoberfläche bis zu einer Referenztiefe mithilfe von Tracerexperimenten geschätzt. Ist die Verteilungsfunktion der Verweilzeiten bekannt, kann durch ein Faltungsintegral mit der Stoffflußkonzentration an der Bodenoberfläche das Verhalten der Bodenlösungskonzentration in der Referenztiefe

prognostiziert werden (Jury et al. 1986). Das Transfer-Funktions Modell wurde erfolgreich zur Beschreibung von Feldexperimenten angewandt (Jury et al. 1982, Jury et al. 1990) und könnte sich für einzelne genau untersuchte Standorte unter Einbezug der bestimmenden physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse auch nützlich für die Steuerung des Stofftransports erweisen (Jury and Roth 1990, Sardin et al. 1991).

Literatur

Allaire, G. (1992). Homogenization and two-scale convergence. *SIAM J. Math. Anal.* **23**, 1482-1518.

Amoozegard-Fard, A., Nielsen, D.R. and Warrick, A.W. (1982). Soil solute concentration distributions for spatially varying pore water velocities and apparent diffusion coefficients. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **46**, 3-9.

Augustin, S., Jansen, M., Priesack, E. and Beese, F. (1995). Litter decomposition and matter transport in beds of soil aggregates. *Adv. Soil Sci.* (in press)

Brusseau, M.L. and Rao, P.S.C. (1990). Modeling solute transport in structured soils: A review. *Geoderma* **46**, 169-192.

Coats, K.H. and Smith, B.D. (1964). Dead end pore volume and dispersion in porous media. *Soc. Petrol. Eng. J.* **4**, 73-84.

Dagan, G. (1989). *Flow and Transport in Porous Formations*. Springer Verlag, Berlin.

Gelhar, L. and Axness, C.L. (1983). Three-dimensional stochastic analysis of macrodispersion in aquifers. *Water Resour. Res.* **19**, 161-180.

Gelhar, L., Gutjahr, A.L. and Naff, R.L. (1979). Stochastic analysis of macrodispersion in a stratified aquifer. *Water Resour. Res.* **15**, 1387-1397.

Gerke, H.H. and van Genuchten, M.Th. (1993). A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. *Water Resour. Res.* **29**, 305-319.

Glass, R.J., Parlange, J.-Y. and Steenhuis, T.S. (1991). Immiscible displacement in porous media: Stability analysis of three-dimensional, axisymmetric disturbances with application to gravity-driven wetting front instability. *Water Resour. Res.* **27**, 1947-1956.

Hornung, U. (1992). Applications of the homogenization method to flow and transport through porous media, in Xiao Shutie (ed.) *Flow and transport in porous media, Summer school, Beijing 1988*. World Scientific, Singapore, pp 167-222.

Jury, W.A. (1982). Simulation of solute transport using a transfer function model. *Water Resour. Res.* **18**, 363-368.

- Jury, W.A. and Roth, K. (1990). Transfer Functions and Solute Movement in Soil. Birkhäuser Verlag, Basel.
- Jury, W.A., Dyson, J. and Butters, G.L. (1990). Transfer function model of field-scale solute transport under transient water flow. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **54**, 327-332.
- Jury, W.A., Sposito, G. and White, R.E. (1986). A transfer function model of solute transport through soil. 1. Fundamental concepts. *Water Resour. Res.* **22**, 243-247.
- Jury, W.A., Stolzy, L.H. and Shouse, P. (1982). A field test of the transfer function model for predicting solute transport. *Water Resour. Res.* **18**, 369-375.
- Nielsen, D.R., van Genuchten, M.Th. and Biggar, J.W. (1986). Water flow and solute transport processes in the unsaturated zone. *Water Resour. Res.* **22**, 89S-108S.
- Rasmuson, A. and Neretnieks, I. (1980). Exact solution of a model for diffusion in particles and longitudinal dispersion in packed beds. *AIChE J.* **26**, 686-690.
- Sardin, M., Schweich, D., Leij, F.J. and van Genuchten, M.Th. (1991). Modeling the nonequilibrium transport of linearly interacting solutes in porous media: A review. *Water Resour. Res.* **27**, 2287-2307.
- Toride, N., Leij, F. and van Genuchten, M.Th. (1993). A comprehensive set of analytical solutions for nonequilibrium solute transport with first-order decay and zero-order production. *Water Resour. Res.* **29**, 2167-2182.
- Vanclouster, M., Vereecken, H., Diels, J., Huysmans, F., Verstraete, W. and Feyen, J. (1992). Effect of mobile and immobile water in predicting nitrogen leaching from cropped soil. *Modeling of Geo-Biosphere Processes* **1**, 23-40.
- van Genuchten, M.Th. and Dalton, F.N. (1986). Models for simulating salt movement in aggregated field soils. *Geoderma* **38**, 165-183.
- van Genuchten, M.Th. and Wierenga, P.J. (1976). Mass transfer studies in sorbing porous media, I. Analytical solutions, *Soil Sci. Soc. Am. J.* **40**, 473-480.
- van Genuchten, M.Th., Tang, D.H. and Guennelon, R. (1984). Some exact solutions for solute transport through soils containing large cylindrical macropores. *Water Resour. Res.* **20**, 335-346.

Numerische Simulation des Transports gelöster sorbierender Stoffe in Miller-ähnlichem Medium

von

Roth, K.¹

Zusammenfassung

Transportexperimente mit konservativen Tracern, die homogen auf ein Feld ausgebracht wurden, zeigen praktisch immer zwei Phänomene: (i) die Ausbildung inselartiger Strukturen mit erhöhter Konzentration und eine gegenüber der lokalen Dispersion erhöhte globale Dispersion [Schulin *et al.*, 1987; Roth *et al.*, 1991]. Weiter findet man oft einen Übergang von einem stochastisch-konvektiven Prozess in geringer Tiefe zu einem konvektiv-dispersiven Prozess in grosser Tiefe [Butters and Jury, 1989].

Solche Phänomene können als Folge der mikroskopischen Heterogenität des Bodens erklärt werden. Dies wurde explizite für ein Miller-ähnliches Medium demonstriert [Roth and Hammel, 1994]. Die Simulationen zeigen weiter, dass sich in solchen Medien ein Netzwerk von Fließkanälen ausbildet, dass der Boden also nicht gleichmässig durchströmt wird [Roth, 1995].

Es ist nun von grossem Interesse, den Einfluss der kleinräumigen Heterogenität auf den Transport von linear und nichtlinear adsorbierenden gelösten Stoffen zu untersuchen und insbesondere die effektiven Transporteigenschaften eines lokal heterogenen Bodens zu bestimmen. Man kann erwarten, dass die auftretenden Phänomene wichtig sind für die Verlagerung von Pestiziden oder Schwermetallen. Zurzeit gibt es wenige experimentelle Untersuchungen zum Transport sorbierender Stoffe. So hat Elabd [1984] die Verlagerung des Pestizides Napropamid durch eine Reihe von ungestörten Bodensäulen untersucht und mit derjenigen eines konservativen Tracers verglichen. Mit der Analyse dieser Daten konnten Roth and Jury [1993] zeigen, dass Transport in den Säulen den asymptotischen Zustand der Konvektion-Dispersion noch nicht erreicht hatte, sondern noch wesentlich durch die lokale Heterogenität des Bodens bestimmt war. Sie präsentierten weiter eine Theorie, welche die Entkopplung von beliebigen linearen Transport- und Wechselwirkungsprozessen ermöglicht, vorausgesetzt, die Prozesse sind lokal entkoppelt. Zurmühl [1994] zeigte, dass die unabhängige Messung von hydraulischen Funktionen sowie von Transport- und Wechselwirkungsparametern nicht ausreicht um die Verlagerung von organischen Stoffen durch eine Bodensäule vorherzusagen. Beim Borden-Experiment, das in einem Grundwasserleiter durchgeführt wurde, fanden Curtis *et al.* [1986], dass der effektive Retardationskoeffizient verschiedener organischer Stoffe mit der Transportdistanz zunimmt. Verschiedene Erklärungen für dieses Phänomen wurden bisher in der Literatur diskutiert, unter anderem auch lokale Heterogenitäten [Kabala and Sposito, 1991].

Basierend auf der Annahme eines makroskopisch homogenen, Miller-ähnlichen Mediums, bei dem die Matrixoberfläche überall homogen ist, kann Transport in hydraulisch heterogenen aber chemisch homogenen Medien untersucht werden. Es zeigt sich, dass die mikroskopische Heterogenität der Matrixstruktur zu einer lokalen Korrelation zwischen Transport- und Wechselwirkungsparametern führt. Dies wird dadurch hervorgerufen, dass der lokale Retardationsfaktor in fein texturierten Regionen grösser ist als im Mittel, dass dort aber die Porenwassergeschwindigkeit geringer ist. Diese Korrelation führt gegenüber dem konservativen Tracer zu einer erhöhten Dispersion.

¹Universität Hohenheim (310), Fachgebiet Bodenphysik, 70593 Stuttgart
(kurt@mephisto.bodenkunde.uni-hohenheim.de)

Referenzen

- Butters, G. L. and W. A. Jury, 1989: Field scale transport of bromide in an unsaturated soil. 2. Dispersion modeling, *Water Resour. Res.*, **25**, 1583-1589.
- Curtis, G. P., P. V. Roberts and M. Reinhard, 1986: A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer. 4. Sorption of organic solutes and its influence on mobility, *Water Resour. Res.*, **22**, 2059-2067.
- Elabd, H., 1984: *Spatial variability of the pesticide distribution coefficient*, Ph.D. thesis, University of California, Riverside.
- Kabala, Z. J. and G. Sposito, 1991: A stochastic model of reactive solute transport with time-varying velocity in a heterogeneous aquifer, *Water Resour. Res.*, **27**, 341-350.
- Roth, K., 1995: Steady state flow in an unsaturated, two-dimensional, macroscopically homogeneous Miller-similar medium, *Water Resour. Res.*, in press.
- Roth, K. and K. Hammel, 1994: Numerische Simulation des Stofftransportes in porösen, zweidimensionalen, makroskopisch homogenen, Miller-ähnlichen Medien, *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, **74**, 299-302.
- Roth, K. and W. A. Jury, 1993: Linear transport models for adsorbing solutes, *Water Resour. Res.*, **29**, 1195-1203.
- Roth, K., W. A. Jury, H. Flühler and W. Attinger, 1991: Transport of chloride through an unsaturated field soil, *Water Resour. Res.*, **27**, 2533-2541.
- Schulin, R., M. T. van Genuchten, H. Flühler and P. Ferlin, 1987: An experimental study of solute transport in a stony field soil, *Water Resour. Res.*, **23**, 1785-1794.
- Zurmühl, T., 1994, Validierung konvektiv-dispersiver Modelle zur Berechnung des instationären Stofftransports in ungestörten Bodensäulen, Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 36.

Statische Modellierung der Versickerung unter einer Fichtenfläche (*Picea abies* Karst.) auf dem Solling-Plateau

von

Xu, Y.* und B. Manderscheid**

Einleitung

Bei der Gebietsabflußsimulation wird die Statistische Modellierung in den letzten Jahren zunehmend angewendet. In den Gebieten, wo Wasserscheiden erkennbar und als Einzugsgebiete mehr oder weniger deutlich definierbar sind, kann die Abflußmessung mit geringem Aufwand durchgeführt und ihre Ergebnisse als Prüfgröße für die Modellvalidierung herangezogen werden. Für solche Gebiete, wo ein Einzugsgebiet nicht deutlich abgegrenzt werden kann, ist der Gebietsabfluß kaum oder nur schwer meßbar.

In der vorliegenden Arbeit wird versucht, ein statistisches Modell für eine Fichtenfläche auf dem Solling-Plateau zu entwickeln, wobei die langjährige durch deterministische Modelle berechnete Tagesversickerung in 1 m Bodentiefe als alternative Prüfgröße des Abflusses herangezogen worden ist.

Untersuchungsgebiet, Datenmaterial und Methode

Die untersuchte Fichtenfläche liegt auf dem Plateau des Sollings in Südniedersachsen in ca. 500 m ü. N.N. Bei einem Jahresmittel der Temperatur von etwa 6,4 °C beträgt der durchschnittliche Niederschlag im Jahr ca. 1100 mm. Der im Jahre 1995 114jährige Fichtenreinbestand stockt mit einer Stammzahl von 589 Stück pro ha auf einer schwach podsolierten Braunerde. Eine ausführliche Beschreibung des Untersuchungsgebietes sowie eine bodenkundliche Detailcharakterisierung werden in ELLENBERG (1986) und DEUTSCHMANN (1994) gegeben. Für diese Fläche ist eine langjährige Wasserbilanzierung (1986-1993) bis zu einer Bodentiefe von 1 m von MANDERSCHIED und XU durch mathematische Lösung in täglicher Zeitauflösung durchgeführt worden. Die Simulation basiert auf deterministischen Teilmodellen für die Kalkulation der Evapotranspiration, der Infiltration, der Wurzelwasseraufnahme und der Bodenwasserbewegung. Die Modellparameter (pF-Kurve und Ku-Funktion) werden durch Test der modellierten gegen die gemessenen Matrixpotentiale in verschiedenen Bodentiefen angepaßt. Details zur Messung und zur Modellanpassung sowie Ergebnisse sind bei MANDERSCHIED und XU (1995) beschrieben und diskutiert. In der vorliegenden Arbeit werden diese simulierten Ergebnisse der Versickerung und der Evapotranspiration als Datenbasis zu Regressionsversuchen herangezogen.

* Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen, Büsingenweg 2, 37077 Göttingen

** BITÖK, Universität Bayreuth, Dr. Hans-Frisch-Str. 1-3, 95440 Bayreuth

Um die relevanten Parameter für das Modell zu bestimmen, wird die multivariable Regressionsanalyse verwendet. Dabei wird schrittweise versucht, einen hohen Regressionskoeffizienten (R) und einen geringeren quadratischen Standardfehler der Regressionsgleichung ($Root\ MSE$) zu erreichen.

Überlegung zur Zeitperiode

In der Abbildung 1 sind die Tagsversickerungen in 1 m Bodentiefe zu Monatssummen zusammengefaßt und im Jahresverlauf zusammen mit den Monatstemperaturen dargestellt. Es zeigt sich, daß die Abflußmengen in den Wintermonaten gegenüber denen in der Vegetationsperiode stark überwiegen. Trotz der großen Schwankung der Abflüsse im gleichen Monat einzelner Jahre ist ein Zusammenhang zwischen dem Monatsmittel der Temperatur und der Abflußmenge zu erkennen: In den Monaten, die eine durchschnittliche Temperatur gleich oder unter $6,0\text{ }^{\circ}\text{C}$ aufweisen, liegen die Anteile an der Jahresabflußsumme im Durchschnitt meistens über 15 Prozent; Dagegen betragen diese Anteile in den Monaten, in denen eine durchschnittliche Temperatur von $6,0\text{ }^{\circ}\text{C}$ überschreiten wird, meistens unter 3 Prozent.

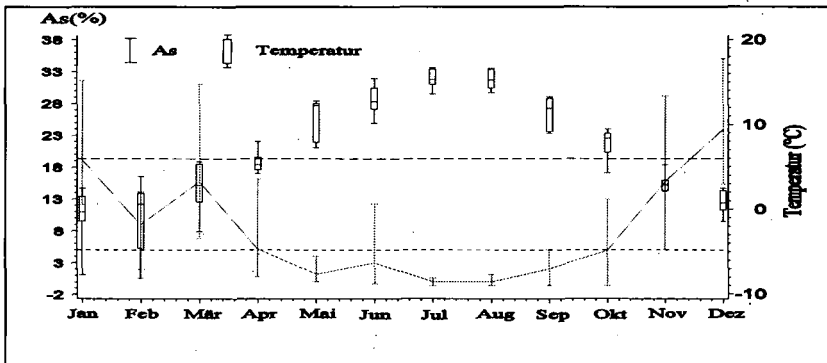


Abb.1: Jahresverlauf der Versickerung (As) im Zusammenhang mit der Lufttemperatur auf der Solling-Fichtenfläche (F1) (Minimum-Mittelwert-Maximum).

Der Zusammenhang der Abflußmenge mit der Temperatur beruht vor allem auf Verschiedenheiten der Evapotranspiration und der Veränderung des Bestandeswasserspeichers (Zuwachs, Veränderung des Bodenwassergehaltes) zwischen der Winter- ($\leq 6\text{ }^{\circ}\text{C}$) und Vegetationsperiode ($> 6\text{ }^{\circ}\text{C}$) (vgl. Abb.1 u. 2): Aufgrund der geringeren Evapotranspiration in der Winterperiode (ca. 18% der gesamten Jahressumme) fließt der Niederschlag in dieser Zeit zum großen Teil aus dem System heraus (knapp 90 Prozent an der gesamte Jahresabflußmenge); Dagegen zeigt die Vegetationsperiode eine hohe Evapotranspiration und oft eine negative Wasserbilanz.

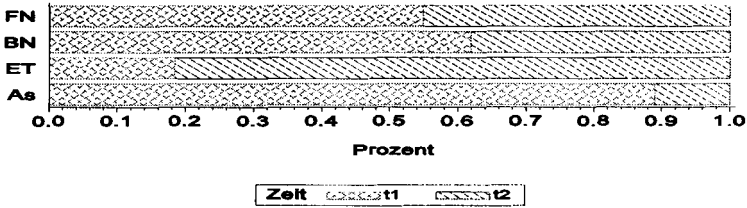


Abb.2: Prozentuale mittlere Anteile der Versickerung (As), der Evapotranspiration (ET), des Freiland- (FN) und Bestandesniederschlags (BN) in der Winter- (t_1) und Vegetationsperiode (t_2) an den gesamten Jahresbeträgen

Regression und Ergebnisse

Bei Betrachtung des gesamten Jahresabflusses (As) als Summe der Abflüsse der zwei Zeitperioden (Winter- As_{t1} und Vegetationsperiode As_{t2}) ergibt sich:

$$As = As_{t1} + As_{t2}$$

Eine differenzierende Regression wird aufgrund relativ einheitlichen Verhaltens wesentlich erleichtert. Die gefundenen besten Regressionsgleichungen lassen sich mit

$$As_{t1} = 405.97 - 1.0339 \cdot BN_{t1} + 0.001934 \cdot BN_{t1}^2 + 0.111814 \cdot FN_{t1}^\alpha \quad (1)$$

(Regressionskoeffizient $R=0.999$ und $Root\ MSF:=4.945$), sowie

$$As_{t2} = 418.77 - 2.1515 \cdot FN_{t2} + 0.002594 \cdot FN_{t2}^2 + 0.927419 \cdot FN_{t2}^\alpha \quad (2)$$

(Regressionkoeffizient $R=0.994$ und $Root\ MSF:=6.0838$) beschreiben.

Dabei sind FN_{t1} und BN_{t1} , sowie FN_{t2} und BN_{t2} die Summe des Freiland- und Bestandesniederschlags in den Winter- (t_1) und Vegetationsperioden (t_2). Der Koeffizient α ist das Verhältnis von BN/FN und kann als die Charakterbeschreibung einer Gebietsoberfläche betrachtet werden. Die Abbildung 3 zeigt trotz der Vereinfachung der Regressionsgleichung eine gute Modellannäherung der Abflußschätzung in getrennten Winter- und Vegetationsperioden.

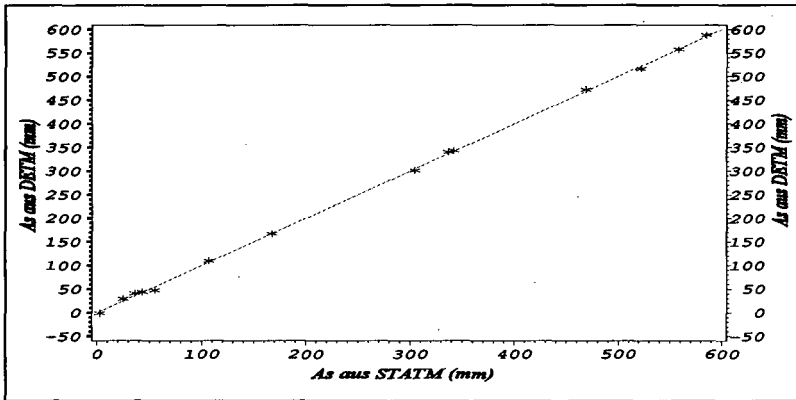


Abb.3: Die mit den Regressionsgleichungen 1 und 2 modellierte Abflußmenge (As aus STATM) gegen die täglich berechnete Abflußmenge (As aus DETM) in der Solling-Fichtenfläche (F1).

In der Winterperiodengleichung (Gl. 1) hat der Bestandesniederschlag (BN) einen größeren Einfluß auf die Abflußschätzung, während in der Vegetationsperiodengleichung (Gl. 2) der Freilandniederschlag die dominierende Rolle spielt. In beiden Zeitperioden werden die Abflüsse durch das BN/FN-Verhältnis gesteuert.

Schlußfolgerung

Als Datengrundlage für statistische Modellierung des Wasserabflusses können die langjährige, durch deterministisches Modell simulierte Abflußergebnisse alternativ herangezogen werden. Dies hat insbesondere dann eine Bedeutung, wenn ein statistisches Modell für solche Gebieten gesucht wird, in denen Wasserscheiden und Einzugsgebiet nicht deutlich erkennbar sind, wie z.B. großflächige Ebenen oder Plateaus. Aufgrund der unterschiedlichen Vorgänge der Evapotranspiration und der Veränderung des Bestandeswasserspeichers werden hier die differenzierten Regressionsgleichungen für die Winter- und Vegetationsperiode gesucht und zeigen dabei trotz weniger Parameter (Freiland- und Bestandesniederschlag) bereits gute Erfolge. Ob dies auch für weitere Jahre gelingt, muß geprüft werden. Ferner ist das Verfahren auf andere Waldgebiete zu übertragen, um die Modelle und die Parameter prüfen und validieren zu können.

Literatur

- DEUTSCHMANN, G. (1994): Zustand und Entwicklung der Versauerung des Bodens und des oberflächennahen Buntsandsteinuntergrundes eines Waldökosystems im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, A118, 180.
- ELLENBERG, H., R. MAYER, J. SCHAUERMANN (1986): Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986. Verlag Eugen Ulmer, 507.
- MANDERSCHIED, B., Y.-J. XU (1995): Langfristige Wasserhaushaltssimulation auf der Fichtenfläche (*Picea Abies* Karts.) im Solling. im Vorbereitung.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate

Gemeinsame Sitzung Kommissionen I und VI

"Bodengefüge und Bodennutzung"

Band 76

Heft I

1995

Der Einfluß der Bewirtschaftung auf das Bodengefüge und die Dynamik der Aggregatstabilität verschiedener Ackerböden einer norddeutschen Moränenlandschaft

von

Victorino, S. C. und H.-P. Blume¹

1 - Einführung

Als einer der wichtigsten Produktionsfaktoren des Menschen wird den Böden eine herausragende Bedeutung beigemessen. In einer Zeit, wo durch die Leistungssteigerung die Einflüsse der Agrarproduktion auf die Umwelt stärker geworden sind, ist es von großer Bedeutung sich mit der Frage zu beschäftigen, wie Böden schonender und ohne Leistungseinbuße genutzt werden kann.

Verschlämmungs- und Erosionsneigung spielen hierbei eine große Rolle.

Durch Studium der Bodenstruktur, insbesondere der Stabilität von Bodenaggregaten, sollen im Rahmen dieser Arbeit unter anderem die Verschlämmungsneigung und Erosionsanfälligkeit typischer Ackerböden aus Gesciebemergel Norddeutschlands charakterisiert werden. Beide Phänomene hängen maßgeblich von der Aggregatstabilität (Levy et al., 1993) und ihre zeitliche Veränderungen ab (Frede et al., 1988).

Durch regelmäßige Bestimmung und Beobachtungen soll die mögliche zeitliche Veränderbarkeit der Aggregatstabilität bzw. Bodengefüge durch mineralische und organische Düngung, Ernterückstände und Bodenbearbeitung auf unterschiedlichen Standorten. Es soll einen Einblick in die Faktoren bzw. Faktorenkombination gewonnen werden, auf deren Einfluß diese Veränderungen zurückzuführen sind.

2 - Standorte und Methode

Vom Hauptversuch des Sonderforschungsbereiches 192 der Kieler Universität auf dem Versuchsgut Hohenschulen, Schlag III, wurden Versuchsvarianten ausgewählt, auf denen bereits seit 1991 Biomasse- und Humusuntersuchungen sowie Messungen der mikrobiellen Aktivität durchgeführt werden (Elsner 1994), und zwar eine teilerodierte Parabraunerde mit verdünnter Krume und fehlendem Al-Horizont in Oberhangposition und ein Pseudogley-Kolluvium mit etwa 50 cm mächtigem Oberboden in Unterhangposition. Auf beide Standorte sind 2 Bearbeitungsvarianten, Pflugsaat und Fräsdrillsaat (im Folgenden auch Horsch), und 5 N-Düngungsvarianten (240 kg min. N/ha, 120 kg min. N/ha, Gülle, 120 kg min N + Gülle und eine totale Nullvariante) angelegt. Die Standorte und Versuchsvarianten sind ausführlich bei Elsner (1994) beschrieben.

Zur Messung der Aggregatstabilität wurde u.a. die Perkolationsmethode nach Becher und Kainz (1983) angewandt. Sie eignet sich besonders gut zur Charakterisierung der Verschlämmungsneigung eines Bodens (Becher u. Kainz 1983). Die Stabilität des Gefügeverbandes wurde durch Messung des Eindringwiderstandes mittel eines Penetrographen erfaßt. Das Bodengefüge wurde nach den Richtlinien der AG Bodenkunde (1982) charakterisiert. Die folgenden Ergebnisse stellen Mittelwerte aller Düngungsvarianten dar.

3 - Morphologische Eigenschaften der Ackerkrume

Im Folgenden werden die morphologische Eigenschaften der Krume anhand zweier Termine (vor und nach der Ernte) verglichen. Auf beiden Standorten befanden sich im Juni in der Oberkrume (0-15 cm) vorwiegend Krümel, während in der Unterkrume (15-30 cm) Polyeder und Subpolyeder vorherrschten.

Im September wurden in der Oberkrume vieler Parzellen eine zu einem Schwammgefüge verknüpfte Krume beobachtet. In der Unterkrume dominierte zu diesem Zeitpunkt Kohärenz.

Es wurde zusätzlich der im Gelände sichtbare Verschlämmungsgrad der Bodenoberfläche nach Beyer (1991) angesprochen. Aggregate schwach gerundet- sehr gering; Aggregate deutlich gerundet- gering; Aggregate stark gerundet- mittel; Aggregate zerfließen oder zerschlagen -stark; deutliche Erosions- und Sedimentationsspuren- sehr stark.

Alle Standorte waren gering verschlämmt, die Kolluvien der Senke waren allerdings etwas mit jungst erodiertem Bodenmaterial bedeckt. Die Spatendiagnose ergab eine höhere Verfestigung der Unterkrume aller Standorte. Dies steht im Einklang mit den Ergebnissen der Lagerungsdichte und der Bodenwiderstandsmessung.

4 - Bodenwiderstand und Lagerungsdichte

In der Abb. 1 sind die Bodenwiderstände von September 1994 dargestellt. Die Messung erfolgte etwa 3 Wochen nach der Bearbeitung. Parabraunerde und Kolluvium unterschieden sich kaum bei gleicher Bearbeitungsweise. Deutlich unterschiedliche Auswirkungen auf den Bodenwiderstand verursachten aber die Bearbeitungsvarianten. Der Einsatz des Pfluges rief eine Lockerung von Ober- und Unterkrume hervor. Auf der Horschvariante stiegen die Werte bereits ab 10 cm stark an. Gleiche Tendenz zeigten die Lagerungsdichte. Im April waren die Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten weniger stark ausgeprägt.

5 - Aggregatstabilität

Parabraunerde und Kolluvium unterschieden sich deutlich in der Stabilität ihrer Aggregate (Abb. 4). Demnach neigen die etwas humusärmeren Parabraunerden etwas stärker zu Verschlämmung und Erosion.

Im Jahreslauf steigt die Stabilität von einem Winterminimum hin zu einem Sommermaximum an, auch wenn bei einigen Kolluvien einen "Bruch" im Mai zu verzeichnen ist. Dieser Verlauf fällt in vielen Fällen mit der Abnahme der Bodenfeuchte zusammen (Abb. 5). Zwischen den Bewirtschaftungsvarianten traten Unterschiede auf, die im weiteren Verlauf dieser Arbeit statistisch abzusichern sind. So ergaben sich auf Horsch höhere Stabilitäten der Oberkrume als die der Unterkrume auf beiden Standorten. Bei Pflugeinsatz dagegen zeigten sich keine gravierenden Unterschiede zwischen Ober- und Unterkrume. Es wird hier ein positiver Effekt der Krumenlockerung auf das Bodenleben allgemein, der sich indirekt auf die Aggregatstabilität fördernd auswirkt.

6 - Literatur

AG Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart Stuttgart, 3. Aufl.

Beyer, L. (1991): Gefügeeigenschaften von Parabraunerde und Podsol unter Ackernutzung. Zeitsch. Pfl. u. Bodenk. 154 (107-114).

Becher, H.H. und Kainz, M. (1983): Auswirkung einer langjährigen Stallmistdüngung auf das Bodengefüge im Lößgebiet bei Straubingen. Zeitsch. f. Acker- u. Pflanzenbau 152 (152-158).

Elsner, D.-C. (1994): Einflüsse von Bearbeitung und Düngung auf die Mikroorganismen und ihre Leistungen typischer Ackerböden eineer norddeutschen Moränenlandschaft. Schriftenreihe Inst. für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel Nr. 27.

Frede, H.G., A. Lativ, B. Beyer, C.H. Roth, S. Gäth u. R. König (1988): Zeitliche Schwankung der Erodibilität als Folge kurz- und langfristiger Veränderung von Aggregatstabilität und Permeabilität. Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges. 56 (85-88).

Levy, G.L., M. Agassi, H.J.C. Smith and R. Stern (1993): Microaggregate stability of kaolinitic and illitic soils determined by ultrasonic energy. Soil Sci. Soc. Am. J. 57 (803-808).

Ein Stipendium der Gottlieb Daimler - und Karl Benz -Stiftung ermöglicht die Bearbeitung dieses Forschungsvorhabens.

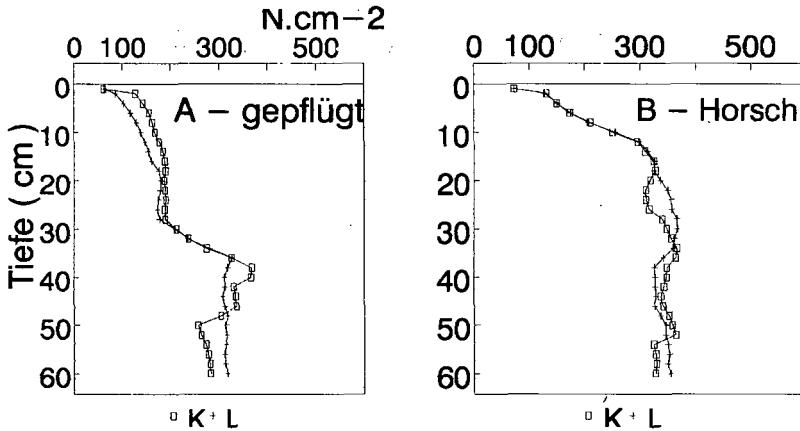


Abb. 1 : Bodenwiderstand im September 94

Tab. 1: Lagerungsdichte (g.cm-3) und Bodenfeuchte (Gew.-%) im September 94

Parabraunerde				Kollivium				
Oberkrume		Unterkrume		Oberkrume		Unterkrume		
g.cm-3	Gew.-%	g.cm-3	Gew.-%	g.cm-3	Gew.-%	g.cm-3	Gew.-%	
Pflug	1,58	16,94	1,78	17,49	1,47	19,46	1,72	19,76
Horsch	1,59	17,95	1,79	15,44	1,60	18,68	1,71	17,66

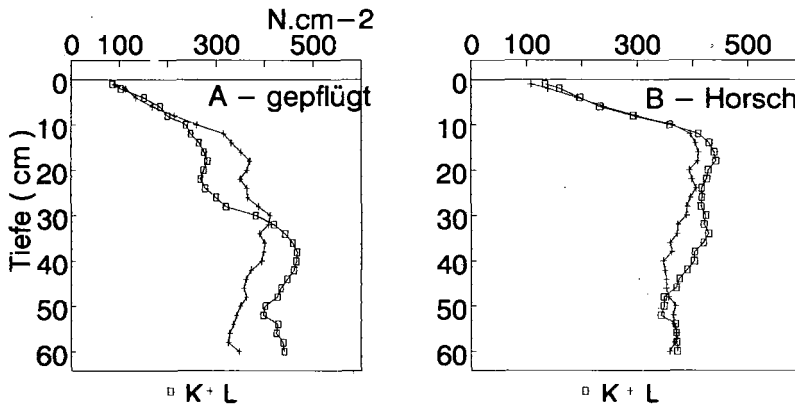


Abb. 3 : Bodenwiderstand im April 94

K - Kollivium
L - Parabraunerde

Abb. 4 : Dynamik der Perkolationsstabilität aller untersuchten Varianten 1994
(Tausend)

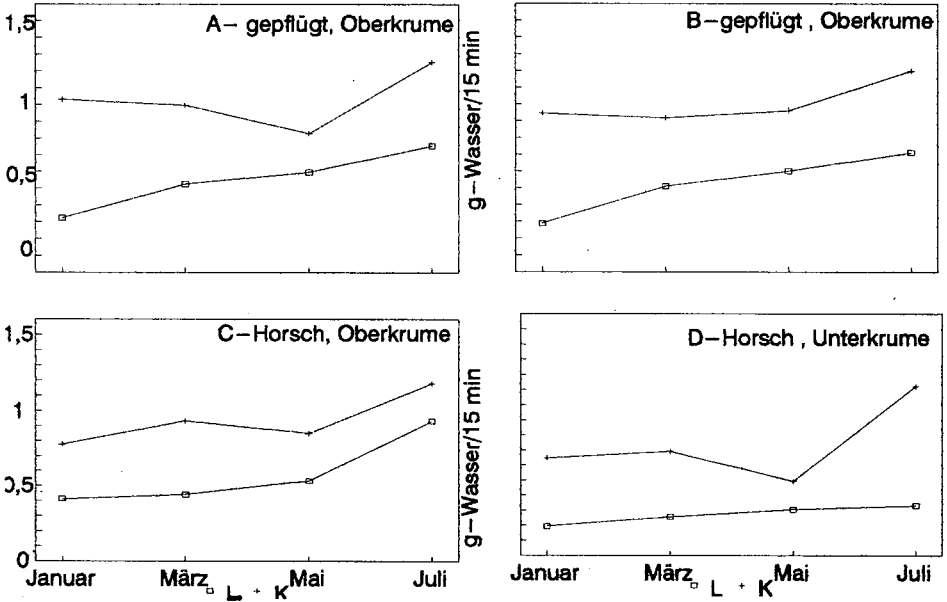
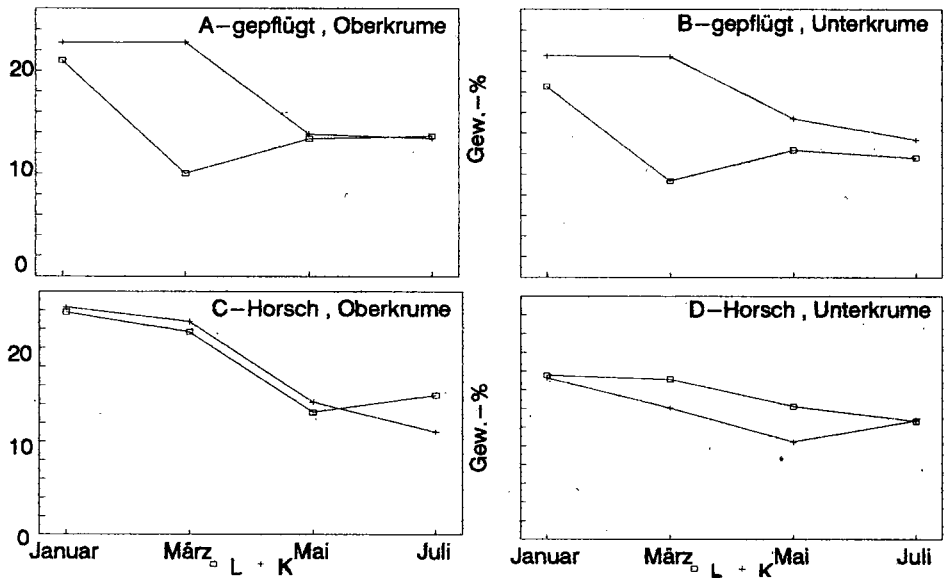


Abb. 5 : Dynamik der Bodenfeuchte aller untersuchten Varianten



Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit von Verschlämmerungsschichten unter Berücksichtigung des Einflusses von Bodenarten und Feuchte vor Niederschlagsbeginn

von

Fohrer, N. und C. H. Roth⁺

Einführung

Oberflächenverschlämmung durch Niederschlagseinwirkung limitiert das Infiltrationsvermögen von Böden und hat damit entscheidenden Einfluß auf die Entstehung von Oberflächenabfluß, der zu Bodenerosion führen kann. Von großer Bedeutung für das Ausmaß der Abflußbildung ist die hydraulische Leitfähigkeit der verschlammten Schicht.

Material und Methoden

Die zwei Modellböden (Tab. 1) wurden in gleicher Mikroreliefausformung (<25 mm) und Hangneigung (5%) mittels eines Laborkapillarregners zwei Stunden lang mit einer Intensität von 30 mm/h beregnet. Zum Einstellen und Kontrollieren der gewünschten zwei Anfangsfeuchten wurden in die Beregnungskästen keramische Platten, die über eine Unterdrucksteuerung regelbar sind, eingebaut (Abb. 1). Die trockene Variante lag im Mittel an der Bodenoberfläche bei 3,2 Gew.%. Der Wassergehalt der feuchten Variante betrug 21,0 Gew.%. Die Kästen waren mit je zwei Tensiometern in 2, 4, 6 und 20 cm Tiefe bestückt. Der Oberflächenabfluß wurde in zwei-minütigen Abständen und die Tensionen unter der sich bildenden Verschlämmung in 30 s -Intervallen gemessen. Jede Variante wurde in drei Wiederholungen beregnet.

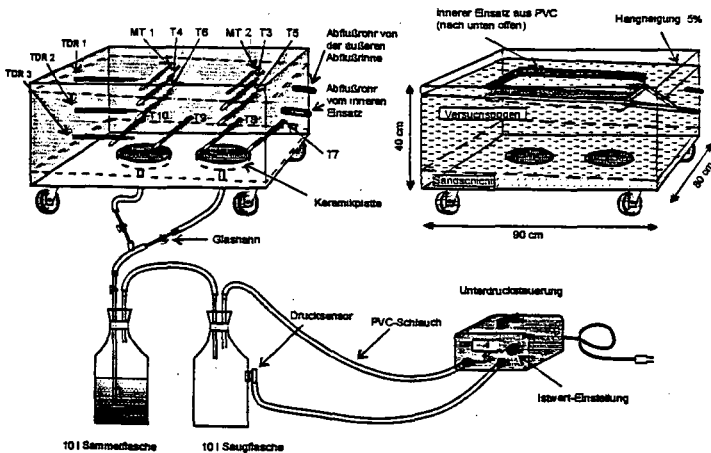


Abb. 1: Versuchsaufbau

+) Institut für Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, 10587 Berlin

Die Schichtmächtigkeit der Verschlammung ist anhand von Dünnschliff- und Computertomographiebildern ermittelt worden (Berkenhagen et al., 1994). Für den tonigen Schluff ergab sich eine mittlere Verschlammungsmächtigkeit von 4,5 mm und für den schluffigen Lehm eine Schichtdicke von 6,5 mm. Die mittlere Beregnungsstabilität der Aggregate der Fraktion 4-10 mm wurde in getrennten Beregnungen mit gleicher Intensität, aber nur 20 min. Dauer ermittelt. Die Ergebnisse der Bestimmung sind in Tabelle 1 für lufttrockene und feuchte Aggregate zusammengestellt.

Tab. 1: Charakterisierung der Versuchsböden

Bodenart	T	U	S	Humus	pH (CaCl ₂)	Beregnungsstabilität 4-10 mm	
	%	%	%	%		trocken	feucht
tU	16,7	81,0	2,2	2,14	7,3	4,0	68,6
uL	29,5	63,3	7,2	3,88	5,6	15,6	85,1

Zur Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit der Verschlammung (K_{vs}) wird das Darcy-Gesetz (Hillel & Gardner, 1970) von Bosch & Onstad (1988) folgendermaßen umgeformt:

$$K_{vs} = Q_{vs} * \frac{z}{(H_p + \Psi_{uv} + z)}$$

- K_{vs} = hydraulische Leitfähigkeit der verschlammten Schicht [mm/h]
- Q_{vs} = Flux durch die Verschlammung, Infiltrationsrate [mm/h]
- H_p = Stauhöhe des freien Oberflächenwassers [mm]
- Ψ_{uv} = Saugspannung unterhalb der verschlammten Schicht [mm]
- z = Schichtmächtigkeit der Verschlammung [mm]

Die Infiltrationsrate (Abb. 2, 3), Tension in 2 cm Tiefe unter der Verschlammung (Abb. 4, 5) und hydraulische Leitfähigkeit der Kruste (Abb. 6, 7) wurden gegen die kumulierte Niederschlagsenergie getrennt nach Bodenart aufgetragen.

Ergebnisse und Diskussion

Mit steigender Niederschlagsenergie nimmt die Infiltrationsrate durch die zunehmende Ausbildung einer Verschlammungsschicht ab (Abb. 2, 3). Bei beiden Böden setzt der Abfall der Infiltration bei der feuchten Variante früher ein als bei der trockenen. Beim tonigen Schluff ist die Infiltrationsrate der anfangs trockenen Variante während des gesamten Beregnungsverlaufs höher als bei feuchter Ausgangssituation. Bei Boden 2, einem schluffigen Lehm, sinkt die Infiltrationsrate der trockenen Parzelle bei einer Niederschlagsenergie von etwa 750 J/m² unter die der feuchten Parzelle ab. Im Vergleich beider Böden zeigt der tonige Schluff in der trockenen Variante eine höhere Infiltrabilität als der schluffige Lehm. Bei feuchter Ausgangssituation nähern sich die Endinfiltrationsraten beider Böden an. Der tonige Schluff zeigt jedoch einen wesentlich stärkeren Abfall der Infiltrationsrate als der schluffige Lehm.

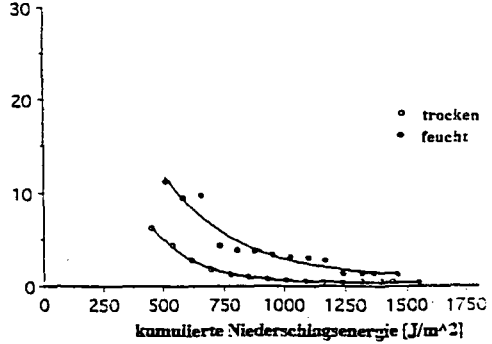
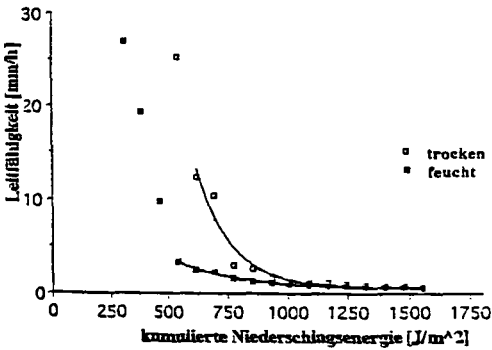
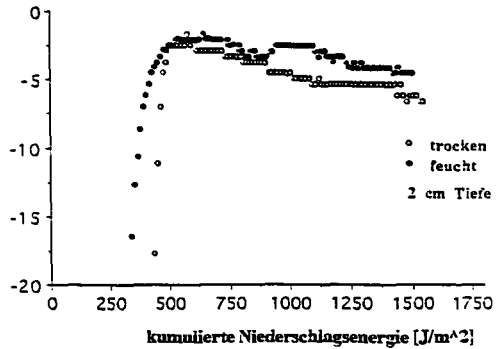
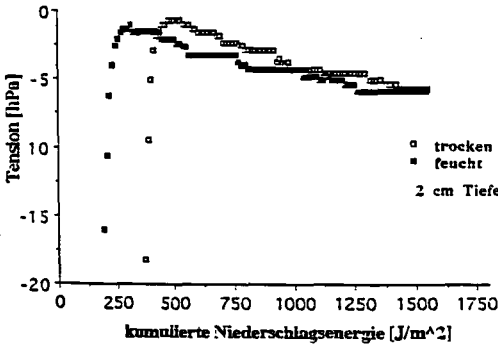
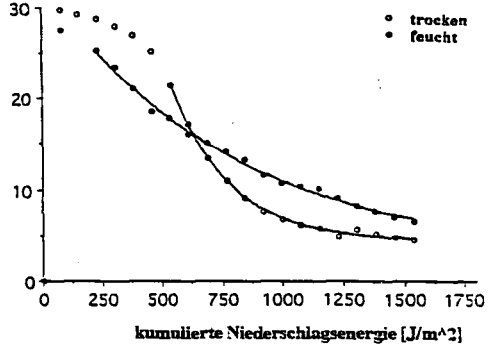
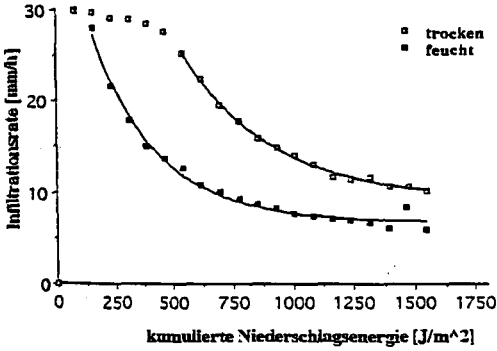
Bei trockener Ausgangssituation findet ein schneller Aggregatzерfall durch Luftprennung statt. Durch die intensive Zerkleinerung bis hin zu den Primärpartikeln, spielt die Ungleichförmigkeit der Körnung die entscheidende Rolle für die Durchlässigkeit der sich bildenden Verschlammung. Je

Boden 1

Boden 2

tU

uL



Abbildungen 2, 4 und 6

Abbildungen 3, 5 und 7

ungleichförmiger das Substrat, desto höher ist die maximal erreichbare Packungsdichte der Partikel. Damit bildet der schluffige Lehm undurchlässigere Krusten als der tonige Schluff. Bei der feuchten Variante wurden zwei Mechanismen des Aggregatzerfalls beobachtet. Zum einen ist dies die Möglichkeit des langsamen, abschliffenden Zerfalls, der zu groben Bruchstücken führt und zum anderen eine plastische Verformung, die die Verdichtung oder das Zerfließen des Aggregats zur Folge hat (De Ploey & Múcher, 1981; Bresson & Valentin, 1990). Da der schluffige Lehm über stabilere Aggregate verfügt, findet hier der Abfall der Infiltrationsrate langsamer als bei dem tonigen Schluff statt. Die Art des Aggregatzerfalls im feuchten Zustand hat Einfluß auf die Morphologie und damit auf die Leitfähigkeit der sich bildenden Verschlammungsschicht.

In Abb. 4 und 5 sind die Tensionen unterhalb der Verschlammung im Beregnungsverlauf dargestellt. Nach anfänglichem Steigen der Tensionen fallen diese mit zunehmendem Verschlammungsgrad leicht wieder ab. Durch die abnehmende hydraulische Leitfähigkeit der Verschlammungsschicht (Abb. 6, 7) wird weniger Wasser von oben nachgeliefert, als aufgrund der Leitfähigkeit des Unterbodens weitertransportiert werden kann. Es baut sich ein hydraulischer Gradient unter der Verschlammung auf. In der Auswirkung der Bodenfeuchte auf den Tensionsverlauf und auch der hydraulischen Leitfähigkeit zeigen Boden 1 und 2 den gleichen gegensätzlichen Trend wie auch beim Infiltrationsgeschehen. Bei Boden 2 bleibt die bei feuchter Ausgangssituation erzeugte Verschlammung durchlässiger als bei lufttrockener Variante. Entsprechend fällt die Tension weniger stark ab (Abb. 5). Mit zunehmender Niederschlagsenergie und dem Erreichen einer annähernd konstanten Leitfähigkeit gleichen sich jedoch die Werte, unabhängig von der Ausgangsbodenfeuchte, an.

Schlußbetrachtung und Ausblick

Ausschlag gebend für das Infiltrationsverhalten von verschlammenden Böden ist nicht allein ihre Verschlammungsanfälligkeit, sondern die Qualität der sich ausbildenden Regenschlagskruste. Ein entscheidendes Merkmal hierfür ist deren hydraulische Leitfähigkeit. Wichtig ist es, die Größenverteilung der Aggregatzerfallsprodukte, die Deformierbarkeit feuchter Aggregate, den Anteil an Luftsprengung bei trockenen Aggregaten und die daraus resultierende Morphologie und die physikalischen Eigenschaften von Verschlammungen gleichzeitig zu berücksichtigen, da selbst geringe Unterschiede in der Bodenart sich stark auswirken können.

Literatur

- BERKENHAGEN, J. M. HECKER, & R. SCHWARTENGRÄBER, 1994: Untersuchungen der Morphologie von Verschlammungen mit Hilfe von Dünnschliffen und Röntgen-Computer-tomographie-Aufnahmen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 74: 77-80.
- BOSCH, D. D., & C. A. ONSTAD, 1988: Surface seal hydraulic conductivity as affected by rainfall. *TransASAE*, 31(4): 1120-1127.
- BRESSON, L. M., & C. VALENTIN, 1990: Comparative micromorphological study of soil crusting in temperate and arid environments. *Trans. XII Internat. Congr. Soil Sci.*, Aug. 12-18, 7: 238-243.
- DE PLOEY, J., & H. J. MÜCHER, 1981: A consistency index and rainwash mechanisms on Belgian loamy soils. *Earth Surface Processes Landforms*, 6: 319-330.
- HILLEL, D., & W. R. GARDNER, 1970: Transient infiltration into crust-topped profiles. *Soil Sci.*, 109: 64-76.

Bodenschonende Bearbeitung durch Regulation des Kontaktflächendruckes und des Zugkraftbedarfs

von

Lebert, M.*

Einleitung:

Maßnahmen zum bodenschonenden Befahren sind bei der landwirtschaftlichen Nutzung von struktursensiblen, umgelagerten Rekultivierungsböden besonders wichtig. Solche Maßnahmen können in der landwirtschaftlichen Praxis nur von allgemeiner Art sein, wie z.B. die grundsätzliche Verwendung von Niederdruckreifen bei der Ernte. Spezifische Konzepte, wie die Anpassung des Kontaktflächendruckes an die Festigkeit einer jeweiligen Bodenschicht in Abhängigkeit von der Spannungsausbreitung im Tiefenverlauf des Bodens sind zwar von der Forschung erarbeitet worden (van den Akker, 1988; Horn et al., 1991), können aber vom Landwirt nicht umgesetzt werden. Es ist jedoch dringend notwendig, bodenphysikalische Forschungsergebnisse zum Ursache-Wirkungs-Komplex der Bodenverdichtung in allgemeine landtechnische Lösungsansätze zur Reduktion der Bodenbelastung zu integrieren.

Alle derzeit verfügbaren Maßnahmen zum bodenschonenden Befahren, wie die Verwendung von Breit-, Zwillings- und Niederdruckreifen (Terrareifen), Kettenlaufwerken und der Einsatz von Luftdruckregelanlagen haben ein gemeinsames Ziel: die Reduktion des statischen Kontaktflächendruckes an der Bodenoberfläche. Der statische Kontaktflächendruck wird als die primäre Ursache von Bodenverdichtungen angesehen. In der vorliegenden Arbeit wird anhand von Spannungsmessungen im Boden grundsätzlich dargestellt, bei welchen landtechnischen Verfahren die Reduktion des Kontaktflächendruckes eine effektiv bodenschonende Maßnahme darstellt und bei welchen sie als solche versagt.

Material und Methoden:

Spannungsmessungen im Boden erfolgten mit den Spannungssensoren nach Nichols et al. (1987) und Horn (1980). Es wurden Messungen zur Grundbodenbearbeitung mit dem Pflug, zur Bestandespflege und zur Getreideernte durchgeführt. Die Messungen zur Getreideernte und zur Grundbodenbearbeitung erfolgten auf einem 4 Jahre alten Auftragsboden aus LÖB im rheinischen Braunkohlenrevier (Tab. 1). Diese Fläche war nach 3-jähriger Luzernekultur mit dem Stechhublockerer tiefmelioriert worden. Die Messungen und Überfahrten erfolgten in Längsrichtung der Lockerungsschächte. Die Messungen zur Bestandespflege erfolgten auf einer erodierten Parabraunerde aus LÖB des mittleren Dungaas (Niederbayern). Die Bodenfeuchten betragen zum Zeitpunkt der Befahrungen zur Getreideernte ca. pF 3.9, zur Grundbodenbearbeitung ca. pF 1.8 und zur Bestandespflege ca. pF 2.5.

* Inst. f. Pflanzenern. u. Bodenk., Olshausenstr. 40, 24118 Kiel

Tabelle 1: Bodenphysikalische Eigenschaften der Versuchsböden

Variante	Tiefe (cm)	d_B^* (gcm ⁻³)	LK* (Vol.%)	P_V^* (kPa)	
Getreide- ernte	25	1.65	2.1	45	* d_B = Lagerungsdichte
	45	1.43	9.6	n.b.	
	75	1.28	15.0	n.b.	
Grundboden- bearbeitung	45	1.48	12.3	40	* LK = Luftkapazität (pF 1.8) * P_V = Vorbelastung (pF 1.8)
	65	1.56	5.1	58	
	85	1.63	1.9	85	
Bestandes- pflege	15	1.52	1.4	33	
	35	1.64	0.4	80	
	45	1.69	1.2	140	

Die Befahrungen zur Getreideernte wurden mit 3 verschiedenen, annähernd voll beladenen Mähdreschern mit unterschiedlicher Radlast und Bereifung durchgeführt (Tab. 2). Die Befahrungen zur Bestandespflege erfolgten mit einem Pflegefahrzeug mit unterschiedlicher Bereifung (Terra- und Standardreifen) aber gleicher Radlast. Bei den Messungen zur Grundbodenbearbeitung wurde zunächst der Netto-Spannungseintrag eines 136 kW-Standardschleppers bei einer Überfahrt über den ungepflügten Boden bestimmt. In zwei weiteren Versuchen wurde der Spannungseintrag des gleichen Schleppers unter verschiedener Zugkraftanforderung jeweils in Kombination mit einem 3- und einem 4-Scharpflug bestimmt. Beim Pflügen wurde bodenschonend mit Breitreifen in einer abgesetzten, von einem Räumschar etwa zur Hälfte verfüllten Furche gefahren.

Tabelle 2: Belastungsdaten der verschiedenen Fahrzeuge

Verfahren	Fahrzeug	Breifung	Radlast (kg)	Kontaktflächendruck* (kPa)	
Dreschen	Dom. 76	18.4/15-34AS	3010	119	(vorn)
	Dom. 86	23.1/18-26	3140	130	"
	228 CS	Terra 73x44	7583	290	(Stollen) "
Bestandes- pflege	Pflege- fahrzeug	Terra	1820	54	"
		9.50-44 PR	1820	123	"
Pflügen	Schlepper	800/65 R 32	1997	49	(hinten)

(* = Radlast/Kontaktfläche bei stehendem Fahrzeug)

Die Spannungsmessungen erfolgten grundsätzlich zentral in der Fahrspur in unterschiedlichen Bodentiefen mit jeweils 3-4 Wiederholungen. Dargestellt werden die Meßergebnisse unter dem Reifen mit der höchsten Radlast (s. Tab.2).

Ergebnisse:

Die vertikalen Spannungseinträge der Mähdrescher sind im oberen Bodenbereich mit Werten von über 400 kPa sehr hoch, was angesichts

der hohen Radlasten nicht überrascht (Abb. 1). In 45 cm Tiefe ist der Spannungseintrag durch das leichteste Gerät (Dom. 76) mit der schmalsten Bereifung am höchsten. Zwischen Dom. 86 und 228 CS besteht beim Spannungseintrag kaum ein Unterschied. Lediglich in 45 cm Tiefe sind die Spannungen beim 228 CS etwas höher. Die Terrabereifung hat die Bodenbelastungen durch den 228 CS auf etwa das gleiche Maß wie die des nur etwa halb so schweren Dom. 86 mit Standardbereifung reduziert.

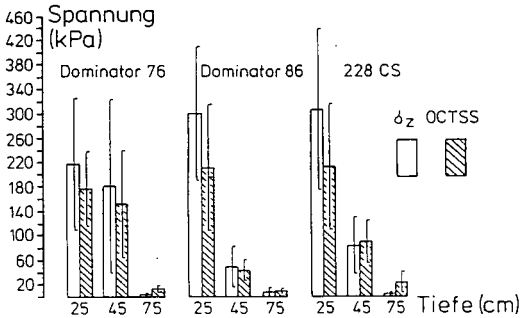
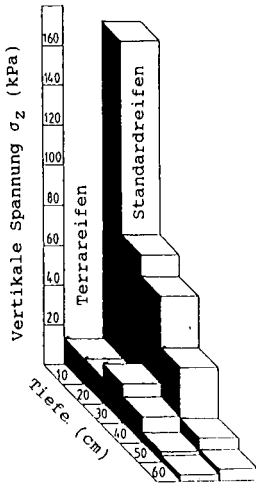


Abb. 1: Maximale Einträge von vertikalen (σ_z) und deviatorischen Spannungen (OCTSS) in den tiefgelockerten Deposol durch verschiedene Mährescher



Auch bei der Bestandespflege zeigt sich die bodenschonende Wirkung einer Niederdruckbereifung (Abb. 2). Besonders im oberen Boden werden die vertikalen Spannungseinträge durch die Verwendung der Terrareifen erheblich reduziert. In größerer Bodentiefe gleichen sich die Spannungen auf einem niedrigen Absolutniveau an.

Abb. 2: Maximaler vertikaler Spannungseintrag (σ_z) in eine erodierte Parabraunerde durch ein Pflegefahrzeug mit verschiedener Bereifung bei gleicher Radlast

Die Messungen zur Grundbodenbearbeitung zeigen, daß die Spannungseinträge in den Boden durch den gleichen Schlepper bei unterschiedlicher Zugkraftanforderung nicht mehr gleich sind (Abb. 3). Während die Kombination des Schleppers mit einem 3-Scharpflug den Spannungseintrag kaum erhöht gegenüber dem reinen Nettoschlepper, verursacht die Kombination des gleichen Schleppers mit

einem 4-Scharpflug erhebliche Zunahmen der Spannungen in allen Meßtiefen. Bis in 65 cm Tiefe wird die Vorbelastung deutlich überschritten, wodurch Verdichtungen im Boden verursacht werden. Die Bedeutung und die Bewertung der deviatorischen Spannungskomponente (OCTSS) sind bei Lebert (1995) beschrieben.

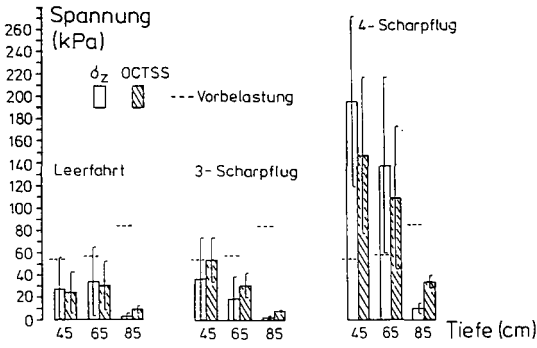


Abb. 3: Maximale Einträge von vertikalen (σ_z) und deviatorischen Spannungen (OCTSS) in den tiefgelockerten Deposol durch einen breitbereiften Schlepper mit unterschiedlicher Zugkraftanforderung (ohne Pflug, mit 3-Scharpflug und mit 4-Scharpflug)

Diskussion und Schlußfolgerungen:

Die Ergebnisse zeigen, daß bei landtechnischen Verfahren, deren Bodenbelastung primär durch die Radlast bestimmt wird, ein bodenschonendes Fahrverhalten durch Reduktion des Kontaktflächendruckes mit Breit- oder Terrareifen erreicht wird. Bei Verfahren zur Grundbodenbearbeitung mit höherem Zugkraftbedarf ist das anders. Der dynamische Spannungseintrag durch Zugkraftübertragung kann die statische Belastung durch die reine Radlast um ein Vielfaches übersteigen. Es gibt in Böden festigkeitsbedingte Belastbarkeitsgrenzen nicht nur hinsichtlich des Kontaktflächendruckes sondern auch hinsichtlich des aufzubringenden Zugkraftwiderstandes. Konzepte zur Anpassung des Zugkraftbedarfs an die Festigkeit der Unterbodenstruktur durch entsprechende Masse-Zugkraft-Kombinationen sind von Bodenphysik und Landtechnik unbedingt gemeinsam zu erarbeiten um die progressiv fortschreitende Bodenverdichtung zu stoppen. Als bodenschonend im konkreten Fall des tiefgelockerten Deposols erwies sich die Kombination eines 136 kW starken Schleppers mit einem 3-Scharpflug. Bei dieser Masse-Kraft-Kombination dominiert die Schleppermasse an der Gesamtbelastung und die Breitbereifung in Kombination mit der abgesetzten Fahrweise sind als bodenschonende Maßnahmen effektiv.

Literatur:

- Horn, R., 1980: Die Ermittlung der vertikalen Druckfortpflanzung in Boden mit Hilfe von Dehnungsmeßstreifen. Z. Kulturtech. u. Flurber. (21), 343-349.
- Horn, R., Lebert, M. und Burger, N., 1991: Mechanische Belastbarkeit von Böden Bayerns. Materialien (73), Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.
- Lebert, M., 1995: Zur Rekultivierung von Lößböden (III): Untersuchungen zur Verdichtungsgefährdung tiefgelockelter Flächen durch verschiedene Kulturmaßnahmen. Z. Kulturtechn. u. Landentw. (36), 40-45.
- Nichols, T.A., Bailey, A.C., Johnson, C.E. und Grisso, R., 1987: A stress state transducer for soil. Transactions ASAE (30), 1237-1241.
- Van den Akker, J.J.H., 1988: Model computation of subsoil stress distribution and compaction due to field traffic. Inst. of Land a. Water Management, Wageningen, The Netherlands, Report 23.

Zur räumlichen Differenzierung von Bodenverdichtungen typischer Böden und Bodencatänen des mitteldeutschen Raumes

von

Opp, C.*

Einführung und Zielstellung

Ca. 70 bis 75 % der Flächen des Halle-Leipziger Raumes wurden bis 1990 landwirtschaftlich genutzt. Die waldärmsten Bezirke der ehemaligen DDR, Leipzig und Halle, brachten der DDR-Landwirtschaft Jahr für Jahr Rekordernnten für die meisten Kulturen ein. Dies war nur durch das Vorhandensein von Natur aus fruchtbaren Böden und einer Vielzahl von Intensivierungsmaßnahmen möglich. Die seit vielen Jahren in der DDR praktizierte Bewirtschaftung von Großschlägen führte nicht nur folgerichtig zur Intensivierung der Bodenerosion im mitteldeutschen Raum (SAUPE 1991); sie erforderte auch den Einsatz immer leistungsstärkerer und schwererer Landtechnik. Dies wiederum forcierte die Ausdehnung der Schad- und Tiefenwirkung nachhaltiger Bodenverdichtungen. Vielfach ist die durch Bodenverdichtungen nachgewiesene Schädigung in Mitteldeutschland bedeutender und nachhaltiger als an vergleichbaren Standorten der alten Länder der Bundesrepublik (HARTGE & OPP 1995). Zwar wurde in der ehemaligen DDR eine sehr umfangreiche Bodenverdichtungsforschung betrieben (z.B. ERMICH 1980, PETELKAU 1984, WERNER 1985), jedoch blieb die Untersuchung ökosystemarer Zusammenhänge und Wirkungen, die an das Auftreten von Bodenverdichtungen gebunden sind, hinter der Untersuchung von Ertragseinbußen auf verdichteten Standorten zurück. In noch viel größerem Umfang wurde die Untersuchung der räumlichen Differenzierung der Ursache-, Wirkungs- und Verbreitungsmechanismen von Bodenverdichtungen vernachlässigt (OPP 1985). Deshalb bestand das Ziel im Rahmen geökologisch-geographischer Untersuchungen im mitteldeutschen Raum darin, insbesondere Ergebnisse und Erkenntnisse zur räumlichen Differenzierung des Bodenverdichtungsphänomens zu erarbeiten.

Untersuchungsgebiet

Der mitteldeutsche Raum zwischen Saale und Elbe wird bei den vorliegenden Untersuchungen im Westen durch die Stadt Halle, im Norden durch Bitterfeld-Wolfen und die Dübener Heide, im Osten durch das Mittelsächsische Lößgebiet und im Süden durch die Städte Grimma und Espenhain begrenzt. Böden haben sich in diesem Gebiet flächenhaft in dezimeter bis wenige Meter mächtigen äolischen Decken aus weichselzeitlichem Löß und lößartigen Sedimenten über saalezeitlichen Moränenablagerungen entwickelt. Innerhalb des Untersuchungsgebietes können folgende natürlichen Gebietstypen unterschieden werden:

- lößbedeckte Hügel und Platten mit nährstoffreichen Schwarzerdebildungen im Westen (z. B. Tschernoseme, Braunerde-Tschernoseme, Griserden, Pseudogley-Tschernoseme),

* Universität Leipzig, Inst. f. Geographie (i. G.), PF 920, 04009 Leipzig

- sandlöß- und lößbedeckte Hügel und Platten mit nährstoffreichen Braunerde-bodenbildungen im Zentrum und im Südosten (z. B. Parabraunerden, Fahlerden, Pseudogley-Braunerden, Pseudogleye),
- sandbedeckte Hügel und Platten mit nährstoffarmen Böden im Nordosten (z. B. Braunerden, Podsol-Braunerden, Podsole),
- auelehmbedeckte Talböden mit nährstoffreichen Auenböden (z. B. Auengleye, Auenbraunerden, Braunauenböden, Gleye) in den Flußauen der Saale, Weißen Elster, Mulde und Elbe, sowie deren Nebenflüssen,
- kippsubstratbedeckte Platten und Talböden, im N und S von Leipzig, sowie im S, E und NE von Halle.

Auf Grund ihrer spezifischen Genese wurden Auen- und Kippen- und Stadtböden nicht mit in die vorzustellenden Untersuchungen einbezogen.

Der charakteristische Klima- und Bodenwandel vom NW/W (Lee des Harzes und Zentrum des Mitteldeutschen Trockengebietes) zum SE (Zentrum des Mittelsächsischen Lößhügellandes und Luv des Erzgebirges) des Untersuchungsgebietes kommt in Abb. 1 zum Ausdruck.

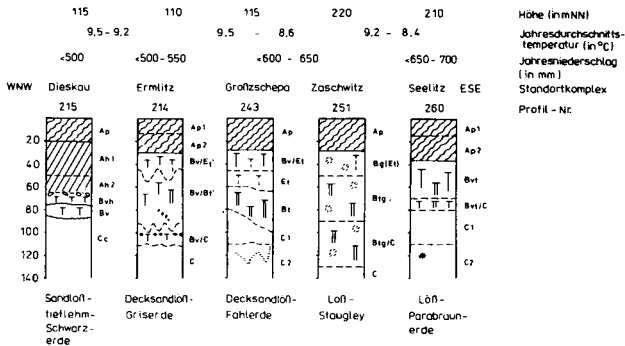


Abb. 1: Sequenz typischer Böden der Standortkomplexe von Nordwestsachsen nach Mittelsachsen

Methoden

In drei verschiedenen Untersuchungsebenen: Untersuchungsgebiet, Testgebiet, Teststandort, mit insgesamt > 40 typischen Teststandorten, wurden sowohl bodenphysikalische, verdichtungsanzeigende Kennwerte (Porenvolumen, Porengrößenverteilung, Luftkapazität, Lagerungsdichte, vertikale, gesättigte Wasserleitfähigkeit) mittels 250 cm³ Stechzylinder in jeweils 6 Parallelen sowie der Durchdringungswiderstand und die maximale Verdichtbarkeit (mittels Proctortest) als auch Bodenstandarddaten (Textur, Feinanteil, Humusgehalt, C/N-Verhältnis, T-, V- und pH(KCl)-Wert nach TGL (1986) bodenprofilbezogen ermittelt. Desweiteren war eine diffizile Standort- und Profilaufnahme (nach HAASE 1964, BODENKUNDLICHE KARTIERANLEITUNG 1982) Voraussetzung für die Ermittlung von Beziehungen zwischen Standortbedingungen und Schädigungsgrad des Bodens durch Verdichtung. Die profilbezogene Auswertung

erfolgte für die Profildbereiche: Oberboden, Krumbasis und Unterboden in den drei Untersuchungsebenen. Im Anschluß an die IST-Zustandsermittlung wurde eine vergleichende Bewertung zwischen den untersuchten Standorten in den drei Untersuchungsebenen mittels Wertzahlen (1 am stärksten verdichtet ... 5 am geringsten verdichtet), auf Basis der Literatur genannter Orientierungs-, Richt- und Grenzwerte (OPP 1991, 1993), durchgeführt. Die im Ergebnisteil verwendeten Bodenbezeichnungen entsprechen denen der DDR-Klassifikation (TGL 1986).

Ergebnisse

Auf der Ebene des gesamten Untersuchungsgebiets wurde festgestellt, daß Sandlößböden im Westen in der Regel stärker verdichtet sind als Lößböden im südöstlichen Teil des Untersuchungsgebiets. Das ist so,

- + aufgrund ihrer/ihrer
- größeren Texturheterogenität,
- höheren Sand- und geringeren Tongehalts,
- höheren Verdichtbarkeit,
- geringeren Strukturelastizität (verursacht durch Quellungs- und Schrumpfungsprozesse und den geringen Gehalt an Bioporen)
- + weil sie
- keine oder weniger geogen und pedogen vorverdichtete Dichtebanden unterhalb des Krumbasis aufweisen,
- mächtigere Humushorizonte haben, die eher zur Verdichtung neigen,
- über einen höheren Anteil plastischer (irreversibler) Strukturdeformationen (verursacht durch Raddruck) verfügen
- + weil die dort größeren Schläge schwerere Landtechnik und mehr Überfahrten erfordern.

Die Auswertung der an einer typischen Bodensequenz durch das Untersuchungsgebiet (vgl. Abb. 1) erfolgten vergleichenden Bewertung typischer Böden aller untersuchten Testgebiete ergibt folgende Abstufung (starke Schädigung > geringe Schädigung) der Bodenstruktur durch Verdichtung: Schwarzerde > Griserde > Parabraunerde > Fahlerde > Staugley (OPP 1994).

Die Untersuchungen auf der Ebene der Testgebiete, die bis auf eine Ausnahme in Catenen angeordnet waren, ergaben, daß das Hochflächenprofil den durchschnittlichen Verdichtungszustand repräsentiert; die durch Denudation beeinflussten Catena-Glieder in der Regel die am meisten verdichteten und die Endglieder der Catenen die in der Regel am geringsten verdichteten Standorte darstellen (OPP 1994).

Ein Vergleich der Verdichtungssituation auf den hinsichtlich Art und Intensität unterschiedlich genutzten Teststandorten mit gleichen oder ähnlichen Bodenbedingungen ergibt folgende Rangfolge (von sehr stark verdichtet bis kaum/nicht verdichtet): Acker-Vorgewende > Acker-Fahrgassen/Regelspuren > Acker-Schlagmitte > Weide > Wiese > Restwald. An einigen Acker-Vorgewendestandorten wurden im Krumbasisbereich Gehalte für die schnell dränenden Grobporen von 0 % ermittelt. Im Vergleich dazu beträgt der Gehalt an schnell dränenden Grobporen nur wenige Zehner Meter entfernt, in einem Restwald mit gleichen natürlichen Bodenbedingungen, in der gleichen Bodentiefe, 19 bis 23 %. Dies zeigt deutlich, wie weit die Bodenstruktur intensiv genutzter Äcker gegenüber den ungenutzten Böden deformiert ist, bzw. wie weit sie sich vom quasi natürlichen Zustand "entfernt" hat.

Zusammenfassung und Schlußfolgerung

Ausmaß, Tiefenwirksamkeit und Nachhaltigkeit der auf den Äckern des mitteleuropäischen Raumes nachgewiesenen Bodenverdichtungen beweisen die außerordentlich hohe Belastung und Degradierung der Böden dieser Flächen. Wie gezeigt werden konnte, hängt der Grad der Verdichtung neben den bekannten direkten und indirekten nutzungsbedingten Einflußfaktoren (z. B. Auflagedruck, Radlast, Fahrgeschwindigkeit, Überrollhäufigkeit) auch von der natürlichen Verdichtungsdisposition des jeweiligen Standorts ab. Die o.g. Regeln und Rangfolgen für Böden und Bodencatänen werden überall dort - hin zur stärkeren, nachhaltigeren Verdichtung - modifiziert, wo die Substratheterogenität und die Ackerkrumenmächtigkeit groß sind, wo Einschichtprofile vorliegen, wo im Unterboden keine geogenen oder pedogenen Dichtebanden ausgebildet sind, wo die Vorverdichtung gering ist, wenn die aus der Überfahung resultierenden einwirkenden Kräfte auf lateral, d. h. 90° zur einwirkenden Kraft lagernde Bodenaggregate treffen, an durch Bodenabtrag gekennzeichneten Standorten, wenn Befahrungen bei sehr hohen Bodenfeuchten stattfinden, an Vorgewende-, Auffahr- und Überfahrungsstandorten, sowie an durch Splash- und Spritzwirkung, z. B. infolge Beregnung und Straßenverkehr, beeinflussten Standorten.

Literatur

- Bodenkundliche Kartieranleitung. 3. verb. und erw. Aufl., Hannover 1982.
- Ermich, D.: Auswirkungen des Raddrucks auf die Bodenstruktur und den Pflanzenertrag und daraus abgeleitete agrotechnische Forderungen an den Technikeinsatz bei der Saatbettbereitung. In: Wiss. Beitr. MLU Halle-Wittenberg (S 22), Halle 1980, 14, 9-33.
- Haase, G.: Zur Anlage von Standortaufnahmekarten bei landschaftsökologischen Untersuchungen. In: Geogr. Berichte, 1964, 4, 257-272.
- Hartge, K. H. & Ch. Opp: Comparison of structure degradation of arable soils in Mongolia and Germany. In: Catena (in press).
- Opp, Ch.: Zur Untersuchung von Bodenverdichtungen aus geographischer Sicht. In: Wiss. Zeitschr. Univ. Halle XXXIV, Halle 1985, 3, 53-60.
- Opp, Ch.: Zur Untersuchung von Bodenverdichtungen im ehemaligen Bezirk Leipzig. In: Ausgewählte geoökologische Entwicklungsbedingungen Nordwestsachsens. Inst.f. Geogr. u. Geoökologie, Leipzig 1991, 79-109.
- Opp, Ch.: Geographische Beiträge zur Analyse und Bewertung von Formen der Bodenbelastung im Halle-Leipziger Raum. In: Forsch. z. Dt. Landeskunde 67, Trier 1993, 1, 67-84.
- Opp, Ch.: Bodenverdichtungen. In: Bastian, O. & K.F. Schreiber (Hrsg): Analyse und Bewertung der Landschaft. Jena 1994, 205-211.
- Petelkau, H.: Auswirkungen von Schadverdichtungen auf Bodeneigenschaften und Pflanzenertrag sowie Maßnahmen zu ihrer Minderung. In: Tag.-ber. Akad. Landwirtschaftswiss. DDR 227, Berlin 1984, 25-34.
- Saupe, G.: Zur Situation der Bodenerosion im ehemaligen Bezirk Leipzig. In: Ausgewählte geoökologische Entwicklungsbedingungen Nordwestsachsens. Inst. f. Geogr. u. Geoökologie, Leipzig 1991, 110-126.
- TGL: Physikalische Bodenuntersuchung; Bl. 1-5, Standard Landwirtschaft, Berlin 1986.
- Werner, D.: Raddruckbedingte Struktur Schäden in Löß-Schwarzerden der DDR. In: Tag.-ber. Akad. Landwirtschaftswiss. DDR 231, Berlin 1985, 285-296.

Bödenphysikalische und bodenbiologische Untersuchungen der Gefügeentwicklung im A- Horizont dreier Landnutzungssysteme

von

Rogasik, H.¹, M. Joschko¹, O. Wendroth¹ und M. Kainz²

1. Einleitung

Das Bodengefüge und die bodenbiologischen Verhältnisse werden maßgeblich von Bewirtschaftungsmaßnahmen, d.h. der Form und Intensität der Landnutzung beeinflusst. Durch bodenphysikalische (morphologisch/funktionell) und bodenbiologische Untersuchungen sollten detaillierte Differenzierungen im Bodengefüge nachgewiesen und Prozesse der Gefügeentwicklung charakterisiert werden.

2. Material und Methoden

Auf einem Lößlehmboden des Versuchsgutes Scheyern (Tab. 1) wurden Bodenzylinder aus dem Ap-Horizont (6 - 16 cm Tiefe) der Landnutzungsvarianten ökologischer Landbau, integrierter Landbau und Stillelegung mit der Röntgen-Computertomographie auf ihre Morphologie und dem Disc-Infiltrometer bei den Saugspannungen (-10, -5, -1 cm) auf ihre hydraulische Leitfähigkeit untersucht. Dazu wurden im Juli 1994 je Horizont 3 Bodenproben in Plexiglaszylindern (h=100 mm, d=100 mm) ungestört entnommen, an denen zunächst die computertomographischen Untersuchungen und anschließend die Infiltrationsmessungen erfolgten. Die Bodenproben wurden mit einem Siemens Somatom Plus CT-Scanner im Universitätsklinikum Rudolf Virchow in Berlin Wedding kontinuierlich gescannt (Schichtdicke und Schichtabstand je 1 mm).

Das Gefüge wurde bewertet anhand

- a) von 3D-Visualisationen der Makroporen (JOSCHKO et al., 1991)
- b) seiner kleinräumigen Heterogenität bezüglich der Dichtlagerung (ROGASIK et al., 1993)
- c) der Wasserinfiltration sowie
- d) des Regenwurmbesatzes (Handauslese) und der biologischen Aktivität.

Tab.1: Standortcharakterisierung der Versuchsfläche Scheyern (Ap-Horizont, 6-16 cm Tiefe)

Landnutzung	Korngrößenanteile			Lagerungs- dichte g/cm ³	Boden- feuchte g/g	org. Subst. %	pH- Wert -
	Ton	Schluff	Sand				
ökol. Landbau	23	50	27	1,51	0,220	2,81	6,4
integr. Landbau	23	53	24	1,56	0,201	2,36	6,3
Stillelegung	30	47	23	1,46	0,229	2,57	6,0

¹ ZALF, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

² TUM, Lehrstuhl für Bodenkunde, 85350 Freising

³ FAM, Prielhof 1, 85298 Scheyern

Tab.2: Ackerbauliche Maßnahmen

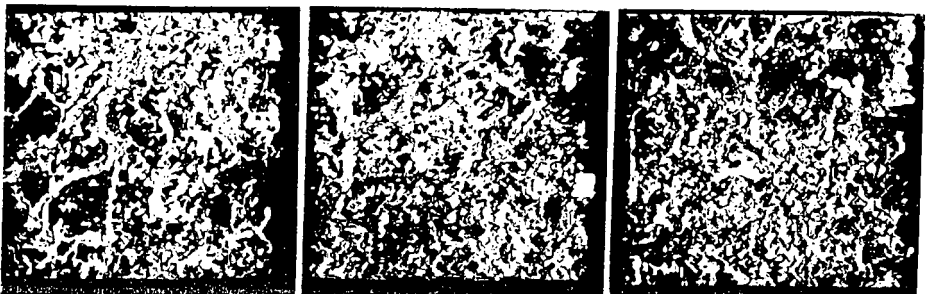
Landnutzung	Kultur		letzte Bodenbearbeitung
	1993	1994	
ökol. Landbau	Kartoffeln	Weizen + Klee	November 1993
integr. Landbau	Kartoffeln	Weizen	November 1993
Stillelegung	Brache	Brache	Oktober 1992

3. Ergebnisse und Diskussion

Die 3D-Visualisation der luftgefüllten Makroporen sowie die Infiltrationsmessungen zeigen eine deutliche Differenzierung der 3 Landnutzungsvarianten.

Integrierter Landbau:

Das Gefüge ist in dieser Variante dicht (Tab. 1). Verbunden damit ist ein geringer Regenwurmbesatz (Tab. 3). Das Makroporensystem ist durch eine geringe Kontinuität und Konnektivität gekennzeichnet (Abb. 1b); die Wasserleitfähigkeit der Makroporen im Bereich von 300 - 3000 µm Äquivalentdurchmesser ist daher sehr gering (Tab. 3). Das Gefüge ist geprägt durch die intensive technische Lockerung bei der Kartoffelvorfrucht, insbesondere durch das Absieben der Kartoffeln beim Roden. Die biogene Makroporenentwicklung ist aufgrund des geringen Regenwurmbesatzes dagegen untergeordnet. Dies ist unter Umständen auf das Ausbringen von > 10 kg/ha fungizider Wirksubstanz zur Vorfrucht Kartoffeln zu erklären.



(a)

(b)

(c)

Abb.1: 3D-Visualisation der Makroporen von ökologischem (a) und integriertem b) Landbau und von Stillelegung (c).

Ökologischer Landbau:

Bei mittlerer Lagerungsdichte ist der Regenwurmbesatz sehr hoch, im Verhältnis zu ihrer Biomasse sogar höher als bei der Flächenstillelegungsvariante (Tab. 3). Dies ist darauf zurückzuführen, daß die

Zahl der Adulti durch die für den Ökologischen Landbau typische intensive Bodenbearbeitung bei der Vorfrucht Kartoffeln reduziert ist, während ein hoher Anteil juveniler auf sonst günstige Lebensbedingungen hindeutet. Dafür dürfte vor allem die aufgrund des niedrigen Blattflächenindex des Weizenbestandes höhere Bodenfeuchte und das vielfältige Nahrungsangebot verantwortlich sein. Das Makroporensystem (vermutlich durch die Aktivität der Regenwürmer geprägt) zeichnet sich durch eine ausgeprägte Kontinuität und Konnektivität aus (Abb. 1a). Dadurch liegt die Wasserleitfähigkeit der Makroporen in allen 3 Größenklassen weit oberhalb der beiden Vergleichsvarianten (Tab. 3). Trotz gleicher Vorfrucht und Frucht wie im integrierten Landbau sind offenbar die Lebensbedingungen für die Regenwürmer im Ökologischen Landbau wesentlich günstiger, was eine bessere Gefügegenwicklung nach sich zieht.

Stillelegung:

Die Variante Flächenstillelegung existiert seit 1992. Im Herbst 1992 erfolgte eine flache Bodenbearbeitung (~ 12 cm), dann Selbstbegrünung. Im März 1993 wurden einzelne Sträucher gepflanzt. Die 3D-Visualisation der Makroporen zeigt in den oberen 2 -3 cm eine kompakt lagernde Zone, die bis zur Bodenoberfläche hinaufreicht. Zurückzuführen ist dies darauf, daß beim Pflanzen der Hecke die Bodenoberfläche betreten und verdichtet wurde. Diese verdichtete Zone wurde von Regenwürmer durchörtert. Die Kontinuität und Konnektivität der Regenwurmgänge sind jedoch gering (Abb. 1c), so daß auch die Wasserleitfähigkeit der Makroporen im Bereich von 300 - 3000 µm Äquivalentdurchmesser niedrig ist (Tab. 3). Typisch sind der hohe Regenwurmbesatz und eine Lagerungsdichte auf mittlerem Niveau unterhalb der flachen Kompaktierungszone.

Tab. 3: Ergebnisse der Discinfiltrationsmessungen und der Regenwurmuntersuchungen

Landnutzung	k (h), cm/d			Regenwürmer		
	h=10 cm	h=5 cm	h=1 cm	Abundanz [1/m ²]	juvenile [1/m ²]	Biomasse [1/m ²]
ökol. Landbau	0,708	1,536	5,459	48 ± 11	41 ± 13	21 ± 3,5
integr. Landbau	0,548	0,549	0,568	4,0 ± 3,9	3,2 ± 2,8	2,2 ± 1,6
Stillelegung	0,657	0,744	0,901	48 ± 24	37 ± 19	14 ± 6,5

4. Zusammenfassung

Durch die komplexe Bodengefügeuntersuchung mit bodenphysikalischen und bodenbiologischen Methoden konnte gezeigt werden, daß die technische und biotische Gefügegenwicklung stark durch die Landnutzung beeinflusst wird. Da das Gefüge wesentlich ökosystemare Stoffflüsse beeinflusst, sind solche Untersuchungen zur ökologischen Bewertung von Landnutzungssystemen notwendig.

Literatur

JOSCHKO, M.; GRAFF, P.; MÜLLER, C.; KOTZKE, K.; LINDNER, P.; PRETSCHNER, D.P.; LARINK, O. (1991): A non-destructive method for the morphological assessment of earthworm burrow systems in the three dimensions by X-ray computed tomography. *Biol. Fert. Soils* 11: 88-92

ROGASIK, H., JOSCHKO, M., KOTZKE, K., RIEGER, J. (1993): Ergebnisse zur Nutzung der Computertomographie in der Bodengefügeforschung. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 72: 29-32

Langfristige Entwicklung der Aggregatsstabilität in einem rekultivierten Boden

von

Sunkel, R.* und T. Delschen**

1. Einleitung und Fragestellung

Auf einer Versuchsfläche des Landesumweltamtes NRW mit rekultivierten Lößböden in Berrenrath bei Köln wurden in den Jahren 1974 bis 1977 umfangreiche Gefügeuntersuchungen durchgeführt (SUNKEL, 1981). Dabei zeigte sich, daß die rekultivierten Böden eine deutlich geringere Aggregatstabilität besitzen als benachbarte rezente Lößböden, und daß die Stabilität im Laufe der Jahre ständig zugenommen hat (Tab. 1). Dieses Ergebnis war Anlaß für die nachfolgend beschriebenen Untersuchungen, die das Ziel haben, die langfristige Entwicklung der Aggregatstabilität bei diesem rekultivierten Boden zu beobachten und dabei insbesondere die Frage zu beantworten, ob die Stabilität weiter zunimmt, ob sie gleich hohe Werte wie bei rezenten Lößböden annimmt und ob sie im Laufe der Jahre Schwankungen unterworfen ist. Außerdem sollte ermittelt werden, ob es zwischen Ober- und Unterboden sowie zwischen Frühjahr und Herbst Unterschiede in der Aggregatstabilität gibt.

Tab. 1: Aggregatstabilität auf der Versuchsfläche Berrenrath (SUNKEL, 1981)

Jahr	Aggregatstabilität Δ GMD ¹
1974	0,96
1975	0,62
1977	0,44
rezenten Lößboden	0,27

¹ Δ GMD nach DE LEENHEER und DE BOODT
Niedrige Werte = hohe Aggregatstabilität

2. Standort und Methoden

Die Versuchsfläche befindet sich auf der im Jahre 1968 rekultivierten Halde Berrenrath südwestlich von Köln. Der Auftragsboden aus aufgespültem Löß ist im Durchschnitt 90 cm mächtig und enthält 17% Ton, 73% Schluff, 5% CaCO₃ und zu Versuchsbeginn 0,27% C_{org}. Im sogenannten "Humusanreicherungsversuch" (Blockanlage mit 4 Wiederholungen), in dem seit 1969 in insgesamt 9 Varianten die Wirkungen der Zufuhr unterschiedlicher organischer Düngemittel (Stallmist, Klärschlamm, Müll-Klärschlamm-Kompost, u.a.) auf chemische, physikalische und biologische Bodeneigenschaften untersucht werden (vgl. DELSCHEN und NECKER, 1995), wurden die Untersuchungen zur Aggregatstabilität auf der Stallmistvariante durchgeführt. Diese Variante hat neben einer praxisüblichen mineralischen NPK-Düngung seit 1969 durchschnittlich 191 dt Stallmist pro Hektar u. Jahr erhalten. Nebenerntprodukte und Ernterückstände wurden auf dem Feld belassen

* Rheinstrasse 23, D-41564 Kaarst

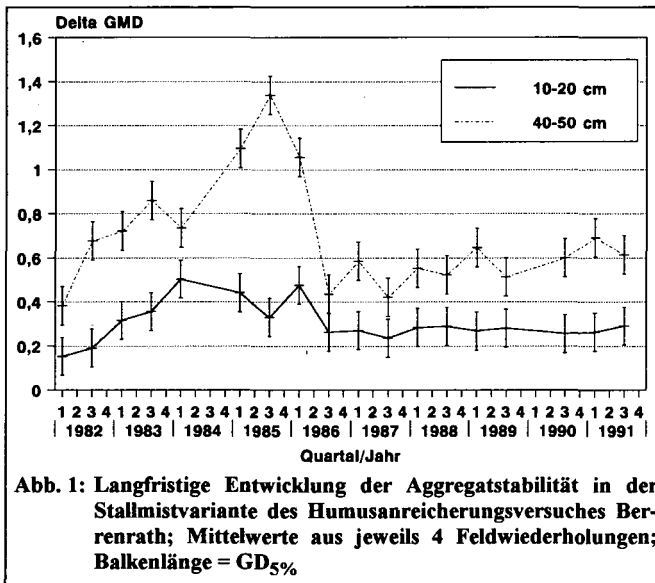
** Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, De/ernat 232, Postfach 10 23 63, D-45023 Essen

Die Probenahme für die Aggregatstabilitätsuntersuchungen erfolgte von 1982 bis 1991 jährlich jeweils im Frühjahr und Herbst auf den 4 Wiederholungen der Stallmistvariante mit je einer Probe aus 10 - 20 cm und 40 - 50 cm Tiefe. Die Bestimmung der Aggregatstabilität im Labor erfolgte mit 6 Parallelen je Probe nach SCHLICHTING und BLUME (1966) mit der Tauchsiebapparatur von CZERATZKI (1958). Die Ergebnisse werden angegeben als Differenz des gewogenen mittleren Durchmessers (Δ GMD) nach DE LEENHEER und DE BOODT (1954), wobei niedrige Werte eine hohe Stabilität bedeuten.

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte durch mehrfaktorielle Varianzanalysen mit Hilfe des Programmpaketes SPSS-PC+. Einfache Mittelwertvergleiche wurden mittels des t-Testes, multiple Vergleiche mittels des TUKEY-Testes statistisch bewertet.

3. Ergebnisse

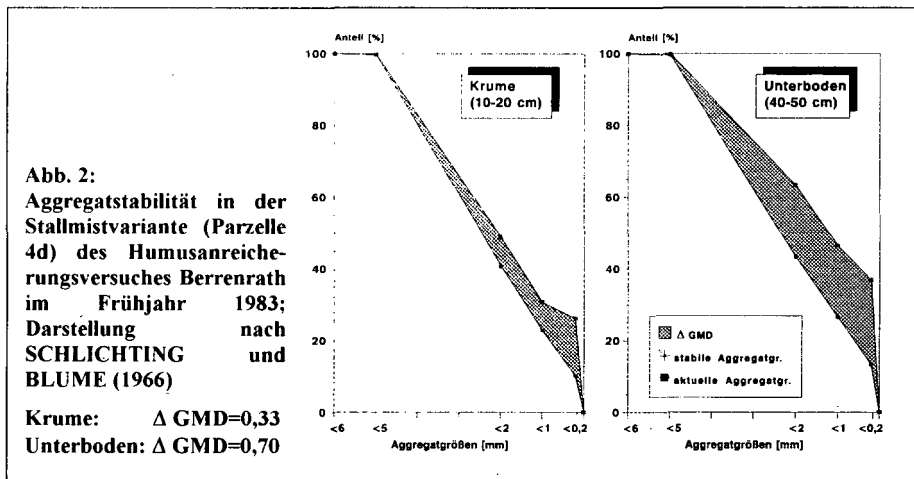
Die Darstellung der **langfristigen Entwicklung der Aggregatstabilität** (Abb. 1) zeigt, daß die Stabilität zu Beginn der Untersuchungen in 1982, 14 Jahre nach der Rekultivierung, in der Krume sehr hoch war, höher als bei dem rezenten Lößboden und wesentlich höher als bei der vorangegan-



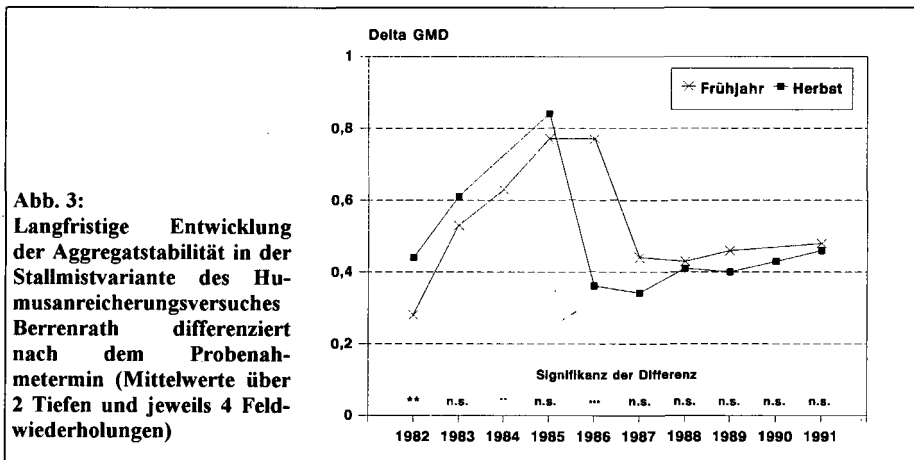
genen Untersuchung 1977 (vgl. Tab. 1). Danach verschlechterte sich die Stabilität in Krume und Unterboden bis 1984 bzw. 1985 (Unterboden September 1985: Δ GMD = 1,34). Ab 1987 liegen die Werte in der Krume sehr gleichmäßig bei im Mittel 0,27 und entsprechen dem rezenten Boden. Im Unterboden sind die Werte relativ stark wechselnd zwischen 0,52 und 0,67. Es bleibt festzuhalten, daß die Stabilität auf diesem Standort und

bei sehr hoher Stallmistdüngung bis 18 Jahre nach der Rekultivierung stärkeren Schwankungen unterworfen war, danach in der Krume gleichmäßig hoch, im Untergrund dagegen deutlich niedriger und immer noch leicht wechselnd war.

Die **Unterschiede zwischen den Tiefen** sind erheblich und in jedem Jahr signifikant. In Abbildung 2 ist als Beispiel das Ergebnis eines einzelnen Probenahmetermine dargestellt.



Die Unterschiede zwischen Frühjahr und Herbst sind nur 1982 und 1986 signifikant, wobei im Herbst 1982 eine geringere und 1986 eine wesentlich höhere Stabilität vorhanden war als jeweils im Frühjahr (Abb. 3). Letzteres hängt offenbar damit zusammen, daß im Frühjahr 1986 - wie in den Vorjahren - vor allem im Untergrund noch eine deutlich geringere Stabilität bestanden hat. Die Unterschiede zwischen den beiden Jahreszeiten sind insgesamt nur gering und nicht gleichgerichtet.



4. Diskussion

Daß sich auf diesem Standort 18 Jahre nach der Rekultivierung in der Krume eine so gute Aggregatstabilität entwickelt hat, muß in engem Zusammenhang mit der hohen Stallmistdüngung und dem damit verbundenen Anstieg des Humusgehaltes von rd. 0,4% auf rd. 1,4% gesehen werden (DELSCHEN und NECKER, 1995).

Im Gegensatz zu HÖVELMANN und FRANKEN (1993), die eine ausgeprägte Dynamik der Stabilität oberflächennaher Bodenaggregate mit Minimalwerten im Winter und Maximalwerten im Sommer festgestellt haben, gab es bei den eigenen Untersuchungen nur in wenigen Einzelfällen Unterschiede zwischen Frühjahr- und Herbstproben, und vor allen Dingen waren sie nicht gleichgerichtet. Allerdings zeigt sich die geringe Stabilität bei HÖVELMANN und FRANKEN (1993) fast ausschließlich in den Monaten November bis April und die hohe von Mai bis Oktober. Die Probenahme bei den eigenen Untersuchungen fand nur zwischen Mai und Oktober statt, also im "Sommer", was eine Erklärung für die geringen Unterschiede zwischen den Probenahmezeitpunkten sein könnte.

Die besonders geringe Stabilität im Unterboden im Jahr 1985 kann am ehesten auf die ungewöhnlich hohen Sommerniederschläge 1984 zurückgeführt werden (Mai-Okt. 1984 = 540 mm; langjähriges Mittel = 340 mm). An der Grenze zwischen aufgespültem Löß und der Rohkippe in nur 90 cm Tiefe tritt dann nämlich häufig bereits im wasser-ungesättigten Boden Wasserstau auf, der Boden vernäßt bis in die Krume und trocknet nur schwer ab. Folgen für die Stabilität im Unterboden sind plausibel. Die sonstigen Schwankungen in der Stabilität können nur mit der ausgeprägten Gefügelabilität dieser Böden erklärt werden.

5. Zusammenfassung

Zehnjährige Untersuchungen auf einem rekultivierten Auftragsboden aus aufgespültem Löß haben ergeben, daß die Aggregatstabilität bei erheblichen Unterschieden zwischen Ober- und Unterboden und nur geringen Unterschieden zwischen Frühjahr und Herbst zwar stärkeren Schwankungen unterworfen war, sich aber ständig verbessert hat. 18 Jahre nach der Rekultivierung blieben die Werte in der Krume dann auf einem hohen Niveau und entsprachen denen in einem rezenten Lößboden. Im Unterboden war die Stabilität deutlich niedriger und auch gegen Ende des Untersuchungszeitraumes immer noch leicht wechselnd.

6. Literatur

- Czeratzki, W. (1958): Zur Problematik der Krümelstabilitätsmessung. Tagungsberichte der Deutschen Akademie der Landw.-Wiss. Berlin, **13**, 85-97
- De Leenheer, L., und M. de Boodt (1954): Discussion on the aggregate analysis of soils by wet sieving. Trans. Vth. Congr. Soil Sci., Leopoldville, II, 111-117
- Delschen, Th., und U. Necker (1995): Humusbildung in rekultivierten Lößböden. Agrobiological Research (zur Veröffentlichung eingereicht)
- Hövelmann, L., und H. Franken (1993): Einfluß von Fruchtfolge und Bodenbearbeitung auf die Stabilität oberflächennaher Bodenaggregate rekultivierter Böden aus Löß. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. **72**, 127-130
- Schlichting, E. und H.-P. Blume (1966): Bodenkundliches Praktikum. Parey, Hamburg und Berlin, Methode 535.4
- Sunkel, R. (1981): Humusbildung und Gefügeeigenschaften von rekultivierten Lößböden im Rheinischen Braunkohlenrevier. Daten und Dokumente zum Umweltschutz. Hohenheim, **31**, 53-65

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate und Posterbeiträge

Sitzung Kommission I

Band 76

Heft I

1995



Modellierung des instationären Wasser- und Stofftransportes in einem wägbaren Lysimeter mit hängendem Kapillarsaum

von

Altfelder, S.¹, H. Piehler² und P. Obermann²

Einleitung

Auf einer Lysimeteranlage der Stadtwerke Mönchengladbach (s. a. Hellekes 1985) wurde im Mai 1991 ein Tracerexperiment mit 50 g KCl durchgeführt. Nach einer Fließzeit von etwa 3 Jahren kam es zu dem erwarteten Chloriddurchbruch im 2 m tiefen Lysimeter. Zur Modellierung der Durchbruchkurve mit dem Sickerwassermodell WHNSIM (Huwe 1992) war eine Erweiterung des Programms um die wirksame Randbedingung an der Lysimeterunterseite notwendig.

Modellierung des Wasserhaushalts

Die numerische Lösung der Richardsgleichung im Modell WHNSIM erfolgt mittels eines voll impliziten Finite-Differenzen-Verfahrens. Die Randbedingung am oberen Modellrand ergibt sich aus folgender Gleichung

$$q_0 = N - E_{tp,akt} + T \quad \text{in (mm/d)} \quad (1)$$

Der Niederschlag N sowie die aktuelle Evaporation $E_{tp,akt}$ sind in einem wägbaren Lysimeter bekannte Größen, der Anteil der Transpiration T an der aktuellen Evapotranspiration muß wieder hinzuaddiert werden, da dieser erst unterhalb des oberen Modellrands entzogen wird. Der Startzeitpunkt $t_0 = 0$ wurde für alle im folgenden beschriebenen Simulationen (Wasser- wie Stofftransport) auf den 01.11.82 gelegt. Mit Hilfe der Randbedingungen vom 01.04.82 (Inbetriebnahme des Lysimeters) bis zum 01.11.82 wurden die Anfangsbedingungen berechnet. Hierbei nutzt man die Eigenschaft des physikalischen Systems Boden-Wasser-Tracer, sich nach einiger Zeit aus einem (beinahe) beliebigen Ausgangszustand in einen neuen, nur von den Randbedingungen abhängigen Zustand zu entwickeln (Hornung & Messing 1984). Zur Festlegung der Randbedingung am unteren Modellrand wird zum einen angenommen, daß die Darcy-Gleichung zur Beschreibung des spezifischen Wasserflusses q

$$q = -k_u(\psi) \left(\frac{\partial \psi}{\partial z} - 1 \right) \quad (2)$$

mit der ungesättigten Leitfähigkeit k_u sowie der Tiefe z (positiv nach unten) am unteren Lysimeterrand gültig ist, daß die Wasserspannung ψ an der Lysimeterunterseite immer den Wert 0 hat und daß Wasser, welches über die Lysimeterunterseite austritt, sofort abfließt, so daß kein kapillarer Aufstieg möglich ist. Bildet man nun mit der Wasserspannung am unteren Modellrand $\psi_r=0$ den Gradienten $\partial \psi / \partial z|_r$, so wird sofort deutlich, daß bei einer Änderung von $\partial \psi / \partial z|_r < 1$ nach $\partial \psi / \partial z|_r > 1$ die Randbedingung von $\psi_r=0$ auf $q_r=0$ wechseln muß. Der so von $\partial \psi / \partial z|_r$ abhängige Randbedingungswechsel wurde im Programm WHNSIM für das voll implizierte Verfahren implementiert. Da die Randbedingung in einem derartigen Verfahren für einen zukünftigen Zeitschritt vorgegeben werden muß, ist ein Abfragekriterium, ob die Randbedingung auch nach Beendigung des Zeitschritts noch gültig ist, unabdingbar. Trifft dies nicht zu, so muß der Zeitschritt mit geänderter Randbedingung wiederholt werden. Abbildung 1 zeigt, daß die aus den oben beschriebenen Annahmen abgeleitete Randbedingung den Wassertransport erfolgreich beschreibt und macht deutlich, wie es im Modell bei einer konstanten Randbedingung $\psi_u=0$ zu Scheinflüssen durch kapillaren Aufstieg kommt.

¹Institut für Geoökologie der TU, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig

²Institut für Geologie, Ruhr-Universität Bochum, Universitätsstr. 150, 44780 Bochum

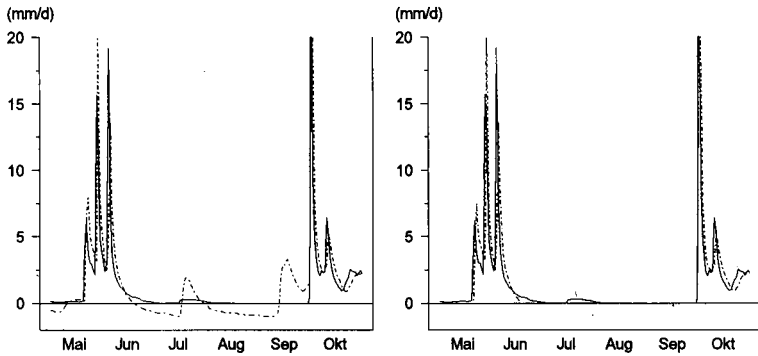


Abbildung 1: Gemessene (durchgehende Linie) und berechnete (gestrichelte Linie) Lysimetersickerwassermengen für die Monate Mai bis Oktober des Wasserwirtschaftsjahres 1984, links mit einer konstanten Randbedingung $\psi_u = 0$, rechts mit geänderter Randbedingung.

Die Wassergehaltscharakteristiken $\theta(\psi)$ sowie die ungesättigten Leitfähigkeiten $k_u(\psi)$ des Lysimetermonolithen wurden von Horn (1984) bestimmt (Bestimmung mit pF -Platten bzw. nach Becher (1970)). Eine Funktionsoptimierung an die jeweils 2 Meßreihen der 6 Horizonte ergab, daß sich beide Meßreihen nicht gleichzeitig mit den von van Genuchten (1980) formulierten Funktionen beschreiben lassen. Die in allen 6 Horizonten identischen systematischen Abweichungen sind beispielhaft anhand eines Horizontes in Abbildung 2 dargestellt. Um das Modell zu validieren, wurden mit den in Abbildung 2 beschriebenen Varianten Simulationsläufe durchgeführt, deren Ergebnisse in Abbildung 3 dargestellt sind. Die Abbildung macht deutlich, daß Variante a, bei welcher das van Genuchten-Modell in seiner ursprünglichen Absicht (Vorhersage der ungesättigten Leitfähigkeit allein aus der $\theta(\psi)$ -Charakteristik) verwendet wurde, die beste Übereinstimmung mit dem Experiment zeigt. Diese Variante wurde für die anschließende Stofftransportmodellierung verwendet. Zur Überprüfung der Meßmethodik nach Becher (1970) bedarf es weiterer Untersuchungen.

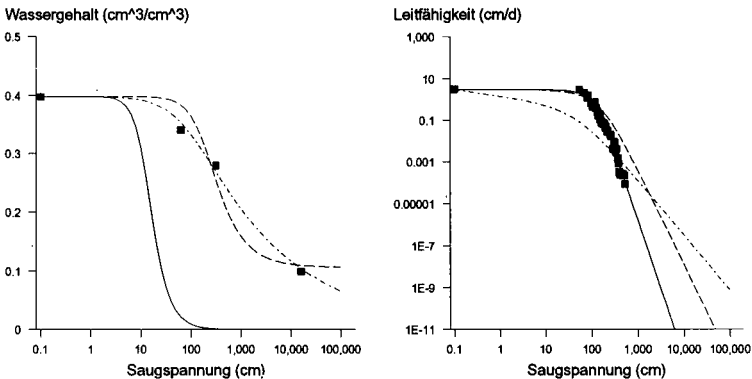


Abbildung 2: Meßwerte zur $\theta(\psi)$ - und $k_u(\psi)$ -Beziehung des untersuchten Lysimetermonolithen. Die strichpunktierten Graphen entsprechen einer Anpassung des van Genuchten-Modells an die Meßwerte zur $\theta(\psi)$ -Charakteristik (Variante a), die durchgehenden einer Anpassung des Modells an die Meßwerte zur $k_u(\psi)$ -Charakteristik (Variante b), die gestrichelten einer simultanen Anpassung des Modells an beide Meßreihen (Variante d), Variante c, welcher unabhängig vom Modell allein die experimentelle Datenbasis zugrundeliegt, entspricht dem strichpunktierten Graphen links sowie dem durchgehenden Graphen rechts.

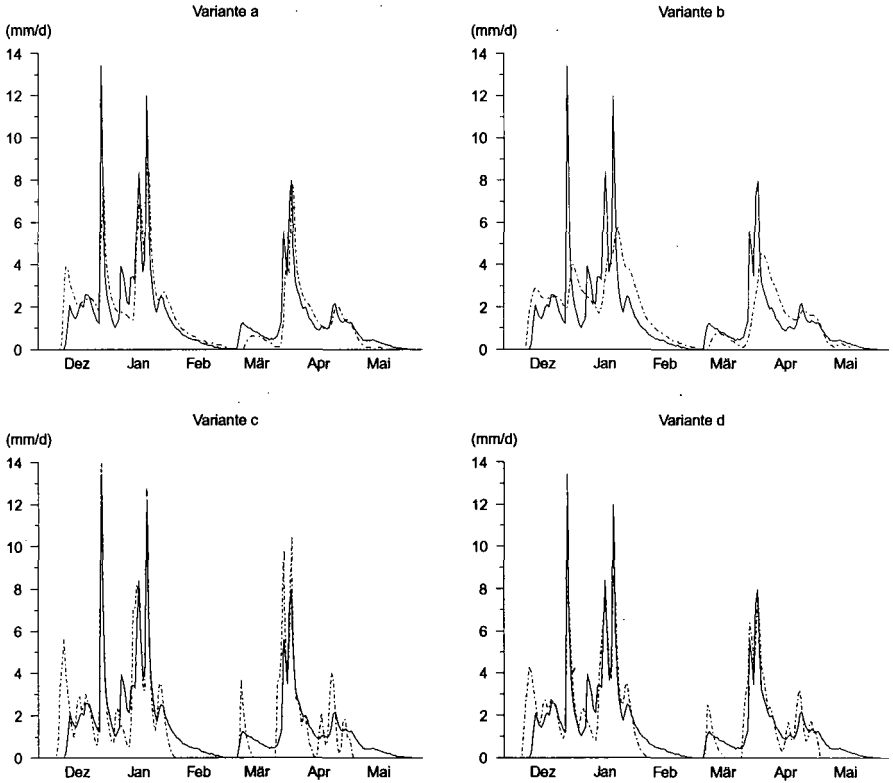


Abbildung 3: Mit den Varianten a bis d berechnete (gestrichelte Linien) und gemessene (durchgehende Linien) Sickerwassermengen für die Monate Dezember bis Mai des Wasserwirtschaftsjahres 86.

Modellierung des Tracertransports

Die Konvektions-Dispersionsgleichung wird im Modell WHNSIM ebenfalls mit einem voll impliziten FD-Verfahren gelöst. Zur Modellierung der Chlorid-Hintergrundkonzentration von etwa 2 mg/l im Lysimetersickerwasser wird am oberen Rand mit einer Flußrandbedingung (Cl-Konzentration 1 mg/l) gerechnet. Ebenfalls über eine Flußrandbedingung wird die Aufgabe von 50 g KCl in 10 l Wasser am 13.05.91 modelliert. Am unteren Modellrand wird nach Brenner (1962) $\partial c / \partial z = 0$ angenommen. Abbildung 4 zeigt drei unter diesen Voraussetzungen durchgeführte Simulationsläufe, die im folgenden erläutert werden. Simulationslauf 1 zeigt eine Durchbruchkurve, in der allein Dispersion und Diffusion berücksichtigt wurden. Der scheinbare Diffusionskoeffizient wird hierzu wie folgt berechnet:

$$D_s = a \cdot \frac{\exp(b \cdot \theta)}{\theta} \cdot \theta \cdot D_o + \epsilon \cdot q \quad (\text{cm}^2/\text{d}) \quad (3)$$

Für eine Parabraunerde auf Löß, wie sie am untersuchten Standort vorliegt, ermittelte Beese (1986) mit einem Diffusionskoeffizienten $D_o = 1.6 \text{ (cm}^2/\text{d)}$ für Cl^- in Wasser (Lerman 1979) die Werte $a = 0.005$ und $b = 10$. Für die Dispersivität ϵ gibt Beese (1986) einen experimentell bestimmten Bereich von 0.6 bis 1.2 cm an. Im abgebildeten Simulationslauf wurde mit $\epsilon = 1.3 \text{ cm}$ gerechnet. Dieser Wert, der aus Simulationslauf 3 übernommen wurde, ist nur geringfügig größer als die von Beese (1986) an Laborsäulen ermittelte Größenordnung. Obwohl aufgrund des Skalensprungs mit einer größeren Dispersivität zu rechnen ist, läßt sich dieser nur unbedeutende Unterschied möglicherweise

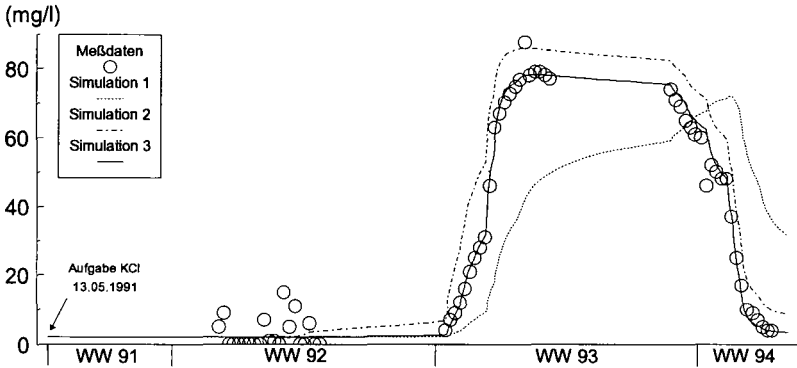


Abbildung 4: Gemessene und berechnete Chloridkonzentrationen im Lysimetersickerwasser. Die einzelnen Simulationsläufe werden im Text erläutert.

auf das sehr homogene Ausgangssubstrat (Löß) des Bodens zurückführen. Simulationslauf 1 zeigt, daß keine gute Übereinstimmung zwischen Experiment und Modell erreicht wird, da die konvektive Verlagerung im Experiment der modellierten Verlagerung vorausseilt. Ursache dieser beschleunigten Verlagerung ist mit einiger Wahrscheinlichkeit ein vom Anionenausschluß betroffenes Wasservolumen in unmittelbarer Umgebung der negativ geladenen Partikeloberflächen. In Verbindung mit einer parabelförmigen Geschwindigkeitsverteilung in den Poren (und damit einer niedrigen Geschwindigkeit in unmittelbarer Nähe der Partikeloberflächen) kommt es zu einer beschleunigten Anionenverlagerung. Obwohl der gleiche Effekt prinzipiell auch durch immobilisiertes Wasser hervorgerufen werden kann, ist dies unwahrscheinlich da a) kein Austausch mit der immobilen Phase stattfindet (ein sog. "tailing" fehlt) und b) der durch den Kaliumaustausch bedingte Kationenpeak (hier leider aus Platzmangel nicht dargestellt) im Experiment keine beschleunigte Verlagerung aufweist. In Simulationslauf 2 wird deshalb zusätzlich zur Dispersion die schnellere Verlagerung mit einem Retardationsfaktor der Form

$$R = 1 - \frac{\theta_{ex}}{\theta} \tag{4}$$

modelliert. θ_{ex} stellt hierin die vom Anionenausschluß betroffene Wassermenge dar. R liegt mit 0.814 im Bereich der von Beese (1986) experimentell bestimmten Werte (0.73-0.93). Obwohl Simulationslauf 2 eine deutliche Verbesserung darstellt, liegt offensichtlich eine Abweichung in der Massenbilanz vor. Dies führt dazu, daß D_0 und ϵ abweichend von den in Simulationslauf 1 benutzten Werten für eine gute Anpassung mit 2.3 cm²/d und 2.6 cm höher angesetzt werden müssen. Im Simulationslauf 3 wird, um eine stimmige Massenbilanz zu erhalten, eine Senke der Form

$$W = U \cdot F_p \cdot C \tag{5}$$

angesetzt. Hierin ist U die Senke der Wurzelwasseraufnahme (l), C die Konzentration in der Bodenlösung (mg/l) und F_p ein pflanzenspezifischer Faktor, der gemäß der aufgenommenen Stoffmenge kalibriert wird. Mit $F_p = 0.125$, was einer Aufnahme von etwa 30 % der aufgetragenen Chloridmenge von 23.8 g entspricht, sowie $R = 0.814$ und den für Simulationslauf 1 angegebenen Diffusions- und Dispersionsdaten wird, wie die Abbildung zeigt, eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Modell und Meßdaten erreicht. Leider wurden in der Mahd des mit Gras bestandenen Lysimeters keine Cl-Gehalte bestimmt, so daß die Einführung des Parameters F_p experimentell nicht bestätigt ist.

BECHER, H. H., Eine Methode zur Messung der Wasserleitfähigkeit von Böden im ungesättigten Zustand. Dissertation, Universität Hannover, 1970.
 BEESE, F., Parameter des Stickstoffumsatzes in Ökosystemen mit Böden unterschiedlicher Acidität. Göttinger Bodenkundliche Berichte 90, 1986.
 BRENNER, H., The diffusion model of longitudinal mixing in beds of finite length. Numerical values. Chem. Eng. Sci. 17:229-243.
 HELLEKES, R., Analyse des Bodenwasserhaushalts eines Löß-Standortes im Bereich Mönchengladbach bei Anwendung verschiedener Methoden. Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch, 1985.
 HORN, R., Über die bodenphysikalischen Messungen im Bereich des Wasserwerkes Rheindahlen. Manuskript im Archiv der Stadtwerke Mönchengladbach, 1984.
 HORNUNG, U. & MESSING, W., Poröse Medien - Methoden und Simulation. Beiträge zur Hydrologie, Kirchzarten, 1984.
 HUWE, B., WHNSIM Version 2.0, Programmdokumentation, Bayreuth, 1992.
 LERMAN, A., Geochemical Processes, water sediments environments. John Wiley & Sons, New York, 1979.
 VAN GENUCHTEN, M. TH., A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil. Sci. Soc. Am. J., 44(5):892-898, 1980.

Die Abflußkomponenten einer staunassen, grundwassernahen Moormarsch

von

Ausborn, R., H. Kuntze und W. Schäfer*

1. Einleitung

Um die Höhe diffuser Nährstoffeinträge in künstliche Gewässer eines als Grünland genutzten Moormarschstandortes zu ermitteln, wurden Untersuchungen zur Wasserbewegung und zur Quantifizierung von Abflußkomponenten durchgeführt.

Tab.1: Profilbeschreibung

Tiefe cm u. GOF	Horizont	Boden-Torfart	Gefüge, Zusatzangaben	Glühverlust %	Rohdichte tr. g/cm ³	pH CaCl ₂
0- 14	AaGo	Tu2	Subpolyedergefüge	30	0.600	4.4
14- 27	GoSd	T	Kohärent, mit Rißbildung, einz. Wurzel- u. Wurmgänge	16	0.835	4.6
27- 50	nH	Hnc, z4	Radizellentorf, stark zersetzt, etwas durchschlickt	72.5	0.184	4.7
50-160	nH	Hnc, z2	weniger zersetzt, z.t. mit Schilfrhizomen u. Holz	78	0.130	5.3
ab 160	Gr	S12		2	1.500	5.6

2. Abflußkomponenten bei oberflächennahem Stauhorizont

Entsprechend der Wasserhaushaltsgleichung läßt sich der Gesamtabfluß (A_T) in die Komponenten A_O (Oberflächenabfluß), A_i (Interflow) und A_U (unterirdischer Grabenzufluß) untergliedern. Voruntersuchungen mit dem Doppelringinfiltrometer nach SCHAFFER und COLLINS (1966) ergaben sehr geringe Infiltrationsraten ($k_i = 0,5 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$) des GoSd-Horizonts im gequollenen Zustand. Neben der Versickerung durch den GoSd und dem unterirdischen Grabenzufluß durch den liegenden Niedermoortorf (A_U) gilt es deshalb, auch den A_i innerhalb des AaGo-Horizonts zu quantifizieren. Der A_O läßt sich als fehlendes Bilanzglied bei gegebener Niederschlagsmenge berechnen.

3. Grundwasseranströmung (A_U) an die Gräben

Die Wasserflüsse im Niedermoorkörper werden mit Hilfe piezometrischer Messungen entlang eines Transektivs zwischen zwei Gräben ermittelt. Abb. 1 zeigt beispielhaft die graphische Auswertung der Meßwerte vom 16.12.93.

In den Torfen verlaufen die Äquipotentiale vertikal mit Gefälle zu den Gräben. Zwischen den Piezometern 3 (PS 3) und PS 1 auf der einen sowie PS 7 und PS 9 auf der anderen Seite verlaufen die Strömungsfäden annähernd parallel, so daß für diese Ausschnitte jeweils eine eindimensionale Strömung angenommen wird. Aus der Potentialdifferenz (Δh) von PS 3 zu PS 1 bzw. PS 7 zu PS 9 läßt sich bei $k_f = 0,3 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ der horizontale Abfluß aus dem Niedermoorkörper in die Gräben nach Darcy berechnen.

$$Q = A \cdot k_f \cdot \Delta h / \Delta l$$

Über beide Gräben werden $17,1 \text{ l} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ Grabenlänge aus dem Niedermoorkörper abgeführt. Bei einer Beetbreite von 30 m entspricht das einem A_U von $0,57 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$.

* NLFB, Bodentechnologisches Institut, Friedrich-Mißler-Straße 46-48, 28211 Bremen

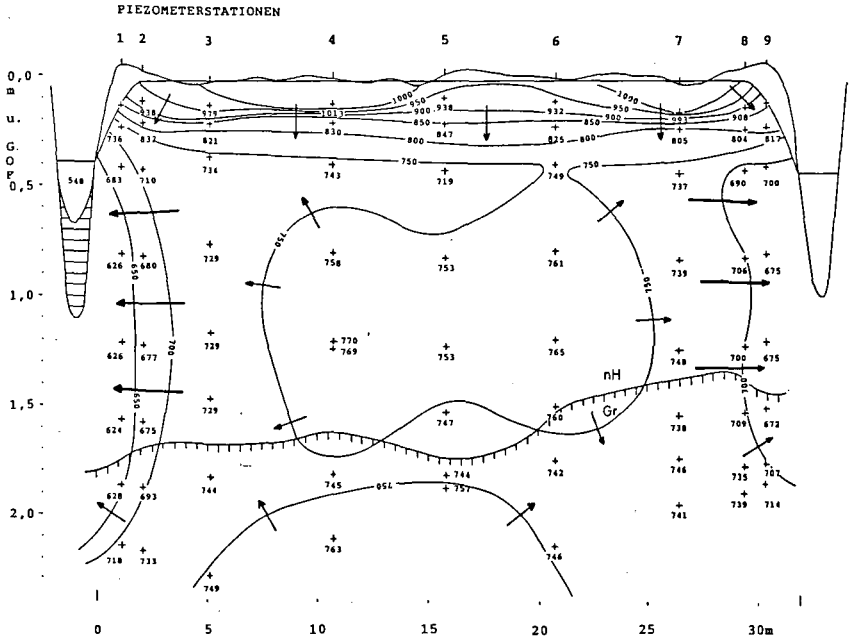


Abb. 1: Aquipotentiale und Wasserbewegung am 16.12.93 (Abflusssituation)

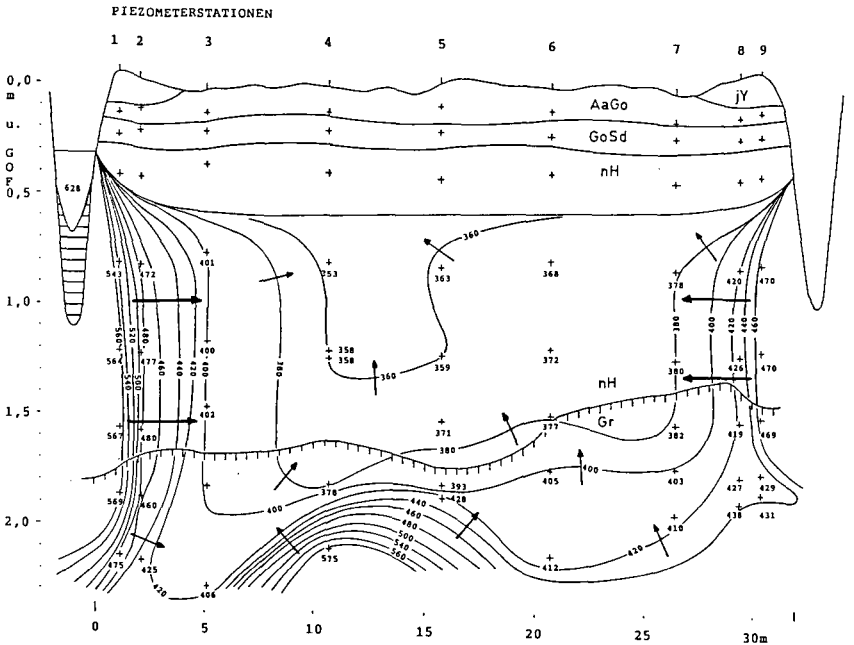


Abb.2: Aquipotentiale und Wasserbewegung am 9.8.94 (Zuflusssituation)

Zur Zeit stärkster Austrocknung (9.8.1994; Abb. 2) kommt es umgekehrt zu einem Zufluß zum Niedermoorkörper von $24,6 \text{ l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ Graben ($\approx 0,82 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$). Diese aus den Gräben zufließende Wassermenge könnte den Verdunstungsanspruch (bis $7 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$) einer Grünlandnarbe allein nicht decken. Das von oben nach unten zunehmende Potential im mineralischen Untergrund zeigt eine aufwärts gerichtete Wassermachlieferung aus tieferen Schichten.

Die Höhe der wie oben beschrieben errechneten Ab- bzw. Zuflüsse stehen in enger linearer Beziehung zum Höhenunterschied (Δh) zwischen Graben- und Grundwasserstand (Flächenmitte bei PS 5).

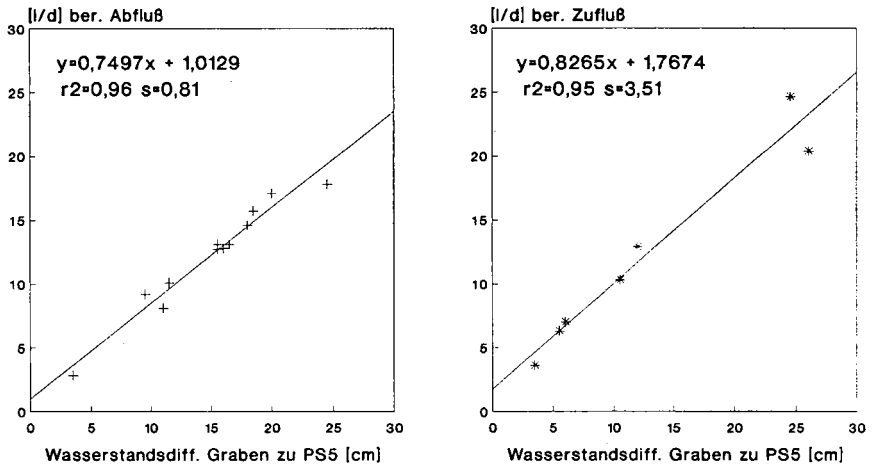


Abb.3: Abhängigkeit des Ab- bzw. Zuflusses vom Höhenunterschied zwischen Graben- und Grundwasserstand (PS 5)

4. Lateraler Abfluß (A_l) im Oberboden

Zur Abschätzung des Interflows wurde parallel zum Piezometertransekt je Station ein Stauwasserpegel mit einer Filterstrecke von nur 7 cm direkt oberhalb des GoSd-Horizonts eingebaut. Aus dem Absinken der Stauwasserstände im AaGo-Horizont pro Zeiteinheit während einer möglichst niederschlagsfreien Periode, läßt sich für jeden einzelnen Stauwasserpegel die Summe aus Versickerung (A_U) und Interflow (A_l) berechnen. Es wird davon ausgegangen, daß das Volumen des Abflusses dem der schnell drainierenden Poren (LK) entspricht.

An den Stauwasserpegeln 3 - 7 lag der Abfluß im Mittel bei ca. $0,3 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$. In 2m Entfernung zum Graben (PS 2 u. PS 8) war aufgrund der lateralen Abflußkomponente jeweils ein höherer Gesamtabfluß (Mittel $0,8 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$) zu beobachten. Bei 5m Entfernung war dieser Effekt bereits nicht mehr zu erkennen. Der an den Pegeln SP 3-7 gemessene mittlere Abfluß von $0,3 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$ ist auf Versickerung zurückzuführen. Die Differenz zum Mittelwert der Pegel 2 und 8 in der Höhe von $0,5 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$ kann als laterale Abflußkomponente bewertet werden.

Bei vereinfachender Annahme, daß auf 15% der Fläche (mittlerer Grabenabstand = 40m, Interflow-Effekt bis 3m Grabenentfernung) mit einem lateralen Abfluß von $0,5 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$ zu rechnen ist, kann so großflächig lediglich ein A_l in der Höhe von $750 \text{ l}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ($\approx 0,075 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$) erwartet werden.

5. Berechnung des Oberflächenabflusses (A_0)

Mit einem einfachen Modell kann A_0 über die täglichen Niederschläge und Verdunstungen ermittelt werden. A_U wird aus der Gangliniendifferenz von Grabenwasser- zu Grundwasserstand (PS 5) jeweils für zwei Tage berechnet. Bei Stauwasser wird pauschal ein Interflow (A_i) von $0,1 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ angesetzt. Erst wenn die maximale Speicherkapazität in den Grobporen (LK) im AaGo-Horizont in der Höhe von 7,5 mm sowie der Muldenspeicher aufgefüllt ist, kommt es zum A_0 .

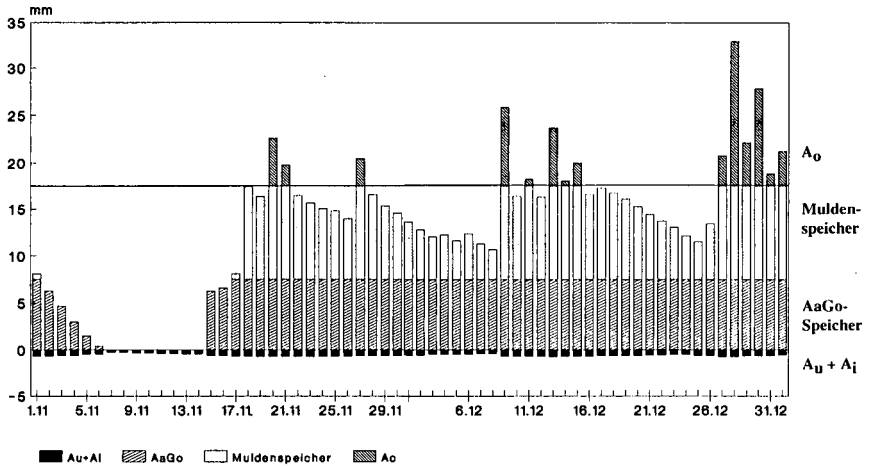


Abb.4: Wassermodell für November und Dezember 1994

Im niederschlagsreichen Winterhalbjahr 93/94 ($N = 435 \text{ mm}$) kommen wir mit diesem ersten Modellansatz zu $A_0 = 289 \text{ mm}$. Das entspricht 75% A_T . Auf den A_U entfallen $\approx 84 \text{ mm}$ (22%), auf $A_i = 9 \text{ mm}$ (3%).

6. Zusammenfassung

Mit Hilfe eines Piezometer- und Staupegeltransekts wurden die Abflußkomponenten A_i und A_U quantitativ ermittelt. Die Grabenanströmung lag in der Höhe der am Staupegeltransekt ermittelten Versickerung. Der A_0 ließ sich über ein Modell berechnen. Die ersten Ergebnisse unterstreichen die quantitative Bedeutung des A_0 während eines nassen Winterhalbjahres. Das Abflußmodell dieses Standortes kommt zur Berechnung von Nährstoffausträgen verschiedener Nutzungsvarianten zum Einsatz.

7. Literatur

SCHAFFER, G. u. COLLINS, H.-J. (1966): Eine Methode zur Messung der Infiltration im Felde. Z.f.Kulturtechnik und Flurbereinigung 7, 193-199

Bedeutung der Wasserspannung für das Schrumpfungsverhalten toniger Substrate

von

Baumgartl, T. und R. Horn

Vor allem tonige Substrate unterliegen in starkem Maße Quellungs- und Schrumpfungsprozessen. Diese werden hervorgerufen durch das Auftreten von Zugspannungen eines austrocknenden Bodens durch Meniskenkräfte, die zwischen Bodenpartikeln wirken und die mit abnehmenden Porenradius, d.h. mit zunehmender Entwässerung steigen. Die bei Entwässerung auftretenden Zugspannungen sind des weiteren bedingt durch die Fläche, über die die Kapillarkräfte in einem gegebenen Porenraum ausgeübt werden. Diese durch die Meniskenkräfte hervorgerufenen Zugspannungen lassen sich somit nach der Terzaghi'schen Gleichung beschreiben nach:

$$\sigma_f = X \cdot \Psi \quad (\text{Gl. 1})$$

wobei σ_f := Zugspannung

Ψ := P Matrixpotential

X := Faktor, der den Sättigungsgrad eines Bodens beschreibt und Werte zwischen 0 = wasserfreier Porenraum und 1: wassergesättigter Porenraum annehmen kann.

Aus der Kenntnis der Porengrößenverteilung und den hieraus auch bekannten entsprechenden Matrixpotentialen lassen sich theoretische Zugspannungen berechnen, wobei vorausgesetzt wird, daß bei Überschreitung einer Grenzzugkraft keine Zugrißbelastung auftritt.

Der durch Zugspannungen hervorgerufene Schrumpfungsprozess von Substraten wird unterteilt in Normalschrumpfungs- und Restschrumpfungsverhalten. Strukturierte Böden zeigen zusätzlich ein strukturbedingtes Schrumpfungsverhalten.

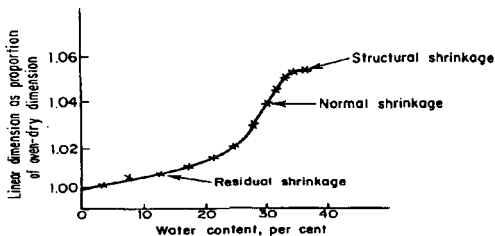


Abb. 1: typische Schrumpfungskurve eines Bodens (aus YONG and WARKENTIN, 1975)

Im folgenden wird der Frage nachgegangen, welche Bedeutung die Wasserspannung für das Schrumpfungsverhalten eines Bodens aufweist.

Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurde als Material Diaton und Kaolinit verwendet. Die Substrate wurden auf Proctordichte verdichtet. Die Untersuchungen wurden in Stechzylindern vorgenommen.

1) Die Bodenprobe des Diatones wurden zwischen 2 Sinterplatten gespannt und unter Vakuum aufgesättigt, um eine Quellung während des Auf sättigungsvorganges zu verhindern. Nach Entfernen der Sintermetallspannplatten erfolgte eine elastische Reaktion (Höhenänderung 4%), die eine Verringerung der Matrixpotentiale zur Folge hatte. Die Bodenproben wurden daher lastfrei bis zur Wasserspannung -2 hPa aufgesättigt.

2) Die Bodenprobe des Kaolinit wurde bei einer Auflast von 50 kPa konsolidiert und bei der gleichen Auflast aufgesättigt.

Anschließend wurden beide Bodenproben bis zur Einstellung eines Gleichgewichtes über mehrere Unterdruckstufen entwässert und die entsprechenden Wassergehalte mit TDR und Wasserspannungen (mit MikroTensiomern) aufgezeichnet.

Aus den Gleichgewichtsbedingungen der Entwässerung wurde mit Hilfe der TDR-Wassergehalte die pF-Kurve erstellt.

Bestimmung des Schrumpfungsverhaltens

Gleichzeitig mit Bestimmung der Porengrößenverteilung wurde mit Wegaufnehmern eindimensional das Schrumpfverhalten des Substrates während der Austrocknung verfolgt. Die seitliche Wandablösung des Bodens vom Stechzylinder wurde ebenfalls registriert und in den Auswertungen berücksichtigt.

Ergebnisse und Diskussion

1) Bodenprobe ohne Auflast (Diaton)

Durch Entwässerung der Substrate wird eine Schrumpfung hervorgerufen, die auf eine Verringerung des Wasservolumens zurückgeführt wird, wobei gleiche Anteile Volumenverlust der Bodenprobe und des Bodenwassers die Normalschrumpfung kennzeichnen.

Die normierten Volumenänderungen sind als Porenziffer (Porenvolumen / Volumen feste Substanz) und Feuchteziffer (Volumen Wasser / Volumen feste Substanz) bezeichnet. Abb. 2 zeigt für den Diaton mit

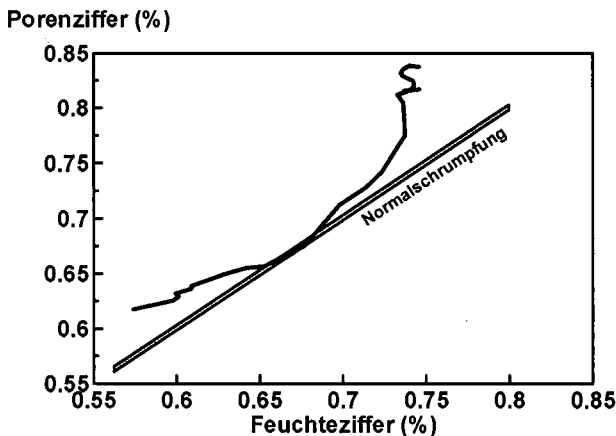


Abb. 2: Schrumpfungsscharakteristik des Diaton

Beginn der Entwässerung eine stärkere Volumenabnahme der Bodenprobe als Verringerung des Wasservolumens in der Bodenprobe. Der angelegte Unterdruck und die dadurch wirkenden Spannungen kontrahieren den Boden und führen zu einer Einregelung von frei gequollenen Tonpartikeln ohne gleichzeitig stattfindenden Wasserfluß. Die Bodenprobe geht mit weiterer Entwässerung über in den Normalschrumpfungs- und schließlich Restschrumpfungs Bereich.

Die Änderung der Porenziffer wird im gesättigten und nahezu gesättigten Bereich direkt vom Matrixpotential gesteuert (Abb. 3). Die Verringerung des Matrixpotentials ist linear mit der Porenzifferänderung bis zu einer Wasserspannung von ca. -40 kPa und flacht dann langsam ab, d.h. das Ausmaß der Schrumpfung wird dann geringer als die Verringerung des Matrixpotentials.

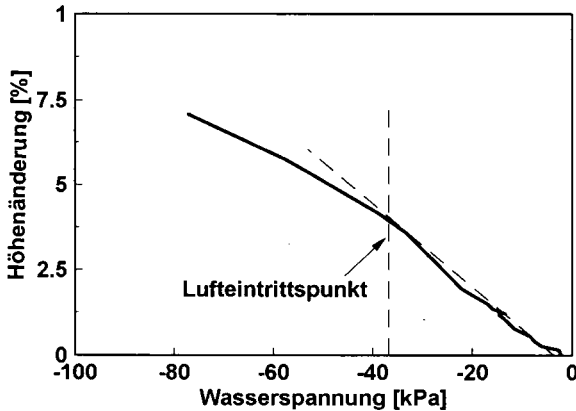


Abb. 3: Höhenänderung der Bodenprobe und gleichzeitige Wasserspannungsänderung

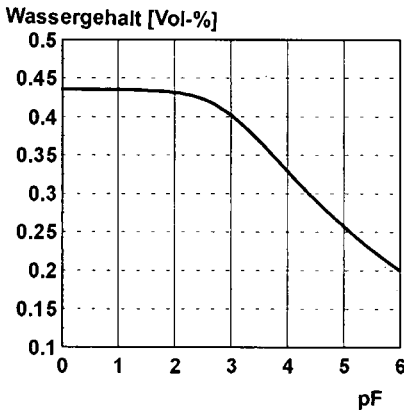


Abb. 4: pF-Kurve des Diaton

Die pF-Kurve (Abb. 4) zeigt, daß der Lufttrittspunkt ebenfalls bei ca. -40 kPa liegt. Bis zu einem Unterdruck dieser Größenordnung findet demnach ein nur unbedeutender Wasserfluß statt. Der Faktor X (Gl. 1) ist nahezu 1, die wirkenden Zugspannungen ändern sich linear mit Y. Nach Überschreiten des Lufttrittspunktes findet Wasserfluß statt, die Bodenprobe zeigt Normalschrumpfungsverhalten (s. Abb. 1: Lufttrittspunkt entsprechend bei Poren-/ Feuchtezahl 0.73), auch die Porenziffer verringert sich nicht mehr in dem Maße wie das Matrixpotential negativer wird.

2) Bodenprobe mit Auflast (Kaolinit)

Das Schrumpfungsverhalten unter Auflast zeigt Abb. 5. Die konstante Auflast, die gleichzusetzen ist mit der Vorbelastung, beträgt 50 kPa. Es zeigt sich bei erstmaliger Entwässerung der Bodenprobe, daß nach einem Restschrumpfungsverhalten bei geringem Entwässerungsgrad (bis -20 kPa) mit zunehmender kontrollierter Entwässerung (auf -50 kPa) der Boden ein Normalschrumpfungsverhalten zeigt, da die Abnahme von Porenziffer und Feuchteziffer gleich wird. Vergleicht man hierzu die Entwässerungsgrade als Funktion der Wasserspannung, so zeigt sich, daß dieser Übergang bei einem Matrixpotential von -30kPa beginnt (Abb. 5b). Unter Berücksichtigung der Vorbelastung von 50 kPa bedeutet dies für das noch nicht durch Entwässerung "vorgeschrunpfte" Substrat, daß bis zu einem Entwässerungsgrad entsprechend dem Wert der mechanischen Vorbelastung Normalschrumpfung stattfindet. Allerdings ist diese Aussage des Auftretens von Normalschrumpfung an bestimmte Porengrößen und Sättigungsgrade geknüpft, sodaß für jedes Substrat unterschiedliche (körnungs- und strukturspezifische) Auflast-/ Schrumpfungsbeziehungen auftreten.

Die strukturbedingte Schrumpfung (Abb. 1) läßt sich demnach erklären mit einer Erhöhung der Vorbelastung durch Aggregierungsvorgänge (Quellungs- und Schrumpfungsprozesse mit Einregelung von Bodenpartikeln). Daher ist nicht die Struktur selbst für dieses "Restschrumpfungsverhalten" verantwortlich, sondern vielmehr die durch die Geschichte der Strukturentwicklung aufgetretenen maximalen Entwässerungsintensitäten.

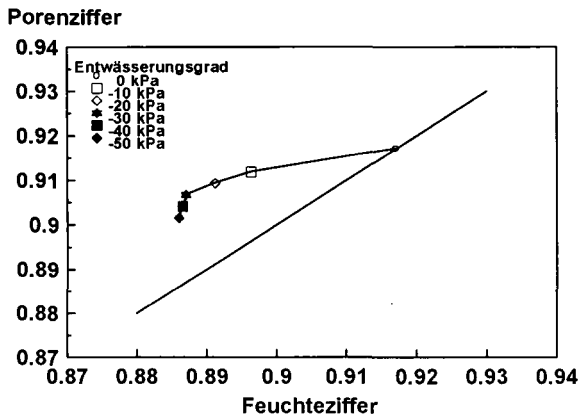


Abb. 5: Schrumpfcharakteristik unter konstanter Auflast (Kaolinit: $\sigma = 50\text{kPa}$)

Zusammenfassung

Die Untersuchungen zeigen, das das Schrumpfungsverhalten von Bodensubstraten gesteuert wird von den auftretenden Zugspannungen bzw. den wirkenden Matrixpotentialen. Das Schrumpfungsverhalten wird charakterisiert durch die Porengrößenverteilung und von der Entwicklung der Vorbelastung, der die Bodenprobe ausgesetzt war. Änderungen der Porenziffer mit Entwässerung können mit Matrixpotentialänderungen erklärt werden, während die Feuchteziffer bzw. die Wassergehaltsänderungen keine eindeutige Aussagemöglichkeit bieten.

Dichtebestimmung in Regenschlagkrusten mit Hilfe der Röntgen-Computertomographie

von

Berkenhagen, J. H., J. M. Hecker und H. Diestel

1. Einleitung

Durch den Aufprall von Regentropfen verändert sich an der Bodenoberfläche die Lagerungsdichte. Die dabei gebildete Verschlammung oder Kruste vermindert unter anderem die Infiltrationsrate und kann so Oberflächenabfluß und Erosion auslösen. Für die Modellierung solcher Prozesse ist die Kenntnis der Dichteänderungen infolge der Verschlammung von Bedeutung (ROTH 1992).

Ziel der vorliegenden Untersuchung war eine vergleichende Aussage über die Lagerungsdichte von Verschlammungen gegenüber unverschlammten Bereichen und Aggregaten.

Die Lagerungsdichte wurde kleinräumig und zerstörungsfrei mit Hilfe der Röntgen-Computertomographie (CT) gemessen. Dieses Verfahren liefert Schichtaufnahmen, auf denen sich über die materialspezifische Absorption von Röntgenstrahlen die Dichte von Raumelementen im Boden bestimmen läßt (PETROVIC, SIEBERT, RIEKE 1982). Die Schichtdicke beträgt dabei minimal 1 mm, die Kantenlänge in der Fläche bis hinab zu 70 mm.

Auf den Röntgenbildern lassen sich anhand von Helligkeit und Homogenität verschlammte, unverschlammte und aggregierte Bereiche erkennen und unterscheiden (BERKENHAGEN, HECKER, SCHWARTENGRÄBER 1994).

Zur Messung wurden unterschiedliche, verschlammte Proben aus Beregnungsversuchen herangezogen.

2. Material und Methoden

In Laborberegnungen wurden verschlammte Proben dreier Bodenarten (Tab. 1), zweier Mikroreliefstufen und zweier Anfangsfeuchtestufen erzeugt (s. RUDOLPH, FOHRER, HELMING 1994).

Ausgewählte Proben wurden im lufttrockenen Zustand im Röntgen-Computertomographen (CT) gescannt. Bei den gewählten Geräteeinstellungen repräsentiert ein Bild eine 1 mm dicke Schicht, ein Bildpunkt hat in der Fläche eine Kantenlänge von 0,16 mm * 0,16 mm. Der CT liefert als Meßergebnis Grauwerte in Hounsfield-units (HU), die von -1000 = Absorption der Luft über 0 = Absorption des Wassers bis +3091 = maximale Absorption reichen.

Tab. 1: Körnung und Anfangswassergehalt (in Masse-%) der einzelnen Boden- und Feuchtevarianten

Bodentyp	Bodenart	% S	% U	% T	Anfangs-Wassergehalt in % bei Ausgangsfeuchte	
					trocken	feucht
Parabraunerde	tU	8,4	79,6	12,0	2,0 - 2,6	20,5 - 21,3
Pseudogley	uL	7,0	67,9	25,1	3,8 - 5,8	20,6 - 21,3
Parabraunerde -Pseudogley	IS	58,6	32,7	8,7	2,0 - 2,8	20,0 - 21,0

Zur Auswertung wurde je Probe ein Schichtbild herangezogen. In den Aufnahmen wurden visuell unterschiedlich große, rechteckige Bereiche ausgewiesen, die eindeutig entweder verschlämmt oder unverschlämmt oder aggregiert waren. Verschlämmungen und Aggregate wurden anhand folgender Kriterien vom übrigen Boden unterschieden:

- Verschlämmung - nur an der Bodenoberfläche, horizontale Orientierung, vergleichsweise hell und homogen
- Aggregat - deutlich heller als die Umgebung, geringe Grauwertschwankungen (sehr homogen), weitgehend geschlossene Umrandung

Mit den unverschlämmten Bereichen wurden auch kleinere Aggregate bis zu 5 mm Durchmesser erfaßt. Abb. 1 zeigt ein Beispiel für die Vorgehensweise.

Von den HU-Meßwerten (Grauwerten) innerhalb eines Rechteckes wurden arithmetisches Mittel und Standardabweichung berechnet.

Die HU-Meßwerte des CT wurden an Proben der Böden mit bekannter mittlerer Lagerungsdichte und bekanntem Wassergehalt geeicht (s. Tab. 2).



Abb. 1: CT-Schnittbilder der Probe "Bf1" (lehmgiger Sand, Anfangsfeuchte 'trocken', Mikror relief 'fein', s. a. Abb. 2). Die schwarzen Rechtecke markieren Bereiche, die eindeutig als "Aggregat" oder "verschlämmt" oder "unverschlämmt" charakterisiert wurden.

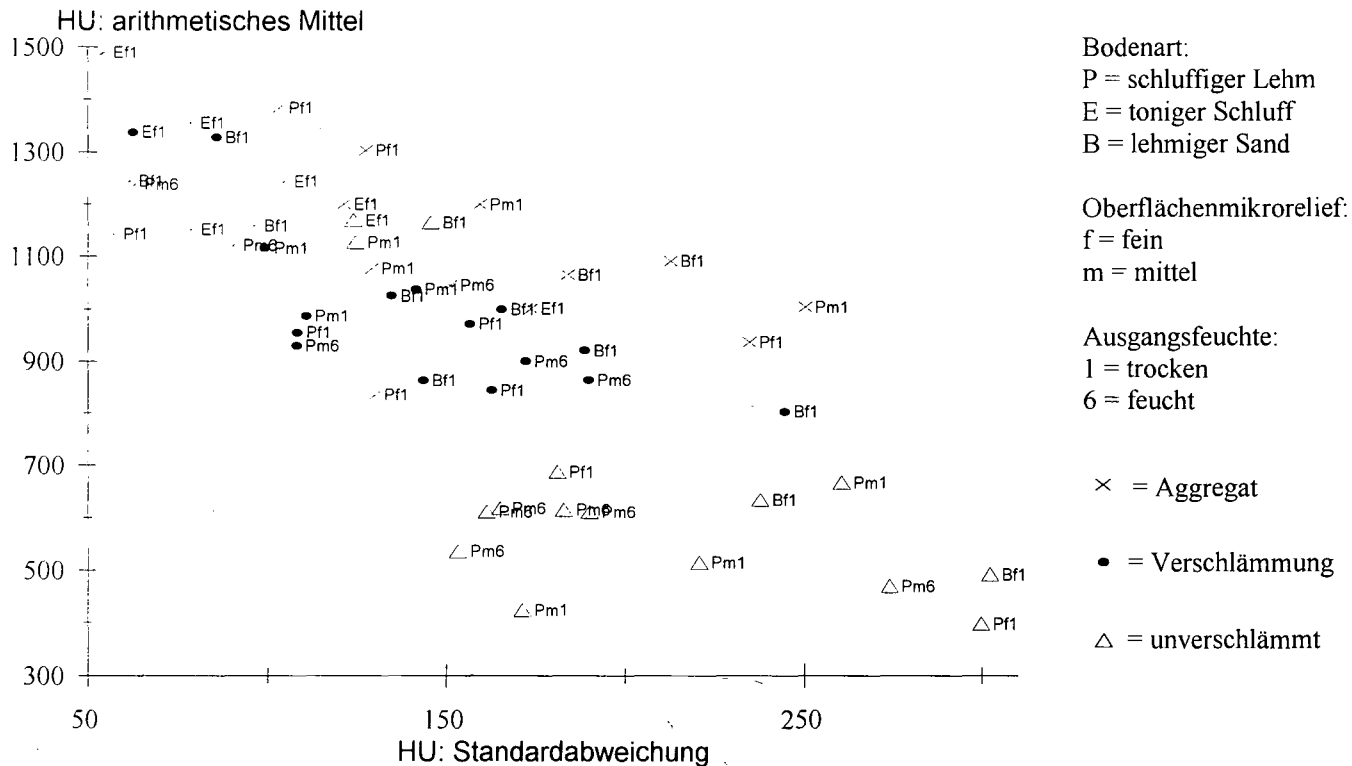


Abb. 2: Statistische Maßzahlen der HU-Meßwerte: jeder Punkt repräsentiert ein Rechteck auf dem CT-Bild, das sich eindeutig einem der Kompartimente "Aggregat", "Verschlämmung" oder "unverschlämmt Bereich" zuordnen läßt.

Tab. 2: Zusammenhang zwischen Lagerungsdichte (g/cm³) und HU-Meßwert bei den verwendeten Bodenarten in lufttrockenem Zustand

Bd.-art.	HU	300	400	500	600	700	800	900	1000	1100	1200	1300	1400
tU		1,06	1,14	1,23	1,31	1,39	1,47	1,56	1,65	1,73	1,81	1,90	1,98
uL		1,07	1,15	1,24	1,33	1,42	1,50	1,59	1,68	1,76	1,85	1,94	2,02
IS		1,10	1,19	1,27	1,36	1,45	1,53	1,62	1,71	1,79	1,88	1,97	2,05

3. Ergebnisse und Diskussion

Über die statistische Analyse der gemessenen Grauwerte innerhalb definierter Bildbereiche erhält man für den entsprechenden Bereich in der Probe Aussagen über die mittlere Lagerungsdichte sowie über deren Streuung.

In Abb. 2 sind arithmetisches Mittel und Standardabweichung der HU-Meßwerte von aggregierten, verschlammten und unverschlammten Bereichen gegeneinander aufgetragen.

Beim tonigen Schluff ("E") sind die Dichten tendenziell höher als bei den anderen Böden. Mikrorelief und Ausgangsfeuchte wurden variiert zur Untersuchung ihres Einflusses auf die Ausbildung der Verschlämmung. Diese beiden Faktoren haben entsprechend auch keinen Einfluß auf die Dichte der Aggregate und des unverschlammten Bereiches.

Vergleicht man die Dichten der verschlammten Bereiche untereinander, so ergeben sich für alle untersuchten Bodenarten, Mikroreliefs und Ausgangsfeuchten hinsichtlich mittlerer Dichte und Streuung ähnliche Werte.

Die Aggregate weisen tendenziell die höchsten Dichten auf, die unverschlammten Bereiche die geringsten. Die Dichten der Verschlämmungen liegen dazwischen.

Die Streuung der Dichtewerte, ausgedrückt als Standardabweichung, ist tendenziell innerhalb der Aggregate am niedrigsten, innerhalb des unverschlammten Bereiches am höchsten.

Die Verschlämmung wird gebildet aus Zerfallsprodukten von größeren Aggregaten (> 1 cm Durchmesser) und aus dem hier als unverschlämmt gekennzeichneten Material, das teilweise nicht aggregiert ist, teilweise aber auch kleinere Aggregate enthält. Die unverschlämmte Bodenoberfläche wird durch den Regentropfenaufprall verdichtet. Zerfallen größere Aggregate infolge des Aufpralls, so ist die Lagerungsdichte des abgespülten und abgelagerten Materials geringer als die des Aggregates.

Danksagung

Die Bestimmung der Eichwerte erfolgte mit freundlicher Unterstützung von H. Rogasik/ZALF Müncheberg. Die CT-Messungen wurden im FU-Klinikum Wedding mit Hilfe von J. Schaper und T. Heim durchgeführt. Die DFG hat das Vorhaben finanziell unterstützt.

Literatur

- Berkenhagen, J., J.M. Hecker, R. Schwartengraber (1994): Untersuchungen der Morphologie von Verschlämmungen mit Hilfe von Dünnschliffen und Röntgen-Computertomographie-Aufnahmen. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 74, 77-80.
- Petrovic, A.M.; J.E. Siebert, P.E. Rieke (1982): Soil bulk density analysis in three dimensions by computed tomographic scanning. Soil Sci. Soc. Am. J. 46. S. 445-450
- Roth, C. (1992): Die Bedeutung der Oberflächenverschlämmung für die Auslösung von Abfluß und Abtrag. Habil.-Schrift TU Berlin, 179 S.
- Rudolph, A., N. Fohrer und K. Helming (1994): Die Bedeutung von Mikrorelief und Bodenfeuchte an der Oberfläche für den Oberflächenabfluß. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 74, 123-126

Beitrag zur Ableitung der Niederschlagserosivität

von

Deumlich, D.⁺**Einleitung**

Die Regenerosivität charakterisiert den Einfluß des Niederschlags im Erosionsprozeß. In Erosionsprognosemodelle gehen gegenwärtig Niederschlagshöhe, -intensität, die daraus berechnete kinetische Energie, der Zeitraum bis zum Auftreten der Spitzenintensität und deren Maximalwert ein. Angaben zur Erosivität von Niederschlägen beruhen in Deutschland bisher auf der in die Universal Soil Loss Equation integrierten Beziehung $E * I_{30}$ (Wischmeier & Smith, 1958, 1978). Zum Erhalt dieses Komplexfaktors werden die Faktoren 30minütige Spitzenintensität (I_{30}) und Energiesumme (E) der einzelnen Breakpoint-Intervalle (E_i) genutzt (Gl. 1). Die Energie ist darin eine Funktion der Niederschlagsmenge (N_i) und der -intensität (I_i) der jeweiligen Zeitabschnitte (Gl. 2).

$$EI_{30} = \Sigma(E_i) * I_{30} \text{ in [N/h]} \quad (1)$$

$$E_i = (11,89 + 8,73 \log I_i) N_i \text{ in [kJ/m}^2\text{]} \text{ für } I_i \geq 0,05 \text{ mm/h}$$

$$E_i = 0 \text{ kJ/m}^2 \text{ für } I_i < 0,05 \text{ mm/h; } E_i = 28,33 N_i \text{ kJ/m}^2 \text{ für } I_i > 76,2 \text{ mm/h} \quad (2)$$

(Angaben in SI-Einheiten nach Schwertmann et al. 1987)

Diese Beziehung basiert auf den Untersuchungen der Intensität, Fallgeschwindigkeit und der dabei aufgetretenen Tropfengrößen der Niederschläge von Laws & Parsons (1943), die wiederum Übereinstimmung ihrer Ergebnisse mit Daten der Deutschen Defant und Lenard von 1904 u. 1905 feststellten. Daraus schlossen sie, daß ihre Ergebnisse über den US-Bundesstaat Columbia hinaus anwendbar seien. Ein exakter Vergleich der Niederschlagstropfenspektren Mitteleuropas mit denen aus den USA zur Absicherung dieser Energieberechnung steht noch aus (Henk, 1989).

Diese EI_{30} -Faktoren gehen ebenfalls als Komponenten bei der Berechnung der Abfluß- und Abtragsmengen in einige weitere Modelle, wie z.B. EPIC (Williams et al. 1985) und RUSLE (Renard et al. 1991) ein. In WEPP (Lane & Nearing 1989), einem prozeßbasierten Erosionsmodell, können zur Beschreibung des Niederschlags Starkregenmuster (design storms = Komplexparameter aus Menge, Dauer, Zeit bis zum Auftreten der Spitzenintensität und Spitzenintensität) bzw. die Niederschläge mit ihren Abschnitten zur Charakterisierung verwandt werden. Da durch Aggregation verfahrensbedingt Intensitätswerte gemittelt werden, können darauf basierende Berechnungen der Spitzenabflüsse aus Einzugsgebieten nur mit größeren Abweichungen angegeben werden (Nicks & Lane 1989 in Lane & Nearing).

An Daten der monatlichen Verteilung der Niederschlagserosivität für die zum Teil bereits von kontinentalem Klima beeinflussten Bundesländer Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern sollen die kausalen Beziehungen zwischen Niederschlagsparametern, Oberflächenabflußbeginn und -verlauf analysiert und daraus Schlußfolgerungen für die Präzisierung eines Niederschlagsparameters als erosionsauslösender Faktor gezogen werden. Am Beispiel kontinuierlicher und zeitgleicher Niederschlags-Abflußaufzeichnungen werden Niederschlagsparameter verglichen und in ihrer Wirkung im Erosionsprozeß betrachtet.

⁺ ZALF Müncheberg, Inst. f. Bodenforschung, Abtlg. Erosion; Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

Methodik

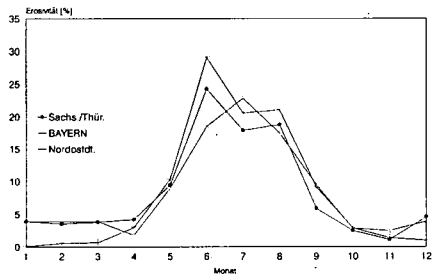
Ombrogramme von ca. 3500 Niederschlägen ($P \geq 7,5\text{mm}$ bzw. $I_{30} \geq 5 \text{ mm/h}$) mehrerer Stationen des DWD im Nordosten Deutschlands wurden ausgewertet und nach Gl. 1 u. 2 deren Parameter bestimmt (einzelne und jährliche R-Werte, die monatliche Verteilung und der R-Faktor je Station). Dabei wurden auch die 5- und 15minütigen Spitzenintensitäten berücksichtigt. Nur wenn zwischen Niederschlägen 6 Stunden kein Tropfen fiel, wurden Niederschläge separat erfaßt. Dadurch wird verfahrensbedingt die Andauer überbewertet. Darüber hinaus erfolgten an Erosionsmeßplots bei Prenzlau und Müncheberg Aufzeichnungen des Niederschlags, Oberflächenabflusses und Bodenabtrags. Die maximalen Niederschlagsintensitäten in 5, 10, 15, 30 Minuten wurden erfaßt, die jeweils Teil- und die Gesamtenergie berechnet und zur Charakterisierung des Erosionsgeschehens genutzt.

Ergebnisse und Diskussion

R-Faktor der ABAG

Untersuchungen des Jahresganges der Regenerosivität in Deutschland am Beispiel Bayerns, Brandenburgs/Mecklenburg-Vorpommerns und Sachsens/Thüringens auf der Basis der EI_{30} -Verteilung zeigen annähernde Übereinstimmungen mit einem Maximum in den starkregenreichen Sommermonaten (Abb. 1). In Nordostdeutschland liegen die Maxima jedoch erst im Juli. Differenzen ergeben sich auch aus der unterschiedlichen

Abb. 1: Jahresgang der Regenerosivität



Berücksichtigung der Wintererosion. Aufgrund häufig fehlender Messungen der Niederschlagsintensitäten im Zeitraum von Dezember bis März wird mit pauschalen Zuschlägen in Höhe von 10 % der monatlichen Niederschlagsmenge (wie in ABAG/USLE empfohlen) in Bayern und Sachsen/Thüringen oder 20 % des Sommer-R-Faktors in Nordostdeutschland (Hartmann, 1986) gearbeitet.

Eine Herabsetzung der Schwellenwerte auf 7,5 mm und 5 mm/h ergibt etwa eine Verdopplung der auszuwertenden Ereignisse bezogen auf den Betrachtungszeitraum, erhöht den R-Faktor in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern, einem Gebiet, das mit 35 - 55 N/h.a über eine vergleichsweise niedrige Erosivität verfügt, jedoch nur um etwa 10 % (Deumlich & Gödicke 1989). In Tab. 1 ist die Erosivität der Niederschläge einiger Stationen dieser Länder kumulativ aufgezeigt, wobei die Winterniederschläge mit 20% des "Sommer-R-Wertes" (April - Oktober) pauschal berücksichtigt wurden.

Tab. 1: Erosivitätsverteilung [%] u. R-Faktor [N/h.a] einiger Stationen des DWD in NO-Deutschland

	R	Jan	Feb	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez
Angermünde	49	3,8	7,5	11,3	13	23,8	47,9	67,3	81,1	01,2	93,9	96,2	100
Greifswald	44	4,5	9,1	13,6	15,6	29,2	42,8	63,4	76,1	90,5	92,7	95,5	100
Müncheberg	47	7,7	14	20,1	22,8	36,2	47,8	61,7	76,3	86,4	89,3	92,1	100
Schwerin	55	3,6	7,1	10,7	12,8	22,5	39,7	69,2	79,4	92,3	94,2	96,4	100
Waren	36	5,6	11,2	16,8	19,7	24,1	43	64,2	82	88,4	92,2	94,4	100

Parameter von Einzelniederschlägen

Häufigkeitsanalysen der ca. 3500 ausgewerteten den Schwellenwert (10mm bzw. 10 mm/h) überschreitenden Regen (Tab. 2) belegen, daß: ca. 50% der Starkregen weniger als 6 Stunden

andauern; 75% der R-Werte < 2 und bereits 90% < 5 N/h und 80 % < 15 mm Niederschlagshöhe aufweisen.

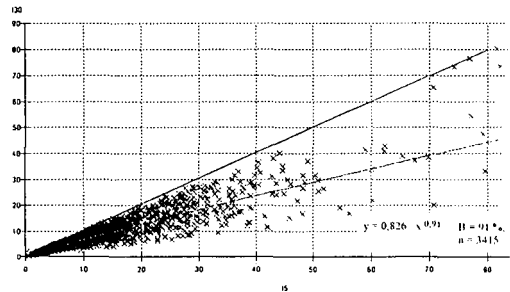
Tab. 2: Häufigkeit und Median von Parametern der ausgewerteten Starkregen (n = 3416)

N/h	EI30	mm	P	I (mm/h)	I5	I15	I30	Dauer [h]
<2	75	<5	11	<6	32	39	52	<2
<4	88	<10	55	<10	57	65	78	<4
<6	92	<15	78	<15	76	82	90	<6
<8	94	<20	90	<20	87	91	96	<8
<10	96	<50	99	<50	99	99	99,8	<10
Median	0,81		9,4		8,7	7,5	5,7	6,4

Die I₅ bzw. I₁₅ können die I₃₀ (Spitzenintensitäten in x min.) deutlich übersteigen, was vorrangig bei kurzen kräftigen Schauern erfolgt und damit in der I₃₀ verfahrensbedingt nicht wiedergespiegelt wird (im Datenkollektiv bis zum 5fachen). Zwischen der 5 und der 30 minütigen Intensität besteht mit ca. 90 % Bestimmtheit ein enger

Zusammenhang (Abb. 2). Die 1:1-Gerade zeigt jedoch, daß nur in den seltensten Fällen Spitzenintensitäten über 5 bzw. 15 Minuten andauern. Diese sind aber für die Auslösung der Erosion von besonderem Interesse. Tabelle 3 dokumentiert an Beispielen Parameter einzelner Starkregen, die die Heterogenität natürlicher Niederschläge belegen. Trotz ähnlicher R-Werte unterscheiden sich diese Niederschläge erheblich, was sowohl jahreszeitlich als auch wetterlagebedingt ist. Das Ereignis 23./24.06.93 führte aufgrund eines kurzen Abschnitts mit hoher Intensität zu Abfluß und Bodenabtrag, der in dieser Höhe bei Ereignissen mit gleichen R-Werten und ähnlichen Bodenbedingungen nicht erreicht wurde, ohne den 10 mm-Schwellenwert zu

Abb. 2: Verhältnis der 5-zur 30minütigen Spitzenintensität

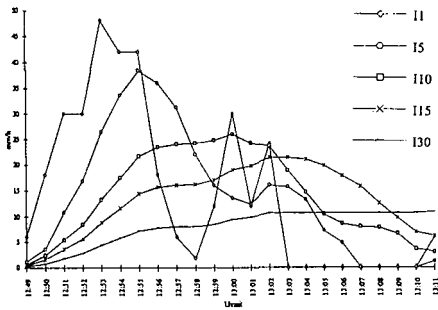


Tab. 3: Parameter verschiedener Starkregen und registrierter Parzellenabfluß

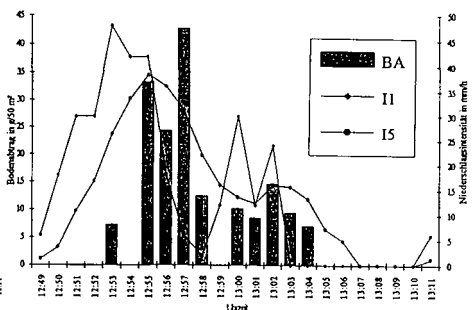
	Nied.-höhe	Dauer	Re	Ec	I ₃₀	I ₅	I ₁₀	I ₁₅	Nied.höhe > Schwellen von xx mm/h				OA
Datum	mm	min		J/m ²	mm/h	mm/h	mm/h	mm/h	I>20	I>30	I>40	I>50	l/100m ²
23.05.1994	15,3	648	1,2	177,7	7,0	15,6	13,8	10,8	0,8	0	0	0	48
25./26.03.1994	12,9	212	1,3	182,2	7,2	10,8	9,0	8,8	0,5	0,3	0,1	0,1	
23./24.06.1993	9,0	715	1,3	155,1	8,4	26,4	16,2	13,2	1,4	1	0,5	0,2	35
19.05.1994	15,9	735	1,6	246,7	6,6	14,4	12,6	10,4	0,2	0	0	0	
18.06.1993	6,0	180	1,63	138	11,8	39,6	26,4	21,2					32
27.05.1993	15,0	875	2,1	269,9	7,6	20,4	17,4	12,0	1,7	0,7	0,2	0,1	1
12./13.04.1994	24,4	633	3,7	396,9	9,4	22,8	15,0	12,4	1,4	0,8	0,1	0	
12./13.06.1993	60,1	1968	20,3	1044,4	23,8	44,4	37,8	34,8	9,1	6,3	3,2	1,5	74

erreichen. Kurzzeitige Spitzen der Niederschlagsintensität, die durch die I₅ am besten charakterisiert werden, können bei relativ "schwachen" Niederschlägen den Oberflächenabfluß (OA) und Bodenabtrag (BA) auslösen. Sie werden in der I₃₀ jedoch nur ungenügend erfaßt, wie Abbildung 3 am Beispiel eines Gewitters zeigt. Nur die 5minütige Spitzenintensität zeichnet den Verlauf der Niederschlagsintensität (II) in diesem Falle annähernd nach, und ist geeignet den Sedimentaustrag zu charakterisieren. Diese Fälle machen deutlich, daß auf größere Skala aggregierte Werte zu einem hohen Informationsverlust führen. Bei den Starkregen wird dies besonders deutlich, betrachtet man die bereits genannten Häufigkeitsverteilungen (Tab. 2). Wenn in 80 % der ausgewerteten Fälle 15

Abb. 3: Vergleich aggregierter Niederschlagsintensitäten eines kurzen Starkregens



Bodenabtrag in Abhängigkeit von aggregierten Niederschlagsintensitäten



mm Niederschlagsmenge nicht überschritten werden, sind gerade die oft nur 1 bis 2 Minuten andauernden Spitzenintensitäten entscheidend, um Erosion auszulösen. Erosionsmodelle, die den Niederschlag nicht in seinem Verlauf sondern nur in einem Faktor berücksichtigen, können bestenfalls Schätzwerte für mittlere Bedingungen liefern. Deshalb sind mit dem empirischen Modell USLE/ABAG, wie von den Verfassern angegeben, nur Aussagen über Bodenabträge im langjährigen Mittel möglich. Zur Charakterisierung regionaler Unterschiede ist der R-Faktor und seine jahreszeitliche Verteilung jedoch eine sehr gut geeignete Größe.

Schlussfolgerungen

Die R-Faktoren als Komplexparameter und ihre monatliche Verteilung sind zum regionalen Vergleich der Erosivität von Niederschlägen gut geeignet und in Isoerodentkarten ausreichend repräsentiert (Sauerborn, 1993). Verringerungen der Schwellenwerte unter das 10 mm-Limit sind mit zusätzlichem Auswerteaufwand, jedoch nur mit geringfügigen Erhöhungen des R-Faktors verbunden. Der Informationsverlust durch den Bezug von Niederschlagsaufzeichnungen auf gröbere Skalen führt bei der Anwendung von Erosionsmodellen zu Abweichungen bei der Berechnung von Transportraten, vorrangig der Maxima bzw. bei Starkregen kurzer Andauer. Deshalb ist möglichst auf 1 bis 5 Minuten aggregierte Werte sowohl bei der Erfassung als auch als Input bei höher auflösenden Berechnungen zu orientieren.

Literatur:

Deumlich, D. & K. Gödicke (1989): Untersuchungen zu Schwellenwerten erosionsauslösender Niederschläge im Jungmoränengebiet der DDR. In: Arch. Acker- Pflanzenb. Bodenkd., Berlin 33, 11, 709 - 716

Hartmann, K. (1988): Untersuchungen zur Erosivität der Niederschläge im Jungmoränengebiet der DDR als Grundlage zur Erarbeitung einer Isoerodentkarte. In: Arch. Acker- Pflanzenb. Bodenkd., Berlin 32, 7, 433-438

Henk, U. (1989): Untersuchungen zur Regntropfenerosion und Stabilität von Bodenaggregaten. - Landschaftsgenese u. Landschaftsökologie, H. 15, 197 S., TU Braunschweig (Selbstverlag)

Lane, L.J. & M.A. Nearing (1989): USDA - water erosion prediction project: hillslope profile model documentation. NSERI-Report No. 2, USDA-ARS NSERI, West Lafayette, Indiana 47907

Laws & Parsons (1943): The relation of raindrop-size to intensity. In: Trans. Am. Geophys. Union, Papers, Hydrology, 452 - 460

Renard et al. (1991): RUSLE - Revised universal soil loss equation. In: J. Soil water Cons., Ankeny Iowa, 1/2, 30 - 33

Sauerborn, P. (1993): Eine Gefahrenstufenkarte zur potentiellen Erosionsgefährdung durch Niederschläge in Deutschland. In: Mitt. Dt. Bodenkd. Ges., 72, 1237 - 1240

Schwertmann, U.; Vogl, W.; Kainz, M.;... Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer, Stuttgart (1987) 64 S.

Williams et al. 1985

Wischmeier & Smith (1958): Rainfall energy and its relationship to soil loss. In: Trans. Am. Geophys. Union, 39/2, 285 - 291

Wischmeier, W.H. & D.D. Smith (1978): Predicting Rainfall Erosion Losses - A Guide to Conservation Planning. Agriculture Handbook No. 282. - Washington D.C.

Modellierung der Austrocknung von Deponiebasisabdichtungen bei Temperaturgradienten: Parametrisierung der bodenhydraulischen Eigenschaften verdichteter Substrate

von

Döll, P. und H. Stoffregen

Einleitung

Die Basisabdichtung einer Mülldeponie soll das Grundwasser langfristig vor Schadstoffeintrag schützen. In der Bundesrepublik Deutschland wird der Aufbau von Basisabdichtungen durch die TA Abfall (1991) und die TA Siedlungsabfall (1993) vorgeschrieben. Danach muß die Basisabdichtung in der Regel als Kombinationsdichtung gebaut werden, d.h. eine Kunststoffdichtungsbahn liegt direkt auf einer mineralischen Dichtschicht, deren gesättigte hydraulische Leitfähigkeit K_{sat} $5 \cdot 10^{-10}$ m/s ($4.3 \cdot 10^{-3}$ cm/d) nicht überschreiten darf. Die Dichtschicht ist wasserungesättigt, da der Grundwasserspiegel mindestens 1 m unterhalb der Dichtschicht liegen muß. Es stellt sich die Frage, ob aufgrund des nach unten gerichteten Temperaturgradienten die mineralische Dichtschicht, die mind. 20% Feinstkorn $< 2\mu\text{m}$ besitzen muß, langfristig so stark austrocknet, daß es zu einer Reißbildung kommt. In diesem Beitrag soll insbesondere gezeigt werden, welchen Einfluß die Parametrisierung der pF-Kurve verdichteter Substrate (nach van Genuchten, 1980) auf die Abschätzung der ungesättigten Leitfähigkeit und dadurch auf die Prognose der Austrocknung hat.

Feuchtebewegung unter warmen Deponien mit Kunststoffdichtungsbahn

Bei intakter Kunststoffdichtungsbahn infiltriert kein flüssiges Wasser aus dem Müll in die mineralische Dichtschicht, und auch die Wasserdampfdiffusion durch die Kunststoffdichtungsbahn ist vernachlässigbar klein (berechnet anhand von Permeationsraten von August et al., 1992). Daher werden sich die Dichtschicht und das Deponieauflager zum hydrostatischen Gleichgewicht hinentwickeln, indem sie nach unten entwässern. Die Entwässerung wird durch den diffusiven Dampftransport verstärkt, der wegen des nach unten gerichteten Temperaturgradienten auftritt (die in den TA Abfall/Siedlungsabfall erlaubte Deponietemperatur ist 25°C , tatsächlich an der Basis von Deponien gemessene Temperaturen liegen bei maximal ca. 40°C). Unter der Kunststoffdichtungsbahn muß der nach unten gerichtete Dampftransport aufgrund des Temperaturgradienten sowie der gravitative flüssige Fluß vom nach oben gerichteten Transport von flüssigem Wasser aufgrund des Wasserspannungsgradienten ausgeglichen werden. Dann stellt sich, unter Vernachlässigung des isothermalen Dampftransports, langfristig ein dynamisches „hydrostatisches“ Gleichgewicht ein (Döll und Wessolek, 1995), mit:

$$\frac{\partial \psi}{\partial z} = 1 + \frac{D_{Tv}(\psi, T)}{K_u(\psi, T)} \frac{\partial T}{\partial z}$$

wobei ψ Wasserspannung [m], z Tiefenkoordinate, nach oben positiv [m], D_{Tv} thermaler Dampfdiffusionskoeffizient [$\text{m}^2/(\text{s K})$], T Temperatur [$^\circ\text{C}$] und K_u ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit [m/s] ist. Der thermale Dampfdiffusionskoeffizient liegt nach Philip und de Vries (1957) zwischen ca. $5 \cdot 10^{-12}$ und $1 \cdot 10^{-10}$ $\text{m}^2/(\text{s } ^\circ\text{C})$. Der anisothermale Gleichgewichtszustand weicht relevant vom isothermalen ab, wenn das Produkt aus dem thermalem Dampfdiffusionskoeffizienten und

dem Temperaturgradienten groß gegenüber der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit ist. Dann wird der Wasserspannungsgradient und damit die Wasserspannung groß, und es kommt zu einer verstärkten Austrocknung. Mit steigenden Wasserspannungen nimmt die Gefahr der Ribbildung zu; bei welchen Wasserspannungen Ribbildung auftritt, ist u.a. abhängig von der Auflast und den Schrumpfeigenschaften der Dichtschicht.

Simulationsrechnungen

Mit Hilfe eines neuentwickelten numerischen Modells des gekoppelten Transports von Wasser, Wasserdampf und Wärme (nach Philip und de Vries, 1957, und Milly, 1982) kann die Austrocknung der mineralischen Dichtschicht simuliert werden. Allerdings bleiben Quellen und Schrumpfen (und damit die Konsolidierung durch Auflast) sowie die Ribbildung unberücksichtigt; durch die Vernachlässigung der Konsolidierung und des vertikalen Schrumpfens wird die Gefahr einer Austrocknung überschätzt, da dann im Boden tatsächlich weniger Luftporenraum für den Dampftransport zur Verfügung steht als bei der Simulation angenommen. Entscheidend für die Simulationsergebnisse sind, wie Fallstudien belegen (Stoffregen et al., 1994), neben dem Grundwasserabstand und der Temperatur, die ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten K_u der mineralischen Dichtschicht sowie des Deponieauflagers darunter. Bislang liegen in der Literatur keine gemessenen K_u -Werte von Dichtschichtsubstraten vor, d.h. von verdichteten, tonhaltigen Substraten mit mindestens 95% Proctordichte. Solange keine Meßwerte der ungesättigten Leitfähigkeit vorhanden sind, müssen sie aus gemessenen pF-Kurven, z.B. nach van Genuchten (1980) abgeschätzt werden. Diese Schätzwerte werden hier zunächst mit ersten gemessenen K_u -Werten eines Tons bei allerdings nur 90% Proctordichte verglichen (Stoffregen und Döll, 1995); danach wird die Bedeutung der auftretenden Diskrepanzen für die Simulation der Austrocknung der mineralischen Dichtschicht in Fallstudien dargestellt.

Parametrisierung. Abb. 1 zeigt die im Drucktopf gemessenen pF-Kurven des schluffigen Tons Wilsun (46% Ton, 33% Schluff, 11% Sand, Trockendichte 1.29 g/cm^3) und des schluffig tonigen Lehms Aurach BAI1 (31% Ton, 69% Schluff, <1% Sand, Trockendichte 1.78 g/cm^3). Bei Aurach BAI1 handelt es sich um ungestörte Proben aus einer älteren Deponiebasisabdichtung. Bis 15 000 cm verlieren beide Substrate nur wenige Volumenprozent Wasser, erst die Wassergehalte bei 60 000 cm und 100 000 cm sind deutlich geringer. Zu beachten ist, daß die Wassergehalte auf das Bodenvolumen bei ungefähr Sättigung bezogen ist, d.h. die besonders stark beim Ton Wilsun auftretende Schrumpfung nicht berücksichtigt ist. Beide pF-Kurven wurden nach van Genuchten (1980) parametrisiert, einerseits unter Berücksichtigung aller Meßwerte (Parametersätze W1 und A1), andererseits nur anhand der Meßwerte bis einschließlich 15 000 cm, da dies die höchste Wasserspannung ist, für die üblicherweise Wassergehalte bestimmt werden (Parametersätze W2 und A2). Im Falle von W1 und A1 wird der geringe Wasserverlust bis 15 000 cm über sehr kleine α (Luft Eintrittspunkte bei sehr hohen Wasserspannungen) widergespiegelt, im Falle von W2 und A2 über sehr kleine n . Mit der Van-Genuchten-Parametrisierung A1 der Aurach-Kurve bis 100 000 cm können die gemessenen Wasserverluste zwischen 300 und 8000 cm nicht wiedergegeben werden, so daß damit eine zu schnelles Ansteigen der Wasserspannung bei Wasserverlust berechnet würde. Offensichtlich ist, daß die Wassergehalte bei Wasserspannungen über 15 000 cm nicht extrapoliert werden können, sondern gemessen werden müssen. In Abb. 2 sind sowohl die gemessenen K_u -Werte des Tons Wilsun dargestellt als auch die, die aus den pF-Kurven-Parametrisierungen W1 und W2 nach van Genuchten (1980) abgeschätzt werden ($K_{u, \text{sat}}$ im Triaxialversuch gemessen von Holzlöhner, 1994). Bis 1000 cm Wasserspannung stimmt die mit W1 abgeschätzte K_u -Funktion, mit dem Standardwert für l von 0,5, gut mit den Meßwerten überein. Die relativ hohen gemessenen Wasserleitfähigkeiten bei größeren Wasserspannungen werden nur befriedigend mit einem l von -7 angepaßt. Ganz offensichtlich mißlingt die Abschätzung der K_u -Werte völlig, wenn die Parametrisierung W2 (mit $n = 1.04$) verwendet wird; die gemessenen K_u -Werte werden um mehrere Zehnerpotenzen unterschätzt. Der Grund liegt in der pF-Parametrisierung, nach der im Fall W2 zwischen 0 und 0.1 cm Wasserspannung 44 mal soviel Wasser verloren geht wie im Fall W1; deshalb sinkt der K_u -Wert bei W2 auf etwa ein Zehntel von $K_{u, \text{sat}}$ ab, während er bei W1 nur unwesentlich von $K_{u, \text{sat}}$ abweicht.

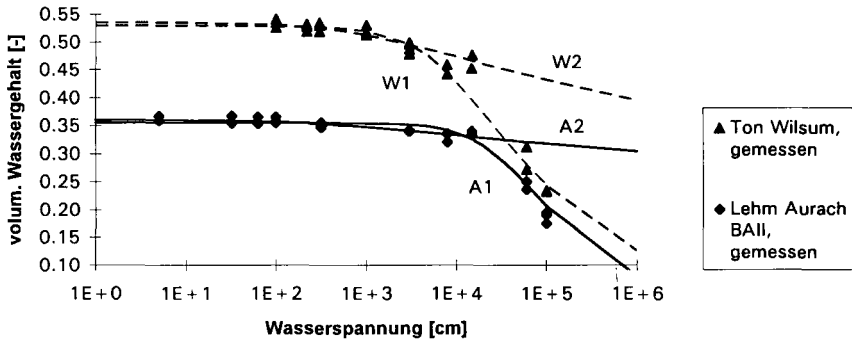


Abb. 1: Statische Wassergehalts-Wasserspannungsbeziehungen von mineralischen Dichtschichtsubstraten und deren unterschiedliche Parametrisierung, abhängig davon, ob Wassergehalte bei Wasserspannungen größer pF4.2 bekannt sind oder nicht. Ton Wilsum: $\theta_s = 0.529$, $\alpha = 0.00014$ 1/cm, $n = 1.29$ (W1), bei Kenntnis von Wassergehalten über pF4.2, oder $\theta_s = 0.535$, $\alpha = 0.002$ 1/cm, $n = 1.04$ (W2); Lehm Aurach BAI1: $\theta_s = 0.355$, $\alpha = 0.00003$ 1/cm, $n = 1.44$ (A1), bei Kenntnis von Wassergehalten über pF4.2, oder $\theta_s = 0.360$, $\alpha = 0.005$ 1/cm, $n = 1.02$ (A2). θ_s ist in allen Fällen 0.

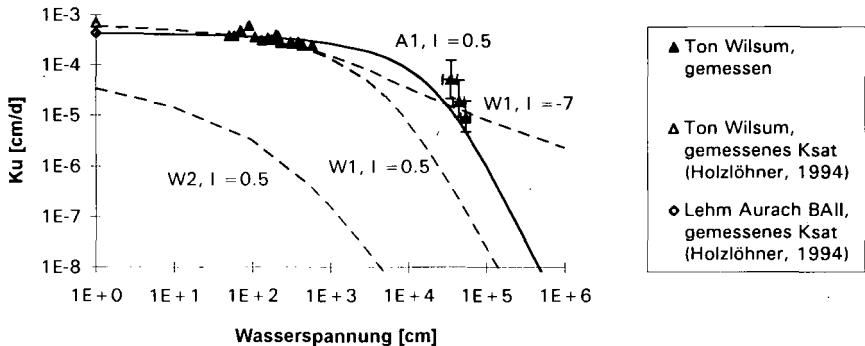


Abb. 2: Gemessene und nach van Genuchten (1980) aus den pF-Kurven abgeschätzte ungesättigte hydraulische Leitfähigkeiten von mineralischen Dichtschichten.

Fallstudien. Die Feuchteentwicklung einer 1.5 m mächtigen Dichtschicht aus Ton Wilsum über 3 m Löß wird simuliert, wenn die Temperatur an der Oberkante der Dichtschicht 25°C und am Grundwasserleiter (4.5 m darunter) 10°C beträgt (anfangs durchgehend 10°C). Abb. 3 zeigt die Wasserspannungsverläufe nach 10 und 50 Jahren, die bei Verwendung der drei unterschiedlichen Parametrisierung (vgl. Abb. 1 und 2) resultieren. Die Verwendung der Parametrisierung W1 führt zu Wasserspannungen, die, egal ob $l = 0.5$ oder $l = -7$, nach 10 Jahren stationär sind und maximal nur

ca. 100 cm größer als isothermale hydrostatische Wasserspannungen. Die sehr niedrigen hydraulischen Leitfähigkeiten der Parametrisierung W1 bewirken nach 10 Jahren eine Austrocknung auf Wasserspannungen größer 15 000 cm in den obersten 2 cm, die sich nach 50 Jahren auf die obersten 16 cm ausgedehnt hat.

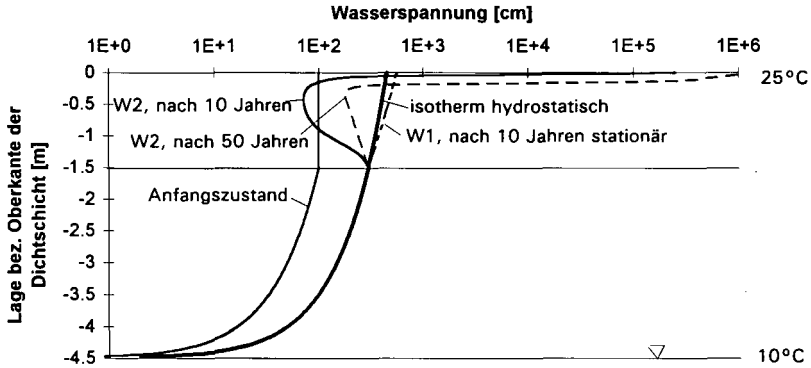


Abb. 3: Berechnete Wasserspannungsverteilung im Deponieuntergrund bei unterschiedlicher bodenhydraulischer Parametrisierung der 1.5 m mächtigen Dichtschicht.

Literatur

- August, H., R. Tatzky-Gerth, R. Preuschmann und I. Jakob (1992): Permeationsverhalten von Kombinationsdichtungen bei Deponien und Altlasten gegenüber wassergefährdenden Stoffen. Forschungsbericht Nr. 102 03 412, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, Berlin.
- Döll, P., und G. Wessolek (1995): Wasserhaushalt mineralischer Deponiebasisabdichtungen unter dem Einfluß von Temperaturgradienten. Z. Pflanzenern. Bodenk. (im Druck, erscheint 02/95).
- Holzlöhner, U. (1994): persönliche Mitteilung
- Milly, P.C.D. (1982): Moisture and heat transport in hysteretic, inhomogeneous porous media: a matrix head-based formulation and a numerical model. Water Resour. Res. 18, 489-498.
- Philip, J.R., und D.A. de Vries (1957): Moisture movement in porous materials under temperature gradients. Trans. AGU 38, 222-232.
- Stoffregen, H., und P. Döll (1995): Messungen der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit und Diffusivität von mineralischen Deponiedichtschichten (in diesem Band)
- Stoffregen, H., P. Döll, M. Renger, G. Wessolek und R. Plagge (1995): Anisotherme Wasser- und Wasserdampfbewegung im Deponieuntergrund: Laborexperimente und Simulationsrechnungen. 3. Arbeitstagung Deponieabdichtungssysteme, 21-23.3.95, Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, Berlin (im Druck).
- TA Abfall (1991): Gesamtfassung der Zweiten allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz. Teil 1: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen. Bundesanzeiger 43, 61a.
- TA Siedlungsabfall (1993): Dritte allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz; technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen. Bundesanzeiger.
- 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.

Veränderungen der Porenstrukturen eines Bodens durch die Messung der Retentionskurve

von

Dünger, O. *, W. Durner* und A. Papritz**

Einführung

Die numerische Simulation des Transports von Wasser und darin gelöster Stoffe ist ein wichtiges Hilfsmittel zur Abschätzung der Ausbreitung von Nähr- und Schadstoffen im Boden. Sowohl die dispersive wie die konvektive Ausbreitung einer gelösten Substanz werden durch die Struktur des Porensystems eines Bodens bestimmt. Eine wichtige Kenngröße zur Charakterisierung des Porensystems ist die Verteilung der Volumenanteile, welche Porenklassen verschiedener Größen einnehmen (Porengrößenverteilung). Diese Größe wird aus der Retentionskurve eines Bodens abgeleitet, welche meist mit der klassischen Saugspannungs- oder Druckmethode bestimmt wird.

Bhend (1993) stellte fest, daß sich bei wiederholter Messung von Retentionskurven an derselben Bodenprobe deren Porengrößenverteilung verändert.

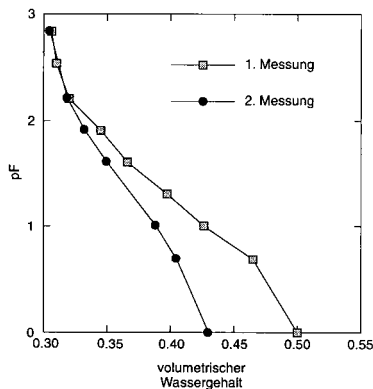


Abb.1: Mit der Druckmethode zweifach bestimmte Retentionskurve einer Bodenprobe (Daten aus Bhend, 1993; bearbeitet).

*Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, Universitätsstraße 30, 95440 Bayreuth
e-mail: olaf.duenger@uni-bayreuth.de, durner@uni-bayreuth.de

**Institut für terrestrische Ökologie, ETH Zürich, Grabenstrasse 3, CH-8952 Schlieren
e-mail: papritz@ito.umw.ethz.ch

Abbildung 1 zeigt für eine einzelne Stechzylinderprobe, daß nach einer ersten Entwässerung bis zu 690 hPa bei der Folgebestimmung beträchtlich tiefere Wassergehalte im Bereich der niedrigen pF-Werte gemessen wurden. Offensichtlich hat sich das Porensystem der Stechzylinderprobe bereits durch die erste Messung gegenüber dem in situ Zustand verändert, und die nach Standardmethoden gemessenen Desorptionskurven spiegeln deshalb möglicherweise falsche Porengrößenverteilungen des Bodens wider. Werden Retentionskurven zur Abschätzung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit von Böden herangezogen, so vervielfältigt sich dieser Fehler (Durner, 1994). Die Verwendung so bestimmter hydraulischer Funktionen kann demzufolge zu fehlerhaften Wasserhaushaltssimulationen führen.

In diesem Beitrag soll für eine pseudovergleyte Braunerde (lehmige Textur) des Schweizer Mittellandes untersucht werden, in welchem Umfang die Porenstruktur durch die Messung der Retentionskurve verändert wird, und welchen Einfluß dies auf Wasserhaushaltssimulationen hat. Wir untersuchen dabei sowohl den Einfluß der Meßmethodik als auch den Einfluß unterschiedlicher Bewirtschaftungsweisen, die sich möglicherweise in einer unterschiedlichen Stabilität des originalen Porensystems widerspiegeln.

Hypothesen

Umstrukturierung von Bodenpartikeln

Bei der Bestimmung von Retentionskurven wird einer wassergesättigten Bodenprobe Wasser entzogen, indem die Druckdifferenz zwischen Wasser- und Gasphase der Bodenprobe schrittweise erhöht wird. Ist die Bodenmatrix starr, so wird sich durch den angelegten Druck weder der Raumanteil der Bodenpartikel noch deren räumliche Anordnung verändern, das Porensystem bleibt unverändert. Die Ergebnisse von Bhend (1993) weisen jedoch darauf hin, daß sich das Porensystem natürlicher Bodenproben unter dem Einfluß der angelegten Menisken- und Kapillarkräfte in beträchtlichem Maße verändern kann. Die Form der beobachteten Veränderung legt nahe, daß eine Aggregation stattfindet. Das Zusammenrücken von Bodenpartikeln führt zu einer Erhöhung des Feinporenanteils, zu einer Reduzierung des Mittelporenanteils und zu einer Neuformierung von Grobporen zwischen den Aggregaten. Wird durch den Meßvorgang der Retentionskurve an kleinen Bodenproben eine solche Aggregation hervorgerufen, die im natürlichen Bodenverbund nicht in diesem Ausmaß stattfindet, so führt das zu einer falschen Charakterisierung des Porensystems.

Einflußfaktoren

Es ist davon auszugehen, daß das Ausmaß der durch die Messung induzierten Aggregation durch bodenspezifische und behandlungsspezifische Faktoren beeinflusst wird. Beispiele für bodenspezifische Faktoren sind die Bodenart, die Mineralzusammensetzung, die mechanische und die hydraulische Vorgeschichte. Beispiele für behandlungsspezifische Faktoren sind die Probengröße, die Art der Sättigung und der maximale Entwässerungsgrad. Folgende Zusammenhänge werden vermutet:

- *Bodenart:* Ein grobtexturierter Boden mit dichter Lagerung (Grobsand) wird weniger zur Aggregation neigen als ein locker gelagerter Boden mit einem hohen Anteil an feinen Partikeln (Lehm).
- *Mechanische Vorgeschichte:* Ein durch rezente Bodenbearbeitung gelockerter Boden wird empfindlicher auf Meniskenkräfte reagieren als ein über längere Zeit ungestörter Boden, der in seiner Historie bereits stärkeren mechanischen Kräften ausgesetzt war. Maßgeblich bestimmt wird der auf die Bodenpartikel wirkende mechanische Druck durch die Lagerungstiefe.

- *Auflast bei Aufsättigung:* Wird ein Boden im Stechzylinder aufgesättigt, der im natürlichen Verbund durch starke Meniskenkräfte und/oder durch eine hohe Drucklast der umliegenden Bodenpartikel kompakt zusammengehalten wurde, so kann es bereits durch die Aufsättigung vor der ersten Retentionsmessung zu einer Umgestaltung des Porensystems kommen, die dem geschilderten Prozeß der Aggregation durch Wasserentzug entgegengerichtet ist. Dieser Effekt kann vermieden werden, indem der im Boden wirkende Außendruck der Nachbarpartikel im Labor durch das Auflegen eines Gewichtes simuliert wird.
- *Maximaler Entwässerungsgrad:* Die Veränderung des Porensystems durch die Messung hängt direkt von den induzierten Meniskenkräften, d.h. vom angelegten Druck ab.

Material und Methoden

Boden

Für das Meßprogramm wurde ein Lehmboden aus dem Schweizer Mittelland ausgewählt (Schweizerische Forschungsanstalt für Betriebswirtschaft und Landtechnik, Tänikon, CH). Um drei Varianten mit unterschiedlicher mechanischer Vorgeschichte zu vergleichen, wurden Proben von einem rezent umgebrochenen Ackerboden, einer zweijährig ungestörten Wiese und einer vierjährig ungestörten Wiese genommen. Die Probenahmetiefe betrug einheitlich zwischen fünf und zehn Zentimeter.

Varierte Meßfaktoren

Zur Beurteilung der obengenannten Einflußfaktoren wurden insgesamt 9 Probeserien mit jeweils mindestens 10 Parallelproben untersucht (insgesamt 96 Stechzylinderproben). Von den 9 Probeserien dient eine Serie bzw. Faktorenkombination als Referenz (Nr. 1 in Tabelle 1). In den restlichen 8 Probeserien wurde jeweils nur ein Faktor verändert. Auf diese Weise können der Einfluß der mechanischen Vorgeschichte (Bodenbearbeitung), der maximalen Entwässerung (max. Meniskenkräfte), der Aufsättigungsart und der Auflastsimulation getrennt voneinander untersucht werden. Auf eine Variation der Bodenart wurde aus Zeitgründen und aufgrund begrenzter Meßkapazitäten verzichtet.

Tab. 1: Übersicht über die 9 untersuchten Varianten. '*' bezeichnet gleiche Bedingungen wie bei Variante 1 (Referenz).

Variante	Standort Bodenbearbeitung	max. Druck	Aufsättigung	Auflast
1 (Referenz)	Acker frisch (= *)	690 hPa (= *)	CO ₂ (= *)	ohne (= *)
2	Wiese zweijährig	*	*	*
3	Wiese vierjährig	*	*	*
4	Wiese zweijährig	160 hPa	*	*
5	Wiese zweijährig	40 hPa	*	*
6	*	160 hPa	*	*
7	*	40 hPa	*	*
8	*	*	Luft	*
9	*	*	*	mit

Um den Einfluß der Veränderung des Porensystems durch die Aufsättigung zu untersuchen, wurden bei einer Variante der frisch umgebrochenen Ackerproben beim Aufsättigen Bleige-

wichte auf die Stechzylinder gelegt (Tab. 1, Nr. 9), bei allen anderen Varianten wurden die Proben ohne Auflagegewicht aufgesättigt. Als maximaler Druck wurde 690 hPa angelegt, wobei der Bereich von Sättigung bis zum höchsten Druck mit insgesamt 9 Druckstufen abgedeckt wurde (1, 5, 10, 20, 40, 80, 160, 345, 690 hPa). Zwei Vergleichsvarianten wurden nur bis 160 hPa (7 Druckstufen) entwässert (Nr. 4 und 6) und bei zwei weiteren Varianten (Nr. 5 und 7) betrug der maximal angelegte Druck 40 hPa (5 Druckstufen). Um Hystereseeffekte auszuschließen, wurden die Proben in Exsikkatoren unter CO₂- Atmosphäre aufgesättigt. Eine Variante (Nr. 8) wurde zum Vergleich unter normaler Atmosphäre aufgesättigt.

Versuchsdurchführung

Die Retentionsmessungen erfolgten mit der konventionellen Druckmethode an Stechzylindern mit 60 mm Durchmesser und 25 mm Höhe. Für jede Stechzylinderprobe wurde die Retentionskurve in drei aufeinanderfolgenden, identisch durchgeführten Meßgängen bestimmt. Neben den Wassergehalten wurden Probenhöhe und Probendurchmesser gemessen. Um etwaige sichtbare Aggregationen aufzeigen zu können, wurden die Proben im gesättigten Zustand und bei maximaler Entwässerung fotografiert.

Auswertung

An die gemittelten Wassergehalte werden uni- oder bei Bedarf mehrmodale Retentionskurven angepasst und die hydraulischen Leitfähigkeitsfunktionen nach dem Modell von Mualem (1976) geschätzt. Die Verschiebung der Retentionskurven zwischen erstem, zweitem und drittem Meßzyklus werden berechnet und graphisch dargestellt. Die Abhängigkeit dieser Verschiebungen von den Einflußfaktoren werden auf statistische Signifikanz untersucht. Die Ursachen für die Wassergehaltsverschiebungen werden durch kombinierte Auswertung der Retentionskurven, der Probenhöhen und Fotografien erforscht. Auf Basis der erhaltenen hydraulischen Funktionen werden Wasserhaushaltssimulationen mit dem Programm MIMTOS (Zurmühl, 1994) durchgeführt. Anhand dieser Simulationen soll abgeschätzt werden, wie sehr die Meßmethodik zu verfälschten Ergebnissen bei der Berechnung des Wassertransportes führen kann. Durch den Vergleich der Simulationen für die drei Standortvarianten soll weiter untersucht werden, inwiefern sich die Bewirtschaftungsweise auf den Wassertransport am Standort auswirken könnte.

Ergebnisse

Anfang Februar standen die Messungen erst kurz vor dem Abschluß. Daher können hier noch keine Ergebnisse präsentiert werden.

Literatur

- Bhend, T. 1993. Variabilität der Wasserleitfähigkeit und Berechnung deren Funktion aus Daten der Desorptionskurve. *Diplomarbeit*, unveröffentlicht. Institut für terrestrische Ökologie, ETH Zürich.
- Durner, W. 1994. Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. *Water Resources Research* **30**(2), 211-223.
- Mualem, Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research* **12**(3), 513-522.
- Zurmühl, T. 1994. Validierung konvektiv-dispersiver Modelle zur Berechnung des instationären Stofftransports in ungestörten Bodensäulen. *Bayreuther Bodenkundliche Berichte* **36**, 1-204.

Räumliche Variabilität des Wasserhaushaltes eines Geschiebe-decksandes - Transektuntersuchungen im Raum Berlin

von

Gross, J., G. Wessolek und M. Renger

Einleitung

Zur Bestimmung von Wasserhaushaltskomponenten (WHK) eines Gebietes wird i. d. R. von einem gut untersuchten Leitprofil auf eine als „homogen“ ausgewiesene bzw. angesehene Fläche extrapoliert und aggregiert (upscaling). Der Fehler der bei der Aggregation gemacht wird, ist abhängig von der Streuung innerhalb der Boden-, Nutzungs-, Relief- und Klimateinheiten sowie vom Maßstab, mit dem gearbeitet wird.

In dem DFG Forschungsvorhaben „*Vergleichende Untersuchungen zur Regionalisierung des Bodenwasserhaushaltes bei unterschiedlichen Nutzungen, Reliefbedingungen und Maßstäben*“ wurden in den vergangenen drei Jahren umfangreiche Geländeuntersuchungen zum Wasserhaushalt auf der Basis unterschiedlicher Maßstäbe (cm, dm, m, 10m) entlang von Transekten durchgeführt. Darüber hinaus konnten wichtige Erkenntnisse über die Variation bodenphysikalischer Parameter (Leitfähigkeiten, Horizontmächtigkeiten etc.) gewonnen werden, die großen Einfluß auf die Berechnung der realen Evapotranspiration bzw. Grundwasserneubildung ausüben. Die Verwendung neuer Meßtechniken (TDR, Meßtransekte) im Gelände in Verbindung mit Rasterkartierungen ermöglichen es, auf maßstabsabhängige Fragestellungen einzugehen (Übertragung vom Punkt im Transekt auf die Fläche im Raum).

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden auf einer mit Senf angebauten Fläche der Versuchstation Blumberg des Institutes für Acker- und Pflanzenbau der Humboldt Universität zu Berlin durchgeführt. Der vorherrschende Bodentyp ist eine Parabraunerde, bestehend aus Geschiebedecksand. Partiiell treten Vergleyungs- und Erosionsmerkmale auf. Der Geschiebelehm ist in unregelmäßigen Abständen von Eiskeilen durchzogen.

Bodenwasserhaushaltskomponenten wurden anhand gemessener Wassergehaltsänderungen als Funktion der Zeit und Tiefe im Wurzelraum nach Renger und Wessolek (1987) bestimmt. Dazu wurden entlang eines Transektes kontinuierlich Wassergehaltsbestimmungen mittels TDR sowie Wasserspannungsmessungen mit Einstichtensiometern durchgeführt. Der mittlere effektive Wurzelraum wurde nach Renger und Strebel (1980) ermittelt. Zur Untersuchung von räumlichen Verteilungen der Wasserhaushaltskomponenten wurden jeweils 5 TDR-Feldsonden übereinandert in regelmäßigen Abständen von 1 bzw. 10 m installiert. Abbildung 1 verdeutlicht den Bodenaufbau entlang des Transekts sowie die Sondenanordnung der Meßplätze in 10m Abständen.

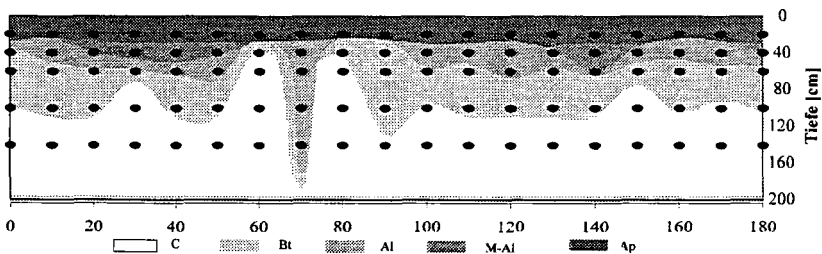


Abb. 1: 180m Bodenprofil Transekt Blumberg und Lage der Wassergehalts- und Wasserspannungsmessungen mit TDR und Tensiometern

Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 2 zeigt die räumliche Verteilung der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nF_{kwe}) und die Tiefenlagen des mittleren effektiven Wurzelraumes (We) für das relativ feuchte Jahr 1993 unter Senf. Bei mächtigen Decksandlagen (Ap, Al, M-Al) fällt We gering aus und bei hoch anstehendem Geschiebe nimmt We zu, d.h. die Pflanzen kompensieren Wasserknappheit mit einer tieferen Durchwurzelung. Im Decksand beträgt die mittlere nF_k 12-, im Geschiebe dagegen nur 6.7 Vol%. Schlenther (1994) kommt für den Standort Berlin-Dahlem zu vergleichbaren Ergebnissen.

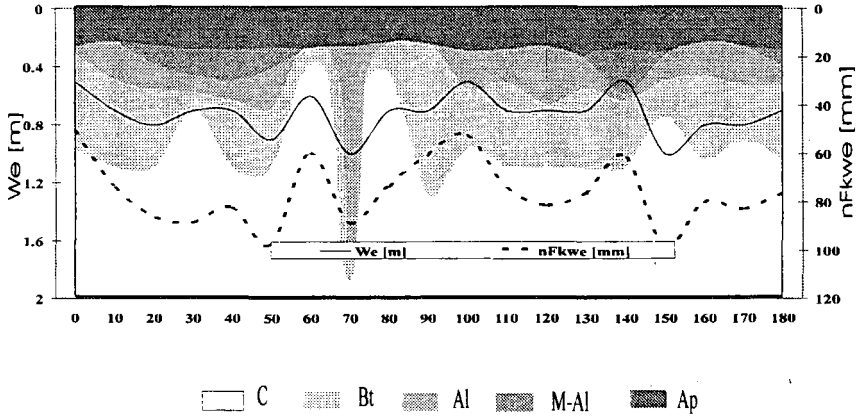


Abb.2: 180m Bodenprofil Transekt Blumberg und räumliche Variabilität von We und nF_{kwe}

Abbildung 3 verdeutlicht die kleinräumige Variabilität der realen Evapotranspiration für zwei Zeiträume: im Frühjahr vor der Aussaat und zur Blüte im August.

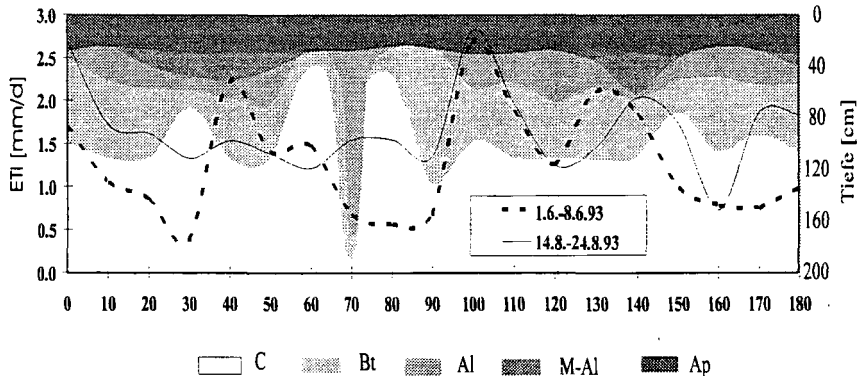


Abb.3: Bodenprofil Transekt Blumberg und räumliche Variabilität der aktuellen Evapotranspiration (1.6.-8.6.1993 und 14.8.-24.8.1993)

Die räumliche Variabilität der ETI für den ersten Zeitraum läßt sich nicht mittels Korrelationen mit den erhobenen Bodendaten (Kf, Ku, Ld, Bodenart, Fk, nFk, nFkwe, Θ , Ψ , etc.) erklären (kein Bewuchs, Saatbett). Die ETI entlang des Transekts zeigt eine lognormal-Verteilung (LNV, siehe Abb. 4). Die LNV der Verdunstung tritt bis in den Juli hinein auf (Aussaat bis 1. Verzweigung).

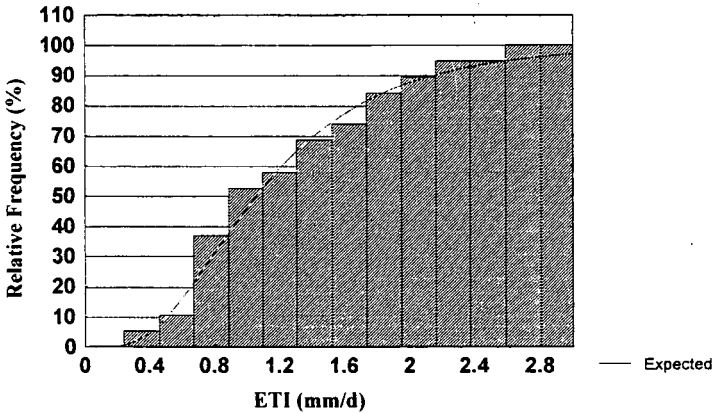


Abb. 4: Lognormale Verteilung der mittleren ETI vom 1.6. - 8.6.1993, Transekt Blumberg

Im zweiten Zeitraum (August, Blüte) kann eine nur geringe Korrelation ($r=0.53$ nach Pearson) zwischen nF_{kwe} und ETI nachgewiesen werden (Vergl. Abb. 2 + 3). Für diese untypisch schwache Abhängigkeit sind die hohen Niederschläge sowie die relativ geringe potentielle Verdunstung verantwortlich. Der Einfluß des Bodengefüges auf die Wasserflüsse (Stoffverlagerung) tritt in seiner Bedeutung hinter den klimatisch bedingten Faktoren zurück.

Die Maßstabsabhängigkeit der Wasserhaushaltskomponenten wurde anhand der Variabilität der realen Verdunstung (ETI) in 1m Schritten entlang des Transektes berechnet (Abb. 5); ETI ist in diesem Maßstab normalverteilt.

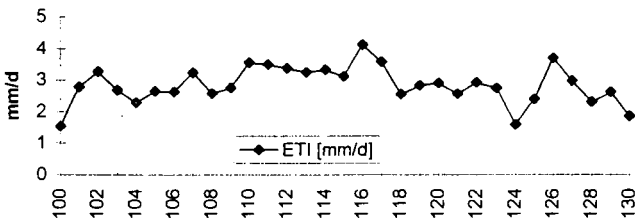


Abb. 5: Variabilität der realen Verdunstung (Ereal-Mittel von 22.06. - 06.07.1993) von Senf entlang des Transekts in 1m Schrittweite

Bei der großmaßstäbigen Betrachtungen der ETI in 1m Schritten treten andere Verteilungsfunktionen auf als bei 10m Schrittweiten (kleinmaßstäbig). Vergleicht man Mittelwert, Standardabweichung und Varianz, so sieht man, daß bei größeren Schrittweiten (10m) Standart-

abweichung und Varianz zunehmen. Die Verteilungsfunktion wird breiter und schiefer und geht im Frühjahr in eine LNV über.

In Tab.1 sind statistische Kennwerte der mittleren ETI für den Zeitraum 22.06. - 06.07.1993 zusammengestellt. Eine geostatistische Auswertung der ETI-Werte, die mit einer Schrittweite von 1m bestimmt wurden zeigt, daß sich eine räumliche Abhängigkeit bis in einen Bereich von 12 m nachweisen läßt (Abb. 6).

Tab.1: Vom Berechnungsmaßstab abhängige Variation von statistischen Größen der aktuellen Evapotranspirationen entlang des Transektes in Blumberg (22.06.- 06.07. 1993)

Berechnungsabstände für ETI	10 m Abstände	1 m Abstände
Mittelwert	2,50 mm/d	2,85 mm/d
Standartabweichung	0,76 mm/d	0,59 mm/d
Varianz	0,57 (mm/d) ²	0,35 (mm/d) ²
Variationskoeffizient	0,30	0,21

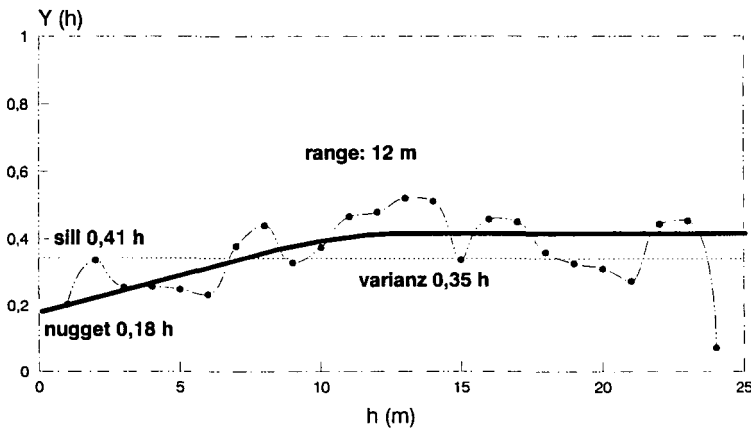


Abb.6: In 1m Schritten berechnetes Variogramm der mittleren ETI Transekt Blumberg (22.06. - 06.07.1993)

Fazit

Die Ergebnisse zeigen, daß bei großmaßstäbigen Geländeuntersuchungen zum Wasserhaushalt und zur Stoffverlagerung räumliche Strukturen nicht zu vernachlässigen sind. Erste Fehlerbetrachtungen deuten darauf hin, daß bei Vernachlässigung räumlicher Abhängigkeiten im autokorrelierten Bereich ein Fehler von ca. 10% bei der Ermittlung von ETI entsteht.

Literatur:

Akin, H.(1988): Praktische Geostatistik. Springer-Verlag
 Plagge, R. , M. Renger (1994): DFG Abschlußbericht „Kontinuierliche Messung des Bodenwassergehaltes im Feld und im Labor mittels der Time Domain Reflectometry
 Renger, M. & Wessolek, G. in R. Mull (1987): Anthropogene Einflüsse auf den regionalen Bodenwasserhaushalt. DFG-Forschungsbericht, Band I.
 Renger, M., O. Strebel (1980): Wasser und Boden. 32, 572-575.
 Schlenter, L., G. Wessolek, M. Renger (1994): Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 74, 311-314.

**Wasserfluß und Stofftransport in einem heterogenen Boden:
Experimentelle Phänomene und numerische Analyse**

von

Hammel, K.¹ und R. G. Kachanoski²

Natürliche Böden sind überwiegend durch lokale strukturelle Heterogenität geprägt. Als lokal soll hier die Skala verstanden werden, auf der üblicherweise Messungen durchgeführt werden (10^{-2} m - 10^{-1} m). Die Verlagerung eines konservativen Stoffes auf Feldskala (10^0 m - 10^2 m) zeigt unmittelbar die Heterogenität des Wasserflusses, welcher seinerseits über die hydraulischen Funktionen mit der Geometrie des Porenraums in Beziehung steht. In der Regel sind Böden durch ein typisches Horizontmuster gegliedert. Es ist daher zu erwarten, daß das globale Transportverhalten neben der lokalen Heterogenität i) von der Geometrie der Horizontgrenzen und ii) den mittleren hydraulischen Eigenschaften der Horizonte bestimmt wird.

In Ontario, Kanada, wurde in einem Tracerexperiment die 3-dimensionale Verlagerung eines Chloridpulses auf der Feldskala untersucht. Der Boden (Fox Soil, Typic Hapludalf) ist in drei Horizonte unterteilt (A_p , B_m , C_k) und hat einen hohen Sandanteil (85 - 95%). Der B_m -Horizont variiert in seiner Mächtigkeit von 0.3 - 3 m und bildet tiefe Zungen. Der Chloridpuls wurde mit einer konstanten Infiltrationsrate von 4.0 cm d^{-1} bei einem mittleren Wassergehalt von $0.16 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ 12 Tage lang verlagert. Anschliessend wurden bis in 1.5 m Tiefe insgesamt 3120 Volumenproben in Rasterabständen von 0.15 m und 0.20 m horizontal sowie 0.10 m vertikal entnommen und auf Chlorid analysiert. Die mittlere Tiefenverteilung der Chloridkonzentration zeigte deutliche Unterschiede zwischen Zungenbereichen und Nicht-Zungenbereichen ab der Tiefe, in der die Zungen beginnen, sich auszubilden. Die wiedergefundene Chloridmenge in den Zungenbereichen (93.7%) war signifikant höher als in den Nicht-Zungenbereichen (83.7%). Die lokal für ein Tiefenprofil wiedergefundene Chloridmenge unterlag starker Schwankung (Variationskoeffizient=0.46), was auf laterale Stoffflüsse schliessen läßt.

Obwohl experimentell der Einfluß der Mächtigkeit des B_m -Horizonts auf den Transport gezeigt wurde, ist die Ursache der Phänomene nicht unmittelbar klar. Deshalb wurde eine 2-dimensionale numerische Analyse von Wasserfluß (Richards-Gleichung) und Transport (Random Walk) an einem 2-Schicht Profil durchgeführt. Messungen der mittleren hydraulischen Funktionen (pF-WG Kurve und gesättigte hydraulische Leitfähigkeit) waren für den A_p - und den B_m -Horizont verfügbar und wurden in den Simulationen benutzt. Die beiden Leitfähigkeitskurven besitzen einen Schnittpunkt, sodaß bei einer hohen Infiltrationsrate der untere Horizont besser leitet und bei einer geringen Infiltrationsrate der obere Horizont. Die Heterogenität innerhalb der Horizonte, die Variabilität der Horizontmächtigkeit und die Infiltrationsrate wurden systematisch variiert. Dabei zeigte sich, daß mit zunehmender Variabilität der Horizontmächtigkeit die globale Dispersion des Stoffpulses ebenfalls zunimmt, da es i) zu Stoffflüssen in oder aus den Zungen kommt, je nachdem welcher Horizont bei der aktuellen Infiltrationsrate besser leitet, und da ii) über eine zunehmende Distanz unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten in den Zungen und in gleicher Tiefe ausserhalb der Zungen auftreten. Diese Effekte bleiben auch bei ansteigender Heterogenität innerhalb der Horizonte erhalten, wobei die globale Dispersion weiter zunimmt.

¹Universität Hohenheim (310), Fachgebiet Bodenphysik, 70593 Stuttgart²Univ. of Guelph, Dep. of Land Resource Science, Guelph, ON, Canada N1G 2W1

Die Bedeutung der Bodentemperatur für die Berechnung des Wassergehaltes mittels TDR - Technik

von

Hartmann, A., W. Gräsle und R. Horn*

Einleitung:

Die Time Domain Reflectometry (TDR) wird als eine zerstörungsfrei arbeitende Methode zur Messung des volumetrischen Wassergehaltes verwendet. Sie ermöglicht eine kontinuierliche automatische Erfassung von Meßwerten im Feld und Labor. Die TDR-Meßtechnik soll dabei den volumetrischen Wassergehalt weitgehend unabhängig von Lagerungsdichte, bei typischen Salzgehalten und Temperaturen eines Bodens mit einer Genauigkeit von 0,5 bis ca. 2 Vol% liefern [Malicki, M.A. & Skierucha, W.M. 1989; Topp, G.C. et al. 1980 und Topp, G.C. et al. 1982; zit. in Plagge u. Mölck, 1990].

Die TDR-Methode beruht auf der Bestimmung der Laufzeit einer elektromagnetischen Welle durch eine Sonde hin und zurück. Die Verweildauer des elektromagnetischen Impulses wird länger, wenn der umgebende Boden mehr Wasser enthält. Ausgenutzt werden hierbei die deutlich verschiedenen Dielektrizitätskonstanten von mineralischem Bodenmaterial ($\epsilon = 5$), Wasser ($\epsilon = 81$) und Luft ($\epsilon = 1$) [Plagge et al., 1994].

Zur Kalibrierung der verschiedenen Sonden werden normalerweise zwei Messungen in unterschiedlichen Medien mit einem hohen und niedrigen Dielektrikum durchgeführt. Hierzu finden die Flüssigkeiten Wasser und Benzol Verwendung. Die Temperaturabhängigkeit der Dielektrizitätskonstante der verwendeten Eichflüssigkeit wird in der vorgegebenen mathematischen Eichfunktion berücksichtigt. Hierbei wird sowohl die Temperatur der beiden verwendeten Eichlösungen als auch eine programminterne Referenztemperatur miteinbezogen.

Die aus der Kalibrierung ermittelten charakteristischen Eigenschaften einer Sonde sind bei den Laborgeräten auf Diskette gespeichert. Es kann somit direkt aus der Messung auf die augenscheinliche Dielektrizitätskonstante und somit auf den Wassergehalt des Mediums geschlossen werden [Plagge et al., 1994].

Welche Bedeutung jedoch eine weitere substratspezifische Temperaturabhängigkeit auf die errechneten Wassergehalte hat, ist bisher noch nicht ausreichend untersucht worden und war daher Gegenstand der eigenen Messungen.

Material und Methoden:

Für die Untersuchungen wurde die CASMI (Computer Aided Soil Moisture Interface) - Version 2.3 verwendet. Diese Meßtechnik zur Bestimmung des volumetrischen Wassergehaltes besteht aus

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, CAU Kiel, 24118 Kiel

- einem Atari Personal Computer
 - einem Soil Moisture Interface (Nadelpulsgenerator, Impulsdauer: 250 ps)
 - Meßsonden mit Übertragungskabel (Zweistabsonden, 53 mm Nadellänge)
 - zugehöriger Software zur Steuerung und Auswertung der Messung.
- [zit. aus Plagge u. Mölck, 1990]

Nach einer Neukalibrierung der zu Verfügung stehenden Meßsonden sollte untersucht werden, inwieweit die Temperatur des zu messenden Substrates trotz der Kalibrierung einen Einfluß auf die Meßergebnisse hat. Für die Messung wurde einerseits 100% dest. Wasser verwendet, das auch zur Kalibrierung erforderlich ist. Andererseits wurden Wassergehalte von 57, 41, 28, 20 und 0.5 Vol% eingestellt, was für die Kalibrierung nicht notwendig ist. Eine genaue Wassergehaltsbestimmung erfolgte nach der TDR-Messung durch Trocknung des Materials bei 105°C. Als Bodenmaterial zur Herstellung der verschiedenen Wassergehalte wurde ein SBT-Horizont einer pseudovergleyten Parabraunerde verwendet. Das Material enthält ca. 21% Ton, 29% Schluff und 50% Sand (Bodenart: sandiger Lehm) und wurde in homogenisierter Form verwendet. Unterschiede zwischen den Bodensubstraten lagen somit nicht vor, allerdings blieben Dichteunterschiede in Abhängigkeit vom Wassergehalt unvermeidbar. Sie lagen zwischen 1.18 und 1,49 g/cm³.

Die Temperaturen der zu messenden Proben wurden bei 100% Wasser von 4-30°C, bei den übrigen Wassergehalten von 8-30°C variiert. Jede Messung erfolgte mit 5-facher Wiederholung.

Ergebnisse:

In Abb. 1-3 sind beispielhaft die Wassergehaltsunterschiede in Abhängigkeit von der Temperatur dargestellt.

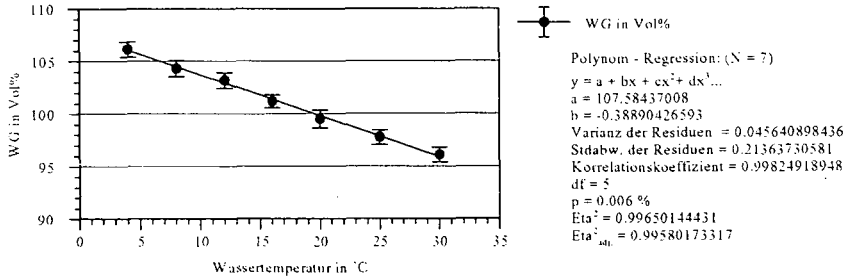


Abb. 1: Gemessener Wassergehalt in Abhängigkeit von der Temperatur bei 100 Vol%

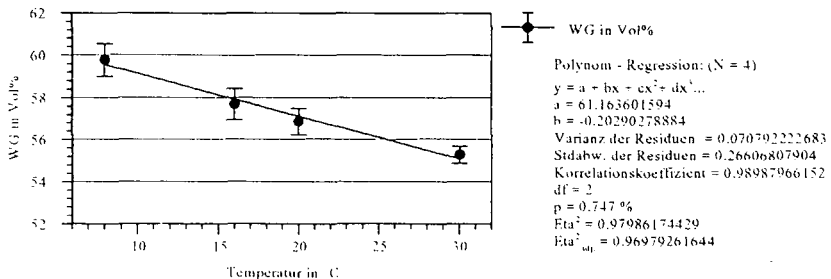


Abb. 2: Gemessener Wassergehalt in Abhängigkeit von der Temperatur bei 57 Vol%

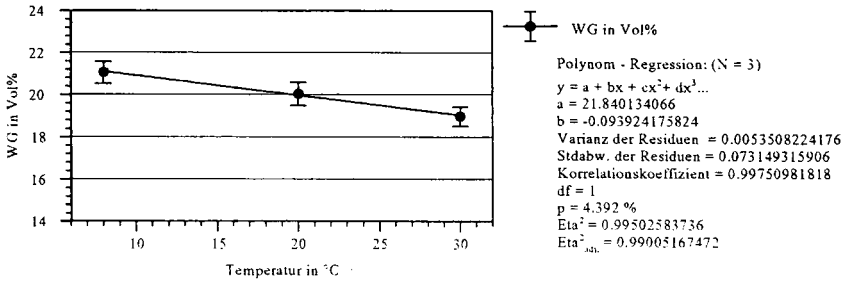


Abb. 3: Gemessener Wassergehalt in Abhängigkeit von der Temperatur bei 20 Vol%

Die Ergebnisse zeigen, daß zwischen 17°C und 20°C der jeweils »wahre« Wassergehalt gemessen wird. Da die Kalibrierung der TDR-Sonden bei 17°C durchgeführt wurde, ist dies ein zufriedenstellendes Ergebnis. Niedrigere Temperaturen zeigen einen höheren Wassergehalt, höhere Temperaturen dagegen täuschen einen zu niedrigen Wassergehalt vor.

(z.B. bei 100% WG => 4°C: ca. 106%, 30°C: ca. 96%).

Wie aus dem Vergleich der Abbildungen 1-3 ersichtlich ist, nimmt der Temperatureinfluß und somit die Geradensteigung mit abnehmendem Wassergehalt ab und bestätigt somit die Ergebnisse von Plagge et al. (1994).

Diskussion:

Es liegen verschiedene Möglichkeiten vor, den Temperatureinfluß auf die Wassergehaltsmessung zu korrigieren. So wird zum Einen davon ausgegangen, daß bei einer Messung in einem natürlichen Boden sich eine gemessene Dielektrizitätskonstante im einfachsten Fall aus den Komponenten (ϵ_{Wasser} , ϵ_{Boden} , ϵ_{Luft}) und ihrem prozentualen Anteil im Meßvolumen (f_{Wasser} , f_{Boden} , f_{Luft}) zusammensetzt. Hält man den Wassergehalt konstant, so können für verschiedene Wassertemperaturen verschiedene Dielektrizitätswerte des Gesamtbodens gefunden werden. Nach dem hieraus resultierenden 3-Phasen Modell von Birchak et al. (1974, zit. in Plagge et al. 1994) kann der Bodenwassergehalt soweit korrigiert werden, daß bei einer Temperaturspanne von 35 °C und zugehörigen Dielektrizitätskonstanten der Fehler auf 3 Vol% reduziert werden kann [Plagge et al., 1994].

Zum Anderen kann nach Ledieu et al. (1986, zit. in Plagge et al. ,1994) die Temperaturabhängigkeit des Bodenwassergehaltes über eine empirisch gefundene Korrekturgleichung ermittelt werden:

$$\Theta = \Theta_{(T)} * (1 + ((T - 20) / 400))$$

Nach Plagge et al. (1994) beträgt der verbleibende Fehler im volumetrischen Wassergehalt noch bis zu 4%. Bei den eigenen Versuchsergebnissen läßt sich der Restfehler hiermit auf etwa 2 Vol% reduzieren. Die Fehlergröße steigt hierbei wie erwartet mit steigendem Wassergehalt an, d.h. dieser Zusammenhang wurde nicht ausreichend in der Korrekturgleichung berücksichtigt.

Wie die eigenen Ergebnisse in Abb. 4 andeuten, kann der Zusammenhang zwischen wahren und gemessenem Wassergehalt am besten als »gebogene Ebene« dargestellt werden. Eine mathematische Beschreibung dieses Zusammenhanges wird gegenwärtig erarbeitet.

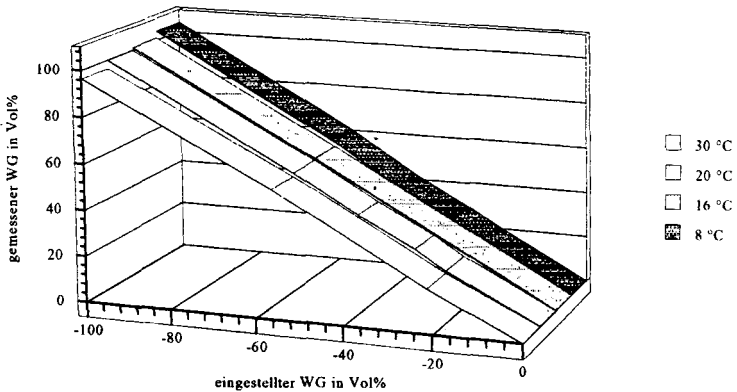


Abb. 4: Beziehung zwischen eingestelltem und gemessenen Wassergehalt in Abhängigkeit von der Temperatur

Zusammenfassung:

In der vorliegenden Untersuchung sollte der Frage nachgegangen werden, inwieweit nach einer Kalibrierung von TDR-Sonden noch mit Temperatureffekten zu rechnen ist. Hierzu wurde ein homogenisierter sandiger Lehm auf verschiedene Wassergehalte eingestellt und die Meßtemperatur variiert.

Die Ergebnisse zeigen, daß Temperaturen oberhalb der Kalibriertemperatur zu niedrige, unterhalb der Kalibriertemperatur zu hohe Wassergehalte gemessen werden. Außerdem nimmt mit zunehmendem Wassergehalt der Temperatureinfluß zu. Diese Aussagen stimmen mit Plagge et al. (1994) überein. Ausgehend von Abb. 4 soll in Zukunft versucht werden, eine mathematisch möglichst exakte Lösung dieses Zusammenhanges zu schaffen.

Literatur:

Plagge, R. & Mölck, K.: Benutzerhandbuch CASMI (Version 2.3). Berlin, 1990.
Plagge, R.; Roth, C. & Renger, M. (1994): Kontinuierliche Messungen des Bodenwassergehaltes im Feld und Labor mittels der Time Domain Reflectometry (TDR). Abschlußbericht des DFG-Forschungsvorhabens.

Simulation des Gastransports zwischen der Atmosphäre und der ungesättigten Zone heterogener Böden von Waldstandorten

von

1. Einleitung Haubold, M.¹ und B. Huwe²

Der Austausch von Gasen zwischen der ungesättigten Zone und der Atmosphäre spielt eine wichtige Rolle in Ökosystemen. Dieser Gasaustausch bewirkt die Nachlieferung von Sauerstoff in den Boden sowie den Abtransport von Atmungsprodukten wie CO₂ und N₂O. Auch die Evapotranspiration kann als Spezialfall des Gastransports angesehen werden. Die Transportparameter werden dabei in starkem Maß von Wassergehalten und Bodentemperaturen in den oberen Bodenschichten beeinflusst. Daraus folgt eine starke Kopplung zwischen Wasser- und Wärmeflüssen und den gleichzeitig stattfindenden Gasflüssen sowie deren Parametern. Das Ziel unseres Forschungsvorhabens ist das grundlegende Verständnis dieser gekoppelten Transporte, um einzelne Transportmechanismen (konvektiv, diffusiv, advektiv) separieren und quantitativ abschätzen zu können sowie die Transportvorgänge in ihrer Gesamtheit modellieren zu können. Dazu dienen in erster Linie Modellrechnungen, welche durch experimentelle Untersuchungen an einer Säulenanlage sowie Parametererhebung im Freiland ergänzt werden.

2. Mathematisches Modell

Im Gegensatz zu den Transporten von Wasser und Wärme sind die Mechanismen des Gastransports bisher nur wenig untersucht. Das liegt an den starken Kopplungen mit den anderen Transporten, welche die mathematische Beschreibung sehr erschweren.

Die Transportquantität (bei gegebenem Konzentrations- oder Druckgradienten) der einzelnen Gasspezies wird über 2 Faktoren gesteuert:

- Sättigungsgrad und Tortuosität der Poren
- Bodentemperatur (starke Temperaturabhängigkeit der Viskositäten)

Beide Faktoren sind zeitabhängig, da sie im starkem Maß vom aktuellen (zeitabhängigen) Wassergehalt beeinflusst werden. In heterogenen Böden kommen noch räumliche Variationen hinzu (Bakker et al., 1993). Dies erfordert eine dreidimensionale Herangehensweise an das Problem bei simultaner Betrachtung der Flüsse von Wasser, Wärme und Bodengasen.

Der Wasserfluß läßt sich durch das Gesetz von Darcy beschreiben (siehe Kasten 'Gleichungssystem'). Die Kopplungen mit den anderen Flüssen kommen durch den zeitabhängigen Sättigungsgrad S_a , die vom Druck der Bodenluft abhängige Wasserspannung p_w sowie die von Wassergehalt und Temperatur abhängige Leitfähigkeit K_w zustande.

Der Gastransport kann auf drei Arten stattfinden:

- diffusiv aufgrund von Konzentrationsgradienten
- konvektiv aufgrund von Druckgradienten
- advektiv durch Lösung im Bodenwasser und Transport mit diesem.

Alle drei Transportarten können dabei gleichzeitig stattfinden. Der konvektive Gasfluß wird, analog zum Wassertransport, durch das Darcy-Gesetz beschrieben (de Marsily, 1986; Thorstenson et al., 1989). Einzige formale Unterschiede sind das Fehlen eines Gravitationsterms sowie die anderslautende Bilanzgleichung aufgrund der Kompressibilität der Luft. Die dazu notwendigen Druckgradienten können beispielsweise durch vorrückende

¹ Bayreuther Institut für terrestr. Ökosystemforschung (BITÖK), Abtg. Bodenphysik, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

² Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Abtg. Bodenphysik, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Infiltrationsfronten erzeugt werden (Dixon et al., 1972). Der diffusive Fluß einzelner Gaskomponenten läßt sich durch das Fick'sche Gesetz ausdrücken. Die Gesamtflußgeschwindigkeit u_{Ges} einer Gaskomponente setzt sich dann zusammen als Summe der Geschwindigkeiten aufgrund des Gesamtdruck-Gradienten (u_c) und der speziellen Geschwindigkeit des diffusiven Flusses dieser Komponente ($u_{d,i}$).

konvektive Transporte von Wasser und Luft:

$$\vec{u}_w = -k \frac{k_{rel}}{\mu_w} \nabla(p_w + \rho_w g z)$$

$$\vec{u}_k = -k \frac{k_{rel}}{\mu_a} \nabla p_a$$

Diffusiver Gastransport (i-te Komponente):

$$\vec{u}_{d,i} = -D \nabla c_i$$

Konduktiver Wärmefluß:

$$\vec{j} = -\lambda \nabla T$$

Bilanzgleichungen:

$$\nabla \vec{u}_w + q_w = -\omega \frac{\partial}{\partial t} S_w$$

$$\nabla(\rho_a \vec{u}_{Ges}) + q_a = -\omega \frac{\partial}{\partial t} (\rho_a S_a)$$

$$\nabla j_h + q_h = -c \frac{\partial}{\partial t} T$$

Hilfsgleichungen:

$$\frac{\partial}{\partial t} \rho_a = (\rho_a / p_a) \frac{\partial}{\partial t} p_a$$

$$S_w + S_a = 1$$

$$p_a - p_w = p_c(S_w)$$

verwendetes Gleichungssystem

Der Wärmefluß findet konduktiv und advektiv (bei Gas- und Wasserflüssen zwischen Bodenbereichen mit unterschiedlicher Temperatur) statt.

Quellen und Senken (im Gleichungssystem mit q benannt) sind Atmungsprozesse, die Lösung von Gasen im Wasser und Phasenumwandlungen. Diese Prozesse hängen von der lokalen Temperatur ab und produzieren oder konsumieren ihrerseits Wärme. Die Quantitäten können nur geschätzt werden und sind daher willkürliche Funktionen von Wassergehalt, Gaskonzentrationen und Temperatur.

3. Numerische Vorgehensweise

Zur numerischen Lösung der gekoppelten Differentialgleichungen wird ein finites-Volumen-Verfahren verwendet (Demirdzic, I et al., 1993). Dabei wird der gesamte Boden in kleine Teilvolumina (TV) beliebiger Form und Größe unterteilt, ausgehend von einem Gitter von Stützpunkten (Abbildung 1). Der integrierte Fluß durch alle Seitenflächen bewirkt dann eine mittlere Bilanzänderung innerhalb dieser Teilvolumen. Als Nebenbedingung muß gelten, daß der Fluß von einem TV zu einem benachbarten durch die gemeinsame Seitenfläche betragsmäßig gleich dem Fluß in Gegenrichtung sein muß. Das wird durch die implizite Gleichungslösung garantiert. Die Methode der finiten Volumina bietet dabei folgende Vorteile:

- Garantierte Bilanzerhaltung
- Freie Wahl der Form jedes einzelnen TV, d.h. die Form und Größe der einzelnen TVs können dem jeweiligen Problem angepaßt werden
- Das Konstruktionsverfahren ist raumfüllend
- Es sind keine Terme 2. Ordnung wie bei der Richards-Gleichung zu diskretisieren

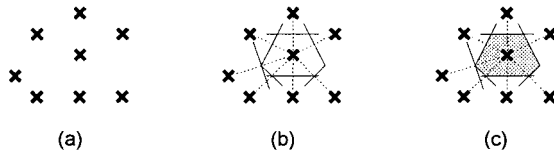


Abbildung 1: Die 3 Schritte der Konstruktion eines finiten Volumenelements (2-dim.): (a) die gegebene Verteilung von Stützpunkten; (b) Konstruktion der Mittelsenkrechten; (c) die kleinste eingeschlossene Fläche stellt das gesuchte Volumenelement dar. Man erkennt, daß der Punkt ganz links nicht zur Definition der Fläche benötigt wird.

4. Modellverifikation

Zur Verifikation der Modellrechnungen dient eine Säulenversuchsanlage. Diese erlaubt die gezielte Variation einzelner externer Parameter bei bekannten Bodenparametern. Auf diese Weise können die jeweiligen Transportmechanismen sowie ihre internen Kopplungen gut separiert und analysiert werden. Die Versuchssäule hat dabei die Maße 80x50x30 cm (B*H*T) und weist eine rechteckige Grundfläche auf. Folgende Parameter können dabei variiert werden:

- Wasserspannung an der Unterseite der Säule, um Grundwasserschwankungen zu simulieren
- Wärme- und Wasserfluß an der Oberseite der Säule
- Gaskonzentrationen durch Injektion und Konsumption diverser Gase

Durch die große Breite der Säulenanlage können die resultierenden Flüsse 2-dimensional gemessen werden (vertikal+horizontal). Da eine direkte Messung der Gasflüsse nicht möglich ist, wird ein indirekter Ansatz verwendet: es werden ständig Wassergehalt, Druck der Bodenluft und Gaskonzentrationen gemessen und daraus der resultierende Fluß berechnet.

Die Datenerfassung erfolgt mittels eines Computers. Es werden TDR-Sonden, Drucksensoren, Thermoelemente und Mikrotensiometer verwendet, deren Daten über einen A/D-Wandler eingelesen werden. Die Konzentrationsmessungen werden mit einem Massenspektrometer durchgeführt, welches die simultane Analyse aller interessierenden Gase in Echtzeit erlaubt.

Hat man die auftretenden Flüsse gemessen, so kann man die Transportvorgänge numerisch mit Hilfe des Simulationsmodells nachrechnen und mit der Realität vergleichen.

5. Zusammenfassung und Ausblick

Es werden die grundlegenden Prozesse und Mechanismen des Gastransports innerhalb der ungesättigten Zone und zwischen Boden und Atmosphäre untersucht. Bei der Beschreibung der Vorgänge werden folgende Prozesse berücksichtigt:

- Transporte von Wasser, Wärme und Bodengasen
- Phasenübergänge flüssig/gasförmig und umgekehrt
- variable externe Parameter (Temperatur und Niederschläge)
- variabler Atmosphärendruck
- variabler Grundwasserspiegel
- heterogene Bodenparameter
- 2- und 3-dimensionale Berechnung aller Flüsse (tensorielle Leitfähigkeiten)

Ziel dabei soll sein, Informationen über den Anteil der einzelnen Transporte am gesamten Gastransport zu erhalten sowie Informationen zu liefern, welche Parameter im Freiland relevant sind, wenn man aus ihnen Aussagen über die Größe der stattfindenden Transporte treffen möchte. Die Resultate sollen nach einer Komplexitätsreduktion auch in andere Ökosystemmodelle integriert werden, in denen der Gastransport bisher vernachlässigt wurde.

6. Literatur

- Bakker, D.M. and Bronswijk, J.J.B.** (1993) Heterogeneous oxygen concentrations in a structured clay soil, *Soil Science* **155/1993**, 309-315
- Demirdzic, I., Lilek, Z. and Peric, M.** (1993) A collocated finite volume method for predicting flows at all speeds, *International Journal for Numerical Methods in Fluids*, Vol. 16, 1029-1050
- Dixon, R.M. and D.R.Linden** (1972) Soil-air pressure and water infiltration under border irrigation. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **36**, 948-953
- De Marsily, G.** (1986): *Quantitative Hydrogeology*. Academic Press.
- Thorstenson, D.C. and Pollock, D.W.** (1989) Gas Transport in Unsaturated Zones: Multicomponent Systems and the Adequacy of Fick's Laws, *Water Resources Research* **25/1989**, 477-507

Einfluß der Transpiration auf die Dynamik der Wasserhaushaltsparameter - Aggregate und Gesamtboden im Vergleich

von

Junkersfeld, L. und R. Horn*

Fragestellung

Bei der Erhebung bodenkundlicher Daten wird üblicherweise nicht zwischen Aggregaten und Gesamtböden unterschieden. Kenngrößen wie Lagerungsdichte, pF/WG-Beziehung und Wasserleitfähigkeit werden zur Charakterisierung von Gesamtböden eingesetzt in der Annahme, daß die zu Grunde liegenden Porensysteme unveränderlich sind. Unter natürlichen Bedingungen (Quellung, Schrumpfung) sowie durch anthropogene Einflüsse (Bearbeitung, Befahrung) werden die vorhandenen Porenstrukturen jedoch ständig modifiziert, so daß mit einer permanenten Anpassung der Porengeometrie an die Umgebungsbedingungen und Auswirkungen auf die genannten Parameter gerechnet werden muß.

In diesem System aus Bodenmaterial und Poren verschiedenen Durchmessers wachsen Pflanzenwurzeln auf Grund ihrer Größe ($< 10 \mu\text{m}$) nur im Bereich grober Poren. Um jedoch dem Boden Wasser und Nährstoffe zu entziehen, werden Aggregate mit einem Netz feiner Wurzeln und Wurzelhaaren umspinnen (BOHNE, 1985).

Im folgenden wird der Einfluß der Pflanzenwurzeln auf die Porenentwicklung in Aggregaten und dem Gesamtboden dargestellt.

Ergebnisse

Zum Vergleich wurde bei einer von zwei zunächst identisch angezogenen, mit Raps bewachsenen Bodensäulen vor Meßbeginn die oberirdischen Pflanzenteile entfernt. Es zeigte sich, daß bei gleicher Wasserspannung der Variante "mit Bewuchs" mehr Wasser entzogen wurde als "ohne Bewuchs". Bei der Messung von Einzelaggregaten aus den Säulen stellte sich jedoch überraschenderweise das Gegenteil heraus: Aggregate, die von lebenden

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, CAU Kiel, 24118 Kiel

Pflanzenwurzeln umgeben waren, beinhalteten mehr Wasser als Aggregate der Variante "ohne Bewuchs" (Abb. 1).

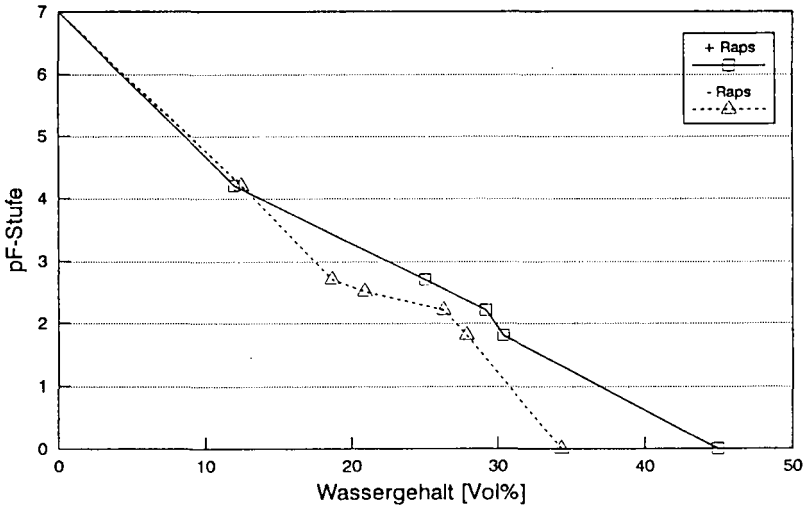


Abb. 1: pF/WG-Beziehungen restrukturierender Aggregate aus beiden Bodensäulen (mit und ohne Rapsbewuchs während der Messung)

In Tab. 1 ist das ungesättigte Porenvolumen als Differenz zwischen Gesamtporenvolumen und Wassergehalt für einzelne Entwässerungsstufen von Aggregaten beider Varianten dargestellt.

Tab. 1: Ungesättigtes Porenvolumen in Abhängigkeit vom Vorentwässerungsgrad

pF	$\bar{\Delta}$ PV ohne Raps [Vol%]	Δ PV mit Raps [Vol%]
∞	12,3	13,0
1,5	12,9	6,9
1,8	12,3	2,9
2,2	12,3	4,0
2,5	17,7	3,7

Es zeigte sich, daß bei Aggregaten ohne Rapsbewuchs während der Messung bis pF 2,2 nahezu konstant 12 Vol% des Porenraumes ungesättigt blieb. Bei Aggregaten der anderen Variante nahm das ungesättigte Porenvolumen bis pF 2,5 von 13 auf 3,7 Vol% stark ab. Somit herrschten bei Aggregaten, die nicht nur evaporationsbedingt, sondern evapotranspirationsgesteuert austrockneten, im Grobporenbereich weniger schnell ungesättigte Bedingungen vor.

Die Entwicklung der Aggregat-Lagerungsdichte als Funktion der Entwässerungsstufe zeigte in diesem Zusammenhang, daß der d_B -Wert nicht nur mit zunehmender Austrocknung anstieg, sondern auch in Abhängigkeit von der Behandlung variierte. Sobald die Aggregate nicht mehr wassergesättigt waren, wies "mit Bewuchs" höhere d_B -Werte auf als Aggregate "ohne Bewuchs" (Abb. 2).

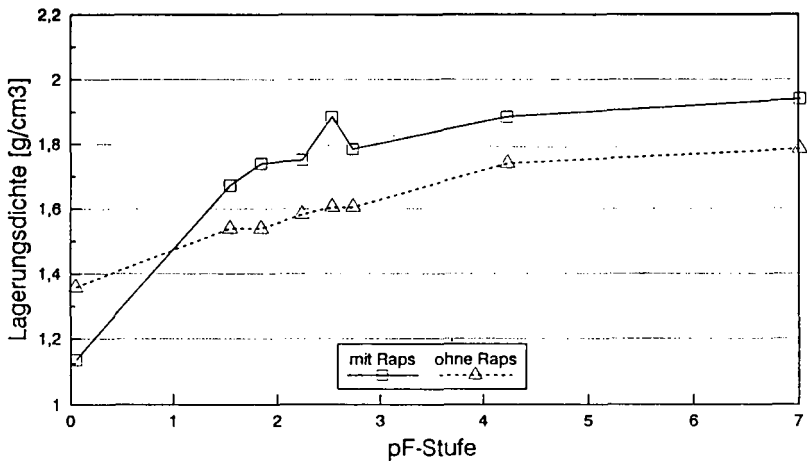


Abb. 2: pF/d_B -Beziehungen restrukturierender Aggregate aus beiden Bodensäulen (mit und ohne Rapsbewuchs während der Messung)

Diskussion

Bei der Betrachtung der Bodensäulen (=Gesamtböden) ergab sich ein deutlicher Transpirationseffekt in Form von gleichbleibend geringeren Wassergehalten. Dies zeigt, daß durch die Wurzeln eine gesteigerte Schrumpfung induziert wurde, welche in einer sofortigen Porengrößenumverteilung im gesamten Bodenzylinder zugunsten des Grobporenanteiles resultierte. Porensysteme sind demnach nicht starr.

Die Ergebnisse der Aggregatuntersuchungen waren nach den Ausführungen von HILLEL (1992) und BRUAND et al. (1994) erklärbar, wonach Wurzeln durch radiales Dickenwachstum den zur Verfügung stehende Porenraum erweitern. Folglich werden die angrenzenden Aggregate komprimiert und weisen höhere Wassergehalte auf. Diese Resultate wurden sowohl durch die höheren Lagerungsdichten der Aggregate (Abb. 2) als auch anhand der Berechnung des ungesättigten Porenvolumens (Tab. 1) unterstützt. Durch den Einfluß lebender Pflanzenwurzeln vergrößerten sich die auf die Bodenpartikel einwirkenden Meniskenkräfte mit der Folge, daß die Aggregate stärker zusammengezogen werden, d_p anstieg (MATERECHERA et al., 1992) und (bedingt durch den höheren Wassergehalt) die Möglichkeit zur Partikelparallelisierung länger bestehen blieb, womit die höhere Wasserleitfähigkeit in dieser Variante (nicht dargestellt) erklärt werden konnte.

Die Versuche haben gezeigt, daß die hydraulischen Eigenschaften in Gesamtboden und Aggregaten nicht identisch sind. Aus physiologischer Sicht optimiert eine Wurzel die Bodenstruktur zunächst. Es bleibt jedoch die Frage offen, ob nicht mit zunehmender Strukturierungsdauer durch zu starke Aggregierung mit hohen Lagerungsdichten und geringerer Wassernachlieferung auf Grund kleiner Porenquerschnitte Aggregate als Wasser- und Nährstoffreservoir ausgeschlossen werden.

Literatur

Bohne, H.: Einfluß der Aggregatgröße auf den Wasserentzug durch Roggenkeimlinge in Gefäßversuchen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 43, 205-206, 1985.

Bruand, A.; Nicoullaud, B.; Cousin, I.; Begon, J. C. und LeLay, C.: Effect of Root Growth on the Groundmass Porosity. *Symp. Acapulco, Mexico, 10.-16.7.1994, Com. I, Vol. IIb*, 86-87.

Helal, H.: Bodengefüge, Wurzelentwicklung und Wurzelfunktionen. *Z. Pflanzenern. Bodenk.*, 154, 403-407, 1991.

Materchera, S.; Dexter, A. R. und Alston, A. M.: Formation of Aggregates by Plant Roots in Homogenized Soils. *Plant and Soil*, 69-79, 1992.

Abschätzung der Sickerwasserrate und des Nitrataustrags einer Siedlungsfläche in einem Trinkwassergewinnungsgebiet

von

Kliebsch, K.* , U. Müller* und R. R. van der Ploeg**

1. Einleitung

Steigende Nitratgehalte im Rohwasser von Förderbrunnen in Wassergewinnungsgebieten haben in den letzten Jahren zu Forschungsaktivitäten und Maßnahmen geführt, die meistens auf die in dem Gebiet liegenden landwirtschaftlich und forstlich genutzten Flächen ausgerichtet waren. Siedlungsflächen blieben dabei in der Regel unberücksichtigt, obwohl sie in einigen Wasserschutzgebieten Flächenanteile bis zu 35 % (vgl. WALTHER et al. 1990) einnehmen können. Im Vergleich zu Acker- und Waldflächen zeichnen sich Siedlungsgebiete durch eine starke Heterogenität der Flächennutzung aus. In der vorliegenden Arbeit handelt es sich um das beantragte Wasserschutzgebiet "Schwaförden" (Ldkr. Diepholz), das im Bereich der Nienburg-Cloppenburg-Geest liegt. Es umfaßt eine Fläche von 950 ha, die zu 7.5 % aus der rund 1000 Einwohner zählenden Ortschaft Schwaförden besteht. Die in dem Gebiet verbreiteten Böden, die sich aus Sandlöß über Geschiebelehm entwickelt haben, sind vorwiegend Bänderparabraunerden und Plaggenesche (SCHÜLTKEN 1992). Der mittlere Jahresniederschlag erreicht 695 mm.

2. Vorgehensweise

Die Sickerwasserrate der unversiegelten Flächen in der Ortschaft wurde mit Hilfe eines numerischen Wasserhaushaltsmodells (RENGER & STREBEL 1982, WESSOLEK 1989) ermittelt. Den versiegelten Flächen werden durch Literaturliteraturauswertung Sickerwasserraten in Prozent vom jährlichen Niederschlag zugewiesen (BERLINER WASSERWERKE 1984, BINNEWIES & SCHÜTZ 1985).

Da die Hauptauswaschung von Nitrat während der Sickerwasserperiode stattfindet, wurden von November 1992 bis Mai 1993 monatlich Nmin-Werte in Hausgärten (Rasen- und Gemüseflächen) sowie von Acker- und Grünflächen (Spielplatz und Wiese) erhoben. Diese Nutzungstypen repräsentieren den überwiegenden Teil der unversiegelten Siedlungsfläche. Auf Grundlage der im Untersuchungsgebiet erfaßten Nmin-Gehalte wird zur Berechnung der winterlichen Nitratverlagerung ein Modell von VAN DER PLOEG & HUWE (1990) benutzt. Die nicht beprobten Nutzungen werden durch Daten vorhandener Literatur berücksichtigt. Unter den teildurchlässigen Versiegelungen wird der Nitrataustrag aufgrund der mit dem Niederschlagswasser und der wasserlöslichen trocken deponierten Stickstoffmenge (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE 1992) abgeschätzt. Zur Ermittlung der Sickerwasserrate und des Nitrataustrags der Ortschaft ist eine detaillierte Kartierung der Siedlungsfläche sowohl in Bezug auf die Nutzung (z.B. Gemüsefläche, Wiese) als auch auf die Art der Versiegelung (z.B. Asphalt, Verbundsteinpflaster) notwendig. Dazu wurde nach Erstellung einer Konzeptkarte unter Zuhilfenahme von Schwarz-Weiß-Luftbildern eine Geländekartierung vor Ort durchgeführt. Anschließend erfolgte durch Digitalisierung der Primärkarte eine Über-

*) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 30655 Hannover

**) Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

nahme der Informationen in die Datenverarbeitung zur flächenhaften Auswertung mit dem Niedersächsischen Bodeninformationssystem (MÜLLER et al. 1993).

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Abbildung 1 zeigt beispielhaft die Verläufe der Nmin-Gehalte einer Gemüse- und einer Rasenfläche, die in einem Hausgarten unmittelbar nebeneinander liegen. Da die Ammoniumgehalte teilweise unter der Nachweisgrenze liegen, sind nur die Nitratstickstoffgehalte dargestellt.

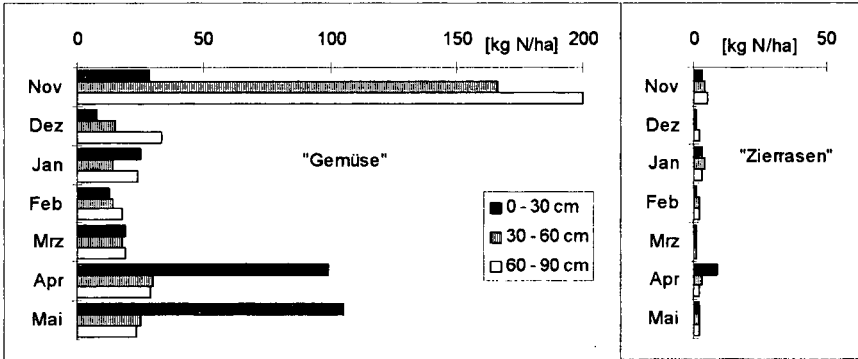


Abb. 1: Nmin-Gehalte [kg NO₃-N/ha] von November 1992 bis Mai 1993 einer Gemüsefläche (links) und einer Zierrasenfläche (rechts) in einem Hausgarten von Schwaförden

Auffallend ist der sehr hohe Nitratrestgehalt im November von über 400 kg N/ha in 0-90 cm Tiefe bei der Nutzung "Gemüse". Verantwortlich für diese Menge kann neben einer hohen N-Freisetzung des tiefgründig humosen Eschbodens eine übermäßige Düngung der Gemüsekulturen während der Vegetationsperiode sein. Dafür spricht, daß insbesondere unter Spargel, der neben anderen Kulturen in dem Garten angebaut wird, nach HUWE et al. (1991) N-Austräge von 500 kg N/ha auftreten können. Beim April- und Mai-Termin zeigt sich die Folge der Kompostearbeitung und der mineralischen Düngung im Frühjahr durch hohe Nmin-Gehalte in der obersten Bodenschicht. Vergleichsweise geringe Gehalte während der Beprobungszeit weist hingegen die neben der Gemüseparzelle befindliche Rasenfläche auf. Ebenfalls zum April macht sich eine zuvor ausgebrachte Mineraldüngung bemerkbar. Die zeitlichen Verläufe der Nmin-Gehalte der anderen Rasen- und Grünflächen unterscheiden sich kaum von dem in Abb. 1 (rechts) dargestellten Verlauf. Bei den Gemüseflächen variieren die Gehalte stärker, da zum einen das Düngungsniveau erheblich schwankt, und zum anderen der Einarbeitungstermin von organischer Substanz (Kompost, Gründüngung) entweder im Spätherbst oder im Frühjahr liegt. Die Ackerflächen weisen ähnliche Nmin-Gehalte auf wie die Gemüseflächen.

In Tabelle 1 sind die nutzungsspezifischen Flächennanteile, Sickerwasserraten und Nitratausträge dargestellt. Das betrachtete Siedlungsgebiet, das etwa zur Hälfte aus Grünflächen besteht, weist mit einem Versiegelungsgrad von 42 % eine nach BÖCKER (1985) mäßige Versiegelung auf, die für Einfamilien- und Zeilenhaussiedlungen typisch ist. Die mittlere jährliche Sickerwasserrate, an der vor allem die Nutzungen Rasen, Wiese und Verbundsteinpflaster beteiligt sind, beträgt 193 mm. Ein viertel der Ortschaft scheidet aufgrund der Überformung durch impermeable Substanzen (Beton, Asphalt, Gebäude) für die Versickerung von Niederschlagswasser und somit für eine Nitratauswaschung aus. Der nach DIEREND und SPETHMANN (1994) für Baumschulflächen geschätzte Nitrataustrag von 100 kg N/ha stellt den für Schwaförden höchsten Wert dar. Unter den

Acker- und privaten Gemüseflächen werden etwa gleich hohe Mengen an Nitrat verlagert. Bemerkenswert ist der mit fast 30 % hohe Anteil der Gemüseparzellen am gesamten Nitrataustrag aus der Siedlung bei einem Flächenanteil von nur 3.5 %.

Tab. 1: Größe, Flächenanteil, Sickerwasserrate (SWR) und Nitrataustrag (N-Austrag) der einzelnen Nutzungen und der gesamten Siedlungsfläche

Nutzung	Größe [ha]	Flächen- anteil [%]	SWR [mm/a]	Anteil an SWR [%]	N-Austrag [kg N/ha]	Anteil an N-Austrag [%]
<u>Unversiegelt</u>						
Acker	0.98	1.4	265	1.9	59	10.0
Baumschule	0.27	0.4	223	0.4	100	4.6
Baum- und Gebüschfläche	3.00	4.3	223	4.9	15	7.8
Friedhof	0.48	0.7	223	0.8	40	3.4
Gemüsefläche	2.44	3.5	277	4.9	64	27.1
Krautige Ruderalfläche	1.55	2.2	250	2.8	5	1.3
Spielplatz	0.21	0.3	250	0.4	4	0.1
Sportplatz	0.55	0.8	250	1.0	7	0.7
Wiese	11.33	16.1	250	20.8	5	9.8
Zierrasen	20.15	28.5	250	36.9	7	24.4
<u>Teilversiegelt</u>						
Betonplatten	0.23	0.3	174	0.3	3	0.1
Kleinpflaster	0.02	0.0	438	0.1	8	0.0
Klinkerziegel	1.08	1.5	278	2.2	5	0.9
Kopfsteinpflaster	0.87	1.2	278	1.8	5	0.8
Verbundsteinpflaster	9.53	13.5	278	19.4	5	8.3
Wassergebundene Decke	0.68	1.0	278	1.4	5	0.6
<u>Vollversiegelt</u>						
Asphalt	7.51	10.6	0	0.0	0	0.0
Beton	0.11	0.2	0	0.0	0	0.0
Gebäude	9.57	13.6	0	0.0	0	0.0
Gesamte Siedlungsfläche	70.58	100.0	193	100.0	8	100.0

Der von SCHÜLTEN (1992) im Einzugsgebiet Schwaförden ermittelte Nitrataustrag unter Mischwald wird für die Baum- und Gebüschflächen angenommen. Für die Friedhofsfläche erfolgt in Anlehnung an BACHMANN et al. (1992) eine Abschätzung des Austrags mit den Anteilen (0.5*Baum- und Gebüschfläche + 0.5*Gemüsefläche). Der krautigen Ruderalfläche wird der Wert von Wiese, dem Sportplatz der von Zierrasen zugewiesen. Die teilversiegelten Flächen, die hauptsächlich aus der Belagsart Verbundsteinpflaster bestehen, sind am gesamten Nitrataustrag mit etwa 10 % beteiligt. Aus den nutzungsspezifischen Austragsraten und den ermittelten Flächenanteilen ergibt sich für die Siedlungsfläche ein jährlicher Nitrataustrag von etwa 8 kg N/ha.

Die Ortschaft Schwaförden wurde Mitte der 70er Jahre an das zentrale Abwasserentsorgungsnetz angeschlossen, sodaß punktuelle Nitratausträge aus häuslichen Kleinkläranlagen nicht zu berücksichtigen sind (vgl. FOERSTER 1982). Ebenso werden keine Undichtigkeiten des etwa 20 Jahre alten Kanalnetzes angenommen. Bei erneuerungsbedürftigen Abwasserkanalsystemen können durch Leckagen nicht unerhebliche Mengen an Schmutz- und Regenwasser und mitgeführten Inhaltsstoffen aus den Abwasserrohren austreten und das Grundwasser belasten (vgl. HÄRIG 1991).

4. Schlußfolgerungen

Für eine in einem beantragten Wasserschutzgebiet liegende Siedlungsfläche wurde bei einem mittleren Jahresniederschlag von 695 mm eine jährliche Sickerwasserrate von 193 mm ermittelt. Der Nitrataustrag aus der Siedlung beträgt 8 kg N/ha*a. Einen großen Anteil an der Nitratauswaschung haben neben den Grünflächen, die fast die Hälfte des Gebietes einnehmen, die in den Hausgärten

befindlichen Gemüsebeete. Diese sind mit einem Flächenanteil von 3,5 % zu knapp 30 % am Austrag beteiligt. Hohe Kompostgaben verbunden mit übermäßiger Mineraldüngung können zu einem Stickstoffüberangebot und in der Folge zu erheblichen Reststickstoffmengen im Boden vor dem Einsetzen der Sickerwasserperiode mit anschließender Nitratverlagerung führen. Bei einer Ausweitung der in den Hausgärten gemüsebaulich genutzten Flächen ist daher eine Berücksichtigung von Siedlungen in Trinkwassergewinnungsgebieten im Hinblick auf eine mögliche Nitratbelastung des Grundwassers notwendig.

5. Literatur

- BACHMANN, J., R. PAGEL, K. H. HARTGE und R. R. VAN DER PLOEG (1992): Modellrechnungen zum flächendeckenden Austrag von Nitrat aus städtischen Grünflächen. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 68, 21-24
- BERLINER WASSERWERKE (1984): Entwicklung von Methoden zur Aufrechterhaltung der natürlichen Versickerung von Wasser. Im Rahmen der Studie "Neue Technologien in der Trinkwasserversorgung" des DVGW; in Arbeitsgemeinschaft mit der TU Berlin FB 21.
- BINNEWIES, W. und M. SCHÜTZ (1985): Gutachten über das Versickerungsverhalten Hamburger Gehwegbefestigungen. Gutachten Baubehörde Hamburg (unveröff.).
- BÖCKER, R. (1985): Bodenversiegelung - Verlust vegetationsbedeckter Flächen in Ballungsgebieten. Landschaft und Stadt, 17 (2), 57-61.
- DIEREND, W. und W. SPETHMANN (1994): Der Mineralstickstoffgehalt in Böden von Baumschulen. II. Nmin-Gehalte des Bodens im Herbst und Nitratauswaschung über Winter. Gartenbauwissenschaft, 59 (2), 62-66.
- FOERSTER, P. (1982): Belastung des Grundwassers mit Nährstoffen in einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiet, Raum Weser-Ems. In: "Anthropogene Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen, Fallstudien 1982". Veröff. des Inst. f. Stadtbauwesen der TU Braunschweig, H.34, 241-275.
- HÄRIG, F. (1991): Auswirkungen des Wasseraustausches zwischen undichten Kanalsystemen und dem Aquifer auf das Grundwasser. Diss., Universität Hannover.
- HUWE, B., R. LOCHMANN, E. STROHM, H. GÖLZ-HUWE und R. R. VAN DER PLOEG (1991): Ein Konzept zur Regionalisierung punktförmiger Daten zur Erfassung des Nitrataustrags der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Einzugsgebiet eines Wasserwerks. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 66, I, 151-154.
- MÜLLER, U., W. ECKELMANN und H. J. HEINEKE (1993): Zum Aufbau der Methodenbank im Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS). Geol. Jahrb., Reihe F, H.27, 185-196.
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (Hrsg.) (1992): Bericht über die Untersuchung von Niederschlagswasser in Niedersachsen 1988 bis 1990. Hildesheim, 1992.
- SCHÜLTKEN, H. (1992): Wasserhaushalt und Stofftransport in einem Wassereinzugsgebiet aus Sandloß über Geschiebelehm. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 68, 127-130.
- RENGER, M. und O. STREBEL (1982): Beregnungsbedürftigkeit der landwirtschaftlichen Nutzflächen in Niedersachsen. Geolog. Jahrb., Reihe F, H.13.
- VAN DER PLOEG, R. R. und B. HUWE (1990): A rational approach towards estimating soil nitrate seepage losses during winter. Symposium "Nitrates, Agriculture, Water" - Paris, November 1990. (R. Calvet, Ed.).
- WALTHER, W., E. SCHMIDT, W. HOFMANN und W. MEYER (1990): Studie Schutzgebiet Scheessel, langfristige Vorgehensweise zur Verminderung der Grundwasserbelastung. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft TU Braunschweig, H.48, 365-381.
- WESSOLEK, G. (1989): Einsatz von Wasserhaushalts- und Photosynthesemodellen in der Ökosystemanalyse. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin Nr. 61.

Auswirkungen dynamischer Belastungen auf den Boden

von

Kühner, S.*, A.C. Bailey**, W. Gräsele*, P. Winkelmann*, T. Way** und R. Horn*

Landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsverkehr stellt immer eine dynamische Belastung des Bodens dar. Die tatsächliche Geschwindigkeit ziehender Ackerschlepper ist geringer als die, die sich aus dem Abrollumfang des angetriebenen Rades errechnen würde. Schlupfverluste ergeben sich aus Reifen- und Bodenverformung und dem Durchrutschen des Reifens auf dem Boden. Dabei scheren die Stollen des Reifens den Boden ab. Schlupf kann dadurch an der Bodenoberfläche eine Fräswirkung ausüben, die zu einer Spurvertiefung und einem verstärkten Einsinken des Rades führt. Eine solche Belastung verursacht je nach Bodenstabilität eine mehr oder weniger starke Bodenbeanspruchung. Die Bodenreaktion zeigt sich in einer Änderung des Porensystems und veränderten ökologischen Eigenschaften. Im November 1993 wurde in Zusammenarbeit mit dem National Soil Dynamics Laboratory (NSDL Auburn, AL, USA) ein Experiment durchgeführt, um die Auswirkungen von Schlupf auf den Boden zu untersuchen.

Material und Methoden:

Um diese prozeborientierten Untersuchungen durchführen zu können, bedurfte es einer reproduzierbaren Definition von Randbedingungen und deren exakter Kontrolle. Deshalb wurde das Experiment in einer Bodenrinne des NSDL ausgeführt, die in Verbindung mit der dortigen Belastungsapparatur die bestmögliche Voraussetzung für solche Untersuchungen bietet. Für das Experiment galten folgende Randbedingungen:

Bodenparameter:

Bodenart: sandiger Lehm (Norfolk sandy loam); Bearbeitung: gefräst und gewalzt; Struktur: Einzelkorn; Ausgangslagerungsdichte: 1,37 Mg/m³; Wassergehalt: 7,86 Gew.%; Scherparameter: $\phi = 38^\circ$, $c = 2$ kPa (bei 3,3E-05 m/s und Ausgangslagerungsdichte).

Belastungsparameter: Reifen 18,4 R38 Armstrong Hi-Trac Radial; Stollenhöhe: 31% des Neureifens (ca. 1,5-2 cm); Reifeninnendruck: 69 kPa; Last: 17,7 kN; Fahrgeschwindigkeit: 0,15 m/s.

Messung: kombinierte Spannungsmessung mit Kiel-SST (Stress state transducer, NICHOLS et al., 1987) und Kiel-DTS (displacement transducer system, KÜHNER, 1993), sowie die Erfassung aller maschinenspezifischen Parameter durch Meßgeräte des NSDL. Die Installation des Sensorsystems erfolgte unter gestörten Bedingungen in einer Tiefe von 10 cm (Sensor SZ). Weiterhin wurden die Lagerungsdichten und Eindringwiderstände an den Meßstellen vor und nach den Befahrungen ermittelt.

Varianten: Es wurden zwei Schlupfvarianten (5% und 25%) untersucht. Die über die Bodenrinne randomisierten Meßstellen wurden jeweils zweimal mit derselben Schlupfvariante überfahren. Pro Schlupfvariante wurden sechs Wiederholungen durchgeführt.

Statistik: Varianzanalyse (IMSL for VAX) mit Signifik.-Niveaus *(95%), ***(99%), ****(99,9%).

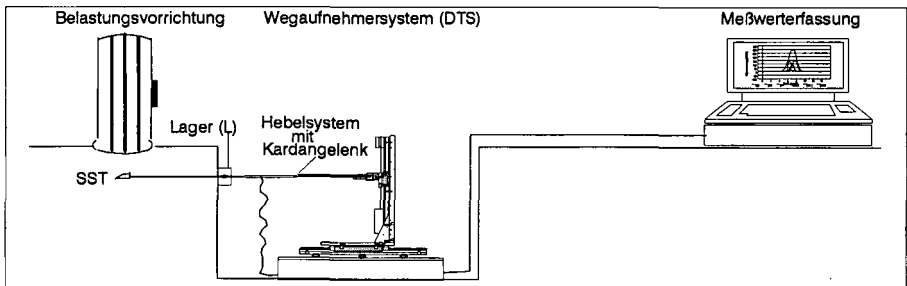


Abb. 1: Versuchsanordnung in der Bodenrinne (quer zur Fahrtrichtung)

* CAU Kiel, Inst. f. Pflanzenernährung und Bodenkunde, 24118 Kiel

** NSDL Auburn, Alabama, USA

Ergebnisse:

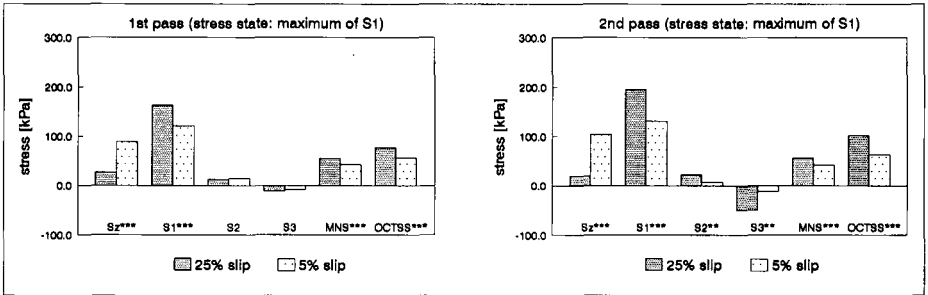


Abb. 2a und 2b: Ergebnisse der Spannungsmessungen (SST)

Die Spannungsmessungen (Abb. 2a und 2b) zeigen bei der 1. Befahrung nur im Betrag der ersten Hauptspannung (S1) signif. Unterschiede zwischen den Schluftpvarianten. Daraus ergibt sich für die 25%-Schluftpvariante eine höhere mittlere Normalspannung (MNS), die als einfachstes Maß für die insgesamt in den Boden eingetragenen Spannungen anzusehen ist. Ebenso errechnet sich für die 25%-Schluftpvariante eine höhere mittlere Scherspannung (OCTSS) aus dem Verhältnis der größten (S1) und kleinsten (S3) Hauptspannung. Bei der 2. Befahrung traf das Rad auf einen konsolidierten Boden. Dieser "festere" Boden war nun in der Lage Zugspannungen aufzunehmen. Die 25%-Schluftpvariante trägt bei der 2. Befahrung höhere Zugspannungen in den Boden ein als die 5%-Schluftpvariante. Es wird deutlich, daß die Gefährdung des Bodens durch die 25%-Schluftpvariante ansteigt, da hier vermehrt mit Scherprozessen gerechnet werden muß.

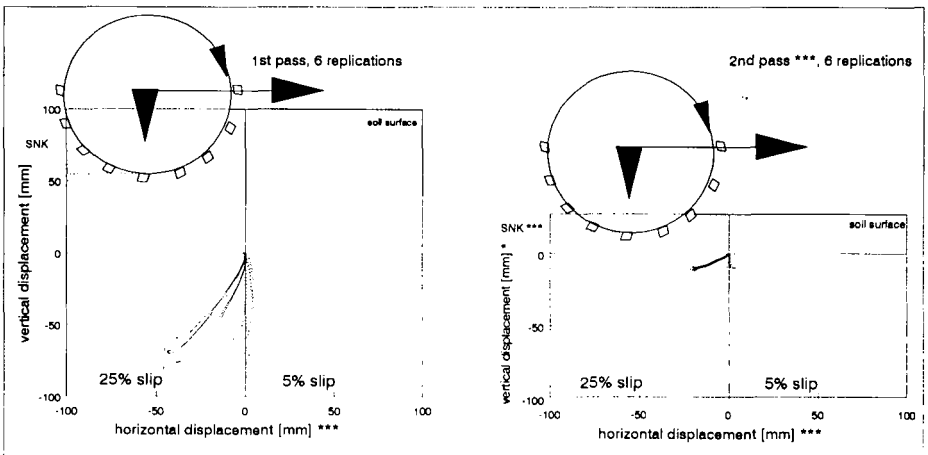


Abb. 3a und 3b: Ergebnisse der Bewegungsmessungen (DTS)

Die Bewegungsmessungen (Abb. 3a und 3b) zeigen ein zweidimensionales Bild der Bodenverformung. Bei der 1. Befahrung trifft das Rad auf einen relativ lockeren ($\text{dB } 1.37 \text{ Mg/cm}^3$), unstrukturierten Boden. Entsprechend hoch war die Beanspruchung des Bodens. Dabei verursachte die 25%-Schlupfvariante eine signif. höhere horizontale Verschiebung entgegen die Fahrrichtung. Bei der 2. Befahrung auf konsolidiertem Boden zeigte sich das gleiche Bild, wobei aber bei beiden Schlupfvarianten betragsmäßig geringere Verformungen gemessen wurden.

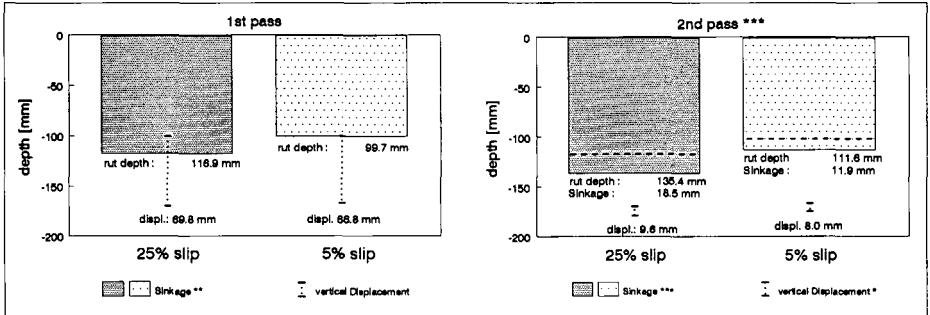


Abb. 4a und 4b: Spurtiefen und vertikale Verformung

Die Befahrungen mit 25% Schlupf hinterließen sowohl bei der 1. als auch bei der 2. Befahrung die tieferen Spuren (sinkage, SNK, Abb. 4a und 4b). Aus dem Verhältnis der vertikalen Bewegung (vertical displacement) zur Spurtiefe (Sinkage, SNK) lassen sich Aussagen über die Art der Verformung treffen. Volumenkonstante Deformation würde bei einem Verhältnis von 1:1 vorliegen. Tatsächlich handelt es sich bei allen Befahrungen um engere Verhältnisse, d.h. es trat bei allen Befahrungsvarianten eine volumenverringende Bodendeformation auf. Dabei wirkte die 25%-Schlupfvariante stärker verdichtend, was mit den ermittelten Änderungen der Lagerungsdichte an der Bodenoberfläche und in der Sensortiefe (dB , Abb. 5a und 5b) korrespondiert.

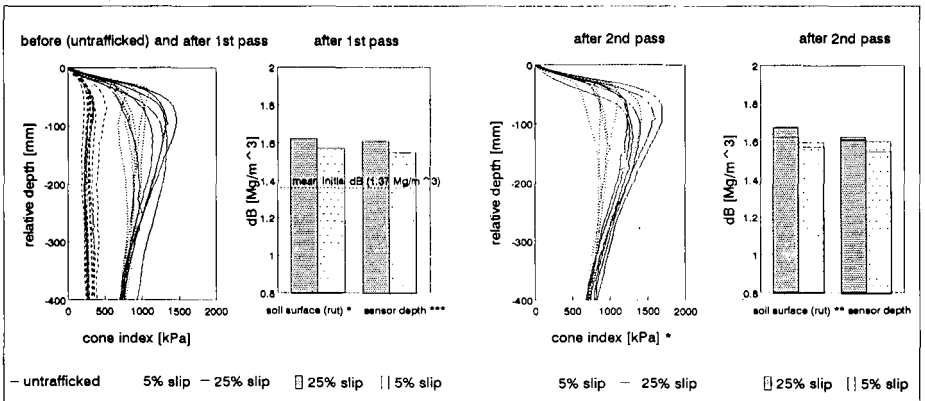


Abb. 5a und 5b: Änderung des Eindringwiderstandes und der Lagerungsdichte

Die Messung der Eindringwiderstände (cone index, Abb. 5a und 5b) zeigt eine relativ homogene Ausgangssituation (untrafficked) an allen Meßstellen der Bodenrinne. Nach der 1. Befahrung mit 5% und 25% Schlupf wurde ein gleichmäßig erhöhter Eindringwiderstand im gesamten Profil gemessen. Dabei trat kein signif. Unterschied zwischen den Schlupfvarianten auf. Bei der 25%-Schlupfvariante läßt sich jedoch ein Trend zu höheren Eindringwiderstandswerten im obersten Horizont erkennen. Die Messungen nach der 2. Befahrung bestätigen den Trend. Hier ergaben sich signif. Unterschiede zwischen den Schlupfvarianten im obersten Horizont. Der Eindringwiderstand des Unterbodens wird durch die 2. Befahrung weder bei der 5%, noch bei der 25%-Schlupfvariante weiter erhöht.

Zusammenfassung:

Der Vergleich zweier Schlupfvarianten in einer Bodenrinne lieferte reproduzierbare Ergebnisse. Aus den Spannungsmessungen läßt sich ableiten, daß höhere Schlupfbeträge die Bodenstruktur gefährden, weil dabei höhere Scherspannungen in den Boden eingetragen werden. Das gilt primär für konsolidierte Böden, da ein "locker" lagernder Boden keine Scherspannungen aufnehmen kann und auf jede Art von Belastung unmittelbar mit irreversibler Verformung reagiert. Die Bewegungsmessungen machen deutlich, wie sich die größere Dynamik der 25%-Schlupfvariante auf den Boden auswirkt. Während die 5%-Schlupfvariante bei diesen Bodenverhältnissen eine nahezu vertikale Bodenbewegung hervorruft, verursacht die 25%-Schlupfvariante zusätzlich eine Schubbewegung. Dadurch wird der Boden stärker beansprucht, was sich in einer Erhöhung der Lagerungsdichte und des Eindringwiderstandes ausdrückt. Allerdings werden durch die Dynamik des Schlupfes nur belastungsnahe Bodenzonen beansprucht, während die Gewichtskraft (Radlast) eine Beanspruchung des Bodens bis in größere Tiefen induziert.

Literatur:

- NICHOLS, T.A., A.C. BAILEY, C.E. JOHNSON and R.D. GRISSO (1987): A stress state transducer for soil. Trans., ASAE, No. 5, pp 1237-1241
- KÜHNER, S. (1993): Eine Methode zur Erfassung von spannungsinduzierten Verformungen im Boden unter fahrenden Traktoren. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 72, 1367-1370

Physikalische und mechanische Eigenschaften eines Musterstückes der Reichsbodenschätzung in Eickendorf

von

Nissen, B. und R. Horn*

Einleitung

In den 30er Jahren wurde die Reichsbodenschätzung für das ehemalige deutsche Reich durchgeführt. Der von der Bodenschätzung ausgewählte Spitzenbetrieb mit dem Reichshundertatz 100 lag in der Gemeinde Eickendorf im Kreis Calbe (heute Kreis Schönebeck, Sachsen-Anhalt). Im Spitzenbetrieb liegen 3 sogenannte Reichsmusterstücke (M82-M84), bei denen es sich um Schwarzerden aus Löß mit der Bodenzahl 100 und der Ackerzahl 104 (aufgrund von Klimazuschlägen) handelt. Nachfolgend werden physikalische und mechanische Eigenschaften des Musterstücks M 83 vorgestellt und eine Bewertung nach der KA3 durchgeführt.

Material und Methoden

Nachfolgend wird das Bodenprofil M83 beschrieben:

Bodentyp:	Schwarzerde aus Löß
Lage:	Eickendorf/Kreis Schönebeck Profil beim Reichsmusterstück M83
Klima:	mittl. Niederschlag: 480 mm mittl. Jahrestemp.: 9° C
Gestein:	Löß über Gschiebemergel
Relief:	ebene Neigung: < 2°
Höhenlage:	72 m über NN GW-Stand: GWS6
Nutzung:	Winter-Weizen

Tab. 1: Profilbeschreibung

Tiefe cm	Hori- zont	Boden- art	Farbe	Humus %	pH	CaCO ₃ %	Gefüge	Gänge
0-30	Ap	U14	10YR2/1	4,0	6,7	0,5	bro/kru	
-63	Ah	U14	5YR3/1	4,0	6,9	1,1	pla/kru	Krotow.
-75	Ach	U14	10YR6/2	1,2	7,4	32,7	pol	Krotow.
-92	ICc	U13	10YR5/6	1,1	7,8	26,4	pol/koh	Krotow.
-128	SwCc	U12	10YR6/2	0,5	7,8	15,5	koh	
>128	IISdC	S14	10YR5/4	0,1	7,7	6,9	koh	

*Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, CAU Kiel, 24118 Kiel

Im Nov. 1994 wurden nach der Weizenaussaat ungestörte Stechzylinderproben aus den ersten 5 Horizonten entnommen. Es wurden chemische (pH, Humus- und Carbonatgehalt), physikalische (Lagerungsdichte d_B , Porengrößenverteilung, gesättigte Wasserleitfähigkeit k_f , Luftpermeabilität kl) und mechanische Kennwerte (Vorbelastung P_v , Scherparameter Kohäsion c und Winkel der inneren Reibung ϕ) bestimmt. Die mechanischen Parameter wurden bei den Entwässerungsstufen pF 1.8 und pF 2.5 ermittelt, wobei die Feldkapazität (pF 1.8) den feuchtesten Bodenzustand einer Befahrung darstellen soll (z.B. Befahrung im Frühjahr); pF 2.5 soll trockeneren Feuchteverhältnissen, wie sie im Spätsommer und Herbst zur Bodenbearbeitung vorkommen, entsprechen. Die Vorbelastung ist ein Maß für die Stabilität des Bodens und wird durch Drucksetzungsversuche mit Auflasten von 10 bis 800 kPa im Ödometer bestimmt. Die Bewertung der Parameter erfolgt nach der Einstufung der Bodenkundlichen Kartieranleitung mit den 6 Stufen sehr gering(1) bis äußerst hoch(6). Die Einstufung der Luftpermeabilität nach KMOCH & HANUS (1966) und die der Vorbelastung nach HORN et.al. (1995) erfolgten ebenfalls in den Stufen 1-6.

Ergebnisse

Die Lagerungsdichte steigt mit zunehmender Tiefe von 1,19 auf 1,57 g/cm^3 an. Nur in der zweiten Probenahmetiefe (40 cm) ist eine Abweichung festzustellen. Der Boden ist hier dichter als die benachbarten Schichten. Die Luftkapazität bewegt sich - abgesehen vom A_p -Horizont (LK5 = sehr hoch), der sich im Laufe der Vegetationsperiode noch stärker setzen wird - im Bereich von gering bis mittel (LK2-3). Für die mittlere effektive n_{FK} wurde bei einem angenommenen eff. Wurzelraum von 11 dm ein sehr hoher Wert von 320 mm errechnet (n_{FKWe5}). Die gesättigte Wasserleitfähigkeit k_f bewegt sich im Bereich von gering (k_{f2}) bis äußerst hoch (k_{f6}), die Luftpermeabilität kl ähnlich von gering bis hoch. Die geringsten Leitfähigkeiten sind in 40 und 97 cm Tiefe, sehr hohe im A_p - und A_{ch} -Horizont festzustellen.

Tab. 2: Gesamtporenvolumen GPV, Luftkapazität LK, nutzbare Feldkapazität n_{FK} , Totwasser TW, Lagerungsdichte d_B und Dichte der Festsubstanz d_F

Tiefe [cm]	GPV Vol%	LK [Vol%] bei pF		n_{FK} [Vol%] bei pF		TW [Vol%]	d_B g/cm^3 Ld	d_F g/cm^3
		1.8	LK 2.5	1.8	2.5			
10-14	53,8	20,3	5 27,1	21,3	14,5	12,2	1,19	1 2,56
38-42	45,7	6,6	2 11,2	20,3	15,7	18,8	1,41	3 2,60
66-70	49,1	11,1	3 16,5	20,0	14,6	18,0	1,34	2 2,63
76-80	44,9	9,2	3 16,5	21,4	14,1	14,3	1,45	3 2,63
95-99	40,3	3,8	2 10,1	22,2	15,9	14,3	1,57	3 2,64

Als Stabilitätsparameter wird hier die Vorbelastung verwendet. Sie zeigt im A_p -Horizont sehr geringe Werte (P_v1) bei beiden Entwässerungsstufen. Unterhalb des Pflughorizontes in 40 cm Tiefe steigen die Werte auf 80 bis 90 kPa und liegen im mittleren Bereich (P_v3). In 78 cm Tiefe liegt die Stabilität im mittleren (pF 1.8) bzw. hohen Bereich (pF 2.5), in 97 cm Tiefe im hohen bzw. sehr hohen Bereich. Die Kohäsion bewegt sich im Bereich von 0 bis 24 kPa, wobei bei den stärker entwässerten Proben höhere Werte auftreten. Der Winkel der inneren Rei-

bung erreicht Werte von 30 bis 38° und zeigt höhere Werte bei den feuchteren Proben (pF 1.8).

Tab. 3: Die Vorbelastung P_v , Kohäsion c , Winkel d.i. Reibung ϕ , die gesättigte Wasserleitfähigkeit k_f und die Luftpermeabilität k_l

Tiefe [cm]	Vorbelastung [kPa]			Kohäsion [kPa]		phi [°]		$k_f \cdot 10^{-4}$ [cm/s]		$k_l \cdot 10^{-7}$ [cm ²]		
	pF 1.8	2.5	P_v	1.8	2.5	1.8	2.5	k_f		1.8	2.5	k_l
10-14	15	25	1	0	14,9	37,8	27,1	66,2	6	6,6	1,0	5
38-42	80	90	3	18,8	24,0	30,2	29,6	0,6	2	1,0	1,6	2
66-70	-	-	-	-	-	-	-	18,1	5	-	-	-
76-80	60	100	3/4	10,7	16,1	36,7	32,0	8,3	4	4,1	4,5	3
95-99	100	150	4/5	4,2	12,0	37,0	35,0	0,5	2	1,8	3,3	2/3

Abb. 1: k_f und k_l

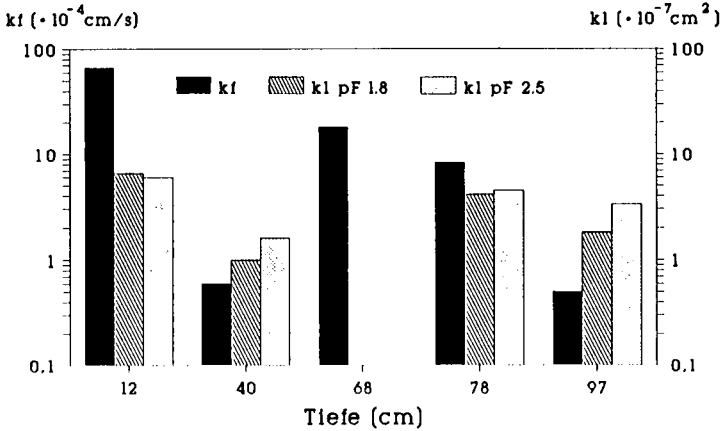
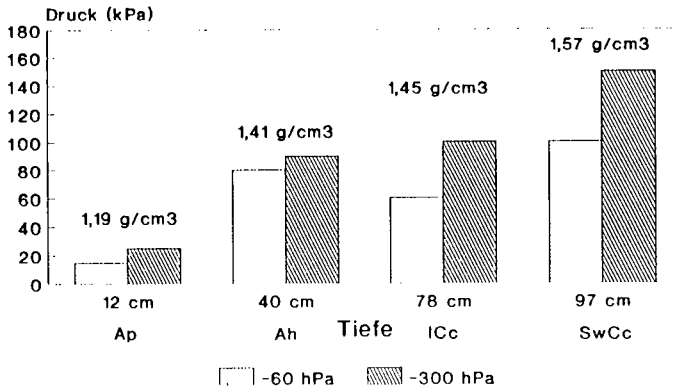


Abb. 2: Die Vorbelastung P_v in Abhängigkeit von der Bodentiefe und der Vorentwässerung



Diskussion

Auffällig ist der sehr stark gelockerte Boden im Ap-Horizont, der bei beiden pF-Stufen geringe Stabilitäten zeigt. Das wird bestätigt durch die Kohäsion, die bei pF 1.8 bei 0° liegt. Der Boden verhält sich hier wie ein Pseudosand ohne Kohäsion. Der Boden der zweiten Probenahmetiefe unter dem Ap-Horizont weist bei gleichem Bodensubstrat eine erheblich höhere Stabilität auf (Pv3). Sie ist entstanden durch den verdichtend wirkenden Fahrverkehr auf dem Acker, was auch an der höheren Lagerungsdichte im Vergleich zu den benachbarten Bodenschichten zu erkennen ist. Entsprechend nimmt das Gesamtporenvolumen ab mit dem stärksten Einbruch in der Luftkapazität, die nur noch gering ist (LK2). Daraus resultieren ebenfalls geringe Leitfähigkeiten für kf und kl. Diese Eigenschaften weisen für die zweite Probenahmetiefe auf eine Pflugsohle hin, die eine leichte plattige Struktur von ca. 15 cm Mächtigkeit zeigt. Die Werte der Kohäsion sind hier am höchsten verursacht durch die Plattenstruktur (horizontale Scherebene). In den Tiefen 78 und 97 cm steigt die Vorbelastung in den mittleren bis hohen (pF 1.8) bzw. hohen bis sehr hohen Bereich (pF 2.5). Auf Grund der geringen Kohäsionswerte in 97 cm Tiefe ist die hohe Stabilität nicht strukturbedingt, sondern durch dichte Lagerung des Bodens verursacht. In 78 cm Tiefe sind die Werte der Kohäsion höher, was durch den höheren Carbonatgehalt und stärkere Austrocknungszyklen bedingt sein kann (z.T. Polyeder).

Schlußfolgerungen

Der Ap-Horizont ist sehr instabil, stark überlockert und damit sehr verdichtungsempfindlich. Die Pflugsohle bedarf der besonderen Aufmerksamkeit, um einer weiteren Verringerung der LK und Leitfähigkeiten kf und kl entgegenzuwirken.

Die physikalischen Parameter im Unterboden liegen im mittleren Bereich bei gleichzeitig mittlerer bis sehr hoher Stabilität (Tragfähigkeit).

Die sehr hohe nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes wird erreicht ohne ein Abfallen der Luftkapazität in den kritischen Bereich (ausgenommen der Pflugsohle). Damit liegt aus physikalischer Sicht ein sehr guter Pflanzenstandort vor.

Literatur

ALTERMANN, M. u. W. Jäger (1992): Der Spitzenbetrieb der Bodenschätzung Haberhauffe/Jäger in Eickendorf. Mitteilungen d. DBG 67, 185-189

ALTERMANN, M., P.G. HOFFMANN u. M. SCHRÖDTER (1992): Exkursionsführer (Auszug) für die Fachtagung der Kommission V "Bodenschätzung gestern - heute - morgen" in Halle und Eickendorf am 14. und 15. Mai 1992. Mitteilungen d. DBG 67, 303-320

HORN, R., H.P. BLUME, H. FLEIGE, K. BOHNE, U. KRAHMER, ZAHN und DÖRING (1995): DVWK-Heft 234 (Teil 1)

KMOCH, H.G. & H. HANUS (1966): Vereinfachte Methodik und Auswertung der Permeabilitätsmessung des Bodens für Luft. Z. f. Pflanzenern. u. Bodenk. 111, 1-10

Nährstoffausträge auf Ostthüringer Untersuchungsstandorten

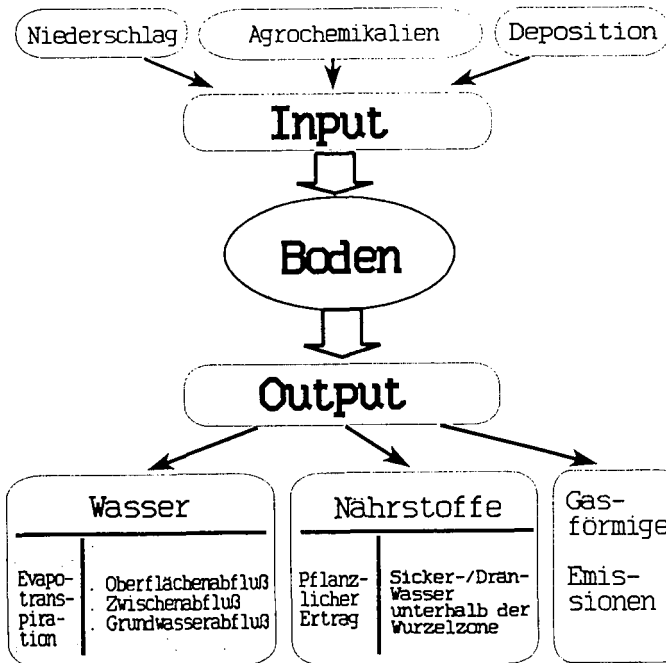
von

Pfleger, I. und L. Herold

1. Einleitung

Die Verringerung der Gewässerbelastung ist zu einem vordringlichen gesamtgesellschaftlichen Anliegen geworden. Was die Landwirtschaft als einen der Verursacher betrifft, so ist die vorhandene Nitratbelastung auf eine in den zurückliegenden Jahren unverhältnismäßig hohe Zufuhr von sowohl mineralischen als auch organischen Düngern im Vergleich zum N-Entzug durch die Pflanzen zurückzuführen.

Das Ziel der Untersuchungen ist deshalb, die Sickerwassermenge und die -qualität sowie den Stoffaustrag unter differenzierten Nutzungsbedingungen in für Thüringen repräsentativen Agrarräumen zu erfassen und aus den Ergebnissen Empfehlungen für eine den Standortgegebenheiten angepaßte umweltverträgliche Landbewirtschaftung abzuleiten.

**Meßgrößen:**

- ▶ Sickerwassergebundener Stoffaustrag: Sickerwassermenge und -qualität
- ▶ Biomassegebundener Stoffaustrag
- ▶ Chemische und physikalische Bodeneigenschaften
- ▶ Deposition

Analysenspektrum:

NO₃, NH₄, NO₂, N₂,
P, O-PO₄, K, Ca, Mg, Na
Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻,
pH, elektr. Leitfähigkeit
CSV, BSE₃, DOC, TOC *)
Schwermetalle *)
PSN-Screening *)

*) in Einzelproben

Abb. 1: Flußschema des Nährstoffaustrages

2. Untersuchungsstandorte und -methoden

Die beiden Untersuchungsstandorte in Ostthüringen befinden sich im Schiefergebirge bei Wöhlisdorf und in einem Buntsandsteingebiet bei Großebersdorf. Die Standortcharakteristika wurden in Tab. 1 zusammengefaßt.

Tabelle 1: Standortcharakteristik

	Standort I: Ostthüringer Schiefergebirge	Standort II: Östl. Thüringer Buntsandsteingebiet
Bodentyp	Fahlerde- Pseudogley	Pseudogley- Braunerde
Vorherrschende Bodenart	schluffiger Lehm- toniger Schluff	stark sandiger Lehm
mittl. langjähr. Niederschlag (mm/a)	623	640
mittl. langjähr. Temperatur (°C)	8,0	8,0
Höhe über NN	400	350
Hangneigung	schwach geneigt	schwach geneigt
pot. Wurzelraum- tiefe (cm)	90	90

Beide Untersuchungsstandorte sind meliorierte Flächen, so daß die Stoffausträge über quantitative und qualitative Ermittlungen des Dränwassers bestimmt wurden. Die Sauger und Sammler des Dränagesystems befinden sich auf den Stauschichten mit hohen Lagerungsdichten in der Tiefe von 80-90 cm. Dadurch wird das Sickerwasser unterhalb der durchwurzelbaren Zone entnommen. Die Dränmeßvorrichtungen bestehen aus dem Meßbecken mit Thompsonwehr (Dreiecksüberfall) und dem Trommelschreiber, der über die Pegelstange mit dem Schwimmer verbunden ist. Sie ermöglichen kontinuierliche Aufzeichnungen der Dränabflüsse im wöchentlichen Turnus.

3. Ergebnisse

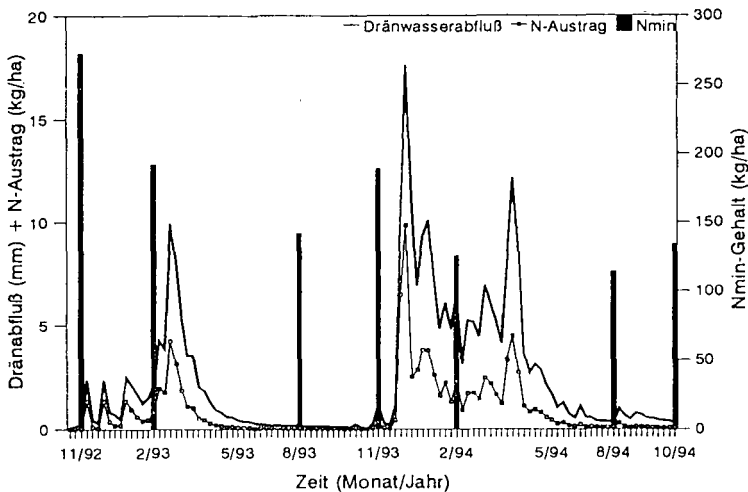
3.1 Beziehungen zwischen Dränwassermenge, N-Konzentration und N-Austrag auf einem Fahlerde Pseudogley im Ostthüringer Schiefergebirge

Erste Dränabflußmessungen (Abb. 2) im relativ trockenen hydrologischen Versuchsjahr 11/92-10/93 mit 514 mm Niederschlag führten zu einer Dränabflußspende von 70 mm. Im anschließenden feuchten Bezugsjahr mit 730 mm Niederschlag betrug die Dränwassermenge 197 mm. Die hohen Abflußraten im März 1993 sind auf die Schneeschmelze, im Dezember 1993 auf zahlreiche Einzelniederschläge und im April 1994 auf Starkniederschläge zurückzuführen.

Der enge Zusammenhang zwischen der Dränabflußmenge und dem N-Austrag ist an den fast parallelen Jahresverläufen erkennbar. Nach regressionsanalytischen Verrechnungen bestanden hochgesicherte Beziehungen zwischen diesen beiden Meßgrößen mit $B > 0,9^{***}$. Die jährliche N-Fracht lag 1993 bei 26 kgN/ha und 1994 bei 72 kgN/ha.

Es ist darauf hinzuweisen, daß der Untersuchungsstandort in den zurückliegenden Jahren hoch sowohl mit mineralischen als auch organischen Düngemitteln versorgt wurde. Hinzu kommen die trockenen Witterungsbedingungen der Jahre 1988 bis 1992, die die N-Anreicherungsvergänge im Boden begünstigten. Diese Ausgangssituation spiegelt sich in den hohen Nmin-Werten im Boden und den hohen Nitratkonzentrationen im Dränwasser im Mittel von 110 mg/l wider. Dagegen wird die N-Zufuhr aus organischen Düngern der letzten Jahre über die jährlichen negativen N-Düngungs-/Entzugsbilanzen 1993 und 1994 nicht ausgewiesen.

Abb.2: Dränwassermenge, N-Austrag und Nmin-Gehalt im Boden auf einem Fahlerde Pseudogley



3.2 Beziehungen zwischen N-Düngungs-/Entzugsbilanz, Nmin-Gehalt im Boden und Nitratkonzentration im Dränwasser auf einer Pseudogley-Braunerde im Ostthüringer Buntsandsteingebiet

Der enge Zusammenhang zwischen Dränwassermenge und N-Fracht zeigt sich auch an den 10-jährigen Meßreihen auf dem Pseudogley-Braunerde-Standort. Aus den langjährigen Untersuchungen läßt sich gleichzeitig eine deutliche Abhängigkeit des Boden-Nmin-Gehaltes im Herbst und der Nitratkonzentration im Dränwasser in der darauf folgenden Abflußperiode von der jährlichen Stick-

stoffbilanz ableiten (Tab. 2). N-Bilanzen unter Null führten zu vergleichsweise niedrigen Nmin-Gehalten im Boden und zu niedrigen Nitratkonzentrationen im Dränwasser. Sehr ungünstig wirkten sich Stickstoffbilanzen über 50 kgN/ha aus, wie die Rest-N-Mengen im Herbst von über 130 kg/ha und mittlere NO₃-Konzentrationen im Dränwasser von 140 bzw. 134 mg/l zeigen. Selbst der Minimalwert liegt hier noch oberhalb des zulässigen Grenzwertes für Trinkwasser. Es zeigt sich aber auch, daß auf fruchtbaren Ackerböden selbst bei einer negativen N-Jahresbilanz Nitratkonzentrationen, die über den kritischen Trinkwassergrenzwert liegen, nicht ausgeschlossen werden können. Trinkwasserschutzgebiete in vorwiegend ackerbaulich genutzten Gebieten bleiben deshalb selbst bei Düngungsbeschränkungen häufig problematisch.

Tab. 2: N-Düngungs-/Entzugsbilanz, Boden-Nmin-Gehalt im Herbst und Nitratkonzentration im Dränwasser in der folgenden Abflußperiode auf einer Pseudogley-Braunerde

Jährliche N-Bilanz (kg/ha)	Anzahl Jahre	Nmin-Gehalt in 0-90 cm (kg/ha)	NO ₃ -Konzentration im Dränwasser		
			Mittel	Min. (mg/l)	Max.
<-50	2	56	65	34	108
-50... 0	2	57	47	16	95
0... +50	2	66	98	44	135
+50...+100	2	147	140	54	227
>+100	2	132	134	60	157

4. Schlußfolgerungen

Die begrenzte Aussagefähigkeit der vorgestellten zweijährigen Ergebnisse und die 10-jährigen Untersuchungen zeigen, daß bewirtschaftungsbedingte Veränderungen sowie Wechselwirkungen zwischen unterschiedlichen Nutzungsintensitäten und der stofflichen Belastung des Sickerwassers nicht in einzelnen Jahresbilanzen sondern nur über Langzeitbeobachtungen nachgewiesen werden können.

Die entscheidende Voraussetzung für eine Reduzierung von Nährstoffausträgen aus Ackerflächen zur Senkung der stofflichen Belastung von Grund- und Oberflächengewässern besteht in einer möglichst ausgeglichenen N-Düngungs-/Entzugsbilanz. Auf fruchtbaren Ackerböden sind aber selbst dann noch Nitratkonzentrationen über dem kritischen Grenzwert für Trinkwasser von 50 mg/l im Dränwasser nicht auszuschließen.

Anschrift der Verfasser: Dr. Ingrid Pflieger; Dr. Lothar Herold
 Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
 Naumburger Str. 98
 07743 Jena

Berücksichtigung der Lagerungsdichte bei der dielektrischen Bestimmung des Wassergehaltes von Böden mit Hilfe der Time Domain Reflectometry (TDR)

von

Plagge, R., C. H. Roth, M. A. Malicki und M. Renger

Die Time Domain Reflectometry ist eine zerstörungsfreie Meßmethode zur Bestimmung von Wassergehalten in Böden. Sie basiert auf der Messung der Laufzeit einer elektromagnetischen Welle entlang von Wellenleitern, welche in dem zu messenden Medium eingebettet sind. Aus der Verweilzeit des Pulses entlang der Sonde kann auf die augenscheinliche dielektrische Konstante des Mediums geschlossen werden. Da Wasser mit ($\epsilon \approx 80$) eine deutlich höhere Dielektrizitätszahl, als beispielsweise mineralisches Bodenmaterial, wie Sande, Lehme und Tone ($\epsilon < 5$), Dolomit ($\epsilon \approx 6.8$), Gips ($\epsilon \approx 6$) Porzellan ($\epsilon \approx 6.5$), oder Asphalt ($\epsilon \approx 2.68$) und Luft ($\epsilon = 1$) (aus Weast 1979) besitzt, ist es möglich den volumetrischen Wassergehalt bei Anwendung einer Übertragungsfunktion abzuleiten. Sie beschreibt die Beziehung zur Dielektrizitätskonstanten. Unterschiedliche Übertragungsfunktionen wurden bereits von zahlreichen Wissenschaftlern veröffentlicht (Ansoult et al. 1985, Dobson et al. 1985, Roth, K. et al. 1990, Roth, C.H. et al. 1992, Topp et al. 1980), wobei physikalische Modelle oder empirische Regressionsmodelle verwendet werden.

Aus der Literatur, sowie aus eigenen Untersuchungen ist bekannt, daß die Eichbeziehungen zwischen unterschiedlichen Böden stark variieren können und eine monocausale eindeutige Beziehung zwischen dem Bodenwassergehalt und der Dielektrizitätskonstante des Bodens nicht existiert. Der Fehler kann je nach Bodensubstrat und verwendeter Eichfunktion beachtlich sein. Über zehn verschiedene Gruppen von Wissenschaftlern arbeiteten mit verschiedenen TDR-Geräten, sowie Meßsonden und fanden für Böden unterschiedlicher Herkunft, Typ und Lagerungsdichte eine Standardabweichung von ± 0.045 bei der Verwendung der am häufigsten eingesetzten Übertragungsfunktion von Topp et al (1980). Messungen an organischen Materialien führen dabei zu einer Unterschätzung der Wassergehalte um 0.10 bis 0.15 cm^3/cm^3 . Dirksen & Dasberg (1993) finden bei ihren Untersuchungen, daß die Eichfunktion von Topp et al (1980) nur gültig für mineralische Böden mit geringen Tongehalten und typischen Lagerungsdichten von 1.35 bis 1.5 g/cm^3 ist.

Ergebnisse

Mit dem Ziel, die Beziehung zwischen der Dielektrizitätskonstanten (ϵ) und dem Wassergehalt (θ) unterschiedlicher Böden zu analysieren, wurden bislang 62 Böden und künstliche Substrate untersucht. Diese Datenbank enthält mineralische und organische Böden mit unterschiedlicher Textur, Partikeldichte, Lagerungsdichte und Gehalten an organischer Substanz, Standarderden und künstliche Torf/Loess- und Torf/Sandmischungen, See- und Flußsande, Baumrinden, Sägespäne mit ebenfalls variierenden Partikel- und Lagerungsdichten. Zusätzlich wurden mit Standardmethoden einige charakteristische Kennwerte, wie Gesamtkohlenstoffgehalt und Humifizierungsgrad, Textur, Trockenraumdichte, Partikeldichte, sowie andere ergänzende Kennwerte ermittelt.

Die nachfolgende Abbildung 1 zeigt die gemessene Beziehung zwischen den mit TDR gemessenen Dielektrika der untersuchten Materialien und ihren thermogravimetrisch ermittelten Wassergehalten.

Die Streubreite der Wassergehaltsdaten variiert dabei zwischen $0.1 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ im trockenen Bereich bis zu $0.2 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ bei hohen Sättigungsgraden. Die Ergebnisse wurden bei Lagerungsdichten zwischen $0.086 \leq \rho \leq 1.77 \text{ g/cm}^3$ gewonnen, deren Häufigkeitsverteilung in Abbildung 2 dargestellt ist. An dieser Datenbank wurde die folgende Arbeitshypothese geprüft: *Die Bodenmatrix beeinflusst die $\epsilon(\theta)$ Beziehung. Eine dielektrische Wassergehaltsbestimmung ist nur gültig für Böden mit einer Lagerungsdichte, ρ , (und damit auch die Porosität, η), bei der auch die Übertragungsfunktion ermittelt wurde.*

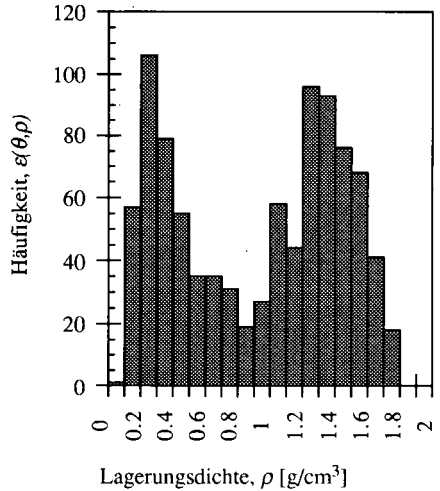
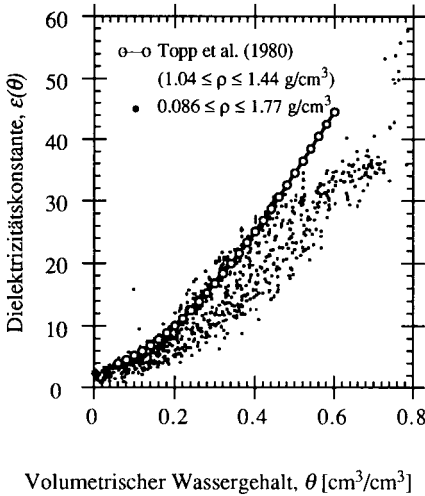


Abb. 1: Gemessene Rohdaten von ϵ versus θ , im Vergleich mit der Übertragungsfunktion von Topp et al (1980).

Abb. 2: Häufigkeit der Meßdaten innerhalb eines Intervalles mit $k \leq \rho < k+0.1$, wobei $k = 0.0, 0.1, 0.2, \dots, 1.7 \text{ g/cm}^3$ und j Klassen.

Zur Überprüfung der Hypothese wurden die Daten sämtlicher Böden nach Lagerungsdichteklassen sortiert (Abb. 2). Anschließend wurde eine lineare Funktion $\sqrt{\epsilon} = a + b\theta$ für jedes Lagerungsdichteintervall angepaßt und Interzept, $a(\rho_j)$, and Steigung, $b(\rho_j)$, für jede spezifische Klasse j ermittelt. Wie aus Abbildung 3 hervorgeht, führt eine Zunahme der Lagerungsdichte zu einer Zunahme bei Interzept und Steigung. Trägt man diese gegeneinander auf, so ergeben sich folgende funktionale Zusammenhänge:

$$a(\rho) = 0.819 + 0.168\rho + 0.159\rho^2, \quad R = 0.851 \quad 1)$$

$$b(\rho) = 7.17 + 1.18\rho, \quad R = 0.872 \quad 2)$$

Nach Einsetzen der obigen Gleichungen für Interzept (Gl. 1) und Steigung (Gl. 2) in eine lineare Gleichung erhält man die empirische matrix-sensitive Übertragungsfunktion nach Malicki et al. (1994):

$$\sqrt{\epsilon}(\theta, \rho) = 0.819 + 0.168\rho + 0.159\rho^2 + (7.17 + 1.18\rho)\theta \quad 3)$$

Durch Auflösung der obigen Gleichung 3 nach θ erhält man:

$$\theta(\varepsilon, \rho) = \frac{\sqrt{\varepsilon(\theta, \rho)} - 0.819 - 0.168\rho - 0.159\rho^2}{7.17 + 1.18\rho} \quad 4)$$

Hierbei ist $\sqrt{\varepsilon(\theta, \rho)}$ die von der Matrix beeinflusste TDR-Messung. Trägt man die um die Lagerungsdichte korrigierten Dielektrizitätskonstanten gegen den Wassergehalt auf (Abb. 4), so kann die Streuung deutlich reduziert werden. Während die unkorrigierte Messung (siehe Abb. 1) einen Standardfehler von 0.059 besitzt, beträgt der Standardfehler nach Berücksichtigung lediglich 0.028.

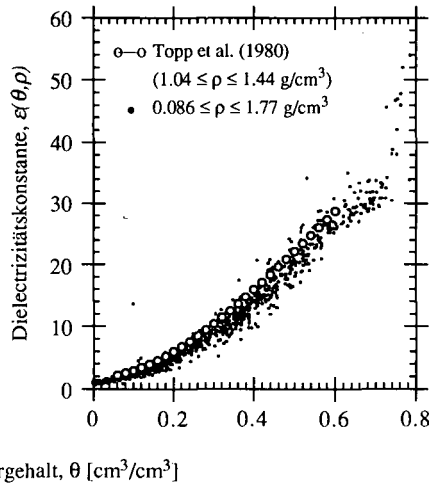
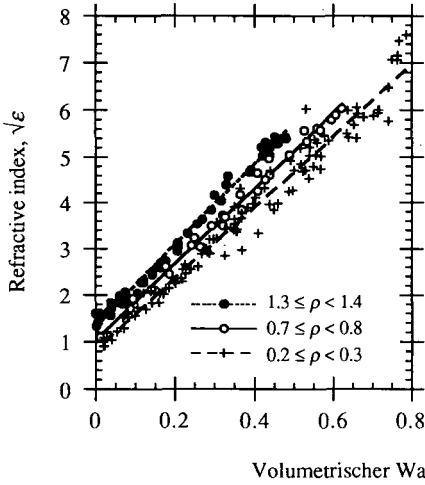


Abb. 3: Angepaßte lineare Funktionen für 3 Lagerungsdichteintervalle.

- $\sqrt{\varepsilon} = 1.33 + 8.82\theta$, R = 0.996
- $\sqrt{\varepsilon} = 1.03 + 8.19\theta$, R = 0.995
- + $\sqrt{\varepsilon} = 0.83 + 7.67\theta$, R = 0.985

Abb. 4: Normalisierte Daten (Gl. 3) von ε versus θ , unter Berücksichtigung der Lagerungsdichte, ρ , sowie die Übertragungsfunktion von Topp et al (1980).

In wie weit die Genauigkeit, der mit TDR im Feld gemessenen Wassergehaltswerte, durch Anwendung der matrix-sensitiven Übertragungsfunktion verbessert werden kann, zeigen die Untersuchungen an einem schluffigen Kolluvium für den Standort Adenstedt. Dazu wurden Messungen an einem Transekt durchgeführt, wobei sich verschiedene Bereiche mit einem ungestörten Boden ($\rho = 1.40 \text{ g/cm}^3$), einer Fahrspur ($\rho = 1.57 \text{ g/cm}^3$) und einem bearbeiteten Boden ($\rho = 1.28 \text{ g/cm}^3$) unterscheiden lassen. Zusätzlich wurden ungestörte Stechzylinder entnommen und an diesen der thermogravimetrische Wassergehalt, sowie die Lagerungsdichte ermittelt. Die Ergebnisse sind in den Abbildungen 5 und 6 dargestellt.

Die Meß- und Korrekturwerte weisen insgesamt eine große Streuung auf, was durch eine hohe räumliche Variabilität erklärt werden kann. Insgesamt kann der Standardfehler durch die matrix-sensitive Übertragungsfunktion (Gl. 4) auf ca. 0.02 vermindert werden. Vergleicht man die Ergebnisse mit Hilfe einer linearen Regressionsgeraden, so zeigen die Abweichungen von der 1:1-Linie einen systematischen Fehler an. Dieser beträgt im nicht korrigierten Fall (Abb. 5) 0.01 bis 0.04 cm^3 . Nach Einsatz der matrix-sensitiven Übertragungsfunktion kann der systematische Fehler vernachlässigt werden.

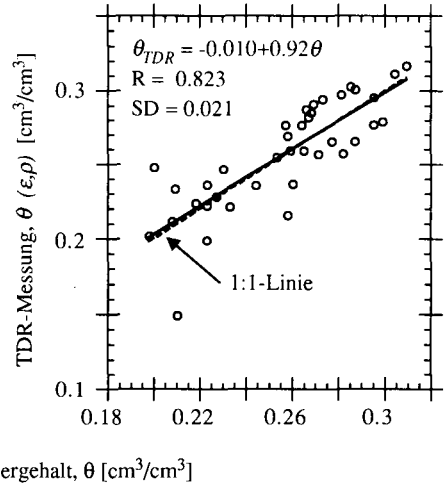
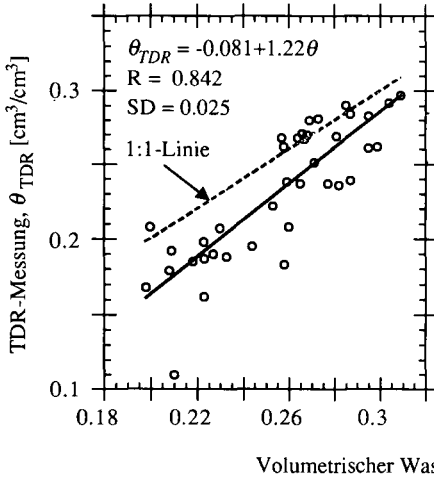


Abb. 5: TDR-Wassergehaltsbestimmung unter Verwendung einer Übertragungsfunktion, die Gültig für eine Lagerungsdichte von $1.60 \pm 0.2 \text{ g/cm}^3$ ist.

Abb. 6: Rückgerechnete Ergebnisse unter Verwendung der matrix-sensitiven Übertragungsfunktion.

Schlussfolgerungen

- o Die Bodenmatrix beeinflusst die dielektrische Wassergehaltsbestimmung mit TDR beachtlich. Ihr Einfluß kann durch Berücksichtigung der Lagerungsdichte praktisch eliminiert werden.
- o Bei dem vorliegenden Datensatz reduziert die Normalisierung der dielektrisch gemessenen Wassergehaltswerte den Standardfehler der Wassergehaltsbestimmung um 0.028.
- o Die Genauigkeit einer TDR-Messung kann nachträglich durch Einsatz der matrix-sensitiven Übertragungsfunktion verbessert werden, indemergänzend zu den TDR-Meßwerten, korrespondierende Lagerungsdichten bestimmt und die Wassergehalte neu berechnet werden.
- o Zu den mit TDR gemessenen Wassergehaltsdaten eines Pflughorizontes sollten zusätzlich die Lagerungsdichten ermittelt werden, bis die Stabilität der Bodenmatrix erreicht ist.

Literatur

Ansould, M., L. W. de Backer & M. Declercq 1985: Statistical relationship between apparent dielectric constant and water content in porous media. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **49**, 47-50.

Dirksen, C. & S. Dasberg 1993: Improved calibration of Time Domain Reflectometry soil water content measurements. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **57**, 660-667.

Dobson, M.C., F.T. Ulaby, M.T. Hallikainen & M.A. El-Rayes 1985: Mikrowave dielectric behavior of wet soil. Part II: Dielectric mixing models. *IEEE Trans. Geosci. Remote sensing*, **GE-23** (1), 35-46.

Malicki, M.A., R. Plagge & C.H. Roth 1994: Influence of matrix on TDR soil moisture readings and its elimination. Symposium and Workshop on Time Domain Reflectometry in Environmental, Infrastructure and Mining Applications, Evanston Sept.94. Special Publication SP 19-94, 105-114.

Roth, C.H., Malicki & R. Plagge 1992: Empirical evaluation of the relationship between soil dielectric constant-water content as the basis for calibration of soil moisture measurements by TDR. *Journal of Soil Science*, **43**, 1-13.

Roth, K., H. Schulin, H. Flühler & W. Attinger 1990: Calibration of Time Domain Reflectometry for water content measurement using a composite dielectric approach. *Water Resour. Res.*, **26**, 2267-2273.

Topp, G.C., J.J. Davis & A.P. Annan 1980: Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines. *Water Resour. Res.*, **16**, 579-582.

Weast J.R. 1987-1988: *Handbook of Chemistry and Physics*. CRC press Inc. Boca Raton, Florida 33431.

Eine neuartige hochauflösende Methode der Röntgencomputertomographie zur zerstörungsfreien Analyse der Porenstruktur in Bodenkernen

von

Reinken, G. *, N. Zadgorski** und F. Führ*

Einleitung und Zielsetzung

Transportvorgänge nativer und anthropogener Stoffe in Böden können grundsätzlich nur dann verstanden werden, wenn nicht nur die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Substanzen sondern auch die physikalischen und strukturellen Eigenschaften der Böden berücksichtigt werden. Besonders für eine prognostische Abschätzung möglicher Grundwasserkontaminationen auf einer großen räumlichen und zeitlichen Skala und für die Interpretation von Lysimeterstudien ist eine detaillierte Information der Bodenstruktur notwendig.

Theoretische Grundlage zur Beschreibung der Wasserbewegung und des Stofftransportes in der ungesättigten Zone ist die Richards Gleichung als verallgemeinerte Darcy Gleichung. Vor allem in strukturjerten, natürlich gewachsenen schweren Böden reicht ein einfacher eindimensionaler chromatographischer Ansatz für eine vollständige Prozeßbeschreibung nicht aus (Beven & Germann, 1982). Ergebnissen aus Lysimeterstudien verdeutlichen dieses (Gottesbüren *et al.*, 1993; Pütz, 1993). In solchen Studien wird häufig ein schneller Massenfluß beobachtet. Die Kinetik dieses „preferential flow“ deutet auf einen neuen andersartigen Transportmechanismus, der bei einer akkuraten Modellierung der Stoffverlagerung unbedingt berücksichtigt werden muß. Hierzu haben Gerke und van Genuchten ein empirisches Zwei-Porositäten-Modell vorgeschlagen (Gerke & van Genuchten, 1993). Jarvis hat einen analogen Ansatz im Modell MACRO implementiert (Jarvis, in press). Der wirkliche Mechanismus des schnellen Massenflusses kann in diesen empirischen Konzepten aber nicht berücksichtigt werden, da dieser bis jetzt unbekannt ist. Es fehlt an belastbaren experimentellen Daten aber auch an experimentellen Methoden, die eine fundierte Prozeßanalyse des preferentiellen Flusses erlauben (DFG, 1994).

In der Literatur wird der preferentielle Fluß als ein Effekt von Makroporen oder als ein Transport durch den Boden über fingerartige Strukturen diskutiert. Demnach sollte es nützlich sein, die dreidimensionalen Porenstruktur für eine Analyse der Flußdynamik durch Bodenkerne heranzuziehen. Notwendig ist hierfür eine zerstörungsfreie Abbildungsmethode. Nur wenn diese realisiert ist, können Flußexperimente an ungestörten Bodensäulen wie Multistep-Leitfähigkeitsmessungen nach van Dam (van Dam *et al.*, 1990) mittels ihrer Porenstruktur interpretiert werden. Aufgrund dessen wurden 1994 verschiedene tomographische Verfahren mit Blick auf ihre Anwendbarkeit getestet. Eines dieser Verfahren ist die Röntgenmikrotomographie. Ziel ist es, einfach zu ermittelnde Bodenstrukturparameter zu finden, mit denen der preferentielle Fluß simuliert und mögliche Grundwasserbelastungen zuverlässiger abgeschätzt werden können.

Tomographie in der Bodenforschung

In der Bodenforschung sind in den letzten 10 Jahren einige unterschiedliche tomographische Methoden angewendet worden. Jedes Verfahren gliedert sich experimentell in zwei Phasen. Im ersten Schritt wird die Bodenprobe von radioaktiver Strahlung, Röntgen- oder Gammastrahlung, durchdrungen und durch ihr spezifisches Absorptionsverhalten charakterisiert. Im zweiten Schritt

* Institut für Radioagronomie, Forschungszentrum Jülich GmbH, D-52425 Jülich

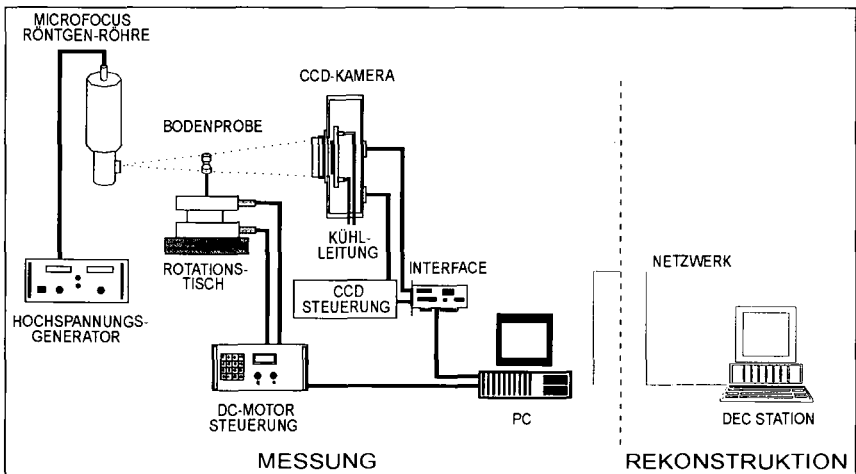
** Zentrallabor für Elektronik, Forschungszentrum Jülich GmbH, D-52425 Jülich

werden aus den zweidimensionalen Projektionsdaten mit speziellen mathematischen Algorithmen die Dichteverteilungen in den Proben rekonstruiert. Die Tomographie erlaubt so eine Visualisierung der Makroporenstruktur (Warner *et al.*, 1989; Peyton *et al.*, 1992), eine Analyse der Wasser- und Dichteverteilung (Crestana *et al.*, 1986), aber auch dynamische Messungen der Wasserverteilung in Durchflußexperimenten (Hopmanns *et al.*, 1992) oder der Regenwurmaktivität (Joschko *et al.*, 1993). Gemeinsamkeit aller Methoden ist das schichtweise Abscannen der Bodenproben. Nur einige medizinische Geräte sind in der Lage mehrere Schichten gleichzeitig zu messen (Rogasik *et al.*, 1994). Zwischen den einzelnen Schichten verbleiben aus Gründen der begrenzten Meßzeit in der Regel Lücken; die Proben werden nicht vollständig vermessen. Die dreidimensionale Verteilung und Kontinuität der Poren kann dann nicht exakt wiedergegeben werden.

Technik und Algorithmus der Röntgenmikrotomographie

Die Abb. 1 gibt den technischen Aufbau der Röntgenmikrotomographie wieder, die für eine Anwendung in der Bodenforschung optimiert wurde. Es handelt sich um eine nicht-medizinische Apparatur, die ursprünglich als Erweiterung für Elektronenmikroskope in der Materialwissenschaft entwickelt wurde (Fuhrmann, 1993). Im Gegensatz zu den anderen tomographischen Verfahren der Bodenforschung werden die Bodenproben hier nicht schichtweise abgescannt sondern als Projektion des ganzen Festkörpers abgebildet. Die Kontinuität des Poren wird somit vollständig erfaßt.

Abb. 1 Technischer Aufbau der Röntgenmikrotomographie



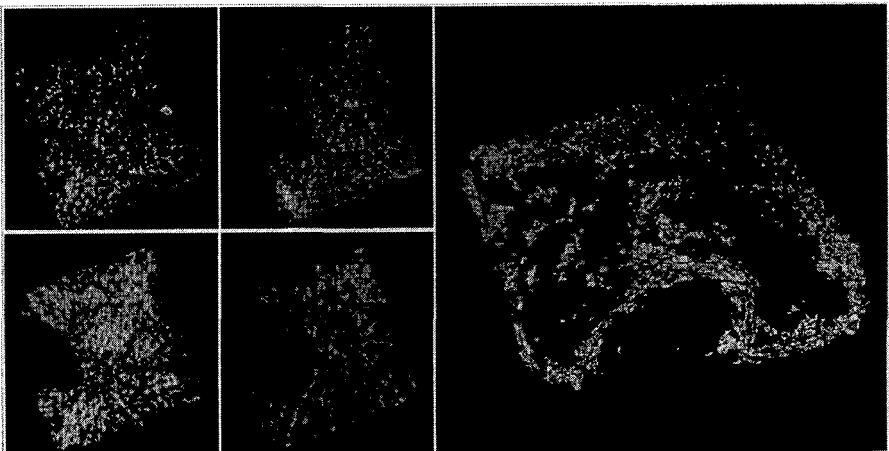
Verwendet wird ein Mikrofokusröntgensystem von KEVEX, das zwei wählbare Spotdurchmesser besitzt (10 oder 45 μm). Die Targetspannung kann bis zu 100 kV und der Elektronenstrom bis zu 0,5 mA betragen. Somit erzielt diese Röntgenröhre einen hohen Quantenfluß und extrem scharfe Projektionen auf einer speziellen CCD-Kamera als Bilddetektor. Der CCD-Chip in der Kamera von PRINCETON INSTRUMENTS ist in 512 x 512 Pixel eingeteilt. Jedes Pixel besitzt eine Kantenlänge von 20 μm . Zur Reduzierung des Untergrundrauschens wird die Kamertemperatur von einem wassergekühlten thermoelektrischen Peltierelement auf -50°C reduziert. Für die Rekonstruktion der dreidimensionalen Porenstruktur sind viele Projektionen unter verschiedenen Projektionswinkeln erforderlich. Hierfür wird die Bodenprobe auf einen steuerbaren Rotationstisch plziert. Ein Personalcomputer (PC) steuert und kontrolliert die gesamte Meßprozedur. Nach der Messung aller erforderlichen Projektionen werden die Datensätze für die Rekonstruktion auf eine DECstation 5000/240 mit 128 MB Hauptspeicher kopiert.

Als mathematischer Rekonstruktionsalgorithmus für die in Kegelstrahlgeometrie gewonnenen Datensätze wird eine spezielle Variante der „convolution back-projection“ nach Feldkamp verwendet (Feldkamp *et al.*, 1984; Fuhrmann, 1993). Zuerst werden die Rohbilder einer Untergrundkorrektur unterzogen und in ihrer Intensität normiert. Die so erzeugten zweidimensionalen Felder der Transmissionswerte werden anschließend dem implementierten Algorithmus zugeführt. Hierbei gibt jedes unter einem bestimmten Winkel aufgenommene Projektionsbild seinen Beitrag zur resultierenden, durch Rückprojektion errechneten Dichteverteilung. Für eine richtige Rekonstruktion muß die bei der Messung eingestellte Rotationsachse iterativ ermittelt werden. Eine falsch angenommene Rotationsachse hat Artefakte in den rekonstruierten Daten zur Folge. Zweidimensionale Schnitte der Porenstruktur können anschließend aus den dreidimensionalen Daten generiert werden.

Anwendung der Röntgenmikrotomographie

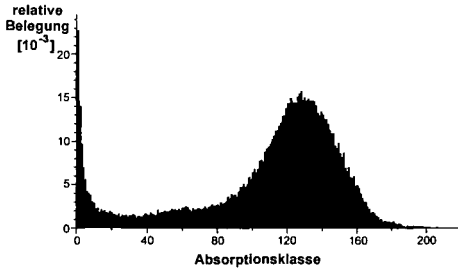
Die Abb. 2 zeigt eine tomographische Visualisierung der Struktur in einer kubischen Bodenprobe mit 2 cm Kantenlänge. Die getrocknete Probe stammt aus dem unteren Teil des Ap-Horizontes einer Parabraunerde aus Merzenhausen bei Jülich, NRW. Für die Visualisierung wurde die Public-Domain Software „XDS“ herangezogen. Auf der linken Seite sind vier vertikale Schnitte des dreidimensionalen Bodenstrukturdatenfeldes abgebildet. Die dunkleren Stellen in der Abbildung entsprechen Bodenzone mit geringerer Röntgenabsorption. Mit Luft oder Wasser gefüllte Bodenporen werden somit als schwarze Regionen sichtbar. Die größere Öffnung im linken Teil des Bodenquaders ist ein Teil eines Regenwurmröhre. Deutlich sind auch im Boden eingebettete kleine Steine als weiße Spots zu erkennen. Das Bild auf der rechten Seite gibt als Resultat eines „isosurface rendering“ Algorithmus nur die Bodenporen und die äußere Hülle der Bodenprobe als dreidimensionale Ansicht wieder. Aufgrund eines Problems in der verwendeten Software konnte nur das obere Drittel der Probe in dieser Art generiert werden. Die kleinste identifizierbare Bodenpore muß mindestens einen Durchmesser von 10 µm haben. Das entspricht einer räumlichen Auflösung von etwa 100 Lp/mm (Lp = Linienpaare). Um diese hohe Auflösung zu erreichen, mußte die Targetspannung in vielen Messungen optimiert werden. Das Optimum ergab sich zu 90 kV und entspricht einer mittleren Energie des Röntgenstrahles von etwa 45 keV. Der Elektronenstrom beträgt 0,112 mA. Insgesamt wurden unter diesen Bedingungen 72 Projektionen in 5° Schritten aufgenommen. Die Meßzeit betrug für jede Projektion 50 s und für die Gesamtmessung etwa 90 min.

Abb. 2 Tomographische Visualisierung der Bodenstruktur (vier Schnitte, eine Isosurface)



Die Graustufen der Pixel in den tomographischen Abbildungen entsprechen Zahlenwerten zwischen 0 und 1200. Diese Werte korrespondieren zu entsprechenden Dichte- und Absorptionswerten in der Bodenmatrix. Eine absolute Skalierung ist schwierig, da bei den Messungen keine Eichkörper verwendet wurden, und die Röntgenröhre prinzipiell keine scharfe Photonenenergie sondern ein Energiespektrum besitzt. Hilfreich ist die Aufstellung eines Histogrammes in dem eine Einteilung nach Absorptionsklassen vorgenommen wird. Die Abb. 3 zeigt den typischen Verlauf einer solchen

Abb. 3 Absorptionsklassenbelegung



Absorptionsklassenbelegung in einem zweidimensionalen tomographischen Schnitt. Als Klassenbreite wurde 5 gewählt, so daß insgesamt 240 Absorptionsklassen resultieren. Im Rahmen der Schwankung wird eine zweigipfelige Verteilung sichtbar. Die gaußförmige Hauptbelegung um den Mittelwert 638 findet im Bereich einer effektiv wirksamen Bodendichte statt. Der zweite Schwerpunkt liegt bei Absorptionswerten nahe Null. Diese Belegung ist ein Maß für den Volumenanteil der Makro- und Grobporen in der untersuchten Bodenprobe.

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen einer institutsübergreifenden Kooperation des Forschungszentrums Jülich durchgeführt. Besonderer Dank gilt dem Zentrallabor für angewandte Technologie für die Unterstützung während der Messungen und Prof. Dr. Halling für seine fachliche Beratung.

Literatur

Beven, K.; Germann, P. (1982) Macropores and water flow in soils. *Water Resources Research*, **18** (5), 1311-1325.

Crestana, S.; Cesaro, R.; Mascarenhas (1986) Using computed tomography miniscanner in soil science. *Soil Science*, **142** (1), 326-332.

DFG (1994) Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln: Sachstandsbericht / Deutsche Forschungsgemeinschaft. Hrsg. von der Arbeitsgruppe „Ökotoxikologie“ der Senatskommission zur Beurteilung von Stoffen in der Landwirtschaft.

Feldkamp, L.A.; Davis, L.C.; Kress, J.W. (1984) Practical cone-beam algorithm. *Journal of the Optical Society of America A*, **1** (6), 612-619.

Fuhrmann, G. (1993) Entwicklung eines Mikrotomographiesystems als Zusatz für Rasterelektronenmikroskope. PhD Thesis RWTH Aachen, Germany. In: *Berichte des Forschungszentrums Jülich*, **2718**.

Gerke, H.H.; van Genuchten, M.T. (1993) A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. *Water Resources Research*, **29** (2), 305-319.

Gottesbüren, B.; Printz, H.; Pütz, T.; Mittelstaedt, W.; Führ, F. (1993) Simulation of the water balance and the behaviour of methabenzthiazuron in lysimeters and a field trial with two simulation models. *Proc. IX Symposium Pesticide Chemistry, Piancenza, Italy*, 193-202.

Hopmans, J.W.; Vogel, T.; Koblik, P.D. (1992) X-ray tomography of soil water distribution in one-step outflow experiments. *Soil Science Society of America Journal*, **56**, 355-362.

Jarvis, N.J. (in press) Simulation of soil water dynamics and herbicide persistence in a silt loam soil using the MACRO model. *Modeling of Geo-Biosphere Processes*.

Joschko, M.; Müller, P.C.; Kotzke, K.; Döhning, W.; Larink, O. (1993) Earthworm burrow system development assessed by means of X-ray computed tomography. *Geoderma*, **56**, 209-221.

Peyton, R.L.; Haeflner, B.A.; Anderson, S.H.; Gantzer, C.J. (1992) Applying X-ray CT to measure macropore diameters in undisturbed soil cores. *Geoderma*, **53**, 329-340.

Pütz, T. (1994) Lysimeterversuche zum Verlagerungsverhalten von Methabenzthiazuron und gelöstem organischen Kohlenstoff in einer Parabraunerde, Aufbau von zwei Klimameßstationen und Untersuchungen zur Validierung des Lysimetersystems. PhD Thesis Universität Bonn, Germany. In: *Berichte des Forschungszentrums Jülich*, **2812**.

Rogasik, H.; Joschko, M.; Burnotte, J. (1994) Nutzung der Röntgen-Computertomographie zum Nachweis von Gefügeänderungen durch Mulchsaat. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, **73**, 111-114.

van Dam, J.C.; Sticker, J.N.M.; Droggers, P. (1990) From one-step to multi-step - Determination of soil hydraulic functions by outflow experiments. *Rapport 7. Landbouwniversiteit Wageningen*.

Warner, G.S.; Nieber, J.L.; Moore, I.D.; Geise, R.A. (1989) Characterizing macropores in soil by computed tomography. *Soil Science Society of America Journal*, **53** (3), 653-660.

Pedotransfer-Funktionen zur Erzeugung von Wasserretentionskurven unter Berücksichtigung bimodaler Porensysteme

von

Scheinost, A. und K. Auerswald*

Einleitung

Die Modellierung der Bodenwasserbewegung in einer heterogenen Bodenlandschaft erfordert die Kenntnis der räumlichen Variabilität der Wasserretentionsbeziehung $\theta(\Psi)$ und der Wasserleitfähigkeitsbeziehung $K(\Psi)$. Wegen der aufwendigen Messung wird $\theta(\Psi)$ häufig mittels Pedotransfer-Funktionen (PTF) aus Körnung, Corg und Trockenraumdichte (TRD) abgeschätzt (z. B. Vereecken et al. 1989). Auf der Grundlage statistischer Porenbündel-Modelle kann dann $K(\Psi)$ aus $\theta(\Psi)$ und der gesättigten Wasserleitfähigkeit K_s abgeleitet werden. Bisher zur Verfügung stehende PTF generieren $\theta(\Psi)$ -Kurven, die auf einer monomodalen, vorwiegend körnungsabhängigen Porengrößenverteilung basieren. Die Einbeziehung mehrmodaler Porensysteme, die ein Kennzeichen aggregierter Böden sind, führt jedoch zu deutlich abweichenden $K(\Psi)$ -Funktion (Durner, 1991, Othmer et al., 1991). Ziel dieser Arbeit war daher, PTF zu entwickeln, die mehrmodale Porensysteme berücksichtigen.

Material und Methoden

In einer repräsentativen, 1,5 km² großen und 1,2 m tiefen Bodenlandschaft des bayerischen Tertiärhügellandes mit kleinräumig wechselnder Bodenart (0,04 - 0,55 kg kg⁻¹ Ton) wurden 85 $\theta(\Psi)$ -Kurven an ungestörten 365-cm³-Stechzylinderproben im Drucksetzungsverfahren für $4 \leq \Psi \leq 15000$ hPa gemessen. Zusätzlich standen die Korngrößenverteilung, Corg und TRD zur Verfügung. Die Ableitung von $K(\Psi)$ erfolgte mit dem Programm "SHYPFIT" (Durner, 1993), ein Vergleich mit bestehenden PTF mit "PTF" (Tietje, 1993).

* Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München-Weihenstephan, 85350 Freising

Ergebnisse

Die $\theta(\Psi)$ -Kurven zeigten bei $4 \leq \Psi \leq 30$ hPa ein Plateau, das deutlich unter dem Gesamtporenvolumen GPV lag. Deshalb war bei einer monomodalen VG-Anpassung der Sättigungswassergehalt θ_s häufig um mehr als $0.05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ niedriger als das GPV. Diese Differenz zwischen θ_s und GPV, die durch Makroporen mit einem hydraulischen Durchmesser > 0.4 hPa zu erklären ist, konnte durch lineare Superposition zweier VG-Funktionen, d. h. durch eine doppelt sigmoide Kurve, in den Fit von $\theta(\Psi)$ einbezogen werden.

$$\theta(\Psi) = \theta_{r_t} + (\theta_{s_a} - \theta_{r_t}) \cdot \left[\frac{w_t}{1 + (\alpha_t \Psi)^{n_t}} + \frac{w_a}{1 + (\alpha_a \Psi)^{n_a}} \right]$$

mit w = Wichtungsfaktor der einfach sigmoiden Teilkurve, α = inverser Modus der Porengrößenverteilung, n = Breite der Porengrößenverteilung und den Indizes t = Matrixporen, a = Makroporen. Ein Vergleich von aus einfach und doppelt sigmoid gefitteten $\theta(\Psi)$ abgeleiteten $K(\Psi)$ -Funktionen zeigte gerade in dem Bereich, der relativ stark zum Wasser- und Stofftransport beitragen dürfte ($4 - 100$ hPa) die größten Abweichungen zwischen beiden Verfahren (Abb. 1). Dies erklärt sich mit der starken Abnahme der Leitfähigkeit im Makroporenbereich.

Um die Überparametrisierung der oben genannten Funktion zu vermeiden, wurden folgende Restriktionen eingeführt: $\theta_{s_a} = \text{GPV}$, $\theta_{s_t} = \theta_{4\text{hPa}}$, $\theta_{s_t} = 0.8 \theta_{15000\text{hPa}}$, $\alpha_a = 1 \text{ hPa}^{-1}$, $n_a = 5$. Dadurch wird eine lognormale Makroporen-Größenverteilung mit einer Obergrenze von ca. $0.4 \text{ hPa} = 8 \text{ mm}$ (Durchmesser großer Regenwurmröhren) und einer Untergrenze von $4 \text{ hPa} = 0.8 \text{ mm}$ erzeugt (Abb. 2). Der durch Matrixporen verursachte Teilbereich von $\theta(\Psi)$ beruht auf den Fit-Parametern θ_{s_t} , θ_{r_t} , α_t und n_t , die aus den Gehalten an Ton und Corg, der TRD und Korngrößenverteilungsparametern (verändert nach Shirazi und Boersma, 1984) vorhergesagt werden konnten (Scheinost, 1994). $\theta_{s_t} = \text{GPV}$ wurde aus der TRD berechnet. Mit $w_t = (\theta_{s_t} - \theta_{r_t})(\theta_{s_a} - \theta_{r_t})^{-1}$ und $w_t + w_a = 1$ konnten auch w_t und w_a abgeleitet werden.

Die Vorhersage von $\theta(\Psi)$ mit den selbst entwickelten PTF war innerhalb des Matrixporenbereich ($4 \leq \Psi \leq 15000$ hPa) erheblich genauer als bei Anwendung von PTF, die an anderen Datensätzen entwickelt wurden. $K(\Psi)$ aus gefitteten $\theta(\Psi)$ wichen nur gering von $K(\Psi)$ aus vorhergesagten Parametern ab. Derzeit wird überprüft, wie gut die aus den doppelt sigmoiden $\theta(\Psi)$ abgeleiteten $K(\Psi)$ mit Meßwerten übereinstimmen.

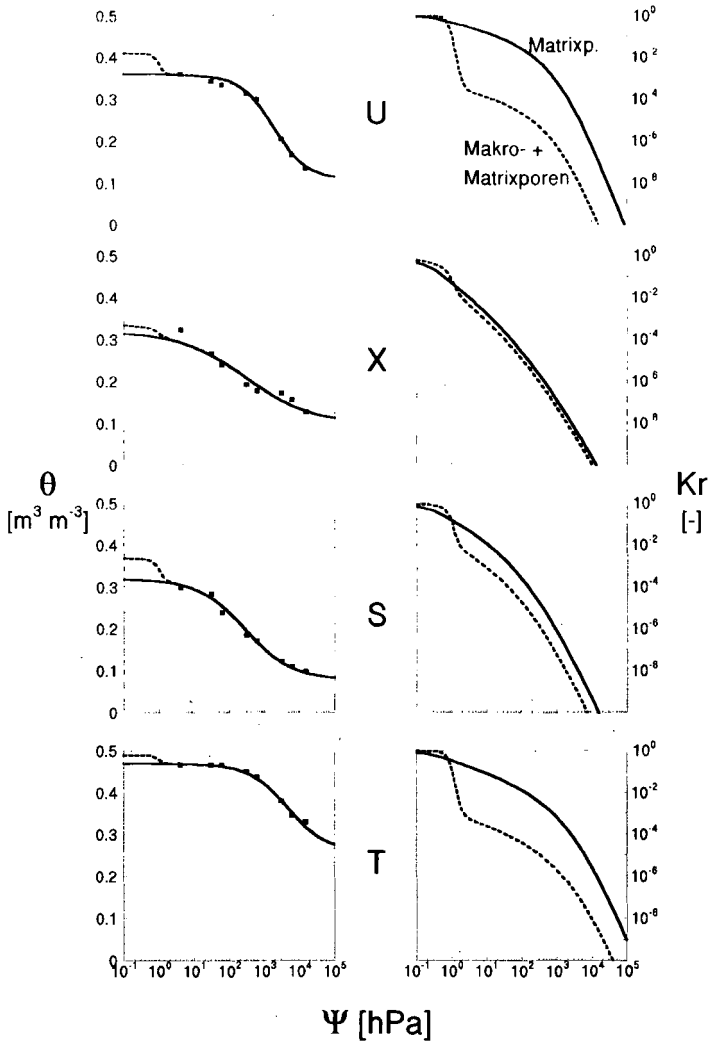


Abb. 1: Mit oben aufgeführter Gleichung und unter Einhaltung der beschriebenen Restriktionen gefittete Retentionskurven (links) und die sich daraus ergebenden Leitfähigkeitskurven (rechts). ■ = Meßwerte; U, X, S und T kennzeichnen die Beispielkurven schluffiger, kiesiger, sandiger und toniger Böden.

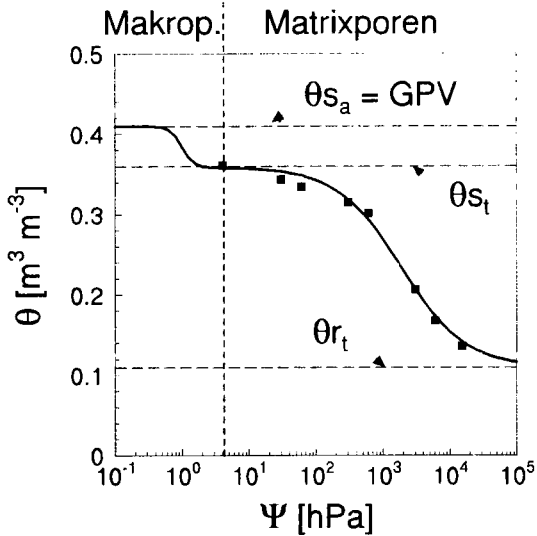


Abb. 2: Doppelt sigmoid gefittete Retentionskurve mit der bei $\theta = 4$ hPa fest vorgegebener Grenze zwischen dem Makro- und dem Matrixporensystem.

Literatur

- Dumer W. (1991) Vorhersage der hydraulischen Leitfähigkeit strukturierter Böden. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 20, 180 S.
- Dumer W. (1993) Kurzanleitung zur Benutzung des Programmes SHYFFIT. Version 0.1
- Othmer H., Diekkrüger B., Kutilek M. (1991) Bimodal porosity and unsaturated hydraulic conductivity. Soil Sci. 152: 139-150
- Scheinost A. (1994) Pedotransfer-Funktionen zum Wasser- und Stoffhaushalt einer Bodenlandschaft. Diss. TU München, 176 S.
- Shirazi M.A., Boersma L. (1984) A unifying quantitative analysis of soil texture. Soil Sci. Soc. Am. J. 48: 142-147
- Tietje O. (1993b) PTF program manual. Version 1.0. Sonderforschungsbereich 179 Braunschweig
- Vereecken H., Maes J., Feyen J., Darius P. (1989) Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density, and carbon content. Soil Sci. 148: 389-403

Danksagung

The scientific activities of the research network Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM) are financially supported by the Federal Ministry of Research and Technology (BMFT 0339370). Rent and operation expenses of the experimental farm in Scheyern are paid by the Bavarian State Ministry for Education and Culture, Science and Art.

Die Messung der hydraulischen Leitfähigkeit im Boden für die Quantifizierung der Versickerung und Grundwasserneubildung

von

Schindler, U. und L. Müller

1. EINLEITUNG

Verdunstungsverfahren werden ihrer Einfachheit halber häufig für die Quantifizierung der K- und WR-Funktion verwendet (Wind 1964, Schindler 1980, Plagge, 1991). Die mit diesen Verfahren ermittelten K- Werte besitzen eine hohe Treffsicherheit im höheren Saugspannungsbereich, während die Werte im Bereich geringer Saugspannungen größere Streuungen und Unsicherheiten aufweisen (Schindler, 1993). Besonders negativ wirkt sich dieser Tatbestand in Sandböden aus, in denen sichere K- Werte häufig erst ab einer Saugspannung >60 hPa gemessen werden können, wobei gerade in Sandböden die Kenntnis der hydraulischen Leitfähigkeit für die Quantifizierung von Abflußbildungsprozessen bei geringeren Saugspannungen von Interesse ist.

Desweiteren bestehen Einschränkungen dahingehend, daß die hydraulischen Eigenschaften nur unter Desorptions-/Verdunstungsbedingungen ermittelt werden, der Versickerungsprozeß jedoch nach einer Wiederbefeuchtung einsetzt. Hystereseinflüsse können hierbei die hydraulische Leitfähigkeit des Bodens beeinflussen (Kemmesies und Luckner, 1994).

Durchflußverfahren, bei Plagge (1991) bezeichnet als Verfahren mit kontrollierter Druckhöhe, bieten eine gute Möglichkeit, die hydraulischen Eigenschaften des Bodens unter Desorptions- als auch Sorptionsbedingungen zu erfassen. Nachteilig sind jedoch die lange Meßzeit und der teilweise hydraulisch begrenzende und zu berücksichtigende Einfluß der keramischen Platten (van Dam, u.a., 1990, Vetterlein, 1964).

Das Ziel der Arbeiten bestand deshalb darin, ein Meßverfahren so anzupassen, daß eine sichere und zeitsparende Messung der hydraulischen Leitfähigkeit im niedrigen Saugspannungsbereich möglich ist. Die Meßwerte sollen kompatibel zu denen des Verdunstungsverfahrens (Schindler, 1980) sein.

2. MATERIAL UND METHODE

-Meßprinzip:

Mit dem Verfahren werden die hydraulischen Kennfunktionen für die Sorption und Desorption im niedrigen, versickerungsrelevanten Saugspannungsbereich (1 bis 60 hPa) bestimmt.

Das Meßprinzip basiert darauf, daß eine Stechzylinderprobe zwischen zwei semipermeable Folien eingespannt und an der Oberfläche Wasser, das unter Unterdruck steht, infiltriert wird. Durch Einstellung eines abwärts gerichteten Druckgefälles zwischen den Folien wird ein Wasserfluß durch die Probe erzeugt. In die Probe sind analog dem Verdunstungsverfahren (Abb.1) Tensiometer eingebaut.

Im Zeitintervall werden gemessen:

- das infiltrierte Wasservolumen
- das ausgeflossene Wasservolumen
- die Saugspannung der Tensiometer und die Saugspannungsdifferenz
- die Probenmasse

Die K- Wertberechnung erfolgt nach Darcy für konstante Fließbedingungen, d.h. die Saugspannungen und die Einlauf- und Ausflußvolumina sind im Meßintervall gleich.

Der Unterdruck des infiltrierenden Wassers wird stufenweise variiert. Mit zunehmendem Unterdruck erfolgt die K- Wertermittlung für Desorptionsbedingungen und im umgekehrten Falle für Sorptionsbedingungen.

Die Wassergehaltsänderung ergibt sich aus der Wägedifferenz, bzw. aus der Differenz zwischen Zu- und Abflußvolumen bezogen auf das Probenvolumen..

- Meßapparatur

Die Meßapparatur (Abb. 2) besteht aus:

- einem Stechzylinder (250 cm³) mit 2 seitlich eingebauten Tensiometern und
- einem Auf-/ Untersatz in den jeweils eine semipermeable Filterfolie luftdicht eingespannt ist (Abb. 2).

Filterfolie: Ultipor N 66; Porung 0,45 µm Rückhaltevermögen, Lufteintrittspunkt > 300 hPa

Als Stützkörper für die Folie dient eine grobmaschige Siebplatte. Die konstruktive Gestaltung des Auf- und Untersatzes sind gleich. Sie können im entleerten Zustand ebenfalls als basale Abdichtung für das Verdunstungsverfahren genutzt werden. Der Aufsatz ist mit dem Einlaufgefäß verbunden, in dem der Unterdruck nach dem Boyle-Mariotteschen Gesetz reguliert und das infiltrierte Wasservolumen gemessen werden. Der Auf- /und Untersatz müssen vollständig wassergefüllt sein, um eine sichere Druckübertragung zu gewährleisten. Quarzmehl dient als Kontaktmittel zwischen Folie und Probe. Die Saugspannung an der Probenbasis wird mittels hängender Wassersäule am Untersatz eingestellt und das ausfließende Wasser in einem Meßgefäß aufgefangen.

- Versuchsdurchführung

Die Probe wird gesättigt und mit dem Verdunstungsverfahren bemessen. Als basale Abdichtung dient der Untersatz der Durchflußapparatur. Anschließend wird die Probenoberfläche vor Verdunstung geschützt, der Untersatz mit Wasser gefüllt, mittels hängender Wassersäule eine Saugspannung von ca. 60 hPa angelegt und die Probe basal bis zur Saugspannungskonstanz wiederbefeuchtet. Der Aufsatz wird mit der Probe verbunden und ein vertikal abwärts gerichteter Fluß eingestellt. Die Druckdifferenz oben/ unten wird so gewählt, daß bei dem sich einstellenden Durchfluß die Saugspannungsdifferenz zwischen den Tensiometern in der Probe möglichst gering aber sicher meßbar ist. Die Saugspannung wird, beginnend ab ca. 60 hPa zunächst stufenweise vermindert (Sorpton) und daran anschließend wieder erhöht (Desorption) und die K- Werte in den Druckstufen für v=const. ermittelt.

3: VERFAHRENSPRÜFUNG

- Probenmaterial

Untersucht wurden Proben unterschiedlicher Bodenarten (Sand bis Lehm), aber auch Niedermoortorf ist in die Verfahrensprüfung mit einbezogen worden. Für zwei Böden, in denen Versickerungs- und Grundwasserneubildungsprozesse bedeutsam sind (Tab.1), sind nachfolgend die Ergebnisse dargestellt.

Tabelle 1 Probencharakteristik

Nr.	Standort	Bodentyp	Tiefe (cm u. OK)	T %	U %	S %	PV Vol. %	TRD g/cm ³	OS %
1	Müncheberg	Braunerde (Eutric Cambisol)	50	1	8	91	37,5	1,65	0,2
2	Worin	Parabraunerde (Calcic Luvisol)	55	2	30	68	35,0	1,72	0,2

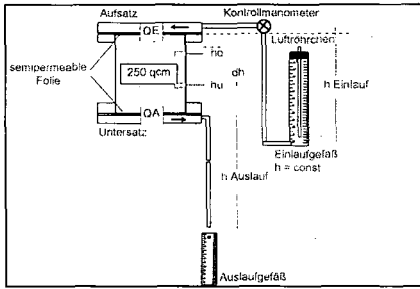


Abb. 1 Prinzipdarstellung der Durchflußapparat

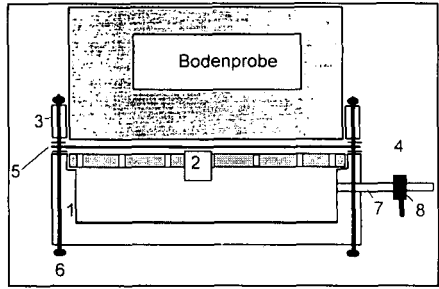


Abb. 2 Konstruktiver Aufbau des Auf- und Unteratzes der Durchflußapparat

- 1 Basisschale, 2 Siebplatte, 3 Spann- und Probenführungsring, 4 Gummidichtung, 5 semipermeable Folie, 6 Verschraubung, 7 Aus- und Einlauf, 8 Dreivegehaahn

- **Meßergebnisse**

Abb. 3 zeigt den Verlauf der hydraulischen Leitfähigkeit unter Desorptions- und Sorptionsbedingungen für einen Sand und einen lehmigen Sand. Mit dem Durchflußverfahren können die Meßbedingungen (hydraulischer Gradient, Durchfluß) so reguliert werden, daß K-Werte bis nahe Sättigung bestimmbar sind. Das gilt auch für Sandböden, in denen K- Werte von ca. 1 m/d gemessen wurden und wird ermöglicht durch die Verwendung der Filterfolie, die auch für K-Werte > 1 m/d hydraulisch nicht begrenzend wirkt.

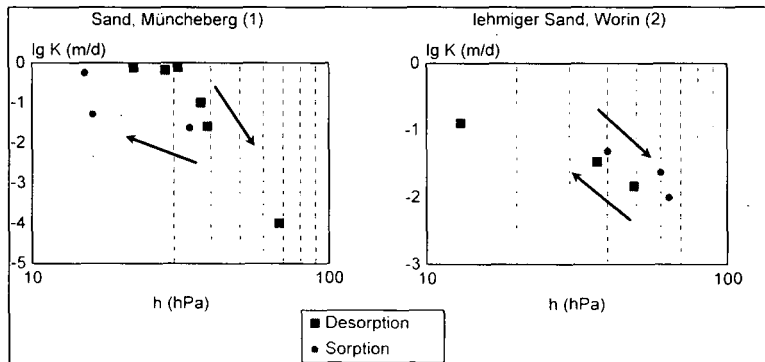


Abb. 4 Sorptions- und Desorptionskurve der hydraulischen Leitfähigkeit

Die Meßzeit differiert in Abhängigkeit von der Bodenart. Während Sandböden an einem Tag bemessen werden können, ist der Zeitbedarf für Lehm Böden, insbesondere für die kapillare Wiederaufsättigung, merklich höher und kann bis zu 8 Tagen betragen.

4. DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Mit dem Durchflußverfahren werden die K- Werte bei niedrigen Saugspannungen (< 60 hPa) bestimmt, deren Kenntnis notwendig ist für die Quantifizierung der Versickerung und Grundwasserneubildung.

Das verwendete Meßprinzip entspricht dem in natura ablaufenden Prozeß: - Wiederbefeuchtung, Versickerung und anschließende gravitative Entwässerung.

Da mit dem Durchflußverfahren K-Werte bis nahe Sättigung gemessen werden können, ist es möglich, Parameter für die Quantifizierung der Versickerung und Grundwasserneubildung zu gewinnen, als auch die Wirkung von Bodenstruktureinflüssen im Makroporenbereich auf die hydraulischen Kennfunktionen weitergehend zu untersuchen. Die Filterfolie wirkt dabei hydraulisch nicht begrenzend auf die Messung, wie das bei keramischen Platten sein kann (van Dam, u.a., 1990). Desweiteren braucht der hydraulische Widerstand der Filterfolie nicht, wie bei Vetterlein (1964) berücksichtigt werden, da die Messung des hydraulischen Gradienten durch Tensiometermessungen in der Probe direkt erfolgt.

Durch den Wechsel von Entwässerung und Wiederbefeuchtung bei der Durchflußmessung ist es möglich, hysteresis Eigenschaften des Bodens zu quantifizieren. Das betrifft die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit als auch die Wasserretentionsfunktion.

LITERATUR

- Kemmesies, O.; L. Luckner: Prozeßmodellierung und Parameteridentifikation von Zweiphasenströmungsprozessen in porösen Medien. In: Mitteilungen. Dtsch. Bodenkundl. Ges., **74** (1994), S. 281-284.
- Plagge, R.: Bestimmung der ungesättigten Leitfähigkeit im Boden. Diss., Techn. Universität zu Berlin, Inst. f. Ökologie, (1990), 152 S.
- Schindler, U.: Ein Schnellverfahren zur Messung der Wasserleitfähigkeit im teilgesättigten Boden an Stechzylinderproben. In: Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd., **24** (1980) 1, S. 1-7.
- Schindler, U.: Methodische Aspekte zur Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit mit einem Verdunstungsverfahren. In: Mitteilungen. Dtsch. Bodenkundl. Ges., **71** (1993), S. 177-180.
- van Dam, J.C.; J. N. M. Stricker; P. Droogers. From one step to multi step. Determination of soil hydraulic functions by outflow experiments. Rapport 7 (1990), Vakgroep Hydrologie, Bodemnatuurkunde en Hydraulica, Landbouuniversiteit Wageningen, The Netherlands.
- Vetterlein, E.: Ein Doppel- Membran Apparat zur Bestimmung der kapillaren Leitfähigkeit von Bodenproben. In: Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd., **8** (1964) 1, S. 37-45.
- Wind, G.P.: Capillary conductivity data estimated by a simple method. In: Proc. UNESCO/ IASH Symp. Water in the unsaturated zone, 1966, Wageningen, The Netherlands, S. 181-191.

Simulation von Wasser- und Dampftransport unter Berücksichtigung von Auflast und Temperaturgradienten

von

Schmidt, M. und K. Bohne¹

1 Problemstellung

HOLZLÖHNER (1994) und andere haben auf die Gefahr der Austrocknung mineralischer Deponiebasisabdichtungen aufmerksam gemacht, die zur Schrumpfung des tonigen Erdstoffes und schließlich zur Ribbildung führen könnte. Eine solche Austrocknung kann durch unterschiedliche Ursachen eintreten:

- **Hydraulische Gradienten**

Aus der Darcy-Gleichung folgt für $q=0$ die hydrostatische Gleichgewichtsbedingung $h(z) = -z$. Eine grundwasserferne Anordnung der Dichtung kann daher zu erheblichen negativen Werten des Porenwasserdruckes führen.

- **Dampftransport**

Durch Umsetzungen im Deponiekörper wird ein Temperaturgradient erzeugt, der eine Austrocknung der Basisabdichtung durch dampfförmigen Feuchtetransport aus der warmen Basisabdichtung in den kühleren Grundwasser-Bereich bewirken könnte. Betrachtet man den Wasserdampf als ideales Gas, das in ruhender Luft diffundiert, so ergibt sich der Diffusionsflux aus

$$q_v = - \frac{D\theta_a \xi}{RT} \frac{dp_v}{dz} \quad (1)$$

(MIYAZAKI 1993). Entsprechend PHILIP und DE VRIES (1957) muß dabei beachtet werden, daß zwischen dem Dampfdruck, der Temperatur und der Druckhöhe im flüssigen Wasser bei Gleichgewicht die Beziehung

$$p_v = p_0 \exp\left(\frac{\psi}{RT}\right) \quad (2)$$

besteht.

Weiterhin sind folgende Phänomene zu berücksichtigen:

- **Wärmetransport**

Parallel zum Wassertransport erfolgt sowohl durch Wärmeleitung in der Matrix und im Wasser als auch durch Konvektion mit dem Wasserdampf ein Wärmetransport. Die vom Wasserdampf transportierte Wärmemenge beinhaltet auch die Verdampfungswärme.

- **Thermisch bedingte hydraulische Strömung**

Die unterhalb der Deponie vorhandenen Temperaturgradienten beeinflussen die Oberflächenspannung des Wassers und erzeugen somit hydraulische Gradienten und eine thermisch bedingte Strömung flüssigen Wassers.

- **Auflastwirkung**

Eine weitere erhebliche Komplikation ergibt sich dadurch, daß der vom Deponiekörper eingetragene Auflastdruck P in Abhängigkeit vom aktuellen Quellungs Zustand mit einem Anteil β im Wasser und nur mit dem verbleibenden Anteil $(1 - \beta)$ in der Matrix wirksam wird. Hierbei ergibt sich β aus

$$\beta = \frac{1}{P_t} \int_0^{P_t} \frac{\partial e}{\partial \vartheta_l} dP \quad (3)$$

¹Universität Rostock, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz, Institut für Bodenkunde

- e Porenzahl
- ϑ Wasserzahl

Das nachfolgend dargestellte Modell versucht, die simultane und gekoppelte Wirkung der genannten physikalischen Beziehungen bei der Simulation des Austrocknungsvorganges zu berücksichtigen.

2 Modellvoraussetzungen

Es werden folgende Annahmen getroffen:

- Keine Hysterese-Effekte bei Schwellen und Schrumpfen
- Die Porenzahl als Funktion von Wasserzahl und Auflast ist eindeutig.
- Gasphase unter atmosphärischem Druck
- Im repräsentativen Elementarvolumen (REV) thermodynamisches Gleichgewicht von Wasser-, Gas- und Festphase; die Dampfdichte befindet sich im thermodynamischen Gleichgewicht mit dem Druckpotential und der Temperatur
- Die Parameter zur Berechnung von Wassergehalt und hydraulischer Leitfähigkeit nach VAN GENUCHTEN und MUALEM sind abhängig von der Porenzahl.
- Die hydraulische Leitfähigkeit ist (ausschließlich) infolge des Viskositätsverhaltens des Wassers temperaturabhängig.
- Der Zeitgradient der Auflast ist konstant.
- Die Wärmekapazität ist das volumetrische gewichtete Mittel der Wärmekapazitäten der einzelnen Phasen. Latente Verdampfungswärme wird berücksichtigt.
- Die Wärmeleitfähigkeit wird nach DE VRIES berechnet.
- Konduktive Wärmeleitfähigkeit und Konvektion von Wärme sind additiv.

3 Modellgleichungen

Starre Bodenmatrix

Das Modell für den Wasser- und Dampftransport in einem starren porösen Medium, d.h. ohne Berücksichtigung von Auflasten, Quellen oder Schrumpfen, ist eine Kombination aus den Gesetzen von Darcy, Fick und Fourier mit den Erhaltungsgleichungen und läßt sich nach SCHUMACHER und HORNING als System von vier Differentialgleichungen erster Ordnung darstellen.

$$\begin{aligned} q &= -[\mathbf{K}_{1,1} \nabla \psi + \mathbf{K}_{1,2} \nabla T + \mathbf{G}_1] \\ w &= -[\mathbf{K}_{2,1} \nabla \psi + \mathbf{K}_{2,2} \nabla T + \mathbf{G}_2] \\ \frac{\partial \theta}{\partial t} &= -\nabla q \\ \frac{\partial W}{\partial t} &= -\nabla w \end{aligned} \tag{4}$$

Dabei bezeichnet q den hydraulischen Fluß, ψ das Matrix-Potential, w den Wärmefluß, T die Temperatur $\mathbf{K}_{i,j}$ die Leitfähigkeitsmatrix, θ den Wassergehalt, W den Wärmegehalt, \mathbf{G} den Einfluß des Gravitationspotentials nach dem Darcy-Gesetz.

Variable Porenzahl

Zur Beschreibung von Quell- und Schrumpfprozessen führten SMILES und ROSENTHAL die Materialkoordinate \mathbf{m} ein, die definiert ist durch

$$\mathbf{m} = \int_0^z \frac{1}{1 + e(y)} dy \tag{5}$$

Hierbei sind z die Ortskoordinate und e die Porenzahl.

Das Gleichungssystem (4) wird nun nicht für das Gesamtvolumen, sondern auf die Festphase bezogen, formuliert.

$$\begin{aligned}
 q &= - \left[K_{1,1}^* \frac{\partial \psi}{\partial m} + K_{1,2}^* \frac{\partial T}{\partial m} + G_1^* \right] \\
 w &= - \left[K_{2,1}^* \frac{\partial \psi}{\partial m} + K_{2,2}^* \frac{\partial T}{\partial m} + G_2^* \right] \\
 \frac{\partial \vartheta}{\partial t} &= - \frac{\partial q}{\partial m} \\
 \frac{\partial \mathcal{W}}{\partial t} &= - \frac{\partial w}{\partial m}
 \end{aligned} \tag{6}$$

4 Beispiel Deponie Aurach

Grundlage der 7-Jahres-Simulation zur Deponie Aurach war die Arbeit von WESSOLEK und DÖLL. Für die Tonschicht wurde der dort angegebene Parametersatz (T1) benutzt. Die hier dargestellten Ergebnisse basieren auf dem Ansatz mit starrer Bodenmatrix.

Parameter

Parameter	Ton	Sandstein
Schichtstärke (m)	0.6	0.5
VAN GENUCHTEN-Parameter n	1.05	1.32
VAN GENUCHTEN-Parameter m	$1 - 1/n$	$1 - 1/n$
VAN GENUCHTEN-Parameter l	0.5	0.5
VAN GENUCHTEN-Parameter α (1/m)	5.4	5.8
gesättigte Leitfähigkeit (m/s)	1.38889e-9	8.10185e-8
gesättigter Wassergehalt θ_s	0.33	0.315
residualer Wassergehalt θ_r	0.05	0.0

Anfangswerte

Parameter	Ton	Sandstein
Matrix-Potential ψ (m)	-0.2	-0.2
Volumetrischer Wassergehalt θ	0.304	0.275
Temperatur (K)	283.16	283.16

Randbedingungen

Parameter	Abdeckung	Grundwasserspiegel
Matrix-Potential ψ (m)	-	0.0
Temperatur (K)	308.16	301.16
Hydraulischer Fluß (m/s)	0.0	-

Ergebnisse

In der folgenden Tabelle ist der volumetrische Wassergehalt unterhalb der Abdeckung für drei verschiedene Ortsschrittweiten, aber einheitliche Zeitschrittweitensteuerung dargestellt.

Austrocknung nach sieben Jahren

Tiefe unter Abdeckung	55 Punkte	110 Punkte	220 Punkte
0 cm	0.219	0.214	0.212
2 cm	0.232	0.222	0.218
4 cm	0.264	0.247	0.235
6 cm	0.284	0.285	0.287
8 cm	0.294	0.296	0.298
10 cm	0.298	0.300	0.301
12 cm	0.300	0.301	0.302

Bei einer 7-jährigen Simulationszeit zeigt sich zwar eine deutliche Austrocknung der Basisabdichtung in der Nähe des oberen Randes, im unteren Bereich aber wird der Anfangswassergehalt nur wenig unterschritten. Bei der Beurteilung dieses Resultates ist jedoch zu berücksichtigen, daß im vorliegenden Ton die genannten Wassergehaltsänderungen zu extrem großen Änderungen des Porenwasserdrucks führen.

Massenbilanz

Massenbilanz	55 Punkte	110 Punkte	220 Punkte
Anfangswassergehalt (mm)	320.71	320.29	320.09
Kumulativer Fluß nach 7 Jahren (mm)	-8.98	-8.84	-8.76
Änderung des Wassergehaltes nach 7 Jahren (mm)	-8.67	-8.93	-9.08
Massenbilanzfehler nach 7 Jahren (%)	3.5	1.0	3.5

Diskussion

Qualitativ läßt sich folgendes feststellen

- Bereits nach kurzer Zeit hat sich in der Bodensäule ein monoton fallender, anähernd linearer Temperaturverlauf eingestellt.

- Im Bereich oberhalb des Grundwasserspiegels stellt sich während der ersten zehn Tage ein annäherndes hydraulisches Gleichgewicht ein, das sich dann weiter stabilisiert.

- An der Grenze von Ton- und Sandsteinschicht bildet sich ein Bereich leicht erhöhter Austrocknung aus.

- Am Ende des Simulationszeitraumes treten nur noch geringe Flüsse auf.

- Bei verfeinerter Ortsdiskretisierung zeigt sich eine etwas schärfere „Austrocknungsfront“; Gesamtverlauf und kumulative Massenbilanz ändern sich dabei nicht wesentlich.

- Die Massenbilanzfehler liegen innerhalb der Integrationsgenauigkeit bei großen Zeitschritten; eine bessere Übereinstimmung ist bei Verringerung der maximalen Zeitschrittweite zu erwarten.

Damit steht die Simulation in guter Übereinstimmung zu den Ergebnissen von P. DÖLL mit dem Programm *SUMMIT*.

Auswirkungen von Grünbrache auf die bodenphysikalische Standortqualität

von

Schneider, R., C. Emmerling und D. Schröder*

Einleitung

Zur Entlastung des Agrarmarktes und Kosteneinsparung hat die EU 1988 Programme zur Finanzierung von Flächenstilllegungen beschlossen.

Es stellt sich die Frage, wie Böden unterschiedlicher Ausgangssubstrate auf eine mehrjährige Stilllegung, z.B. in Form von Grünbrache reagieren. An dieser Stelle sollen die Auswirkungen mehrjähriger Brache auf die bodenphysikalischen Standorteigenschaften von Böden aus 4 verschiedenen Substraten vorgestellt werden.

Material und Methoden

Im Hunsrück, in der Wittlicher Senke und in der Eifel wurden jeweils 4, in Ostfriesland 3 Grünbracheflächen mit benachbarten, konventionell bewirtschafteten Ackerflächen vergleichend untersucht.

Im Hunsrück handelt es sich um Braunerden aus Tonschieferfließerden (lehmgiger Schluff-schwach toniger Schluff mit wechselndem Skelettgehalt), in der Wittlicher Senke um Braunerde-Pseudogleye aus Oberrotliegendem (schluffiger Sand - schwach toniger Schluff), in der Eifel um Braunerden aus Muschelkalk (lehmgiger Schluff - schluffig toniger Lehm) und in Ostfriesland um Marschen aus brackigen Sedimenten (toniger Lehm - lehmiger Ton).

Im Frühjahr 1993, nach 5-jähriger Grünbrache, sind alle 30 Standorte der 4 Untersuchungsgebiete für bodenphysikalische Analysen in drei Tiefen beprobt worden. Die Entnahmetiefen waren 0-10cm (Oberkrume), 10-20/30cm (Unterkrume, je nach Bearbeitungstiefe) und 20/30-40/50cm (Unterboden).

Für die Analysen wurden die bei HARTGE u. HORN (1989) beschriebenen Standardmethoden angewendet.

Ergebnisse und Diskussion

Da die bodenphysikalischen Eigenschaften substratspezifisch auf die Grünbrache reagiert haben, werden die Untersuchungsgebiete/-substrate getrennt abgehandelt.

Tonschieferfließerden / Hunsrück

Die bodenphysikalischen Eigenschaften sind unter Brache günstiger als unter Ackernutzung (Tab. 1).

Besonders in den Unterkrumen und im Unterboden finden sich auf den Brachflächen mehr Grobporen und höhere Leitfähigkeiten für Wasser und Luft. Die Aggregatstabilität ist in der Ober- und Unterkrume bei Brache deutlich besser.

Die positive Entwicklung der bodenphysikalischen Standorteigenschaften unter Grünbrache ist erklärbar mit der günstigen Entwicklung der biologischen Aktivität (wie Paralleluntersuchungen ergaben) und der intensiveren Durchwurzelung. Da störende Bodenbearbeitung auf den Brachflächen unterbleibt und es aufgrund der absterbenden Wurzelmassen und der auf den Flächen verbleibenden organischen Substanz zu einer deutlichen Humusakkumulation gekommen ist, ergeben sich für die Bodenorganismen merklich günstigere Lebensbedingungen.

Besonders die Regenwürmer durchgraben den Boden und schaffen dabei kontinuierliche große Poren und durch intensive Vermischung von organischer und mineralischer Substanz stabile Aggregate (vgl. EMMERLING u. SCHRÖDER 1993; GISI et al. 1979, MARSCHNER u. STAHR 1992).

* Universität Trier, FB VI, Bodenkunde, 54286 Trier

Tab. 1: Mittelwerte der bodenphysikalischen Eigenschaften von Brach- und konventionell bewirtschafteten Vergleichsflächen auf Tonschieferfließerden des Hunsrücks (n=4)

Standort	Tiefe [cm]	GPV	P > 50µm	50-10µm	10-0,2µm [Vol. %]	< 0,2µm	R _f [g/cm ³]	K _f [cm/d]	K _{a2} [µm ²]	E _w [MPa]	ΔGMD [mm]
Brache	0-10	57,4	23,5	3,0	14,4	16,5	1,14	1552,5	96,2	1,6	0,50
	10-20	55,9	22,7	2,8	13,6	16,8	1,18	1536,3	99,9	1,7	0,42
	20-40	49,1	17,5	2,8	13,7	15,2	1,36	1065,6	40,1	1,7	
Vergl.	0-10	57,2	22,3	3,5	16,1	15,3	1,14	1056,0	71,7	1,5	1,42
	10-20	56,0	21,9	3,7	17,7	12,7	1,17	1074,6	63,9	1,6	0,71
	20-40	47,9	13,4	3,9	17,2	13,4	1,39	399,2	27,0	2,7	

Oberrotliegendes / Wittlicher Senke

Bei den Böden der Wittlicher Senke ergeben sich die günstigeren physikalischen Standortverhältnisse für die konventionelle Bewirtschaftung in allen drei Tiefen (Tab. 2).

In diesen zeitweise vernäßten Braunerde-Pseudogleyen sind die Lebensbedingungen für die Bodentiere erschwert. Pflügen, Grubbern, Eggen etc. führen zur Auflockerung und Belüftung des Bodens, wie die günstigen Kennwerte, der wie bisher weiterbewirtschafteten Vergleichsflächen in Ober- und Unterkrume zeigen. Gesamtporenvolumina, Anteile weiter Grobporen sowie Luft- und Wasserleitfähigkeit sind deutlich höher als unter Brache.

Fehlende Bodenbearbeitung in Verbindung mit zeitweise durch Nässe beeinträchtigter biologischer Aktivität führen zu dichter Lagerung unter Brache, wobei aber auch hier die bodenphysikalische Standortqualität noch als mittel einzustufen ist.

Tab. 2: Mittelwerte der bodenphysikalischen Eigenschaften von Brach- und konventionell bewirtschafteten Vergleichsflächen auf Oberrotliegendem der Wittlicher Senke (n=4)

Standort	Tiefe [cm]	GPV	P > 50µm	50-10µm	10-0,2µm [Vol. %]	< 0,2µm	R _f [g/cm ³]	K _f [cm/d]	K _{a2} [µm ²]	E _w [MPa]	ΔGMD [mm]
Brache	0-10	43,8	6,9	3,4	18,9	14,6	1,49	444,3	31,4	2,1	1,40
	10-25	40,8	5,1	3,1	17,5	15,1	1,58	417,1	12,5	2,5	2,17
	25-40	40,2	6,3	4,1	13,7	16,3	1,59	290,9	10,4	1,7	
Vergl.	0-10	48,1	14,3	3,3	19,2	11,4	1,38	1203,3	52,2	1,5	2,56
	10-25	45,8	10,5	3,5	17,9	13,9	1,44	1065,8	37,3	1,7	2,34
	25-40	39,7	4,0	2,2	12,8	20,7	1,61	772,6	8,3	2,1	

Muschelkalk / Eifel

Im dritten Untersuchungsgebiet dominieren tonigere Substrate, was die höheren Feinporenanteile (P < 0,2µm) von einheitlich größer 20 Vol. % belegen (Tab. 3). Wie für tonige Böden zu erwarten, ist der Anteil weiter Grobporen (P > 50µm), der der Luftkapazität entspricht, niedriger als bei den bisher behandelten Lehm- und Schluffböden. Teilweise konnten überhaupt keine weiten Grobporen in einzelnen Horizonten ermittelt werden.

Insgesamt belegen die physikalischen Parameter einen positiven Einfluß der Grünbrache. Besonders die Grobporenanteile > 50µm, die Wasser- und Luftpermeabilität und die Aggregatstabilität sind unter Brache höher.

Ursachen für die bessere Standortqualität bei extensiver Nutzung sind die schon für die Braunerden des Hunsrücks angeführte, Humusakkumulation, die ungestörte Entwicklung der Bodenflora und -fauna, aber auch die Schonung des Bodengefüges, das auf natürlichem Wege, z.B. durch Quellung und Schrumpfung entstanden ist.

Tab. 3: Mittelwerte der bodenphysikalischen Eigenschaften von Brach- und konventionell bewirtschafteten Vergleichsflächen auf Muschelkalk der Eifel (n=4)

Standort	Tiefe [cm]	GPV	P > 50µm	50-10µm	10-0,2µm [Vol.%]	< 0,2µm	R _t [g/cm ³]	K _t [cm/d]	K _B [µm ²]	E _W [MPa]	△GMD [mm]
Brache	0-10	46,5	7,0	3,6	14,9	21,1	1,42	465,6	20,7	2,1	0,62
	10-25	44,5	5,3	3,4	13,9	21,9	1,47	1365,0	30,3	2,5	0,66
	25-40	44,8	8,6	4,1	9,3	22,8	1,47	1074,6	34,0	2,4	
Vergl.	0-10	46,8	7,8	3,0	14,5	21,6	1,41	542,1	27,1	1,6	1,13
	10-25	43,5	2,6	3,0	14,7	23,2	1,50	62,7	4,3	1,8	1,31
	25-40	41,9	4,6	2,6	12,9	22,3	1,55	134,2	13,4	2,6	

Marschen / Ostfriesland

Kennzeichen aller Standorte sind die für lehmigen Ton typischen hohen Gesamtporenvolumina von bis zu 60 Vol. % und hohen Anteile der Feinporen von durchschnittlich 30 Vol. % (Tab. 4). Während unterhalb der Krume die Kennwerte sowohl bei Brache als auch konventioneller Beackerung als schlecht einzustufen sind, resultieren vor allem aus der Pflugarbeit deutlich positive Effekte. Bei fehlender Bodenbearbeitung neigen die nassen Tonböden zu Dichtlagerung (vgl. MARSCHNER u. STAHR 1992), was sich hier jedoch weniger in einer starken Zunahme der Bodendichte (R_t) und einer entsprechenden Abnahme des Gesamtporenvolumens (GPV) manifestiert, als vielmehr in merklich niedrigeren Anteilen gut dränierender Grobporen und damit verbunden niedrigen Luft- und Wasserleitfähigkeitswerten.

Nur die ohnehin schon sehr gute Aggregatstabilität (△GMD-Werte von 0,2-0,4mm) wird unter Brache vermutlich infolge der ungestörten Bildung stabiler Aggregate durch Quellung und Schrumpfung noch erhöht.

Tab. 4: Mittelwerte der bodenphysikalischen Eigenschaften von Brach- und konventionell bewirtschafteten Vergleichsflächen auf brackigen Sedimenten des Emslandes (n=4)

Standort	Tiefe [cm]	GPV	P > 50µm	50-10µm [Vol.%]	10-0,2µm	< 0,2µm	R _t [g/cm ³]	K _t [cm/d]	K _B [µm ²]	E _W [MPa]	△GMD [mm]
Brache	0-10	55,3	6,8	2,6	14,5	31,4	1,19	523,1	22,6	1,5	0,05
	10-30	54,6	3,7	2,2	15,2	33,5	1,21	15,7	1,5	1,1	
	30-40	53,8	2,0	1,7	16,8	33,3	1,23	26,2	1,6	1,1	
Vergl.	0-10	59,3	14,9	3,0	13,2	28,3	1,09	867,7	61,4	1,0	0,31
	10-30	57,0	9,8	2,6	14,7	29,9	1,15	612,0	26,9	1,2	
	30-40	52,8	1,5	2,0	15,6	33,8	1,26	19,4	1,4	0,9	

Fazit

Es wird deutlich, daß sich die Brache bei mittleren Böden (Schiefer und Muschelkalk) positiv auf die bodenphysikalische Standortqualität auswirken kann. Es werden vermehrt große Poren geschaffen, die zudem noch über eine gute Kontinuität verfügen, was aus den entsprechend hohen Leitfähigkeiten für Wasser und Luft ableitbar ist.

Die Aggregatstabilität wird bei Extensivnutzung in Form von Grünbrache sogar bei allen Substraten erhöht. Untersuchungen von BILLEN et al. (1994) an 30 repräsentativen Stilllegungsflächen in Baden-Württemberg belegen ebenfalls, daß an der Mehrzahl der Untersuchungsstandorte die Aggregatstabilität durch die Brache gestiegen ist.

Das müßte sich auch merklich erosionsmindernd auswirken. Dieser Effekt wurde jedoch in diesem Projekt nicht untersucht.

Es ist zu vermuten, daß sich die aufgezeigten positiven Wirkungen bei längerer Brachedauer noch verstärken oder aber bei erneuter konventioneller Bewirtschaftung einen gewissen Zeitraum überdauern können.

Sandige bis lehmige Schluffe die unter Staunässe leiden (Braunerde-Pseudogleye) oder Tonböden (Marschen) mit Grundwassereinfluß reagieren auf extensive Nutzung ohne mechanisch lockern- den Eingriff eher negativ. Damit verhalten sich diese Standorte hinsichtlich der Brachlegung äh- nlich wie bei reduzierter Bodenbearbeitung. Sie benötigen offenbar einen regelmäßigen tieferen mechanischen Eingriff.

Literatur

- BILLEN, N. et al. (1992): Auswirkungen einer Brachlegung auf die Aggregat- und Humusstabi- lität unterschiedlicher Standortstypen.- *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 72, 1339-1342
- EMMERLING, C. u. SCHRÖDER, D. (1993): Auswirkungen einer 4jährigen Dauerbrache im Rahmen der Flächenstilllegung auf bodenchemische und -mikrobiologische Eigenschaften sowie die Besiedlung durch Regenwürmer.- *VDLUFA-Schriftenreihe*, 37, 625-628
- GISI, U., FROSSARD, P.O. u. OERTLI, J.J. (1979): Bodenkundlicher Vergleich von Kultur- und Brachland im Schweizer Jura.- *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 142, 639-654
- HARTGE, K.H. u. HORN, R. (1989): Die physikalische Untersuchung von Böden.- 2. Aufl., Stuttgart
- MARSCHNER, B. u. STAHR, K. (1992): Auswirkungen von Flächenstilllegungen auf Boden- eigenschaften.- *Informationen zur Raumentwicklung*, H.7/1992, 579-600

Dem Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten von Rheinland-Pfalz sei für die finanzielle Unterstützung des Forschungsprojektes gedankt.

Ein Vergleich von Onestep-, Multistep- und kontinuierlichen Gradientenverfahren zur Bestimmung hydraulischer Funktionen von Bodensäulen

von

Schultze, B.* , T. Zurmühl** und W. Durner*

Einführung

Zur Abschätzung des Wasser- und Stofftransports in Böden werden in zunehmendem Maße numerische Simulationsmodelle eingesetzt. Der entscheidende Engpaß bei der Anwendung solcher Modelle auf natürliche Böden liegt heute auf der Seite der Parameterbestimmungen. Die wichtigsten Parameter für die Simulation des Wassertransports sind die Wassergehalts-Wasserspannungs-Beziehung (Retentionskurve) und die Beziehung zwischen der hydraulischen Leitfähigkeit und dem Wassergehalt (K -Kurve). Weil die klassischen Feldmethoden zur Bestimmung hydraulischer Eigenschaften einen beträchtlichen instrumentellen Aufwand und viel Zeit erfordern, werden Messungen meist an kleinen Stechzylinder-Bodenproben im Labor durchgeführt. Die Bestimmung der Retentionskurve erfolgt in der Regel über die Druck- oder Saugplattenmethode, die Bestimmung der gesättigten Leitfähigkeit über die Constant Head oder die Falling Head Methode. Die ungesättigte Leitfähigkeitsfunktion wird oft nicht gemessen, sondern aus der Retentionskurve nach dem van Genuchten/Mualem Modell abgeschätzt. Wie Durner (1991) zeigte, ist diese Abschätzung für natürlich gelagerte Böden, die ein strukturiertes Porensystem aufweisen, äußerst problematisch.

Gegenüber der skizzierten Bestimmungsmethodik gibt es folgende Kritikpunkte:

- Die Methodik ist langsam (Gleichgewichtseinstellung für Retentionskurvenbestimmung).
- Die Hysterese der Retentionskurve wird nicht gemessen.
- Die verwendeten Probegrößen sind zu gering. Dies verursacht eine große Variabilität der Ergebnisse, und eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Störungen, die durch die Entnahme aus dem ursprünglichen Bodenverbund und den Meßvorgang selbst hervorgerufen werden. Ferner ist die Probengröße oft unter der notwendigen Größe des repräsentativen Elementarvolumens (REV) eines Bodens (Messungen auf der falschen Skala).
- Messungen von Retentionseigenschaften und Leitfähigkeiten sind oft inkonsistent, weil die Bestimmung von Retentionskurve und hydraulischer Leitfähigkeit an verschiedenen Proben erfolgt. Andererseits verdeckt die Mittelung von Retentions- und Leitfähigkeitsfunktionen wichtige Struktureigenschaften von Einzelproben.

Aus dem Gesagten folgt, daß alle hydraulischen Größen simultan *in situ* oder wenigstens an möglichst großen Bodenproben bestimmt werden sollten. Als geeignetes Werkzeug zur Identifikation von der hydraulischen Eigenschaften dient die inverse Simulation. Hierbei werden

*Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, Universitätsstraße 30, 95440 Bayreuth
e-mail: durner@uni-bayreuth.de, bernd.schultze@uni-bayreuth.de

**Abteilung Bodenkunde, Universität Hohenheim, Stuttgart
e-mail: tzurmuhl@mephisto.bodenkunde.uni-hohenheim.de

Meßdaten ausgewertet, die aus instationären Fließbedingungen gewonnen wurden. Unter Vorgabe eines Modells für die hydraulischen Funktionen wird das Experiment wiederholt simuliert. Die Funktionsparameter werden dabei systematisch verändert, bis sich die bestmögliche Übereinstimmung zwischen Messung und Simulation ergibt.

Obwohl die Art der Veränderung der Randbedingungen im Prinzip beliebig ist, wurde in der Vergangenheit für Experimente an Bodensäulen überwiegend das sogenannte Onestep-Verfahren verwendet (van Dam et al., 1992). Hierbei wird an einem Ende der Bodensäule der anliegende Wasserdruck in einem Schritt von einem Ausgangswert, meist Sättigung, auf einen sehr wesentlich niedrigeren Wert abgesenkt. Der beobachtete kumulative Ausfluß wird registriert und dient zusammen mit in der Bodensäule gemessenen Saugspannungswerten als Datengrundlage für die Auswertung. An der Onestep-Methode wurde in der Vergangenheit Kritik geübt, weil ein abrupter Wechsel von höherem zu niedrigerem Druck in der Wasserphase in der Natur nicht vorkommt. Es wird ferner vermutet, daß die schnelle Änderung der Randbedingung zu einem physikalischen Ungleichgewicht in der Bodenprobe führen kann, und die beobachteten Fließprozesse sich somit nicht länger mit der Richardsgleichung (unter Vorgabe einer Gleichgewichtsretentionskurve) beschreiben lassen. Weiterhin können aufgrund von Korrelationen zwischen Parametern große Probleme hinsichtlich einer eindeutigen Identifizierbarkeit der Parameter auftauchen. Als Alternative zur Onestep-Methode können Multistep-Methoden verwendet werden, bei dem der Kapillardruck am Rand in mehreren kleinen Schritten verändert wird. Als Grenzfall der Multistep-Methode wurde von Durner (1991) eine kontinuierliche Veränderung des Drucks vorgeschlagen. Diese Methode wird im folgenden "kontinuierliche Methode" genannt.

Ziel dieser Arbeit ist es, drei verschiedene Varianten der Ausfluß/Rückflußmethode hinsichtlich ihrer Eignung zur Bestimmung hydraulischer Eigenschaften zu untersuchen. Die drei Varianten sind die Onestep-Methode, die Multistep-Methode und die kontinuierliche Gradientenmethode mit linearem Druckabfall. Zunächst werden die Ergebnisse einer numerischen Sensitivitätsstudie von Zurmühl (1994) vorgestellt. Daran anschließend werden diese Ergebnisse experimentell überprüft und diskutiert.

Sensitivitätsanalyse

Zurmühl (1994) hat die Onestep-, die Multistep- und die kontinuierliche Gradientenmethode hinsichtlich der Identifizierbarkeit der hydraulischen Parameter theoretisch untersucht. Auf Basis numerischer Simulationen wurden für einen Sand- und einen Tonboden Sensitivitätsanalysen für hydraulische Parameter durchgeführt. Als Modell für die hydraulischen Eigenschaften diente das van Genuchten/Mualem Modell. Beginnend mit Wassersättigung, wurde einer 15.3 cm langen Bodensäule durch Absenkung des Matrixpotentials von $\psi_{Rand}^n = +15$ cm auf $\psi_{Rand}^n = -60$ cm Wasser entzogen. Die Potentialabsenkung erfolgte auf drei verschiedene Weisen:

- In einem Schritt ("Onestep"),
- In 11 Schritten innerhalb von 20 Stunden ("Multistep").
- Durch einen linearen Druckabfall über 20 Stunden ("Kontinuierlich").

Neben dem trivialen Ergebnis, daß Restwassergehalt θ_r und Sättigungswassergehalt θ_s nicht gleichzeitig optimiert werden können, ergaben sich zusammengefaßt folgende Aussagen:

- Die Multistep-Methode liefert als einzige völlig unabhängige Parameter und erscheint somit am besten geeignet, um Parameter durch inverse Modellierung zu bestimmen.
- An zweiter Stelle steht die Kontinuierlich-Methode, bei der nur die gesättigte Leitfähigkeit hoch mit θ_s korreliert ist.

- Bei *Onestep* zeigen α und n im frühen Verlauf des Ausflusses eine hohe Korrelation, im späteren Verlauf gilt dies vor allem für α und θ_s . Diese Methode erweist sich somit als die am wenigsten geeignete Methode, da recht hohe Abhängigkeiten der einzelnen Parameter auftreten.

Experimente

Für den experimentellen Methodenvergleich wurde ein Sandboden von einem Standort bei Forchheim, Bayern ausgewählt. Bodenproben von 1000 cm³ Inhalt (9.4 cm Durchmesser, 14.5 cm Höhe) wurden in zwei Parallelen möglichst ungestört aus einem B_v -Horizont entnommen und im Labor in eine computergesteuerte Versuchsanlage eingebaut. Mit dieser Anlage wurden die vorgegebenen Randbedingungen gesteuert und zeitkontinuierlich und hochauflösend der kumulative Aus- und Rückfluß sowie Matrixpotential im Boden über Tensiometer gemessen. Eine detaillierte Beschreibung des Bodens und des experimentellen Aufbaus findet sich in Zurmühl (1994). Als Randbedingungen wurden an beiden Parallelproben jeweils zweimal hintereinander die drei Varianten *Multistep*, *Kontinuierlich* und *Onestep* für Aus- und Rückfluß durchfahren.

Die gemessenen Verläufe der Aus- bzw. Rückflußkurven wurden zusammen mit den gemessenen Tensionen als Zielgrößen für die inverse Simulation der Experimente verwendet. Die Parameteroptimierung erfolgte mit dem Programm NOLIPEST 2.0 (Zurmühl, 1994). Dieses Modell ist in der Lage, die Parameter uni- und bimodaler hysteretischer hydraulische Funktionen zu optimieren. Als Hysteresemodell diente das Modell von Kool und Parker (1987).

Ergebnisse und Diskussion

Die beobachteten Tensionsverläufe und die Aus- und Rückflußkurven waren für die der parallelen Bodensäulen praktisch identisch. Abbildung 1 (unten) zeigt für eine der Parallelen und die drei Varianten den Verlauf der Tensionen in der Bodensäule sowie die Differenz des hydraulischen Potentials. Abbildung 1 (oben) zeigt die gemessenen und simulierten kumulativen Ausfluß- und Rückflußkurven.

Es zeigte sich, daß die Aus- und auch die Rückflüsse mit dem van Genuchten/Mualem Modell sehr gut beschrieben werden konnten, sofern die Optimierungen für die Hysteresescäste *getrennt* erfolgten. Der Versuch, mit dem hysteretischen Modell die Gesamtverläufe zu beschreiben, brachte eine deutliche Verschlechterung der Anpassung. Offensichtlich ist das Hysterese Modell nach Kool und Parker (1987) für den vorliegenden Boden ungeeignet. Die abgebildeten simulierten Aus-/Rückflußkurven (Abb. 1, oben) wurden für die Drainage und Infiltration *getrennt* optimiert.

Durch Variation der Startwerte wurde geprüft, ob die Parameteridentifikation zu eindeutigen Optima führte. Während die Parameter für die *Multistep* und die *Kontinuierlich* jeweils eindeutig identifiziert werden konnten, führten für *Onestep* unterschiedliche Anfangswerte zu unterschiedlichen Ergebnissen.[†] Die *Onestep*-Methode ist also im Rahmen unseres experimentellen Aufbaus zur Parameterbestimmung ungeeignet. *Multistep* und *Kontinuierlich* führten dagegen zu fast identischen Ergebnissen. *Kontinuierlich* führte im Vergleich zur *Multistep* zu engeren Konfidenzintervallen für die Parameter.

[†]Dies gilt auch für weitere Versuche an Lehm Böden, deren Ergebnisse in einer Diplomarbeit (Schultze B., Ein Vergleich instationärer Verfahren zur Bestimmung hydraulischer Funktionen von Bodensäulen durch inverse Simulation. Diplomarbeit, Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth 1995) dokumentiert sind.

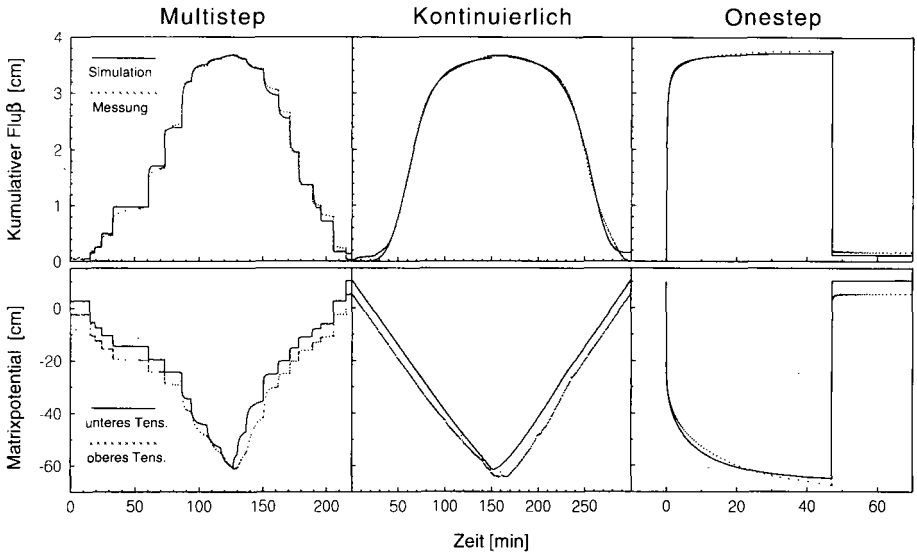


Abb.1: Ausflußkurven und Tensionsverläufe der Experimente.

Schlußfolgerungen

Die experimentellen Untersuchungen haben gezeigt, daß

- Aus- und Rückflußexperimente eine geeignete Methode darstellen, um hydraulische Eigenschaften größerer (1000cm^3) Bodensäulen durch inverse Simulation integral und simultan zu bestimmen.
- die Onestep-Methode ungeeignet, die Multistep-Methode und die Methode mit kontinuierlicher Druckveränderung dagegen gleichermaßen geeignet sind, hydraulische Parameter zu identifizieren.
- die Methode mit linearer Veränderung des Potentialgradienten zu den geringsten Unsicherheiten bei der Parameterbestimmung führte.
- das Hysteresemodell nach Kool und Parker (1987) die beobachteten hysteretischen Verläufe von Potential und kumulativem Aus- und Rückfluß nicht beschreiben kann.

Literatur

- Durner, W. 1991, Vorhersage der hydraulischen Leitfähigkeit strukturierter Böden. *Bayreuther Bodenkundliche Berichte* **20**, 1–180.
- Kool, J.B. und J.C. Parker, 1987, Development and evaluation of closed-form expressions for hysteretic soil hydraulic properties. *Water Resources Research* **23**(1), 105–114.
- van Dam, J.C., J.N.M. Stricker und P. Droogers, 1992, Inverse method for determining soil hydraulic functions from one-step outflow experiments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **56**, 1042–1050.
- Zurmühl, T. 1994. Validierung konvektiv-dispersiver Modelle zur Berechnung des instationären Stofftransports in ungestörten Bodensäulen. *Bayreuther Bodenkundliche Berichte* **36**, 1–204.

Möglichkeiten und Grenzen einer Korngrößenanalyse mittels Laserbeugung

von

Sinowski, W. und A. Scheinost⁺

1 Einleitung

Im Vergleich zum konventionellen Sieb- und Schlämverfahren für die Ermittlung von Korngrößenverteilungen von Böden verspricht das Verfahren der Laserbeugung eine größere Auflösung der Verteilungskurve in mehr Korngrößenfraktionen bei deutlich geringerem Arbeits- und Zeitaufwand. Dies kann speziell für Fragestellungen, die eine hohe Probenanzahl erfordern, ein entscheidender Vorteil gegenüber dem konventionellen Verfahren sein. Bei der praktischen Anwendung der Laserbeugung für die Korngrößenmessung zeigten sich jedoch Einschränkungen in der Anwendbarkeit dieses Verfahrens, die hier aufgezeigt werden sollen.

2 Methode

Innerhalb des Versuchsgutes Scheyern (150 ha, bei Pfaffenhofen a. d. Ilm) im Unterbayerischen Tertiärhügelland wurden mit 19 Bodenprofilen (Musterprofilen) das Spektrum der Böden des Untersuchungsgebietes abgedeckt. Zusätzlich wurde das gesamte Untersuchungsgebiet in einem regelmäßigen, rechtwinkligen 50m×50m-Raster systematisch beprobt (2500 Einzelproben). Mit Hilfe der 19 Musterprofile (106 Einzelproben) sollte eine Umrechnungsmethode zwischen dem konventionellen Sieb- und Schlämverfahren nach HARTGE & HORN (1989) und dem Meßverfahren mittels Laserbeugung entwickelt werden.

Korngrößenanalyse der Proben des 50m×50m-Rasters:

Für Korngrößen größer 100 µm wurde das Siebverfahren nach HARTGE & HORN (1989) durchgeführt. Für Korngrößen unter 100 µm wurde das Analysenverfahren mittels Laserbeugung nach HEUER & LESCHONSKI (1985) verwendet. Die Analyse mittels Laserbeugung wurde mit dem Analysegerät HELOS (Fa. Sympatec) durchgeführt. Das gemessene Laserbeugungsbild wurde über ein PC-Programm der Fa. Sympatec automatisch ausgewertet und in eine Körnungssummenkurve aus 18 Klassen innerhalb des Meßbereiches von 0,5 - 100 µm umgerechnet.

⁺ Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 85350 Freising - Weihenstephan

Korngrößenanalyse der Proben der Musterprofile:

Neben dem oben beschriebenen Meßverfahren der Laserbeugung wurden die Musterprofile zusätzlich nach dem konventionellen Schlämm- und Siebverfahren nach HARTGE & HORN (1989) für 11 Körnungsfractionen innerhalb des Korngrößenspektrums bis 2000 μm gemessen.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Tongehalte nach dem Laserbeugungsverfahren sind signifikant niedriger als die durch Sedimentation ermittelten Tongehalte (Abb. 1). Bei der Sedimentationsanalyse werden alle Partikel erfaßt werden, die kleiner als die angestrebten maximale Korngrößendurchmesser sind. Bei dem Laserbeugungsverfahren dagegen lassen sich mit der verwendeten Wellenlänge von 400 nm, für Teilchen, die kleiner als 0,5 μm sind, kein meßbares Beugungsbild mehr erzeugen. Die Korngrößenfraktion 0 - 0,5 μm bleibt somit in der Messung unberücksichtigt. Da das Meßverfahren nur relative Korngrößenverteilungen mißt, läßt sich aus den Korngrößenanteilen größer 0,5 μm auch nicht rechnerisch auf den Korngrößenanteil unter 0,5 μm schließen.

Für bestimmte Substratgruppen konnte jedoch eine empirische Beziehung zwischen der Tonfraktion < 2 μm des Sedimentationsverfahrens und der Fraktion 0,5 - 2 μm des Laserbeugungsverfahrens aufgestellt werden. Die Substratgruppen aus tertiären Ausgangsgesteinen sowie Lößlehmen und Kolluvien zeigen jeweils voneinander abweichende Steigungen in den Beziehungen der Tongehalte zueinander (Abb. 1 a). Die noch nicht entcarbonatisierten Löss setzen sich in ihrem Verhältnis zwischen den Körnungsfractionen unter 2 μm der beiden Meßverfahren deutlich von der Gruppe der Lößlehme ab und bilden eine eigene Gruppe (Abb. 1 b). Innerhalb bestimmter Substratgruppen herrscht somit ein weitgehend konstantes Verhältnis zwischen der in der Laserbeugung fehlenden Tonfraktion 0 - 0,5 μm und der Fraktion 0,5 - 2 μm , das für eine Umrechnung der Horizontproben des Rasters auf den Tongehalt des Schlämmverfahrens verwendet werden kann. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Substratgruppen sind vermutlich auf die voneinander abweichende Pedogenese bzw. Geologie zurückzuführen. Die Klassifikation der einzelnen Substratgruppen erfolgte anhand der Charakteristik der gemessenen Körnungsverteilung der Laserbeugungsmethode sowie anhand der Kartierprotokolle der einzelnen Rasterproben (SINOWSKI, 1995).

Für Bodenhorizonte, deren Körnungsverteilung auf eine kryogene Verwürgung bzw. solifluidale Vermengung von stark unterschiedlichen Sedimenten, wie z.B. tertiären Tonen mit tertiären Sanden, hindeutet, ließ sich dagegen keine eindeutige Beziehung zwischen den Tonfraktionen unter 2 μm der beiden Meßverfahren erkennen (Abb. 1 b). Das Verhältnis

zwischen den Tonfraktionen ist bei diesen Horizonten vom weitgehend zufälligen Mischungsverhältnis der Ausgangssubstrate abhängig. Eine Umrechnung war daher in diesen Fällen nicht möglich. 184 Horizonte der Rasterbeprobung wurden dieser Gruppe von Substraten zugeordnet, so daß eine zusätzliche Bestimmung der Fraktion unter 2 µm mit dem Schlämverfahren durchgeführt wurde.

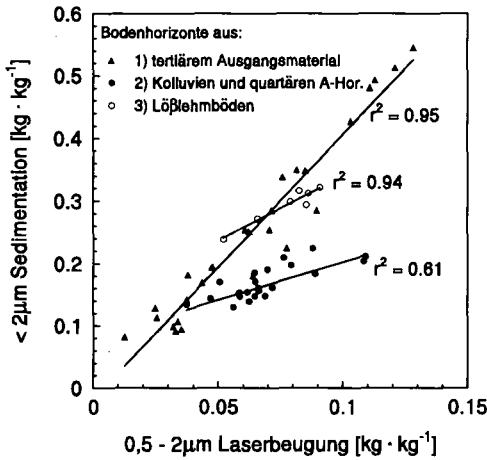


Abb. 1 a:
Zusammenhang zwischen der Körnungsfraction < 2 µm der beiden Meßverfahren Schlämmanalyse und Laserbeugung für verschiedene Substratgruppen.
1) $S_2 = -0,018 + 4,2 L_2$
2) $S_2 = -0,135 + 2,0 L_2$
3) $S_2 = -0,080 + 1,2 L_2$
 S_2 : Körnungsfraction < 2 µm, Methode Sedimentation.
 L_2 : Körnungsfraction 0,5 - 2 µm, Methode Laserbeugung

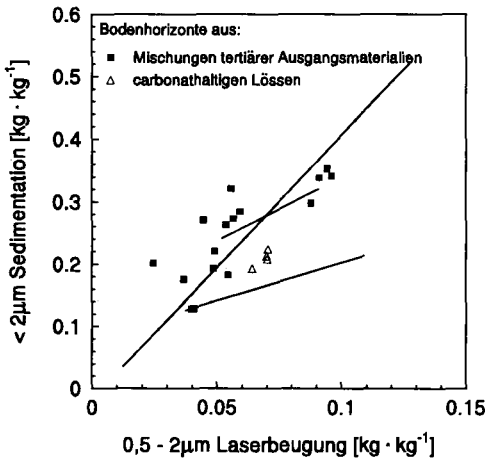


Abb. 1 b:
Substratgruppen ohne deutlichen Zusammenhang zwischen der Körnungsfraction < 2 µm der beiden Meßverfahren Schlämmanalyse und Laserbeugung. Die Regressionen der Abb. 1 a sind mit eingezeichnet.

5 **Schlußfolgerungen**

- Die Messung der Korngrößenverteilung mittels Laserbeugung ist stets nur auf einen Ausschnitt des Korngrößenspektrums (0,5 - 100 μm) beschränkt. Während die Grenze nach oben durch technische Verbesserungen erweiterbar ist, ist die untere Grenze eine physikalisch bedingte Grenze, die sich aus der Wellenlänge des verwendeten Lasers ergibt. Mit kleineren Wellenlängen sind zwar Meßverfahren über Beugung denkbar, deren untere Grenze bei deutlich kleineren Korngrößen liegen. Das grundsätzliche Problem einer unteren Grenze der Korngrößenmessung wird dadurch jedoch nicht beseitigt.

Eine deutliche Erweiterung der unteren Grenze ist mit dem Meßprinzip der Beugung eines Lichtstrahls an einem Teilchen nicht möglich.

- Umrechnungsverfahren für den Tongehalt (0 - 2 μm) zwischen dem Verfahren der Laserbeugung und der konventionellen Schlämmanalyse sind nur für Substrate möglich, für die aus pedogenetischen Überlegungen heraus ein konstantes Verhältnis zwischen der Grobton- und der Mittel- und Feintonfraktion angenommen werden kann. Es setzt die Kenntnis der Pedogenese eines Untersuchungsgebietes voraus und benötigt Referenzproben für eine Eichung der einzelnen Substrate. Als allgemein anwendbare Methode für die Bestimmung der Körnungverteilung erscheint das Laserbeugungsverfahren daher nicht geeignet.
- Für spezielle pedogenetische Fragestellungen bietet eine Messung der Korngrößenverteilung nach beiden Verfahren einen detaillierten Einblick innerhalb des Meßbereiches 0,5 μm - 100 μm mit dem Verfahren der Laserbeugung und damit einen Informationsgewinn für pedogenetische Untersuchungen.

Literatur

- HARTGE K.H., HORN R. (1989): Die physikalische Untersuchung von Böden. 2. Aufl., Enke, Stuttgart, 175 S.
- HEUER M., LESCHONSKI K. (1984): Erfahrungen mit einem neuen Gerät zur Messung von Partikelgrößenverteilungen aus Beugungsspektren. Reprint 3. Europ. Sympos. "Partikelmeßtechnik", Nürnberg, 515-538.
- SINOWSKI (1995): Die dreidimensionale Variabilität von Bodeneigenschaften - Ausmaß, Ursachen und Interpolation. Diss. Lehrstuhl f. Bodenkunde, TU München-Weihenstephan, in press.

Die Forschungsaktivitäten des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) werden durch das Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT 0339379) unterstützt. Die Pacht- und Betriebskosten des FAM-Versuchsgutes Scheyern trägt das Bayerische Staatsministerium für Unterricht, Kultus, Wissenschaft und Kunst.

Messung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit und Diffusivität von mineralischen Dichtschichten

von

Stoffregen, H. und P. Döll*

Einleitung:

Die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit von mineralischen Dichtschichten wird zur Berechnung der Wasserbewegung innerhalb von Deponieabdichtungen benötigt, z.B. um die Austrocknungsgefährdung von Kombinationsabdichtungen abzuschätzen. Die TA Abfall und die TA Siedlungsabfall schreiben für mineralische Dichtschichten eine gesättigte hydr. Leitfähigkeit von weniger als $5 \cdot 10^{-10}$ m/s ($4.3 \cdot 10^{-3}$ cm/Tag) vor. Außerdem müssen sie mit 95% der Proctordichte eingebaut werden. Es handelt sich also um verdichtete, geringdurchlässige Substrate. Bislang wurde die ungesättigte Leitfähigkeit von solchen Substraten nicht gemessen, sondern über Leitfähigkeitsmodelle abgeschätzt (z.B. Melchior 1993). Welche Probleme dabei auftreten können, ist in Döll und Stoffregen (1995) dargestellt. Um die Austrocknungsgefahr richtig abschätzen zu können, werden auch Wasserleitfähigkeiten bei niedrigen Matrixpotentialen benötigt. Standardmethoden, die nur im Tensiometerbereich (bis ca. 800 hPa) arbeiten (Schindler 1980; Plagge 1991) reichten daher nicht aus. Ziel war es einen Versuchsaufbau zu finden, mit dem kleine Wasserleitfähigkeiten auch im niedrigeren Matrixpotentialbereich bestimmt werden können. Vorge stellt wird ein Versuchsaufbau und Meßergebnisse von Dichtungsmaterialien der Hausmülldeponie Karlsruhe Ost und Deponie Wilsum (Bentheim).

Versuchsaufbau:

Für die genannten Anforderungen eignet sich besonders gut eine stationäre Verdunstungsmethode (s. Abb. 1) mit unterschiedlichen Verdunstungsstufen. Bei stationären Methoden werden dynamische Effekte vermieden und bei Substraten mit geringer Wasserleitfähigkeit können im oberen Teil der Säule tiefe Potentiale erreicht werden. So kann die Wasserleitfähigkeit an ein und derselben Probe über einen sehr großen Potentialbereich gemessen werden. In einem Stechzylinder (Höhe 10 cm, \varnothing 8.4 cm) wurde das Substrat verdichtet eingefüllt und längere Zeit aufgesättigt. Tensiometer und TDR-Sonden wurden in 5 Tiefen mit einem Abstand von 2 cm eingebaut, die obersten Meßsonden befanden sich 1 cm unter der Oberfläche. Der Stechzylinder wurde auf eine keramische Platte gestellt und ein Unterdruck von 25 hPa angelegt. Das Wasserreservoir für die Keramik stand auf einer Waage (Auflösung 0.01g), so daß der Fluß durch die Probe bestimmt werden konnte.

Versuchsdurchführung und Auswertung:

Die Probe wurde mit einem Lochdeckel abgedeckt und eine so geringe Verdunstung erreicht, daß 1 cm unter der Oberfläche die Potentiale nicht unter - 800 hPa fielen und mit Tensiometern gemessen werden konnten: Nach Einstellung des Gleichgewichtszustandes wurden die Flußrate anhand der Waagenwerte und die Potentiale mit den Tensiometern gemessen. Die Tensiometerwerte in unterschiedlichen Tiefen wurden durch ein Polynom angefitet und so der Potentialgradient bestimmt. Nach dem Darcy-Gesetz wurde die hydraulische Leitfähigkeit errechnet.

*: Inst. für Ökologie -Bodenkunde-, TU-Berlin, Salzufer 11-12, 10587 Berlin
(email: stof0737@mailszrz.zrz.tu-berlin.de)

Lochdeckel zur Verdunstung

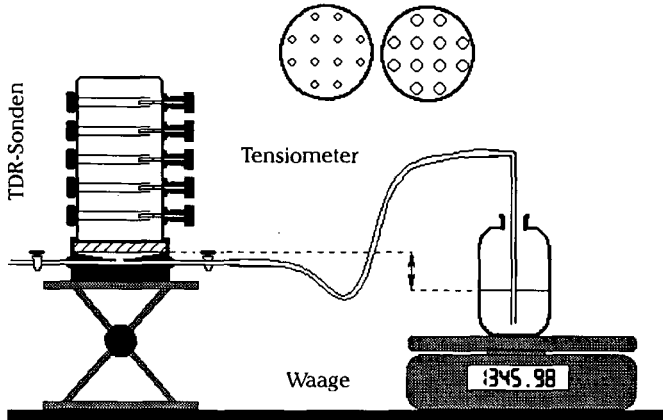


Abb. 1: Versuchsaufbau für eine stationäre Verdunstung. Gemessen werden Wassergehalte, Matrixpotentiale und mit der Waage der Fluß durch die Probe.

Teilweise wurden mehrere Verdunstungsstufen mit Tensiometern gemessen. In der nächsten Versuchsphase wurde die Verdunstung weiter verstärkt, so daß der obere Teil des Stechzylinders über den Tensiometermeßbereich hinaus ausgetrocknete. Mit TDR-Sonden wurde kontrolliert, wann sich ein stationärer Gleichgewichtszustand einstellt. Für eine sichere Auswertung muß die Austrocknung soweit fortgeschritten sein, daß ein deutlicher Wassergehaltsgradient meßbar ist. Ansonsten muß die Verdunstung über Ventilatoren weiter verstärkt werden. So werden bei gering leitenden Böden und Substraten tiefe Potentiale erreicht. Am Ende wurde das Substrat in dünne horizontale Scheiben (0.5 cm) zerschnitten und der Wassergehalt gravimetrisch bestimmt. Es ergibt sich eine Wassergehaltsverteilung über die Tiefe, aus der die Diffusivität abgeleitet werden kann:

$$D = -q / \text{grad } \theta (z)$$

D: Diffusivität [cm²/Tag], q: Fluß durch die Probe [cm/Tag], θ : Wassergehalt [cm³/cm³]

Ist für das Substrat die Retentionskurve bei den gemessenen Wassergehalten bekannt, so kann daraus die Wasserleitfähigkeit berechnet werden:

$$K_u = D \partial_{\psi} \theta$$

K_u : ungesättigte Wasserleitfähigkeit [cm/Tag], ψ : Matrixpotential [cm]

Es wurden zwei Materialien untersucht. Das Dichtschichtsubstrat der Deponie Karlsruhe Ost ist ein schluffiger Lehm, die Tonfraktion besteht hauptsächlich aus Montmorillonit und Illit. Die Einbautrockendichte betrug 1.7 g/cm³. Das Dichtschichtsubstrat der Deponie Wilsun ist ein schluffiger Ton und wurde mit einer Trockendichte von 1.3 g/cm³ eingebaut.

Ergebnisse:

In Abb. 2 sind die ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten für die Dichtschichten dargestellt. Die Daten bis 800 hPa sind mit Tensiometern gemessen. Die Wassergehalte ändern sich in dieser Phase kaum (vgl. Abb. 5, 9. Nov. und 24. Nov.), da die untersuchten Substrate nur einen sehr geringen Grob- und Mittelporenanteil besitzen. Die Daten im tieferen Potentialbereich sind durch die Berechnung über die Diffusivität (dargestellt in Abb. 4) berechnet. Durch Unsicherheiten in der Retentionskurve sind die aus den Diffusivitäten bestimmten Wasserleitfähigkeiten mit deutlich größeren Fehlern behaftet als im Tensiometerbereich. Für die Dichtschicht Karlsruhe lag bei den

gemessenen Wassergehalten noch keine Retentionskurve vor, daher konnten die Diffusivitäten nicht in Leitfähigkeiten umgerechnet werden. In beiden Fällen kommt es im Tensiometermeßbereich nur zu einem geringen Abfall der Leitfähigkeit. Für die Dichtschicht Wilsum konnte der Wassergehalt über TDR-Sonden nicht bestimmt werden, da aufgrund der hohen elektrischen Leitfähigkeit das Signal unterdrückt wurde. Mit beschichteten Sonden ließ sich allerdings die Gleichgewichtseinstellung verfolgen (Abb. 3), konnten aber keine Wassergehalt abgeleitet werden. Unberücksichtigt blieb dabei ein Schrumpfen der Probe. Obwohl mit verdichteten Proben gearbeitet wurde, kam es bei Versuchsende zu einem Schrumpfen der Substrate an der Oberfläche (Dichtschicht Karlsruhe: \varnothing von 8.4 auf 8.3 cm, Dichtschicht Wilsum von 8.4 auf 8 cm). Alle angegebenen Volumina beziehen sich auf das Volumen zu Versuchsbeginn.

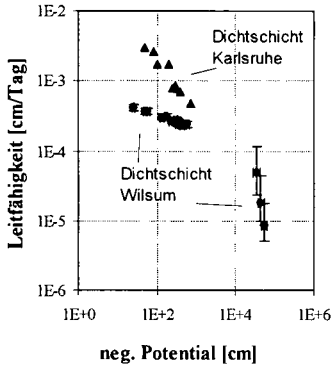


Abb. 2: Die ungesättigte Wasserleitfähigkeit der Dichtschichten Wilsum und Karlsruhe. Die größeren Fehler bei niedrigeren Matrixpotentialen werden durch die Berechnung über die Diffusivität verursacht.

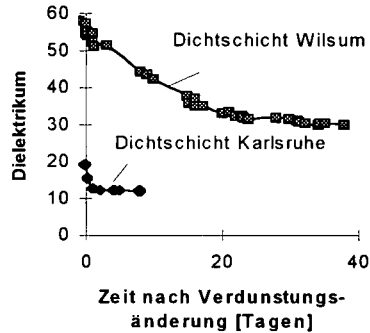


Abb. 3: Gleichgewichtseinstellung nach Erhöhung der Verdunstung. Der Ton Wilsum braucht wesentlich länger Zeit, bis das Gleichgewicht wieder erreicht wird. Dargestellt sind die Meßwerte der TDR-Sonden 1 cm unter der Oberfläche.

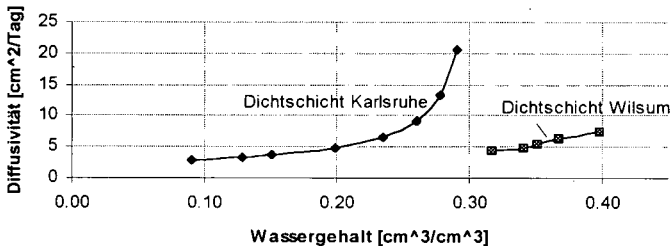


Abb. 4: Diffusivitäten der Dichtschichten. Die Wassergehalte sind auf das Anfangsvolumen bezogen.

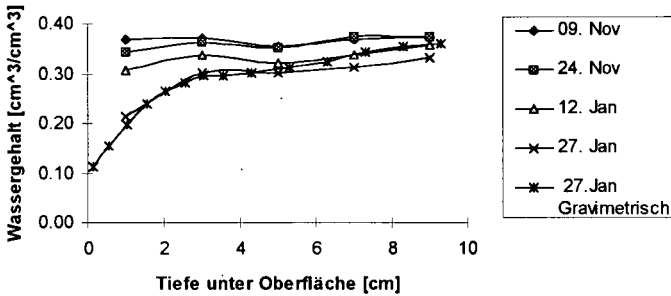


Abb. 5: Wassergehaltsverteilung der Dichtschicht Karlsruhe in der Probe während der verschiedenen Versuchsphasen. Dargestellt sind die gemessenen TDR-Werte und die gravimetrische Verteilung am Versuchsende. Die Wassergehalte sind auf das Anfangsvolumen bezogen.

Zusammenfassung und Schlußfolgerung:

Mit dem vorgestellten Versuchsaufbau lassen sich Wasserleitfähigkeiten von geringdurchlässigen Böden im Tensiometerbereich bis 800 hPa mit hoher Genauigkeit messen. Es können auch Diffusivitäten im trockeneren Bereich bestimmt werden. Für die Beschreibung der ungesättigten Leitfähigkeit wird dann die Retentionskurve im gemessenen Wassergehaltsbereich benötigt und es ergeben sich aus den Unsicherheiten der Retentionskurve größere Meßfehler. Für eine genaue Beschreibung der Diffusivität wird außerdem die Schrumpfungskarakteristik benötigt, um den Bezug zum aktuellen Volumen herzustellen. Sonst kann die Diffusivität nur auf das Ausgangsvolumen oder die Masse bezogen werden. Bei langer Versuchsdauer kann es zu einer Anreicherung von Salzen an der Oberfläche kommen. Sind Wassergehaltsmessungen mit TDR-Sonden möglich, kann auch der instationäre Verlauf zwischen den Gleichgewichtszuständen mit Hilfe von Simulationsmodellen ausgewertet werden. Bei Böden mit hoher elektrischer Leitfähigkeit ist eine Auswertung der TDR-Daten nicht immer möglich; aus der gravimetrisch bestimmten stationären Wassergehaltsverteilung kann die Diffusivität jedoch auch dann berechnet werden. Wie ungenau Vorhersagen der ungesättigten Leitfähigkeit bei geringdurchlässigen Böden sind, ist in Döll und Stoffregen (1995) dargestellt. Daher werden Messungen benötigt, um zuverlässige Aussagen über solche Böden oder Substrate zu machen.

Literatur:

- Döll, P. und H. Stoffregen (1995): Modellierung der Austrocknung von Deponiebasisabdichtungen bei Temperaturgradienten: Parametrisierung der bodenhydraulischen Eigenschaften verdichteter Substrate (in diesem Band).
- Melchior, S. (1993): Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 22.
- Plagge R. (1991) Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Boden. Bodenökologie und Bodengeneese, Heft 3.
- Schindler, U. (1980): Ein Schnellverfahren zur Messung der hydraulischen Wasserleitfähigkeit im teilgesättigten Boden an Stechzylinderproben. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk., 24(1), 1-7.
- TA Abfall (1991): Gesamtfassung der zweiten allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz. Teil, Bundesanzeiger 43, 61a.

Zweidimensionale Modellierung der stationären Diffusion degradierbarer organischer Gase durch Bodensäulen mit Makroporen

von

Streck, T.¹, D. Grubert², Y. Jin³ und W. A. Jury³

Einleitung

Die Anwesenheit von Makroporen in Böden kann einen großen Einfluß auf die Diffusion von organischen Gasen haben, da diese beim Transport in den Makroporen dem mikrobiellen Abbau im Boden entzogen werden. Von Streck et al. (1993) wurde ein Modell veröffentlicht, in dem Diffusion und Abbau in Boden und Poren mit jeweils einer eindimensionalen partiellen Differentialgleichung beschrieben werden, die über einen Austauschterm gekoppelt sind. Hierbei wurde angenommen, daß der Austausch zwischen beiden Regionen dem Konzentrationsunterschied in jeder Tiefe proportional ist, wobei der Proportionalitätsfaktor α prinzipiell alle Werte zwischen $\alpha = 0$ (kein Austausch) und $\alpha = \infty$ (vollständiger Austausch) annehmen kann. Zur Untersuchung des Austauschtermes wurde ein zweidimensionales Modell entwickelt.

Modell

Für die Modellbildung wird von einer zylindrischen Bodensäule mit Radius b (cm) und Länge l (cm) ausgegangen, in deren Zentrum sich eine durchgängige Makropore mit dem Radius a (cm) befindet. Es wird angenommen, daß das Gas in beiden Regionen durch Diffusion transportiert wird und daß es in der Pore nicht und im Boden gemäß einer Reaktion erster Ordnung (Abbaukonstante μ_s (d^{-1})) abgebaut wird. In Zylinderkoordinaten führen diese Annahmen zu folgenden Gleichungen:

$0 \leq r \leq a$ (Pore)

$$\frac{\partial C_1}{\partial t} = D_g^a \left(\frac{\partial^2 C_1}{\partial z^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial C_1}{\partial r} + \frac{\partial^2 C_1}{\partial r^2} \right) \quad (1)$$

$a \leq r \leq b$ (Boden)

$$R_g \frac{\partial C_2}{\partial t} = D_s \left(\frac{\partial^2 C_2}{\partial z^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial C_2}{\partial r} + \frac{\partial^2 C_2}{\partial r^2} \right) - \mu_s C_2 \quad (2)$$

Hierbei beziehen sich die Konzentrationen C_1 und C_2 ($mg \, dm^{-3}$) auf die Gasphase. Der Speicherkoeffizient $R_g = C_t/C_2$ stellt die Beziehung zwischen der Konzentration in der Gasphase und der Gesamtkonzentration des Gases in einem Bodenvolumen her. An der Stelle $r = a$, also an der Grenze zwischen beiden Regionen, wird die Kontinuität von Konzentrationen und Flüssen gefordert:

$$\begin{aligned} C_1 &= C_2 & r &= a & 0 \leq z \leq L \\ D_g^a \frac{\partial C_1}{\partial r} &= D_s \frac{\partial C_2}{\partial r} & r &= a & 0 \leq z \leq L \end{aligned} \quad (3)$$

Die Modellgleichungen wurden für den stationären Fall

$$\frac{\partial C_1}{\partial t} = R_g \frac{\partial C_2}{\partial t} = 0 \quad (4)$$

¹Institut für Geoökologie der TU, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig

²NLFB/GGA, Stilleweg 2, 30655 Hannover

³University of California, Riverside, USA

und die folgenden Randbedingungen

$$\begin{aligned}
 C_1 &= C_0 & 0 \leq r \leq a & \quad z = 0 \\
 C_2 &= C_0 & a \leq r \leq b & \quad z = 0 \\
 C_1 &= 0 & 0 \leq r \leq a & \quad z = L \\
 C_2 &= 0 & a \leq r \leq b & \quad z = L \\
 \partial C_1 / \partial r &= 0 & r = 0 & \quad 0 \leq z \leq L \\
 \partial C_2 / \partial r &= 0 & r = b & \quad 0 \leq z \leq L
 \end{aligned} \tag{5}$$

analytisch gelöst. Die Randbedingungen entsprechen denen im von Streck et al. (1993) und Jin et al. (1991) beschriebenen Experiment.

Ergebnisse

Bei der Berechnung der hier dargestellten Ergebnisse wurde angenommen, daß die Abhängigkeit des Gas-Diffusionskoeffizienten vom luftführenden Porenanteil ϵ mit der Beziehung von Millington-Quirk beschrieben werden kann (Jury et al. 1990):

$$\frac{D_s}{D_g^a} = \epsilon^{10/3} / \phi^2 \tag{6}$$

wobei für die Porosität $\phi = 0.434$ und für $D_g^a = 4320 \text{ cm}^2 \text{ d}^{-1}$ angesetzt wurde. Alle Simulationen wurden mit $a = 0.5 \text{ cm}$, $b = 5 \text{ cm}$ (entsprechend einem Makroporenanteil von 1 %) und $l = 30 \text{ cm}$ durchgeführt.

Abb. 1 zeigt die Konzentrationsverteilung in beiden Regionen einer Bodensäule. Die Konzentrationen in der Pore (Bereich $r = 0 - 0.5 \text{ cm}$) sind deutlich höher als im Boden. In der Bodenregion führt der mikrobielle Abbau zu einer Krümmung der Konzentrationsverteilung sowohl in axialer als auch in radialer Richtung. Der Diffusionsfluß des Gases entlang dem radialen Gradienten bewirkt eine Verminderung des axialen Flusses durch die Pore, wodurch die Konzentrationsverteilung auch in der Pore gekrümmt wird. In Abb. 2 ist die über die gesamte Querschnittsfläche (Boden und Pore) gemittelte Flußdichte aus der Bodensäule in Abhängigkeit von Wassergehalt und Abbaukonstante aufgetragen. Während die Abhängigkeit vom Wassergehalt sehr ausgeprägt ist, tritt eine signifikante Wirkung des Abbaus erst bei μ_s -Werten über 1 d^{-1} auf.

In Abb. 3 ist der Fehler aufgetragen, der entsteht, wenn die Flußdichte am Auslaß einer Bodensäule mit einem eindimensionalen Modell wie dem von Streck et al. (1993), jedoch unter vereinfachenden Annahmen bezüglich des Austausches zwischen Pore und Boden berechnet wird. Den Bezugspunkt für den prozentual angegebenen Fehler bildet die mit dem zweidimensionalen Modell berechnete Flußdichte. Für Abb. 3 (oben) wurde fehlender ($\alpha = 0$), für Abb. 3 (unten) vollständiger Austausch ($\alpha = \infty$) zwischen den Regionen angenommen. In beiden Fällen kann das Modell von Streck et al. (1993) auf eine einfache eindimensionale Diffusionsgleichung reduziert werden. Nur bei sehr hohen Wassergehalten liefert die Annahme fehlenden Austausches bessere Ergebnisse als jene vollständigen Austausches. Abgesehen von dieser schmalen Zone nimmt der Fehler bei beiden Modellen mit steigendem Wassergehalt und verstärktem Abbau zu, ist also gerade bei den kleinen Flüssen am größten. In diesem Bereich können sich die eindimensional berechneten Flüsse um Größenordnungen von den zweidimensional berechneten unterscheiden. In künftigen Untersuchungen soll die Frage geklärt werden, ob und mit welchen Werten für den Austausch-Parameter α in diesem Bereich mit dem gekoppelten Modell von Streck et al. (1993) gerechnet werden kann.

Literatur: Jin, Y., T. Streck und W.A. Jury, Transport and Biodegradation of Toluene in Unsaturated Soil. *J. Contam. Hydrol.* 17,111-117, 1994. Streck, T., Y. Jin und W.A. Jury, Modellierung der Diffusion degradierbarer organischer Gase durch Bodensäulen mit Makroporen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 72, 253-256, 1993. Jury, W.A., W.R. Gardner und W.H. Gardner, Soil Physics. New York, USA, 1991.

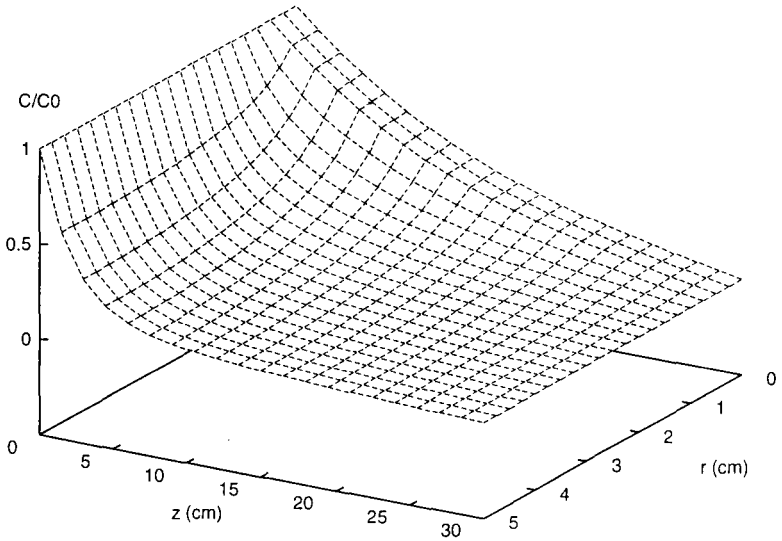


Abbildung 1: Mit dem zweidimensionalen Modell berechnete stationäre Konzentrationsverteilung in Boden und Pore.

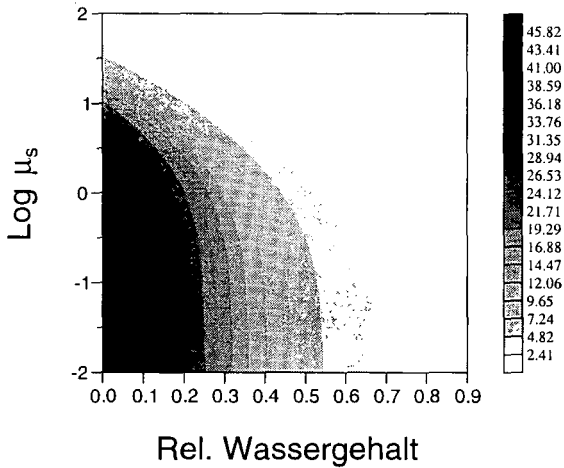


Abbildung 2: Die mittlere normalisierte Flußdichte \bar{J}/C_0 , berechnet mit dem zweidimensionalen Modell, am Auslaß einer 30 cm langen Bodensäule in Abhängigkeit von mikrobiellem Abbau und Wassergehalt.

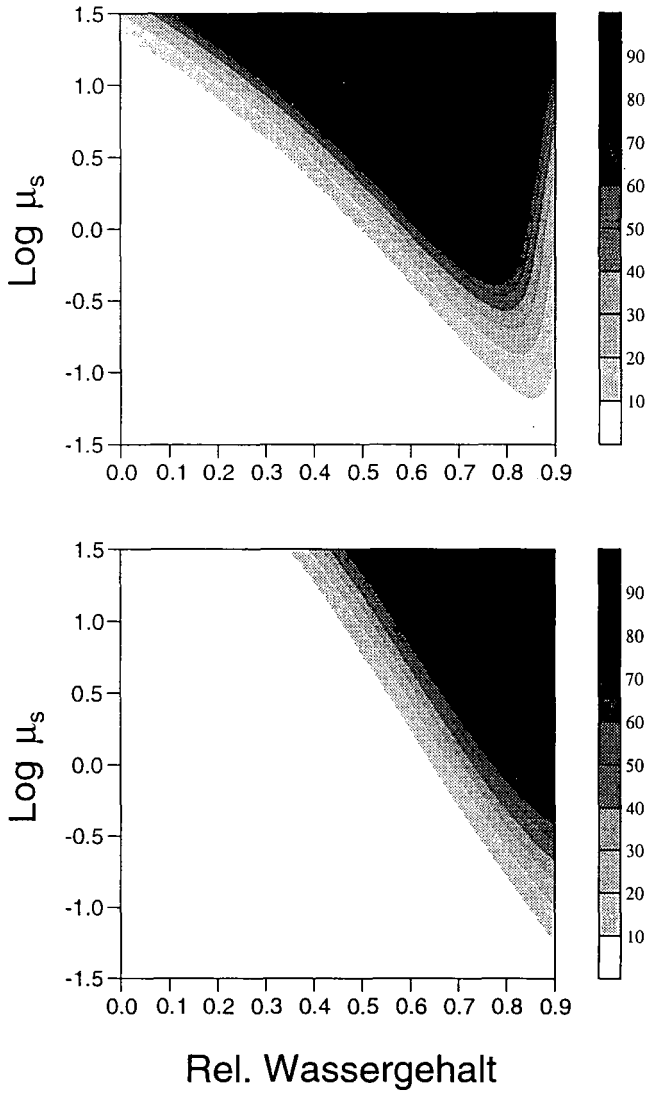


Abbildung 3: Prozentualer Fehler bei der Berechnung der mittleren normalisierten Flußdichte \bar{J}/C_0 mit einem eindimensionalen Modell unter Annahme fehlenden (oben) bzw. vollständigen (unten) Austausches zwischen Pore und Boden. Der Fehler ist auf die mit dem zweidimensionalen Modell berechnete Flußdichte (Abb. 2) bezogen.

Kennwerte des Wasserhaushalts in urbanen Böden

von

Taubner, H. und R. Horn

In urbanen Ballungsgebieten gibt es ausgiebige Freiflächen, die als Grünflächen neben Erholungswert und Klimaausgleich auch Funktionen zur Wasserspeicherung und Grundwasserzulieferung erfüllen. Um eine sinnvolle Nutzung planerisch festlegen zu können, sollten die Flächen zuvor bewertet werden. Von bodenkundlicher Seite her sind Wasserspeicher- und Versickerungsvermögen, sowie Stoffbindungseigenschaften von Interesse und sollten aus vorliegenden Felddaten ableitbar sein. Die herkömmlichen Verfahren der Kartieranleitung sind für Feldeböden entwickelt worden und auf die heterogenen, oft skelettreichen und geschütteten Substrate der Stadtböden nicht ohne weiteres übertragbar. Als Grundlage für eine Erweiterung der Verfahren dient eine ausführliche Beschreibung von ausgewählten, regional typischen Profilen.

Material und Methoden

Vorgelegt werden zwei unterschiedlich alte Böden aus Müllkörpern (Reduktosol-Pararendzina aus Hausmüll, ca 50 Jahre alt, Standort Eckernförde und Hortisol-Pararendzina aus Hausmüll, ca 100 Jahre alt, Standort Kiel) und zwei Böden aus Schlämmen (Reduktosol aus Klärschlamm, ca 20 Jahre alt, Standort Bülk und Gley aus Hafenschlick, ca 15 Jahre, Standort Rostock). Neben den Kennwerten d_B , d_F , Skelettgehalt und k_s wurden auf keramischen Platten statische pF/WG -Kurven erstellt und mit TDR-Technik und Tensiometrie PSI/k -Beziehungen während eines Austrocknungsvorgangs ermittelt.

Ergebnisse und Diskussion

Die physikalische Charakterisierung der Profile (siehe Tabelle 1) zeigt locker gelagerte Böden mit geringen Festsubstanzdichten, die auf Anteile organischen Materials hinweisen. Wie aus den Werten für GPV und $pF_{1.8}$ errechnet werden kann, weisen alle Böden hohe Anteile von Grobporen auf; was besonders in den skeletthaltigen, sandigen Böden auf Müllkörpern gut mit den sehr hohen Wasserleitfähigkeiten in Einklang steht. Die geschichtete Struktur des aufgespülten Hafenschlicks ist deutlich an der horizontalen

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Kiel

Wasserleitfähigkeit im Unterboden zu erkennen, die höher liegt als die vertikale. In dem skelettfreien Klärschlamm nimmt die Wasserleitfähigkeit vom durchwurzelten Oberboden in die Tiefe hin ab. Die geringen ks-Werte im Vergleich zu den Grobporenanteilen zeigen an, daß hier im Unterboden der Effekt der Erstschrumpfung einen Einfluß hat.

Tab. 1: Eigenschaften von vier urbanen Böden: Lagerungsdichte dB, Dichte der Festsubstanz dF, geometrisches Mittel der gesättigten Wasserleitfähigkeit ks, Skelettgehalt X, Stützpunkte der pF-Kurve

Reduktosol-Pararendzina aus Hausmüll, ca 50 J. Eckernförde										
Horizont [cm]	Boden art	dB [g/ccm]	dF [g/ccm]	ks [cm/d]	X %	Vol% = [mm/dm] bei pF	GPV	1,8	2,5	4,2
Ah	0-30	S12	0,87	2,42	6482	18	64	30	21	9
yyC	-85	Su3	0,88	2,44	7237	17	64	17	9	9
yyYC	85-	Su3	0,77	2,40	6279	20	68	28	18	9

Hortisol-Pararendzina aus Hausmüll, ca 100 J. Kiel										
Horizont [cm]	Boden art	dB [g/ccm]	dF [g/ccm]	ks [cm/d]	X %	Vol% = [mm/dm] bei pF	GPV	1,8	2,5	4,2
Ah	0-15	S13	0,86	2,42	2400	3	65	38	30	13
yyC1	-30	S12	1,08	2,48	2274	13	57	25	18	8
yyC2	-60	S13	1,25	2,53	1219	16	51	25	18	8

Reduktosol aus Klärschlamm, ca 20 J. Bülk										
Horizont [cm]	Boden art	dB [g/ccm]	dF [g/ccm]	ks [cm/d]	X %	Vol% = [mm/dm] bei pF	GPV	1,8	2,5	4,2
yAho	0-15	Lts	0,67	2,28	116	0	71	51	40	24
Yro	-30	Lts	0,69	2,29	12	1	70	54	47	44
Yrl	30-	Tu3	0,44	2,20	1	0	80	70	63	42

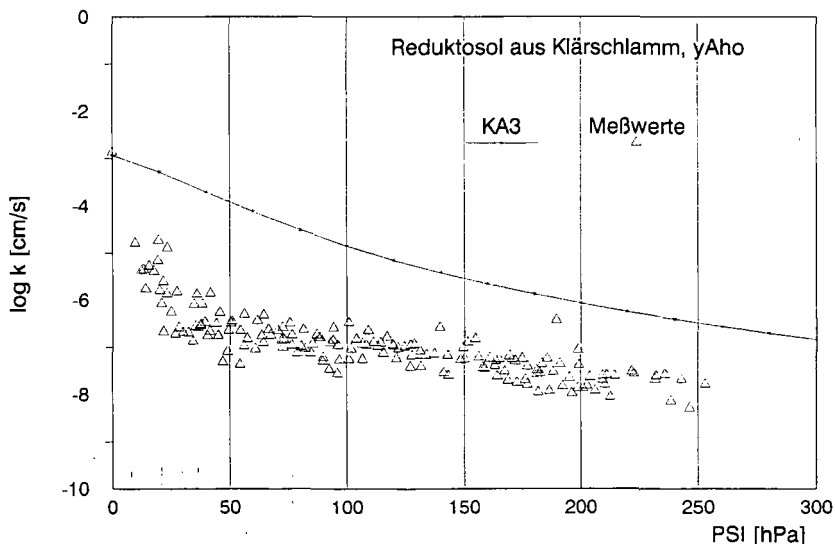
Gley aus Hafenschlick, ca 15 J. Rostock										
Horizont [cm]	Boden art	dB [g/ccm]	dF [g/ccm]	ks [cm/d]	X %	Vol% = [mm/dm] bei pF	GPV	1,8	2,5	4,2
jAh	0-20	Ltu	0,58	2,34	1809	0	75	44	37	17
jGo	-50	Ltu	0,48	2,26	850	0	79	62	57	29
jGo hor.		Ltu	0,50	2,26	2023	0	79	60	54	30

Die Wasserdurchlässigkeit eines Horizontes kann als Funktion von Bodenart und Lagerungsdichte anhand der KA3 eingestuft werden. Die extrem hohen Leitfähigkeiten in den Böden auf Müllkörpern (siehe

Tabelle 1) werden mit der KA3 unterschätzt, wo eine Zuordnung in Kf-Stufe 5 bis 4 erfolgt (40 -300 cm/d). Die hohen Werte des Hafenschlicks werden ebenfalls unterschätzt, bei einer Einstufung in 5 für den Ah- und in 4 für den yGo-Horizont. Allerdings werden Werte, die größer sind als 300 cm/d bei der Einstufung nicht näher differenziert. Bei dem Klärschlamm liegen für jeden Horizont die gemessenen Werte im Bereich der abgeleiteten Kf-Stufe.

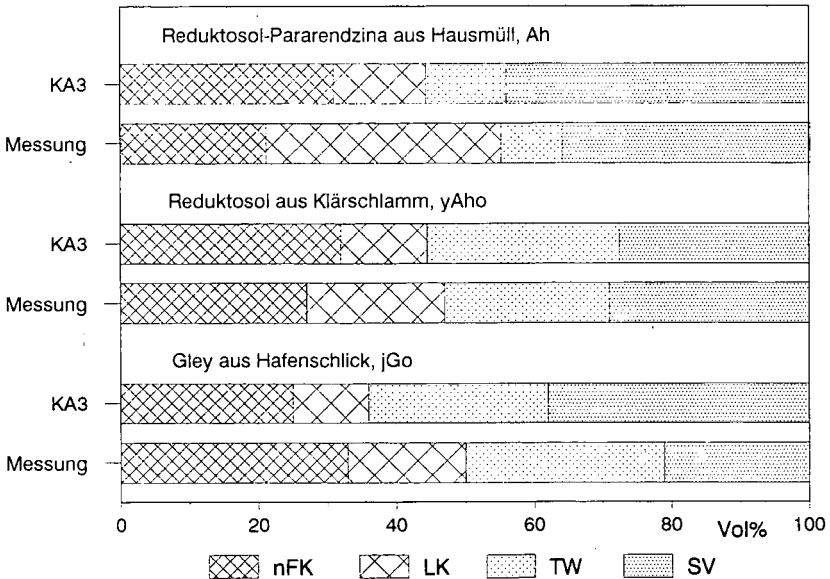
Beim Vergleich der PSI/k-Beziehungen aus der Messung mit parametrisierten Kurven aus ks- und pF-Werten aus der Kartieranleitung treten substratabhängige wesentliche Unterschiede hervor. Bei den Müllkörpern erfolgt eine relativ bessere Übereinstimmung beider Kurven, allerdings wird stets der ks-Wert unterschätzt. Bei den Schlämmen ergibt sich eine sehr schlechte Übereinstimmung im Kurvenverlauf, obwohl im Klärschlamm die gesättigte Leitfähigkeit sehr gut geschätzt wurde (siehe Abbildung 1).

Abb. 1: PSI/k-Beziehung des A-Horizontes des Reduktosols



Aus den im Laborversuch ermittelten pF-Werten lassen sich als Kenngrößen des Wasserhaushaltes für jeden Horizont die nutzbare Feldkapazität (nFK) und die Luftkapazität (LK) errechnen. Als Alternative bietet die Kartieranleitung ein Schätzverfahren mit den Daten der Felderhebung (Bodenart und Lagerungsdichte, mit Korrekturen für Skelettgehalt, Tongehalt und organische Substanz). Abbildung 2 zeigt die Ergebnisse beider Methoden im Vergleich am Beispiel von drei Horizonten.

Abb. 2: Prozentuale Zusammensetzung des Bodenvolumens aus nutzbarer Feldkapazität (nFK), Luftkapazität (LK), Totwasser (TW) und Festsubstanz (SV), abgeleitet aus KA3 und aus pF/WG-Messungen



Der Ah-Horizont zeigt stellvertretend für alle Horizonte der beiden Böden aus Müllkörpern, daß die Schätzung anhand der KA3 (3. noch gültige Ausgabe der Kartieranleitung) gegenüber den Meßwerten eine größere Wasserfügbarkeit (nFK) und eine geringere Luftkapazität prognostiziert. In geringerem Maße trifft dies auch auf die A-Horizonte aus Schlämmen zu (z.B. Reduktosol). In deren Unterböden hingegen übersteigt das Angebot an Wasser und Luft die Voraussage aus der Kartieranleitung. Berechnet man die nFK des effektiven Wurzelraumes (nFKWe), sind die Werte der Böden aus Schlamm in jeder Weise als sehr hoch einzustufen (235 bis 351 mm). Bei den Böden der Müllkörper jedoch führt die Anwendung der KA3 mit Werten von 317 bzw. 210 mm zu einer Überschätzung der nFKWe als sehr hoch gegenüber den aus pF/WG-Kurven ermittelten Werten im mittleren Bereich mit 125 bzw. 140 mm.

Literatur

AG Bodenkunde (1982: Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Auflage, Hannover

Inverse Parameterbestimmung bei der Advektions-Dispersionsgleichung: Ist Eindeutigkeit gewährleistet?

von

Totsche, K. U.

Einleitung

Eine wesentliche Aufgabe des wissenschaftlichen Bodenschutzes ist die Bestimmung des Verhaltens von Nähr- und Schadstoffen in porösen Medien. Große Aufmerksamkeit erfährt dabei das Transportverhalten nicht nur im Hinblick auf die Verfügbarkeit, sondern auch im Hinblick auf eine mögliche Kontamination von Grundwässern durch human- oder ökotoxikologisch bedenkliche Stoffgruppen.

Das Ausbreitungsschicksal in Böden wird neben der Abbaubarkeit durch die Mobilität beeinflusst. Während die Abbaubarkeit dabei die mittlere potentielle Aufenthaltszeit eines Stoffes in einem bestimmten Umweltkompartiment beeinflusst, bestimmt die Mobilität als substanz- wie milieu-spezifische Eigenschaft die Ausbreitungsgeschwindigkeit. Dabei hängt die Mobilität neben den physikochemischen Eigenschaften der Substanz selbst auch von der Porenraumgeometrie, dem fließenden Medium (mobile Phase) und den chemischen Eigenschaften des porösen Mediums (immobile Phase) ab.

In den wenigsten Fällen ist die Mobilität einer Substanz jedoch direkt zugänglich. Vielmehr werden indirekte Verfahren zur vergleichenden Bestimmung der Mobilität eingesetzt, wobei die zeitliche Verzögerung des Durchbruchs eines Substanzpulses gegenüber dem des fließenden Mediums bestimmt wird.

Wird die *Advektions-Dispersionsgleichung* (ADG) als adäquate und zulässige Transportgleichung vorausgesetzt, dann erklärt sich die Retardation als Folge unterschiedlicher Interaktionen der gelösten Substanzen mit (meist immobilen) Komponenten des porösen Mediums. Die wichtigsten Interaktionen sind Ionenaustausch, Fixationen, Fällungen, Diffusion und Sorption. Diese Prozesse gehen als Quell- oder Senkterme in die rechte Seite der ADG ein und lassen sich analytisch lösen, solange die Prozesse näherungsweise im Sinne spontaner Reaktionen und linearer Funktionen beschreibbar sind.

Zahlreiche Befunde sprechen jedoch dafür, daß sowohl Nichtlinearität als auch Nichtgleichgewicht wesentliche Eigenschaften dieser Prozesse darstellen (Brusseau & Rao, 1989). Auch konnten Hinweise dafür gefunden werden, daß nicht nur die immobilen Bestandteile, sondern auch Bestandteile des flüssigen Mediums (mobile Sorbenten) die Mobilität gelöster Substanzen beeinflussen (McCarthy & Zachara, 1989).

Die Berücksichtigung dieser Prozesse und Eigenschaften, vor allem aber auch das kombinierte Auftreten führt jedoch zu komplizierten und hochparametrisierten partiellen Differentialgleichungen (pDGL), die, wenn überhaupt, dann nur sehr aufwendig über experimentell gewonnene Datensätze geprüft werden können.

Im folgenden soll anhand von virtuellen Datensätzen exemplarisch ausgeführt werden, wie ihrer Art nach prinzipiell unterschiedliche Prozesse bzw. Prozesseigenschaften in phänomenologisch gleichartigen Graphen von Durchbruchexperimenten resultieren und damit zu Problemen bei der eindeutigen Interpretierung der zugrundeliegenden Prozesse führen.

Theorie

Ein gängiges Verfahren zur Identifizierung von Mobilitätsparametern ist die Bestimmung der Parameter des Fließ- bzw. des Transportregimes durch inverse Identifizierung. Dabei werden durch die iterative Lösung eines nichtlinearen Ausgleichsproblems die Parameter der um zusätzliche Quell- und Senkterme erweiterten ADG bestimmt (Parker & van Genuchten, 1984; Zurmühl, 1994). So wird das Fließregime durch die Messung eines Tracerdurchbruchs bestimmt, während das Transportregime (Retardation und Dispersivität) durch Tracer- und Substanzdurchbruch identifiziert wird. Im wesentlichen handelt es sich bei diesen Ausgleichsrechnungen um geometrische Verfahren, bei denen die numerische Lösung der zugrundeliegenden pDGL approximativ an die beobachtete Meßkurve angepaßt wird. **Die Eigenschaften (Krümmung, Steigung, Krümmungswechsel,**

Symmetrie) des Graphen der Meßkurve entscheiden demnach über die Parameterwerte der Lösung der pDGL.

Der Transport von reaktiven Substanzen in Gegenwart immobilier und mobiler reaktiver Sorbenten läßt sich durch folgende spezielle Form der Advektions-Dispersionsgleichung beschreiben:

$$\Theta \partial_t (C_H) + \rho_{\Psi H} \partial_t \Psi(x, t, C_H) + \rho_{\varphi Hf} \partial_t S_{Hf} + \rho_{\varphi Hb} \partial_t S_{Hb} - \nabla (\Theta (\lambda \cdot v_{eff})) \nabla C_H - q C_H = 0 \quad (1)$$

Der Index *Hf* bezeichnet eine frei gelöste Substanz, *Hb* den Träger-assoziierten Anteil einer Substanz, *H* bezeichnet die Summe aus freiem und Träger-assoziiertem Anteil, θ [L L⁻³] den volumetrischen Wassergehalt, *C* [M L⁻³] die gelöste Massenkonzentration, Ψ [M M⁻¹] die an Gleichgewichtsplätze sorbierte Stoffmenge von freier und Träger-assoziiierter Substanz (effektive Isotherme), *S_{Hf}*, *S_{Hb}* [M M⁻¹] der an Nichtgleichgewichtsplätze sorbierte Anteil von freier beziehungsweise Träger-assoziiierter Substanz, *q* [L T⁻¹] die Volumenflußdichte. Der Klammerausdruck ($\lambda \cdot v_{eff}$) bezeichnet den Dispersionskoeffizienten, der sich als Produkt aus Dispersivität λ und mittlerer effektiver Porenwassergeschwindigkeit *v_{eff}* ergibt. Die effektive Isotherme Ψ_H ist wie folgt definiert:

$$\Psi(x, t, C_H) = \frac{\rho_{\Psi Hf}}{\rho_{\Psi H}} \Psi_{Hf}(C_{Hf}) + \frac{\rho_{\Psi Hb}}{\rho_{\Psi H}} \Psi_{Hb}(C_{Hb}) \quad (2)$$

$\rho_{\Psi Hf}$, $\rho_{\Psi H}$, $\rho_{\Psi Hb}$ [M L⁻³] bezeichnen die Anteile der Gesamtlagerungsdichte ρ , die Gleichgewichtsplätze für den freien, den Träger-assoziierten bzw. für die Summe aus beiden Anteilen zur Verfügung stellen. Ψ_{Hf} , Ψ_{Hb} [M M⁻¹] bezeichnet die partiellen Isothermen für den freien bzw. Träger-assoziierten Anteil der Substanz, die an Gleichgewichtsplätze sorbieren. Für die Sorption an Nichtgleichgewichtsplätze lauten die Ratenfunktionen:

$$\partial_t S_{Hf} = k_{Hf} (\varphi_{Hf}(\underline{x}, t, C) - S_{Hf}) \quad (3a)$$

$$\partial_t S_{Hb} = k_{Hb} (\varphi_{Hb}(\underline{x}, t, C) - S_{Hb}) \quad (3b)$$

φ_{Hf} und φ_{Hb} [M M⁻¹] bezeichnen die Isothermen, die die Sorption an Nichtgleichgewichtsplätzen im Gleichgewicht beschreibt, k_{Hf} und k_{Hb} [T⁻¹] sind die entsprechenden Ratenfunktionen. Gleichung (1) ergänzt um Gleichungen (2,3a,b) stellt die mathematische Formulierung des Transports in Gegenwart immobilier und mobiler reaktiver Sorbenten unter Berücksichtigung allgemeiner linearer bzw. nichtlinearer und spontaner bzw. kinetisch kontrollierter Sorptionsprozesse dar.

Methoden

Es werden ausschließlich numerische Simulationen virtueller Datensätze wiedergegeben. Ein Vergleich der Phänomene mit experimentellen Datensätzen ist in Totsche (1995) gegeben. Alle Simulationen wurden mit CARRY 3.0 (Totsche, 1995) durchgeführt. CARRY ist die numerische Implementation der ADG in ihrer spezifischen Formulierung für den trägerbeeinflussten Transport (Gleichungen (1),(2) und (3a,b)) und erlaubt das Studium des Einflusses von Nichtlinearität, Nichtgleichgewicht und reaktiven mobilen Trägerbauauf die Mobilität von gelösten Stoffen.

Den virtuellen Datensätzen wurde folgendes Simulationsszenario zugrundegelegt: Kontinuierliche Beregnung, stationäres Fließregime, eindimensionales, homogenes Poröses Medium, Flußrandbedingung am Säulenende. Die spezifischen Parameterwerte wurden jedoch tatsächlich durchgeführten Säulenexperimenten entlehnt, um realistische Transportsituationen zu simulieren. Tabelle 1 gibt einem Überblick über die verwendeten Werte.

Tab: 1: Parameter für die Simulation virtueller Daten: Reaktive Substanzen;

Parameter	Abb. 1a	Abb. 1b	Abb. 2a	Abb. 2b
$\theta [1]$	0.4	0.4	0.4	0.4
$q [L T^{-1}]$	0.1	0.1	0.1	0.1
$\lambda [L]$	0.1	0.1	variiert	0.1
$\rho [M L^{-3}]$	1.5	1.5	1.5	1.5
$\rho_{\Psi_{HF}} [M L^{-3}]$	1.5	variiert	1.5	1.5
$K [L^3 M^{-1}]$	variiert	2.5	2.5	1.0
$\rho_{\Psi_{HF}} [1]$	1	1	1.5	1
$k_{rHF} [T^{-1}]$	1E25	1E25	1E25	variiert
$C_{0HOC} [M L^{-3}]$	1.0	1.0	1.0	1.0

Ergebnisse und Diskussion

(a) Verteilungskoeffizient versus spezifischer Lagerungsdichte

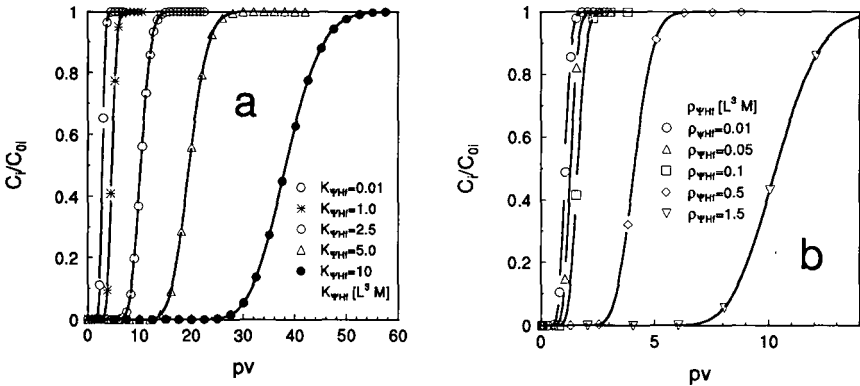


Abbildung 1: Dargestellt sind die Graphen des Durchbruchs einer reaktiven Substanz durch ein poröses Medium bei (a) Variation des Verteilungskoeffizienten K und (b) bei Variation des Anteils der spezifischen Lagerungsdichte $\rho_{\Psi_{HF}}$ die für diese Sorption Gleichgewichtsadsorptionsplätze zur Verfügung stellt.

In Abbildung (1) läßt sich sowohl für wachsendes $K_{\Psi_{HF}}$ als auch für wachsendes $\rho_{\Psi_{HF}}$ ein stark verzögerter Durchbruch beobachten. Auffallend ist jedoch die identische Form der Durchbruchkurven: In beiden Fällen (a) und (b) sind die Durchbruchkurven von ausgesprochen gut ausgebildeter sigmoidaler Form und symmetrisch zum Ordinatenwert $C/C_0=0.5$. Dort weisen alle Kurven auch ihren Wendepunkt auf. Da sich offensichtlich weder die Variation von $K_{\Psi_{HF}}$ noch die Variation von $\rho_{\Psi_{HF}}$ auf die Gestalt der Durchbruchkurve auswirkt, sondern ausschließlich zu einer zeitlichen Verzögerung führt, ist eine *eindeutige Zuweisung* der beobachteten Retardation auf eine der beiden möglichen Ursachen im Falle linearer Isothermen nicht möglich: Parameterbestimmungsverfahren, bei denen eine Berücksichtigung der spezifisch sorbierenden Lagerungsdichte nicht möglich ist, führen zu *nicht eindeutigen* R-Werten. K_D -Werte, die aus derart bestimmten R-Werten berechnet worden sind, stellen demnach eine Überschätzung oder eine Unterschätzung des Verteilungsprozesses dar, in jedem Falle führen sie jedoch zu Fehlinterpretation des Prozesses.

(b) Longitudinale Dispersion versus Ratenparameter

Im Gegensatz zu den Abbildungen 1 (a,b) handelt es sich bei den Graphen der Abbildung 2(a,b) nicht mehr um symmetrische Kurven. Die Kurven für zeichnen sich wachsende Einfluß der Dispersivität (wachsendes λ) und wachsenden Einfluß des kinetischen Einflusses (sinkendes kr_{HF}) durch eine zunehmende Assymetrie aus. In

beiden Fällen wird die zunächst scharfe Durchbruchfront diffusur: Die Graphen weisen ein deutliches "tailing" auf. Auch wandert der Wendepunkt der Graphen mit wachsendem Einfluß zu kleineren Zeiten hin.

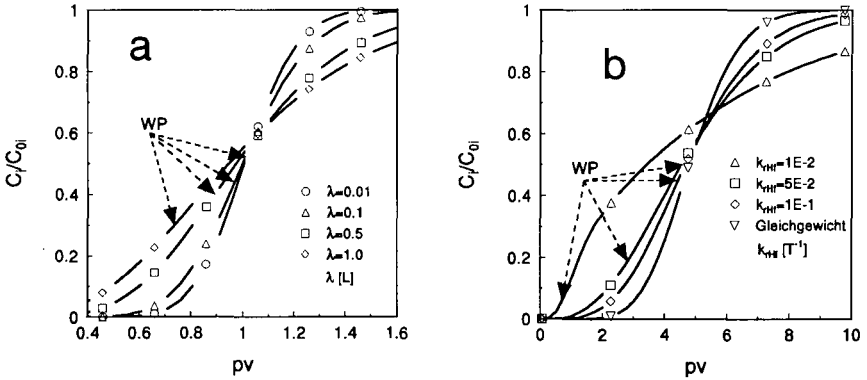


Abbildung 2 gibt den Durchbruch einer reaktiven Substanz durch ein poröses Medium bei (a) Variation des longitudinalen Dispersionskoeffizienten λ und bei (b) Variation des Ratenparameters der Nichtgleichgewichtssorption wieder (WP=Wendepunkt).

Das heißt, daß der Krümmungswechsel von konvex zu konkav früher auftritt und im Extremfall ($\lambda \rightarrow \infty$) und ($krHf \rightarrow \infty$) verschwindet. Damit verliert die Kurve ihre sigmoidalen Eigenschaften und besitzt im Ursprung eine Singularität.

Bei Anwendung eines Parameteridentifizierungsverfahrens zur Bestimmung der longitudinalen Dispersion tritt nun folgende Situation ein: Sollte die Sorption im wesentlichen einer kinetischen Kontrolle unterliegen (welche jedoch a priori nicht bekannt ist), dann findet sich der Einfluß im Wert des Dispersionskoeffizienten wieder, da beide Prozesse denselben Einfluß auf den Graphen ausüben. Damit wird jedoch die Dispersion falsch eingeschätzt. Auch in diesem Fall ist also eine eindeutige Zuordnung eines Prozesses zum beobachteten Phänomen nicht möglich.

Die Interpretation einer einzelnen Durchbruchkurve mit dem Ziel, die dem Transport zugrundeliegenden Prozesse eindeutig identifizieren und quantifizieren zu wollen, ist nicht möglich, da mehrere unterschiedliche Prozesse zu phänomenologisch gleichen Graphen der Durchbruchkurve führen. Säulenexperimente, die zu eindeutigen Interpretationen im Sinne eines Prozesses führen sollen, müssen unter Variation experimenteller Bedingungen durchgeführt werden, die zur Elimination konkurrierender Prozesse prinzipiell geeignet sind.

Literatur

Brusseau, M. L. & P. S. C. Rao (1989): Sorption nonideality during organic contaminant transport through porous media, *CRC Critical Rev. Envir. Control.*, 19:22-99.

McCarthy, J. F. & J. M. Zachara (1989): Subsurface Transport of Contaminants, *Environ. Sci. Technol.*, 23:469-502

Parker, J. C. & M. T. van Genuchten (1984): Deterministic Transport Parameters from Laboratory and Field Scale Tracer Experiments, Virginia Agric. Experimental Station, Bulletin 84-3.

Totsche, K. U. (1995): Co-Transport und Co-Sorption in Böden: Experimentelle Befunde - Modellentwicklung - Numerische Simulation, *Bayreuther Bodenkundliche Berichte*, Band 38, 145pp

Zurmühl, T. (1994): Validierung konvektiv-dispersiver Modelle zur Berechnung des instationären Stofftransports in ungestörten Bodensäulen, *Bayreuther Bodenkundliche Berichte*, 36, 204pp

Zum Einfluß der Temperatur auf den Wasserhaushalt von bindigen mineralischen Dichtschichten in Oberflächenabdichtungen von Deponien

von

Vielhaber, B., S. Melchior und G. Miehlich*

Die Wasserbewegung im Boden findet unter dem gemeinsamen Einfluß hydraulischer und thermischer Gradienten in flüssiger und in dampfförmiger Phase statt. Während in natürlich gelagerten Böden die flüssige Wasserbewegung infolge hydraulischer Gradienten dominiert, hängt der Fluß in gering durchlässigen Systemen stark von der Temperatur ab und erfolgt in Richtung abnehmender Temperatur. Er kann in verdichteten, tonhaltigen Materialien, wie sie z.B. zur Abdichtung von Deponien eingesetzt werden, zu Austrocknung und Schrumpfung führen. Tonhaltige Erdstoffe ("bindige mineralische Dichtungen", BMD) werden in Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten üblicherweise durch Kunststoffdichtungsbahnen aus PEHD (Polyethylen Hoher Dichte) überdeckt (TA ABFALL 1991, TA SIEDLUNGSABFALL 1993 für Deponieklasse II). Der Preßverbund aus BMD und PEHD wird als Kombinationsdichtung bezeichnet. Eine bindige mineralische Dichtung verhält sich aufgrund ihres Wasser- und Tongehaltes plastisch. Mit abnehmendem Wassergehalt treten aufgrund der Matrixpotentiale Zugspannungen auf. Das Material wird steifer. Wird die Festigkeit gegenüber den kontrahierend wirkenden Kapillarkräften überschritten, tritt Zugversagen ein. Es entstehen Risse, die bevorzugte Fließwege für Wasser darstellen. Sobald Schrumpfrisse kontinuierlich vorliegen, verliert die mineralische Dichtung durch Makroporenfluß ihre Wirksamkeit. MELCHIOR (1993) zeigte, daß BMD durch kapillaren Aufstieg und infolge der Entnahme von Wasser durch Pflanzenwurzeln austrocknen und Risse bilden. Eine aufliegende PEHD-Bahn verhindert die Wasserabgabe aus der BMD nach oben. In Kombinationsdichtungen ist jedoch eine abwärts gerichtete Abgabe von Wasser in Abhängigkeit der Temperatur zu befürchten.

Das Langzeitverhalten und die Reißgefährdung der Kombinationsdichtung infolge einer temperaturabhängigen Austrocknung wird auf der Deponie Hamburg-Georgswerder in situ untersucht. Im Abdecksystem der Deponie wurden 1992 drei Meßfelder als ungestörte Ausschnitte der Kombinationsdichtung eingerichtet, um den Einfluß der Temperatur auf den Wasserhaushalt der Dichtung unter definierten Temperaturbedingungen zu erfassen (zu Untersuchungskonzept, Versuchsaufbau und Meßprogramm der Feldversuche siehe VIELHABER et al. 1993). Der Meßbetrieb läuft seit Frühjahr 1993.

Verhalten der Dichtung in den Feldversuchen

Die Bodentemperatur und ihr Gradient haben erheblichen Einfluß auf die Wasserbewegung in der mineralischen Dichtung. Der Transport infolge hydraulischer Gradienten ist wegen der geringen Wasserleitfähigkeit des Materials vergleichsweise klein. Im folgenden wird das Verhalten der Dichtung unter verschiedenen Temperatureinstellungen dargestellt. In Meßfeld T1 sorgt ein ganzjährig negativer Temperaturgradient von $-4\text{ }^{\circ}\text{C/m}$ für eine forcierte Austrocknung. In Meßfeld T0 ist der Temperaturgradient ausgeschaltet, d.h. die Oberkante und die Unterkante der Dichtung weisen ganzjährig gleiche Temperaturen auf. Meßfeld K0 dient als unbeeinflusstes Kontrollfeld.

(1) Meßfeld K0: Kontrollfeld

Abb. 1 stellt die Zeitverläufe der Bodentemperatur und der Druckpotentiale sowie die entsprechenden Temperatur- und hydraulischen Gradienten im Kontrollfeld dar. Der Gradient der Bodentemperatur ist im Sommer negativ, d.h. die Temperatur nimmt mit der Tiefe ab, und im Winter positiv. Die Oberkante der Dichtung erfährt im Verlauf jedes Sommers eine leichte Austrocknung (abnehmende Druckpotentiale) und im Winter eine Kompensation der sommerlichen Wasserabgabe durch Wiederbefeuchtung (aufwärts gerichtete Wasserbewegung durch positive Temperaturgradienten). Die Austrocknungstendenz war im Sommer 1994 mit Werten bis zu -270 hPa aufgrund der höheren Bodentemperatur und des steileren Temperaturgradienten wesentlich ausgeprägter als im Vorjahr. Interessant ist, daß die Unterkante der Dichtung nicht von der winterlichen Wasserzufuhr erfaßt wurde. Sollten die Druckpotentiale dort weiterhin so stetig abnehmen, ist eine allmähliche Austrocknung der Dichtung zu befürchten. Die Wassergehaltsbestimmung mit der TDR unterlag einer erheblichen Temperaturabhängigkeit. Es sind korrigierte Werte dargestellt. Demnach hat der Wassergehalt im Versuchszeitraum im Mittel um 0,3 Vol.% abgenommen. Da vermutlich erhebliche Wasservolumina in der Dichtung als Folge der Temperaturgradienten in der Dampfphase transportiert werden, ihre Erfassung jedoch unter Feldbedingungen meßtechnisch kaum realisierbar ist, wurden die Teilflüsse in der flüssigen und in der dampfförmigen Phase nach CARY (1966) berechnet (vereinfacht für $T = 0$ bis 45°C). Der Gesamtfluß q zwischen der Oberkante und der Unterkante der Dichtung ergibt sich aus der Addition der Teilflüsse.

$$q = - K \frac{d\Phi}{dz} - K \frac{Q_1}{g T} \frac{dT}{dz} - \beta (1,56 \times 10^{-5} T^2 + 2,72 \times 10^{-3}) \frac{dT}{dz}$$

K : Hydraulische Leitfähigkeit [cm/s] Φ : Hydraulisches Potential [cm] z : Fließweg [cm]
 Q_1 : Wärmehalt von Wasser [J/g] g : Erdbeschleunigung [cm/sec²] T : Temperatur [°C]
 β : empirischer Faktor [-] (beschreibt den gegenüber dem Fick'schen Diffusionsgesetz erhöhten Dampftransport)

Den Berechnungen zufolge gibt die Dichtung im Jahresverlauf überwiegend Wasser ab (1993: 0,5 mm; 1994: 0,8 mm). Die Größenordnung des Gesamtflusses stimmt mit Werten überein, die unterhalb einer Kombinationsdichtung gemessen wurden (MELCHIOR 1993).

(2) Meßfeld T1: anisotherm

Eine im März 1994 durchgeführte Probenahme ergab, daß der Wassergehalt im oberen Bereich der Dichtung um ca. 1 Vol.% gegenüber 1992 abgenommen hat. Dieser Wert erscheint relativ gering. Der sehr flache Verlauf der pF-Kurve des Dichtungsmaterials zeigt jedoch, daß eine Abnahme des Wassergehalts von 1 bis 2 Vol.% genügt, um Matrixpotentiale hervorzurufen, die als Zugspannungen zur Ribbildung führen. Bisher wurden Druckpotentiale bis zu -280 hPa gemessen. Die Berechnungen zeigen, daß der Wassertransport infolge des ganzjährig negativen Temperaturgradienten fast ausschließlich in Richtung der Unterkante der Dichtung und vorwiegend in der Dampfphase erfolgt. Die Intensität des Dampfstromes steigt mit zunehmender Temperatur, weil die Dampfdichte exponentiell zunimmt. Eine geringfügige flüssige kapillare Bewegung ist dem temperaturinduzierten Fluß entgegengerichtet. Der berechnete Gesamtfluß (1993: 2,1 mm; 1994: 2,7 mm) entspricht einer Wassergehaltsabnahme von 0,7 Vol.%. Eine weitere Aufgrabung im Februar 1995 hat eine erneute Beprobung und die visuelle Begutachtung der Dichtung hinsichtlich inzwischen eventuell vorhandener Ribstrukturen zum Ziel.

(3) Meßfeld T0: quasi-isotherm

Da der thermische Gradient innerhalb der Dichtung ausgeschaltet wurde und der hydraulische Gradient vernachlässigbar klein ist, gehen die berechneten Flüsse gegen Null. Während des Sommers 1994 wurde die Temperatur in der Dichtung stufenweise in 4-Wochen-Intervallen um jeweils 3°C erhöht, um den Zusammenhang zwischen dem Druckpotential und der Temperatur in

der Dichtung aufzuzeigen. Demnach steigt das Druckpotential *kurzfristig* infolge der thermischen Expansion der Bodengas- und der Wasserphase. Innerhalb einer Woche sinken die Werte wieder auf das ursprüngliche Niveau. *Langfristig* fallen die Druckpotentiale in jedem Jahr dann leicht, sobald die Bodentemperatur im Herbst zurückgeht. Es ist anzunehmen, daß die Dichtung im Sommer der Gravitation folgend Porenwasser abgibt, weil die Kapillarkräfte und demzufolge das Wasserhaltevermögen der Matrix mit steigenden Temperaturen abnehmen. Dieser Faktor wird im Berechnungsmodell nach CARY (1966) nicht berücksichtigt. Eine Tendenz zur Austrocknung zeichnet sich ab, zumal die Dichtung im Winter kein Wasser aufnimmt.

Schlußfolgerungen

Nach zweijähriger Versuchslaufzeit können nachstehende Schlußfolgerungen aus den Feldversuchen gezogen werden. Zur Absicherung von Trends muß jedoch ein drittes Meßjahr abgewartet werden.

- ♦ Die Wasserbewegung in einer Kombinationsdichtungen einer Deponieabdeckung wird sowohl durch den saisonalen Richtungswechsel des Temperaturgradienten als auch durch Veränderungen der absoluten Temperatur bestimmt.
- ♦ Der Wassertransport erfolgt vor allem in der Dampfphase durch Temperaturgradienten. Je höher die Temperaturen steigen, desto intensiver ist der Dampftransport (bei konstantem Temperaturgradienten). Eine Wasserbewegung in der flüssigen Phase findet aufgrund von temperaturabhängigen Veränderungen der Kapillarkräfte und als Folge der temperaturabhängigen Umverteilung von Bodenluft statt. Sie ist jedoch aufgrund der niedrigen hydraulischen Leitfähigkeit der mineralischen Dichtung gering.
- ♦ Die mineralische Dichtung ist um so mehr durch Austrocknung gefährdet, je höher die Bodentemperaturen im Sommer steigen und je länger ein warmer Sommer andauert. Ebenso kann die Dichtung beeinträchtigt werden, wenn die winterliche Wiederbefeuchtung nicht (Meßfelder T1 und T0) oder nur in geringem Ausmaß stattfindet (Meßfeld K0). Diese Situation tritt zunehmend ein, sobald die Wärmeentwicklung innerhalb eines Deponiekörpers zurückgeht. Kritische Druckpotentiale ($\psi_p \approx -350$ hPa), die eine Ribbildung in der Dichtung befürchten lassen (MELCHIOR 1993), wurden bis jetzt (Dez. 1994) nicht gemessen.
- ♦ In Meßfeld T1 hat die Dichtung innerhalb von zwei Jahren ca. 1 Vol. % Wasser abgegeben. Setzt sich dieser Trend fort, wird die Dichtung durch Ribbildung unwirksam werden, lange bevor die bedeckende PEHD-Bahn durch Alterung ihre Dichtwirkung einbüßt und die mineralische Dichtung eigentlich benötigt wird.

Literatur

- CARY, J.W. (1966): Soil moisture transport due to thermal gradients: Practical aspects. Soil Sci.Soc.Am.J. 30, 428-433.
- MELCHIOR, S. (1993): Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. Dissertation, Universität Hamburg. Hamburger Bodenkundl. Arbeiten 22, 330 S. + Anhang.
- TA ABFALL (1991): Zweite Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz, Teil 1: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen, vom 12.03.1991. Bundesanzeiger, Köln.
- TA SIEDLUNGSABFALL (1993): Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz. Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen, vom 14.05.1993. Bundesratsdrucksache 594/92.
- VIELHABER, B., K. BERGER & S. MELCHIOR (1993): Feldversuche zur Austrocknungsgefährdung von Kombinationsdichtungen in Deponieabdeckungen durch temperaturabhängige Wasserbewegung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 72, 1415-1418.

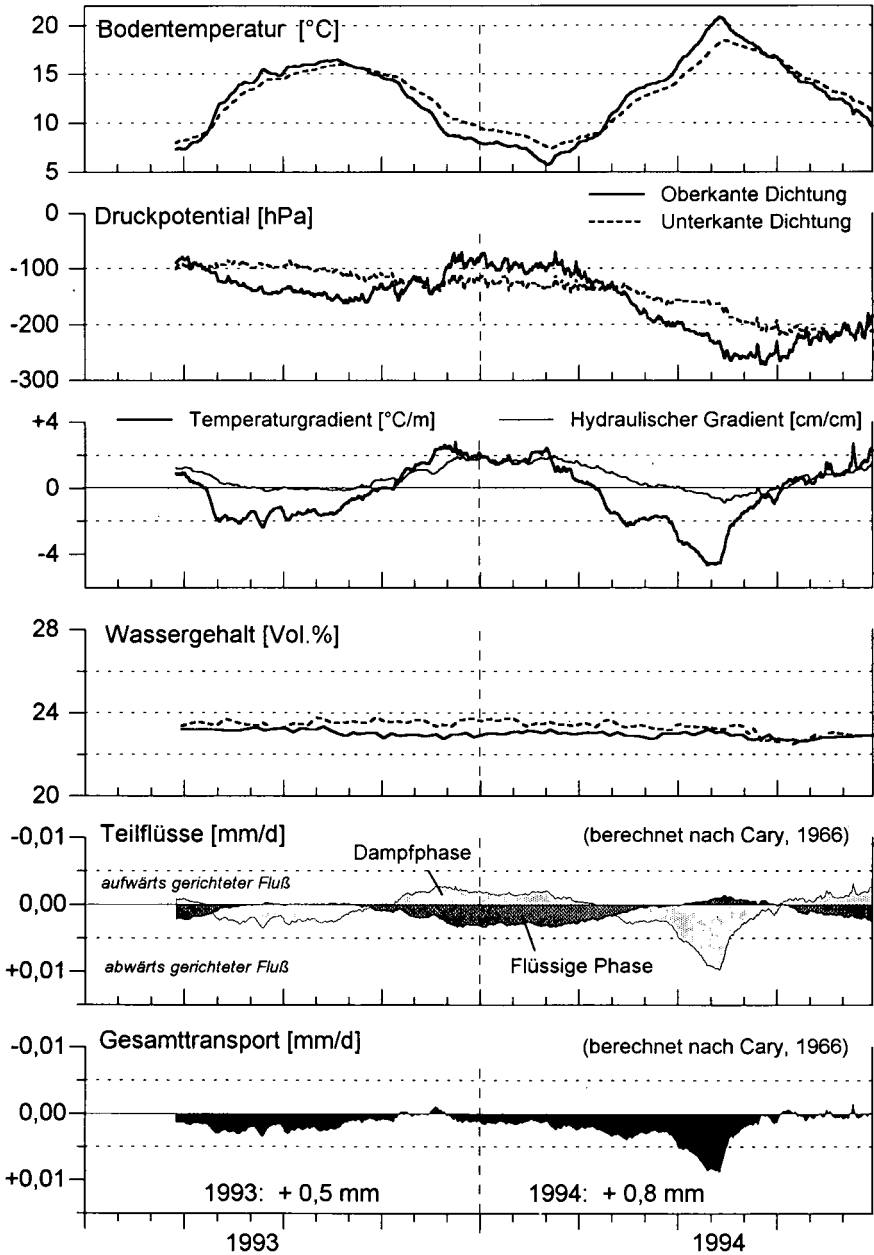


Abb. 1 Kontrollfeld: Bodentemperatur, Druckpotential, Temperaturgradient, hydraulischer Gradient, Wassergehalt und berechneter Fluß in der Dichtung

Die Euler-Poincaré-Charakteristik als Schätzer für die Kontinuität des Porenraumes in Böden

von

Vogel, H.-J.¹

Zur Charakterisierung der räumlichen Vernetzung des Porenraumes wird eine Methode zur Bestimmung der Euler-Poincaré-Charakteristik \mathcal{E} vorgestellt. Die erwartungstreue Schätzung von \mathcal{E} erfolgt mit Hilfe digitaler Bildverarbeitung an paarweisen seriellen Schnitten durch Harz-imprägnierte Bodenproben. Die Ergebnisse für zwei verschiedene Gefügeausprägungen werden vorgestellt.

EINLEITUNG

Unter der "Kontinuität" des Porenraumes wird hier die Art seiner räumlichen Vernetzung verstanden. Für die Funktion des Porenraumes als Transportsystem für Wasser, Gas und gelöste Stoffe und als Lebensraum für Pflanzen und Tiere ist es von wesentlicher Bedeutung ob es zwischen verschiedenen Raumkoordinaten innerhalb des zur Verfügung stehenden Porenraumes Verbindungen gibt oder nicht. Zur Beurteilung der Kontinuität spielt dabei die Grösse und die Länge dieser Verbindungen keine Rolle, sie ist eine topologische Eigenschaft und abstrahiert daher von metrischen Eigenschaften wie der Porengrößenverteilung und der Tortuosität. Allerdings lässt sich die Kontinuität prinzipiell auf verschiedenen Skalen beschreiben, dabei wird nur ein festzulegender Ausschnitt aus der Porengrößenverteilung betrachtet.

Im Folgenden soll am Beispiel von zwei Horizonten einer Terra fusca ein Verfahren zur Quantifizierung der räumlichen Vernetzung des Porenraumes vorgestellt werden. Es werden dabei nur Poren mit einer morphologischen Weite $> 50\mu\text{m}$ betrachtet.

Als Parameter für die räumliche Vernetzung wird die dimensionslose Euler-Poincaré-Charakteristik angewandt.

DAS PRINZIP

Die geometrische Topologie der 3-dimensionalen Gefügephase "Porenraum" wird durch zwei Grössen vollständig beschrieben: (i) die auf das Volumen bezogene Anzahl von isolierten Clustern des Porenraumes N_V , welche keine Verbindung zueinander haben und (ii) die auf das Volumen bezogene Anzahl redundanter Verbindungen C_V , d. h. die Anzahl von Verbindungen, welche durchgeschnitten werden können, ohne ein weiteres isoliertes Cluster zu erzeugen. Ein einfaches Beispiel zur Veranschaulichung dieser Grössen ist in Abb. 2 dargestellt: 2 isolierte Objekte mit insgesamt 4 redundanten Verbindungen.

N_V und C_V werden in der Euler-Poincaré-Charakteristik \mathcal{E} zusammengefasst zu

$$\mathcal{E} = N_V - C_V, \quad (1)$$

welche damit als Mass für die Kontinuität herangezogen werden kann. Die Bestimmung von N_V und C_V ist anhand von einzelnen 2-dimensionalen Schnitten z. B. in Form von Anschliffpräparaten nicht möglich, sie erfordert eine 3-dimensionale Betrachtung. Ein klassischer Ansatz ist ihre direkte Bestimmung über die Rekonstruktion der 3D-Struktur aus seriellen Schnitten [Delloff *et al.*, 1972]. Dieser Ansatz ist global, er erfordert die Kenntnis der gesamten Struktur oder er ist mit Unsicherheiten.

¹INRA, Laboratoire de Physique et Biologie des Sols, 84143 Montfavet, France
(vogel@avignon.inra.fr)

hervorgerufen durch den Randeffect, behaftet. Ein lokal operierender, stereologischer Ansatz zur erwartungstreuen Schätzung von \mathcal{E} aus 2 parallelen seriellen Schnitten, einem sog. Disector [Sterio, 1984], wurde von Gundersen et al. [1993] vorgestellt.

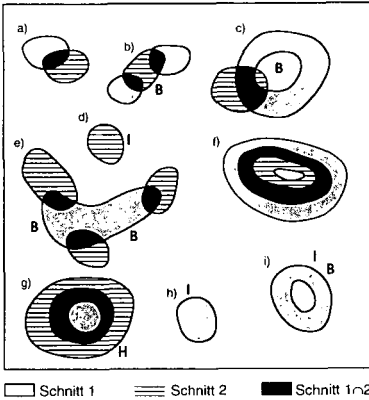


Abb. 1: Schematische Darstellung eines Disectors mit den topologischen Ereignissen I, H und B (auf die verschiedenen Fälle a) bis i) wird in Abb. 2 bezug genommen).

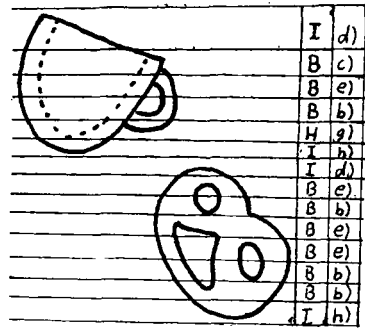


Abb. 2: Zwei einfache Objekte mit allen topologischen Ereignissen auf einer durch die Objekte wandernden Ebene (auf die verschiedenen Fälle a) bis i) in Abb. 1 wird bezug genommen).

Abb. 1 zeigt eine schematische Darstellung des Disectors, mit 2 übereinander projizierten Schnittebenen. Aus der Projektion lassen sich Verbindungen zwischen den beiden Schnitten erkennen. Eine wesentliche Voraussetzung dafür ist, dass der Abstand zwischen den beiden Serienschritten kleiner ist als die interessierenden Strukturen. Ist diese Bedingung erfüllt, lassen sich verschiedene topologische Ereignisse zwischen den beiden Schnitten erkennen:

- ein neues Objekt taucht auf, bzw. verschwindet (in Abb.1 durch I gekennzeichnet),
- ein Objekt verzweigt sich (Fall B in Abb.1),
- oder es wird eine konkave Oberfläche geschnitten (Fall H in Abb.1)

Aus diesen topologischen Ereignissen kann nach Gundersen et al. [1993] eine erwartungstreue Schätzung von \mathcal{E} erhalten werden:

$$\mathcal{E} = \frac{1}{2}(I + H - B) \tag{2}$$

In Abb.2 ist die Erwartungstreue dieses Verfahrens für die zwei einfachen Objekte veranschaulicht, indem sämtliche Ereignisse auf einer durch die Objekte wandernden Ebene angegeben sind. Dies führt nach Gleichung [2] auf $\mathcal{E} = 0.5(4 + 1 - 9) = -2$ und entspricht damit Gleichung [1]: $\mathcal{E} = 2 - 4 = -2$ (2 isolierte Objekte, 4 redundante Verbindungen).

Bei der Anwendung des Disectors auf den Porenraum in Böden, kann nur ein kleiner Ausschnitt betrachtet werden; die Folge ist ein Randeffect. Die Erwartungstreue von \mathcal{E} bleibt jedoch erhalten, wenn nach Prasad et al. [1989] zwei benachbarte Bildkanten als Objekt (Hohlraum), die anderen beiden als Hintergrund (Festschubstanz) betrachtet werden.

Das Zählen der Ereignisse I, H und B entsprechend Abb.1 ist für eine komplexe Struktur, wie die des Porenraumes in Böden, ohne technische Hilfsmittel kaum möglich. Vogel and Kretzschmar [1995] haben gezeigt, dass sich I, H, und B mit Hilfe digitaler Bildverarbeitung berechnen lassen. Auf Grundlage von Binärbildern des Porenraumes der beiden Serienschritte und ihrer Kombination durch den logischen Und-Operator (schwarze Objekte in Abb.1), lässt sich die Anzahl von I, H und B aus der Anzahl isolierter Objekte $\mathcal{N}_{(i)}$ und der Anzahl der Löcher in den Objekten $\mathcal{L}_{(i)}$ aus den Bildern (i) berechnen:

$$\mathcal{E} = \frac{1}{2}(\mathcal{N}_{(1)} + \mathcal{N}_{(2)} - 2\mathcal{N}_{(1\cap 2)} + 2\mathcal{L}_{(1\cap 2)} - \mathcal{L}_{(1)} - \mathcal{L}_{(2)}) \tag{3}$$

\mathcal{N} und \mathcal{L} lassen sich mit klassischen Algorithmen zur Konturverfolgung mittels digitaler Bildverarbeitung erfassen. Für das schematische Beispiel in Abb.1 ergibt sich nach Gleichung (3):
 $\mathcal{E} = 0.5(9 + 9 - 18 + 4 - 3 - 2) = -0.5$, dies entspricht dem Ergebnis aus Gleichung (2): $\mathcal{E} = 0.5(3 + 1 - 5) = -0.5$

EIN BEISPIEL

Aus dem Ah- und AhBv-Horizont einer Terra fusca, wurden ungestörte Proben entnommen und mit einem Polyesterharz imprägniert. Anschliessend wurden vertikale Schnitte hergestellt, die Oberflächen poliert und zur Steigerung des Kontrastes zwischen Hohlraum und Festschubstanz mit Flusssäure geätzt [Vogel, 1994]. Mit einer Videokamera wurden quadratische Bilder mit 13mm Kantenlänge aufgenommen und digitalisiert. Die Auflösung betrug $25\mu\text{m}$ pro Pixel. Die Binarisierung der Bilder zur Unterscheidung von Hohlraum und Festschubstanz erfolgte nach einem Algorithmus, der eine möglichst exakte Erkennung der Hohlraumgrenzen erlaubt [Vogel and Kretzschmar, 1995]. Zur Herstellung der Serienschritte wurde mit Hilfe einer Präzisionsschleifmaschine die bereits präparierte und aufgenommene Schnittfläche um $50\mu\text{m}$ abgeschliffen und anschliessend erneut präpariert und digitalisiert. Auf diese Weise wurden 11 Serienschritte aus dem Ah und 100 aus dem AhBv hergestellt.

Abb. 3 zeigt je eine präparierte Schnittfläche aus den beiden Horizonten. Eine rein qualitative Betrachtung der beiden Gefügeausprägungen lässt auf eine intensivere Vernetzung der Poren im Ah im Vergleich zum AhBv schliessen.

Für jedes Paar der Serienschritte wurde \mathcal{E} entsprechend Gleichung (3) berechnet. Die Ergebnisse aus dem Ah und den ersten 11 Serienschritten des AhBv sind in Abb. 4 dargestellt. \mathcal{E} erweist sich als gut differenzierendes Merkmal für diese beiden Horizonte. Die deutlich niedrigeren Werte für den Ah bestätigen die intensivere Vernetzung des Porenraumes in diesem Horizont. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse entlang der 11 Serienschritte innerhalb der beiden Horizonte eine geringe Variabilität. Dies ist zwar zu erwarten, da der Abstand zwischen dem ersten und dem letzten Schnitt lediglich 0.5mm beträgt, bestätigt aber aus diesem Grunde die Stabilität der Methode.

Die Ergebnisse für die 100 Serienschritte aus dem AhBv (Abb. 5) lassen die Variabilität der Struktur erkennen. Die Breite des gefundenen "Datenbandes" kann als methodische Unschärfe interpretiert werden, in der Oszillation des Datenbandes kommt dagegen die kleinräumige Heterogenität des Gefüges zum Ausdruck.

SCHLUSSBEMERKUNGEN

Die Disector-Methode liefert mit \mathcal{E} eine topologische Kenngrösse für die Struktur des Porenraumes in Böden, deren Bedeutung für Gefügefunktionen offensichtlich ist. Besonders interessant für weitere Arbeiten erscheint die Bestimmung von \mathcal{E} als Funktion der Porengrösse. Dabei ist der Arbeitsaufwand gegenüber dem klassischen, globalen Ansatz deutlich reduziert. Alle Schritte der Bildverarbeitung wurden in C-Programmen implementiert.

Literatur

- DeHoff, R. T., E. H. Aigeltinger and K. R. Craig, 1972: Experimental determination of the topological properties of three dimensional microstructures, *J. of Microsc.*, **95**, 69-91.
Gundersen, H. J., R. W. Boyce, J. R. Nyengaard and A. Odgaard, 1993: The ConnEuler: unbiased estimation of connectivity using physical disectors under projection, *Bone*, **14**, 217-222.
Prasad, B., C. Lantuejoul and J. P. Jernot, 1989: Unbiased estimation of the Euler-Poincaré characteristic, *Acta Stereol.*, **8/2**, 101-106.
Sterio, D. C., 1984: The unbiased estimation of number and sizes of arbitrary particles using the disector, *J. of Microsc.*, **134**, 127-136.
Vogel, H. J., 1994: Mikromorphologische Untersuchungen von Anschliffpräparaten zur räumlichen Porengeometrie in Böden im Hinblick auf Transportprozesse, *Diss. Universität Hohenheim*, 136pp.
Vogel, H. J. and A. Kretzschmar, 1995: Topological characterization of pore space in soil - sample preparation and digital image-processing, *submitted to Geoderma*.

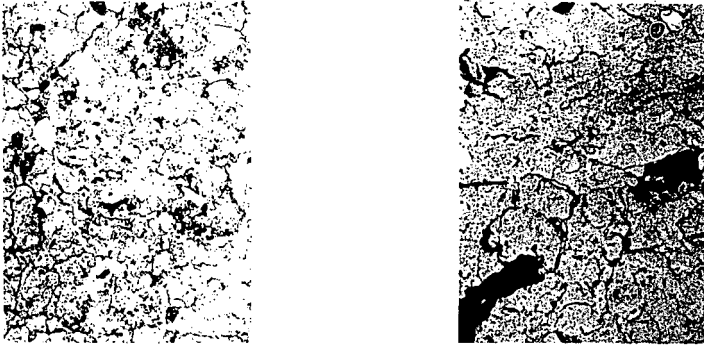


Abb. 3: Polierte Schnittflächen aus dem Ah- (links) und dem AhBv-Horizont (rechts). Die natürliche Bildbreite ist 3cm. Die dunklen Hohlräume sind gut kontrastiert zur hellen Festsubstanz.

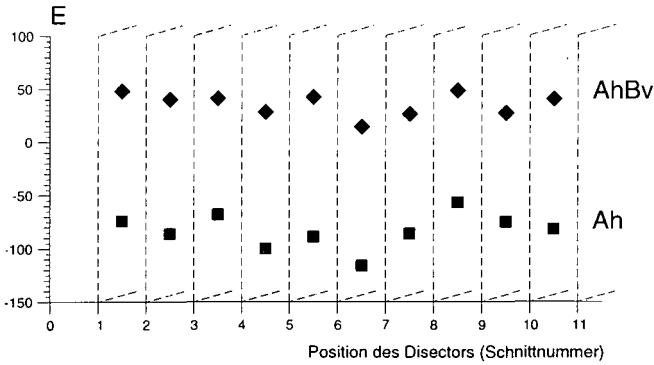


Abb. 4: Euler-Poincaré-Charakteristik \mathcal{E} , berechnet für 10 Disectoren aus 11 Serienschritten im Abstand von $50 \mu\text{m}$ in den untersuchten Horizonten.

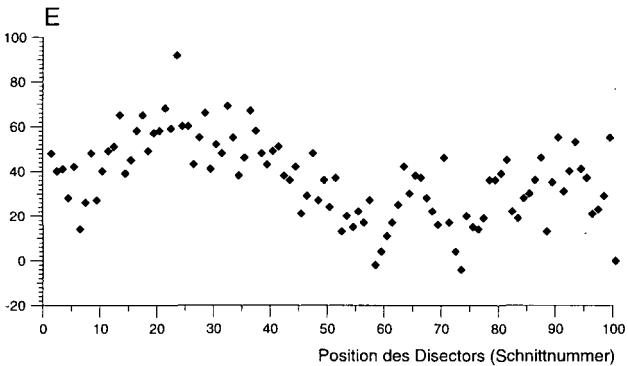


Abb. 5: Euler-Poincaré-Charakteristik \mathcal{E} , berechnet für 99 Disectoren aus 100 Serienschritten im Abstand von $50 \mu\text{m}$ im AhBv Horizont.

Prozeßorientierte Modellierung der Kronentraufe auf einer Fichtenfläche (*Picea abies* Karst.) im Solling

von

Xu, Y.*

Einleitung

Als Input des Bodenwasserhaushaltes und als Senkenterm zur Wasserbilanzierung eines Kronenraumes bildet der Bestandesniederschlag eine bedeutende Flußgröße in der Beschreibung der Hydrologie eines Waldökosystems. Seine zeitliche und räumliche Verteilung werden maßgeblich von der Waldgesellschaft, der Kronenstruktur und den Wetterbedingungen bestimmt. Aus einer Untersuchung der räumlichen Heterogenität der Kronentraufe im Solling wird berichtet, daß für eine statistisch repräsentative Messung der Bestandesniederschläge ca. 100 Sammler auf einer Fichtenfläche in der Größe von ca. 1000 m² benötigt werden (XU und BLANCK 1994). Die Messung des Bestandesniederschlags, insbesondere in hoher zeitlicher Auflösung, wie es gewöhnlich für bodenhydrologische Modelle benötigt wird, ist somit sehr arbeits- und kostenintensiv.

In der vorliegenden Arbeit wird versucht, ein neues Modell zur Wasserbilanz des Kronenraums zu entwickeln, um die Bestandesniederschläge mit geringerem Aufwand zu simulieren. Das Modell wurde an den Ergebnissen 3jähriger Messungen (1990-1992) des Bestandesniederschlags in einem Fichtenbestand (F1) im Solling getestet. Die Resultate werden im folgenden vorgestellt.

Modellkonzept

RUTTER et al. (1971) stellen ein Wasserbilanzmodell eines Kronenraumes mit den folgenden Komponenten vor: Kronentraufe (I), Interzeptionsverdunstung (I'), Änderung des Kronenwasserspeichers (ΔC) und direktes Durchtropfen des Freilandniederschlags ($P; p \cdot P$). Es wurde eine empirische Funktion zur Beschreibung der Kronentraufe, optimiert bei gesättigten Bedingungen, mit 0.002 mm/s gefunden und damit der Kronenwasserspeicher (C) und die Interzeptionsverdunstung simuliert. In der vorliegenden Arbeit liegt das Hauptinteresse jedoch an der Höhe der Kronentraufe. Es muß deshalb hierfür ein anderer Weg gesucht werden. Bei Vernachlässigung des Stammablaufs kann das RutterModell wie folgt nach der Kronentraufe aufgelöst werden:

$$\Sigma D - (1-p) \Sigma P - \Sigma E - \Delta C \quad (1)$$

Nach dem Rutter-Modell sind die aktuelle Interzeptionsverdunstung (I') und die potentielle Verdunstung ($I;p$) gleich, wenn der Kronenwasserspeicher (C) größer oder gleich der Kronenwasserkapazität (S) ist (d.h. $I'=I;p$ für $C \geq S$); im anderen Fall ($C < S$) gilt $I'=I;p \cdot C/S$. ZINKE (1967) definiert die Kronenwasserkapazität als die von Pflanzen bei Windstille in der Krone aufgehaltene Wassermenge. Da windstille Bedingungen jedoch kaum anzutreffen sind, muß die Kronenwasserkapazität demnach als eine dynamische Größe betrachtet werden. In dem entwickelten Modell wird eine dynamische Kronenwasserkapazität (S^*) in Abhängigkeit von der maximalen Kronenwasserkapazität (S), der Windgeschwindigkeit (u) und einem Windfunktionsparameter (α) wie folgt definiert:

$$S_{tI}^* = S \cdot \exp(\alpha \cdot u^2)^{-1} \quad (2)$$

Um die Interzeptionsverdunstung und den Kronenwasserspeicher zeitlich aufzulösen, wurde ein

* Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen, Büsgenweg 2, 37077 Göttingen

temporärer "verdunstender" Kronenwasserspeicher (C_{tl}^*) definiert, der nur bei der Verdunstungsberechnung und für das Ende des Zeitintervalls als Abzugswert herangezogen wurde. Bei Vorgabe eines Anfangswerts des Kronenwasserspeichers C_{t_0} zum Zeitpunkt t_0 wurde der "verdunstende" Kronenwasserspeicher bis Zeitende t_1 wie folgt gelöst:

$$C_{t_1}^* = (1-p)P_{tl} + C_{t_0} \quad \text{für} \quad \frac{(1-p)P_{tl} + C_{t_0}}{S_{t_1}^*} < 1 \quad (3a)$$

und

$$C_{t_1}^* = S_{t_1}^* \quad \text{für} \quad \frac{(1-p)P_{tl} + C_{t_0}}{S_{t_1}^*} \geq 1 \quad (3b)$$

Danach wurde die aktuelle Interzeptionsverdunstung (ΣI) für den gegebenen Zeitraum $t_0 - t_1$ mit folgender Gleichung angenähert:

$$\Sigma I = \frac{C_{t_1}^*}{S_{t_1}^*} E p_{tl} \quad (4)$$

Die Änderung des Kronenwasserspeichers (ΔC) in der Zeit von t_0 bis t_1 wurde dann berechnet.

$$\Delta C_{t_1} = S_{t_1}^* - C_{t_0} \quad (5)$$

Wird die potentielle Verdunstung (E) etwa nach Penman-Monteith berechnet, ist die Kronentraufe (ΣD) für den gegebenen Zeitraum ($t_0 - t_1$) mit den Gleichungen 2, 3, 4a, 4b, 5 and 1 zu lösen. Der nach der Verdunstung noch vorhandene Kronenwasserspeicher zum Zeitpunkt t_1 wird dann mit folgendem Ansatz berechnet:

$$C_{t_1} = S_{t_1}^* \quad \text{für} \quad \Sigma D \geq 0 \quad (6a)$$

und

$$C_{t_1} = (1-p)P_{tl} + C_{t_0} - E_{t_1} \quad \text{für} \quad \Sigma D < 0 \quad (6b)$$

Nach einmaliger Vorgabe eines Anfangswerts für den Kronenwasserspeicher kann das Modell die Kronentraufe schrittweise mit Regendaten simulieren.

Versuchsfläche, Datengrundlage und Parameterisierung

Die Versuchsfläche liegt auf dem Solling Plateau in Südniedersachsen (ca. 500 m ü. NN). Bei ca. 6,4°C und 1100 mm liegen die Jahresmittelwerte der Temperatur und des Niederschlags. Bei einer Stammzahl von 595 pro ha ist der 110j. Fichtenbestand (F1) im Durchschnitt 29 m hoch. Weitere Details über das Klima und die Waldgesellschaft der Solling-Flächen befinden sich bei ELLENBERG et al. (1986).

Die Bestandesniederschläge wurden mit wet-only Sammler aufgefangen und von mehrstündig bis 3 wöchentlich geleert. Alle anderen Wetterdaten wurden in 15 min. Zeitschritten von einem Meßsturm direkt über dem Bestand in den Höhen von 33 und 39 m erfasst und zu Stundenwerten gemittelt. Die Meßmethoden sind bei KLEEFELD (1991) und IBROM (1993) beschrieben. Die entscheidenden Fitting-Parameter, die Kronenwasserkapazität bei Windstille (S), der Windfunktionsparameter α und der Durchtropfanteil des Freilandniederschlags (p), wurden bei Modellierung

zu 4.35 mm, 0.0114 und 0.12 optimiert. Der Einfluß auf die dynamische Kronenwasserkapazität wird in der Abbildung 1 dargestellt.

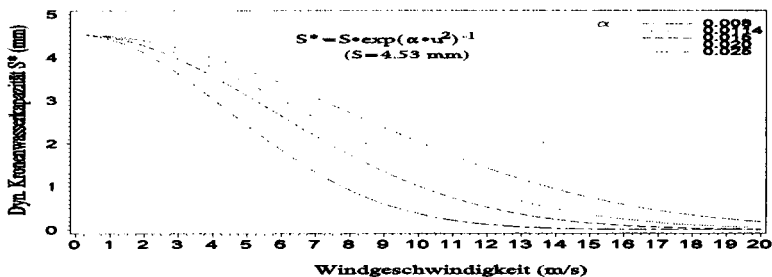


Abb.1: Modellvorstellung über dynamische Kronenwasserkapazität (S^*) in Abhängigkeit von Windgeschwindigkeit (u).

Die potentielle Evaporation wurde mit der Penmon-Monteith Gleichung für die Naßkronenoberfläche kalkuliert ($r_s=0$). Die verfügbare Energie Ra wurde mit der Bilanzformel $Ra = Rn + G + P + J_{II} + J_{IV} + J_V$ berechnet, wobei der Wärmeaustausch mit dem Boden (G), der Bestandesluft (J_{II}), des Luftwasserdampfes (J_{IV}) und der Vegetation (J_V) nach STEWART u. THOM's (1973), sowie der Wärmeverbrauch durch Photosynthese (P) nach ROSENBERG's (1989) Ansätzen berechnet wurden.

Validierung des Modells

Die modellierte Dynamik der Wasserkomponenten im Kronenraum wird für die untersuchte Fichtenfläche am Beispiel für eine Starkniederschlagsperiode (13. - 15. Juli 91) in der Abbildung 2 dargestellt. In den ersten Regenstunden wurde der größte Teil des Regens von der trockenen Krone aufgefangen

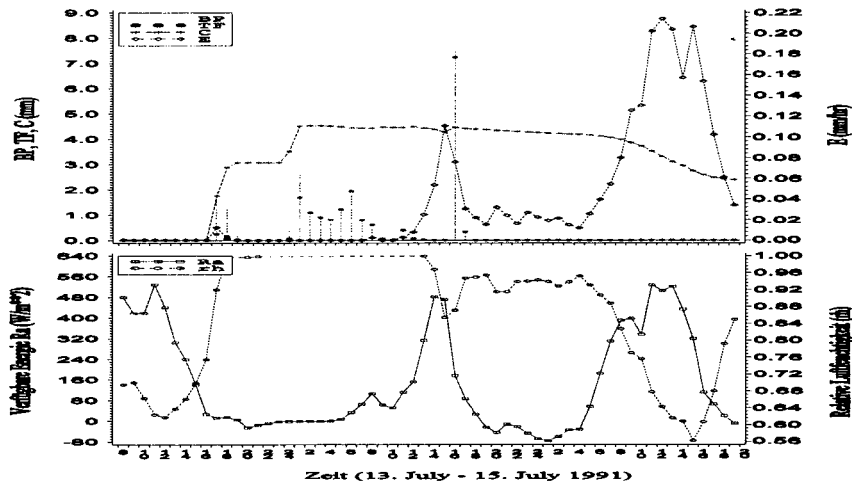


Abb.2: Dynamik der Wasserkomponenten im Kronenraum - Freilandniederschlag (BP), simulierter Bestandesniederschlag ($TF=D+p \cdot P$), Kronenwasserspeicher (C) und Interzeptionsverdunstung (E) - korrespondierend mit verfügbarer Energie (Ra) und relativer Luftfeuchtigkeit (rh) auf Solling-Fichtenfläche (F1).

und gehalten, nur ein geringer Teil durchtropfte den Bestand. Korrespondierend mit niedriger verfügbarer Energie und gesättigter Luftfeuchtigkeit zeigt sich eine sehr geringe Interzeptionsverdunstung in dieser Zeitperiode. Nach der Sättigung des Kronenraumes waren Bestandesniederschlag und Freilandniederschlag annähernd gleich. Nach Ende des Niederschlagsereignisses nahm die Luftfeuchtigkeit ab und die verfügbare Energie zu. Weiterhin ging die Kronensättigung zurück. Die Abbildung 3 zeigt eine hervorragende Übereinstimmung zwischen den simulierten und gemessenen Bestandesniederschlägen über 3 Jahre ($R=0.9999$). Beim Vergleich der Abweichung zwischen den simulierten und gemessenen Bestandesniederschlägen haben Herbst- und Winterperiode die geringere Übereinstimmung. Der Grund hierfür ist, daß ein beachtlicher Teil des Niederschlags als Nebel fiel und vom Regenschreiber nicht erfaßt wurde.

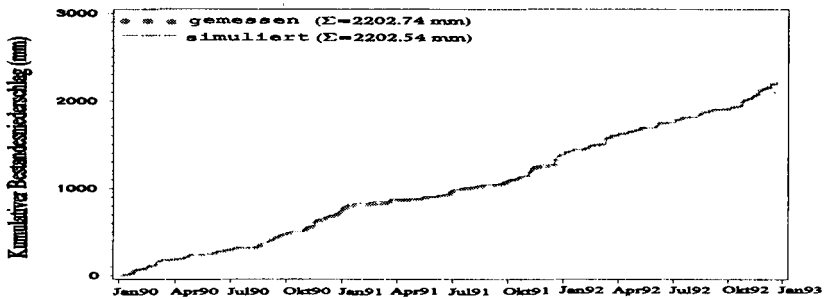


Abb.3: Gemessene und simulierte kumulative Bestandesniederschläge im Zeitraum 1990-1992 auf Solling-Fichtenfläche (F1).

Schlußfolgerung

Das vorgestellte Modell ermöglicht die Simulation der Dynamik des Kronenwassers in hoher Zeitauflösung und zeigt dabei ein überragendes Simulationsergebnis für einen Fichtenbestand. Weitere Tests des Modells, insbesondere für andere Klimaverhältnisse und Waldvegetationen sind notwendig, um zu prüfen, ob der Modellansatz mit der dynamischen Kronenwasserkapazität als Prozeßbeschreibung überregional gültig ist. Ferner sollte geprüft werden, ob die Abschätzung der potentiellen Evaporation in hoher Zeitauflösung mit einem simplen Verfahren wie z.B. nach Priestley-Taylor vereinfacht werden kann, um damit weniger Parameter (S , u , α und p) für die Modellierung der Kronentraufe heranziehen zu können.

Literatur

- ELLENBERG, H., R. MAYER, J. SCHAUERMANN (1986): Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986. Verlag Eugen Ulmer, 507.
- IBROM, A. (1993): Die Deposition und die Pflanzenauswaschung (Leaching) von Pflanzennährstoffen in einem Fichtenbestand im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, A105, 165.
- KLEEFELD, C. (1991): Bestimmung der Flußdichten der latenten und fühlbaren Wärme in der bodennahen Grenzschicht über einem Fichtenbestand. Diplomarbeit, Inst. f. Bioklimatologie, Uni. Göttingen.
- ROSENBERG, N.J. et al (1989): Evapotranspiration in a greenhouse-warmed world: a review and a simulation, *Agric. For. Meteorol.*, 47, 303-320.
- RUTTER, A.J., K.A. KERSHAW, P.C. ROBINS, A.J. MORTON (1971): A predictive model of rainfall interception in forests. I. Derivation of the model and comparison with observations in a plantation of Corsican pine. *Agric. Meteorol.* 9, 367-384.
- STEWART, J.B., A.S. THOM (1973): Energy budgets in pine forest, *Quart. J. R. Meteorol. Soc.*, 99, 154-170.
- XU, Y.-J., K. BLANCK (1994): Räumliche Variabilität der Kronentraufelösung auf Solling-Fichtenflächen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, B41, 27-39.

Danksagung: Die langjährigen Klimamessungen im untersuchten Fichtenbestand wurden vom Institut für Bioklimatologie der Universität Göttingen durchgeführt. Dr. IBROM und Dipl.-Phys. Krelein stellten die für den Modelltest herangezogenen Klimadaten bereit, wofür der Autor sich an dieser Stelle herzlich bedanken möchte.

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit eines Deichvorlandes: Anisotropie und Auswirkung unterschiedlicher Beweidungsintensitäten

von

Einleitung und Fragestellung

Zhang, H. Q.¹

Das Deichvorland ist die Grenzfläche zwischen Land und Meer und hat nicht nur die Schutzfunktion für den Schutzdeich, sondern auch wichtige ökologische Bedeutung, da hier wichtige Austauschprozesse zwischen Bodenporenwasser und Meerwasser statt finden (Fischer & Miehlisch, 1989). Dadurch können Schadstoffe des Meerwassers zum Teil zurückgehalten und die des Vorlandes wieder ins Meer freigesetzt werden. Hierbei ist die gesättigte Wasserleitfähigkeit des Bodens für die Wasserbewegung von besonderer Bedeutung. Der Boden des Vorlandes ist von der schichtweisen Sedimentation geprägt. In den Wintermonaten schlicken aufgrund stärkerer Wasserbewegung gröbere Sedimente auf, während der Sommermonate hingegen feinere. Zusätzlich lagern sich abgestorbene Pflanzenteile ab, die aber nicht schnell abgebaut werden können. So entsteht die Stratigraphie der Sedimente bzw. des Bodens. Es läßt sich daher vermuten, daß der Boden in die horizontale Richtung viel durchlässiger ist als in die vertikale. Deichvorland hat bekanntlich auch Zonierungen, die sich aus dem Höhengradienten ergeben. Dieser Sachverhalt spiegelt sich auch im Bodenwasserhaushalt wider. Je höher der Boden über die MthW-Linie herausgewachsen ist, desto stärker ist die Austrocknung und Strukturbildung, die wiederum Einfluß auf die Wasserleitfähigkeit hat. Es läßt sich weiter vermuten, daß die unterschiedlichen Bewirtschaftungsverfahren (Beweidung) auch unterschiedliche Auswirkungen auf die gesättigte Wasserleitfähigkeit haben. In dieser Arbeit wurden deshalb die räumliche und anisotropische Variabilität der gesättigten Wasserleitfähigkeit und der Einfluß der Beweidung in einem Deichvorland sowie deren Wechselwirkungen miteinander untersucht.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Untersuchungen erfolgten im Vorland des Sönke-Nissen-Kooges, Nordfriesland, wo eine Versuchsfläche vom Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer im Jahr 1989 angelegt wurde. Sie beinhaltet fünf Parzellen, die jeweils mit 0,0; 0,5; 1,0; 1,5 und 3,4 SE/ha (Schafeinheit pro Hektar) beweidet sind (Zhang, 1993). Die Fläche ist durch ein gitterweise angelegtes Grüppungssystem von 10 x 100 m entwässert, das jede Beweidungsparzelle in ca. 6 bis 8 Teilflächen (auch Äcker genannt) mit einer Länge von 100 m unterteilt. Es wurden zuerst in jedem Acker der 5 Beweidungsparzellen aus dem Oberboden (0-10 cm) Stechzylinderproben (100cm³) in vertikale und horizontale Richtungen entnommen. Anschließend wurden aus Profilgruben, die jeweils deichnah, mitten und seewärts in jeder Beweidungsparzelle angelegt wurden, horizontal und vertikal Stechzylinderproben in 7 bis 8 Tiefen (bis ca. 70 cm tief) entnommen. So bilden sich zwei Datensätze jeweils aus dem Oberboden und den Profilen. Die gesättigte Wasserleitfähigkeit K_f wurde mit Hilfe des Haubenpermeameters (Hartge, 1965) im Labor bestimmt. Durch Transformation der lognormal verteilten K_f könnten die Daten mit klassischen statistischen Verfahren analysiert werden. Hierbei wurde zuerst die Varianzanalyse durchgeführt, um die signifikanten Einflußfaktoren und Wechselwirkungen aufzudecken. Zu überprüfen waren die Beweidungsintensität, Richtung der Probenahme und die Lage im Gelände sowie deren Wechselwirkungen mit einander.

¹ Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, Christian-Albrecht-Universität zu Kiel, Hafentörn, 25761 Büsum

Ergebnisse und Diskussion

Tab.1 Die Ergebnisse der Varianzanalyse der gesättigten Wasserleitfähigkeit des Oberbodens

Quelle	DF	Mean Square	F-Ratio	Prob>F
Beweidung (A)	4	6.88	22.98	0.0000
Richtung (B)	1	2.63	8.78	0.0017
Lage (C)	5	0.41	1.36	0.2428
A x B	4	0.43	1.44	0.2256
A x C	20	0.94	3.13	0.0001
B x C	5	0.89	2.96	0.0147
A x B x C	20	0.31	1.02	0.4456

Aus Tab.1 ist ersichtlich, das die gesättigte Wasserleitfähigkeit von der Beweidungsintensität stark beeinflusst wird. Die Richtung der Probenahme hat ebenfalls signifikanten Einfluß auf die Kf. Außerdem sind die Wechselwirkungen zwischen Beweidungsintensität und der Lage im Gelände und zwischen Richtung und Lage im Gelände signifikant. Aus diesem Datensatz ist kein signifikanter Einfluß der Lage im Gelände auf die Kf festzustellen ($P=0,24$).

In Fig.1 sind LogKf gegen Beweidungsintensität dargestellt. Hier wird deutlich, daß die gesättigte Wasserleitfähigkeit mit zunehmender Beweidungsintensität ab 1.0 SE/ha stark abnimmt. Abgesehen davon, daß die horizontale Wasserleitfähigkeit K_h stets größer als die vertikale K_v ist, werden die K_h und K_v ähnlicherweise von der Beweidung beeinflusst. Das ist auf den ersten Blick überraschend, da durch Bodenverdichtung infolge des Schaftrittes Plattengefüge entstehen dürften, so daß der durch Sedimentation bedingte geogene Unterschied zwischen K_h und K_v noch weiter klaffen würde. Zhang (1993) hat schon festgestellt, daß eine Verdichtung im Sinn der Zunahme der Lagerungsdichte nicht immer festzustellen ist. Aufgrund des ständigen hohen Bodenwassergehaltes bedeutet Beweidung im Vorland mehr eine Zerknetung der Bodenstruktur als eine Zunahme der Lagerungsdichte.

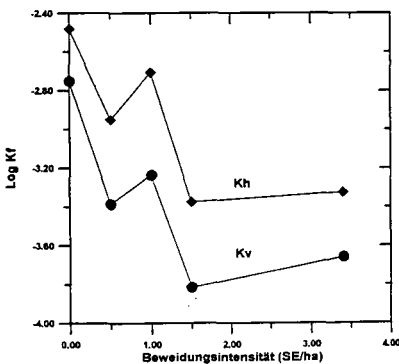


Fig. 1: Einfluß der Beweidung auf die horizontale und vertikale Kf

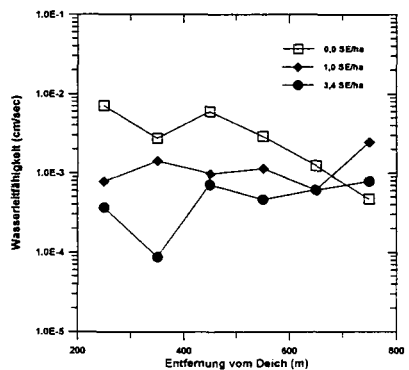


Fig.2: Räumliche Variabilität der Kf in Abhängigkeit von der Beweidungsintensität

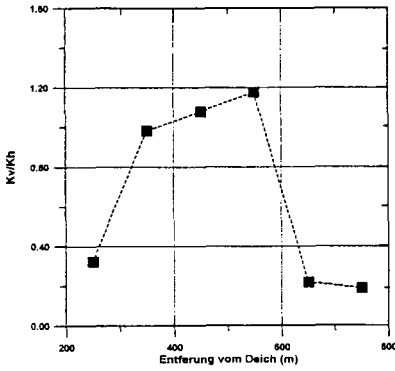


Fig. 3: K_h / K_v in Abhängigkeit von der Lage im Gelände

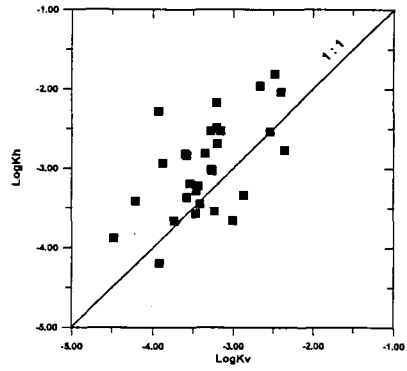


Fig. 4: Zusammenhang zwischen $\text{Log}K_h$ und $\text{Log}K_v$

Fig. 3 zeigt die Wechselwirkungen zwischen der Anisotropie der Kf und der Lage im Gelände. Es ist ersichtlich, daß die Anisotropie der Kf von dem deichnahen Acker und den deichfernsten zwei Äckern deutlich zu erkennen ist. Dieser Sachverhalt ist darauf zurückzuführen, daß diese Äcker niedriger über die MthW-Linie liegen als die mittleren Äcker. Infolgedessen ist die Austrocknung des Bodens in diesen Äckern nicht so stark wie in den mittleren. Dadurch ist auch Struktur- und Bodenbildung durch Schrumpfung und Quellung, Bioturbation und andere pedologische Prozesse, die anisotropische Variation der Wasserleitfähigkeit beeinflussen, in diesen Äckern weniger ausgeprägt als in den mittleren. Fig. 4 zeigt, daß eine signifikante Korrelation zwischen K_h und K_v ($R^2 = 0.34^{***}$) besteht. Dies bedeutet, daß an den Stellen, wo die vertikale Wasserleitfähigkeit klein ist, mit großer Wahrscheinlichkeit auch eine kleine horizontale Wasserleitfähigkeit anzutreffen ist. Der $\text{Log}K_h$ weist einen Mittelwert von $-2,9656$ und der $\text{Log}K_v$ einen von $-3,3273$ auf. Dadurch ergibt sich ein K_v/K_h Verhältnis von $0,44$. Die statistisch gesehen signifikante Anisotropie der Kf ist daher bei der Untersuchung von Land/Meer Austauschprozessen zu berücksichtigen. Die Anisotropie ist vor allem dort zu finden, wo die Struktur- und Bodenbildung noch nicht fortgeschritten ist.

Tab. 2: Ergebnisse der Varianzanalyse von gesättigten Wasserleitfähigkeiten der Profile

Quelle	DF	Mean Square	F-Ratio	Prob>F
Richtung (A)	1	9.76	21.19	0.0000
Beweidung (B)	4	1.09	2.36	0.0542
Lage (C)	2	4.16	9.03	0.0002
Tiefe (D)	7	1.08	2.34	0.0256
A x C	2	0.52	1.12	0.3280
A x D	7	1.53	3.32	0.0023
A x B x D	28	0.55	1.21	0.2288

Die Ergebnisse der Varianzanalyse an dem Profildatensatz ist in Tab.2 zusammengefasst. Die Faktoren Richtung der Probenahme, Lage im Gelände und Tiefe haben alle signifikanten Einfluß auf die Kf ($P < 0.05$). Die Auswirkung der Beweidung ist nicht so deutlich wie bei dem Oberboden zu erkennen. Das ist auch verständlich, wenn man berücksichtigt, daß die Profile bis ca. 70 cm tief waren. Der Beweidungseinfluß beschränkt sich im Oberboden bis ca.30 cm Tiefe (Zhang, 1993). Die Wechselwirkung zwischen Richtung und Bodentiefe ist signifikant.

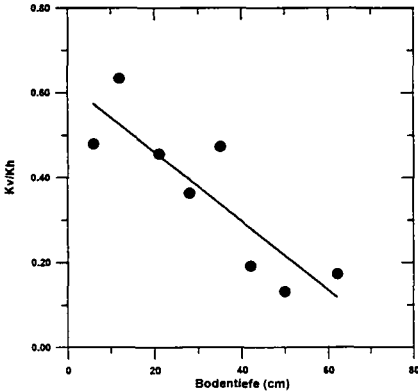


Fig.5: Anisotropie der Kf in Abhängigkeit von der Bodentiefe

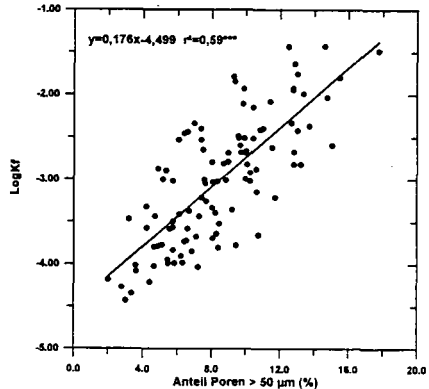


Fig.6: Korrelation zwischen LogKf und Makroporosität

Aus Fig.5 ist zu erkennen, daß das Verhältnis K_v/K_h mit zunehmender Bodentiefe abnimmt. Dieser Sachverhalt stimmt mit der in Fig. 4 dargestellte Beziehung überein, denn mit zunehmender Tiefe nimmt das Ausmaß der pedologischen Prozesse (Bioturbation, Schrumpfung und Quellung) ab und dadurch kommt die durch Sedimentation entstandene Stratigraphie immer mehr zum Tragen. Fig.6 zeigt, daß Kf signifikant korreliert mit der Makroporosität des Bodens (Poren $> 50 \mu\text{m}$) ist. Die Korrelation zwischen LogKf und dem gesamten Porenvolumen ist dagegen nicht signifikant.

Schlussfolgerungen

- Die Beweidung vermindert die gesättigte Wasserleitfähigkeit der Salzmarsch im Deichvorland ab eine Beweidungsintensität von 1.0 SE/ha signifikant, was auf eine Veränderung der Bodenstruktur hindeutet. Ferner läßt sich feststellen, daß diese Wirkung im deichnahen Bereich, wo sich Schafe bevorzugt aufhalten, stärker ausgeprägt ist.
- Die Kf des Deichvorlandes weist Anisotropie auf, wobei im Oberboden die horizontale Kf im Durchschnitt doppel so groß ist wie die vertikale, jedoch stark abhängig von der Höhenlage des Geländes. Bei größerer Geländehöhe sind die Strukturbildung ausgeprägter, so daß kaum eine Differenz zwischen K_v und K_h zu finden ist. K_v/K_h nimmt weiter hin mit zunehmender Tiefe ab. Beweidung hat keinen Einfluß auf die anisotropische Variation der Kf.
- Es gibt keine eindeutigen Gradienten der gesättigten Wasserleitfähigkeit von Deichfuß seewärts in den beweideten Parzellen, während in der nichtbeweideten Parzelle die Kf am Deichfuß höher ist und nimmt mit zunehmender Entfernung vom Deich ab.
- Kf ist signifikant mit der Makroporosität des Bodens korreliert. Die Korrelation zwischen Kf und dem gesamten Porenvolumen ist hingegen nicht signifikant.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate und Posterbeiträge

Sitzung Kommission II

Band 76

Heft I

1995

Atrazin-Bindung in Böden anthropogener Substrate

von

Abend, S., Q. Wu und H.-P. Blume¹

Einleitung

Im Rahmen des BMFT-unterstützten Verbundprojektes zur Bewertung anthropogener Stadtböden der Universitäten Kiel, Rostock, Halle und Stuttgart wurde das Sorptionsverhalten ausgewählter, umweltrelevanter, organischer Chemikalien an einigen Stadtböden aus anthropogenen Substraten untersucht. Ziel dieser Untersuchungen ist die Verwendbarkeit der Prognose des Verhaltens organischer Schadstoffe in Böden mittels einfacher Feldmethoden (BLUME u. AHLSDORF 1993, LITZ u. BLUME 1989) für Böden aus technogenen Substraten zu prüfen.

Diese Arbeit beinhaltet die Ergebnisse zur Adsorption des Herbizids Atrazin durch Proben ausgewählter Stadtböden.

Material und Methoden

Entsprechend der OECD-Richtlinie Nr. 106 bzw. nach Vorschlägen von BRÜMMER (1987) wurden Adsorptionsversuche mit Atrazin und Bodenproben (0 - 5 mg/l Wirkstoff, Boden : Lösung 1:5, Raumtemperatur) durchgeführt und als Adsorptionsisothermen nach Freundlich ausgewertet.

Über die Adsorption des Herbizids Atrazin liegt umfangreiches Datenmaterial für Acker- und Waldböden vor (BRÜMMER et al. 1987; KUKOWSKI 1989; BLUME 1992). Atrazin ist ein Triazin-derivat mit einem pK_s -Wert von 1,68 (RIPPEN 1984ff). Atrazin wird bei niedrigem pH-Wert als Molekül von Bodenkolloiden stark adsorbiert, während es bei höherem pH-Wert dissoziiert ist und die Hydrathüllen eine Sorption erschweren (KUKOWSKI 1989).

Die Versuchsböden hatten sich aus verschiedenen Aufträgen entwickelt.

Ein Ockerreduktosol aus konditioniertem Klärschlamm (Kalkmilch / Fe(III)-Salz), eine Pararendzina aus Trümmerschutt, eine Hortisol-Pararendzina aus Hausmüll und ein Dystro-Regosol aus kohle/sulfidhaltigem Kipplehm.

Neben lufttrockener Feinerde wurden auch Proben verwendet, bei denen die organische Substanz mittels H_2O_2 eliminiert war. Dadurch ließ sich der Einfluß der anorganischen bzw. organischen Komponenten auf die Adsorption ermitteln.

¹ Inst. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde Christian-Albrechts-Universität, Olshausenstr. 40, 24098 Kiel

Tab. 1: Ausgewählte Bodenparameter der verwendeten Stadtböden

Probc	Hori- zont	pH CaCl ₂	Kalk [%]	C _{org} [%]	C _{Kohle} [%C _{org}]	C _{Streu} [*] [%C _{org}]	Ton [%]	FC _{HNO3} [mg/g]	KAK _p [cmol _c /kg]
Ockerreduktosol aus Klärschlamm									
Ki_1.1	yAho	7.4	38.1	9.1	18	37	25.9	28,7	56,3
Ki_1.2	Yro	7.4	37.7	9.9	20	46	35.5	40,1	75,7
Ki_1.3	Yr ₁	7.8	38.2	12		43	29.6	31.4	60,7
Pararendzina aus Trümmerschutt									
Ki_4.1	Ah	7.3	3.8	2.1	22	52	14.4	5,7	14,4
Ki_4.2	yCB(v)	7.6	7.5	1		67	8.3	3,8	6,9
Ki_4.3	yC ₁	7.5	5.8	0.6		28	7.2	5,1	5,8
Hortisol-Pararendzina aus Hausmüll									
Ki_5.1	Ah	6.8	1.4	7.3	38	26	8.1		20,9
Ki_5.2	iyC ₁	7.1	2.2	5,1	57	10	6,3		13,3
Ki_5.6	(yC)Bv	7.4	1.4	11,1	55	5	4,1		5,3
Ki_5.7	(Bv)C ₁			1,4		25			
Dystro-Regosol aus kohle/sulfidhaltigem Kipplehm									
Hal_11b.1	jAh	3.5	0	7.0	6	21			

* Summe von Lipiden, Eiweiß, (Hemi-)Cellulose und Lignin

Ergebnisse u. Diskussion

Die ermittelten Freundlich - Adsorptionsdaten sind in Tab. 2 zusammengefaßt.

Der Ockerreduktosol aus Klärschlamm wies mit K_F-Werten um 6 ein mittleres Sorptionsvermögen (nach BRÜMMER 1987) gegenüber Atrazin auf. Für die Pararendzina aus Trümmerschutt ergab sich allgemein nur ein sehr niedriges Adsorptionsvermögen das zu tieferen, humusärmeren Horizonten abnimmt. Bei der Hortisol-Pararendzina aus Hausmüll ist durch alle Horizonte eine starke Varianz im Adsorptionsverhalten festzustellen. Dies erklärt sich durch die starke Heterogenität in der Zusammensetzung der Horizonte. Allgemeine Aussagen über ähnliche Standorte zu treffen ist somit äußerst schwierig.

In Abb. 1 und Abb.2 sind die Adsorptionisothermen aller mit Atrazin getesteten Oberböden vor und nach Zerstörung der organischen Substanz im Vergleich dargestellt. Hier ist auffällig, daß der

Tab. 2: Freundlichdaten für die Adsorption von Atrazin an ausgewählten Stadtböden

Probc	Horizont	K _F	1/n	r ²
Ockerreduktosol aus Klärschlamm				
Ki_1.1	yAho	5,59	1,1	0,9985
Ki_1.2	Yro	6,65	0,92	0,9969
Ki_1.3	Yr ₁	7,43	0,88	0,9938
Ki_1.1hf	yAho+H ₂ O ₂	1,36	1,25	0,9980
Pararendzina aus Trümmerschutt				
Ki_4.1	Ah	1,85	1,19	0,9842
Ki_4.2	yCB(v)	1,04	0,93	0,9595
Ki_4.3	yC ₁	0,55	0,68	0,9807
Ki_4.1hf	Ah+H ₂ O ₂	0,5	0,8	0,8360
Hortisol-Pararendzina aus Hausmüll				
Ki_5.1	Ah	7,71	1,08	0,9893
Ki_5.2	iyC ₁	4,28	0,7	0,9978
Ki_5.6	(yC)Bv	25,59	0,75	0,9957
Ki_5.7	(Bv)C ₁	0,3	0,46	0,9918
Ki_5.1hf	Ah+H ₂ O ₂	1,2	0,76	0,9702
Dystro-Regosol aus kohle/sulfidhaltigem Kipplehm				
Hal_11b.1	jAh	261,16	1,5	0,9942
Hal_11b.1hf	jAh+H ₂ O ₂	59,31	1,03	0,8571

saure Dystro-Regosol aus kohlehaltigem Kipplehm viel stärker Atrazin adsorbiert als die neutralen, anderen Böden. Eine Erklärung hierfür ist einerseits der niedrige pH-Wert. Doch ein Vergleich mit den Literaturwerten für die Sorption von Atrazin an natürlichen Böden (KUKOWSKI 1989, BLUME 1992) zeigt, daß dieser hohe K_F -Wert nicht allein durch die sauren Bedingungen erklärt werden kann. Wir vermuten daher, daß einmal, durch Kohle und auch durch stark verwitterte Tonminerale Atrazin deutlich stärker sorbiert wird als normal. Die Zerstörung der organischen Substanz ergibt für die humosen Oberböden eine starke Minderung der Adsorption. Die meisten Sorptionsplätze sind also auch bei den Stadtböden der organischen Bodensubstanz zuzuordnen. Vergleicht man die über alle Horizonte und Substrate, mit Ausnahme einiger weniger Proben mit stark abweichenden Werten, ermittelte Abhängigkeit vom Gehalt an organischem Kohlenstoff mit den von Brümmer et al. (1987) für Böden normaler Gesteine ermittelten (Abb. 3), so ist ein ähnlicher Verlauf (Steigung) zu erkennen. Die Regressionsgerade scheint für die Böden aus technogenen Substraten nur zu niedrigeren Werten parallel verschoben zu sein. Dieses Ergebnis läßt vermuten, daß die Humuskörper der Stadtböden bei großer Varianz ein geringeres Sorptionsvermögen als die natürlicher Böden haben. Das könnte an ihrem geringeren Humifizierungsgrad mithin hohem Streustoffanteil (Tab. 1) liegen.

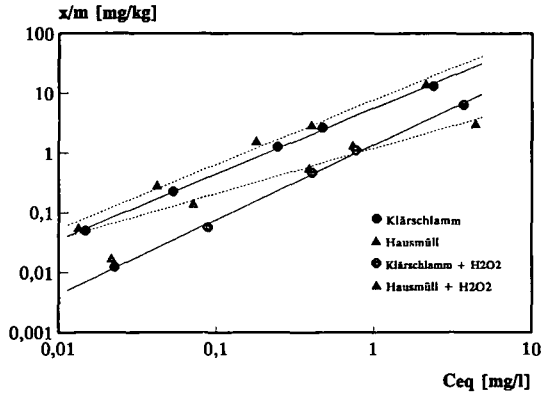


Abb. 1: Adsorptionsisothermen von Atrazin mit Ah-Horizonten vor und nach Zerstörung der organischen Substanz verschiedener Substrate

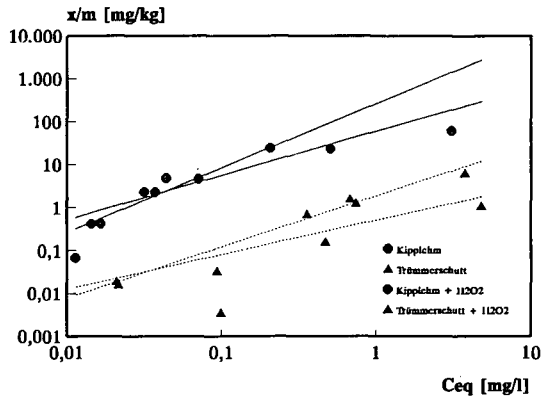


Abb. 2: Adsorptionsisothermen von Atrazin mit Ah-Horizonten vor und nach Zerstörung der organischen Substanz verschiedener Substrate

Schlußfolgerung

Die Ergebnisse zeigen, daß die Bindung von organischen Chemikalien in anthropogenen Stadtböden und somit deren Filtervermögen stark von der Zusammensetzung der Substrate abhängt.

So zeigt sich, daß technologene Substrate oftmals anorganische Komponenten enthalten, die stark als Adsorbens fungieren. In diesem Falle verliert der oftmals als Richtgröße für die Sorptionsstärke verwendete K_{OC} -Wert seine Anwendbarkeit.

$$K_{OC} = \frac{K_F \cdot 100}{C_{org}}$$

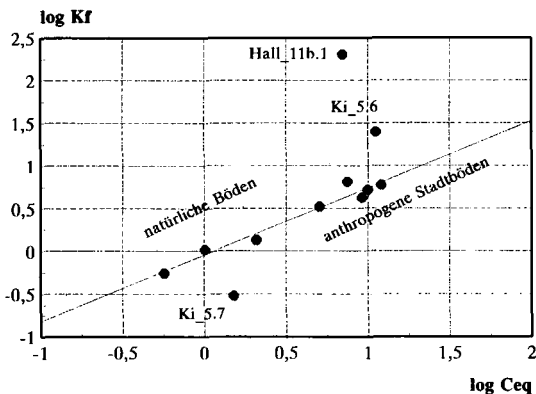


Abb. 3: Abhängigkeit des K_F -Wertes vom Gehalt an organischem Kohlenstoff bei natürlichen Böden (nach BRÜMMER 1987) und solchen aus anthropogenen Substraten

Weiter ist auch die Qualität der organischen Bodensubstanz von der Art des Substrates und somit auch deren Einfluß auf die Sorption abhängig.

Bei Kipplehm und Klärschlamm verblieb auch nach der Humuserstörung ein hohes Adsorptionsvermögen, sodaß dort neben Kohle auch anorganische Bestandteile eine beträchtliche Rolle spielen.

Literatur

- BLUME, H.-P. (1992): Pflanzenschutzmittel; in H.-P. Blume (Hrsg.) Handbuch des Bodenschutzes, S.325-352. Ecomed, Landsberg
- BLUME, H.-P., AHLSDORF, B. (1993): Prediction of Pesticides behavior in soil by means of simple field tests. Ecotox. Environm. Saftey 24, S.313-332
- BRÜMMER, G., KUKOWSKI, H. (1987): UBA-Forschungsbericht 10602045, Teil II, Berlin.
- KUKOWSKI, H. (1989): Untersuchungen zur Ad- und Desorption ausgewählter Chemikalien in Böden. Schriftenr. Inst. Pflanzenernähr. Bodenk. d. Univ. Kiel, Bd.7.
- LITZ, N., BLUME, H.-P. (1989): Verhalten organischer Chemikalien in Böden und dessen Abschätzung nach einer Kontamination. Z. Kulturtechn. Landschaftsentw. 30, S.355-364
- OECD (Ed.) (1981): OECD-Guideline for testing of chemicals 106: Adsorption/Desorption, 1-23.
- RIPPEN, G. (1984ff): HAndbuch der Umweltchemikalien. Ecomed, Landsberg.

Polysaccharide und Lignin in Böden der Prärie mit unterschiedlichem Temperatur- und Niederschlagsregime

von

Amelung, W., K. W. Flach und W. Zech

Einleitung

Temperatur und Niederschlagsmengen beeinflussen nicht nur die Humusgehalte von Böden (Jenny, 1941; Burke et al., 1989 u.v.a.), sondern vermutlich auch die strukturchemische Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (Bracewell et al., 1976). Tatsächlich konnten Molloy und Speir (1977a) zeigen, daß in extremen Klimaten (kalt, arid) v.a. kohlenhydratreiche Pflanzenrückstände zum Humusgehalt der Böden beitragen. In Waldböden scheint die Aromatizität der organischen Bodensubstanz mit zunehmender Feuchte der Standorte zu sinken (Arshad und Schnitzer, 1989; Zech et al., 1989), was Tate und Churchman (1978) in ihrer Auffassung zu bestätigen scheint, der Humifizierungsgrad sinke mit zunehmender Humidität. In Böden der Prärie wurde die Humifizierungsdynamik bislang kaum untersucht.

Zusammenfassend gilt, daß Klima sehr wohl die Quantität der organischen Bodensubstanz beeinflussen kann. Wenig bekannt ist jedoch, ob und wie klimatische Faktoren die chemische Zusammensetzung (d.h. die Qualität) des Humuskörpers von Prärieböden beeinflussen, und welche Prozesse hierfür verantwortlich sind. Diesen Fragen gehen wir in dieser Arbeit nach, diskutieren im Rahmen dieser Ausführung allerdings nur die Ergebnisse der Lignin- und Zuckeranalysen.

Material und Methoden

Böden

Wir untersuchten 6 weitgehend homogene Steppenböden der Great Plains (USA) mit unterschiedlicher Jahresdurchschnittstemperatur (6,5 - 23,4 °C) und -niederschlag (274-839 mm). Die Standorte befinden sich in ebener Lage und wurden nie nachweislich kultiviert. Smekтите dominieren die Tonmineralogie. In den Oberböden variieren die Tongehalte von 30 bis 39 % und das pH(CaCl₂) von 5,9 bis 7,4.

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

** 4104 El Macero Drive, Davis, CA 95616

Nach Entfernung der Pflanzenreste wurden Tiefenfunktionen von C, N, phenolischen Ligninderivaten¹, cellulosischen (=CPS) und nicht-cellulosischen (= NCPS) Gesamtzuckern bestimmt (nach Methodenbeschreibungen von Nelson und Sommers, 1982 für organischen C; Hedges und Ertel, 1982 für ligninbürtige Phenole (CuO-Lignin); Cheshire und Mundie, 1966 sowie Burney und Sieburth, 1977 für Polysaccharide). Total-C und N wurden am Carlo Erba C/N-Analyser ermittelt.

Ergebnisse und Diskussion.

Unsere Proben beinhalten durchschnittlich 53 g cellulosische Polysaccharide (CPS) pro kg organischen C. Frisches Gras und unzersetzte Graswurzeln enthalten ungefähr die 13-fache Menge Cellulose (Molloy et al., 1977b). Folglich zersetzen Mikroorganismen einen Großteil der Cellulose, bevor organische Bodensubstanz an die Mineralmatrix bindet.

Hemicellulosen und mikrobielle Zucker repräsentieren die Fraktion nicht-cellulosischer Polysaccharide (NCPS). Die Proben enthalten 280 bis 880 g NCPS pro kg organischen C. Da Bodenorganismen Hemicellulose leichter als Cellulose zersetzen (Greenland und Oades, 1975), erwarten wir v.a. mikrobielle Zucker in der NCPS-Fraktion.

Zusammenfassend gilt für die untersuchten Böden:

1. Je wärmer das Klima eines Standortes ist, desto stärker nehmen - bei ähnlich bleibenden Jahresniederschlagsmengen - der Tendenz nach die Polysaccharide im Humus ab.
2. Bei ähnlicher Jahresdurchschnittstemperatur haben die Standorte feuchter Klimate höhere Zuckergehalte als die trockeneren.

Je höher also die Niederschlags/Temperatur-Quotienten, desto mehr Polysaccharide liegen in den Böden vor (Abb. 1.), was Ergebnisse von Zech et al. (1989) bestätigt.

Zum besseren Verständnis der Kohlenstoffdynamik studierten wir humuschemische Veränderungen der Steppenböden mit der Tiefe. Mit zunehmender Profiltiefe sinkt der CuO-Lignin/NCPS-Quotient. Das heißt, die chemisch eigentlich stabileren Ligninstrukturen nehmen innerhalb der Profile stärker ab als Polysaccharide. Das wird an feuchteren Standorten besonders deutlich (Abb. 2).

¹ Die Summe phenolischer CuO-Oxidationsprodukte ist proportional zum Ligningehalt der Probe und dient dafür als Indikator, reale Ligninkonzentrationen lassen sich nicht bestimmen.

Abbildung 1: Gesamtzuckergehalte der Oberboden-Feinerde (< 2 mm) als Funktion des Niederschlags/Temperatur-Quotienten (MAP/MAT)

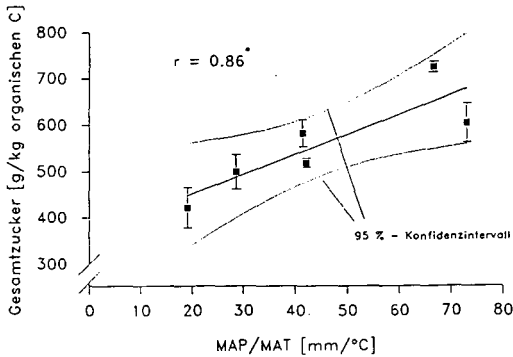
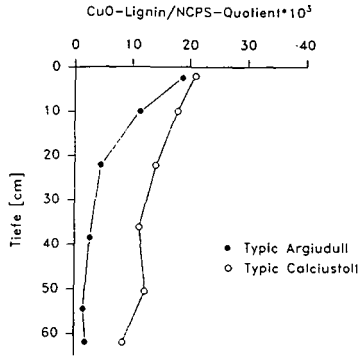


Abbildung 2: Tiefenfunktion des CuO-Lignin/NCPS-Quotienten eines Typic Argiudoll und Typic Calcistoll



Dieser Befund widerspricht Erfahrungen von Streuabbauersuchen mit Buchenlaub und Gerstenstroh, wo trotz mikrobieller Resynthese CuO-Lignin/NCPS-Quotienten während des Streuabbaus ansteigen (Ziegler und Zech, 1991).

Nach Skjemstad et al. (1986) steuert physikalische Stabilisierung das Abbauverhalten von organischer Bodensubstanz. In den nordamerikanischen Steppenböden scheinen solche Mechanismen zu wirken: Selektive Stabilisierung von Polysacchariden führt dazu, daß sie wenig "bioverfügbar" werden (Martin und Haider, 1986). Überhaupt scheinen Polysaccharide bei der Bindung an Minerale gegenüber CuO-Lignin bevorzugt zu werden. In Fraktionen hoher Dichte (= organo-mineralische Komplexe) fallen CuO-Lignin/Polysaccharidquotienten wesentlich niedriger aus als in labilen C-Pools mit geringerer Dichte (kalkuliert aus Beudert, 1988).

In den Böden feuchter Klimate sind diese Stabilisierungsprozesse anscheinend stärker ausgeprägt als an trockenen Standorten; im Typic Argiudoll (12,6°C, 839 mm) nehmen die Polysaccharidgehalte sogar von 690 auf 880 g·kg⁻¹ organischen C zu. Ähnlich begründen Tsutsuki und Kuwatsuka (1989) maximale Zuckergehalte im ältesten Humus des 30000 Jahre alten Unterbodens in einem japanischen Paläoboden (Andosol) damit, daß mikrobielle Zucker vor weiterem Abbau geschützt sind.

Schlussfolgerungen:

Feuchte erhöht Pflanzenproduktion (Sala et al., 1988) und mikrobielle Umsetzungen in der Prärie (Parton et al., 1987). Höhere Niederschlagsmengen begünstigen so die mikrobielle Resynthese von Polysacchariden, welche effektiver stabilisiert und damit angereichert werden.

Wärme beeinflusst die Primärproduktion der Great Plains nicht (Sala et al., 1988). Mit steigenden Jahresdurchschnittstemperaturen sinken bei gleichbleibenden Niederschlagsmengen die Polysaccharidgehalte der Böden, weil Mikroorganismen Zucker schneller und über einen längeren Zeitraum mineralisieren können.

Literatur:

- ARSHAD, M. A. ; SCHNITZER, M. (1989): *Chemical characteristics of humic acids from five soils in Kenya*. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **152**, S. 11-16.
- BEUDERT, G. (1988): *Mikromorphologische, naßchemische und ¹³C-CPMAS-NMR-spektroskopische Kennzeichnung der organischen Bodensubstanz von Waldhumusprofilen nach Dichtefraktionierung*. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 8.
- BRACEWELL, J. M.; ROBERTSON, G. W.; TATE, K. R. (1976): *Pyrolysis-gas chromatography studies on a climosequence of soils in tussock grassland, New Zealand*. Geoderma, **15**, (3) S. 209 - 215.
- BURKE, C.; YONKER, C. M.; PARTON, W. J.; COLE, C. V.; FLACH, K.; SCHIMMEL, D. S. (1989): *Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils*. Soil Sci. Soc. Am. J., **53**, S. 800-805.
- BURNEY, C. M., J. MCN. SIEBURTH. 1977. *Dissolved carbohydrates in seawater. II. A spectrophotometric procedure for total carbohydrate analysis and polysaccharide estimation*. Mar. Chem. **5**: 15-28.
- CHESHIRE, M. V.; C. M. MUNDIE. 1966. *The hydrolytic extraction of carbohydrates from soil by sulphuric acid*. Journal of Soil Science **17**, S. 372-381.
- GREENLAND, D.J.; OADES, J.M.. (1975): *Saccharides*. In: Soil Components (edited by J. GIESEKING). Springer-Verlag, Berlin, **1**, S. 213-261.
- HEDGES, J.I.; J. R. ERTEL, J.R. 1982. *Characterization of lignin by gas capillary chromatography of cupric oxide oxidation products*. Analytical Chemistry **54**, S. 174-178.
- JENNY, H. (1941): *Factors of Soil Formation*. New York.
- MARTIN, J. P.; HAIDER, K. (1986): *Influence of mineral colloids on turnover rates of soil organic carbon*. In: Interactions of soil minerals with natural organics and microbes (edites by Huang, P. M.; Schnitzer, M.). Soil Science Society of America S. 283 - 304.
- MOLLOY, L. F.; SPEIR, T. W. (1977a): *Studies on a climosequence of soils in tussock grasslands. 12. Constituents of the soil light fraction*. New Zealand Journal of Science, **20** (2), S. 167 - 177.
- MOLLOY, L.F.; BRIDGER, B.; CAIRNS, A. 1977b) *Studies on a climosequence in tussock grasslands. 13. Structural carbohydrates in tussock leaves, roots, and litter and in the soil light fraction*. New Zealand Journal of Science, **20**, S. 167-177.
- NELSON, P. W., C. E. SOMMERS. 1982. *Total carbon, organic carbon and organic matter*. Pages 571ff. in Page, A. L., R. H. Miller, and P. R. Keeney, eds. Methods of soil analysis, Vol 2.
- PARTON, W. J.; SCHIMMEL, D. S.; COLE, C. V.; OJIMA, D. S. (1987): *Analysis of factors controlling soil organic matter levels in the Great Plain Grasslands..* Soil Sci. Soc. Am. J., **51**, S. 1173-1179.
- SALA, O. E., W. J. PARTON, L. A. JOYCE, W. K. LAUENROTH. 1988. *Primary production of central grassland region of the United States*. Ecology., **69**, S. 40-45.
- SKJEMSTAD, J.O. ; DALAL, R. C. ; BARRON, P. F. (1986): *Spectroscopic investigations of cultivation effects on organic matter of Vertisols*. Soil Sci. Soc. Am. J., **50**, S. 354-359.
- TATE, K. R.; CHURCHMAN, G. J. (1978): *Organo-mineral fractions of a climosequence of soils in New Zealand tussock grasslands..* Journal of Soil Science, **29** (3), S. 331 - 339.
- TSUTSUKI, K.; KUWATSUKA, S. (1989): *Degradation and stabilization of humus in buried volcanic ash soils I. Humus composition, molecular size distribution of humic acids, and sugar composition of soils*. Soil Science and Plant Nutrition, **35** (2), S. 207 - 216.
- ZECII, W. ; HAUMHIER, L. ; KÖGEL-KNABNER, I. (1989): *Changes in aromaticity and carbon distribution of soil organic matter due to pedogenesis*. The Science of the Total environment, **81**, S. 179-186.
- ZIIGLER, F.; ZECII, W. (1991): *Veränderungen in der stofflichen Zusammensetzung von Buchenstreu und Gerstenstroh beim Abbau unter Laborbedingungen*. Zeitschr. Pflanzenernähr. Bodenk., **154**, S. 377-385

Ein Verfahren zur Bestimmung der Säureneutralisationskapazität von Düngemitteln für die Waldkalkung

von

Asche, N. und U. Bartels¹

Vorbemerkung

Durch die seit mehreren Jahrzehnten anhaltende Belastung der Wälder mit säurehaltigen Niederschlägen und die durch Biomassensutzung bedingten Nährelemententzüge aus den Waldökosystemen zeichnen sich zahlreiche Böden bzw. Standorte durch geringe Nährstoffgehalte, insbesondere an Ca und Mg, und eine saure bis stark saure Bodenreaktion aus (z.B. ULRICH, 1983, WIELER, 1913). Um negative Auswirkungen der Säureeinträge auf Boden, Waldbestand und Grundwasser abzumildern, wird seit Mitte der achtziger Jahre die Bodenschutzkalkung mit einer Aufwandmenge von 3 t Kalk/ha durchgeführt.

Welche Mittel hierzu verwandt werden dürfen, ist in der Düngemittelverordnung (1991, 1993) festgelegt. Hier sind auch Mindestanforderungen verzeichnet (u.a. Mindestgehalte, Reaktivität, Mahlfineinheit), die der entsprechende Stoff erfüllen muß. Nur wenn die hier verzeichneten Anforderungen erfüllt werden, darf der Stoff im Landbau eingesetzt werden. Die Mindestanforderungen der Düngemittelverordnung werden dann von den für die Waldkalkung zuständigen Stellen weiter konkretisiert (z.B. MURL, 1990). Da man bestrebt ist mit der Aufwandmenge von 3 t Kalk/ha eine möglichst große Menge Basizität bzw. säureneutralisierende Stoffe in die Wälder zu bringen, stellt sich die Frage nach einer geeigneten Methode die Säureneutralisationskapazität unterschiedlicher Stoffe für die Waldkalkung zuverlässig zu bestimmen.

Die Reaktivität von Kalken

wird nach der Methode von SAUERBECK u. RIETZ (1985) bestimmt. Dabei wird eine bestimmte Menge Kalk in H₂O dest. suspendiert, eine 5 M HCL zugegeben, der Säuregrad auf pH 2,0 eingestellt und in diesem Bereich unter weiterer Zugabe von 5 M HCl über 10 Minuten gehalten. Der gesamte relative Säureverbrauch über der Zeit ergibt für jeden Stoff typische Reaktionskurven. Diese Methode gilt streng genommen nur für Carbonat-Dünger, wird aber in dieser Studie auch auf CaO- bzw. Ca(OH)₂-haltige Stoffe erweitert.

In dieser Studie wurden beispielhaft folgende Stoffe untersucht:

- CaCO₃ reinst (100 v.H. CaCO₃) als Vergleichssubstanz
- Rückstandskalk aus der Braunkohlenverbrennung (TAV, mindestens 65 v.H. CaCO₃)
- Kohlensäurer Magnesiumkalk (GK, mindestens 70 v.H. CaCO₃, 15 v.H. MgCO₃)
- Kohlensaures Magnesiumkalkgranulat (WP, mindestens 70 v.H. CaCO₃, 15 v.H. MgCO₃)
- Verbrennungsrückstand aus Steinkohlenverbrennung (WA)
- Forsthüttenkalk, körnig (HK (47), mindestens 40 v.H. CaO, 7 v.H. MgCO₃)

¹ Dr. N. Asche, LÖBF, Leibnizstr. 10, 45659 Recklinghausen

Dr. U. Bartels, Landesumweltamt NRW, Dienstgebäude: Leibnizstr. 10, 45659 Recklinghausen

Von diesen Stoffen handelt es sich lediglich bei CaCO_3 , GK und WP um kohlen saure Kalke. In dieser Untersuchung wird die Methode SAUERBECK u. RIETZ auf CaO -haltige Stoffe (TAV, WA) ausgeweitet. Die stoffliche Zusammensetzung der Dünger ist in Tab. 1 zusammengestellt.

	GK	WP	TAV	WA	HK
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Na	280	3.080	6.760	3.840	2.010
K	1.600	740	2.070	20.800	5.740
Ca	236.300	250.200	335.500	154.100	312.000
Mg	113.200	104.600	83.000	9.830	40.100
Mn	1.030	111	4.740	740	1.760
Al	3.700	1.030	18.300	77.800	61.900
Fe	4.930	1.370	139.500	35.400	3.350
Zn	22	4	31	480	4
Pb	28	5	< 2	12	< 2

Tab. 1:
Stoffliche Zusammensetzung der untersuchten Mittel
 (Mikrowellenaufschlüsse mit Königswasser, Mittelwerte von drei Aufschlüssen (BARTELS u. ASCHE, 1993))

Die Reaktionskurven der untersuchten Stoffe sind in Abb. 1 dargestellt. Sie zeigt, daß die untersuchten Mittel eine unterschiedlich hohe Reaktivität aufweisen. Hohe Reaktivitäten weisen CaCO_3 reinst (= 100 v.H.), TAV und WA-Asche auf. Die Reaktivität der anderen Stoffe ist deutlich geringer und liegt im Bereich von 25 - 10 v.H. Mit diesen Daten wird die Umsetzungsgeschwindigkeit der Stoffe beschrieben, wobei die angewandte Methode Feldbedingungen nur eingeschränkt widerspiegelt. Auch läßt diese Methode keine Aussagen über die Menge der Basizität der untersuchten Stoffe zu.

Die Bestimmung der Säureneutralisationskapazität (SNK) von Kalken

Will man die SNK von Kalken bestimmen, so bietet es sich an, die entsprechenden Stoffe einer Langzeittitration zu unterziehen. Der Verbrauch zugegebener Säure ist dabei der Menge der Basen des untersuchten Stoffes proportional.

Für dieses Verfahren wurden jeweils 0,2 g der luftgetrockneten Feststoffe sowie CaCO_3 reinst als Vergleichssubstanz in Bechergläser eingewogen, mit 100 ml H_2O demin. versetzt und unter ständigem Rühren sehr langsam portionsweise 0,1 M H_2SO_4 zugegeben (Titroprozessor Metrohm 686 mit Probenwechsler, Met Modus). Nach jeder Zugabe von 0,5 ml Säure wurde die gerätetechnisch maximale Reaktionszeit von 999 Sekunden abgewartet, bevor eine weitere Portion Säure zugegeben wurde. Während dieser Zeit kann sich der pH-Wert neu einstellen. Die Titration ist praktisch beendet, wenn der pH-Wert nach 999 Sekunden Reaktionszeit den pH-Wert von 4,3 nicht übersteigt, d.h. Hydrogencarbonat als Puffersubstanz verbraucht ist.

In den Abbildungen 2 - 7 sind Titrationskurven der untersuchten Stoffe dargestellt. Von den aus der Wasserchemie bekannten Kurven unterscheiden sie sich durch einen unteren und einen oberen Wert. Je kleiner die Differenz zwischen oberem und unterem Wert ist, desto größer ist die Reaktivität des entsprechenden Stoffes; das bedeutet, die zugegebene Säure wird sofort neutralisiert. Je größer diese Differenz ist, desto geringer ist die Reaktivität; die Säure wird langsam konsumiert. Die zwischen dem oberen und unteren Wert liegende Fläche charakterisiert die Säureneutralisationskapazität des entsprechenden Stoffes.

Das CaCO_3 reinst (Abb. 2, Referenzsubstanz) ist ein Kalk hoher Reaktivität. Die zugegebene Säure wird sofort abgepuffert. Die Titrationskurve ähnelt damit der einer wässrigen Lösung.

Abb. 1: Reaktionskurve nach Sauerbeck/Rietz

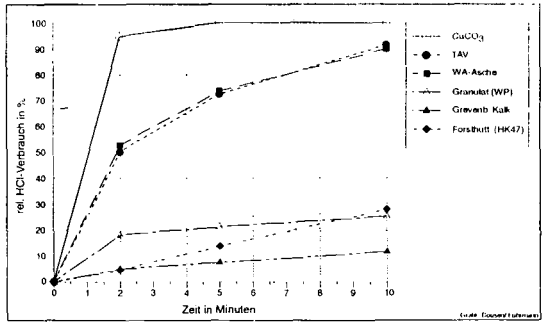


Abb. 2: CaCO₃

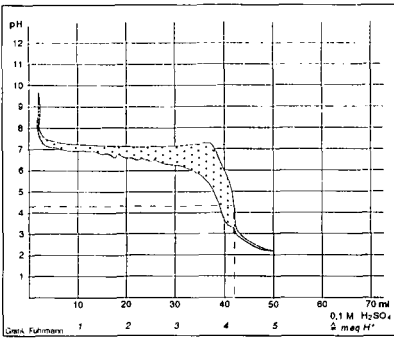


Abb. 3: TAV

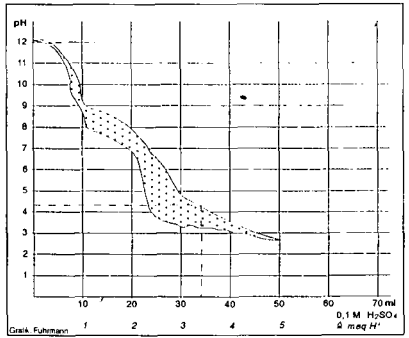


Abb. 4: WP

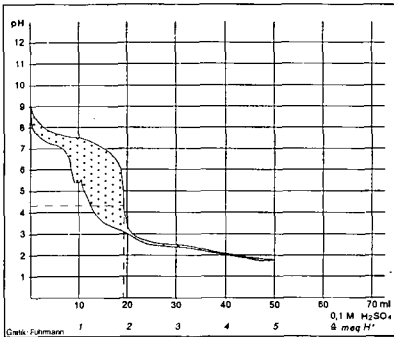


Abb. 5: GK

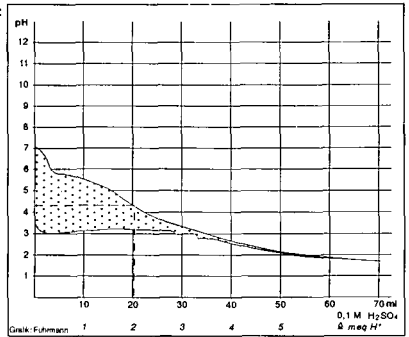


Abb. 6: WA

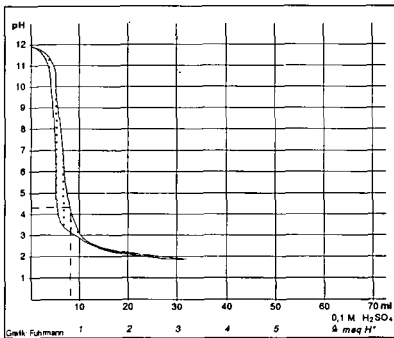
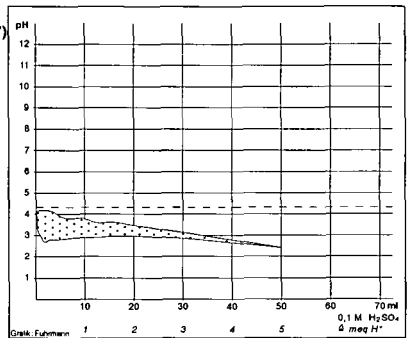


Abb. 7: HK (47)



Eine etwas höhere Reaktivität zu Beginn, aber insgesamt geringere Basenmenge weist die TAV-Asche auf (Abb. 3). Die Titration beginnt bei etwa pH 12, wobei sich deutlich der Bereich der $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Reaktion mit Säure oberhalb von pH 9 abzeichnet.

Das Naturkalkgranulat (Abb. 4) zeichnet sich am Beginn der Titration durch eine relativ hohe Reaktivität aus, die aber rasch geringer wird und dann eine langsame stetige Säurekonsumption anzeigt. Dieses Verhalten dürfte durch die spezielle Formulierung des Granulates vorgegeben sein.

Eine träge, aber stetige Säurekonsumption zeigt auch der Grevenbrücker Kalk (Abb. 5). Die geringe Reaktivität ist hier auch durch den hohen Anteil von Mg mitbedingt (Tab. 1).

Die untersuchte Steinkohlenasche weist eine hohe Reaktivität, aber nur eine geringe Basizität auf (Abb. 6). Der hohe pH-Wert zu Beginn der Titration und der rasche Abfall der Säureneutralisation ohne sichtbares Durchschreiten eines weiteren Pufferbereiches läßt darauf schließen, daß die Säure im wesentlichen durch $\text{Ca}(\text{OH})_2$ neutraliert wird.

Die Wirkstoffe im Forsthüttenkalk liegen überwiegend in silikatischer und oxidischer Bindung vor. Unter den gegebenen Versuchsbedingungen besitzt er nur geringe Lösungseigenschaften (Abb. 7). Er zeigt damit auch die Grenzen des hier vorgestellten Verfahrens auf. Stoffe in derartigen Bindungsformen lassen sich mit diesem mit schwacher Säure arbeitenden Verfahren in Bezug auf ihre Basizität nicht charakterisieren.

Schlußbetrachtung

Mit dem hier vorgestellten Verfahren lassen sich Stoffe für die Waldkalkung einfach und zuverlässig hinsichtlich der in ihnen enthaltenen SNK charakterisieren. Die Menge an SNK und die Reaktivität während der gesamten Lösungszeit des Stoffes können dann ein weiteres Qualitätsmerkmal von Stoffen für die Waldkalkung sein. Möglicherweise kann das Merkmal SNK auch dazu dienen, neben anderen Eigenschaften, den für unterschiedliche Stoffe verlangten Preis auf eine gemeinsame Basis zu stellen. Seine Grenze findet dieses Verfahren dort, wo wirksame Komponenten in anderer als hydroxidischer und carbonatischer Bindung vorliegen. Für die Bewertung z.B. silikatisch gebundener Stoffe ist dieses Verfahren mit der hier verwandten geringen Säurestärke nicht geeignet.

Literatur

- Bartel, U., Asche, N., 1993: Verfahren zur Charakterisierung von Düngemitteln für die Waldkalkung. CLB Chemie in Labor u. Biotechnik. 44. Jg. H. 5, S. 218 - 221
- Düngemittelverordnung vom 09.07.1991: BGBl. I, Nr. 42, S.1450 - 1490
- Düngemittelverordnung, erste Änderung vom 25.01.1993: BGBl. I, Nr. 3, S. 93 - 95
- MURL, 1990: Landesforstverwaltung NRW, Informationen für den Waldbesitzer Nr. 23, S. 28, Selbstverlag, Düsseldorf
- Sauerbeck, D., Rietz, E., 1985: Ein Verfahren zur Bestimmung der Reaktionsfähigkeit kohlenaurerer Düngekalke. Landwirtsch. Forsch. SH 41, 682 - 690
- Ulrich, B., 1983: Gefahren für das Waldökosystem durch saure Niederschläge. In Sonderheft der I.ÖLF-Mitteilungen: Immissionsbelastungen von Waldökosystemen, S. 9 - 25, Recklinghausen
- Wieler, A., 1913: Die Einwirkung saurer Rauchgase auf Vegetation und Erdboden. Verh. Naturwiss. Ver. Rheinl. West. 70, S. 576 - 585

Auswirkungen forstlicher Nutzung auf die Zusammensetzung der Bodenlösung in Bergwaldökosystemen

von

Bäumler, R. und W. Zech*

Einführung

Bergwälder sind vielschichtig in das Ökosystem Alpen eingebunden. Ihnen obliegt eine entscheidende Schutzfunktion im Hinblick auf Bodenerosion, Massenversatz, Lawinenabgänge und die Regulation des Wasserhaushalts. Zudem besitzen sie eine starke überregionale sozioökonomische Bedeutung als Wirtschafts- und Freizeitraum. Eine Voraussetzung für die Erfüllung dieser vielfältigen Funktionen ist der Schutz der natürlichen Ressourcen und damit der Bergwälder. Nur intakte, vitale Bergwälder können dauerhaft die Anforderungen an diese Schutzfunktionen erfüllen. Der Alpenraum weist allerdings einen ständig steigenden Verlust natürlicher Ressourcen auf. Die Ursachen dafür sind überwiegend anthropogen bedingt. Neben Winter- und Sommertourismus (Übernutzung) führen ständig steigende Schadstoffeinträge zu einer zunehmenden Destabilisierung. Bergwaldökosysteme reagieren besonders sensibel auf die zunehmenden Belastungen.

Aus dieser Motivation heraus wurden im Rahmen des BMFT-Verbundprojekts "Bodenforschung im deutschen Alpenraum" die Auswirkungen von akuten Belastungen auf die Stabilität von Bergwaldökosystemen untersucht. Dies ist vor dem Hintergrund der sich in den letzten Jahren häufenden Katastrophenereignisse und für die forstliche Praxis von besonderer Relevanz, da auch Bergwälder der forstlichen Nutzung unterliegen und waldbauliche Maßnahmen notwendig sind zur Erhaltung der Schutzfunktion dieser Standorte.

Material und Methoden

Als Untersuchungsgebiete wurden zwei hängige SSW-exponierte Wassereinzugsgebiete mit 4.2 ha (FLSON1) bzw. 6.3 ha (FLSON2) Flächengröße ausgewählt. Die beiden Einzugsgebiete liegen südlich von Marienstein im Bereich des Tegernseer Flysch in den Tegernseer Alpen. Die Standorte und der methodische Ansatz sind ausführlich bei Bäumler (1995) beschrieben. Die Bestockung umfaßt 74% bzw. 71% Fichte, 15% bzw. 14% Tanne und 10% bzw. 14% Buche (Breitsameter und Zander 1994); das mittlere Alter der Nadelbäume liegt bei 95 Jahren (FAM Kuhn, Forstdienststelle Bad Wiessee, mündl. Mitteilung).

Zur kontinuierlichen Entnahme der Bodenlösungen in 10 cm, 30 cm und 50 cm Tiefe wurden Unterdrucklysimeter verwendet (P80-Saugkerzen). Der Unterdruck wurde an die aktuelle Bodenwasserspannung angepaßt.

Zur Simulation von akuten Störungen natürlichen (z.B. Sturmwurf, Feuer) wie anthropogenen Ursprungs (z.B. forstliche Nutzung) wurde im Einzugsgebiet FLSON1 ein geregelter forstlicher Eingriff unter Berücksichtigung waldbaulich und ökologisch sinnvoller Gesichtspunkte durchgeführt. Dazu wurden 50% des Bestandes plenterartig eingeschlagen und zur Vermeidung von Rückeschäden mit Mobilseilkran und Schlittenwinde aus dem Gebiet geholt. Laubwerk und Äste blieben auf der Fläche. FLSON2 diente als Kontrolle.

Die Probennahme erfolgte wöchentlich. Die Kationen wurden mit AAS, Anionen und TOC kolorimetrisch gemessen.

* Lehrstuhl f. Bodenkunde u. Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Ergebnisse und Diskussion

Die Zusammensetzung der Bodenlösung unterliegt zeitlichen wie räumlichen Veränderungen, die biologische und chemische Prozesse reflektieren, welche beim Transport und/oder Verweilen des Wassers im Boden ablaufen. Dabei spielen die Standortbedingungen eine wichtige Rolle sowie die Tatsache, daß die Böden auf direktem oder indirektem Wege die gesamte Eintragslast erhalten.

Bei der Interpretation der Ergebnisse hinsichtlich des Vergleichs zweier Einzugsgebiete ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Entnahme von Bodenlösung auch bei einer entsprechenden Zahl von Wiederholungen stets eine punktuelle Aufnahme darstellt. Es wird der chemische Zustand der Lösungsphase am Entnahmeort beschrieben. Physikalische und chemische Bodenheterogenität bedingt damit zwangsläufig Unterschiede in der Bodenlösungsschemie zwischen verschiedenen Standorten.

So treten bereits vor dem forstlichen Eingriff teilweise erhebliche Unterschiede in der chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung auf (Abb. 1). Im Oberboden führt der Einfluß der Einträge über die Niederschläge zu einer Angleichung der Bodenlösungsschemie zwischen FLSON1 und FLSON2. Aber auch dort treten bereits signifikante Unterschiede bei Ca, K, Na, NO₃, SO₄, TOC und der Leitfähigkeit auf (Wilcoxon-Test f. Paardifferenzen, $p < 0.01$, $n = 54$). Mit zunehmender Entnahmetiefe steigen die Unterschiede stark an. Mit Ausnahme von NH₄ sind alle anderen Ionen davon betroffen. Besonders ausgeprägt sind die Unterschiede in 30 cm Tiefe bei den Protonen, K, NO₃ und TOC sowie in 50 cm Tiefe bei Ca, Mg, NO₃, HCO₃ und TOC. Mit Ausnahme von NO₃ liegen die mittleren Konzentrationen in FLSON1 um mehr als das Doppelte über den Werten von WEZ2. Die NO₃-Konzentrationen liegen dagegen um 60-80% unter den Werten von FLSON2.

Die Unterschiede in der Zusammensetzung der Bodenlösung zwischen FLSON1 und FLSON2 bereits vor der Störung sind zum einen auf unterschiedliche N-Mineralisierungsraten zurückzuführen. Darauf verweisen neben NO₃ auch die im Vergleich zu FLSON1 wesentlich geringeren TOC-Gehalte in allen drei Entnahmetiefen von FLSON2. Zum anderen beeinflussen die Verweildauer des Bodenwassers bzw. bevorzugte Fließwege, unterschiedliche Austauscherbelegung und das Ausgangsmaterial die Zusammensetzung der Bodenlösung.

Nach dem forstlichen Eingriff unterliegen im Vergleich zur Vorlaufphase in FLSON2 mit Ausnahme von Protonen, PO₄ und TOC alle anderen Ionen einem sehr starken Rückgang. Im Gegensatz dazu gehen in der Eingriffsfläche lediglich die Konzentrationen von SO₄, Si und Cl ebenfalls stark zurück. NH₄ und NO₃ steigen dagegen im Vergleich zur Vorlaufphase und zur Kontrolle sehr stark.

Das unterschiedliche Verhalten in der Zusammensetzung der Bodenlösung zwischen den beiden Einzugsgebieten im Jahr nach der Hiebsmaßnahme ist eine unmittelbare Folge sowohl der Witterungsbedingungen mit extrem hohen Niederschlagsmengen wie auch des forstlichen Eingriffs. Dies führt zu einer starken Abnahme der Gesamtäquivalentsumme der Ionen auf der Kontrollfläche um 30-50% in allen Entnahmetiefen. Die Bodenlösung im Oberboden als das Kompartiment, das den Witterungsbedingungen am stärksten ausgesetzt ist, weist den höchsten Rückgang von 50% auf. Aufgrund der hohen Niederschläge erfolgt somit eine starke Verdünnung der Konzentrationen. Wie Abb. 1 zeigt, finden allerdings im Vergleich zur Vorlaufphase keine größeren Verschiebungen in der Zusammensetzung der Bodenlösung in FLSON2 statt.

In FLSON1 nimmt dagegen die Gesamtäquivalentsumme nach dem Eingriff lediglich um 7-10% gegenüber der Vorlaufphase ab, obwohl die eingetragenen Niederschlagsmengen infolge der Aufflichtung 1993 um 300 mm über dem Bestandesniederschlag von FLSON2 liegen. Durch den forstlichen Eingriff werden Prozesse ausgelöst, die einer entsprechenden Verdünnung der Bodenlösung durch die eingetragenen Niederschlagsmengen, wie sie für FLSON2 gezeigt werden konnte, massiv entgegenwirken.

In der chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung kommt es durch den nutzungsbedingten Einfluß zu teilweise starken Verschiebungen (Abb. 1). Bei Ammonium ist der Anstieg besonders ausgeprägt, die Absolutgehalte steigen gegenüber der Vorlaufphase um 400%. Auf der Anionenseite steigt der NO₃-Anteil von 20% in der Vorlaufphase auf 50% nach dem Eingriff und damit auf das Niveau der Kontrolle, während der Anteil der übrigen Anionen an der Äquivalentsumme zurückgeht. Davon ist SO₄ am stärksten betroffen, da es infolge der

erhöhten Säurebelastung durch Mineralisierung und Nitrifizierung nach der Auflichtung verstärkt sorbiert wird. Im Unterboden erfolgt ein starker Rückgang von HCO_3^- um den Faktor 2.9 als direkte Folge der Holzentnahme, die einen Rückgang der Wurzelatmung nach sich zieht. Die Veränderungen gegenüber der Kontrolle sind somit im wesentlichen auf eine Zunahme der Mineralisierung und das Wegfallen oder eine Reduktion der Stoffaufnahme und -ausscheidungen über die Wurzeln zurückzuführen.

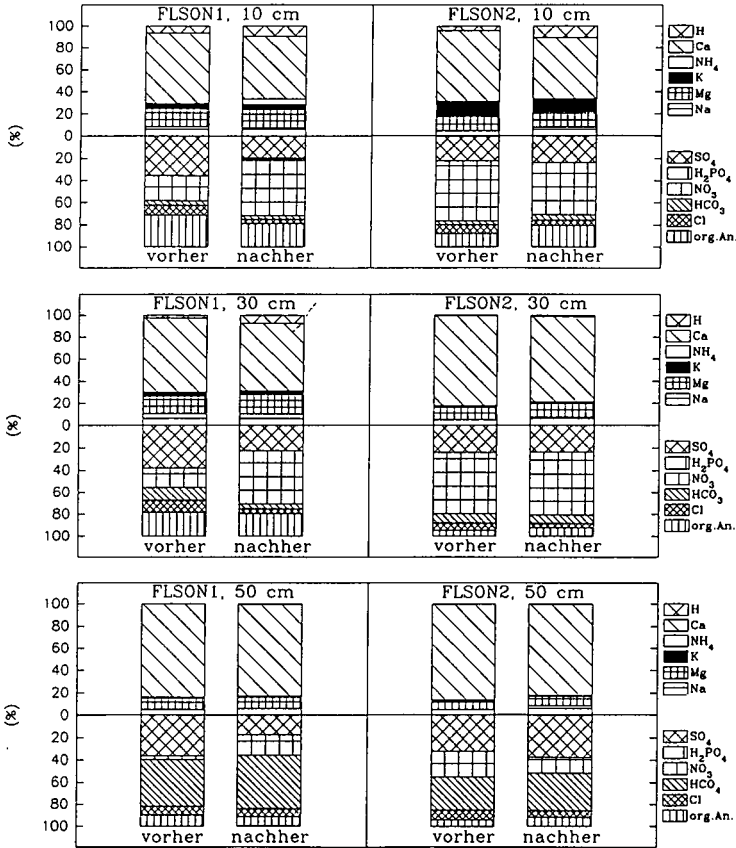


Abb. 1: Prozentualer Anteil der Kationen und Anionen an der Äquivalentsumme in der Bodenlösung aus 10 cm, 30 cm und 50 cm Tiefe von FLSON1 und FLSON2 vor (11/89-10/92) und nach (11/92-12/93) dem Nutzungseingriff.

In Abb. 2 oben ist der Verlauf der NH_4^+ -Konzentrationen dargestellt. Unmittelbar nach dem Eingriff steigen sie in 10 cm Tiefe extrem an. Im weiteren Verlauf nehmen die Konzentrationen wieder ab, bis Ende 93 das Niveau der Kontrolle bzw. der Vorlaufphase erreicht ist. Im Unterboden sind keine Veränderungen gegenüber der Vorlaufphase erkennbar. Ursache für diesen Anstieg, der ohne Zeitverzögerung einsetzt, ist das sofortige Wegfallen der Aufnahme von NH_4^+ über die Wurzeln. Die Mikroorganismenpopulationen sind a priori nicht auf die neue Situation eingestellt. Wegen der kleineren Anfangspopulationen der Nitrifizierer kommt es zu dieser extremen Anreicherung. Die nachfolgende exponentielle Abnahme im weiteren Verlauf zeigt, daß die Mikroorganismen allerdings sofort auf die veränderten Umgebungsbedingungen im Boden reagieren. Bereits in

den Wintermonaten setzt offenbar verstärkte Nitrifikation ein. Der Vergleich mit dem Verlauf von NO_3 (Abb. 2 unten) deutet darauf hin, daß neue Mikroorganismenpopulationen aufgebaut werden. Eine gegenüber der Kontrolle erhöhte Freisetzung von NO_3 findet erst mit einer Zeitverzögerung von 5 Monaten nach Erreichen einer Sättigungsphase statt. In dieser Zeitspanne wird das umgesetzte NH_4 vermutlich in Form von mikrobieller Biomasse festgelegt.

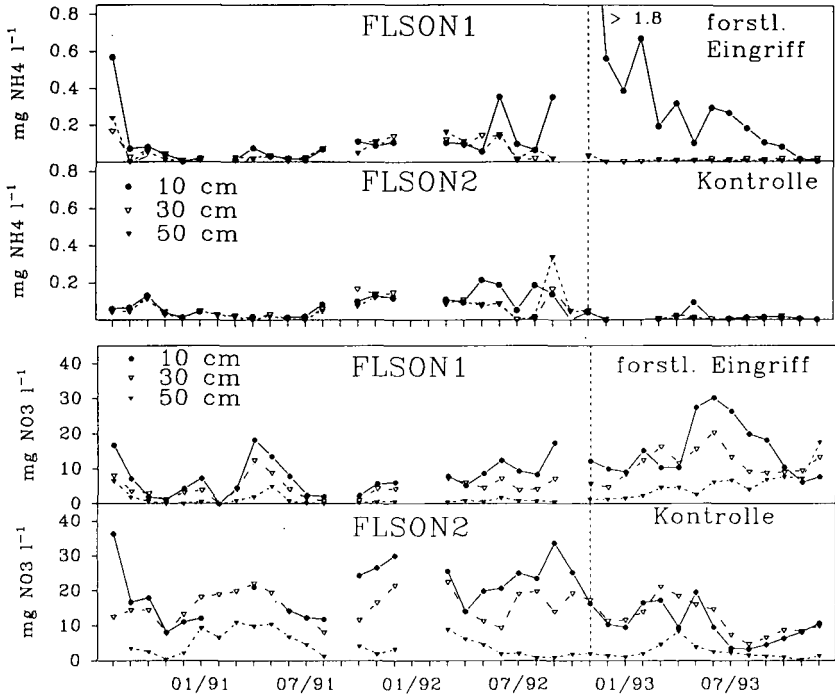


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von NH_4 (oben) und NO_3 (unten) in der Bodenlösung aus 10 cm, 30 cm und 50 cm Tiefe von FLSON1 und FLSON2 vor und nach dem Nutzungseingriff (Monatsmittel, gewichtet).

Ende 1993 gehen die NO_3 -Konzentrationen im Oberboden wieder auf das Niveau der Vorlaufphase zurück, während in 50 cm Tiefe im Vergleich zur Vorlaufphase und zur Kontrolle ein kontinuierlicher Anstieg erfolgt. Dies deutet sowohl auf eine nachfolgende Tiefenverlagerung des freigesetzten Nitrats, als auch auf eine allmähliche Freisetzung aus der toten Wurzelmasse hin. Ähnliche Ergebnisse fanden auch Dahlgren und Driscoll (1994) im Hubbard Brook Experimental Forest nach Kahlschlag. Das Maximum der akuten Reaktion auf die Störung scheint in der Bodenlösung bereits ein Jahr nach der Hiebsmaßnahme erreicht.

Literatur

Bäumler, R. (1995): Das Verhalten gelöster Stoffe in Kleincinzugsgebieten im Flysch und deren Beeinflussung durch einen geregelten forstlichen Eingriff. Dissertation, Universität Bayreuth, in Vorbereitung.
 Breitsameter, J. und Zander, J. (1994): Schuttfähigkeit des Bergwaldes gegen Oberflächenabfluß und Bodenabtrag. AFZ 4, 170-172.
 Dahlgren, R.A. und Driscoll, C.T. (1994): The effects of whole-tree clear-cutting on soil processes at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire, USA. Plant and Soil 158, 239-262.

Entsauerungsexperiment im Rahmen des Solling-Dachprojektes

von

Blanck, K.¹, M. Bredemeier², N. P. Lamersdorf¹ und G. A. Wiedey²

Im Solling-Dachprojekt können die Einträge für Wasser und gelöste Stoffe in den Waldboden experimentell verändert werden. Dies geschieht mit Hilfe von drei transparenten, 300 m² großen Dächern unter dem Kronenraum eines 60-jährigen Fichtenbestandes, die den Bestandesniederschlag sammeln. Die Niederschläge können mit Hilfe einer Entsalzungsanlage demineralisiert und anschließend mit Nährstoffen versetzt werden. Die Anlage arbeitet weitgehend automatisch, so daß die künstlichen Niederschläge zeitgleich mit den natürlichen fallen.

Unter dem Entsauerungsdach wird seit September 1991 künstliche Kronentraufe ausgebracht, deren Zusammensetzung sich an den im Forschungszentrum entwickelten kritischen Belastungsraten für Wälder (Ulrich, 1993) orientiert. Die Konzentration von Sulfatschwefel und Nitratstickstoff sind im künstlichen Regen um 80 %, Ammoniumstickstoff um 100 % reduziert. Der pH-Wert steigt dadurch von 4 auf 6. Eine genaue Beschreibung der Flächen und des Versuchsaufbaues findet sich bei Bredemeier et al. (1993).

Ergebnisse

Nach drei Jahren mit diesem vorindustriellen Regen sind eindeutige Reaktionen im Boden und im Wuchsverhalten der Bäume erkennbar. In der Bodenlösung unter dem Entsauerungsdach kann eine prägnante und überraschend schnelle Entsauerung festgestellt werden. Die pH-Werte in der Bodenlösung steigen im Vergleich zum Kontrolldach an. Gleichzeitig nehmen die Konzentrationen von Ammonium, Nitrat, Aluminium und Sulfat ab. Diese Entsauerung ist beim pH-Wert in allen Tiefen bis 20 cm deutlich, darunter schwächer ausgeprägt. Bei den Stickstoff-Komponenten und der elektrischen Leitfähigkeit ist der Einfluß bis 100 cm deutlich sichtbar (siehe auch Bredemeier et al., 1995).

¹ Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen, Büsgenweg 2, 37077 Göttingen

² Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen, Habichtsweg 55, 37075 Göttingen

Die Feinwurzelmasse nimmt im Boden der Entsauerungsfläche um 40 % gegenüber der Zeit vor dem Experiment zu (Murach, 1995). Die Zunahme wird überwiegend in den unteren Mineralbodenhorizonten (25 - 40 cm Tiefe) beobachtet, was als Wiedererschließen stark versauerter Horizonte interpretiert werden kann.

Beim oberirdischen Wachstum finden Dohrenbusch et al (1995) bisher nur Tendenzen: die Bäume auf der Entsauerungsfläche zeigten 1993 den höchsten Durchmesserzuwachs und die geringsten sichtbaren Chlorosen sowie Nadelverluste. Die Calcium-, Phosphor und Magnesium-Gehalte in den Nadeln sind auf der Entsauerungsfläche höher als auf den zwei anderen überdachten Flächen.

Literatur:

Bredemeier, M., K. Blanck und G.A. Wiedey (1993): Experimentelle Manipulation des Wasser und Stoffhaushaltes in einem Fichtenwald - das Dachprojekt im Solling. Forstarchiv 64 (Themenheft Ökosystemforschung im Solling), 154-158.

Bredemeier, M., K. Blanck, N. Lamersdorf, G.A. Wiedey (1995): Response of soil water chemistry to experimental 'clean rain' in the NITREX roof experiment at Solling, Germany. Forest Ecology and Management 71, 31-44.

Dohrenbusch, A. und A.-C. Meyer (1995): Structure, growth and physiological reactions during environmental manipulations of a 60 year old Norway spruce stand. Intern. Symposium on Ecosystem Manipulation, Bowness-on-Windermere/UK, Oktober 1994. Ecosystem Research Report of the CEC, Nrxx, yy-zz (im Druck).

Murach, D. (1995): Fine root investigations in the Solling roof experiment. Intern. Symposium on Ecosystem Manipulation, Bowness-on-Windermere/UK, Oktober 1994. Ecosystem Research Report of the CEC, Nr. xx, yy-zz (im Druck).

Ulrich, B. (1993): 25 Jahre Ökosystem- und Waldschadensforschung im Solling. Forstarchiv 64 (Themenheft Ökosystemforschung im Solling), 147-152.

Kennzeichnung der PAK- Dynamik zweier Kleineinzugsgebiete im Flysch (Tegernseer Alpen)

von

Blessing, U. und R. Bäumler*

Einleitung

Die Gefährdung alpiner Ökosysteme durch anthropogene Belastungen steht in jüngster Zeit im Mittelpunkt zahlreicher Diskussionen. Ursachen beobachteter Destabilisierungsprozesse liegen neben intensivem Tourismus auch in den Einträgen verschiedenster Schadstoffe begründet. Ein besonderes Interesse gilt hierbei der Stabilität und der Schutzfunktion von alpinen Bergwaldökosystemen. Im Rahmen des BMFT-Verbundprojektes "Bodenforschung im Deutschen Alpenraum" wurden daher auch die organische Schadstoffgruppe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe untersucht, um über einen längerfristig angelegten Zeitraum im Zusammenhang mit einem regulären, forstlichen Eingriff, Aussagen über den Eintrag bzw. Austrag und den Umatz dieser zum Teil erheblich karzinogenen und mutagenen Substanzen treffen zu können. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen werden hier auszugsweise vorgestellt.

Standort

Im Rahmen dieser Arbeit werden zwei, in einem repräsentativen Gebirgsraum der deutschen Alpen gelegene Kleineinzugsgebiete betrachtet, die sich auf dem steilen (20°), südexponierten Nesselscheiberücken unweit von Marienstein in den Tegernseer Alpen befinden. Diese sind 4,2 ha (Fläche 1) bzw. 6,2 ha (Fläche 2) groß und erstrecken sich in einer Höhenlage von 1000-1200 m ü. NN.. Die Jahrestemperaturen liegen im Mittel bei 5°C und der Niederschlag beträgt ca. 1800-2000mm mit einem ausgeprägten Sommermaximum in den Monaten Juni - August.

Auf beiden Flächen stockt ein 60-90 Jahre alter Bestand aus 70-75 % Fichte, 15 % Tanne und 10-15 % Buche, in den auf der Fläche 1 im Oktober 1992 ein forstlicher Eingriff erfolgte. Nach eigenen pflanzensoziologischen Aufnahmen sind die Untersuchungsgebiete der Assoziation *Piceetum montanum* zuzuordnen.

Kennzeichnend für den geologischen Untergrund sind kretazische Sedimentgesteine (Tonmergel-Mergel, Sand- und Kalksteine) im Übergangsbereich Flysch-Gault / Reiselsberger Sandstein, der nach unten durch die Gault-Grenzmergel abgedeckt wird. Das Ausgangsmaterial beeinflusst entscheidend die bodenkundlichen Verhältnisse. Es dominieren pseudovergleyte Böden und Gleye mit einem Anteil von 60 % bzw. 30 % an der Gesamtfläche. Braunerden und podsolierte Böden finden sich in dem stark geliederten Relief nur auf den Rücken zwischen steilen Erosionsrinnen und im oberen Hangbereich der Flächen (BÄUMLER & ZECH, 1993).

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie der Universität Bayreuth.
Postfach 101251, 95220 Bayreuth.

Material und Methoden

Die Betrachtung kleiner geschlossener Wassereinzugsgebiete hat sich im Rahmen ökosystemarer Fragestellungen als gut geeigneter Ansatz erwiesen (BOHRMANN & LIKENS, 1979). Unter der Voraussetzung, daß das zu betrachtende Gebiet über einen wasserdichten Untergrund verfügt und zudem keine unterirdischen Zu- und/oder Abflüsse stattfinden, lassen sich Input-Output-Analysen durch wöchentliche Messungen annähernd genau bilanzieren. Die vorgestellten Kleineinzugsgebiete wurden daher in die Kompartimente Eintrag (Freiland-, Bestandesniederschlag), Boden (Bodenlösung) und Austrag (Abfluß und Schwebstofffracht am Meßwehr) unterteilt.

Der Zeitraum der Probennahme erstreckte sich von September 1992 bis Dezember 1993 und erfolgte wöchentlich. Durch Starkregenereignisse (Gewitter) mobilisiertes Bodenmaterial konnte an zwei Ereignissen zur Beprobung herangezogen werden.

Um sinnvolle Aussagen über das dynamische Verhalten von PAK innerhalb des betrachteten Systems machen zu können und allgemein anerkannte Richtlinien zu berücksichtigen, wurden dieser Arbeit die in der EPA-Liste enthaltenen 16 PAK zugrunde gelegt. Die Analytik der wässrigen Proben erfolgte nach Festphasen-Extraktion am HPLC / FD. Feststoffproben wurden gemäß HARTMANN (1993) aufgearbeitet und am GC / MS analysiert.

Ergebnisse und Diskussion

Lösungsfrachten

Die jährliche Gesamtbelastung des Freilandniederschlags mit gelösten aromatischen Kohlenwasserstoffen läßt sich übersichtsweise in zwei deutlich verschiedene Abschnitte gliedern. Während die sommerliche Jahreshälfte (5/93-9/93) im Mittel PAK-Konzentrationen von $27,3 \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ zeigt, sind die Wintermonate (11/92-4/93) mit $68,4 \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ signifikant ($p < 0,001$; $n=6$) höher belastet. Unterteilt man zudem das Sommerhalbjahr zusätzlich in Frühjahrs und Sommermonate, so lassen sich die PAK-Konzentrationen zusammenfassend in folgender, abnehmender Reihenfolge darstellen: **Winter > Frühjahr / Frühsommer > Sommer**. Für die gefundenen Ergebnisse ergeben sich daraus die Verhältnisse **3 : 1,5 : 1**. Neben dem Einsetzen häuslicher Feuerungsanlagen im Winter und dem photochemischen PAK-Abbau während der warmen Sommermonate zeigt sich, daß die Niederschlagsform Schnee einen entscheidenden Beitrag zur Konzentrationsdifferenzierung leistet. Hierbei spielen neben bekannten Auskämmeffekten der Schneeflocken (GEORGII & SCHMITT, 1983) bei niedrigen Temperaturen ablaufende Kondensationsprozesse eine große Rolle. Das über den gesamten Untersuchungszeitraum gemittelte PAK-Profil des Freilandniederschlags zeigt charakteristische Merkmale wie sie beispielsweise von LEUENBERGER et al. (1988) beschrieben werden und zeichnet sich durch hohe Anteile an Phenanthren, Fluoranthen, Pyren und Chrysen aus. Es dominieren in abnehmender Reihenfolge: **Naphthalin > Phenanthren > Fluoranthen > Pyren > Fluoren > Chrysen**. Diese Anordnung ändert sich auch nach der Passage durch den **Kronenraum nicht** und ist sowohl im Bestandesniederschlag der Eingriffsfläche als auch der Kontrollfläche zu finden. Allerdings ist eine signifikante ($p < 0,01$; $n=12$) Erhöhung der Konzentrationen zu erkennen, wobei der Bestandesniederschlags der Fläche I eine Mittelstellung zwischen Freiland und Kontrollfläche einnimmt (Abb.1). Die Ursachen hierfür liegen in verschiedenen Remobilisierungsprozessen von der Nadeloberfläche (Abwaschung, Erosion der Kutikula u.a.) begründet. Dennoch läßt sich mit den durch den Bestandesniederschlag eingetragenen PAK das von HARTMANN (1993) gefundene Hintergrundprofil nicht erklären. Höhermolekulare PAK (PAK mit einem Molgewicht $\geq 228 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$) müssen im Untersuchungsgebiet folglich über andere Eintragswege in den Bestand gelangen. Streufall, trockene Depositionen und der Eintrag über die Gasphase stehen zur Diskussion. Die beobachtete Differenzierung zwischen Sommer und Winter läßt sich in den Bestand hinein weiter verfolgen.

Analysen der über Steigrohre gewonnenen Bodenlösungen zeigen, daß die eingetragenen PAK nahezu vollständig in den organischen Auflagen und in humosen Mineralbödenhorizonten sorbiert werden.

Lediglich niedermolekularen Substanzen gelingt es das gesamte System zu passieren. Differenzierte Einträge der Bestandesniederschläge werden im System ausgeglichen und resultieren in einem nahezu gleichartig gestalteten Austrag, der zwischen den einzelnen Flächen keine signifikanten Unterschiede aufweist (Abb.1). Die in Abb. 1 auf die Gesamtkonzentrationen bezogenen Relationen der einzelnen Kompartimente zeigen für ein- bzw. austragsbezogene Daten ($\text{mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{Jahr}^{-1}$) identische Verhältnisse. Die im Vergleich zu den Bodenlösungen erhöhten Konzentrationen des Abflusses lassen auf Interflow und bevorzugte Fließwege zurückführen.

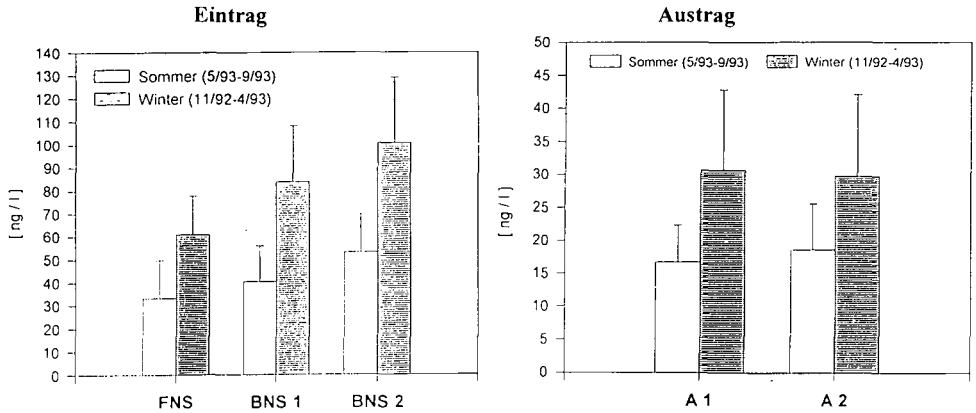


Abb. 1: Vergleich der Gesamtkonzentrationen in Freiland-, Bestandesniederschlägen und Austrag.

Zusammenfassend handelt es sich bei dem untersuchten Gebiet um einen relativ gering belasteten Raum, in dem sich durch den regulär geführten forstlichen Eingriff keine Mobilisierung von PAK während des Untersuchungszeitraums zeigte. Allerdings ist eine fortlaufende Beobachtung unter dem Gesichtspunkt zunehmender Belastungen und einer möglichen Klimaerwärmung dringend anzuraten.

Sedimentfrachten und Bodenproben

Starkregenereignisse im Sommer 1993 ermöglichten eine zweimalige Probennahme von mobilisiertem Bodenmaterial. Als herausragendstes Ergebnis stellt sich hierbei eine deutliche Dominanz des Perylen in allen Frachten dar. Es läßt sich unter Zuhilfenahme dieses "Indikators" zeigen, daß die mobilisierten Frachten direkt aus den Gleyen der Quellmulden stammen und oberflächliche Erosionsprozesse in geschlossenen Waldökosystemen nicht stattfinden. Abbildung 2 gibt die relativen PAK-Gehalte eines repräsentativen Gleys wieder. Offensichtlich nehmen die relativen Anteile der einzelnen PAK mit zunehmender Tiefe ab, wobei der Rückgang zwischen Aa- und AhGro-Horizont besonders ins Auge fällt. **Die einzige Ausnahme stellt Peylen dar. Seine Konzentration nimmt mit der Tiefe zu.** Über ein erhöhtes Vorkommen von Perylen in Sedimenten wird schon seit Mitte der 50er Jahre berichtet. Pigmente von Pilzen und Insekten werden als Ausgangssubstanzen angesehen, die unter anaeroben Bedingungen zu Perylen reduziert werden (AIZENSHTAT, 1973). Weiterhin war man sich bisher darüber einig, daß die hohen Perylenkonzentrationen und deren Anstieg mit zunehmender Tiefe als eine "post-depositional in-situ generation" zu beschreiben sind. Im Gegensatz dazu sind die von uns gefundenen Perylengehalte der Abflusssedimente jedoch nicht erst nach deren Ablagerung entstanden, sondern entstammen direkt den Gleyen.

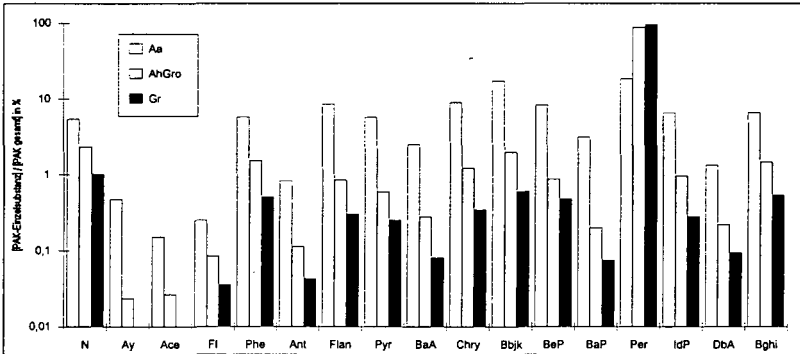


Abb. 2: Relative PAK-Gehalte in den einzelnen Bodenhorizonten des Gley-Profiles.

Eine statistische Erfassung der erhobenen Daten zeigt starke Korrelationen ($r=0,68$ bis $r=0,99$) zwischen dem organischen Kohlenstoff und dem PAK-Gesamtgehalt der mobilisierten Frachten, was den bedeutenden Einfluß des Kohlenstoffs auf den PAK-Transport unterstreicht. Hiervon sind in erster Linie die höhermolekularen PAK betroffen, die gegenüber den Lösungsproben verstärkt an den mobilisierten Frachten gebunden werden.

Für das untersuchte Gebiet ist nur unter ungünstigen Bedingungen kurzzeitig mit einer deutlich erhöhten Belastung der Oberflächengewässer infolge mobilisierter Frachten zu rechnen. Die Grenzwerte für Böden und Gewässer (TVO, 1986) werden nicht überschritten.

Literatur

- AIZENSHTAT, Z. (1973): Perylene and its geochemical significance. - *Geochim.Cosmochim.Acta*, Vol.37: 559-567.
- BÄUMLER, R. & Zech, W.(1993): Stoffeinträge und Stoffdynamik zweier Kleineinzugsgebiete im Flysch (Tegernseer Alpen). - *GSF-Bericht 39/93*: 207-217.
- BORMANN, F.H. & LIKENS, G.E. (1979): *Pattern and Process in a forested Ecosystem*. - Springer Verlag, Heidelberg, New York.
- HARTMANN, R. (1993): *Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Waldböden*. - Diplomarbeit am Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie der Universität Bayreuth, unveröffentlicht.
- LEUENBERGER, C. & CZUCZWA, J. & HEYERDAHL, E. & GIGER, W. (1988): Aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban rain, snow and fog. - *Atmospheric Environment*, Vol.19, N°4: 695-705.
- TVO (1986): *Trinkwasserverordnung vom 22.Mai 1986, BGBl. I, s.760*.

Untersuchungen zur Verteilung organischer Schadstoffe in vergleichbaren Böden unterschiedlicher Nutzung

von

Borsdorf, H.^a, M. Möder^a, C. Opp^b, J. Stach^c und W. Böhlmann^d

1. Einleitung und Zielstellung

Die Muldenaue bei Bitterfeld ist auf Grund der Vielzahl von Emittenten im Bitterfelder Raum sowie dem Einzugsgebiet der Mulde durch eine vielschichtige und komplizierte Umweltsituation gekennzeichnet. In diesem Gebiet wurden in emittentennaher (Wolfen-1km) und emittentenferner (Rösa-12km) Situation zum lokalen Hauptemittenten, den chemischen Werken Bitterfeld-Wolfen, gezielt vergleichbare Wald-, Wiesen- und Ackerstandorte beprobt, die jeweils nur wenige 10er-Meter voneinander entfernt lagen und folglich einer gleichen Eintrags- bzw. Immissionssituation unterliegen. Die Bodenprobenentnahme erfolgte horizontbezogen bis zu einer Tiefe von ca. 60cm, da innerhalb dieses Tiefenbereiches eine erhebliche Variabilität der die Sorption bzw. Desorption von Organika steuernden Bodenmerkmalen auftritt. Die Ergebnisse der organischen und anorganischen Schadstoffanalyse dieser Standorte sind beschrieben (vgl. [1,2,3]). Dabei zeigen sich bezogen auf die organischen Verbindungen auch in räumlich eng begrenzten Gebieten, wie an den untersuchten Standorten der Fall, sowohl in den Oberböden als auch den Bodenhorizonten erhebliche Belastungsunterschiede. Dabei konnten an den Wald- und Wiesenstandorten gegenüber den Ackerstandorten erheblich höhere Konzentrationen an einfachen Kohlenwasserstoffen, polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, Chlorbenzolen,

-
- a) Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH; Sektion Analytik; Postfach 2; 04301 Leipzig
 - b) Universität Leipzig; Institut für Geographie (i.G.), Johannisallee 19a; 04103 Leipzig
 - c) Bruker-Saxonia-Analytik GmbH; Permoserstraße 15; 04318 Leipzig
 - d) Universität Leipzig; Fachbereich Physik; Linnestraße 5; 04103 Leipzig

Hexachlorcyclohexanen (HCH), DDT (Dichlordiphenyltrichlorethan) sowie dessen Metaboliten DDD und DDE und polychlorierten Dibenzodioxinen- und furanen nachgewiesen werden. Die Ursachen für die auftretenden Konzentrationsunterschiede liegen zum einen in den chemisch-physikalischen Eigenschaften der untersuchten Verbindungen und den direkten Auswirkungen der Bodennutzung (vergleiche dazu [1]), zum anderen in der Bodenzusammensetzung (z.B. Sand-, Schluff- und Tongehalt), einer Reihe äußerer Faktoren (z.B. Feuchtigkeitsgehalt, pH-Wert) sowie Menge und Struktur der organischen Bodenmatrix.

Die Zielstellung der vorliegenden Untersuchungen bestand darin, im Zuge der Auswertung und Deutung der erhaltenen Analyseergebnisse durch Modellexperimente an den untersuchten Bodenproben, unterstützt durch Versuche an simulierten Bodenmatrices, einen Beitrag zur Aufklärung des Verhaltens der im Untersuchungsgebiet primär vorkommenden organischen Verbindungen in vergleichbaren Böden unterschiedlicher Nutzung zu leisten. Ein weiterer Untersuchungsschwerpunkt lag in der Charakterisierung der aus den Böden isolierten Huminsäuren bezüglich ihrer Sorptionsfähigkeit von organischen Verbindungen sowie ihrer chemischen Struktur.

2. Methoden

Zur Untersuchung des Einflusses der Bodenkörnung, des Wassergehaltes und des pH-Wertes auf die Sorptionseigenschaften des Bodens wurden neben Modellexperimenten an den Böden auch Versuche an simulierten Bodenmatrices durchgeführt. Dazu wurden sorptionsschwache und sorptionsfähige Modellböden vergleichend untersucht. Jeweils 10g dieser Modellböden wurden unter folgenden Bedingungen mit 150ppb der im Untersuchungsgebiet primär vorkommenden chlororganischen Verbindungen (Hexachlorbenzol, α -, β -, γ - und δ -HCH) versetzt: trocken; feucht (2 bzw. 4 ml Wasser); schwefelsaurer (3ml Schwefelsäure pH2 bzw. pH4). Nach 4 Monaten Inkubationszeit in lichtgeschützten Gefäßen erfolgte die Extraktion im Soxhlet. Die gaschromatografisch ermittelten Konzentrationen sind in Abbildung 1 dargestellt.

Ein weiterer Schwerpunkt der Untersuchungen lag in der Charakterisierung der aus den Böden isolierten Huminsäuren bezüglich ihrer Sorptionsfähigkeit und strukturellen Zusammensetzung. Zur Ermittlung ihrer Sorptionseigenschaften wurden die Huminsäuren

unter verschiedenen Bedingungen in Chromatographiesäulen mit definierten Mengen organischer Verbindungen versetzt. Die Elution erfolgte mit organischen Lösungsmitteln unterschiedlicher Polarität. Die analytische Charakterisierung der Huminsäuren erfolgte mittels Elementaranalyse, IR-, UV-, ^{13}C -NMR-Spektroskopie sowie Pyrolyse-Massenspektrometrie.

3. Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1 gibt die durchschnittlichen Wiederfindungsraten nach der Extraktion der Modellböden wieder. Deutlich wird zunächst, daß sich beide Bodenmatrices, abgesehen vom trockenen Boden, hinsichtlich ihrer Sorptionseigenschaften im feuchten bzw. sauren Zustand äquivalent verhalten, wobei bezogen auf die eingesetzten Einzelkomponenten eine deutliche Differenzierung auftritt.

Wiederfindungsraten für HCH-Isomere Versuche an simulierten Bodenmatröse

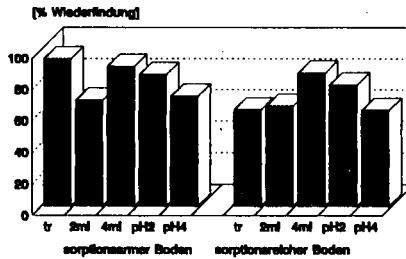
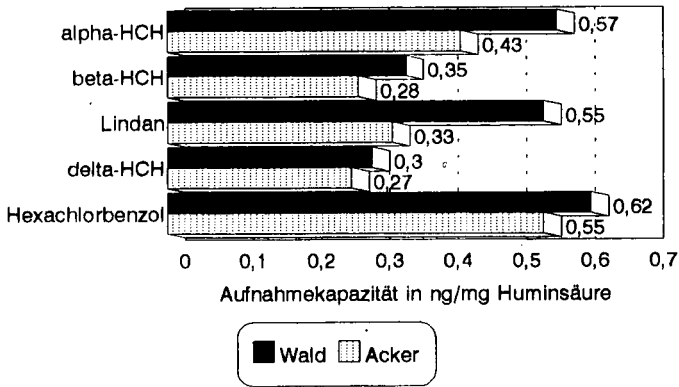


Abbildung 1: Wiederfindungsraten chlororganischer Verbindungen nach Inkubation an Modellböden

Die größten Unterschiede bezogen auf die durchschnittliche Wiederfindung sind an den Modellböden im trockenen Zustand zu verzeichnen, wobei die geringere Wiederfindung am sorptionsfähigen Boden erwartungsgemäß ist. Diese Unterschiede fallen bei den mit Wasser bzw. Schwefelsäure versetzten Modellböden wesentlich geringer aus, wobei auch die Wiederfindung am sorptionsfähigen Boden unter der des sorptionsarmen liegt. Bei beiden untersuchten Böden ist mit zunehmend beigefügter Molekül- bzw. Ionenkonzentration eine verbesserte Wiederfindung zu verzeichnen. Eine mögliche Erklärung hierfür liegt in der Belegung vorhandener aktiver Oberflächenzentren durch Wassermoleküle oder

in der Säure enthaltenen Ionen. Diese These wird dadurch bestätigt, daß sich bei beiden Modellböden die Wiederfindung mit zunehmendem Wassergehalt bzw. abnehmendem pH-Wert erhöht. Abbildung 2 zeigt am Beispiel eines Versuches, bei dem die Huminsäuren der Oberböden des emittentennahen Wald- und Ackerstandortes vergleichend untersucht wurden, daß deutliche Unterschiede hinsichtlich ihres Vermögens, organische Schadstoffe zu immobilisieren, bestehen.

Aufnahmekapazitäten der isolierten Huminsäuren Wald- und Ackerstandort Wolfen



Ausgangskonzentration 200ng/Verbindung
eingesetzte Menge an Huminsäuren: 300mg
Elution mit Cyclohexan

Abbildung 2: Aufnahmekapazitäten isolierter Huminsäuren

Diese Ergebnisse lassen sich auch in verschiedenartigen Untersuchungen reproduzieren. Die strukturellen Unterschiede lassen sich allerdings nur bedingt mit den unterschiedlichen Sorptionsfähigkeiten korrelieren .

4. Literatur

- [1] H.Borsdorf, C.Opp, J.Stach
Chemische Technik 45 (1993) 467-474
- [2] H.Borsdorf, C.Opp, J.Stach
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 72 (1993) 315-318
- [3] C.Opp, G.Hanschmann
Chemische Technik 45 (1993) 238-241

Grenzen des Einsatzes von Simulationsmodellen zur Prognose der Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in Böden am Beispiel des Herbizids Terbutylazin

von

Bucher-Pekrun, S. *, J. Utermann** und W. Pestemer***

Einleitung

Die herkömmlichen Modelle zur Simulation der Verlagerung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen (PSM) im Boden beruhen im allgemeinen auf der Annahme eines konvektiv-dispersiven Transportprozesses, einer linearen Gleichgewichtssorption und eines Abbaus nach Reaktion 1. Ordnung. Inwieweit diese vereinfachenden Modellannahmen auch unter extremeren Bedingungen die bestimmenden Transport-, Wechselwirkungs- und Abbauprozesse richtig beschreiben, wurde anhand von Perkulationsversuchen mit ungestörten Sand-Bodensäulen bei unterschiedlich hohen Beregnungsraten und -intensitäten sowie anhand einer Freilandstudie untersucht.

Experimente

Als Standort für die Entnahme von Bodensäulen sowie für die Freilandstudie wurde eine obstbaulich genutzte Sand-Pararendzina westlich von Mainz gewählt. Mit einem Sandanteil von über 90 % und einem Gehalt an organischem Kohlenstoff von < 1 % ist der Boden als für PSM auswaschungsgefährdet einzustufen (Tabelle 1).

Tabelle 1: Physikalische und chemische Parameter des Versuchsbodens

Tiefe (cm)	Sand (%)	Schluff (%)	Ton (%)	org. C (%)	pH (CaCl ₂)	CaCO ₃ (%)	KAK (meq/100 g)
0-20	95,2	2,7	2,1	0,82	7,31	9,6	6,2
20-45	96,6	1,8	1,6	0,28	7,49	12,8	4,7
45-160	98,1	0,9	1,0	0,14	7,69	16,6	4,3

Für die Perkulationsversuche wurden ungestörte Bodensäulen aus den Tiefen 0-30 cm (Oberboden) bzw. 50-80 cm (Unterboden) entnommen. Die Säulen wurden mit 15 mm/d (kontinuierlich) bzw. 4 mm/d (diskontinuierlich) beregnet; am unteren Säulenende wurde ein Unterdruck von -30 hPa angelegt, um ungesättigten Wasserfluß zu erreichen. Nach einer dreiwöchigen Einlaufphase zur Einstellung eines Fließgleichgewichtes wurden vier Pflanzenschutzmittelpräparate mit den Wirkstoffen Terbutylazin (3 kg/ha), Methabenzthiazuron (6 kg/ha), Parathion (0,5 kg/ha) und Bitertanol (1 kg/ha) zusammen mit Chlorid (300 kg/ha) als Tracer auf die Säulenoberfläche appliziert. Um die flußbezogene Konzentration ('flux concentration') und die volumenbezogene Konzentration ('resident concentration') zu erfassen, wurden sowohl in regelmäßigen Zeitabständen Perkolatproben entnommen und analysiert als auch zu Versuchsende die Säulen fraktioniert und die Böden auf PSM-Rückstände untersucht.

* Marienfelder Allee 197 B, 12279 Berlin

** Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

*** Biologische Bundesanstalt, Institut für ökologische Chemie, Königin-Luise-Str. 19, 14195 Berlin

Zur Untersuchung des PSM-Verhaltens unter Freilandbedingungen wurde im September 1992 auf einer 35 m² großen Parzelle auf dem oben beschriebenen Standort Terbutylazin als Präparat mit einer Aufwandmenge von 1 kg Wirkstoff/ha appliziert. Bei der Probenahme wurden Bohrkern von 5 cm Durchmesser und 50 cm Länge entnommen, deren äußere Schicht zur Vermeidung von Verschleppungen entfernt wurde. Die Proben wurden in 5 cm-Segmente fraktioniert, es wurden jeweils Mischproben aus den Segmenten von zehn Einstichen gebildet und analysiert.

Ergänzend zu den Verlagerungsversuchen wurden Sorptionsversuche nach der OECD-Richtlinie 106 zur Aufnahme von Freundlich-Isothermen sowie Abbauprobe nach den BBA-Richtlinien für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln (Teil IV, 4-1) durchgeführt.

Modelle

Bei allen verwendeten Modellen handelt es sich um deterministische, eindimensionale Punktmodelle. Zur Simulation der PSM-Verlagerung im Säulenversuch wurde ein numerisches Modell verwendet, das den Transport auf der Grundlage der Konvektions-Dispersions-Gleichung unter Annahme einer linearen Gleichgewichtssorption und eines Abbaus nach Reaktion 1. Ordnung berechnet. Die Transportparameter (Porenwasserfließgeschwindigkeit und effektiver Dispersionskoeffizient) wurden aus den Chlorid-durchbruchskurven mit Hilfe der Methode der zentralen Momente ermittelt (ARIS 1958).

Im Freilandversuch kamen drei verschiedene, in der Praxis häufiger eingesetzte Modelle zum Einsatz: VARLEACH (WALKER 1987), PRZM (Pesticide Root Zone Model, MULLINS et al. 1993) und LEACHM (Leaching Estimation And Chemistry Model, pesticide model, WAGENET & HUTSON 1992). Der Abbau wird bei allen drei Modellen unter der Annahme einer Reaktion 1. Ordnung berechnet. Die Sorption wird bei PRZM und VARLEACH durch einen linearen K_d -Wert berechnet, wobei bei VARLEACH ein Faktor für die Zunahme des K_d -Wertes über die Zeit berücksichtigt werden kann. Bei LEACHM wurde mit dem Freundlichkoeffizienten und der Steigung der Isothermen gerechnet.

Ergebnisse

Säulenversuch

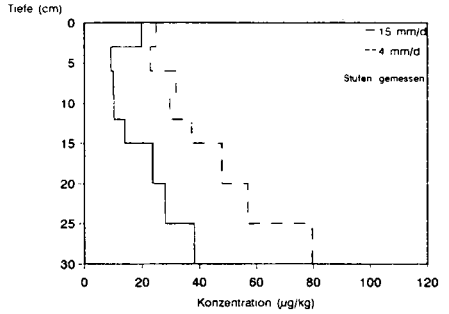
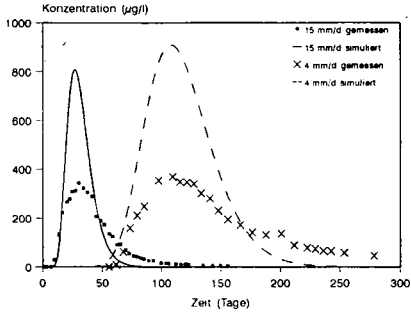
Die Chloriddurchbruchskurven der mit 15 mm/d berechneten Unterbodensäulen weisen im Gegensatz zu allen anderen Säulen bzw. Varianten ein ausgeprägtes 'tailing' auf, so daß hier für die Beschreibung des Transports ein two-region-Modell verwendet wurde. Die Übereinstimmung der simulierten Terbutylazingehalte mit den gemessenen kann weder in der flußbezogenen Konzentrationsdarstellung im Perkolat noch in der volumenbezogenen Konzentrationsverteilung über die Tiefe zu Versuchsende befriedigen (Abbildung 1). Die Konzentrationsverläufe im Perkolat der Oberböden zeigen zwar zeitgleiche, nicht aber gleichhohe Maxima, die Kurvenverläufe und somit die ausgetragene Masse weichen in allen Fällen deutlich ab. Die zu Versuchsende in allen Säulen über die gesamte Tiefe meßbaren Terbutylazingehalte werden von der Simulation deutlich unterschätzt. Die hier am Beispiel von Terbutylazin dargestellten Ergebnisse bestätigen sich im Grundsatz auch bei den anderen untersuchten Wirkstoffen.

Freilandversuch

Bei allen drei Modellen sind die simulierten Gesamtgehalte im Boden höher als die gemessenen, der Abbau wird durch die Modelle unterschätzt (Abbildung 2). Die geringste Verlagerung wird bei VARLEACH simuliert; die gemessenen Werte in den unteren Bodenschichten werden erheblich unterschätzt. Hierbei hat die simulierte Zunahme der Sorption mit der Zeit einen entscheidenden Einfluß, da sie nur für die oberen 5 cm des Bodens gilt. Bei PRZM und LEACHM liegen die Konzentrationsmaxima deutlich unter dem von VARLEACH. Allerdings werden 191 Tage nach der Applikation unterhalb von 20 cm auch hier die gemessenen Gehalte unterschätzt, wobei PRZM die gemessene Verteilung im unteren Bereich etwas besser wiedergibt als LEACHM. Bei LEACHM beruhen die geringeren Gehalte

Oberboden

284 (4 mm/d) bzw. 157 (15 mm/d) Tage nach Applikation



Unterboden

18 (15 mm/d) bzw. 67 (4 mm/d) Tage nach Applikation

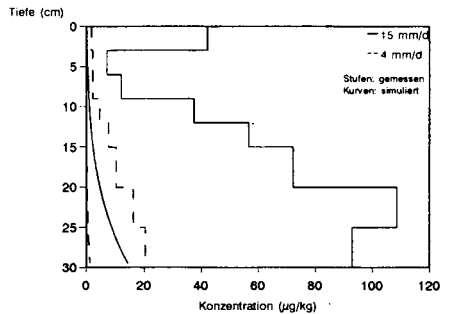
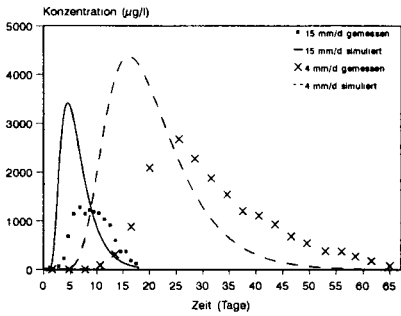


Abbildung 1: Gemessene und simulierte Terbutylazingehalte im Perkolat und im Boden ungestörter, mit 15 mm/d bzw. 4 mm/d beregneter Bodensäulen

50 Tage nach Applikation (26.10.1992)

191 Tage nach Applikation (16.3.1993)

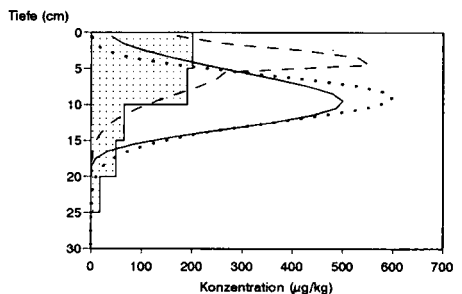
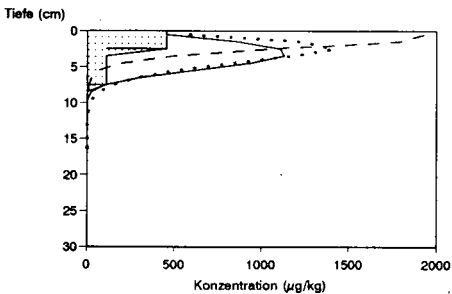


Abbildung 2: Gemessene und simulierte Terbutylazingehalte im Freilandversuch

in den unteren Bodenschichten darauf, daß die Nichtlinearität der Sorption berücksichtigt wird und damit bei geringer Konzentration die Adsorption höher ist und zu einer geringeren Verlagerung führt, was in diesem Fall jedoch nicht den Meßdaten entspricht.

Diskussion

Unter den extremen, für den obstbaulich genutzten Standort jedoch nicht unrealistischen Randbedingungen des Säulenversuchs (hohe Berechnungsraten, Sandboden, geringer Gehalt an organischer Substanz) werden weder der Abbau noch die Verlagerung durch das Modell korrekt wiedergegeben. Das 'tailing' der gemessenen Durchbruchkurven und die relativ hohen Rückstandsgehalte im Boden zu Versuchsende widerlegen die Annahme einer linearen Gleichgewichtssorption; die Sorption hat offensichtlich teilweise dynamischen, Nicht-Gleichgewichts-Charakter. Bei hoher Berechnungsrate (15 mm/d) zeigen sich zudem im Unterboden 'preferential flow'-Phänomene als Indiz für ein vom konvektiv-dispersiven Transportmuster abweichendes Fließverhalten.

Auch beim Freilandversuch wird die gemessene Verlagerung durch die Simulationen nur bedingt richtig wiedergegeben. Insbesondere in den unteren Bodenschichten werden die gemessenen Rückstandsgehalte von allen drei Modellen unterschätzt, so daß, auch wenn bei PRZM und LEACHM die Hauptmasse bei den Simulationen tiefer verlagert wird als bei der Messung, die Grundwassergefährdung auf der Grundlage der Simulationen unterschätzt wird. Zu beachten ist außerdem, daß im Freiland lediglich die 'resident concentration' gemessen und simuliert wurde; ein vollständiges Bild von der Richtigkeit einer Simulation ergibt sich aber erst, wenn sowohl die 'flux concentration' als auch die 'resident concentration' betrachtet werden, wie die Ergebnisse des Säulenversuchs zeigen.

Abschließend läßt sich feststellen, daß die Grenzen des Einsatzes von Simulationsmodellen in der exakten Beschreibung der Einwaschungstiefe und -konzentration liegen; Simulationsmodelle sind jedoch ein geeignetes Werkzeug zur Beurteilung des relativen Verhaltens von PSM-Wirkstoffen in Böden.

Literatur

- ARIS, R., 1958: On the dispersion of kinetic waves. Proc. Royal Soc. London A **245**, 268-277.
- MULLINS, J.A., CARSEL, R.F., SCARBROUGH, J.E., IVERY, A.M., 1993: PRZM-2, A model for predicting pesticide fate in the crop root and unsaturated soil zones: Users manual for release 2.0. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia.
- WAGENET, R.J., HUTSON, J.L., 1992: LEACHM - Leaching Estimation and Chemistry Model. A process based model of water and solute movement, transformation, plant uptake and chemical reaction in the unsaturated zone. Version 3. Department of Soil, Crop and Atmospheric Sciences. Research Series No. 92-3.
- WALKER, A., 1987: Evaluation of a simulation model for prediction of herbicide movement and persistence in soil. Weed Research **27**, 143-152.

Danksagung

Die Experimente der vorliegenden Arbeit wurden im Rahmen des vom Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT) geförderten Verbundvorhabens 02-WT 89137 "Aufklärung der für den Pflanzenschutzmittelintrag ins Grundwasser verantwortlichen Vorgänge, insbesondere im Hinblick auf die Trinkwasserversorgung" am Institut Fresenius in Taunusstein durchgeführt. Die Autoren danken dem BMFT für die finanzielle Förderung.

Organika-Analysen in der Boden-Dauerbeobachtung in Schleswig-Holstein - Erfahrungen zu angewandten Methoden

von

Buchholtz, J.

1 Boden-Dauerbeobachtung in Schleswig-Holstein

Die Boden-Dauerbeobachtung in Schleswig-Holstein steht aufgrund von Bestrebungen in den letzten Jahren im Rahmen eines Systems der integrierten Umweltbeobachtung und dient der Sammlung von Informationen im Sinne des Vorsorgeprinzips zum Schutz der Böden. Im Mittelpunkt des Projektes stehen die folgenden Zielsetzungen: Ersterfassung des Bodenzustandes, langfristige Erfassung von Bodenveränderungen sowie Einrichtung von Vergleichsflächen für regionale Belastungen und als Eichstandorte. Die 33 bisher eingerichteten Flächen mit einer Größe von ca. 1000 m² sind landesweit repräsentativ nach Böden, Ausgangsgesteinen, Nutzungen, Depositionsklassen und Naturräumen ausgewählt und z.T. in bestehende bzw. geplante (Überwachungs-) Meßnetze und ökologische Beobachtungsgebiete eingebunden oder für die Untersuchung spezieller Fragestellungen (Erosion, natürliche Sukzession, etc.) geeignet.

In periodischer Wiederholung werden zahlreiche Parameter der Bodenchemie incl. Schwermetalle und Organika und der Bodenphysik erfaßt sowie Aufnahmen von Grundwasserstand, Vegetation, Flechten und Bodenfauna durchgeführt. In Schleswig-Holstein wird das Konzept einer mittleren Untersuchungsintensität an einer begrenzten Anzahl von Flächen bei Anwendung schonender, möglichst zerstörungsarmer Untersuchungsmethoden verfolgt. In diesem Zusammenhang ist die Bedeutung biologischer Methoden zur Erfassung empfindlicher Parameter für die indirekte Beurteilung von Veränderungen der Standortbedingungen im Ökosystem zu sehen. Das Projekt zeichnet sich weiterhin aus durch ein abgestimmtes Vorgehen und ständige Rückkopplung mit dem Bodenbelastungskataster S-H hinsichtlich Standortwahl, Untersuchungsparameter und -methoden zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit und gegenseitigen Ergänzung der gewonnenen Informationen für den Bodenschutz.

In die Analysen auf Organika wurden bisher 127 Einzelverbindungen aus folgenden Stoffgruppen einbezogen: polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und -furane (PCDD/F), polychlorierte Biphenyle (PCB), polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Pflanzenschutzmittel, Chlorbenzole und -phenole, aromatische Lösemittel und weitere Chlorkohlenwasserstoffe.

2 Probenahme für die Analysen auf Organika

Die Entnahme von Bodenmaterial für die Analyse basiert auf der plausiblen Annahme, daß die höchsten Belastungen mit organischen Stoffen im Oberboden auftreten. Dies kann auf deren überwiegenden Eintrag über den Luftpfad auf die Bodenoberfläche sowie die häufig geringe Mobilität im Boden zurückgeführt werden (Sorption an Humusbestandteile im Oberboden bzw. in der Humusauflage). Die Probenahme erfolgt je nach Nutzungsart in Tiefen von 0 - 5 cm (Grünland und Wald, Ah- oder Auflage-Horizonte) bzw. 0 - 30 cm (Acker, Ap-Horizont). In die Analyse gehen folglich Mischproben aus unterschiedlich großen Tiefenzonen ein. Aufgrund der Durchmischung des Ap-Horizontes bei der Bodenbearbeitung werden eingetragene Schadstoffe auf ein größeres Bodenvolumen im Vergleich zu nicht ackerbaulich genutzten Standorten verdünnt. Dies ist bei der Bewertung von Konzentrationsangaben im Boden zu berücksichtigen (vgl. Kap. 4.1).

Die aktuelle Belastungssituation der Standorte kann anhand der Ergebnisse von zwei Probenahmen im Abstand von 1 - 2 Jahren beurteilt werden. Die Änderungen der Organika-Gehalte im Boden vollziehen sich in der Regel längerfristig, so daß die Wiederholungsuntersuchungen zur Absicherung der Ergebnisse dienen.

3 Analyse

Nach der Erstuntersuchung von 22 Standorten wurde für die Analysen der übrigen Standorte ebenso wie für alle Wiederholungsuntersuchungen das Labor gewechselt. Die Analysenbefunde der Institute weichen für zahlreiche Standorte, insbesondere solche mit forstlicher Nutzung, deutlich voneinander ab, wobei eines der Labors tendenziell höhere Werte ausweist. Solche systematischen Unterschiede legen den Schluß nahe, daß verschiedene Methoden angewendet wurden (vgl. Tab. 1). Auch die Wiederholungsbefunde für den gleichen Standort, die vom gleichen Labor ermittelt wurden, können erheblich bis zu einem Faktor von 10 voneinander abweichen.

Tab. 1: Vergleich der Methoden zur PCDD/F-Analyse der beauftragten Laboratorien.

	Labor 1	Labor 2	Abweichungen
Aufbereitung der Proben	trocknen bei 105 °C, gesamte Probe incl. Skelett wird fein vermahlen	gefriertrocknen und sieben (Maschenweite 2 mm), nur die Fraktion < 2 mm wird weiterverarbeitet	mechanischer Aufschluß beim Vermahlen, Verdünnung durch Vermahlen der Grobfraction, höhere Temperatur beim Vermahlen
Dotierung mit internen Standards	für jeden Chlorierungsgrad (Tetra- bis Okta-) eine ¹³ C-markierte PCDD- und PCDF-Verbindung der 2,3,7,8-Reihe	für jeden Chlorierungsgrad (Tetra- bis Okta-) eine ¹³ C-markierte PCDD- und PCDF-Verbindung der 2,3,7,8-Reihe	Anfertigung der Standards
Extraktion	Soxhlet (n-Hexan, ca. 20h)	Soxhlet (Toluol, mind. 20h)	Lösungsmittel
Reinigung	mehrstufige säulen-chromatografische Aufreinigung	mehrstufige säulen-chromatografische Aufreinigung	Unterschiede in der Qualität der Reinigung
Messung	hochauflösende Gas-chromatografie-Massenspektrometrie	hochauflösende Gas-chromatografie-Massenspektrometrie	Geräte-Typ
Quantitative Auswertung	Isotopenverdünnungs-methode	Isotopenverdünnungs-methode	-

Darüber hinaus wird die Auswertung der Analysenbefunde durch Unterschiede in der Form der Analysergebnisse erschwert. Durch fehlende Angaben zum Analysenfehler und unterschiedliche Zahl von Nachkommastellen auch nach einer Umrechnung auf die gleiche Dimension ist eine Harmonisierung der Ergebnisse für eine gemeinsame Auswertung nur unter Vorbehalten möglich.

Für derartige Untersuchungen erscheint es sinnvoll, nur ein Institut zu beauftragen oder aber an mehrere Institute die gleichen Vorgaben hinsichtlich Analysengang, Bestimmungs- bzw. Nachweisgrenzen sowie Ergebnisberichte und Datenformat zu machen.

Die Bestimmungs-/Nachweisgrenze ist näherungsweise durch das 'Verhältnis Signalhöhe/Rauschbandbreite' definiert. Entsprechend der Mindestanforderung an dieses Verhältnis spricht man von einer Nachweisgrenze (qualitativ) oder einer Bestimmungsgrenze (quantitativ). Die Höhe der Bestimmungs-/Nachweisgrenze ist danach probenspezifisch und wird von den folgenden Größen beeinflusst:

- a Einwaage des Probenmaterials
- b Art der Bodenmatrix (bes. S-org. Verbindungen, Humusgehalt)
- c Qualität des Tuning der GC/MS-Anlage vor der Messung
- d Wiederfindungsrate

Über den Untersuchungszeitraum wurden die Analysenmethoden der Labors verbessert, so daß die Nachweisgrenzen bei späteren Befunden für einige Substanzen deutlich niedriger lagen (vgl. Tab 2). Folglich konnten Zahlenwerte genannt werden, wo in früheren Ergebnisberichten n.n. (= nicht nachweisbar) vermerkt war. Für weitere Organika-Untersuchungen, wie sie im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung nach ca. 10 Jahren geplant sind, wird sich das Problem durch weiter verfeinerte Analysemethoden in noch größerem Ausmaß stellen. Bei der Interpretation von Zeitreihen durch den

Vergleich von Analyseterminen wird dies zu beachten sein. Vor der Auftragsvergabe für eine weitere Analysenserie erscheint es sinnvoll, eine oder mehrere Rückstellproben aus der ersten Serie erneut analysieren zu lassen, um die Vergleichbarkeit über diesen Zeitraum zu sichern.

4 Ergebnisdarstellung

Die Beprobung des Oberbodens erfolgte volumetrisch mit Stechzylindern über eine definierte Tiefenzone, während die Analyseergebnisse mit gravimetrischem Bezug vorliegen. Um die Werte von Probenahmen verschieden großer Tiefenzonen (0 - 5 cm, 0 - 30 cm) vergleichen zu können, müssen die Ergebnisse für die Ackerstandorte umgerechnet werden. Auf diese Weise kann die Verdünnung der 'Organika' durch die Bodenbearbeitung von den obersten Bodenschichten auf die gesamte Ackerkrume (0 - 30 cm) rechnerisch korrigiert werden. Dabei sind die Lagerungsdichten zum Zeitpunkt der Probenahme einzubeziehen. Dementsprechend sollten im Rahmen der Probenahme ungestörte Volumenproben für die bodenphysikalische Untersuchung entnommen werden. Aus diesen Berechnungen ergibt sich ein theoretischer Faktor von ca. 6, mit dem die Gehalte an Ackerstandorten zur Hochrechnung auf Gehalte von Grünlandstandorten (0 - 5 cm) zu multiplizieren wären. Erhebungen im Gelände haben jedoch gezeigt, daß dieser Wert möglicherweise aufgrund von biogener Durchmischung und nutzungsbedingten Unterschieden in den Abbaugeschwindigkeiten niedriger anzusetzen ist, ohne daß jedoch ein durchgehend konstanter Umrechnungsfaktor genannt werden kann.

Die Bewertung einer gegebenen Bodenbelastung kann nach folgenden Kriterien erfolgen:

- a) Als Maß für das **toxikologische Gefahrenpotential** eignet sich die Stoffkonzentration bezogen auf die Masse Trockenboden ($\text{ng} \cdot \text{kg}^{-1}$)
- b) Zur Einschätzung der **Gesamtbelastung** und der **Deposition** an einem Standort erscheint der Bezug der Daten auf die Fläche sinnvoll ($\text{ng} \cdot \text{m}^{-2}$). Die Ergebnisse aller BDF-Standorte werden auf diese Weise direkt vergleichbar. Sowohl Unterschiede in der Entnahmetiefe als auch im Trockenraumgewicht der beprobten Tiefenzone werden rechnerisch ausgeglichen.

Zur **Herstellung des Flächenbezuges** wird die gravimetrische Konzentration zunächst in eine volumetrische Konzentration unter Berücksichtigung des Trockenraumgewichtes der beprobten Tiefenzone umgerechnet. In einem zweiten Schritt läßt sich mit Hilfe von Volumen und Grundfläche des Probenahmezylinders die Gesamtbelastung pro Flächeneinheit ermitteln. Bei diesen Berechnungen ist zu berücksichtigen, daß durch die Begrenzung der Probenahme auf den Oberboden mobile Stoffe nicht mehr erfaßt werden und damit deutlich unterschätzt werden können.

5 Ergebnisstatistik

Tab. 2 zeigt die Häufigkeit des Nachweises organischer Fremdstoffe im Oberboden der 33 Boden-Dauerbeobachtungsflächen sowie Bestimmungs-/Nachweisgrenzen und die größten gefundenen Analysenwerte. Die Tabelle bietet eine Datenbasis für die Entscheidung, welche Stoffe in eine Wiederholungsuntersuchung einbezogen werden sollten.

6 Literatur

CORSDEN, E. (1993): Boden-Dauerbeobachtung in Schleswig-Holstein. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **72**, 859-862

KUHNT, D. (1989): Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein - Auswahl und Einrichtung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft **59**, 923-926

Ministerin für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.) (1994): Bodenschutz in Schleswig-Holstein - Informationsgrundlagen, Bodenschutzprojekte, Probenahmehinweise, Maßstäbe zur Beurteilung von Böden. Kiel

Tab. 2: Ergebnisstatistik der Organika-Analysen in der Boden-Dauerbeobachtung S-H mit 33 Standorten (15 Acker, 12 Grünland, 4 Forst, 2 NSG). Oberbodenproben aus einer Tiefenzone von 0-5 cm bzw. 0-30 cm (Acker).

Stoff	n	BG/NG		C _{max}	Stoff	n	BG/NG		C _{max}
		n > BG/NG	min max				n > BG/NG	min max	
Benzol mg/kg	22	0	0,002 0,002		Naphtalin mg/kg	66	37 0,01 0,01	0,2085	
Toluol	22	0	0,002 0,002		alpha-Methylnaphtalin	44	0 0,01 0,01	-	
Ethylbenzol	22	0	0,002 0,002		beta-Methylnaphtalin	44	5 0,01 0,01	0,02	
o-, m-, p-Xylol	22	0	0,002 0,002		Acenaphylen	66	23 0,01 0,01	0,0244	
Monochlorbenzol mg/kg	0	0	-		Acenaphthen	66	21 0,0005 0,01	0,0226	
1,2-Dichlorbenzol	65	14	0,0001 2	0,31	Fluoren	66	23 0,01 0,01	0,01	
1,3-Dichlorbenzol	66	0	0,0001 2		Phenanthren	66	64 0,01 0,01	0,21	
1,4-Dichlorbenzol	66	1	0,0001 2	0,0004	Anthracen	66	27 0,01 0,01	0,06	
1,2,3-Trichlorbenzol	66	13	0,0001 0,01	0,0012	Fluoranthren	66	64 0,01 0,01	0,6	
1,2,4-Trichlorbenzol	66	13	0,0001 0,01	0,08	Pyren	66	61 0,01 0,01	0,45	
1,3,5-Trichlorbenzol	44	0	0,01 0,01		Benzo(a)anthracen	66	52 0,01 0,01	0,3	
1,2,3,5-Tetrachlorbenzol	0	0	-		Chrysen	66	64 0,01 0,01	0,36	
1,2,3,5+1,2,4,5-Tetrachl	66	6	0,0001 0,01	1,34	Benzo(b)fluoranthren	22	22 keine Angaben	0,289	
1,2,4,5-Tetrachlorbenzol	0	0	-		Benzo(b)- + (k)fluoranthren	44	43 0,01 0,01	0,47	
1,3,4,4-Tetrachlorbenzol	66	7	0,0001 0,01	0,01	Benzo(e)pyren	44	41 0,01 0,01	0,15	
Pentachlorbenzol	66	10	0,0001 0,01	0,0122	Benzo(a)pyren	66	56 0,01 0,01	0,2676	
Hexachlorbenzol	65	21	0,0001 0,01	0,029	Idenol(123cd)pyren	66	59 0,01 0,01	0,2582	
2,6-Dichlorphenol mg/kg	85	0	0,0001 0,01		Dibenz(a,h)anthracen	66	39 0,01 0,01	0,5	
2,4-Dichlorphenol	44	24	0,01 0,01	0,09	Benzo(g,h)perylen	66	50 0,01 0,01	0,2308	
2,5-Dichlorphenol	44	1	0,01 0,01	0,02	Benzo(k)fluoranthren	22	22 keine Angaben	0,2647	
3,5-Dichlorphenol	65	0	0,0001 0,01		PCB Nr. 28 mg/kg	64	10 0,0001 0,01	0,0009	
2,3-Dichlorphenol	65	0	0,0001 0,01		PCB Nr. 52	85	10 0,0001 0,01	0,0011	
3,4-Dichlorphenol	65	3	0,0001 0,01	0,0019	PCB Nr. 101	66	12 0,0001 0,01	0,02	
2,4,6-Trichlorphenol	21	2	0,0001 0,0001	0,0003	PCB Nr. 138	65	15 0,0001 0,01	0,05	
2,4,6+2,3,5-Trichlorphenol	44	35	0,01 0,01	0,62	PCB Nr. 153	65	15 0,0001 0,01	0,04	
2,3,6-Trichlorphenol	32	1	0,0001 0,01	0,0039	PCB Nr. 180	44	9 0,0001 0,01	0,0038	
2,3,6+3,4,5-Trichlorphenol	33	0	0,01 0,01		Summe PCB's DIN	22	10 0,0005 0,0005	0,0223	
2,3,5-Trichlorphenol	21	1	0,0001 0,0001	0,003	Summe PCB's LAGA	22	10 0,0025 0,0025	0,1115	
2,4,5-Trichlorphenol	65	5	0,0001 0,01	0,0103	op-DDT mg/kg	66	10 0,00001 0,01	0,12	
2,3,4-Trichlorphenol	65	1	0,0001 0,01	0,0001	pp-DDT	66	17 0,00001 0,01	1,27	
3,4,5-Trichlorphenol	11	0	0,01 0,01		op-DDD	22	0 0,00001 0,00001	-	
2,3,4,5-Tetrachlorphenol	65	11	0,0001 0,01	0,0203	pp-DDD	66	3 0,00001 0,01	0,01	
2,3,4,6-Tetrachlorphenol	44	12	0,01 0,01	0,04	op-DDE	22	2 0,00001 0,00001	0,0002	
2,3,5,6-Tetrachlorphenol	65	5	0,0001 0,01	0,0046	pp-DDE	66	11 0,00001 0,01	0,15	
Pentachlorphenol	65	9	0,0001 0,01	0,0526	Aldrin	66	2 0,00001 0,01	0,0003	
2- und 3-Chlorphenole	44	0	0,01 0,01		Dieldrin	66	1 0,00001 0,01	0,02	
4-Chlorphenole	44	17	0,01 0,01	0,1	Endrin	66	3 0,00001 0,01	0,04	
Dichlormethan mg/kg	22	0	0,005 0,005		alpha-Hexachlorhexan	62	2 0,0001 0,01	0,0006	
1,2-Dichlorethan	22	0	0,005 0,005		beta-Hexachlorhexan	66	0 0,0001 0,01	-	
Trichlorethan	22	0	0,005 0,005		gamma-Hexachlorhexan	66	1 0,0001 0,01	0,0007	
Tetrachlorethan	22	0	0,005 0,005		delta-Hexachlorhexan	66	0 0,0001 0,01	-	
1,2-cis-Dichlorethan	22	0	0,005 0,005		epsilon-Hexachlorhexan	66	0 0,0001 0,01	-	
Tetra-CDD ng/kg !	62	35	0,5 1	33,25	Heptachlor	44	0 0,01 0,01	-	
2,3,7,8-Tetra-CDD	66	13	0,1 5	2,9	Methoxychlor	44	2 0,01 0,01	0,21	
Penta-CDD	51	28	1 2	98,6	cis-Heptachlorepoxid	44	0 0,01 0,01	-	
1,2,3,7,8-PnCDD	66	14	0,1 19,2	11,5	trans-Heptachlorepoxid	44	0 0,01 0,01	-	
Hexa-CDD	61	60	1 1	154,2	alpha-Endosulfan	44	0 0,01 0,01	-	
1,2,3,4,7,8-Hexa-CDD	60	13	0,2 14	2,8	beta-Endosulfan	44	0 0,01 0,01	-	
1,2,3,6,7,8-Hexa-CDD	60	20	0,2 14	6,9	Endosulfansulfat	11	0 0,01 0,01	-	
1,2,3,7,8,9-Hexa-CDD	66	20	0,2 14	54,5	Atrazin mg/kg	44	2 0,01 0,01	0,07	
Hepta-CDD	66	66	0,5 2	222	Desethylatrazin	44	0 0,01 0,05	-	
1,2,3,4,6,7,9-Hepta-CDD	0	0	-		Desisopropylatrazin	44	0 0,01 0,05	-	
1,2,3,4,6,7,8-Hepta-CDD	66	66	0,5 2	134,1	Simazin	44	1 0,01 0,01	0,01	
Octa-CDD	66	66	1 5	423,6	Propazin	44	1 0,01 0,01	0,01	
Tetra-CDF	64	41	0,5 1	253,62	Terbutylazin	44	2 0,01 0,01	0,02	
2,3,7,8-Tetra-CDF	66	37	0,5 3	29,7	Chlornaphthaline	0	0 -	-	
PnCDF	62	42	1 1	296,2	Metribuzin	11	0 0,01 0,01	-	
1,2,3,7,8-PnCDF	66	41	1 7	128,4	Dichlorfluand	11	0 0,01 0,01	-	
2,3,4,7,8-PnCDF	66	34	0,3 8,7	21,7	Tolyfluand	11	0 0,01 0,01	-	
Hexa-CDF	58	55	1 1	866,3					
1,2,3,4,7,8-Hexa-CDF	57	47	1 8,8	302,7					
1,2,3,6,7,8-Hexa-CDF	57	36	0,2 8,8	291,9					
1,2,3,7,8,9-Hexa-CDF	65	24	0,2 8,8	45,7	n = Anzahl Analysen				
2,3,4,6,7,8-Hexa-CDF	65	48	0,2 8,8	46,2	n > BG/NG = Anzahl Analysenwerte größer als BG/NG				
Hepta-CDF	66	66	0,5 0,5	6189,8	BG/NG = Bestimmungsgrenze / Nachweisgrenze				
1,2,3,4,6,7,8-Hepta-CDF	66	66	2 2	1332,5	min = kleinster Wert für BG/NG				
1,2,3,4,7,8,9-Hepta-CDF	66	30	0,5 3	2918,4	max = größter Wert für BG/NG				
Octa-CDF	66	57	1 10	2078,7	C _{max} = größter bestimmter Gehalt im Oberboden				

Anmerkung: Unterschiede in den Zahlenformaten beruhen auf abweichenden Angaben der beauftragten Laboratorien, Angaben bezogen auf Trockenmasse Boden

Huminstoffpräparate als Ersatz für degradierte Dauerhumusformen zur Gleichgewichtsstabilisierung ökologischer Systeme

von

Buchhorn, U.

Unter den langfristigen und komplexen Themen angewandter Humusforschung nimmt das Interesse am Monitoring der Humusqualität neben der Untersuchung von Wirkungsmechanismen der Huminstoffe als universeller Bioindikator des Gleichgewichtes von Ökosystemen zu. In mehreren Ländern (Italien: "Vineta mineraria"; Rußland: "Humophos", ...; USA: "Kaliumhumat", ...; Vietnam: "Ammoniumhumat"; Weißrußland: "Tulpan", "Nitrohumat", "Faktor LTD", "Oxihumat") wurden Huminstoffpräparate durch Extraktion aus fossilen Kohlenstoffablagerungen hergestellt und in 0.002-0.005%-iger Konzentration als Kompensationsvariante des Dauerhumus angewendet. Ziel dieses kurzen Plädoyers ist es, eine vorbehaltlose Diskussion über den Stellenwert der extrahierten neben den bodenbürtigen Huminstoffen zu eröffnen.

Boden- und Kohlenhuminstoffe sind Ablagerungsformen pflanzlichen Materials und daher artverwandt. Die Humifizierung ist nach Orlov (1990) die Selektion biothermodynamisch stabiler organischer Verbindungen, die sich in Abhängigkeit von der Stoffwechselintensität und den Anreicherungsbedingungen bilden. Der Prozeß der Inkohlung zeigt starke Ähnlichkeiten, wobei die Faktoren: Menge der organischen Ablagerung, Druck und Temperatur in größerem Maße - mineralische Verbindungen, Wasser- und Sauerstoffversorgung in geringerem Maße eine Rolle spielen.

Die Struktur der Braunkohle kann durch spezielle Oxidations- und Extraktionsbedingungen Eigenschaften bodenbürtiger Huminsäuren erlangen, wie sie z. B. durch D.S. Orlov (1990) beschrieben wurden:

1. die minimale Molekularmasse der Strukturzelle beträgt $\approx 15\,000$ Einheiten mit 4 N-Atomen
2. der hydrolysierbare Teil der Strukturzelle nimmt $\approx 45\%$ ein
3. dieses Fragment kann zu ≈ 2 Benzolkarbonsäuren oxidieren
4. die sechsteiligen Zyklen weisen 3- und 4-substituierte Strukturen auf
5. Die Zyklen sind durch Brücken mit Zweifachbindungen verknüpft und schaffen eine ausgedehnte Konjugationskette, die für die Dunkelfärbung zuständig ist : ..

Im Unterschied zur unbearbeiteten Rohkohle bei der die Anreicherung von O- und N-haltigen funktionellen Gruppen durch einen langsamen Mineralisierungsprozeß und die Sorptionseigenschaften durch Porenvolumen und realisiert werden, lassen sich mit Hilfe des Extraktionsverfahrens kolloidale Besonderheiten natürlicher Polymere, wie variable Zusammensetzung, polydisperser Zustand und Einlagerung von Spurenelementen beobachten.

Ebenso kompliziert wie die Untersuchung der Wirkungsweise bodenbürtiger refraktärer Humussäuren (W Flaig, 1993) ist die ihrer Kompensation durch "Fulvo- und Huminsäurederivate" aus Rohbraunkohle: ihre Fähigkeit einen aktiven Speicher- und Austauschkörper für Wasser und Nährstoffe zu bilden und all jene Funktionen zu übernehmen, welche die Wechselbeziehung mit Mikroorganismen ermöglichen. Das Resultat ihres Einsatzes läßt empirische Aussagen zu, die den Eigenschaften bodenbürtiger Huminstoffe nahe stehen. Sie nehmen teil:

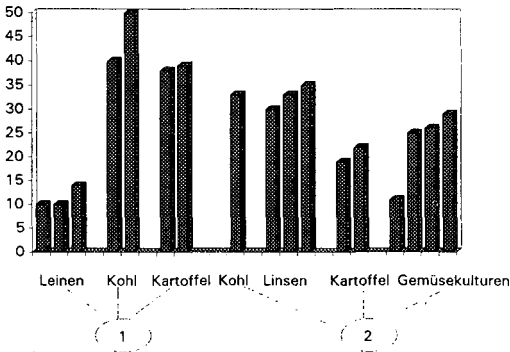
- an der Regulierung des Masseaustausches im Bodensystem
 - mobilisieren Nährstoffe aus den Bodenmineralien,
 - nehmen Einfluß auf die Migration gelöster Stoffe,
 - fixieren Schwermetalle und radioaktive Elemente,
 - sind ökologisch inert
- an der Stimulierung biologischer Aktivität
 - fördern das Wachstum,
 - stärken die unspezifische Widerstandskraft des Organismus

(W N Kulakov, 1993)

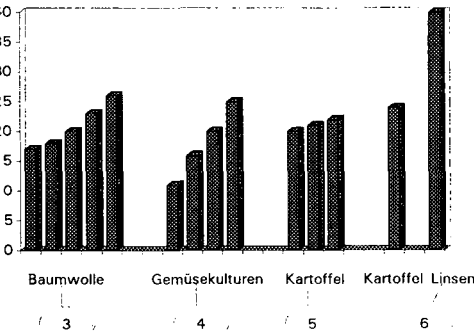
Eine allgemeine Grundregel der Huminstoffanwendung besagt, daß die Migrationsbeweglichkeit im Boden sowie die biostimulierende Wirkung bei niedermolekularen Verbindungen hoch und bei hochmolekularen Verbindungen gering ist und somit jede Aufgabenstellung ein spezifisches ausgewogenes Verhältnis beider Fraktionen erfordert. Großversuche bestätigen positive Ertragseffekte bei der Abstimmung der Präparate auf Bodenqualität und Bedürfnisse der Pflanzen.

Folgende Übersicht enthält teilweise unveröffentlichte Resultate von 35 Untersuchungsergebnissen mit je 3 Wiederholungen und bestätigt einen durchschnittlichen Ertragszuwachs landwirtschaftlicher Kulturen von 20 % .

% Erntezuwachs



% Erntezuwachs



- 1 - Kleinparzellenversuche des Landwirtschaftlichen Forschungsinstitutes Leningrad. 1932 - 1933
Anwendung von Ammonium-Humat. "Arbeiten des Institutes". Leningrad. 1932
- 2 - Großflächige Feldversuche. Novomoskauer Kohle-Institut und Dnepropetrowsker landwirtschaftliches Institut. 1959-1961. Anwendung von Ammonium-Humat.
Wissenschaftlicher Bericht des Novomoskauer Kohle-Institutes 1961 und aus Unterlagen von 32 Kolchosen und Sowchosen des Tulaer Gebietes
- 3 - Akademie der Wissenschaften Turkmeniens und des Sowchos "Leninism".
Anwendung von Ammonium-Humat
- 4 - Institut für Brennstoffe und Sowchos "Osjorui". Anwendung von Natrium-Humat
"Huminstoffpräparate zur Ertragssteigerung landwirtschaftlicher Kulturen".
L.Motowilowa u.a., Moskau. 1989
- 5 - Institut des ROSAGROREM-Projekt und Kolchos "Sawjetni Lenina".
1989. Anwendung von Ammonium-Humat
- 6 - Produktionsvereinigung Tula-Kohle. Sowchos "Woskresenski".
Versuchsfeld der staatlichen Moskauer Universität

Durch Anwendung der Erkenntnisse und Gesetzmäßigkeiten von Huminstoffvorkommen kann der gezielte Einsatz von Huminstoffpräparate das Nährstoffangebot auf eine für Umwelt und Pflanze vorteilhafte Weise abpuffern und ermöglicht die Entwicklung systematischer Maßnahmen zur Stabilisierung von Ökosystemen (u.a. eines neuen Düngekonzeptes bei der landwirtschaftlichen Nutzung).

So bestimmen Huminstoffe die Qualität des Nährstoffreservoirs unter verschiedenen klimatischen Bedingungen.

Unter den Anforderungen

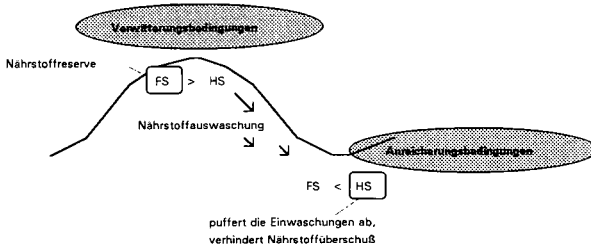
- einer **schnellen Nährstoffverfügbarkeit** überwiegen
fulvate Huminstoffe (FS > HS) :
d. h. *labile pflanzenverfügbare Fraktionen*
- einer notwendigen **Nährstoffabpufferung** überwiegen
humate Huminstoffe (HS > FS) :
d. h. *stabile bioreisistente Fraktionen*

Beispiele :

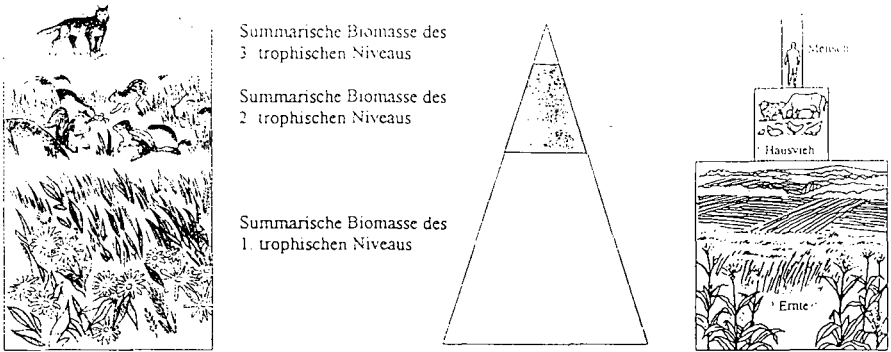
Geoklima- (Klima-) typ	Biomasse- produktion	Nährstoff- umsatz	Nährstoffan- reicherung im Boden	Wasserbilanz Zufuhr ÷ Verlust	Verhältnis FS ÷ HS (Humusform)
humid. gemä- ßigte Zone	mittel	schnell	gering	Zufuhr überwiegt	FS > HS fulvat
arid. gemä- ßigte Zone	mittel	mäßig	mittel	Verlust überwiegt	FS < HS humat
tropischer Wald	hoch	schnell	gering	Zufuhr überwiegt	FS > HS fulvat
Tundra	gering	schnell	gering	Zufuhr überwiegt	FS > HS fulvat
Steppe (Salzsteppe)	mittel	mäßig	hoch	Verlust überwiegt	FS < HS humat

Bei geringer Anreicherung und schnellem Umsatz der Nährstoffe sowie einer positiven Wasserbilanz überwiegen fulvate : bei Wasserdefizit und starker Nährstoffanreicherung humate Humusformen.

Schematische Darstellung der natürlichen Bedingungen :



Die Stabilität jedes Ökosystems sowohl auf der Grundlage fulvater als auch humater Humusformen wird durch die Verringerung der summarischen Biomasse mit steigendem tropischen Niveau gewährleistet, was sich in Form einer Pyramide widerspiegelt.



Pyramide der Biomasse (B.J. Nebel, 1993)

Gegenwärtig scheint dieses Verhältnis umgekehrt. Die Kapazität des natürlichen Nährstoffreservoirs bodenbürtiger Huminstoffe ist nicht in der Lage, die Basis für steigende Leistungsanforderungen an das trophische Niveau primärer Biomasseproduzenten zu bilden. Ursache dafür ist nachgewiesenermaßen eine negative Bilanz des "Dauerhumus" fast aller geoklimatischen Zonen in Folge antropogener Einflüsse, wie Bodennutzung, unterschiedlicher Emissionen und Klimaveränderungen, welche die Existenzbedingungen des Humus zu Gunsten seiner Mineralisierung und nicht der Anreicherung verlagern. Damit verbunden sind - Auswaschung von Nährstoffen in das Grundwasser, Zerfall der Aggregate, Zerstörung der Bodenstruktur, Verringerung der Austauschkapazität, Degradierung der Bodenmikroflora, und Rückgang der Artenvielfalt

Es treffen drei langfristig nicht zu vereinbarende Faktoren aufeinander - schneller Stoffumsatz, intensive Mineralisierung stabiler Humusformen und immer geringere Chance der Nährstoffanreicherung, was die Degradierung der Bodenfruchtbarkeit und das Kippen des Ökosystemgleichgewichtes nach sich zieht. Ohne den Zugriff auf huminstoffähnliche fossile Kohlenstoff-Strukturen läßt sich dieser Kreislauf kaum unterbrechen - zumal die alternative Nutzung der in Braunkohle gespeicherten Energie organischer Substanz zur Stabilisierung ökologischer Systeme wesentlich sinnvoller erscheint als der Verbrauch ihres reinen Brennwertes.

Literatur :

Flaig, W. (1993): Mögliche Beeinflussung von Stoffwechsel und Ertrag der Pflanzen durch Huminstoffe - in: Refraktäre organische Säuren in Gewässern, Mitteilung XII der Senatskommission für Wasserforschung S.233-253
Globale Analyse der Belastbarkeit und Tragfähigkeit von Böden, Ökologische Grenzen der Belastbarkeit - in: Welt im Wandel: Die Gefährdung der Böden, Jahresgutachten (1994) S.59-66
Kulakov, W.N. (1993): Huminstoffdünger retten das russische Feld, Tula, S.45-47
Nebel, B.J. (1993): Environmental Science, The Way the World Works, Dep. of Biology, Catonsville, S.82
Orlov, D.S. (1990): Huminsäuren des Bodens und allgemeine Theorie der Humifizierung, Moskauer Univ., S.230

Lachgasemissionen von gedüngtem Dauergrünland

von

Clemens, J. und H. Goldbach*

Einführung

Die Zufuhr von Stickstoff über Applikation von organischen oder mineralischen Düngemitteln auf landwirtschaftlich genutzten Flächen fördert die Denitrifikation. Das dabei entstehende Lachgas ist ein klimawirksames Gas und dessen Abbauprodukte können zum Ozonabbau beitragen. Ziel dieser Arbeit war es, die Auswirkung von Gülle, Jauche und Kalkammonsalpeter auf deren Ausgasung von N_2O in einem Freilandversuch zu vergleichen. Dabei wurden die ersten 48 Stunden nach der Ausbringung intensiv beprobt.

Material und Methoden

Die Ausbringung der Dünger erfolgte breitwürfig auf 3x3 m großen Parzellen auf einer Schnittwiese (drei Schnitte; Bodentyp: Pseudogley Braunerde) im Raum Oberfranken. Jede Variante wurde dreimal wiederholt. Die N-Gabe entsprach 25 kg/ha. Der N_{min} -Gehalt des Bodens (0-10cm) vor dem Ausbringen der Dünger wurde ermittelt. Ammonium- und Gesamt N-Gehalte der Gülle und Jauche wurden bestimmt. Begleitend wurde der Wassergehalt des Bodens und die Bodentemperatur bestimmt. Die N_2O -Probenahme erfolgte nach dem Prinzip der „closed chamber“-Methode. Die Hauben wurden vor ihrem Einsatz auf mögliche vertikale Konzentrationsgradienten in der Haube untersucht. Je eine Plastikhaube wurde immer an der gleichen Stelle auf den Parzellen für den Meßzeitraum von 120min aufgestellt. Gasproben wurden bei $t_1=0min$, $t_2=60min$ und $t_3=120min$ mit evakuierten Vacutainern gezogen und am Gaschromatographen mit Elektroneneinfangdetektor gemessen. Aus dem Konzentrationsanstieg in der Haube wurde eine Ausgasungsrate mit Hilfe einer linearen Regression bestimmt. Bei $r^2 < 0,8$ wurde die Rate nur qualitativ erfaßt und nicht zur Berechnung der N_2O -Emission herangezogen. Während $t=0-24$ Stunden wurde alle drei Stunden, von $t=24-48$ Stunden alle vier Stunden und von $t=48-96$ Stunden alle 20 Stunden eine Messung durchgeführt. Der Versuch wurde vom 13.6.1994 bis 16.6.1996 durchgeführt. Begleitend wurden Bodentemperaturen ($n=3$), Luftdruck und Niederschlag gemessen.

* Abteilung Agrarökologie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth
Lehrstuhl für Bodengeographie und Bodenkunde, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Ergebnisse und Diskussion

Während des Versuches blieb der Luftdruck konstant zwischen 976 und 980 mbar. Es fand kein Niederschlagsereignis statt.

Die N_{\min} -Gehalte des Bodens lagen für 0-10cm bei 4,9 kg/ha. Die Ammonium-Gehalte der Gülle und Jauche zeigt Tab. 1.

In Vorversuchen wurde nachgewiesen, daß unter unseren Versuchsbedingungen in den Gashauben keine N_2O -Gradienten auftreten, so daß wir auf den Einbau eines Ventilators verzichteten.

Die Ausgasung von N_2O wird in Abb.1 dargestellt. Gülle zeigte während des Untersuchungszeitraumes eine gleichbleibend niedrige Ausgasung. Aus Jauche gaste während der ersten 10,5 Stunden am meisten N_2O aus. Jauche kann rasch in den Boden eindringen, so daß mineralischer Stickstoff und gelöster Kohlenstoff rasch Mikroorganismen zur Verfügung gestellt werden. Weiterhin können durch die eindringende Flüssigkeit Zonen mit niedrigem Redoxpotential entstehen, die zu einer Milieuverbesserung für Denitrifikanten führen. Bereits nach 1,5 Stunden war die N_2O -Produktion stark erhöht.

Die mit KAS gedüngten Parzellen wiesen bis $t=13,5$ Stunden keine erhöhte N_2O -Ausgasung auf. Danach kam es zu einer verstärkten N_2O -Freisetzung, die erst bei $t=88,5$ Stunden abklang. KAS muß erst gelöst werden. Dadurch kommt es zu einem zeitlich versetzten Beginn der Lachgasfreisetzung.

Die Gesamtverluste an N_2O im Untersuchungszeitraum betragen für Gülle 0,29g/ha, für Jauche 0,55g/ha, für KAS 0,48g/ha und für die Nullvariante 0,06g/ha. Jauche und KAS wiesen ähnliche Freisetzungsraten auf.

Jauche enthält im Gegensatz zu KAS leicht verfügbare C-Quellen und wird flüssig appliziert. Eine Erhöhung der mikrobiellen Aktivität durch Feuchtegehaltsänderung und durch zusätzliche leicht verfügbare C-Quellen ist auf der KAS-Variante ausgeschlossen. KAS enthält Ammonium und Nitrat, so daß auf den KAS behandelten Parzellen Nitrifikation und Denitrifikation an der N_2O -Bildung beteiligt sein können. Auf den Jaucheparzellen wird das Ammonium nitrifiziert, wobei Lachgas entstehen kann, und das gebildete Nitrat kann über Denitrifikation zu N_2O umgesetzt werden. Der hohe Wasseranteil der Jauche kann weiter dazu führen, daß bereits im Boden vorliegendes Nitrat verstärkt denitrifiziert wird.

In Gülle lag im Gegensatz zu Jauche nur 51% des Stickstoffes als Ammonium vor. Die N_2O -Freisetzung aus Gülle lag im Vergleich zu Jauche bei 53%. Erwartet man, daß Lachgas nur aus mineralischem N entsteht, so bedingt die höhere Viskosität der Gülle keinen leichten Rückgang der N_2O -Emissionen.

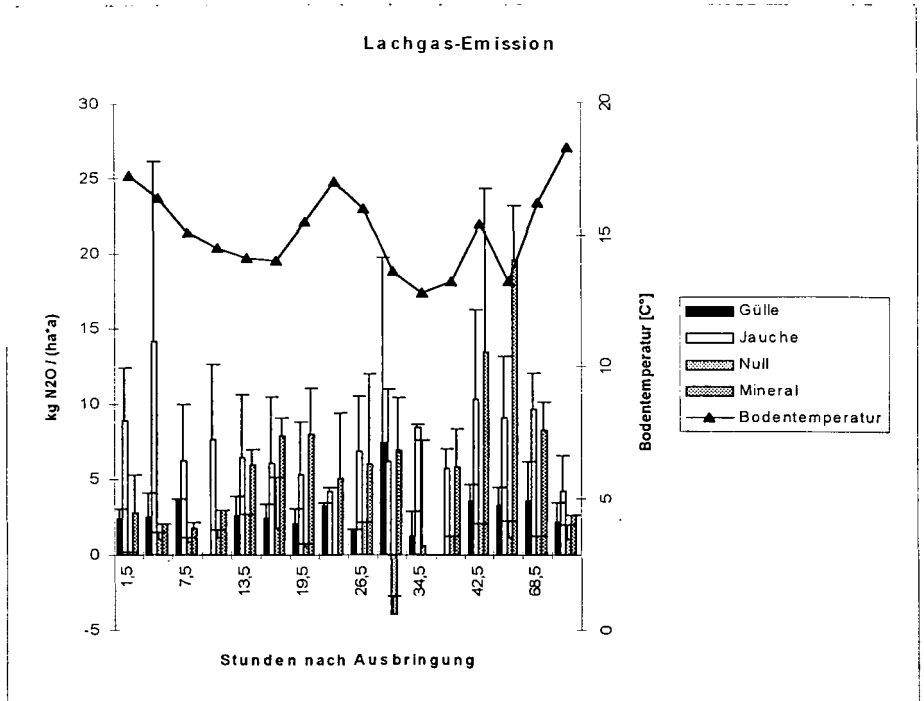


Abb.1: N₂O-Ausgasung nach Applikation von Jauche, Gülle und Mineraldünger (je 25 kg/ha Gesamt-N) mit Standardabweichung

	TS [%]	NH ⁴⁺ [mg/g]	Gesamt N [mg/g]	pH
Gülle	7,15	2,21	4,31	6,74
Jauche	3,74	2,75	3,20	8,19

Tab.1: Chemische Parameter von Gülle und Jauche

Schlußfolgerung

Die N₂O-Ausgasung aus unterschiedlichen Düngern zeigte in den ersten Stunden nach der Ausbringung starke Unterschiede, die erst durch eine intensive Beprobung sichtbar wurden. Die Jauche- und KAS-Variante zeigten die größten N₂O-Emissionen. Die Gesamtausgasung an Lachgas entsprach in etwa dem Gehalt an mineralischem N in den Düngern, unabhängig davon, ob der Stickstoff als Ammonium oder als Nitrat vorlag.

Die Bedeutung des Gesteins für Austausch- und Pufferprozesse

von

Deutschmann, G.*

1. Einleitung

Untersuchungen hinsichtlich des Puffervermögens durch Kationenaustausch von Böden und deren geologischem Untergrund haben sich bislang auf die Fraktion kleiner 2 mm, den Feinboden, beschränkt. Bodenskelett und Gesteinskörper sind bisher nur ungenügend in die Betrachtungen einbezogen worden. Im folgenden soll am Beispiel von Gesteinen der Solling-Folge die große Bedeutung des Gesteins für die Pufferung durch Kationenaustausch gezeigt werden.

2. Material und Methoden

Untersucht wurden Feinboden sowie Sand- und Tonsteine der Solling-Folge (Mittlerer Buntsandstein) aus einem Profil im Fichtenbestand der Solling-Untersuchungsflächen (ELLENBERG et al. 1986).

Bei Feinboden und Gestein wurde die effektive Austauschkapazität (AK_e) durch NH_4Cl -Extraktion nach MEIWES et al. (1984) bestimmt. Bei den Gesteinsproben erfolgte die Kationenextraktion durch Perkolatation von zermörsertem Gesteinsmaterial (Perk zm) und, um Einflüsse des Zermörserns auf die extrahierbaren Kationen abschätzen zu können, durch Schüttelextraktion von unzermörserter Gesteinsbruchstücken (Batch St). An einer Sandsteinprobe wurden Rüchtauschversuche durchgeführt.

Zusätzlich wurde die effektive Porosität der Gesteine über die Wasserverdrängung bestimmt.

In DEUTSCHMANN (1994) sind eine genaue Methodenbeschreibung der hier aufgeführten Versuche nachzulesen.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Effektive Porosität des Gesteins

In Tabelle 1 sind die effektive Porosität und die Lagerungsdichte der untersuchten Sand- und Tonsteine aufgeführt.

Die Sandsteine und im besonderen Maße die Tonsteine zeichnen sich durch eine

*Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsgenweg 2, 37077 Göttingen

hohe Porosität aus. Für Sandsteine derselben Fazies fand KNOKE (1992) ähnlich hohe Werte. Die hier ermittelte sehr hohe Porosität der Tonsteine wurde durch einen Methodenvergleich abgesichert.

Da die eff. Porosität den zusammenhängenden Porenraum (ENGELHARD 1960) angibt, kann sie als Maß für den wasserzugänglichen Porenraum gelten. Somit sind die Sand- und Tonsteine potentiell gut von wässrigen Lösungen erreichbar.

Gesteinsart	eff. P Vol. %	Std.	Ld. g*cm ⁻³	Std.	n
Sandsteine	23,3	2,11	2,08	0,09	11
Graue Tonsteine	29,2	4,77	2,08	0,14	11
Rote Tonsteine	27,6	2,94	2,10	0,11	13

eff. P = effektive Porosität, Std. = Standardabweichung, Ld. = Lagerungsdichte

Tab. 6: eff. Porosität und Lagerungsdichte von Sand- und Tonsteinen

3.2 Rücktausch

In Tabelle 2 finden sich folgende Angaben:

- die durch NH₄Cl-Extraktion erzielte Kationensumme (Kats.)
- die durch Rücktausch erzielte Kationensumme (Rücktausch)
- das Rücktausergebnis in % der Kationensumme.

Probenart	Kats.	Rücktausch	%
Perk zm	27,06	18,63	69
Batch St	27,41	20,68	75

Kationen in $\mu\text{mol}_e \cdot \text{g}^{-1}$, Perk zm =Perkulation zermörsert, Batch St = Schüttelextrakt Stein

Tab. 10: Rücktausch des Sandsteines (Profil 1 360 cm Tiefe)

Im Idealfall soll die Kationensumme des NH₄Cl-Austausches der Kationenmenge des Rücktausches entsprechen. Das Rücktausergebnis kann als beste Schätzung der AK_e betrachtet werden.

Ein deutlicher Einfluß des Zermörserns auf die extrahierbaren Kationen ist hier nicht festzustellen. Bei Perk zm und Batch St können im Rücktausch ca. 70 % der extrahierten Kationensumme gefunden werden. Demnach sind ca. 30 % der

Kationen des NH_4Cl -Extraktes nicht auf Austauschprozesse zurückzuführen. So ist z. B. im Gestein eingetrocknete Sickerwasserlösung, die Lösung leicht löslicher Salze, Silikate und Oxide zu berücksichtigen.

RUMMENHOHL (Diss., in Vorbereitung) führte nach demselben Verfahren Untersuchungen an Buntsandsteinen aus der Eifel durch. Er erreicht mit ca. 80-90 % höhere Rücktauschergebnisse.

Diese Werte entsprechen Ergebnissen, die auch an Feinbodenproben erzielt wurden. So fanden MATTHIESEN (1991) und RUMMENHOHL (Diss., in Vorbereitung) an Feinbodenproben ca. 70-100 % der extrahierten Kationen im Rücktausch wieder. Somit kann bei den hier aufgeführten Gesteinen die Bezeichnung Austauschkapazität für die Summe der NH_4Cl extrahierbaren Kationen in sensu Feinboden verwendet werden.

4. Prognosen zum weiteren Fortschreiten der Versauerungsfront

Am Beispiel eines 1 m mächtigen, unterhalb der Versauerungsfront liegenden Buntsandsteinpaketes sollen Prognosen zum weiteren Fortschreiten der depositionsbedingten Versauerung getroffen werden. Das betrachtete Buntsandsteinpaket setzt sich aus Sand- und Tonsteinmaterial zusammen und besteht aus 4 Gew. % Feinmaterial und 96 Gew. % Gestein. Als zur Pufferung durch Kationenaustausch zur Verfügung stehender M_b -Kationenvorrat ergibt sich im Feinmaterial ca. $20 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1}$, in der Gesamtmatrix (Feinmaterial und Gestein) ca. $500 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1}$. Als weiterer Puffermechanismus tritt die Silikatverwitterung auf, da bei ihr eine Freisetzung von M_b -Kationen unter Protonenverbrauch erfolgt. MATZNER (1988) ermittelt für den Boden des Fichtenbestandes der Solling-Flächen eine Silikatverwitterungsrate von $0,44 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Die atmosphärische Protonenbelastung betrug in der Fichten-Fläche im Zeitraum von 1969 bis 1985 durchschnittlich $3,86 \text{ kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (FORSCHUNGSBEIRAT WALDSCHÄDEN/LUFTVERUNREINIGUNGEN 1989).

Eine Abschätzung des Zeitraumes, der zum vollständigen Austausch von M_b - durch M_a -Kationen an den Austauscheroberflächen benötigt wird, kann wie folgt vorgenommen werden:

Subtrahiert man die jährliche Silikatverwitterungsrate von der jährlichen atmosphärischen Protonenbelastung, so ergibt sich die jährliche Säurebelastung. Dividiert man die M_b -Kationenvorräte durch die jährliche Säurebelastung, so erhält man den Zeitraum, der zur vollständigen Kationenumbelegung der Austauscher eines definierten Boden- oder Gesteinsvolumens benötigt wird.

Unterstellt man, daß nur Feinmaterial an diesen Austauschprozessen teilnimmt, so wird ein Zeitraum von ca. 6 Jahren für die Kationenumbelegung der oben beschriebenen Buntsandsteinschicht benötigt. Berücksichtigt man hingegen den Gesteinsanteil, so ergibt sich ein Zeitraum von ca. 145 Jahren.

Für Prognosen zum weiteren Fortschreiten der Versauerungsfront ergibt sich die Frage, ob Feinmaterial und Gestein gleich schnell versauern oder ob Unterschiede in der Versauerungsgeschwindigkeit bestehen. Aus diesen und weiteren zu dieser Thematik durchgeführten Untersuchungen (DEUTSCHMANN 1994) geht eindeutig hervor, daß das Gestein an Austausch- und Pufferprozessen beteiligt ist. Eine Nichtberücksichtigung führt zu einer drastischen Unterschätzung des Puffervermögens bzw. zu einer nicht minder drastischen Überschätzung der Versauerungsgeschwindigkeit. In welchem Umfang das Gestein zu berücksichtigen ist, ist jedoch schwierig zu beantworten. Anhand der Ergebnisse weiterer Untersuchungen (DEUTSCHMANN 1994) kann angenommen werden, daß in sandsteinreichen Buntsandsteinschichten das Feinmaterial schneller versauert und die Versauerungsfront dort schneller voranschreiten. Für Tonsteinschichten wird dies weniger der Fall sein.

5. Literaturverzeichnis

- DEUTSCHMANN, G. (1994): Zustand und Entwicklung der Versauerung des Bodens und des oberflächennahen Untergrundes eines Waldökosystems im Solling. Ber. d. Forschungszt. Waldökosysteme Göttingen, Reihe A, Bd. 118.
- ELLENBERG, H., MAYER, R., SCHAUERMANN J. (eds.) (1986): Ökosystemforschung: Ergebnisse des Sollingprojektes 1966-1986. Stuttgart.
- ENGELHARD, W. v. (1960): Der Porenraum der Sedimente. Berlin, Göttingen, Heidelberg.
- KNOKE, H. (1992): Gesteinsphysikalische Eigenschaften von Fest- und Lockergesteinen und ihre Umsetzung als Regelwerk für ein Expertensystem. - Berichte- Reports, Geol.-Paläont. Inst. Univ. Kiel, 54.
- MATTHIESEN, G., (1991): Bindungsform NH_4Cl -extrahierbarer Kationen. Ber. d. Forschungszt. Waldökosysteme Göttingen, Reihe B, Bd. 27.
- FORSCHUNGSBEIRAT WALDSCHÄDEN/LUFTVERUNREINIGUNGEN
(1989): Dritter Bericht. Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- MATZNER, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Ber. d. Forschungszt. Waldökosysteme/Waldsterben Göttingen, Reihe A, Bd. 40.
- MEIWES, K. J., KÖNIG, N., KHANNA, P. K., PRENZEL, J., ULRICH, B., (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralböden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung von Waldböden. Ber. d. Forschungszt. Waldökosysteme/Waldsterben Göttingen, Bd. 7.

Bodenchemische Charakterisierung forstlicher Standorttypen im Westharz/Nds. als Grundlage zur Kalkungsplanung im Wald

von

Eberl, C.

1. Einleitung

Die Kalkung des Waldes zur Kompensation saurer Deposition und als restaurative Maßnahme zur Wiederanreicherung der Vorräte basischer Kationen in Waldböden wird in der Bundesrepublik seit nunmehr über 10 Jahren als eine Maßnahme zum Schutz der Wälder auf großen Flächen durchgeführt. Mangels geeigneter Planungsgrundlagen zum Waldbodenzustand und zur Höhe der sauren Deposition wird die hierbei zugeführte Kalkmenge in der forstlichen Praxis i.d.R. auf 3 t/ha carbonatischen, magnesiumhaltigen Kalk beschränkt. Diese Beschränkung soll mögliche, unerwünschte Folgen der Kalkung vermeiden. Dazu gehören unter anderem:

- ♦ Übermäßige Anregung der Mineralisation
- ♦ Austrag von Nährstoffen (Nitrat) mit dem Sickerwasser
- ♦ Deutliche Veränderung des biologischen Bodenzustandes
- ♦ Veränderung naturnaher Ökosysteme

2. Material und Methoden

Die Eigenschaften der Waldböden werden in Deutschland im Rahmen der forstlichen Standortkartierung erfaßt und bewertet. Grundlage hierfür ist die Kartieranleitung "Forstliche Standortaufnahme" (Münster 1980), deren Neuauflage 1995 geplant ist. Die Bundesländer verfahren weitgehend einheitlich nach dieser Anleitung, regionalisieren die Erkenntnisse aus der Kartierung aber in unterschiedlicher Intensität und Qualität. Ziel der forstlichen Kartierung ist, den Waldbau auf standörtlicher Grundlage möglichst naturnah, zu betreiben. d.h. die Baumartenwahl den jeweiligen Gegebenheiten des Standortes (Boden und Klima) anzupassen.

Die Untersuchungen verschiedener Waldökosysteme haben gezeigt, daß unter dem Einfluß der hohen atmosphärischen Stoffeinträge Waldböden versauern. Die durch Verwitterung freigesetzten basischen Nährstoffe ("nachschiebende Kraft" nach Wittich/ Mb-Kationen nach Bruggenwert) können zwar langfristig den Kationenexport durch Holznutzung ausgleichen, erreichen im allgemeinen aber nicht die Höhe der sauren Deposition. Der Verlust basischer Nährstoffionen ist durch die Kartierung visuell nicht zu erfassen, so daß seit Mitte der 80er Jahre in Niedersachsen und anderen Bundesländern parallel zur Standortkartierung

chemische Analysen durchgeführt werden. Diese Analysen sollen ergänzende Auskunft über den Zustand der Waldböden unter dem Einfluß der atmosphärischen Deposition geben.

Die forstliche Standortkartierung in Niedersachsen erfaßt mit einem System von Kennziffern (standörtliches Rahmenschema n. Otto u.a.) die Bodeneigenschaften. Der Kartierer regionalisiert die gewonnenen Erkenntnisse und entwickelt daraus die "Standorttypenkarte". Diese wiederum ist wesentliche Entscheidungshilfe für den Waldbau auf standörtlicher Grundlage. Im Rahmenschema der Standortkartierung werden Wasserhaushalt, Nährstoffversorgung, geologisches Ausgangsmaterial und Bodenart bzw Lagerung differenziert. Die Nährstoffversorgung wird im Gelände im wesentlichen aus dem Tongehalt des Bodens in Verbindung mit dem Ausgangsmaterial, der Verbrauchsintensität, der Gründigkeit sowie nachrangig dem Humusgehalt und der Humusform geschätzt. Erfaßt wird damit sinngemäß eine Schätzung der Silikatverwitterungsrate.

Deutlich intensiver als die chemische Beprobung ist das Netz tiefer Bodeneinschläge, bei dem die Kartierung Profilbeschreibungen des Bodens anlegt. Aufgabe einer effektiven Kartierung muß es sein, die an wenigen Profilen gemessenen bodenchemischen Parameter "übertragbar" zu machen. Hierunter ist die Klassifizierung dieser Parameter und die Suche nach Transferfunktionen zu verstehen, die es ermöglichen, Eigenschaften von "Leitprofilen" übertragbar zu machen. Als Transferparameter wurde die Basensättigung (Bs), das ist der prozentuale Anteil von Nährstoffkationen (Kalzium, Magnesium, Kalium), die als Puffer gegen saure Deposition wirken können, gewählt. Die Basensättigung kann als ein wesentliches Merkmal für die Planung von Kalkungsmaßnahmen angesehen werden.

Als Untersuchungsmaterial wurden 406 Bodenprofile mit Beschreibung und Analyse im Niedersächsischen Harz, deren Daten freundlicherweise durch das Nds. Forstplanungsamt (NFP) in Wolfenbüttel zur Verfügung gestellt wurden, benutzt. Die Transferfunktionen werden mit eigenen Erhebungen validiert.

Durch die ökologische Waldbauplanung werden Baumarten und Mischungstypen mit Hilfe von Betriebszieltypen (BZT) regional den Standorttypen zugeordnet. Diese Betriebszieltypen umfassen bislang lediglich waldbaulich-technische Zielvorstellungen wie Baumartenanteile, Umtriebszeiten oder Stärkeklassen. Standortparameter gelten hiernach als konstant. Diese Vorstellung ist nicht länger tragbar, weil aus den Ergebnissen der Ökosystemforschung deutlich wird, daß auch Standortseigenschaften messbaren Veränderungen unterworfen sind.

Eine ökologische Planung sollte diesen Ergebnissen Rechnung tragen und zusätzlich den Zielzustand des Standortes in das Betriebsziel mit aufnehmen. Gedanken hierzu hat Ulrich (1995) entworfen.

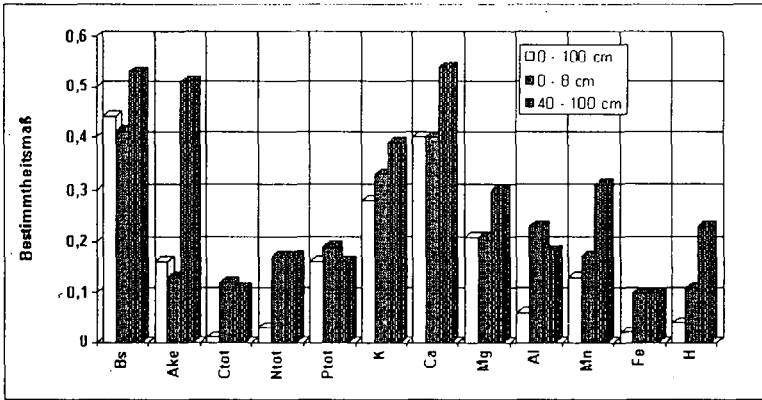
Tab.: Zielvorgaben für Basensättigung und Humusform zum bodenökologischen Zustand für Betriebszieltypen (BZT) / Baumarten im Niedersächsischen Harz

BZT nach OTTO (1991). Langfristige, Ökologische Waldentwicklung (LÖWE) (Beispiele aus BZT Katalog)	Haupt-Baumarten und voraussichtliche Umrtriebszeit (Bestandeszielalter)	Sollzustand der Basensättigung (BS) in % je 1m Bodentiefe min. 4 % Kalium, min 4 % Magnesium	Sollzustand Humusform 1=L-Mull 2=F-Mull 3=mulld.Mod 4=Modor
20 Buche	Bu, Fi, El, a, BAh bis 10 % 160 J.	30 %	4
21 Buche/Eiche	Bu, TrEi, SEi, Hbu, // 160 J.	30 %	4
22 Buche/Bergahorn	Bu, BAh, SAh, // 160 J.	50 %	2
23 Buche/ALh	Bu, BAh, Es, Kir, Rü, ... // 160 J.	80 %	1
25 Buche/Fichte	Bu, Fi, // 160 J.	30 %	4
31 ALh-trocken	Kir, Es, Wildobst, (Eibe), // 180 J.	80 %	1
33 ALh-frisch	Es, Rü, Li, BAh, SAh, // 200 J.	80 %	1
34 Esche, Erle,	Es, Er, Bi, // 140 J.	80 %	1
40 Roterle	Roterle 140 J.	50 %	2
50 Fichte	Fi mit Nebenbaumarten // 120 J.	20 %	4
52 Fichte-Buche	Fi, Bu, // 140 J.	20 %	4
53 Fichte-Bergahorn	Fi, BAh, // 140 J.	50 %	3
54 Fichte-Eberesche	Fi, EBFs, Bi, 100 J.	50 %	3

3. Ergebnisse

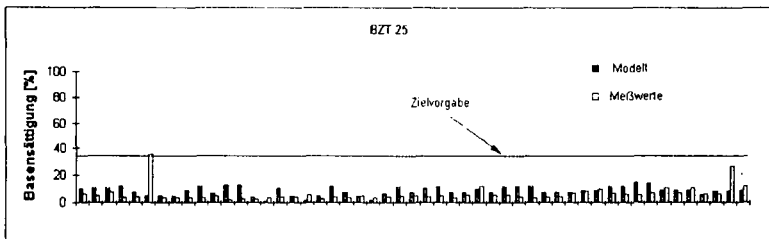
Mit einer multiplen Regressionsanalyse, bei der ein Modell für die Basensättigung in Abhängigkeit von den Ziffern der forstlichen Standortkartierung berechnet wurde, konnte festgestellt werden, daß die Daten der Profile insgesamt keinerlei Zusammenhang zwischen forstlicher Standortziffer und der Basensättigung aufweisen. Das Bestimmtheitsmaß für diese Auswertung lag dabei deutlich unter 30 %. Erst die Gruppierung der Profildaten in verschiedene Tiefenstufen zeigt, daß es für den tieferen Unterboden (> 40 cm Tiefe) Zusammenhänge zwischen Basensättigung und Standortziffern gibt. Daraus kann geschlossen werden, daß der bodenchemische Zustand der Waldböden im Harz bis 40 cm Tiefe nur unwesentlich durch die von der Kartierung regionalisierten Parameter des Standorttyps beschrieben wird. Unterhalb der Tiefe 40 cm steigt das Bestimmtheitsmaß des Modell auf über 50 % an. Eine differenzierte Kalkungsplanung auf der Grundlage der Standortkartierung und bodenchemischer Analysen kann also zunächst nur für den Bereich des Unterbodens erfolgen. Die Abb.1 zeigt einen Überblick über die mit linearen Regressionsmodellen ermittelten

Bestimmtheitsmaße, mit der die genannten bodenchemischen Parameter aus den kartierten Kennziffern abgeleitet werden können.



Die gezeigten Zusammenhänge sind signifikant auf 5 % Niveau. Lediglich 40% der Meßwerte der Basensättigung und des austauschbar gebundenen Calciums sind durch Profilparameter erklärbar. Die Parameter Gesamt Kohlenstoff (Ctot), Stickstoff (Ntot) und Phosphor (Ptot) sowie die austauschbar gebundenen Ma-Kationen (Al, Fe, Mn, H) zeigen Bestimmtheitsmaße zwischen 0,1 und 0,3. Ein Zusammenhang zur regionalisierten Merkmalen der Standortkartierung ist nicht erkennbar.

Werden die berechneten und gemessenen Parameter zur Basensättigung von Standortstypen zum Vergleich mit den Zielvorstellungen herangezogen, so zeigt sich, daß die Differenz von Modell und Messung gegenüber den Zielwerten unerheblich ist.



**Beurteilung der Umweltrelevanz luftpfadgebundener Schadstoff-
einträge in Böden**

von

Filius, A. und I. Willenbockel*

Einleitung

Im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen (UVP) zu Vorhaben mit vorwiegend luftpfadgebundenen Schadstoffemissionen (z.B. Abfallverbrennungsanlagen, Kraftwerke), wird die besondere Bedeutung des Bodens infolge seiner zentralen Stellung in terrestrischen Ökosystemen zunehmend erkannt. Die Ermittlung und Bewertung des allgemeinen Vorbelastungsniveaus der Böden in einem Untersuchungsgebiet ist in diesem Zusammenhang ein wichtiges Instrument des praktischen Bodenschutzes. Zum einen wird der Boden als Langzeitindikator für die in der Vergangenheit akkumulierten Schadstoffe genutzt, zum anderen dient er zur Beweissicherung, um zukünftig eine mögliche emittentengebundene Belastung des Bodens mit Luftschadstoffen nachweisen zu können.

Für den Fachgutachter ergeben sich die Probleme einer angemessenen Probenahme und Bodenanalytik sowie vor allem der Bewertung von bestehenden und/oder prognostizierten Auswirkungen unter Verwendung geeigneter Vergleichswerte. Im folgenden wird die bisher übliche Vorgehensweise im Rahmen gutachterlicher Tätigkeiten am Beispiel der Schwermetalle verdeutlicht.

Ermittlung und Bewertung der Bodenvorbelastung

Bei der klassischen Bodenuntersuchung werden A-Horizonte von Acker- oder Grünlandflächen mit dem Bohrstock beprobt. Die Mischproben werden mit Königswasser aufgeschlossen. In den Extrakten werden üblicherweise Schwermetalle, Dioxine/Furane sowie sonstige ausgewählte organische Verbindungen (z.B. PAK, PCB) bestimmt.

* TÜV Hannover/Sachsen-Anhalt, Am TÜV 1, 30519 Hannover

Zur Beurteilung immissionsbedingter Belastungen sind Handlungsanweisungen, wie die im Zusammenhang mit punktuellen Kontaminationen und vermuteten Altlasten entwickelte Hollandliste oder die Hamburger Liste nicht geeignet. Hier wird häufig auf die Bodenwerte von Eikmann und Kloke (1993) oder auf die Bewertungskriterien des Referentenentwurfes zur Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPVwV) zurückgegriffen.

Ein entscheidender Nachteil dieser Richtwerte besteht darin, daß sie unterschiedliche geogene Grundbelastung der Böden nicht berücksichtigen. Ein stark ton- oder humushaltiger Boden impliziert im Vergleich zu einem austauschärmeren Substrat unter Hinzuziehung nur eines Vergleichswertes eine anthropogene Belastung, die real nicht gegeben ist. Hier bieten die von Hindel und Fleige (1991) für verschiedene Ausgangsgesteine und Bodentypen ermittelten statistischen Kenndaten eine wichtige Orientierungshilfe.

Tab.1: Vergleich häufig verwendeter Richt- und Orientierungswerte am Beispiel Lößböden

- ① BW I nach EIKMANN und KLOKE (1993)
- ② "Häufige Gehalten in Böden" nach KLOKE (1980)
- ③ 60% des Orientierungswertes der UVPVwV (1994)
- ④ Mittelwert für Ap-Horizonte von Lößböden nach HINDEL und FLEIGE (1991)
- ⑤ "geogener Schwellenwert" für Lößböden (Ap-Horizont) bei dessen Überschreitung der Verdacht auf eine anthropogene Belastung begründet ist, nach HINDEL und FLEIGE (1991)

Schwermetalle	① BW I	② "Häufige Gehalte" in Böden	③ 60 % des OW UVPVwV	④ Mittelwert (Ap-Löß)	⑤ geogener Schwellen- wert
Antimon	1	0,01 - 0,5		0,8	2,5
Arsen	20	0,1 - 20	24	7,7	20
Blei	100	0,1 - 20	60	48	80
Cadmium	1	0,01 - 1	0,9	< 0,3	(1)
Chrom	50	2 - 50	60		
Kobalt	30	1 - 10		9	20
Kupfer	50	1 - 20	36	19	30
Nickel	40	2 - 50	30	29	50
Quecksilber	0,5	0,01 - 1	0,6	0,14	0,25
Thallium	0,5	0,01 - 5	0,6		
Vanadium	* 100	10 - 100			
Zink	150	3 - 50	120	75	125
Zinn	50	1 - 20			

*Für Vanadium wurde anstelle des BW I (50 mg/kg) der obere Wert der "Häufigen Gehalte" (100 mg/kg) als Bezugswert zugrundegelegt, da ein BW I, der unterhalb der geogenen Ausgangsgehalte der Böden liegt vor allem bei tonhaltigem Ausgangsmaterial eine anthropogene Vanadiumbelastung impliziert, die real nicht vorhanden ist.

Von besonderer Bedeutung ist der "geogene Schwellenwert", bei dessen Überschreitung der Verdacht auf eine zusätzliche anthropogene Schwermetall-Belastung begründet ist (Hindel und Fleige 1991). Diese anthropogenen Schwermetalle sind aufgrund ihrer erhöhten Löslichkeit aus ökologischer Sicht wesentlich kritischer zu beurteilen als die geogenen Schwermetalle. Grundsätzlich ist jedoch das Erfassen des anthropogen eingetragenen Schwermetallanteils anhand von Gesamtaufschlüssen mineralischer Böden problematisch.

Einen wesentlich besseren Anzeiger für luftpfadgebundene Schadstoffbelastungen stellen die Humusaufgaben von Waldböden dar, da hier keine geogene Grundbelastung gegeben ist. Für Humusaufgaben liegen allerdings keine ökotoxikologisch oder nutzungsabhängig begründeten Richt- und Orientierungswerte vor, so daß eine ökologische Bewertung der Vorbelastung eines Untersuchungsgebietes derzeit ebenfalls schwierig ist. Hier kann lediglich auf Vergleichswerte aus anderen Untersuchungen zurückgegriffen werden.

Beurteilung der ökologischen Relevanz einer Zusatzbelastung

Die Bewertung der ökologischen Auswirkungen luftpfadgebundener Schadstoffeinträge, z.B. aus Feuerungsanlagen, ist im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsprüfung von besonderer Bedeutung.

In einem ersten Schritt kann mit Hilfe von bestimmten Schwellenwerten (z.B. nach UVPVwV) die Umweltrelevanz der vorhabenbedingten Zusatzbelastung geprüft werden. Hierzu wird aus den rechnerisch ermittelten luftpfadgebundenen Schadstoffeinträgen [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$] eine zeitabhängige (z.B. 100 Jahre) Zusatzbelastung im Boden [mg/kg] errechnet. Diese Zusatzbelastung wird nutzungsabhängig auf verschiedene Horizontmächtigkeiten und Lagerungsdichten bezogen. Der Transport in die Bio- oder Hydrosphäre wird vernachlässigt.

Sollten die zugrunde gelegten Schwellenwerte überschritten werden, ist eine Einzelfallbetrachtung erforderlich. Hierbei stellt die derzeit immer häufiger eingesetzte Bestimmung löslicher Schwermetallfraktionen durch Extraktion mit Neutralsalzlösungen bereits einen entscheidenden Vorteil gegenüber der üblichen Bestimmung von Schwermetallgesamtgehalten dar. Eine Aussage darüber, wie sich die ökologisch relevante Bodenlösungskonzentration durch den zusätzlichen Schwermetalleintrag verändert und auch andere Schutzgüter wie z.B. das Grundwasser wirkungsseitig beeinträchtigt werden können, ist auf Grundlage solcher Untersuchungen jedoch nicht möglich.

Mit Hilfe von Adsorptionsisothermen kann dagegen direkt bestimmt werden, wie sich die ökologisch relevante Fraktion der gelösten Schwermetalle erhöht, wenn Schwermetalle zugegeben werden. Um fundierte Prognosen erstellen zu können, sollten daher Adsorptionsisothermen verstärkt Eingang in den praktischen Bodenschutz finden.

Alternativ können bodenübergreifende Adsorptionsisothermen ermittelt werden, die eine möglichst genaue Beschreibung des Adsorptionsverhaltens eines Bodens in Abhängigkeit von einfach zu bestimmenden Bodenparametern wie pH-Wert und organisch-C-Gehalt gewährleisten (Filius 1993). In Kombination mit einfachen Verlagerungsmodellen sind dann z.B. auch langfristige Prognosen zur Grundwassergefährdung oder Beeinträchtigung anderer Schutzgüter (Pflanzen, Menschen) möglich.

Literaturverzeichnis

Eikmann, Th. u. Kloke, A. (1993)

Nutzungsmöglichkeiten und Sanierung belasteter Böden - Eikmann-Kloke-Werte - ; 2. überarbeitete u. erweiterte Aufl., VDLUFA-Schriftenreihe 34/1993 27 p.

Filius, A. (1993)

Schwermetall-Sorption und -Verlagerung, Diss. TU Braunschweig

Hindel, R. u. Fleige, H. (1991)

Geogene und anthropogene Schwermetallgehalte, in Rosenkranz/Einsele/Harreß Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, 8.Lfg. VI/91, Erich Schmidt Verlag

UVPG - Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie des Rates vom 27.Juni 1985 über die

Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten (85/337/EWG) vom 12. Februar 1990 (BGBl. I S. 205), zuletzt geändert am 22. April 1993 (BGBl. I S. 466, 486)

UVPVwV - Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ausführung des Gesetzte über die

Umweltverträglichkeitsprüfung - Referentenentwurf - , Bundesrat Drucksache 904/94 (30.09.1994)

Geringere Herbizideinträge in Oberflächengewässer durch reduzierte Bodenbearbeitung?

von

Fischer, P., M. Bach, S. Gäth, K. Mollenhauer und H.-G. Frede*

1. Einleitung

Pfluglose Bodenbearbeitungssysteme vermindern nachweislich erosive Abträge von Boden und Düngerstoffen aus der Fläche und damit auf Dauer deren Eintrag ins Gewässer. Ungeklärt war jedoch bisher, inwieweit solche Systeme zur Verringerung der Einträge kurzlebiger organischer Agrochemikalien in Oberflächengewässer beitragen. In diesem Zusammenhang sind vor allem zwei Fragen von Interesse:

1. Bewirken reduzierte Bodenbearbeitungssysteme verglichen mit konventionellen einen Minderabtrag von Herbiziden von der Fläche (On-Site-Aspekt) ?
2. Wie hoch ist der Anteil erosiver Herbizideinträge in Oberflächengewässer verglichen mit anderen Eintragungspfaden (Off-Site-Aspekt) ?

Zur Klärung beider Fragen wurden im Lahneinzugsgebiet zunächst unabhängig voneinander der Herbizidaustrag von unterschiedlich bearbeiteten Flächen im Erosionsversuch gemessen und es wurde versucht während der Ausbringungsperiode an einem kleinen Fließgewässer (Einzugsgebiet ca. 10 km²) beispielhaft die Eintragungspfade für Pflanzenschutzmittel zu gewichten.

Erosionsversuche

2. Material & Methoden

Es sind insgesamt acht Beregnungsversuche auf Kleinparzellen auf einer Versuchsfläche in Hassenhausen (ca. 20 km nördlich von Gießen) durchgeführt worden, wobei künstlicher Regen eingesetzt wurde.

Der Boden des Versuchsschlages ist als schwach pseudovergleyte Parabraunerde aus Lößlehm über Buntsandstein anzusprechen. Es handelt sich dabei überwiegend um einen tonigen Schluff mit einer nutzbaren Feldkapazität von ca. 250 mm. Die Versuchsfläche wird seit 1989 differenziert mit Pflug und Direktsaat bewirtschaftet. Beregnet wurde am 19., 20., 21. und 24.10.94, wobei an jedem Beregnungstag eine konventionell bearbeitete und eine Direktsaatparzelle verglichen wurden. Die wichtigsten Versuchsparameter dazu sind in Tab. 1 beschrieben.

3. Ergebnisse

Aus Tabelle 2 geht hervor, daß Oberflächenabfluß und Bodenabtrag an allen Beregnungstagen auf den unbearbeiteten Flächen deutlich niedriger ausgefallen sind als auf den gepflügten. Wie in einer Vielzahl früherer Beregnungsversuche berichtet, wird der Bodenabtrag deutlich stärker reduziert als der Runoff.

* Institut f. Landeskultur, Senckenbergstr. 3, 35390 Gießen

Tab. 1: Daten zur Niederschlagssimulation

Niederschlag	Regensimulator nach KAINZ & EICHER
Niederschlagsdauer (min.)	60
Niederschlagsintensität (mm/h)	63
Parzellenlänge (m)	4,3
Parzellenbreite (m)	1,8
Wartezeit zwischen Applikation und Beregnung (h)	2
Mittlere Hangneigung (%) :	
konventionelle Bodenbearbeitung	12,75
Direktsaat	12,75
Applizierte Herbizidmengen (g/Parzelle)	
Isoproturon (IPU)	1,55
Terbuthylazin (TER)	0,65
Metolachlor (MCL)	1,29

Tab. 2: Runoff und Bodenabtrag

	Runoff (l)	Runoff / m ²	Bodenabtrag (kg)	Bodenabtrag / m ²
Pflug (=CT)				
Arithmet. Mittel	299,25	38,66	4,96	0,64
Standardabweichung (%)	22,76	22,76	72,68	72,68
Direktsaat (=NT)				
Arithmet. Mittel	183,25	23,68	0,67	0,09
Standardabweichung (%)	17,95	17,95	46,64	46,64
NT/CT (%)	61,24	61,24	13,46	13,46

Auch die Herbizidabträge liegen für die untersuchten Wirkstoffe Isoproturon (IPU), Terbuthylazin (TER) und Metolachlor (MCL) auf den konventionell bewirtschafteten Parzellen im Mittel durchgehend höher (Tab. 3) als auf der Direktsaat. Für IPU und MCL, die auf allen Plots zu ca. 96% bzw. ca. 92% mit dem Runoff ausgetragen werden, spielt der Austrag mit dem Sediment kaum eine Rolle, während TER im Mittel zu über 40% mit der Festphase verlagert wird. Im Vergleich zur Aufwandmenge ergibt sich deshalb, aufgrund der stärkeren Reduzierung des Sedimentaustrags auf der Direktsaat, für TER die größte Reduktion auf ca. 30% des auf den konventionellen Flächen gemessenen Austrags. Für IPU und TER liegen Reduktionen auf 50% bzw. 65% vor.

Tab. 3: Herbizidausträge (absolut und in Prozent zur Aufwandmenge)

	IPU (mg)	TER (mg)	MCL (mg)	IPU (%)	TER (%)	MCL (%)
Pflug (=CT)						
Arithmeth. Mittel	187,61	102,03	95,10	12,10	15,70	7,37
Standardabweichung (%)	58,77	65,25	51,20	58,77	65,25	51,20
Direktsaat (=NT)						
Arithmeth. Mittel	94,82	30,56	58,86	6,12	4,70	4,56
Standardabweichung (%)	11,98	12,46	5,44	11,98	12,46	5,44
NT/CT (%)	50,54	29,95	61,89	50,54	29,95	61,89

Messungen im Fließgewässer

4. Material und Methoden

Um die tatsächliche Bedeutung des erosiven Eintrags an der Gewässerbelastung mit PSM zu gewichten, wurde der Oberlauf eines kleinen Fließgewässers im Lahneinzugsgebiet im Herbst 1993 und 1994 während der Applikationsperiode für Getreideherbizide beprobt. Das ca. 10 km² große Einzugsgebiet wird intensiv ackerbaulich genutzt. Die Böden entsprechen weitgehend denen des Versuchsfeldes in Hassenhausen.

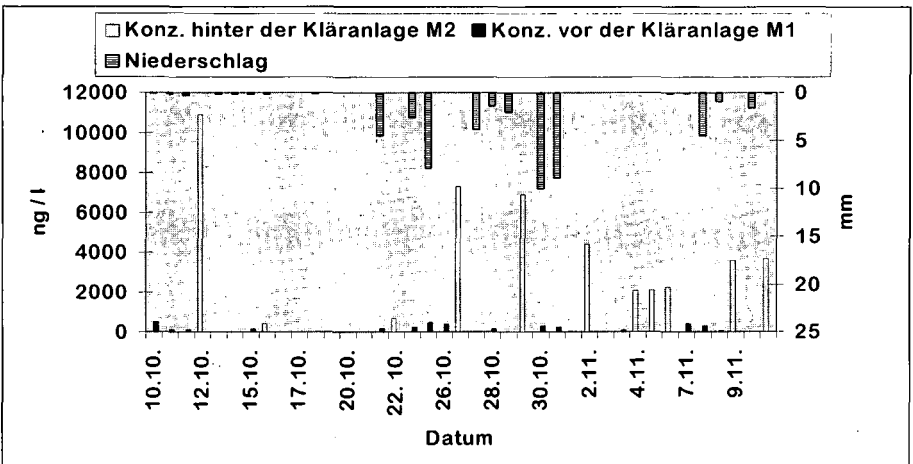
Beprobt wurden 1994 zwei Meßstellen, eine kurz vor der Einmündung der kommunalen Kläranlage (M1) und eine kurz dahinter (M2). In M1 wurde täglich eine 24-Stunden-Mischprobe entnommen, in M2 in der Regel an jedem 3. Tag eine 72 Stunden-Mischprobe. Aus früheren Messungen ist bekannt, daß für die Herbstapplikation im Untersuchungsgebiet hauptsächlich Isoproturon verwendet wird, so daß nur dieser Stoff bei der Analyse berücksichtigt wurde.

5. Ergebnisse

Abb. 1 stellt die im Herbst 1994 an beiden Meßstellen gefundenen Konzentrationen an Isoproturon dar. Dabei zeigt sich, daß der bei weitem überwiegende Teil des an M2 gefundenen Isoproturons durch die Kläranlage ins Gewässer gelangt sein muß. Zwischen dem 15.10.94 und dem 21.10.94 ist von der Kläranlage kaum Abwasser abgegeben worden, da ein neu angelegter Abwasserteich geflutet wurde. Dies führte zwischenzeitlich zu einem drastischen Rückgang der IPU-Konzentrationen im Gewässer.

Demgegenüber sind die IPU Einträge im Oberlauf, an dem sich kein punktueller Einleiter befindet, marginal. Die geringen Einträge dort gehen zu Anfang der Meßperiode wahrscheinlich auf Abtrifteinträge zurück, was durch tägliche Kontrollgänge und Befragungen der örtlichen Landwirte festgestellt werden konnte. Teilweise ergibt sich jedoch auch ein Zusammenhang mit den auftretenden Niederschlägen, die jedoch ihrer Menge und Intensität (< 5mm/h) nach zu keinem Zeitpunkt Oberflächenabfluß ausgelöst haben.

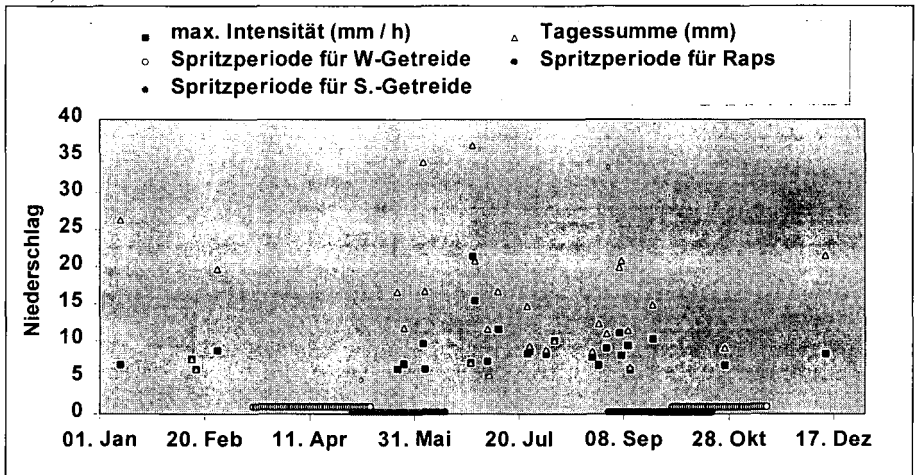
Abb.1: IPU Konzentration im Untersuchungsgebiet (Herbst 1994)



Die Tatsache, daß der erosive Eintrag von Pflanzenschutzmitteln (PSM) zumindest im Lahneinzugsgebiet kaum eine Rolle spielt, erklärt sich aus der jährlichen Verteilung der maximalen Regenin-

intensitäten, die in Abb. 2 für eine ca. 1km vom Untersuchungsgebiet entfernte Wetterstation für den Zeitraum von September 1988 bis Oktober 1994 erhoben wurde. Abgebildet sind alle Ereignisse mit einer Intensität von >6mm/h und die dazugehörigen Tagessummen. Vor allem für die Spritzperiode von Wintergetreide, das etwa zwei Drittel der Anbaufläche im Untersuchungsgebiet einnimmt, sind kaum erosive Niederschläge verzeichnet. Das Gros der Starkniederschläge fällt in den Sommermonaten, in denen kaum Pflanzenschutzmaßnahmen stattfinden und außerdem der fortgeschrittene Reihenschluß auf den meisten Kulturen keinen Oberflächenabfluß mehr zuläßt. Langjährige Niederschlagsauswertungen an anderen Wetterstationen in Hessen zeigen ein ähnliches Bild.

Abb 2: Zeitliche Verteilung von Starkniederschlägen im Untersuchungsgebiet (Sep. 1988 - Okt. 1994)



6. Zusammenfassung

Obwohl Direktsaat im Erosionsversuch eine Reduktion des Herbizidabtrages auf 30 bis 65 Prozent verglichen mit konventionell bewirtschafteten Flächen bewirkten, sind die tatsächlichen Effekte auf die Gewässerqualität gering, da erosive Einträge von Pflanzenbehandlungsmitteln für die Gesamtbelastung im Gewässer kaum eine Rolle spielen.

PSM-Untersuchungen an einem kleinen mittelhessischen Fließgewässer zeigten für den Wirkstoff Isoproturon, daß hohe Einträge, bis zum Hundertfachen des gültigen Trinkwassergrenzwertes, aus kommunalen Kläranlagen stammen. Der größte Teil der gemessenen diffusen PSM-Einträge gelangte nachweislich nicht durch Erosion ins Gewässer.

Verlagerungspotentiale für Schwermetalle im Boden

von

Gäth, S.

1. Einleitung und Zielsetzung

Mit der Verabschiedung der TA Siedlungsabfall im April 1993 und der Einführung des Kreislaufwirtschaftsgesetzes zum 1.1.1996 wird der Verwertungsdruck von organischen Abfällen/Komposten auf der Fläche steigen.

Bei der Anwendung von Biokompost besteht grundsätzlich die Gefahr der Anreicherung von Schwermetallen im Boden. Vor diesem Hintergrund sollten im Sinne des vorsorgenden Boden- und Gewässerschutzes bei der flächenhaften Anwendung von Biokompost folgende Forderungen gelten. Zum einen sollten die gesetzlich zulässigen Frachten stärker am Entzug von der Fläche orientiert werden (vgl. ISERMANN, 1993). Zum anderen sollten - zur Minderung des Restrisikos - vorrangig Flächen/Standorte für die Aufbringung von Biokompost ausgewählt werden, die ein geringes Schadstoff-Verlagerungspotential und damit eine geringe Kontaminationsgefahr des Grundwassers besitzen.

Aufbauend auf die letzte Forderung soll im folgenden beispielhaft für Hessen ein Ansatz zur Regionalisierung des Verlagerungspotentials für die Schwermetalle Blei und Cadmium im Boden und damit für die Auswahl von Kompostvorrangflächen dargestellt werden.

2. Problemstellung

Gegenüber den gesetzlich zulässigen Schwermetall-Frachten bei der Kompostaufbringung (vgl. KOMPOSTIERUNGSERLAß, 1994) werden mit dem Erntegut vergleichsweise geringe Mengen von der Fläche entzogen (Tab. 1). In Abhängigkeit von Kultur und Erntegut, der Schwermetallbelastung des Bodens und Ertrag ist beispielsweise mit einem Entzug von durchschnittlich 1 - 15 g Pb·ha⁻¹·a⁻¹ und <0,1 - 1,5 g Cd·ha⁻¹·a⁻¹ zu rechnen (ISERMANN, 1993; SAHIN, 1993). Das bedeutet, daß i.d.R. mit dem Ernteentzug selbst der atmosphärische Eintrag nicht vollends ausgeglichen werden kann.

Tab. 1: Flächenbilanz der Schwermetalle Pb und Cd bei der Aufbringung von Biokompost gemäß dem KOMPOSTIERUNGSERLASS (1994) und dem Anbau von Getreide (g·ha⁻¹·a⁻¹)

Bilanzgröße	Quelle	Pb	Cd
Σ Zufuhr		1.047	11.2
davon - Kompost	[Kompostierungserlaß, 1994]	1.000	10
- Deposition	[HLFU, 1991]	47	1.2
Σ Entzug	[SAHIN, 1993]	5	0.5
Σ Zufuhr - Σ Entzug		1.042	10.7

Die auf der Fläche verbleibenden Schwermetalle führen je nach Sorptionsvermögen zur Akkumulation im Oberboden. Schwermetallverluste können allein über Erosion und Auswaschung auftreten.

Anschrift: PD Dr. Stefan Gäth, Inst. f. Landeskultur, Senckenbergstr. 3, 35390 Gießen

2. Methodischer Ansatz

Im Gegensatz zu nicht reaktiven Stoffen (z.B. Nitrat) können Schwermetalle im Boden sorbiert werden. Die sorptiv gebundene Festphasenkonzentration steht dabei in einem Gleichgewicht mit der Lösungskonzentration. Das Niveau und die Form der Sorptionsisothermen sind für die einzelnen Schwermetalle verschieden und werden vor allem vom Humus- und Tongehalt, vom pH-Wert und von den Redox-Verhältnissen bestimmt.

Für den Transport von Schwermetallen im Boden gilt allgemein die Konvektions-Dispersionsgleichung, die bei stationärem Wassergehalt lautet (Gl. 1) [STRECK, 1993]. Je höher der Faktor R ist, desto höher ist das Adsorptionsvermögen des Bodens.

$$\text{Gl. 1} \quad \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[\frac{D_s}{R} \frac{\partial C}{\partial z} \right] - \frac{v}{R} \frac{\partial C}{\partial z} \quad \text{mit} \quad R = 1 + \frac{\rho}{\Theta} \frac{\partial S}{\partial C}$$

mit	C	-	Konzentration in Lösung	[$\mu\text{g/l}$]
	Θ	-	Volumetrischer Wassergehalt	[$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$]
	D_s	-	Scheinbarer Diffusionskoeffizient	[$\text{cm}^2 \cdot \text{d}^{-1}$]
	q	-	Spezifische Durchflußrate	[$\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$]
	v	-	Porenwasserfließgeschwindigkeit	[$\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$]
	S	-	Festphasengehalt	[$\mu\text{g/kg}$]
	ρ	-	Rohdichte	[$\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$]

Für die Abschätzung der mittleren Verlagerungsgeschwindigkeit nicht reaktiver Stoffe (Nitrat) kann in erster Näherung die Porenwasserfließgeschwindigkeit v herangezogen werden, die analog für reaktive Stoffe - gemäß Konvektionsterm in Gl. 1 - lautet (Gl. 2) [STRECK, 1993].

$$\text{Gl. 2} \quad v' = \frac{v}{R} \quad \text{oder} \quad v' = \frac{q}{\Theta + \rho \left(\frac{S(C_{\text{inf}}) - S(C_0)}{C_{\text{inf}} - C_0} \right)}$$

3. Material und Methoden

Die Regionalisierung der mittleren Verlagerungsgeschwindigkeit von Schwermetallen wurde exemplarisch für die Böden Hessens und für die Elemente Pb und Cd nach Gl. 2 durchgeführt. Voraussetzung für die GIS-gestützte Berechnung waren folgende Kartengrundlagen bzw. Annahmen:

- für die spezifische Durchflußrate q wurde die potentielle Sickerwasserrate in $\text{mm} \cdot \text{a}^{-1}$ nach WENDLAND et al. (1993) herangezogen,
- für den Wassergehalt θ die mittlere Feldkapazität nach WENDLAND et al. (1993),
- für die Rohdichte ρ ein mittlerer Wert von $1,5 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$,
- für die Anfangskonzentration der Lösung C_0 und Festphase $S(C_0)$ ein Wert von Null und
- für die Infiltrationskonzentration C_{inf} ein Wert von 10 und $100 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$.
- Für die Kalkulation des Festphasengehaltes $S(C_{\text{inf}})$ wurde auf Pedotransferfunktionen von FAHRENHORST (1993) zurückgegriffen (Gl. 3a + 3b):

$$\text{Gl. 3a} \quad S_{\text{Pb}} = (5,72 \cdot 10^{(pH-6)} + 1,41 \cdot \text{Ton} + 2,49 \cdot \text{Humus}^{0,5} + 5,65) \cdot C_{\text{Pb}}^{0,43} \quad (R^2=0,69)$$

$$\text{Gl. 3b} \quad S_{\text{Cd}} = (0,13 \cdot 10^{(pH-6)} + 0,003 \cdot \text{Ton}^2 - 0,006 \cdot \text{Ton} + 0,141) \cdot C_{\text{Cd}}^{0,75} \quad (R^2=0,95)$$

Die Ton- und Humusgehalte für die S-Werte stammen aus der Bodenkarte 1:1.000.000 nach WENDLAND et al. (1993). Für jede Bodenart wurde der Richt-pH-Wert angenommen. Der Horizontaufbau eines Bodens wurde dahingehend berücksichtigt, daß für jeden Bodentyp die Parameter tiefengewichtet kalkuliert wurden. Bewirtschaftungsbedingte Änderungen wurden für den Berechnungszeitraum 100 bzw. 1.000 Jahre ausgeschlossen.

4. Ergebnisse und Diskussion

Die Pb-Verlagerungsgeschwindigkeit ist außerordentlich gering (Abb. 1). In Abhängigkeit von den Standort-Verhältnissen sind allerdings deutliche Unterschiede zu erkennen. Vor allem die Höhenlagen Hessens mit den sandreichen Böden und den hohen Sickerwasserraten ($S > 400 \text{ mm a}^{-1}$) weisen die höchsten Verlagerungsbeträge auf. Diese Flächen sind aus der Sicht des vorsorgenden Boden- und Gewässerschutzes von der Anwendung mit Biokompost auszuschließen bzw. gesondert zu behandeln. Demgegenüber sind die Niederungs- und Bördellandschaften am ehesten für eine Biokompost-Anwendung geeignet ($S < 100 \text{ mm a}^{-1}$), wobei bei einer Gesamtfläche Hessens von 22.922 km^2 11 % der Fläche (2.301 km^2) im Bereich 0-5 cm und 26 % (5.440 km^2) im Bereich 5-10 cm Verlagerung je 1.000 Jahre liegen.

Viel kritischer als beim Pb sind die Verlagerungsgeschwindigkeiten beim Cd zu werten (Abb. 2). Hier ist in den Höhenlagen mit Verlagerungsbeträgen von ca. 10 Metern pro 100 Jahre zu rechnen, wenn $C_{\text{inf}} = 100 \mu\text{g Cd l}^{-1}$ beträgt. Umgekehrt wird in den Niederungen mit einem Flächenanteil von 19 % (3.975 km^2) das Cadmium um weniger als $10 \text{ cm} \cdot 100 \text{ a}^{-1}$ verlagert. Dieser Flächenanteil erhöht sich auf 30 % (6.277 km^2), wenn $C_{\text{inf}} = 10 \mu\text{g Cd l}^{-1}$ ist.

Die zwei Beispiele verdeutlichen, daß für eine umwelt- und standortgerechte Ausbringung von Biokompost die flächenhafte Bewertung des Schadstoffbelastungspotentials eine zwingende Voraussetzung darstellt. Die Aussagegüte der Regionalisierung hängt in entscheidendem Maße von der Datengrundlage und den getroffenen Annahmen ab. Einschränkend muß darauf hingewiesen werden, daß die Erosionsgefährdung eines Standortes in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt werden konnte.

5. Forderungen zum flächenhaften Komposteinsatz

Im Sinne des vorsorgenden Boden- und Gewässerschutzes sollten bei der flächenhaften Aufbringung von Biokompost folgende Gesichtspunkte berücksichtigt werden:

- Die zulässigen Frachten sollten sich am Entzug von der Fläche orientieren (geringere Kompostgaben, längere Befrachtungspausen und/oder getrenntes Sammeln und Verbringen von schadstoffarmem Material auf der Fläche [dezentrale Strategie]).
- Für die Aufbringung von Biokompost sind in erster Linie Flächen auszuwählen, die ein geringes Schadstoffbelastungsrisiko für die Umwelt bedeuten. In diesem Zusammenhang stellt der vorgestellte Ansatz zur Regionalisierung des Verlagerungspotentials von Schwermetallen im Boden ein wertvolles Instrument dar.
- Die gesetzlich zulässigen Gesamtgehalte eines Schadstoffes im Boden sollten nach dem Sorptions- und dem Umweltbelastungsvermögen der Böden regionalisiert werden. Das Ausmaß der „tolerierbaren“ Auswaschung muß sich dabei nach der Sickerwassermenge und den geltenden Grenzwerten der Trinkwasserverordnung richten.
- Die abschließende Forderung lautet, daß Kompost-Flächen in landwirtschaftlicher Bodennutzung bleiben müssen, um den Zustand der Bodenfruchtbarkeit zu wahren.

6. Literatur

- KOMPOSTIERUNGSERLAß, 1994: Umweltministerium Baden-Württemberg, 10 S.
- ISERMANN, K., 1993: Cadmium-Ökobilanz der Landwirtschaft - ursachenorientierte Lösungsansätze zu ihrer weiteren Entlastung und zur Qualitätssicherung in der Pflanzen- und Tierproduktion. VDLUFA-Schriftenreihe, 37, 497-500.
- SAHIN, H., 1993: Einfluß langjähriger Anwendung von Müllkompost auf die chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften sowie den Ertrag einer ackerbaulich genutzten Fläche. Wiss. Fachverlag, Gießen, 234 S.
- HLFU, HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT, 1991: Waldbelastungen durch Immissionen, 6. Ber. Umweltplanung, Arbeits- u. Umweltschutz, Heft 119.
- FAHRENHORST, C., 1993: Retardation und Mobilität von Blei, Antimon und Arsen im Boden am Fallbeispiel von Schrotschießplätzen. Bodenökologie u. Bodengenese, Heft 11, 124 S.
- STRECK, T., 1993: Schwermetallverlagerung in einem Sandboden im Feldmaßstab - Messung und Modellierung. Diss., Naturw. Fak., TU-Braunschweig, 113 S.
- WENDLAND, F.; H. ALBERT; M. BACH; R. SCHMIDT (Hrsg.), 1993: Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer Verlag, 96 S.

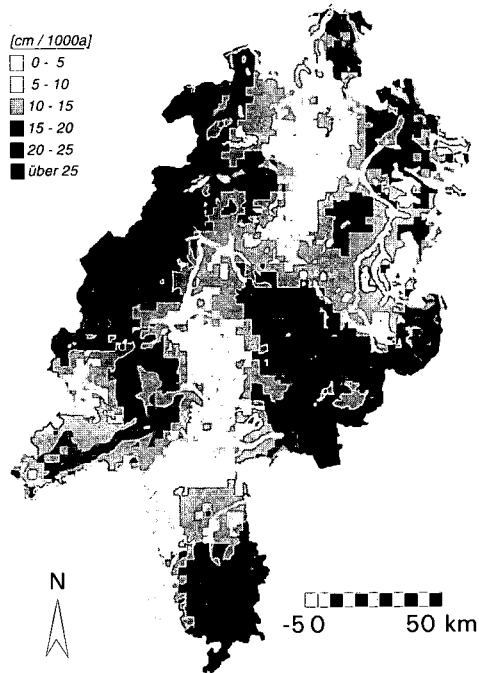


Abb. 1: Flächenhafte Differenzierung der mittleren Verlagerungsgeschwindigkeit von Blei in Hessen bei einer Konzentration der Bodenlösung C_{inf} von $100 \mu\text{g Pb}\cdot\text{l}^{-1}$

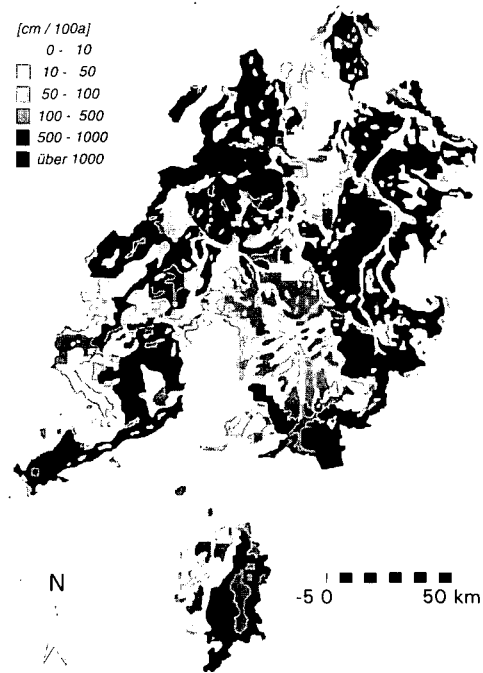


Abb. 2: Flächenhafte Differenzierung der mittleren Verlagerungsgeschwindigkeit von Cadmium in Hessen bei einer Konzentration der Bodenlösung C_{inf} von $100 \mu\text{g Cd}\cdot\text{l}^{-1}$

Chemische, magnetische und spektroskopische Untersuchungen zur Beschreibung der Genese von Vertisolen

von

Gehring, A. U.* , G. Guggenberger** und J. Luster*

Einleitung

Zur Beschreibung der Genese von Vertisolen wurden bisher neben morphologischen Kriterien vorwiegend die Resultate aus mineralchemischen und extraktionschemischen Analysen herangezogen (z.B. Blokhuis, 1993). In der vorliegenden Arbeit wurden solche klassischen Untersuchungen mit magnetischen Messungen und der spektroskopischen Charakterisierung des organischen Materials kombiniert. Ziel dieses methodischen Ansatzes war es, zu prüfen, in wie weit sich die Genese eines Vertisols in der Verteilung magnetischer Phasen und der Struktur des organischen Material widerspiegelt. Als Beispiel wurde ein Vertisol aus der Waldsavanne im Süden Malis untersucht.

Material und Methoden

Profilbeschreibung

Die untersuchten Bodenproben stammen aus einem Vertisol-Profil bei Kabogora im Schwemmland des Bafini-Flusses im Süden Malis (10.8°N, 5.6°W). Der Vertisol wird von der einheimischen Bevölkerung für den Anbau von Bananen, Papaya und Cola genutzt. Das Klima am Standort ist gekennzeichnet durch einen auf zwei Regenperioden verteilten jährlichen Niederschlag von ca. 1300mm und einer Durchschnittstemperatur von 27°C. Das Profil, klassifiziert als Eutric Vertisol, lässt sich in einen A_p- (10cm, 2.5 GY 3/1), einen A₂- (30cm, 5 GY 3/1), einen A₃- (20cm, 2.5 GY 2/1) und einen A_g-Horizont (60cm, 7.5 GY 3/1) unterteilen. Der Grundwasserspiegel befand sich am 12.12.1993 in einer Tiefe von 110cm. Innerhalb des Profils variierte der pH-Wert (H₂O) zwischen 6.9 und 7.4. Der Tonanteil betrug 46% im A_p und 64±2% in den darunterliegenden Horizonten.

* Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), CH-8903 Birmensdorf

**Institut für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Laboruntersuchungen

Die mineralogische Zusammensetzung wurde mit Röntgendiffraktometrie bestimmt. Die Verteilung und Charakterisierung magnetischer Komponenten in Gesamtproben erfolgte mithilfe der Messung von Massenssuszeptibilität (X), frequenzabhängiger Suszeptibilität (bei 0.47 und 4.7 kHz) und isothermaler remanenter Magnetisierung (IRM) in Feldern bis zu 1 Tesla (Gehring et al., 1992). Die IRM bei 1 Tesla wird als Sättigungs-IRM (SIRM) definiert.

Für die weiteren Untersuchungen wurde Probenmaterial der Fraktion < 2mm verwendet. Es wurden totale und austauschbare Gehalte ausgewählter Elemente sowie oxalat(Fe_O)- und dithionit(Fe_d)-extrahierbares Eisen bestimmt. Im weiteren wurde organisches Material mit $\text{NaOH}/\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ extrahiert (vgl. Schnitzer, 1982) und mit ^{13}C -NMR Spektroskopie charakterisiert.

Ergebnisse

Gemäss XRD-Daten besteht der Vertisol hauptsächlich aus Quarz, Montmorillonit und Kaolinit. Die IRM-Messungen zeigten die Anwesenheit sowohl tief- als auch hochkoerzitiver magnetischer Phasen, die Magnetit, bzw. Goethit oder Hämatit zugeordnet wurden. Das Verhältnis von $\text{IRM}_{-100\text{mT}}/\text{SIRM}$, ein Mass zur Abschätzung des Anteils tiefkoerzitiver Phasen, liegt im ganzen Profil nahe bei 1 und zeigt damit, dass Magnetit das dominierende ferromagnetische Mineral ist (Fig.1). Da die Suszeptibilitätsmessungen

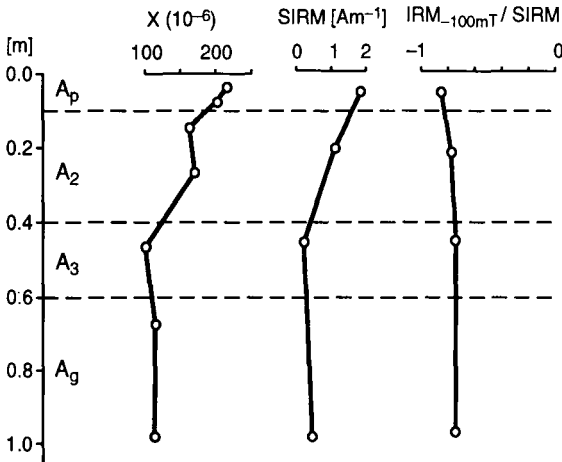


Fig. 1: Variation der magnetischen Parameter im Vertisol-Profil: Suszeptibilität (X), isothermale remanente Sättigungsmagnetisierung (SIRM), Verhältnis von inverser isothermaler remanenter Magnetisierung in einem Feld von 100 mT ($\text{IRM}_{-100\text{mT}}$) und der SIRM

bei unterschiedlichen Frequenzen nahezu gleiche Werte ergaben, darf angenommen werden, dass das Korngrössenspektrum des Magnetits in einem für lithogenen Magnetit charakteristischen Bereich liegt (Maher und Taylor, 1988). Die Suszeptibilitäts- und SIRM-Messungen innerhalb des Profils zeigten eine Abnahme des Magnetitgehaltes mit der Tiefe (Fig. 1).

Der totale Fe-Gehalt im Profil liegt zwischen 5.7 und 7.4% und ist minimal im A₃-Horizont. In diesem Horizont zeigten auch Fe₀ und Fe_D ein Minimum. Das Fe₀/Fe_D-Verhältnis hingegen zeigt eine kontinuierliche Zunahme mit der Profiltiefe und erreicht im A_g-Horizont einen Wert von 0.96.

Die Kationenaustauschkapazität variierte im Profil zwischen 430 und 530 meq/kg und war hauptsächlich durch die basischen Kationen Ca, Mg und K belegt. Eine Ausnahme bildete der A_g-Horizont, in welchem austauschbares Mn in einer Konzentration von 9.8 meq/kg vorlag.

Der totale organische C-Gehalt im Profil schwankte zwischen 2.2% im A_g- und 3.5% im A₂-Horizont. Davon waren zwischen 30 und 40% extrahierbar. Die Elementanalyse des extrahierbaren organischen Materials innerhalb des Profils ergab 55±2% C, 41±2% O, 4.0±0.1% H und 2.8±0.5% N. Dabei waren die C-Gehalte im A₃- und A_g-Horizont etwas höher als im A_p- und A₂-Horizont. Die umgekehrte Tendenz wurde für O beobachtet. Die ¹³C-NMR-spektroskopische Charakterisierung des extrahierbaren organischen Materials zeigte für den A_p- und den A₂-Horizont keine signifikanten Unterschiede in den Verhältnissen der unterschiedlichen C-Spezies (Tab. 1). Im A₃-Horizont nahm der Anteil an Aryl-C leicht zu während derjenige von Carboxyl-C leicht abnahm. Im A_g-Horizont wurde ein stark erhöhter Anteil an Aryl-C auf Kosten von Alkyl-C gefunden (Tab. 1). Die Aromatizität, berechnet nach Hatcher et al. (1981), zeigte ebenfalls eine drastische Zunahme im A_g-Horizont (Tab. 1). Das O-aryl/C-aryl-Verhältnis war im ganzen Profil tief (Tab. 1) und weist auf ein fortgeschrittenes Stadium der Ligninzersetzung hin (Hatcher und Spiker, 1988).

Tab. 1: ¹³C-NMR-Daten des extrahierbaren organischen Materials

Horizont	Verteilung verschiedener C-Typen [%]				Aromatizität	O-aryl/C-aryl
	200-160ppm carbonyl C	160-110ppm aryl C	110-50ppm O-alkyl C	50-0ppm alkyl C		
A _p	19	42	21	18	0.52	0.09
A ₂	19	39	23	19	0.49	0.11
A ₃	16	47	20	17	0.56	0.07
A _g	15	64	15	7	0.75	0.04

Diskussion

Die Genese des Vertisols kann in zwei Stufen beschrieben werden. In einem ersten Stadium wird Material innerhalb der Schwemmebene angereichert. In einer zweiten Stufe erfolgt die Bodenbildung unter dem Einfluss eines fluktuierenden Wasserspiegels. Die daraus resultierende Redoxdynamik wird angezeigt durch die Verteilung von totalem und extrahierbarem Fe im Profil sowie durch das Fe_0/Fe_d -Verhältnis nahe bei 1 und die relativ hohen Werte an austauschbarem Mn im A_g -Horizont. Das fortgeschrittene Stadium der Ligninzersetzung im ganzen Profil und die sehr hohe Aromatizität im A_g -Horizont weisen auf oxidative Bedingungen bei der Bildung des organischen Materials hin (Hatcher et al., 1989). Dies steht im Widerspruch zu den dominant reduktiven Bedingungen in diesem Horizont. Daraus folgt, dass das organische Material allochthon ist und durch die Redoxprozesse wenig beeinflusst wird. Im Gegensatz dazu wird der ebenfalls allochthone Magnetit unter diesen Bedingungen teilweise reduktiv aufgelöst, was sich in der Abnahme seines Gehaltes mit zunehmender Profiltiefe zeigt.

Der Einsatz chemischer, magnetischer und spektroskopischer Methoden erlaubt es, aufgrund der Eigenschaften der allochthonen Komponenten eines Vertisols dessen Genese zu beschreiben. Zukünftige Untersuchungen werden zeigen, in wie weit sich dieser kombinierte methodische Ansatz für die Beschreibung der Genese anderer Bodentypen einsetzen lässt.

Literatur

- BLOKHUIS, W.A. 1993: Vertisols in the Central Clay Plains of the Sudan. Dissertation Universität Wageningen, 418pp.
- GEHRING, A.U., KELLER, P. und HELLER, F. 1992: Magnetic evidence for the origin of lateritic duricrusts in southern Mali (Western Africa). *Paleogeogr., Paleoclimat., Paleoecol.* 95, 33-40.
- HATCHER, P.G., and SPIKER, E.C. 1988. Selective degradation of plant biomolecules. In: F.H. Frimmel, and R.F. Christman (eds.) *Humic substances and their role in the environment*. Wiley, New York, p. 59-74.
- HATCHER, P.G., SCHNITZER, M., VASSALLO, A.M. und WILSON, M.A. 1989. The chemical structure of highly aromatic humic acids in three volcanic ash soils as determined by dipolar dephasing NMR studies. *Geochim. Cosmochim. Acta* 53:125-130.
- MAHER, B.A. und Taylor, R.M. (1988). Formation of ultrafine-grained magnetite in soils. *Nature* 336, 368-370.
- SCHNITZER, M. 1982. Organic matter characterization. In: A.L. Page (ed.) *Methods of soil analysis*. Part 2. 2nd ed. *Agronomy* 9:581-591.

Humusdynamik in einer Rostbraunerde unter Kalkungseinfluß im Laborsäulenversuch

von

Gensior, A., B. Marschner und M. Renger[§]

Einleitung

Nach der Kalkung einer sandigen Rostbraunerde unter Kiefernforst im Berliner Grunewald 1986 ergaben die Bodeninventuren 1988 und 1990 geringere Humusgehalte als in der benachbarten Kontrollparzelle (MARSCHNER 1990, GENSIOR 1995). Die Vorratsdifferenzen betragen in beiden Jahren rund 20 t C_{org}/ha , waren aber aufgrund der hohen räumlichen Variabilität statistisch nicht absicherbar. Dennoch erschien ein kalkungsbedingter Humusabbau durchaus plausibel, da durch die erhöhten pH-Werte bis 10 cm Tiefe eine verstärkte Atmungsaktivität auftrat (BROSE et al. 1994) und sich die anhaltend erhöhten SO_4 -Konzentrationen im Sickerwasser der Kalkparzelle auf mikrobielle Mineralisationsprozesse zurückführen ließen (MARSCHNER 1992). Auch die Veränderung der Humusform von rohumusartigem zu mullartigem Moder und die engeren Huminsäure/Fulvosäure-Verhältnisse bis 50 cm Tiefe (MARSCHNER und WILCZYNSKI 1991) zeigten den deutlichen Einfluß der Kalkungsmaßnahme auf den Humushaushalt. Ausmaß und Art der Prozesse die diese Veränderungen bewirkt hatten, waren allerdings wenig bekannt und ließen sich aufgrund der hohen räumlichen Variabilität der Bodenparameter in den Parzellen auch nicht durch weitere Felduntersuchungen ermitteln. In dem hier dargestellten Laborversuch mit Bodensäulen galt ein Hauptaugenmerk der wasserlöslichen organischen Substanz im Boden, da ihr eine bedeutende Rolle bei Humusumlagerungsprozessen und beim Stofftransport zugeschrieben wird (GUGGENBERGER 1992).

Material und Methoden

Die Säulen bestanden aus 100 cm langen Acrylglasrohren mit einem Innendurchmesser von 14 cm. In die Bodenplatte war ein Filterkörper aus Glassinter eingelassen, an den ein Unterdruck von -60 hPa angelegt wurde, um das Sickerwasser in den Sammelbehälter abzusaugen. Die Befüllung der Säulen erfolgte entsprechend dem Profilaufbau im Gelände mit gestörtem feldfrischem Bodenmaterial in 5 cm Schichten, die jeweils auf die im Feld ermittelte Lagerungsdichte verdichtet wurden. Bei dem Boden handelt es sich um eine saure Rostbraunerde aus Geschiebesand (fsmS), die an anderer Stelle ausführlich beschrieben ist (MARSCHNER 1990). Vor Aufbringung der Humusaufgabe wurden die Of-Horizonte der Kalkungsvarianten mit den auch im Feld ausgebrachten Aufwandsmengen an Kreidekalk (6,1 t/ha) und Patentkali (145 kg/ha) vermischt und dann mit dem unbehandelten L-Material (Kiefern- und Eichenstreu) bedeckt. Der Versuchsaufbau mit insgesamt 30 Säulen (15 gekalkt und 15 unbehandelt) befand sich in einem dunklen Kellerraum mit einer Temperatur von 18-22°C. Die Säulen wurden 1 x wöchentlich mit 13 mm Aqua-dest beregnet, so daß die Beregnungsmenge über den 12-monatigen Versuchszeitraum mit 676 mm in der gleichen Größenordnung wie die

[§] TU-Berlin, Institut f. Ökologie, FG Bodenkunde

mittlere lokalen Niederschlagssumme (580 mm) liegt. An jeweils 3 Säulen beider Varianten wurde die CO₂-Ausgasung in wöchentlicher Auflösung durch Adsorption an Natronkalk erfaßt. Neben der monatlichen Analyse des Sickerwassers erfolgte alle 4 Monate die schichtweise Entleerung von jeweils 3 Säulen beider Varianten, mit nachfolgender chemischer Analyse des Bodenmaterials. Diese umfasste allgemeine Standardparameter (pH, KAK, C_{org}, C_{carb}, N_t) und die Extraktion der wasserlöslichen organischen Substanz mit Aqua-bidest. In einem sequentiellen Verfahren wurden diese Lösungen in Dialyseschläuchen mit zunehmenden Ausschlußgrößen (1000, 3500, 6000, 12000 g/mol) gegen Aqua-bidest dialysiert und ein Teil des Retentats jeweils auf C_{org} und andere Inhaltsstoffe analysiert.

Ergebnisse und Diskussion

Nach 12 Monaten Versuchsdauer waren die pH-Werte der gekalkten Böden bis in eine Tiefe von 10 cm gegenüber den ungekalkten Böden erhöht (Tab. 1). Bis in diese Tiefe war auch eine Erhöhung der effektiven KAK und der Basensättigung nachweisbar. Die C_{org}-Vorräte hatten in beiden Versuchsvarianten um rund 15% gegenüber den Ausgangsbedingungen abgenommen (Tab. 1). Allein in der Humusauflage (L+Ofh) betrug die Verluste 15-17 g C_{org}/Säule.

Tabelle 1: Mittelwerte der C_{org}-Gehalte und -Vorräte zu Beginn und nach 12 Monaten Versuchsdauer, sowie der pH-Werte in den einzelnen Horizonten der Bodensäulen. Signifikante Unterschiede zwischen den Varianten sind durch * gekennzeichnet (p < 0.05, Mann-Whitney-Test)

Horizont	Versuchsanfang		Versuchsende			
	Kontrolle		Kontrolle (SK)	Kalkung (SD)	Kontrolle (SK)	Kalkung (SD)
	Corg [%]	Corg [g]	Corg [g]		pH	
L	48,0	14,4	4,7	3,1	4,1	5,4 *
Ofh	47,8	14,8	9,1	8,8	3,6	6,3 *
0-5	12,6	34,8	22,3	30,8 *	3,2	4,4 *
5-10	3,9	30,1	33,9	29,3 *	3,3	3,4 *
10-20	1,5	24,7	24,5	24,9	3,6	3,6
20-30	1,0	18,8	17,2	16,9	3,9	3,9
30-60	0,4	20,2	22,0	21,6	4,2	4,2
60-90	0,1	9,0	8,6	7,8	4,3	4,3
Summe	-	166,9	142,6	143,3	-	-

In den ungekalkten Böden (SK) ist auch in 0-5 cm eine Vorratsabnahme von durchschnittlich 12,5 g C_{org}/Säule aufgetreten, während sie in SD lediglich 4,0 g C_{org}/Säule betrug. In 5-10 cm Tiefe hat in SK dagegen eine leichte Vorraterhöhung stattgefunden, die zu signifikant höheren Mengen gegenüber SD geführt hat. Unterhalb von 10 cm sind in beiden Varianten keine Unterschiede gegenüber den Ausgangsbedingungen mehr zu erkennen.

Die Gesamtverluste von rund 24 g C_{org}/Säule in beiden Varianten lassen sich weitgehend durch die Mineralisation erklären, da die kumulativen CO₂-Emissionen in dem 12-monatigen Zeitraum bei 19 ± 7 g C/Säule lagen. Auch hier waren keine Unterschiede zwischen den Varianten nachweisbar. Die Auswaschung von gelösten organischen Verbindungen mit dem Sickerwasser war dagegen vernachlässigbar gering und betrug nur etwa 0,1 g C_{org}/Säule.

Neben der Mineralisation ist es in SK zu einer Umverteilung der organischen Substanz im Profil gekommen, so daß Verluste in der Auflage und in 0-5 cm Tiefe zum Teil durch die Anreicherung in 5-10 cm Tiefe ausgeglichen werden. Auch in SD war 4 Monate nach Versuchsbeginn eine deutliche C_{org}-Anreicherung in 0-5 cm nachweisbar (GENSIOR 1995), die aber offensichtlich später wieder abgebaut wurde. Da Bodenwühler wie Regenwürmer oder größere Käferlarven in den Säulen nicht nachgewiesen wurden, müssen die C_{org}-Umverteilungsprozesse mit der gelösten oder kolloidalen Phase stattgefunden haben.

Tabelle 2: Gesamtmenge und Molekülgrößenzusammensetzung der wasserextrahierbaren organischen Substanz (DOC) aus den einzelnen Bodenhorizonten der ungekalkten (SK) und der gekalkten Rostbraunerde (SD) bei Versuchsende.

MW: Molekülmasse [g/mol]

Horizont	DOC _t		MW < 1000		MW > 12000	
	SK	SD	SK	SD	SK	SD
	[mg/kg]		% von DOC _t		% von DOC _t	
L	5065	3236	50	71	29	10
Of	2570	1650	33	25	44	35
0-5	365	281	33	32	49	48
5-10	208	141	28	9	50	59
10-20	92	51	30	35	61	51
20-30	56	58	45	29	52	55
80-90	11	7	64	70	0	0

Die Menge an wasserextrahierbarem C_{org} (DOC) weist einen steilen Tiefengradienten auf, der in enger Beziehung zum C_{org}-Gehalt steht (Tab. 2). In den gekalkten Säulen liegen die DOC-Gehalte bis in eine Tiefe von 20 cm allerdings deutlich unter denen der Kontrolle. Während dies in der Auflage in gewissem Maße auf die geringeren C_{org}-Gehalte zurückzuführen ist, tritt in 0-5 cm das Gegenteil auf. Hier ist in SK trotz geringerer C_{org}-Gehalte mehr DOC extrahierbar als in SD, entsprechend 4,5 mg DOC/g C_{org} gegenüber 2,5 mg DOC/g C_{org}. Diese höhere Wasserlöslichkeit der organischen Substanz erhöht deren Verlagerungspotential und erklärt die stärkere C_{org}-Verarmung in SK in diesem Horizont.

Hinweise für eine unterschiedliche Verlagerbarkeit der organischen Substanz ergeben sich auch aus der Molekülgrößenverteilung des DOC (Tab. 2). Die kleinste Fraktion (MW < 1000), die in der Regel am mobilsten ist, weist in SD einen steilen Tiefengradienten mit einem Minimum in 5-10 cm Tiefe auf. In SK ist der Anteil dieser Fraktion im L-Horizont geringer, dafür bleibt er darunter bis 30

cm relativ konstant. In 80-90 cm liegt wiederum der größte Teil des DOC in der kleinsten Fraktion vor. Sonst dominiert im oberen Mineralboden die Fraktion MW > 12000. Unterschiede zwischen den Varianten sind lediglich in den Auflagehorizonten zu erkennen.

Das gegenüber der Kontrollvariante veränderte C_{org}-Verteilungsmuster in der Kalvariante läßt sich im Wesentlichen durch die geringere Wasserlöslichkeit der organischen Substanz im mineralischen Oberboden erklären. Ursache für die geringere Wasserlöslichkeit könnten sterische Veränderungen der Humusmoleküle und eine verstärkte Adsorption oder Ausfällung von potentiell löslichen Substanzen infolge der pH-Erhöhung und der Zunahme der Ionenstärke in der Bodenlösung sein (GUGGENBERGER 1992, GENSIOR 1995). In diesem Zusammenhang können auch die in SD erhöhten Gehalte an Eisenoxiden und -hydroxiden eine wichtige Rolle spielen, da sie ein hohes Adsorptionsvermögen für DOM besitzen (JARDINE et al. 1989).

Auch im Boden der Kalkparzelle im Grunewald ist es zum stärkeren Abbau der Humusaufgabe und einer relativen Anreicherung von C_{org} im mineralischen Oberboden gekommen (GENSIOR 1995), wobei dies zum Teil auch auf die verstärkte Tätigkeit von Bodenwühlern zurückgeführt werden kann. Dagegen widersprechen die fehlenden Unterschiede bei den Humusvorräten und den Mineralisationsraten im Säulenversuch den Befunden im Gelände. Möglicherweise ist dies darauf zurückzuführen, daß die biologische Aktivität im Feld starken Temperatur- und Feuchtlimitierungen unterworfen ist (BROSE et al. 1994), die im Säulenversuch praktisch aufgehoben waren. Unter solchen Bedingungen kommt es rasch zu einer Substratlimitierung, da in dem Boden nur geringe Mengen an leicht verfügbaren C-Quellen vorhanden sind, wenn keine regelmäßige Zufuhr in Form von Bestandes- oder Wurzelstreu stattfindet (BROSE et al. 1994). Es ist daher nicht überraschend, daß in diesem Fall eine pH-Limitierung in der ungekalkten Säulenvariante nur eine untergeordnete Rolle spielt. Es bleibt folglich die Frage noch offen, ob den hier dargestellten Prozesse auch unter Feldbedingungen die gleiche Bedeutung zukommt wie im Säulenversuch, oder ob dort eine kalkungsbedingte Stimulation der Mineralisationsaktivität eine stärkere Rolle spielt.

Literatur

- BROSE, A.; PETERS, M.; LANG, G.; KRAEPELIN, G. (1994): Erfassung und Analyse mikrobieller Aktivitäten in differenzierten Bodenbereichen. BallWös-Abschlußbericht, Senatsverwalt. f. Stadtentw. Umweltschutz Berlin.
- GENSIOR, A. (1995): Humus-, Nährstoff- und Schadstoffdynamik einer Rostbraunerde unter dem Einfluß einer Kalkung/Düngung. Dissertation, TU Berlin.
- GUGGENBERGER, G. (1992): Eigenschaften und Dynamik gelöster organischer Substanzen (DOM) auf unterschiedlich belasteten immissionsbelasteten Fichtenstandorten. Bayreuther Bodenkdl. Ber. 26.
- JARDINE, P.M.; WEBER, N.L.; McCarthy, J.F. (1989): Mechanisms of dissolved organic carbon adsorption on soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 53, 1378-1385.
- MARSCHNER, B. (1990): Elementumsätze in einem Kiefernforstökosystem auf Rostbraunerde unter dem Einfluß einer Kalkung/Düngung. Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme 60.
- MARSCHNER, B. (1992): Microbial contribution to sulphate mobilization after liming an acid forest soil. J. Soil Sci. 44, 459-466.
- MARSCHNER, B.; WILCZYNSKI, A.W. (1991): The effect of liming on quantity and chemical composition of soil organic matter in a pine forest in Berlin, Germany. Plant Soil 137, 229-236.

Der Einfluß der Zugaben verschiedener Tone zum Sandboden auf die Schwermetallsorption

von

Greinert, A.* , H. Greinert* und A. Kocmit**

Einleitung

Die durchgeführten Gefäßversuche sind ein Teil der Thematik der sandigen Toneinträge als Methodik zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit sowie Elimination toxischen Einflusses von Schwermetallen auf die auf diesen Böden wachsenden Pflanzen. Diese Thematik ist sowohl in der bodenkundlich-ökologischen Theorie als auch in der Praxis der Rekultivierungswirksamkeit begründet, in der Relation zu immer öfter angetroffenen Flächen, welche einen erhöhten Gehalt an Schwermetallen aufweisen. Die Schwermetalle unterliegen der Ablagerungsfähigkeit und nach bestimmter Zeit erreichen sie einen toxischen Zustand für die Mehrheit der Pflanzen und sekundär auch für die Tiere.

Die Eintragung des Tones kann unserer Meinung nach eine interessante Alternative für die allgemein auf Stadtgeländen angewandte Torfeintragung für Grünanlagen sein.

Material und Methoden

Als Hauptteil des Nährbodens wurde ein Boden aus dem Ah-Horizont (pflügbarer Schicht) mit der mechanischen Zusammensetzung eines schwachtonigen Sandes angewandt, der arm an Mineralteilen war. Solche Böden trifft man oft in urbanisierten Gebieten Westpolens. Es wurde ein Schema des Versuchs mit drei Variabilitätsfaktoren angenommen, künstlich formiert:

- Schwermetallstand 0, 1, 2 (1=300 ppm Zn + 2,5 ppm Cd + 200 ppm Pb; 2= verdoppelt 1)
- angewandte Tongabe 0%, 5%, 10%, 20%
- angewandte Tonart 0, a, b, c, d, e.

Jede Kombination war durch 2 Gefäße präsentiert.

Es wurde die Anwendung von 4 Testpflanzen vorausgesetzt, die zu verschiedenen Pflanzenfamilien gehören, um möglicherweise ein breites Bild der Einwirkungen zu erreichen.

Die Forschungsarbeiten umfassen die Messungen von folgenden morphologischen Eigenschaften: Pflanzenhöhe, das Blühen, frische und trockene Masse sowie Gehalt an Makro- und Mikroelementen. Diese Bearbeitung stellt ausgewählte Relationen dar, welche im Gefäßversuch mit schuppigen und glatten Erbsen beobachtet wurden, als einer der Pflanzen aus der Schmetterlingsblütler-Familie, die oft bei Rekultivierungsarbeiten angewandt werden [1].

Ergebnisse und Diskussion

Der erste Schwermetallstand (nach Hems und Brümmer angenommen)[2] verursachte das Absterben von symbiotischen Bakterien, welche für die Schmetterlingsblütler charakteristisch sind. Es wurde mit dem Fehlen von Wurzelwarzen veranschaulicht. Die oberirdischen Teile zeigten keine solch dramatische Reaktion darauf. Das stimmt mit den Beobachtungen anderer Autoren überein, welche eine relativ geringe Schädlichkeit solcher Konzentrationen suggerieren, u.a. im Hinblick auf die Aufnahme nur eines Teiles der Gesamtmenge der Schwermetalle durch die Pflanzen [3,4,5]. Die Elimination des toxischen Einflusses durch Toneinträge auf diesem Niveau war unbedeutend. Die Verbesserung aller Pflanzenmerkmale hat ihre Ursache in einer höheren Bodenfruchtbarkeit dieser Nährböden, die durch Tonzugabe verursacht wird [6].

Bei der Dopplung der Schwermetallstandes, die früher beschrieben wurde, traten allgemeine -

Vergiftungserscheinungen auf, solche wie: ausgedehnte Chlorosen, Nekrosen von Blättern sowie Verschlechterung der morphologischen Kennziffern.

Es wurde ein erster Qualitätssprung bei der Einwirkung von Tonzugabe beobachtet, der von der Tonart und Tonzugabe abhängig war (Diagramm 1).

Mit dem Zuwachs von Zn- und Cd- Konzentrationen in Böden wurde ein Zuwachs dieser Konzentrationen in oberirdischer Masse der Pflanzen beobachtet. Dieser Zuwachs war wesentlich, was mit der guten Löslichkeit dieser Elemente verbunden sein kann. Man darf jedoch nicht die vielen anderen Prozesse vergessen, die bei der komplizierten Erscheinung der Pflanzensorption bei höheren Pflanzen ablaufen.

Nach einem Jahr der Versuche mit Kadmiurn, das dem Boden in Form einer Lösung CdCl_2^* 2,5 H_2O zugegeben wird, tritt es wie die Analyse zeigt zu 20-80% in lösbarer Form auf und dabei ist dieser Gehalt umgekehrt proportional zur Dosis der Tonzugabe. In den Analysen des Pflanzenmaterials findet das eine Widerspiegelung in der Verminderung des Cd-Gehaltes mit der Erhöhung der Tonzugabe.

Das in Form $\text{ZnSO}_4^* 7 \text{H}_2\text{O} + \text{ZnCl}_2$ gegebene Zink tritt in einer zu 20-50% lösbarer Form auf, und die Relationen sind gleich wie im Fall des Kadmiurns.

Ein wenig anders ist die Situation mit Blei, dessen Verlagerung in ein Biosystem geringer ist [7]. Blei in Form $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ tritt im Boden nach einem Jahr zu 10-15% in lösbarer Form auf, und dabei weist seine Konzentration einen wesentlich schwächeren Zuwachs im Vergleich mit Cd und Zn auf, wenngleich die Tendenz anhält (Tabelle 1).

Schlußfolgerungen

1. Die Tonzugabe bewirkt eine Verbesserung der Lebensverhältnisse der Pflanzen, signifikant ist aber bei 20% iger Zugabe.
2. Die Versuche haben die Zweckmäßigkeit der Bestimmung eines kritischen Niveaus nachgewiesen, auf welches die Pflanzen mit einer in Zehntel % gerechneten Ausbeutesenkung reagieren. Im Fall des Niveaus 2 von Schwermetallen reagieren mehrere Versuchsobjekte mit einer Mehrfachenkung in allen gemessenen Parametern.
3. Es wurde ein positiver Einfluß der Tonzugabe auf Zuwachs und die Entwicklung von Pflanzen in vergifteten Kombinationen beobachtet, dabei beseitigen einige Tonarten die negative Reaktion im Verhältnis zu den Versuchspflanzen. Der Einfluß wird nicht bei den Zugaben mit weniger als 20% beobachtet.
4. Der differenzierte Einfluß von Tonen ergibt sich nicht nur aus den Sorptionsmöglichkeiten des Bodens in der Relation zu den Schwermetallen, sondern auch aus der allgemeinen Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit und aus dem Einfluß auf die mikrobielle Bodenaktivität.

Literatur

- [1] Dancer, W.S., Handley, J.F., Bradshaw, A.D.: Nitrogen accumulation in kaolin mining wastes in Cornwall. *Plant and Soil*, 1979, T. 51, No. 4, 471-484.
- [2] Herms, U., Brümmer, G.: Einfluß der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei im Böden und kompostierten Siedlungsabfällen. *Landwirtsch. Forsch.*, 1980, T. 33, No. 4, 408-423.
- [3] de Villaruel, J.R., Chang, A.C., Amrhein, C.: Cd and Zn Phytoavailability of a field-stabilized sludge-treated Soil. *Soil Science*, March 1993, vol. 155, No. 3.
- [4] Nemeth, T., Feher, J., van Genuchten, M.Th., u.a.: Mobility of some heavy metals in soil-plant system studied on soil monoliths. *Wat. Sci. Tech.*, 1993, vol. 28, No. 3-5, 389-398.
- [5] Małyszowa, E., Karoń, B., Kozłowski, T., Patorczyk-Pytlík, B.: Wpływ ołowiu na wzrost roślin oraz ich skład chemiczny. *Prace Komisji Naukowych PTG*, 1989, vol. 110, Warszawa.
- [6] Reuter, G.: Versuchsergebnisse zur Bodenmelioration mittels organischer und mineralischer Kolloide. Workshop "Soil resources of the earth, their utilization and preservation". Samarkand, 1976, USSR.
- [7] Brady, N.C.: *The Nature and Properties of Soil*. Macmillan Publishing Company, 1984, USA.

Diagramm 1.

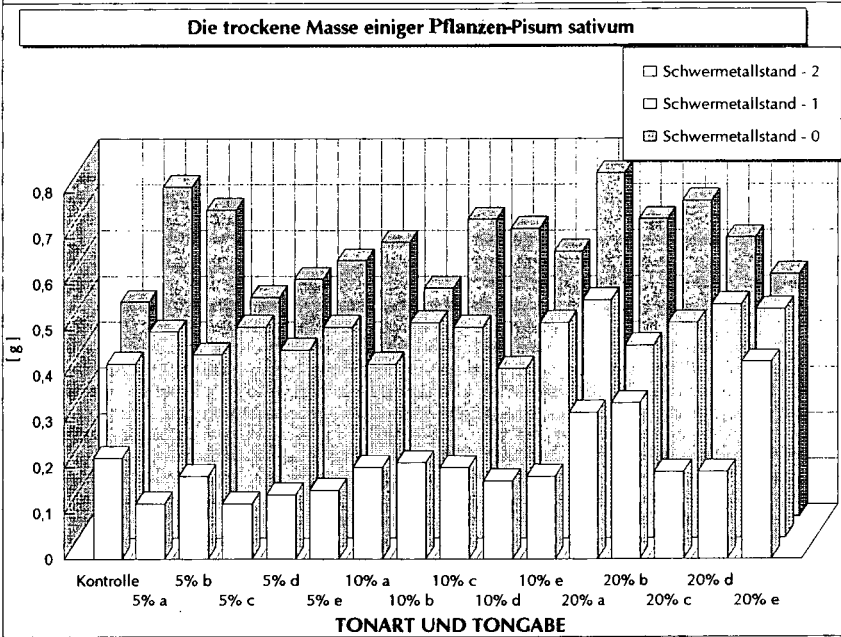
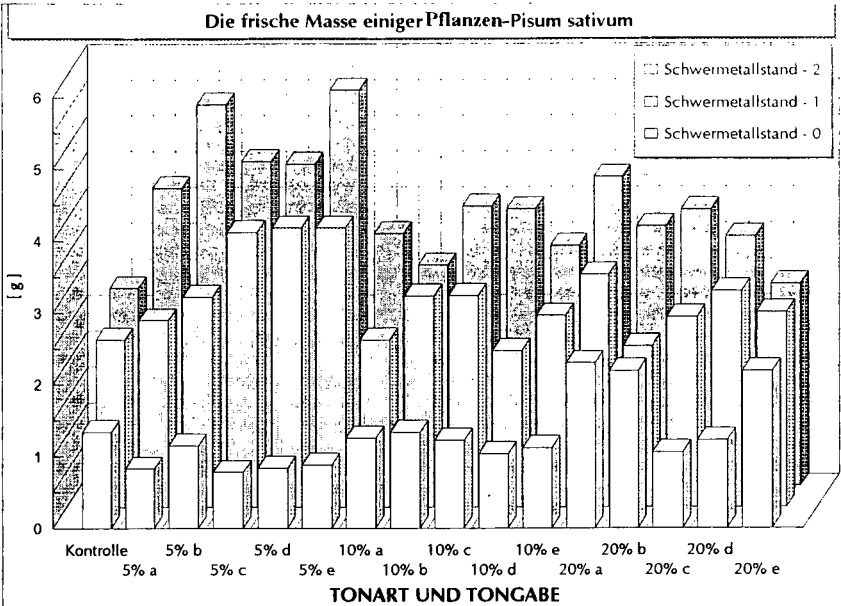


Tabelle 1.

Kombination	Tonart	Lösbare Forme in den Böden			Pflanzenanalyse	
		Pb	Cd	Zn	Cd	Zn
		[ppm]	[ppm]	[ppm]	[ppm]	[ppm]
Kontrolle \ 0	x	x	x	8,10	n.e.	43,92
5% a \ 0	Beidellit Ca,Mg /Kaolinit	x	x	6,85	n.e.	86,04
5% b \ 0	Kaolinit / Beidelit Ca,Mg	x	x	5,56	n.e.	53,04
5% c \ 0	Kaolinit / Smektit	x	x	5,14	n.e.	70,56
5% d \ 0	Beidellit / Illit / Kaolinit	x	x	5,50	n.e.	59,28
5% e \ 0	Beidellit / Illit / Kaolinit	x	x	5,96	n.e.	66,00
10% a \ 0	Beidellit Ca,Mg /Kaolinit	x	x	7,03	n.e.	96,00
10% b \ 0	Kaolinit / Beidelit Ca,Mg	x	x	4,75	n.e.	51,00
10% c \ 0	Kaolinit / Smektit	x	x	5,26	n.e.	55,80
10% d \ 0	Beidellit / Illit / Kaolinit	x	x	5,96	n.e.	87,24
10% e \ 0	Beidellit / Illit / Kaolinit	x	x	3,06	n.e.	73,08
20% a \ 0	Beidellit Ca,Mg /Kaolinit	x	x	3,95	n.e.	60,60
20% b \ 0	Kaolinit / Beidelit Ca,Mg	x	x	3,21	1,92	55,80
20% c \ 0	Kaolinit / Smektit	x	x	3,52	n.e.	78,48
20% d \ 0	Beidellit / Illit / Kaolinit	x	x	3,06	n.e.	90,48
20% e \ 0	Beidellit / Illit / Kaolinit	x	x	5,47	0,96	87,72
Kontrolle \ 1	x	23,94	1,54	195,00	5,52	1206,96
5% a \ 1	Beidellit Ca,Mg /Kaolinit	23,67	1,49	185,00	6,48	1179,96
5% b \ 1	Kaolinit / Beidelit Ca,Mg	28,39	1,55	185,00	4,92	6616,80
5% c \ 1	Kaolinit / Smektit	32,20	1,23	167,50	1,68	5696,40
5% d \ 1	Beidellit / Illit / Kaolinit	26,27	1,10	167,00	19,44	13200,00
5% e \ 1	Beidellit / Illit / Kaolinit	14,26	0,73	155,00	7,80	6613,20
10% a \ 1	Beidellit Ca,Mg /Kaolinit	17,99	0,91	167,50	6,12	7153,20
10% b \ 1	Kaolinit / Beidelit Ca,Mg	23,28	0,33	132,50	3,60	1034,28
10% c \ 1	Kaolinit / Smektit	16,40	0,30	155,00	2,40	1241,52
10% d \ 1	Beidellit / Illit / Kaolinit	18,22	0,12	132,50	13,80	7513,20
10% e \ 1	Beidellit / Illit / Kaolinit	13,79	x	132,50	9,12	7603,20
20% a \ 1	Beidellit Ca,Mg /Kaolinit	22,62	x	132,00	1,92	932,52
20% b \ 1	Kaolinit / Beidelit Ca,Mg	8,89	x	125,00	4,68	913,08
20% c \ 1	Kaolinit / Smektit	10,35	x	105,00	3,72	5028,00
20% d \ 1	Beidellit / Illit / Kaolinit	21,09	0,87	100,00	10,20	6415,20
20% e \ 1	Beidellit / Illit / Kaolinit	13,11	0,80	110,00	7,32	6525,60
Kontrolle \ 2	x	70,36	3,37	305,00	15,24	19800,00
5% a \ 2	Beidellit Ca,Mg /Kaolinit	56,61	3,16	290,00	29,04	22200,00
5% b \ 2	Kaolinit / Beidelit Ca,Mg	62,61	3,05	290,00	16,20	20640,00
5% c \ 2	Kaolinit / Smektit	62,18	3,09	290,00	23,88	22200,00
5% d \ 2	Beidellit / Illit / Kaolinit	70,28	3,05	287,00	26,28	22200,00
5% e \ 2	Beidellit / Illit / Kaolinit	48,02	2,19	227,50	46,68	29400,00
10% a \ 2	Beidellit Ca,Mg /Kaolinit	54,13	2,26	240,00	16,44	16800,00
10% b \ 2	Kaolinit / Beidelit Ca,Mg	50,16	1,72	207,50	24,96	21600,00
10% c \ 2	Kaolinit / Smektit	52,74	2,05	230,00	15,84	16800,00
10% d \ 2	Beidellit / Illit / Kaolinit	46,27	1,44	220,00	22,92	21600,00
10% e \ 2	Beidellit / Illit / Kaolinit	32,05	1,08	202,50	35,52	27600,00
20% a \ 2	Beidellit Ca,Mg /Kaolinit	47,55	0,93	203,00	15,48	12421,20
20% b \ 2	Kaolinit / Beidelit Ca,Mg	61,94	0,95	210,00	23,88	14400,00
20% c \ 2	Kaolinit / Smektit	43,49	2,73	210,00	27,60	22800,00
20% d \ 2	Beidellit / Illit / Kaolinit	43,60	2,04	190,00	19,80	22200,00
20% e \ 2	Beidellit / Illit / Kaolinit	28,71	1,64	184,00	24,48	15600,00

Messung von Sorptionsisothermen mit Hilfe von Durchfluss-Batchreaktoren

von

Grolimund, D., M. Borkovec, P. Federer und H. Sticher*

EINLEITUNG

In terrestrischen und aquatischen Ökosystemen spielen Sorptionsvorgänge bezüglich Mobilität und Verfügbarkeit von Schadstoffen eine zentrale Rolle. Sorptionsgleichgewichte werden im allgemeinen durch Isothermen beschrieben. Mehrheitlich werden derartige Isothermen in Laborstudien mittels Schüttel-Batchexperimenten bestimmt. Dieser klassische Ansatz ist jedoch anfällig für eine Vielzahl von systematischen Fehlern [1]. Aufgrund dieser Schwierigkeiten wurden in der Literatur verschiedene alternative Versuchsanordnungen vorgeschlagen, insbesondere 'offene' Systeme wie Säulen- [2] oder Wirbelschicht-Experimente. Vergleichende Studien [3] mit mehreren unabhängigen Techniken zeigen jedoch oft signifikante Unterschiede zwischen den gemessenen Sorptionsisothermen.

In der vorliegenden Präsentation wird eine alternative Technik, nämlich Durchfluss-Batchreaktoren, zur Messung von Sorptionsisothermen verwendet. Dabei handelt es sich um ein Hybrid zwischen klassischer Batch- und Säulenteknik. Diese Technik erweist sich insbesondere in Fällen als nützlich, wo intensives Vorequilibration notwendig ist. Zusätzlich erlaubt diese Methodik eine Identifizierung der chemischen und physikalischen Faktoren, welche unter Verwendung unterschiedlicher Methoden oder experimenteller Randbedingungen, z.B. Partikelkonzentration, zu (scheinbar) veränderter Sorptionscharakteristik führen.

MATERIAL UND METHODEN

Die Adsorption von Kupfer an zwei Bodenproben wurde mit Hilfe von drei unterschiedlichen Techniken, Säulen- und Schüttelexperimente sowie Durchfluss-Batchreaktoren untersucht. Beim verwendeten Bodenmaterial handelt es sich (i) um den Bt-Horizont (60-90 cm) einer sauren Parabraunerde ('Buchberg'; pH 4.1; 0.2% C_{org}) und (ii) um den AE-Horizont (5-15 cm) einer sauren, schwach ausgeprägten Parabraunerde ('Winzlerboden'; pH 4.0; 1.5% C_{org}).

Für die Schüttel- und die Durchfluss-Batchexperimente wurden 2 g Boden mit unterschiedlichen Volumina 10mM $Ca(NO_3)_2$ -Lösung versetzt und mindestens zweimal mit dieser Grundelektrolytlösung vorequilibriert. Bei den Schüttel-Batchexperimenten erfolgte die (Vor-) Equilibrierung während 24 h auf einem Kreishorizontalschüttler (25°C; 100 U/min). Die experimentelle Anordnung der Durchfluss-Batchexperimente ist in Abb. 1 wiedergegeben. Zur Equilibrierung wird in der Reaktorzelle mittels Mehrkanal-Peristaltikpumpe ein stetig rezyklierter Abwärtsfluss der Grundelektrolytlösung erzeugt. Der Sorbent in der Reaktorzelle verbleibt dabei in Ruhe. Die Durchfluss-Batchtechnik erlaubt ohne grösseren Aufwand ein intensives Vorequilibration. Hierfür wird der Reaktor als offenes System betrieben und der Sorbent mit grösserem Volumen Grundelektrolytlösung 'gespült' (2 L/g Boden).

* Institut für Terrestrische Ökologie, Fachbereich Bodenchemie, ETH-Zürich, Grabenstr. 3, CH-8952 Schlieren, Schweiz.

Für die Durchführung der Säulenexperimente wurden HPLC-Komponenten verwendet. Zur Bestimmung der Adsorptionscharakteristik wurden Stufenexperimente mit anschließender Auswertung der Durchbruchskurven durchgeführt. Für eine gegebene Kupferkonzentration in Lösung c_w [mol/L] entspricht die sorbierte Konzentration c_s [mol/g]

$$c_s = c_w \cdot \frac{(R - 1)}{\rho}$$

wobei R der Retentionsfaktor und ρ die Partikelkonzentration in der Säule ist. Der Retentionsfaktor R ergibt sich aus numerischer Integration der normalisierten Durchbruchkurve (Fig. 2). Weiterführende Angaben betreffend der eingesetzten Säulentechnik und Auswertung der gemessenen Durchbruchkurven finden sich in [2].

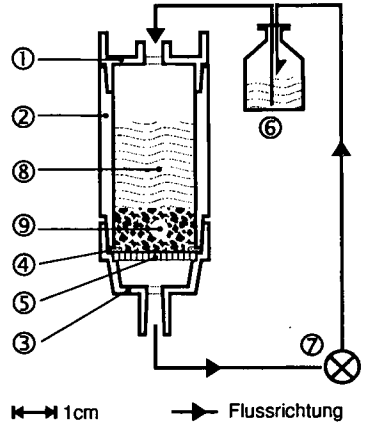


Abb. 1: Schematische Abbildung eines Durchfluss-Batchreaktors (1cm-Balken nur für Reaktorzelle gültig): Luftmonitor - Kasette (Nuclepore®) mit ① Deckel, ② Zwischenstück und ③ Auslass; ④ Silikon-Dichtungsring; ⑤ Filterhalter und Membranfilter; ⑥ Vorratsgefäß; ⑦ Peristaltik-Pumpe; ⑧ Lösungsreservoir; ⑨ Bodenprobe. Pfeil deutet Fließrichtung an.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

In einer ersten Serie von Experimenten wurde die Adsorption von Kupfer an den Buchberg-Boden untersucht. Abbildung 2a zeigt die charakteristische Durchbruchkurve nach einem stufenförmigen Eintrag von Kupfer in eine Buchberg-Bodensäule. Die Form ist typisch für konvexe Sorptionsisothermen [2]. Ein Vergleich der Ergebnisse der drei Techniken zeigt Abbildung 3. Die Abweichungen sind nicht systematisch und liegen im Bereich der jeweiligen experimentellen Fehler. Die Übereinstimmung zwischen diesen drei unabhängigen Techniken lässt den Schluss zu, dass - im Falle des Buchberg-Bodens - grundsätzlich jede der verwendeten Methoden zur Bestimmung von Sorptionsisothermen geeignet ist.

In einer zweiten Serie von Sorptionsexperimenten wurde Material des Winzlerbodens verwendet. Dieses System weist eine deutlich höhere Affinität für Kupfer auf. Dies äußert sich in stark erhöhten Retentionsfaktoren. Säulenexperimente müssen über mehrere tausend Porenvolumen ausgeführt werden (Abb. 2b). Die Säulenergebnisse wurden wiederum mit Isothermen aus Schüttel-

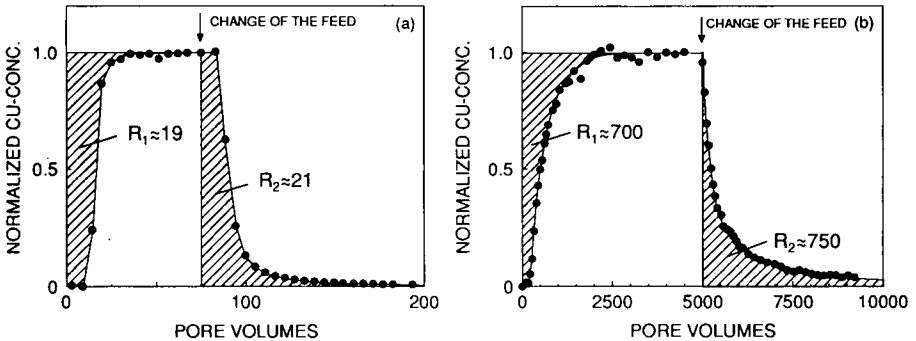


Abb. 2: Durchbruchkurven für Cu-Lösungen durch gesättigte Bodensäulen. Schraffierte Flächen entsprechen den Retentionsfaktoren. (a) Buchberg mit 100 µM Cu und pH 4,2, (b) Winzlerboden mit 2 µM Cu und pH 5,2.

und Durchfluss-Batchexperimenten verglichen (Abb. 4). In Abb. 4a erfolgt der Vergleich mit Experimenten, die nach zweimaliger Vorequilibration und unter Verwendung von zwei verschiedenen Partikelkonzentrationen durchgeführt wurden. Hierbei zeigen sich in Sorptionsstudien oft beobachtete Anomalien. Die Verwendung von unterschiedlichen Partikelkonzentrationen (10 g/L und 200 g/L) führt zu veränderten Adsorptionscharakteristiken. Eine markante Erhöhung der Kupfersorption bei geringerer Partikelkonzentration ist beobachtbar. Die verwendeten Partikelkonzentrationen ergeben pH-Werte von 5.2 bzw. 4.6 in den Gleichgewichtslösungen. Die Säulenexperimente, ebenfalls bei pH

5.2 durchgeführt, zeigen noch einmal eine stärkere Kupferadsorption. Abb. 4b zeigt den Vergleich zwischen denselben Säulenexperimenten und Daten aus Durchfluss-Batchexperimenten, die ebenfalls unterschiedliche Partikelkonzentrationen aufweisen, jedoch intensiv vorequilibriert wurden. Beide Partikelkonzentrationen resultieren in pH 5.2 und die Sorptionsisothermen stimmen gut mit den Säulendaten überein. Mit der klassischen Batchtechnik sind derartige Sorptionsstudien mit intensiver Vorequilibration nur mit enormem Arbeitsaufwand durchführbar.

Abbildung 4a spiegelt typische Probleme bei der Bestimmung von Sorptionsisothermen mit natürlichen Materialien wider. In den Batchexperimenten zeigen die Verteilungskoeffizienten eine deutliche Abhängigkeit von der im System vorliegenden Partikelkonzentration. Dieses Phänomen, oft als 'Partikelkonzentrations-Effekt' bezeichnet, fand in der Literatur grosse Beachtung [4]. Verschiedene chemische und physikalische Ursachen wurden postuliert. Aus dem Vergleich der Durchfluss-Batch- mit klassischen Batch- und Säulenexperimenten ergibt sich die Möglichkeit zur Eingrenzung der Ursachen. Die beiden Batchtechniken unterscheiden sich nur in einem wesentlichen Punkt: Im klassischen Batch wird der Sorbent durch stetiges Schütteln in Suspension gehalten, bei der Durchfluss-Batchtechnik hingegen verbleibt der Sorbent in Ruhe in der Reaktorzelle. Die gute Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen dieser beiden Techniken zeigt somit deutlich, dass durch das Schütteln verursachte Artefakte wie Oberflächengenerierung, Aggregationen, Partikelkollisionen oder -interaktionen keinen signifikanten Einfluss auf das Sorptionsverhalten haben. Das unterschiedliche Sorptionsverhalten muss somit auf chemische Phänomene zurückzuführen sein. Die Zusammensetzung der Gleichgewichtslösung ist stark abhängig von der Art der Vorequilibration [5, 6]. Wir stellten bei einer Intensivierung der Vorequilibration insbesondere eine starke Abnahme der Konzentrationen von Aluminium (von ~200 μM auf ~2 μM) und DOC (von ~40 mg/L auf <1 mg/L) fest. Wir vermuten, dass Multikomponenteneffekte aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzungen der Gleichgewichtslösungen für die Veränderungen im Sorptionsverhalten verantwortlich sind. Im Vordergrund stehen dabei einerseits kompetitive Sorptionsprozesse zwischen Kupfer, Aluminium und Protonen, andererseits die Komplexierung von Kupfer durch gelöstes organisches Material. Das Vermeiden von derartigen Multikomponenten-Effekten erfordert jedoch eine ausreichende, oft sehr intensive Vorequilibration (Abb. 4b).

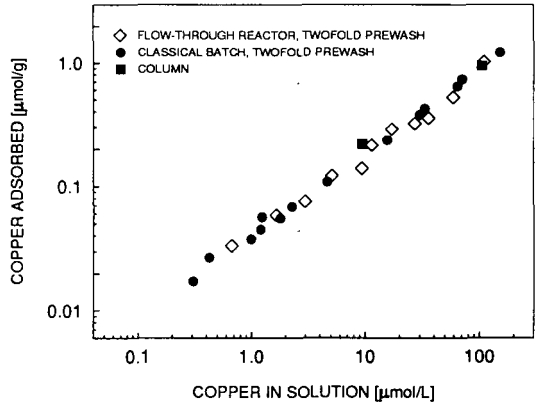


Abb. 3: Sorptionsisothermen für Kupfer an den Buchberg-Boden gemessen mit drei unabhängigen Techniken (Durchfluss-Reaktoren, klassische Schüttelversuche und Säulen-Durchbruchexperimente (10 mM $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ und pH 4.2 ± 0.1).

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die vorgestellte Durchfluss-Batchtechnik stellt eine interessante Alternative zur Messung von Sorptionsisothermen dar. Diese Batchtechnik bietet insbesondere zwei Hauptvorteile. Zum Ersten ermöglicht diese Technik intensives Vorequilubrieren ohne grossen Aufwand. Wir vermuten, dass ungenügendes Vorequilubrieren in Batch-experimenten oft für beobachtete Anomalien verantwortlich ist. Zum Zweiten verbleibt der Sorbent während der ganzen Dauer des Experimentes in der Reaktorzelle in Ruhe. Eine Vielzahl von Artefakten kann somit vermieden werden.

Im Vergleich mit anderen Techniken kann die Durchfluss-Batchtechnik dazu beitragen, systematische Fehler zu eruieren. Da bei Sorptionsexperimenten eine Vielzahl von systematischen Fehlern und Artefakten möglich sind, erachten wir es als notwendig, Sorptionsstudien immer mit einer zweiten, unabhängigen Methode zu überprüfen.

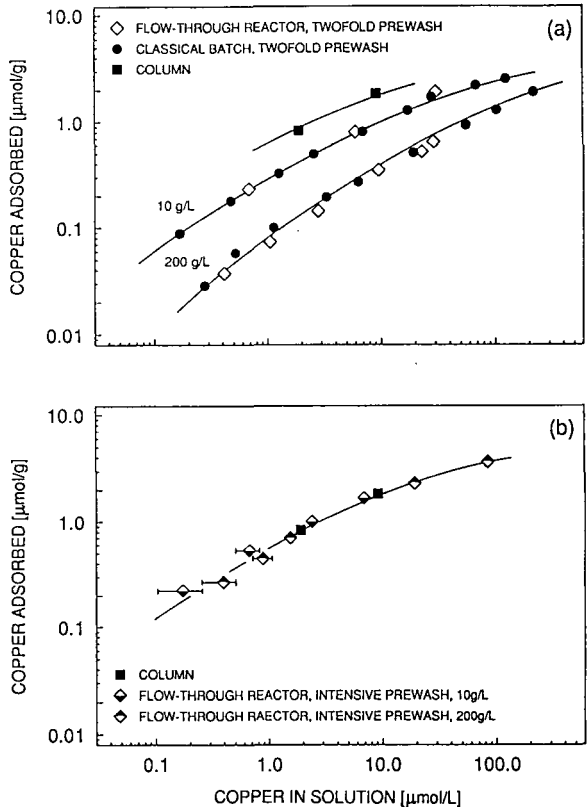


Abb. 4: Sorptionsisothermen für Kupfer an den Winzlerböden mit drei unabhängigen Techniken gemessen. (a) Vergleich der Säulen-Ergebnisse mit klassischen Schüttel- und Durchfluss-Reaktor-Experimenten. Letztere mit zweimaligem Vorequilubrieren und zwei Partikelkonzentrationen. Man beachte das unterschiedliche Sorptionsverhalten für die drei unabhängigen Techniken. (b) Vergleich der Säulen-Ergebnisse mit Durchfluss-Reaktor-Experimenten mit intensivem Vorequilubrieren und zwei Partikelkonzentrationen. Die beiden unabhängigen Techniken ergeben übereinstimmende Sorptionscharakteristiken.

LITERATUR

- [1] Roy, W. R. Adsorption-Desorption Methodologies and Selected Estimation Techniques for Transport-Modeling Parameters. In *Migration and Fate of Pollutants in Soils and Subsoils*; Petruzzelli, D., Helfferich, F.G., Eds.; Springer: Berlin, 1993.
- [2] Bürgisser, C.S.; Cernik, M.; Borkovec, M.; Sticher, H. *Environ. Sci. Technol.* 1993, 27, 943 - 948.
- [3] Celorie, J.A.; Woods, S.L.; Vinsion, T.S.; Istok, J.D. *J. Environ. Qual.* 1989, 18, 307 - 313.
- [4] Perlinger, J.A.; Eisenreich, S.J.; Capel, P.D. *Environ. Sci. Technol.* 1993, 27, 928 - 937.
- [5] Brownawell, B.J.; Chen, H.; Collier, J.M.; Westall, J.C. *Environ. Sci. Technol.* 1990, 24, 1234 - 1241.
- [6] Ludwig, B.; Prenzel, J. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 1994, 74, 453 - 456

Schwermetallaufnahme von Gemüsepflanzen auf 'Schlackeböden'

von

Gryschko, R.* , D. Horlacher* , Y. Buchleither** und T. Berg***

1. Einleitung

In einem an die ehemalige Metallhütte 'Fahlbusch' (Rastatt) angrenzenden Wohngebiet wurden mit Schwermetallen und Dioxinen belastete Böden bis 40 cm Tiefe mit unbelasteten Böden ausgetauscht. Nach Kriegsende wurden in diesem Wohngebiet stark schwermetallreiche Schlacke der Metallhütte zum Auffüllen von Kanalgräben und Bombentrümmern verwendet und Grundstücke mit Schlackeablagerungen im Unterboden teilweise kleingärtnerisch genutzt. Mit einem Feldversuch und mit Erhebungsuntersuchungen wurde geprüft, bei welchen Gemüsearten kritische Schwermetallgehalte auf 'Schlackeböden' überschritten werden (PROFIL, 1994).

2. Material und Methodik

Der Feldversuch wurde als zweifaktorieller Blockversuch mit zwei Behandlungsvarianten und vier verschiedenen Gemüsearten im Jahr 1991 mit drei und in den Jahren 1992 und 1993 mit 4 Wiederholungen angelegt. Bei der Behandlungsvariante 2 wurde ca. 35 - 45 % Feinschlacke in den Oberboden eingemischt, während die Behandlungsvariante 1 unbehandelt blieb. Ab ca. 40 cm Bodentiefe war auf dem gesamten Versuchsgelände Schlacke vorzufinden. Die Größe der Versuchspartellen betrug je 10 m². Die statistische Auswertung erfolgte als split-plot-Anlage mit dem Faktor 'Gemüseart' als Kleinpartellenfaktor. Der Feldversuch wurde bedarfsgerecht mit Hilfe einer automatischen Beregnungsanlage beregnet und gedüngt.

Die Bodenart der Feldversuchspartellen war toniger bis schwach toniger carbonatarmer (< 2 %) Sand. Durch die Feinschlackeeinmischung (Körnung der Feinschlacke: schwach feingrusiger, überwiegend grobsandiger Sand, Schluff- und Tongehalte unter 2 %) wiesen die Partellen der Behandlungsvariante 2 (mit Schlackeeinmischung) im Vergleich zur Behandlungsvariante 1 eine etwas sandigere Bodenart und geringere Humusgehalte auf. Der pH-Wert lag zwischen 6,6 und 7,2 (Tab. 2).

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Schwermetallgehalte von Böden der Feldversuchspartellen und von Feinschlackeproben

Bei den Partellen der Variante 2 (mit Feinschlacke) wurden die Prüfwerte nach der VwV Anorganische Schadstoffe (Umweltministerium Baden-Württemberg, 1993) für die Gesamtgehalte (Königswasser) bei Pb, Ni, Cu und Zn und für die mobilen Gehalte (NH₄NO₃) bei Cd, Ni und Cu überschritten (Tab.2). Zur Abschätzung der Bindungsformen wurden von einer Feinschlackeprobe

* PROFIL, Ges. für Boden-, Umweltstudien und Datenanalysen, Gablenberger Hauptstr. 121, 70186 Stuttgart
** Gürtlichstr. 5, 76149 Karlsruhe
*** Regierungspräsidium Karlsruhe, Referat Bodenschutz, Schloßplatz 1-3, 76131 Karlsruhe

und zwei Oberbodenproben der Feldversuchspartellen der Behandlungsvariante 2 sequentielle Extraktionen nach einem Verfahren von ZEIEN & BRÜMMER (1989) durchgeführt, wobei die residual gebundenen Schwermetalle entgegen dem Verfahren von ZEIEN & BRÜMMER mit Königswasser aufgeschlossen wurden.

Durch die sequentiell durchgeführten Extraktionen werden mit Ausnahme von Ni und Zn insgesamt sehr viel höhere SM-Gehalte extrahiert (s. Tab. 1, $\Sigma 1-7$) als beim separat durchgeführten Königswasseraufschluß. Pb, Cu, Ni und Zn liegen überwiegend residual bzw. silikatisch gebunden vor. Bei Ni und Zn sind außerdem hohe Anteile in schwach kristallinen und kristallinen Fe-Oxiden gebunden. Im Gegensatz zu den Elementen Pb, Cu, Ni und Zn liegt bei Cd ein hoher Anteil in den leicht löslichen und leicht nachlieferbaren Fraktionen vor. Wegen der hohen Gesamtgehalte treten mit Ausnahme von Cd bei den Oberböden der Feldversuchspartellen trotz geringer prozentualer Anteile der mobilen und leicht nachlieferbaren Schwermetallfraktionen (Tab. 1) hohe mobile Schwermetallgehalte (Tab. 2) auf. Die 'reine' Feinschlackeprobe weist im Vergleich zu den Partellen mit eingemischter Feinschlacke deutlich höhere Anteile an relativ leicht zu mobilisierenden Pb-, Cu-, Ni- und Zn-Gehalte (Tab. 1 $\Sigma 1-4$) auf, so daß trotz der geringen Schwermetallbindungskapazität auf Grund geringer Ton- und Humusgehalte des Feldversuchsbodens (Tab. 2) die Vermischung von Feinschlacke mit natürlichem Bodenmaterial wahrscheinlich eine Schwermetallfestlegung verursacht hat.

Tab. 1: Ergebnisse der sequentiellen Extraktionen nach ZEIEN & BRÜMMER (1991) von Partellen mit Feinschlackeeinmischung (Var. 2 = Mittelwert von 2 Proben aus 0 - 20 cm Tiefe) und einer Feinschlackeprobe (Fs) der Feldversuchsfläche.

Fraktion	Extraktionsverfahren	Probe	in % v. Königswasser separat				
			Pb	Cd	Cu	Ni	Zn
1	1 M NH ₄ NO ₃ (leicht löslich)	Var.2	0,15	37,3	3,0	1,4	0,25
		Fs	0,2	44,7	19,3	11,5	0,2
2	1 M NH ₄ OAc (pH 6,0) (leicht nachlieferbar)	Var.2	5,0	35,4	4,2	1,7	1,7
		Fs	6,4	17,9	3,3	3,3	4,4
3	0,1 M NH ₂ OH-HCl + 1 M NH ₄ OAc (pH 6,0, Mn-Oxide)	Var.2	1,0	n.n.	0,3	0,3	0,3
		Fs	1,1	0,0	0,1	0,4	0,5
4	0,025 M NH ₄ EDTA (pH 4,6) (organ. gebunden) ¹	Var.2	5,9	16,9	2,0	2,1	6,9
		Fs	12,0	19,5	2,2	4,6	14,1
5	0,2 M NH ₄ -Oxalat (pH 3,25) (schwach krist. Fe-Oxide)	Var.2	2,3	n.n.	0,9	11,8	4,4
		Fs	3,3	0,0	6,3	23,4	35,7
6	0,1 M Ascorbinsäure + 0,2 M NH ₄ - Oxalat bei 96 °C (krist. Fe-Oxide)	Var.2	3,0	n.n.	0,3	6,9	4,8
		Fs	1,8	0,0	0,4	13,7	4,6
7	Königswasseraufschluß (residual bzw. silikatisch gebunden)	Var.2	111,1	42,8	123,4	76,8	97,0
		Fs	117,8	110,5	117,0	49,3	44,2
$\Sigma 1-4$		Var.2	12,1	89,5	9,4	5,5	9,1
		Fs	19,7	82,1	24,9	19,8	19,1
$\Sigma 1-7$		Var.2	127,4	132,3	133,9	100,0	113,2
		Fs	142,6	192,6	148,5	106,2	103,6
			in mg/kg				
	Königswasser separat	Var.2	1340	0,42	3913	1620	23900
		Fs	3267	0,38	7240	2483	62600

¹ da die Feinschlacke keine organische Substanz enthält sind die gelösten Schwermetallgehalte vor allem bei der Feinschlackeprobe auf andere Bindungsformen zurückzuführen. Da durch EDTA bei langen Schüttelzeiten auch schlecht kristalline Eisenoxide gelöst werden (ZEIEN & BRÜMMER, 1991) entstammen die EDTA-löslichen Schwermetallgehalte trotz der hier relativ geringen Schüttelzeiten vermutlich vor allem aus den schlecht kristallinen Fe-Oxiden.

Tab. 2: Königswasser- und Ammoniumnitrat-extrahierbare Pb-, Cd-, Ni-, Cu- und Zn-Gehalte der Feldversuchsparzellen (0- 20 cm Tiefe) (* statistisch signifikant, $p \leq 0,05$).

		Bodenart	pH CaCl ₂	C %	Pb	Cd	Ni	Cu	Zn
					Königswasserextrahierbare Gehalte in mg/kg				
Variante 1	Mittelwert	St3	6.6-7.2	0.8-1.1	20	0,12	12	31	173
	Standardabw.				9	0,08	6	23	145
Variante 2	Mittelwert	St2	6.8-7.2	< 0,5	*966	*0,55	*844	*3237	*18759
	Standardabw.				176	0,29	116	562	3286
PGes					100	1,5	50	60	200
					NH ₄ NO ₃ -extrahierbare Gehalte in µg/kg				
Variante 1	Mittelwert				< 130	2,6	122	262	58
	Standardabw.				0	0,1	89	159	53
Variante 2	Mittelwert				*178,3	*35,1	*1270	*11367	*4420
	Standardabw.				55	9,2	510	3081	1993
Pmob					400/-	25/-	-/1200	-/2400	-/10000

PGes = Prüfwerte hinsichtlich der Schutzgüter Bodenorganismen, Pflanzen und Wasser
 Pmob = Prüfwerte hinsichtlich der Schutzgüter Nahrungspflanzen / Pflanzenwachstum (Umweltministerium Baden-Württemberg, 1993)

3.2 Schwermetallgehalte in Gemüsepflanzen

Wie aus Tab. 3 zu ersehen, wiesen die Pflanzen der Variante 2 in der Regel deutlich höhere Schwermetallgehalte als die der Variante 1 auf. Die Pflanzengehalte sind dabei vor allem von der Pflanzenart und dem Pflanzenorgan abhängig. Bei der Variante 2 wurde bei den über die Nahrungsmittelaufnahme humantoxikologisch relevanten Elementen Cd und Pb der einfache ZEBS-Wert nur beim Feldsalat bei Pb überschritten, während die kritischen Gehalte für das Pflanzenwachstum¹ meist bei Cu und Zn, und bei einigen Gemüsearten bei Pb und Ni überschritten wurden. Einhergehend mit der Überschreitung von kritischen Gehalten für das Pflanzenwachstum waren im Vergleich zu den Parzellen der Variante 1 deutliche Ertragsdepressionen bei allen Gemüsepflanzen feststellbar. Auf den Parzellen der Variante 2 war bei Buschbohne die Knöllchenausbildung fast vollständig gehemmt. Bei Speicherorganen (Radieschen, Rettich, Möhren) und Früchten (Buschbohne) waren mit Ausnahme der Cu-Gehalte bei Radieschen keine Überschreitung kritischer Gehalte festzustellen, obwohl die Blätter der untersuchten Pflanzen häufig sehr hohe Schwermetallgehalte aufwiesen (Tab. 3).

Da die Böden mit Feinschlackeeinmischung ähnliche Standortseigenschaften wie die Böden ohne Feinschlackeeinmischung aufwiesen (Tab. 2) und Standortsunterschiede durch Beregnung und Düngung ausgeglichen wurden, kann auf Grund der teilweise sehr deutlichen Überschreitungen von kritischen Pflanzengehalten (vor allem bei Cu und Zn) von einer Wachstumsbeeinträchtigung durch hohe Schwermetallgehalte der Gemüsepflanzen auf den Parzellen mit Feinschlackeeinmischung ausgegangen werden. Die Gemüsepflanzen der Variante 1, bei der Feinschlacke nur im Unterboden (< 40 cm) vorzufinden war, wiesen bei fast keiner sichtbaren Durchwurzelung der Schlackehorizonte nur bei Spinat, Radieschen (Blatt) und Buschbohne (Sproß) geringfügige Überschreitungen von kritischen Cu-Gehalten auf. Diese Gemüsearten enthalten nach SCHALLER & DIEZ (1991) artspezifisch relativ hohe Cu-Gehalte. Im Rahmen von Erhebungsuntersuchungen, bei der Gemüsepflanzen von Grundstücken mit und ohne Schlackevorkommen im Unterboden beprobt wurden, sind nur einzelne Überschreitungen von kritischen Pflanzengehalten festgestellt worden. Ein Zusammenhang zwischen den Schlackevorkommen und den Schwermetallgehalten in den Pflanzen wurde nicht festgestellt, so daß im allgemeinen von keiner bedeutsamen Schwermetallaufnahme aus dem Unterboden auszugehen ist.

¹ Schwellenwerte bei denen die Wachstumshemmung von besonders sensiblen Pflanzenarten beginnt.

Tab. 3: Schwermetallgehalte der verzehrbaren Pflanzenorgane bzw. vom Blatt von Gemüsepflanzen im Mittel der Jahre 1991-1993 bzw. 1992-1993 in mg/kg Trockenmasse und in % vom ZEBS-Werte (ZEBS-Wert = 100 %) (BGA,1990) sowie in % der 'kritischen Gehalte' für den Pflanzenwuchs nach SAUERBECK (1989) (* statistisch signifikant, p ≤ 0,05).

Pflanze		mg/kg					Cd Pb		Cd Pb Ni Cu Zn					Ertrag kg /10m ²
		Cd	Pb	Ni	Cu	Zn	% v. ZEBS-Wert		in % v. krit. Gehalten für den Pflanzenwuchs					
Kopfsalat	Var. 2	*0,53	*7,32	*16,9	27,4	283	33	56	11	73	85	316	182	*13,2
	Var. 1	0,39	1,28	1,3	10,1	57	1	19	8	13	7	67	38	25,7
Endivien	Var. 2	0,93	3,4	*7,8	23,7	207	57	26	19	34	39	188	151	*6,7
	Var. 1	0,41	1,9	1,3	12,7	53	25	15	8	19	6	85	35	17,1
Feldsalat	Var. 2	0,15	12,5	24,5	70,0	311	18	133	3	195	122	486	207	*1,6
	Var. 1	0,09	5,4	2,8	14,1	75	11	81	2	54	14	94	50	8,2
Spinat ²	Var. 2	1,02	7,94	*11,6	57,8	523	19	91	20	79	58	335	343	1,6
	Var. 1	0,68	3,17	1,5	20,4	150	12	36	14	32	7	166	100	3,5
Rettich	Var. 2	0,23	1,09	*4,0	8,0	*96	20	21	5	11	20	53	64	12,8
	Var. 1	0,27	0,65	1,2	5,3	34	23	13	5	7	6	35	23	18,2
Rettich (Blatt)	Var. 2	0,93	*10,2	50,9	259				-	100	51	346	172	
	Var. 1		4,68	0,9	8,7	42				-	47	4	58	28
Radieschen ¹	Var. 2	0,26	*3,60	*9,6	30,6	*139	9	71	4	36	48	204	93	*(3,2)
	Var. 1	0,18	0,47	0,8	12,4	42	13	9	5	5	4	83	28	(0,7)
Radieschen (Blatt)	Var. 2	0,99	14,2	41,8	353				-	100	71	279	265	
	Var. 1		3,14	0,9	17,2	61				-	31	5	115	41
Weißkohl	Var. 2	0,09	0,14	*11,1	10,4	*58	6	1	2	1	56	69	39	*48,3
	Var. 1	0,04	0,13	1,7	3,4	18	3	1	1	1	8	23	12	73,7
Buschbohne	Var. 2	*0,03	*0,50	20,4	7,6	*41	2	16	1	5	102	50	27	*2,3
	Var. 1	0,01	0,09	1,7	7,5	26	1	3	< 1	1	8	51	18	14,7
Buschbohne (Sproß)	Var. 2	10,9	22,1	43,1	185				-	109	110	207	123	
	Var. 1		2,8	2,9	15,1	28				-	28	15	101	19
Möhren	Var. 2	0,19	*0,56	*3,5	8,8	*37	9	26	4	6	18	58	25	*8,8
	Var. 1	0,13	0,26	0,7	8,1	24	15	12	3	3	3	54	16	26,0

- 1 die Radieschen wurden als Markierungspflanzen in die Möhreihen eingesetzt.
- 2 geringe Erträge bei beiden Behandlungsvarianten durch schlechten Aufgang der Saat verursacht.

4. Zusammenfassung

Mit Hilfe eines Feldversuchs wurde die Schwermetallaufnahme verschiedener Gemüsepflanzen auf schwermetallreichen Schlackeböden untersucht. Die Gemüsepflanzen auf den Parzellen mit eingemischter Feinschlacke wiesen teilweise sehr hohe Schwermetallgehalte auf, die zu deutlichen Ertragseinbußen führten. Die Schwermetallaufnahme aus schlackehaltigen Unterböden hatte für die Schwermetallgehalte der Pflanzen allenfalls eine geringe Bedeutung.

5. Literatur

BGA (1990): Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln, Bundesgesundheitsblatt 5/90, 224-226.
 PROFIL (1994): Feldversuch und Felderhebung zur Untersuchung der Schwermetallaufnahme von Gemüsepflanzen auf 'Schlackeböden' in Rastatt im Auftrag des Regierungspräsidium Karlsruhe.
 SAUERBECK D. (1989): Der Transfer von Schwermetallen in die Pflanze, In: Behrens D. & J. Wiesner, DECHEMA, Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden, 281-316.
 SCHALLER A. & TH. DIEZ (1991): Pflanzenspezifische Aspekte der Schwermetallaufnahme und Vergleich mit den Richt- und Grenzwerten für Lebens- und Futtermittel, Forschungszentrum Jülich, Berichte zur ökologischen Forschung Bd.6, 92-125.
 UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (1993): Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden.
 ZEIJEN H. & G.W. BRÜMMER (1991): Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden, Forschungszentrum Jülich, Berichte zur ökologischen Forschung Bd.6, 62-91.

³¹P-NMR spektroskopische Untersuchungen von organisch gebundenem Phosphor in Oxisols unter nativer Savanne und leistungsfähiger Weiden

von

Guggenberger, G.*

Einleitung

Viele tropische Böden fixieren stark Phosphat und weisen daher trotz oftmals hoher P_{tot} -Gehalte eine geringe P-Verfügbarkeit auf (z.B. Oxisols). Ball-Coelho et al. (1993) zeigten, daß unter diesen Bedingungen organisch gebundenes P eine bedeutende Rolle für die Pflanzenernährung spielt. Die Abschätzung der Verfügbarkeit von P_{org} setzt jedoch die detaillierte Kenntnis der Mineralisierbarkeit der verschiedenen organischen Verbindungen voraus. Seit Newman und Tate (1980) findet die ³¹P-NMR-Spektroskopie zur Kennzeichnung organisch gebundener P-Formen in NaOH-Extrakten Anwendung. Diese Methode erlaubt es, Verbindungen unterschiedlicher Stabilität gegenüber mikrobiellem Abbau zu differenzieren. Zu den labilen P-Spezies zählen Orthophosphat-Diester (z.B. Phospholipide, Nukleinsäuren) und Phosphonate.

Tropische Weiden gelten als weitverbreiteter Landnutzungstyp auf Oxisols nach erfolgter Entwaldung bzw. Kultivierung tropischer Savannenböden. V.a. bei Einführung von tiefwurzelnden, leistungsfähigen Gras- und Leguminosenspezies kann der Gehalt an organischer Bodensubstanz und die Bodenfruchtbarkeit dieser oft unfruchtbarer Böden erhöht werden (Thomas et al., 1995).

Ziel dieser Arbeit ist die Kennzeichnung von organisch gebundenem P in Humin- und Fulvosäuren eines Oxisols unter nativer Savanne, Grasweide und Gras/Leguminosenweide mittels ³¹P-NMR-Spektroskopie. Die Signifikanz der organisch gebundenen P-Spezies für die P-Verfügbarkeit wird auf Basis einer P-Fraktionierung und eines P-Sorptionsexperimentes diskutiert.

Material und Methoden

Die untersuchten Böden sind Oxisols (pH, 4.5; Al-Sättigung 96%; geringe Gehalte an austauschbaren Ca, Mg, K) und stammen aus der CIAT Versuchsfläche Carimagua, Kolumbien (Thomas et al., 1995). Bodenproben wurden unter den Versuchsgliedern (1) native Savanne, (2) Grasweide (seit 15 Jahren *Brachiaria decumbens*) und (3) Gras/Leguminosenweide (seit 13 Jahren *Brachiaria decumbens* und *Pueraria phaseoloides*) gezogen. Auf der letzten Versuchsfläche fand sich eine komplette Lage aus Regenwurmlosgen, welche separat beprobt wurde.

Folgende P-Fractionen wurden mittels Standardmethoden gewonnen und mit der Molybdänblau-

*Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Methode analysiert: P_{tot} , P_{anorg} , P_{org} und P_{Bray} . Die Auswertung von P-Adsorptionsdaten geschah mittels der Initial Mass Isotherme (Nodvin et al., 1986).

Von den Bodenproben wurde die NaOH-lösliche organische Substanz mittels Ultraschall extrahiert und in Humin- und Fulvosäuren fraktioniert. Als Reinigungsschritt schloß sich Dialyse an. Die Ausbeuten an P_{tot} , P_{anorg} und P_{org} in den Fraktionen wurden naßchemisch bestimmt. Für ^{31}P -NMR wurden 150 mg gefriergetrocknetes Material in 3 ml 0.05 M NaOD gelöst und in 10 mm Röhrchen an einem Bruker AM 500 relativ gegenüber 85% H_3PO_4 gemessen. Die Zuordnung der Signale erfolgte anhand von Literaturdaten (z.B. Newman und Tate, 1980). Von allen Bodenproben und Fraktionen wurden außerdem die C-Gehalte bestimmt.

Ergebnisse

Der C-Gehalt der Böden erhöhte sich von 22 g C kg^{-1} unter Savanne auf 26 g C kg^{-1} unter beiden Weiden, die Regenwurmlosungen enthielten 56 g C kg^{-1} . Aus allen Böden konnte ca. 25% der organischen Substanz als Huminsäure und ca. 10% als Fulvosäure gewonnen werden.

Der leichte Anstieg von P_{tot} in der Reihe native Savanna < Grassweide < Grass/Leguminosenweide (Tab. 1) spiegelt die P-Düngung von 103 bzw. 106 kg P ha^{-1} auf den Weidestandorten wider. Kennzeichnend sind die sehr geringen Werte an verfügbarem P (P_{Bray}). Der Gehalt an P_{org} liegt in allen Proben bei ca. 190 mg kg^{-1} Boden. Extrahierbares P wird großteils in die Huminsäuren fraktioniert. Diese Fraktion ist auch relativ reicher an organischen P-Spezies als die Fulvosäure-Fraktion. Die Einführung beider Weidevarianten führte zu einer Erhöhung von sowohl Huminsäure-P als auch von Fulvosäure-P um ca. 40%. In den Regenwurmlosungen sind die entsprechenden Werte gegenüber dem umgebenden Boden 2- bzw. 4-fach erhöht.

Tab. 1: P-Konzentrationen in den Carimagua-Böden sowie ihre Verteilung in Humin- und Fulvosäuren

Probe	P_{tot}	P_{anorg}	P_{org}	P_{Bray}	Huminsäure-P			Fulvosäure-P		
					tot	anorg	org	tot	anorg	org
mg kg^{-1} Boden										
Savanne	332	144	188	1.3	23.1	4.9	18.9	4.0	1.7	2.3
Grasweide	358	163	195	1.4	32.9	7.2	25.7	5.7	2.1	3.6
Gras/Leguminosenweide	382	188	194	2.2	30.8	6.6	24.2	6.5	2.5	4.0
Regenwurmlosungen	592	392	200	n.d.	69.9	9.8	60.1	31.4	31.4	0

Die P-Adsorption an die Carimagua-Böden kann erfolgreich mittels der Initial Mass Isotherme beschrieben werden ($r > 0.99$). Der aus den Isothermen ermittelte RSP-Wert (Substanzmenge, die rasch mit Substanz in Lösung ausgetauscht werden kann) beträgt für die native Savanne 0.31, für die Grasweide 0.65, für die Gras/Leguminosenweide 0.50 und für die Regenwurmlosungen 12.8 mg P kg^{-1} . Dieser Wert ist nach Nodvin et al. (1986) ein Maß für nicht-spezifisch sorbiertes P und kann als Index für einen leicht verfügbaren organischen P-Pool verwendet werden.

³¹P-NMR-Spektren von Humin- und Fulvosäuren der Carimagua-Böden sind exemplarisch für die native Savanne in Abb. 1 dargestellt. Tab. 2 informiert über die Zuordnung der Signale sowie ihrer quantitativen Auswertung in den Fraktionen aller vier untersuchten Böden.

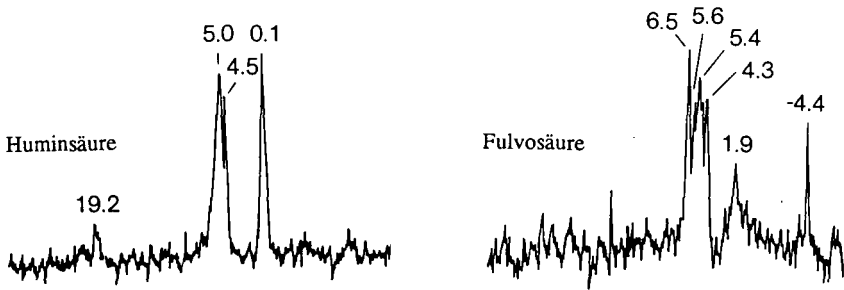


Abb. 1: ³¹P-NMR Spektren von Humin- und Fulvosäuren des Oxisols unter nativer Savanne

Tab. 2: P-Verteilung in den Extrakten der Carimagua-Böden auf Basis von ³¹P-NMR

Probe	Phospho-	Ortho-	Mono-	Teichon-	Di-	Pyro-	Monoester-P Diester-P+T.säure Verhältnis
	nat	phosphat	ester-P	säure-P	ester-P	phosphat	
	chemische Verschiebung (ppm)						
	19.2	6.5	4.3-5.6	1.0-2.0	0.0-0.2	-4.4	
	% relative Intensität						
<i>Huminstäuren</i>							
Savanne	7	2	59	8	30	tr.	1.9
Grasweide	3	3	51	3	37	2	1.3
Gras/Leguminosenweide	4	3	53	1	38	1	1.4
Regenwurmlosung	-	6	44	6	44	tr.	0.9
<i>Fulvosäuren</i>							
Savanne	-	18	54	20	tr.	8	2.7
Grasweide	-	15	64	21	tr.	tr.	3.0
Gras/Leguminosenweide	-	16	54	24	tr.	6	2.3
Regenwurmlosungen	-	68	18	12	tr.	2	1.6

In Übereinstimmung mit den naßchemischen Analysen dominieren in den Huminsäuren organische P-Spezies. Gegenüber der nativen Savanne sind die Weidestandorte durch höhere Gehalte an leicht mineralisierbarem Diester-P gekennzeichnet. Die Regenwurmlosungen zeigen die engsten (Monoester-P:Diester-P)-Verhältnisse. Fulvosäuren weisen höhere Gehalte an anorganischen P-Spezies auf, insbesondere in den Regenwurmlosungen. Bei den P_{org}-Spezies dominieren Monoester-P und Teichonsäuren. Teichonsäuren sind mit Glycerin oder Ribit veresterte, wasserlösliche polymere Zellwandbestandteile von Mikroorganismen und zählen zu den Orthophosphat-Diestern. Dieser Befund korreliert mit hohen O-Alkyl-C-Gehalten in ¹³C-NMR-Spektren der Fulvosäuren.

Diskussion

P_{Bray} und RSP kennzeichnen einen kleinen Pool an rasch verfügbarem P, v.a. in anorganischer Form. NaOH-lösliches P repräsentiert ein relativ aktives P-Reservoir, das jedoch eine längerfristige Dynamik aufweist (Ball-Coelho et al., 1993). Während in den Huminsäuren organische P-Spezies v.a. integrativer Bestandteil der organischen Strukturen sind (estergebundenes P), beinhalten Fulvosäuren hohe Konzentrationen an P_{anorg} . P ist hierbei möglicherweise über Kationenbrücken an die Fulvosäuren gebunden, z.B. als P-Fe(Al)-Fulvat (Gerke und Hermann, 1992).

Die (Monoester-P:Diester-P)-Verhältnisse der Huminsäuren sind niedriger als die der Fulvosäuren. Dies kann als Hinweis gewertet werden, daß entgegen bisheriger Vorstellungen (Bowman and Cole, 1978) die Huminsäuren höhere Gehalte an labilen organischen P-Spezies als die Fulvosäuren aufweisen. In Tab. 3 sind die Vorräte einzelner P-Spezies im Oberboden errechnet.

Tab. 3: Vorräte an P_{tot} , P_{Bray} und verschiedenen organischen P-Spezies im Oberboden (0-10 cm)

Probe	P_{tot}	P_{Bray}	Huminsäure-P			Fulvosäure-P		
			P_{anorg}^1	$\frac{P_{\text{org}}}{\text{stabil}^2}$	$\frac{P_{\text{org}}}{\text{labil}^3}$	P_{anorg}^1	$\frac{P_{\text{org}}}{\text{stabil}^2}$	$\frac{P_{\text{org}}}{\text{labil}^3}$
kg ha ⁻¹								
Savanne	461	1.8	0.8	19.1	12.4	1.4	3.0	1.1
Grasweide	501	1.9	2.5	23.6	20.0	0.9	5.4	1.8
Gras/Leguminosenweide	534	3.0	2.2	22.5	19.5	1.5	5.2	2.3
Regenwurmlosungen	829	n.d.	6.2	42.8	48.8	30.8	8.0	5.1

¹Ortho- und Pyrophosphat, ²Monoester-P, ³Diester-P (inkl. Teichonsäure) und Phosphonat

Die Vorräte an labilen organischen P-Spezies (Diester-P inkl. Teichonsäure und Phosphonat) in den Huminsäuren übertreffen bei weitem die Reserven an P_{Bray} . Für die Fulvosäuren errechnen sich Vorräte an labilen organischen P-Spezies, die mit jenen von P_{Bray} vergleichbar sind. Die Einführung leistungsfähiger Gras- und Leguminosenpezies resultierte in einer leichten Erhöhung des aktuell verfügbaren Phosphors und in einem kräftigen Anstieg des Pools an rasch mineralisierbarem P_{org} . Die P-Verfügbarkeit wird insbesondere unter der Gras/Leguminosenweide durch die intensive Regenwurmaktivität erhöht, welche hier zur Ausbildung einer kompletten Lage führte. Regenwurmlosungen sind stark an Diester-P und Phosphonaten angereichert, außerdem an möglicherweise austauschbar an Fulvosäuren gebundenes Orthophosphat.

Literatur

- Ball-Coelho, B. et al. (1993). Soil Sci. Soc. Am. J. 57, 1027-1034.
 Bowman, R.A. und C.V. Cole (1978). Soil Sci. 125, 95-101.
 Gerke, J. und R. Hermann (1992). Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 156, 61-66.
 Newman, R.H. und K.R. Tate (1980). Commun. Soil. Sci. Plant Anal. 11, 835-842.
 Nodvin, S.C. et al. (1986). Soil Sci. 142, 27-35.
 Thomas, R.J. et al. (1995). Adv. Soil Sci., im Druck.

Abbau und Sorption des herbiziden Wirkstoffes Chlortoluron bei unterschiedlichen Temperatur- und Feuchtebedingungen

von

Heiermann, M.* , W. Pestemer** und H. Nordmeyer*

EINLEITUNG

Pflanzenschutzmittel (PSM) werden u. a. in der Landwirtschaft zur Bekämpfung von Unkräutern, Krankheiten und Schädlingen angewendet. Zur Abschätzung des Verhaltens in der Umwelt werden zunehmend mathematische Modelle eingesetzt (Dibbern & Pestemer, 1992). Wichtige Modellansätze sind auch bei Nörtersheuser (1993) beschrieben. Zur Verbesserung der Prognose sind detaillierte Kenntnisse über die die PSM-Dynamik beeinflussenden Faktoren und Prozesse zu ermitteln. Dazu werden im Rahmen eines DFG-Sonderforschungsbereichs (SFB 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen") Modellparameter mit Hilfe von Labor- und Freilandstudien für verschiedene Böden sowie Temperatur- und Feuchtebedingungen erarbeitet. Dies gilt insbesondere für die Erweiterung der Datensätze für den Herbizidabbau im Zeitraum Herbst/Winter. Die Datensätze dienen zur Modifizierung, Kalibrierung und Validierung der verschiedenen Modelle.

MATERIAL UND METHODEN

Es wurden Laborversuche zum Abbauverhalten des herbiziden Wirkstoffes Chlortoluron mit den Böden der SFB-Standorte Neuenkirchen (NK) und Nienwohde (NW) durchgeführt (Tab. 1). Dazu wurde der Boden (Probenahmetiefe 0-10 cm) mit dem Wirkstoff (1,5 µg Chlortoluron g⁻¹ Trockenmasseäquivalent Boden) versetzt und anschließend bei 40, 60 sowie 80 % der maximalen Wasserkapazität (WK_{max}) und bei 1 °C, 10 °C, 20 °C bzw. zusätzlich bei 60 % WK_{max} bei 30 °C inkubiert. Zu bestimmten Terminen (1, 8, 15, 29, 59 und 85 Tagen nach Versuchsansatz) wurde ein aliquoter Teil des Bodens entnommen und die Gesamtrückstände sowie wasserextrahierbaren Rückstände ermittelt. Die Extraktion erfolgte mit organischen Lösungsmitteln (Methanol + H₂O 85 + 15; Verhältnis Boden : Lösungsmittel 1:2) für die Gesamtrückstände und mit simulierter Bodenlösung (0,01 M CaCl₂-Lösung) bei einem engen Verhältnis Boden : CaCl₂-Lösung von 1:1,25 für die wasserextrahierbaren Rückstände. Die Bestimmung der Rückstände erfolgte mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie (HPLC). Zur Charakterisierung des Sorptionsverhaltens von Chlortoluron wurden die Verteilungskoeffizienten (K_d-Werte) zwischen fester und flüssiger Bodenphase ermittelt.

$$K_d = \frac{C_a}{C_e}$$

C_a = an der Festsubstanz adsorbierte Wirkstoffmenge (µg g⁻¹ Boden)

C_e = Gleichgewichtskonzentration in der Lösung (µg ml⁻¹ Equilibriumslösung)

* Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Unkrautforschung, Messeweg 11-12, 38104 Braunschweig

** Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für ökologische Chemie, Königin-Luise-Str. 19, 14195 Berlin

Tab. 1: Charakteristik der Böden Neuenkirchen und Nienwohlde (0-10 cm-Schicht)

	Neuenkirchen (NK)	Nienwohlde (NW)
Bodenart	tU	uS
Bodentyp	Parabraunerde	Braunerde
Sand (%)	5,2	78,8
Schluff (%)	79,6	12,3
Ton (%)	15,2	8,9
C _{org} (%)	1,2	1,2
pH-Wert (CaCl ₂)	7,4	6,5
WK _{max} (g H ₂ O 100 g ⁻¹ Boden)	32,3	21,6

C_{org} = organischer Kohlenstoff; WK_{max} = maximale Wasserkapazität;

Unter Annahme eines Abbaus nach Reaktionskinetik 1. Ordnung wurden aus den Rückstandsdaten die Halbwertszeiten (= Zeit bis zur Abnahme der Rückstände um 50 % = DT₅₀, disappearance time) regressionsanalytisch berechnet.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die aus den Rückstandsdaten berechneten DT₅₀-Werte sind in Tabelle 2 aufgeführt. Generell läßt sich für die hier untersuchten Varianten feststellen, daß Chlortoluron im NW-Boden, der durch eine niedrige mikrobielle Aktivität charakterisiert ist, langsamer abgebaut wird als im mikrobiell aktiveren NK-Boden.

Tab. 2: DT₅₀-Werte (Tage) nach Anpassung an Reaktion 1. Ordnung für Chlortoluron in den Böden Neuenkirchen und Nienwohlde bei verschiedenen Inkubationsbedingungen in Laborversuchen

WK _{max}	DT ₅₀ [Tage] Neuenkirchen (NK)				DT ₅₀ [Tage] Nienwohlde (NW)			
	1 °C	10 °C	20 °C	30 °C	1 °C	10 °C	20 °C	30 °C
40 %	269	106	40	-	260	102	57	-
60 %	147	48	13	11	229	103	46	48
80 %	111	41	11	-	207	99	46	-

Chlortoluron zeigt in den untersuchten Böden bei verschiedenen Inkubationsbedingungen eine große Variabilität der Abbauratzen. In den Laboruntersuchungen führte eine Erhöhung der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte innerhalb bestimmter Bereiche zu einer Beschleunigung des Abbaus (Abb. 1, Beispiel NK-Boden).

In beiden Böden nahm die Abbaugeschwindigkeit mit steigender Temperatur zu. Der Anstieg der Temperatur von 20 °C auf 30 °C in der 60 % WK_{max}-Variante führte sowohl im NK-Boden als auch im NW-Boden zu keiner Beschleunigung des Abbaus.

Mit zunehmenden Wassergehalt im Boden wurde der Abbau von Chlortoluron beschleunigt, wobei in den 10 °C und 20 °C-Temperaturstufen der fördernde Effekt einer höheren Bodenfeuchte wesentlich geringer war. Dies stimmt mit Ergebnissen aus der Literatur überein. Duefer (1991) stellte in verschiedenen Böden ebenfalls eine Stagnation bzw. eine geringe Zunahme des DT_{50} -Wertes für Chlortoluron bei einer Erhöhung der Bodenfeuchte von 60 auf 80 % WK_{max} fest. Diese Ergebnisse lassen sich vermutlich auf das Überschreiten bzw. Erreichen des Optimalbereiches der mikrobiellen Aktivität zurückführen.

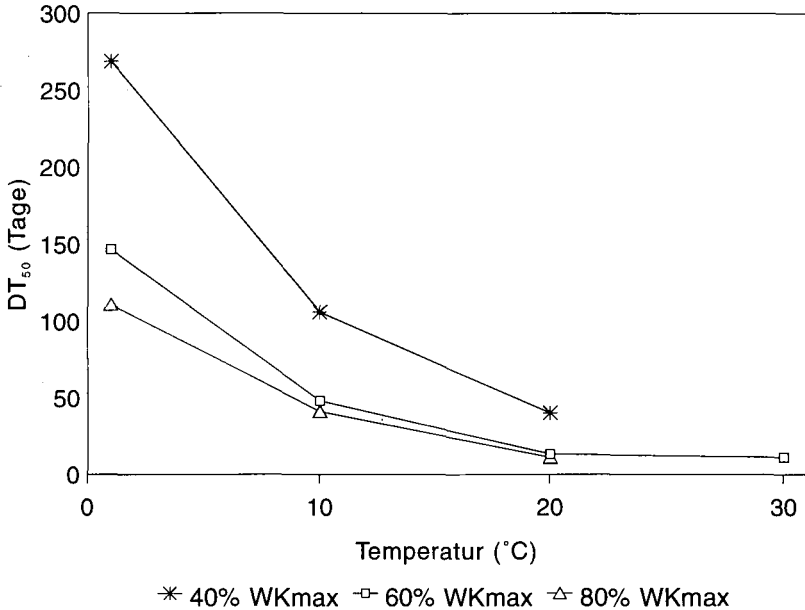


Abb. 1: Einfluß von Bodentemperatur und -feuchte auf das Abbauverhalten von Chlortoluron im Neuenkirchen-Boden im Laborversuch über einen Versuchszeitraum von 85 Tagen

In Abbildung 2 ist am Beispiel des NW-Bodens die Entwicklung der K_d -Werte für Chlortoluron im Laborversuch bei verschiedenen Temperatur- und Feuchtebedingungen über den Versuchszeitraum, dargestellt. In den untersuchten Boden-Wirkstoff-Kombinationen konnte ein Anstieg der K_d -Werte im Versuchszeitraum beobachtet werden. Bei nahezu gleichem Ausgangsniveau der Sorptionskoeffizienten unmittelbar nach der Einarbeitung stiegen die K_d -Werte innerhalb der einzelnen Feuchtestufen mit zunehmender Temperatur an. Zwischen den einzelnen WK_{max} -Varianten bei gleichen Inkubationstemperaturen konnten keine wesentlichen Unterschiede im Sorptionsverhalten festgestellt werden. Beim Vergleich der Versuchsböden lagen die Sorptionskoeffizienten am Versuchsende im NW-Boden auf einem höheren Niveau (6,3 bis 11,7) als im NK-Boden (2,4 bis 5,2).

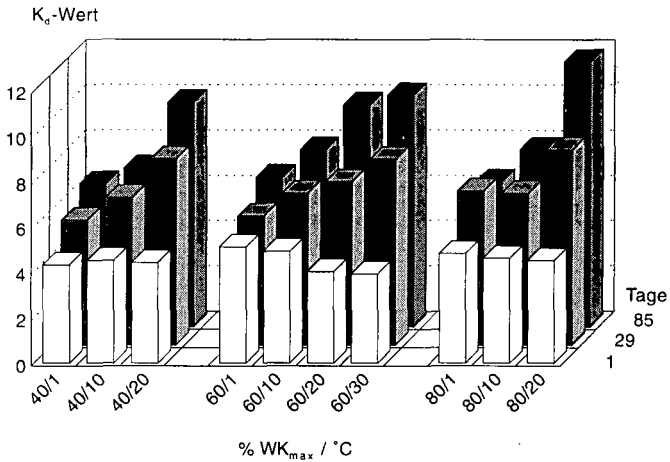


Abb. 2: K_d-Werte für Chlortoluron im Laborversuch bei verschiedenen Temperatur- und Feuchtebedingungen im Nienwohlde-Boden über einen Versuchszeitraum von 85 Tagen

Ein Anstieg der Sorptionskoeffizienten von Herbiziden im Boden im zeitlichen Verlauf ist bei einer Reihe von Wirkstoffen z. B. Isoproturon (Blair et al., 1990) in Labor- und Freilandversuchen beschrieben worden. Dieser Prozess wird durch eine sequentielle Gleichgewichtseinstellung zwischen den Wirkstoffmolekülen und Sorptionsplätzen unterschiedlicher Bindungsstärke verursacht. Die Beziehung zwischen dem Anstieg der Sorptionskoeffizienten und der Abbaurate der Wirkstoffe ist mit einer relativ schnellen Ausschöpfung der in der Bodenlösung befindlichen und der aufgrund geringerer Bindungsenergien leichter desorbierbaren, und damit leichter mikrobiell verfügbaren, Rückstandsfractionen im Boden zu erklären.

Diese Datensätze wurden erarbeitet, um weitere Kenntnisse über die die Herbiziddynamik beeinflussenden Faktoren und Prozesse in Agrar-Ökosystemen zu gewinnen. Die Ergebnisse der Laborversuche dienen insbesondere der Quantifizierung von Modellparametern für eine Verbesserung der Prognosequalität des Herbizidabbaus über Winter.

LITERATUR

- Blair, A. M.; T. D. Martin; A. Walker; S. J. Welch (1990): Measurements and prediction of isoproturon movement and persistence in three soils. *Crop Protection* **38**, 289-294.
- Dibbern, H.; W. Pestemer (1992): Anwendbarkeit von Simulationsmodellen zum Einwaschungsverhalten von Pflanzenschutzmitteln im Boden. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* **44**, 134-143.
- Duefer, B. (1991): Ursachen ungenügender Wirkungen von substituierten Phenylharnstoffen bei der Bekämpfung von *Alopecurus myosuroides* Huds. auf hochgradig verseuchten Standorten norddeutscher Marschböden. Diss., Universität Göttingen.
- Nörtersheuser, P. (1993): Aufbau von Modellen zur Beschreibung des Verhaltens von Pflanzenschutzmitteln im Boden und Anwendung am Beispiel des Herbizids Quinmerac. Diss., Universität Braunschweig.

Physikalisch-chemische Wechselwirkungen von s-Triazinen mit Bodenbestandteilen

von

Herwig, U., E. Klumpp und H.-D. Narres

Einleitung

Die Pflanzenschutzmittel aus der chemischen Gruppe der s-Triazine werden weltweit in großen Mengen als Herbizide eingesetzt. Daher ist es nicht verwunderlich, daß sie auch im Trinkwasser nachgewiesen werden konnten. Wenn diese Substanzen durch den Oberboden gelangen, stellt der Unterboden die letzte Barriere vor dem Eindringen ins Grundwasser dar. Der Unterboden besteht zum überwiegenden Teil aus Mineralien, wie zum Beispiel Quarz oder Schichtsilikaten. Aus diesem Grunde ist es wichtig, die Sorptionseigenschaften dieser Stoffe für die s-Triazine zu untersuchen. Die Formulierungen der Pflanzenschutzmittel enthalten Tenside. Mit den Herbiziden gelangen daher auch Tenside in den Boden. Tenside sind grenzflächenaktive Stoffe, deren Moleküle aus einem hydrophilen (wasserliebenden) und einem hydrophoben (wasserabstoßenden) Teil bestehen. Im Boden können sich diese Stoffe an die Oberfläche, zum Beispiel der Tonmineralien, anlagern und die Sorptionseigenschaften entscheidend beeinflussen (Schwuger et al. 1991; Edwards et al. 1994). Andererseits eignen sich Tenside als Modellsubstanzen für die Hydrophobierung von Oberflächen durch organische Materialien. Ziel der Arbeit ist daher die Erforschung der physikalisch-chemischen Wechselwirkungen von s-Triazinen mit Bodenbestandteilen.

Experimentelles

Die Konzentrationsbestimmung der Pflanzenschutzmittel im Bodenkompartment stellt für die Analytik ein großes Problem dar, so daß sich die Tracertechnik, mit ^{14}C -markierten Herbiziden und ^3H -markierten Tensiden, als Methode für umweltrelevante Untersuchungen anbietet.

Die Sorption von den s-Triazinen Atrazin und Simazin wurden an folgenden Tonmineralien ermittelt: Na-Kaolinit, Na-Illit, Ca-Bentonit (siehe Tabelle 1). Als Vergleich mit einem natürlichen

Boden diente eine Probe aus dem Unterboden einer Parabraunerde.

Tabelle 1. Eigenschaften der verwendeten Adsorbentien

	Kaolinit	Illit	Bentonit	Parabraunerde B _{t1} -Horizont
Herkunft		Ungarn	Bayern	Jülich
CEC [meq/g]	0.053	0.25	0.9	0.12
BET-Oberfläche [m ² /g]	13.7	37	66	20

Ergebnisse

Die Adsorption von Atrazin an den verschiedenen Bodenkomponenten zeigt Abb. 1. Eine lineare Abhängigkeit der adsorbierten Stoffmengen von der Gleichgewichtskonzentration in der Lösung ist erkennbar. Daher läßt sich die Adsorption mit der Isothermengleichung nach Henry ($n = K_H \cdot c$) beschreiben. Aus dieser Gleichung ergibt sich ein Proportionalitätsfaktor für die Adsorption, die Henrykonstante. Die adsorbierten Mengen und damit auch die Henrykonstante steigen in der Reihenfolge Kaolinit, Illit, Parabraunerde, Bentonit. Dieselbe Reihenfolge gilt auch für die Werte der BET-Oberflächen der Adsorbentien (siehe Tabelle 1). Wird die Henrykonstante auf die Größe der äußeren Oberflächen bezogen, ergibt sich, außer bei der Parabraunerde ($K_H/BET = 4.4 \text{ ml/m}^2$) ein konstanter Wert von $K_H/BET = 1.7 \text{ ml/m}^2$. Das ist bemerkenswert, da der im Bentonit enthaltene Montmorillonit ein quellfähiges Mineral ist. Das heißt, Wasser und auch andere Stoffe können in die Zwischenschichten eindringen und dort adsorbiert werden (Klump et al. 1993). Die innere Oberfläche des Montmorillonits ist ca. zehnmal größer als die äußere Oberfläche. Da die Adsorption proportional zur Größe der äußeren Oberflächen ist, kann man annehmen, daß die Moleküle des Atrazins nur an diesen adsorbiert werden und nicht in die Zwischenschichten eindringen. Allerdings

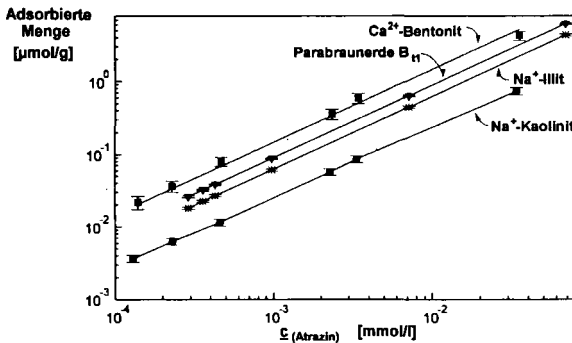


Abb. 1: Adsorption von Atrazin an Unterboden und Schichtsilikaten

sind die adsorbierten Mengen, bedingt durch die schlechte Wasserlöslichkeit des Atrazins sehr klein. Die Parabraunerde fällt aus dieser Reihenfolge heraus.

Dieses ist auf die Zusammensetzung der Parabraunerde zurückzuführen. Außer Tonmineralien enthält der Unterboden noch einen geringen organischen Anteil. Dieser Rest an organischer Substanz vermag das Atrazin stark zu binden (Heitmann-Weber, 1992).

Vergleicht man die Adsorption von Atrazin mit der von Simazin, so zeigt sich kein Unterschied. Die chemische Struktur ist bei beiden Molekülen sehr ähnlich, sie unterscheiden sich nur in einer isopropylamino-Gruppe. Dieser Unterschied macht sich in einer sechsfach höheren Wasserlöslichkeit des Atrazins bemerkbar. Da sich beide Substanzen trotzdem fast identisch verhalten, kann man annehmen, daß das Ringsystem für die Adsorption entscheidend ist. Als Art der Bindungskräfte kommen damit physikalische Wechselwirkungen (Laird et al. 1994) des Elektronensystems des Triazinrings mit der Oberfläche in Frage. Ein weiterer Hinweis auf physikalische Wechselwirkungen ist die lineare Abhängigkeit der adsorbierten Mengen von der Gleichgewichtskonzentration.

Die physikalischen Wechselwirkungen haben eine kurze Reichweite und sind relativ schwache Kräfte (Hamaker et al. 1972), daher sollten die Herbizide leicht wieder von der Oberfläche desorbiert werden. Desorptionsversuche bestätigen diese Annahme. Pro Desorptionsschritt werden 10 - 20 % der adsorbierten Substanz wieder mobilisiert. Die Desorption ist daher unabhängig von der Vorbelegung der Schichtsilikate mit Atrazin (siehe Abb. 2).

In Gegenwart des kationischen Tensids Dodecyltrimethylammoniumbromid (DTAB) werden die adsorbierten Mengen von Atrazin auf der Oberfläche der Schichtsilikate erhöht. Die Tensidmoleküle bewirken eine Hydrophobierung der hydrophilen Schichtsilikatoberfläche. Dies führt zu einer Verstärkung der Adsorption des schlecht wasserlöslichen Stoffes Atrazin um mehr als eine Größenordnung. Auch die Adsorption des Herbizids an der Parabraunerde wird durch Zugabe des Tensids erhöht. Die Anreicherung an den vier Adsorbentien wird in folgender Reihenfolge verstärkt: Illit,

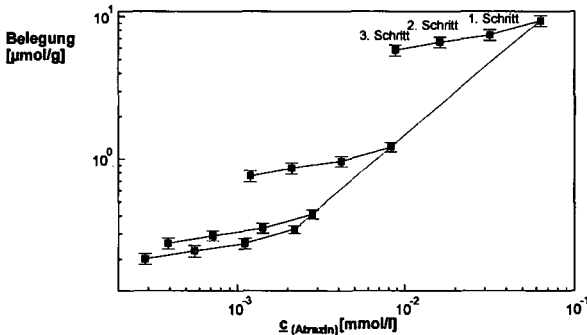


Abb. 2: Atrazindesorption von Ca-Bentonit

Parabraunerde, Kaolinit, Bentonit. Damit folgt diese Reihe der Oberflächenladungsdichte der Schichtsilikate. Illit hat eine sehr viel größere Dichte an negativen Ladungen auf der Oberfläche, als Kaolinit und Bentonit. Die Tensidmoleküle, die mit ihren positiv geladenen Kopfgruppen auf der Oberfläche durch elektrostatische Kräfte adsorbiert werden (Rheinländer, 1993), bilden daher auf dem Illit eine dichtere organische Phase als auf dem Bentonit. Dies ist der Grund, daß die Verstärkung der Adsorption der Pflanzenschutzmittel an Illit größer ist, als an Kaolinit und Bentonit. Weiterhin wird die Desorption des Atrazins von Organoclays behandelt und außerdem der Versuch einer Stoffbilanz vorgestellt.

Literatur

Edwards, D.A.; Adeel, Z.; Luthy, R.G.: Distribution of Nonionic Surfactant and Phenanthrene in a Sediment/Aqueous System Environ. Sci. Technol. (1994) 28 1550-1560

Hamaker, J.W.; Thompson, J.M.: Adsorption. In: Goring, C.A.I.; Hamaker, J.W. (Eds), Organic Chemicals in the Soil Environment Vol. 1. Marcel Dekker, Inc. New York 1972

Heitmann-Weber, B.: Untersuchungen zu Abbau, Bindung und Verlagerung von Atrazin und Desethyl-Atrazin in einer Pseudogley-Braunerde im Vergleich zu einer Parabraunerde. Dissertation, Uni-Bonn 1992

Klump, E.; Heitmann, H.; Schwuger, M.J.: Synergistic Effects between Cationic Surfactants and Organic Pollutants on Clay Minerals, Coll. and Surf. A, (1993) 93-98

Laird, A.D.; Yen, P.Y.; Koskinen, W.C.; Steinheimer, T.R.; Dowdy, R.H.: Sorption of Atrazine on Soil Clay Components. Environ. Sci. Technol. (1994) 28 1054-1061

Rheinländer, Th.: Untersuchungen zur Mischadsorption von Pflanzenschutzmitteln an anorganischen Bodenbestandteilen. Dissertation, Uni-Düsseldorf 1993

Schwuger, M.J.; Klump, E.; Narres, H.-D.: Synergistische und Antagonistische Effekte in Kationensid/Schadstoffmischungen an definierten Bodenbestandteilen. AGF-Tagung vom 28. bis 29. November 1991, Bonn-Bad Godesberg

Zur Schwermetallbelastung und -dynamik auf einem ehemaligen Rieselfeld

von

Hoffmann, C., L. Schlenker und M. Renger*

Problemstellung

Durch jahrzehntelange Abwasserverrieselung auf Flächen von über 20.000 ha in Berlin und seinem Umland wurden neben organischer Substanz und Nährstoffen auch eine Vielzahl organischer und anorganischer Schadstoffe in den Oberboden eingetragen. Durch die Einstellung der Intensivbewässerung (bis zu 10.000 mm/a) und die darauf folgenden, zum Teil tiefgründigen und umfangreichen Erdbewegungen bei der Planierung und Umgestaltung der Flächen befindet sich der Boden in einem gestörten, heterogenen und dynamischen Zustand. Die Schadstoffe, insbesondere Schwermetalle, Nitrate, Sulfate sowie organische Stoffe wurden durch diese Eingriffe und die damit verbundenen Prozesse im Boden mobilisiert. Sickerwasser führte dann zum Austrag der Schadstoffe in das oberflächennahe Grundwasser und den Vorfluter (SCHLENTER et al., 1992, SENATSVORWALTUNG STADTENTWICKLUNG UMWELTSCHUTZ, 1994). Zur Beschreibung dieser Vorgänge ist es notwendig, ein engmaschiges Monitoring im Bereich repräsentativer Flächen durchzuführen, um die Dynamik des Systems zu erkennen und über langfristige Systembilanzierungen Aussagen für eine zukünftige Entwicklung zu treffen.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich auf den ehemaligen Rieselfeldern bei Buch, am Nordostrand Berlins (Abteilung 709 b¹/b² des Forstreviers Schönerlinde). Die Hauptbodenart ist ein stark humoser mittelsandiger Feinsand mit einem Humusgehalt von ca. 12% und einem engen C/N-Verhältnis von 10 im Oberboden (YAh-Horizont).

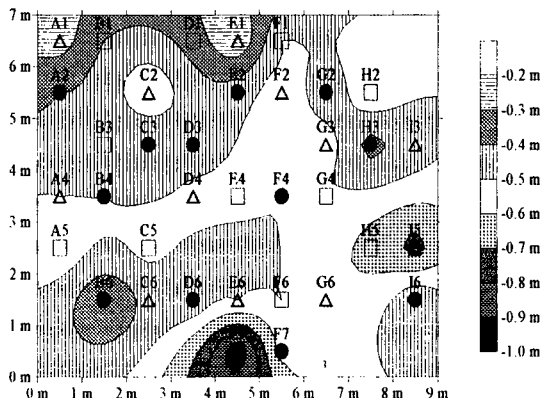


Abb. 1: Mächtigkeit des humosen Oberbodens (YAh-Horizont) auf der Untersuchungsfläche

* Techn. Universität Berlin, Inst. f. Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, 10587 Berlin.
 ☎ 030-314 21722, FAX: 030 - 314 73548

Die KAK mit 100 mmol/kg ist, bei einer Basensättigung von <50%, als gering einzustufen. Die pH-Werte des Oberbodens liegen zwischen 4,8 und 6,0. Bei einem Tongehalt von <0,5% stellt die organische Substanz den Hauptbindungsträger für Nähr- und Schadstoffe dar.

Im Bereich eines Einlaßbeckens der Rieselgalerie wurde ein Saugkerzenmeßfeld mit einer Grundfläche von 7x9 m eingerichtet. Beim Einbau der Saugkerzen (SKA 100 FF, Fa. Haldenwanger, Berlin) wurden tiefenabhängig Bodenproben entnommen. An den Proben wurden der pH-Wert (CaCl₂), C_i und N_i (C/N-Analyser Carlo Erba ANA 1500), sowie Schwermetallgehalte (HNO₃-Druckaufschluß) bestimmt um die kleinräumliche Variabilität der Flächen zu erfassen.

Die Bodenlösung wird im Saugkerzenfeld an jeweils 36 Meßpunkten (3 Tiefen: 50 cm, 100 cm, 180 cm, n=12/Tiefe) gewonnen. Die Beprobung erfolgt seit Herbst 1993. Die Konditionierungsphase welche durch Sorptionsprozesse am Saugkerzenmaterial geprägt ist war Anfang '94 abgeschlossen. Seit 1994 wird in vierzehntägigem Rhythmus Bodenlösung gewonnen. Es wird pH, elektr. Leitfähigkeit, Nährstoffe (Ca, K, Na, Mg) Schwermetalle (Cd, Cu, Pb, Zn) Anionen (Chlorid, Nitrat, Phosphat, Sulfat) sowie Eisen, Aluminium und Silizium bestimmt (vgl. HOFFMANN *et al.* 1994), seit November '94 auch gelöster organischer Kohlenstoff (DOC).

Ergebnisse und Diskussion

Aus der Vielzahl der Ergebnisse sollen im Folgenden die Elemente Kupfer und Zink näher betrachtet werden. In der Abbildung 1 zeigt sich deutlich die hohe Variabilität der Kupferkonzentrationen auf der Fläche. Die Kupfergehalte weisen dabei eine hoch signifikante Affinität zur organischen Bodensubstanz auf ($r=0,81$, $p=0,001$) (vgl. SCHLENTHER *et al.* 1992).

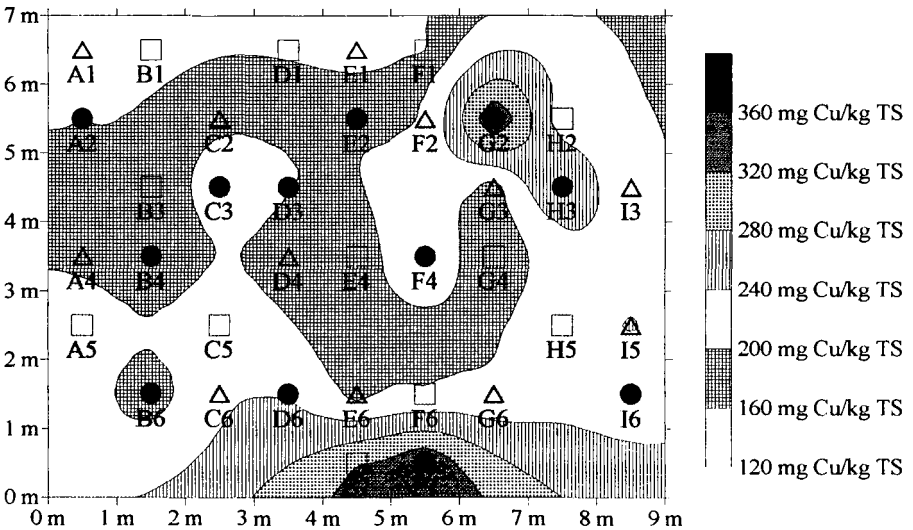


Abb. 2: Kupferkonzentration an der Festphase des YAh-Horizontes im Saugkerzenmeßfeld in 0-20 cm Tiefe (● = Saugkerze in 50 cm Tiefe, □ = Saugkerze in 100 cm Tiefe, Δ = Saugkerze in 180 cm Tiefe)

Exemplarisch wurden für die Betrachtung der Bodenlösung drei von zwölf Saugkerzen aus 100 cm Tiefe dargestellt (D1, E4, E7), welche an Punkten mit unterschiedlich hohen Kupferkonzentrationen eingebaut sind. In dieser Tiefe befinden sich alle eingebauten Kerzen unterhalb des YAh- im C-Horizont. Die Saugkerzen repräsentieren dabei jeweils einen Bereich unterschiedlicher YAh-Mächtigkeit (D1 - 0,3 m, E4 - 0,5 m, E7 - 0,9 m). Für Kupfer finden sich nur geringe Unterschiede zwischen den drei betrachteten Saugkerzen (vgl. Abb. 3).

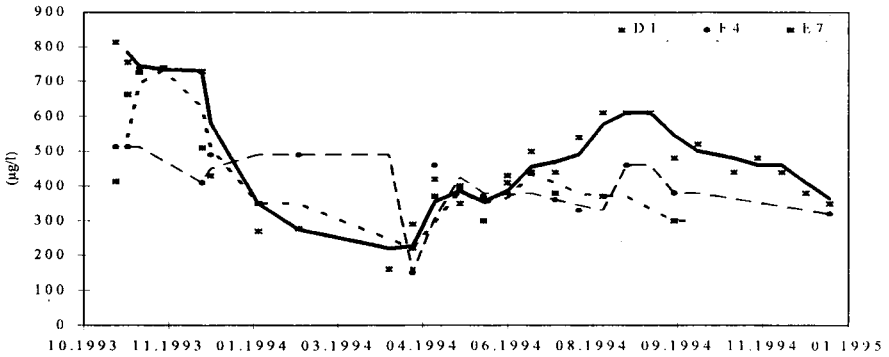


Abb. 3: Kupferkonzentrationen ($\mu\text{g/l}$) in der Bodenlösung dreier Saugkerzen in 100 cm Tiefe mit gleitendem Durchschnitt über 2 Perioden (— = D1, - - - = E4, . . . = E7)

Das Oszillieren der Konzentrationen weist jedoch eine deutliche Zeitabhängigkeit auf. Während im Herbst '93 hohe Konzentrationen auftreten, die im Winter um circa 50% zurückgehen, finden sich ab April '94 wieder steigende Kupfergehalte in der Bodenlösung. Erste Ergebnisse zum Verlauf der DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung ($>80 \text{ mg/l}$ im Herbst '94) lassen den Schluß zu, daß ein Hauptteil des Kupfers als metall-organische Komplexe in Abhängigkeit von der Mineralisationsrate im Oberboden verlagert wird, was Sommer- und Herbstmaxima erklärt.

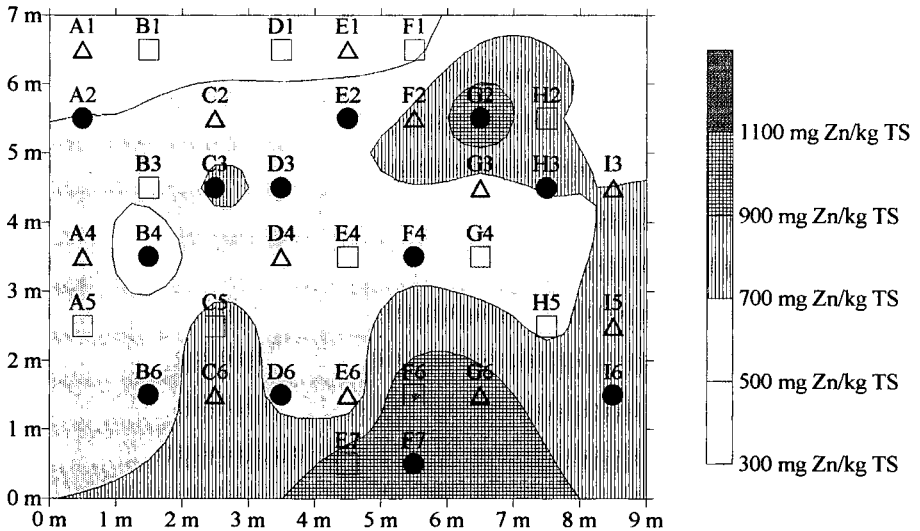


Abb. 4: Zinkkonzentration an der Festphase des YAh-Horizontes im Saugkerzenmeßfeld in 0-20 cm Tiefe (● = Saugkerze in 50 cm Tiefe, □ = Saugkerze in 100 cm Tiefe, Δ = Saugkerze in 180 cm Tiefe)

Die Zinkgehalte an der Festphase weisen dem Kupfer ähnliche Verteilungsmuster auf der Fläche auf (Abb. 4). Die Konzentrationen liegen jedoch um den Faktor 3 höher und erreichen im Bereich der Saugkerzen E7 und F7 Konzentrationen $>900 \text{ mg Zn/kg TS}$. In diesem Bereich ist der YAh-Horizont am mächtigsten.

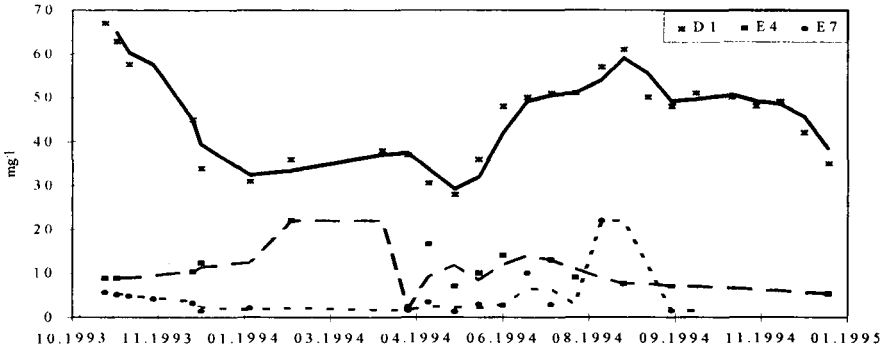


Abb. 5: Zinkkonzentrationen (mg/l) in der Bodenlösung dreier Saugkerzen in 100 cm Tiefe mit gleitendem Durchschnitt über 2 Perioden (— = D1, - - - = E4, = E7)

Bei den Zinkgehalten in der Bodenlösung zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den drei ausgewählten Saugkerzen (Abb. 5). D1 weist für Zink die höchsten Lösungskonzentrationen auf, gefolgt von E4. E7 weist die geringsten Lösungskonzentration bei höchsten Festphasengehalten auf. Hier besteht ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Mächtigkeit des humosen Oberbodens und der Verlagerung. In Abhängigkeit vom Niederschlag findet unter geringmächtigen Humusauflagen ein starker Zinkaustrag statt. Der Konzentrationsanstieg im Juli und August '94 hat seine Ursache wahrscheinlich in mehreren Starkregenereignissen in dieser Periode (20-30 mm/Woche), die zur Verlagerung von Zink aus dem YAh-Horizont geführt haben.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die Dynamik der Bodenlösungskonzentrationen auf ehemaligen Rieselfeldböden durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst wird. Als entscheidende Größen beeinflussen die Humusdynamik und die damit verbundene Bildung von DOC, die Entwicklung des pH-Wertes, sowie die Feldkapazität der sandigen Substrate, die maßgeblich durch die Mächtigkeit des humosen Oberbodens geprägt wird, die Schwermetallmobilisierung. Zusätzliche Effekte wie Makroporenfluß, Fingering bei Wiederbefeuchtung von Boden und organischer Bodensubstanz nach längeren Trockenphasen und nicht zuletzt die Reliefeflüsse auf die kleinräumliche Wasserverteilung (Kuppe-Delle-Oberfläche, 20 cm Höhendifferenz, 2 m Abstand) können die Verlagerung entscheidend beeinflussen.

Nur durch ein langfristiges engmaschiges Monitoring repräsentativer Flächen sowie eine Quantifizierung und Bilanzierung der Humusvorräte können für die Zukunft verlässliche Abschätzungen zur Entwicklung des Systems getroffen werden.

Literatur

Hoffmann, C., L. Schlenker u. C. Bowo, 1994: Untersuchungsergebnisse der bodenökologischen Meßstation in Berlin-Buch: 1993. Abschlußbericht. Im Auftrag der Berliner Forsten. Berlin. 41 S.

Schlenker, L., T. Eggert u. C. Hoffmann, 1992: Bodenökologische Untersuchungen auf den Rieselfeldflächen Buch. Abschlußbericht. Im Auftrag der Berliner Forsten. Berlin. 215 S.

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung u. Umweltschutz Berlin, 1994: Sanierungs- und Gestaltungskonzeption für die ehemaligen Rieselfelder im Bereich des Forstamtes Buch: Phase 1 (1991-93), Berlin. 237 S. + 24 Karten.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen von Forschungsprojekten mit Mitteln der Techn. Universität Berlin und der Berliner Senatsverwaltung f. Stadtentwicklung und Umweltschutz erstellt. Ein besonderer Dank gilt Frau Anja Schirmeier für die gewissenhafte Durchführung der Schwermetall-Festphasenanalytik.

Entwicklung der Basensättigung und der Kationenaustauschkapazität des Bodens bei nachlassenden Säure-Einträgen

von

Holland, W., G. Matschonat und C. Grosholz*

Die gesteigerten Protoneneinträge in Waldökosysteme, hauptsächlich in Form von SO_4 , NO_x und NH_4 , haben unter anderem die beschleunigte Versauerung unserer Waldböden zur Folge. Abnehmende pH-Werte und gesteigerte Austräge basisch wirkender Kationen, die zu abnehmenden Basensättigungen unserer Waldböden führten, wurden beobachtet. Seit ca. 1982 registriert man eine rückläufige SO_4 -, Ca- und Mg-Deposition in Waldökosysteme, während die Deposition von NO_x und NH_4 weiterhin auf hohem Niveau bleibt (Matzner und Meiwes 1994).

Diese quantitativen Veränderungen der großräumigen Depositionssituation, mit geringerer SO_4 -Konzentration und Ionenstärke sowie höherem pH-Wert der Bestandesniederschläge, werden langfristig auch Auswirkungen auf bodenchemische Zustandsgrößen haben (Wright et al. 1988).

Wegen ihres Einflusses auf die Nährstoffversorgung von Pflanzen und die Elastizität des Bodens gegenüber Säureinträgen sind die Kationenaustauschkapazität (KAK) und die Basensättigung (BS), die eine wichtige Steuergröße für Al-Toxizität darstellt, von besonderem Interesse.

Eine Abschätzung der Entwicklung dieser Zielgrößen im Freiland ist aus Untersuchungen einzelner Faktoren recht kritisch, da die depositionsbedingten Veränderungen der Bodenlösung für sich allein betrachtet eine antagonistische Wirkung auf KAK und BS besitzen und der Zeitraum, in dem sich meßbare Veränderungen vollziehen, ungewiß ist.

Ansteigende pH-Werte in der Bodenlösung führen zur Dissoziation schwächerer Säuregruppen der Bodenfestphase und somit über die Bildung negativer Sorptionsplätze zu einem Anstieg der effektiven KAK. Verringert wird der Anstieg einerseits durch die Reduzierung der Sorptionskapazität für Anionen im besonderen für SO_4 , welches durch Co-Sorption auch einen Beitrag zur KAK leisten kann und andererseits durch die abnehmende Ionenstärke der Bodenlösung, wodurch die Dissoziation von Säuregruppen verringert wird. Geringere Ionenstärken können jedoch auch zu einer verstärkten Mobilisierung von organischen Anionen führen, die, wenn sie an Sesquioxiden sorbiert werden, den Ladungsneutralpunkt erniedrigen und damit die KAK erhöhen (Richter 1988).

In Bezug auf die Basensättigung führen die geringeren Konzentrationen an NO_3 und SO_4 in den Bodenlösungen zu geringeren Austrägen an basisch wirkenden Kationen und damit verbesserten Bedingungen für eine Basenanreicherung aus deponierten Mengen oder aus der Mineralverwitterung. Gleichzeitig wirken jedoch die reduzierten Einträge an M_b -Kationen einer Erhöhung der BS entgegen.

An einem Modellsystem wurden deshalb Untersuchungen zur Entwicklung der KAK und der BS im Freiland, vor dem Hintergrund verringerter saurer Einträge und Deposition an M_b -Kationen vorgenommen. In einem nach geologischen und klimatischen Bedingungen einheitlichem Gebiet im Fichtelgebirge wurde ein Vergleich zwischen einer Fläche mit einem 100-jährigen Fichtenbestand und einer Fläche, auf der ein durch Kahlschlag begründeter 27-jähriger Fichtenjungbestand stockt durchgeführt. Auf den Flächen sind Braunerden und Podsol-Braunerden miteinander vergesellschaftet, die sich aus kontaktmetamorph überprägten Glimmerschiefern entwickelten. Erfuhren die Flächen vor dem Kahlschlag vergleichbare Depositionen, so unterscheiden sich diese

* BITÖK - Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Bodenökologie, 95440 Bayreuth, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1

nach dem Kahlschlag durch eine geringere trockene Deposition im Jungbestand deutlich, und damit auch in den Voraussetzungen für die Entwicklung der Zielgrößen.

Auf beiden Flächen wurde die Niederschlagssituation sowie die Depositionssituation von SO_4 , NO_3 , Cl, H, K, Na, Ca, und Mg im Bestand erfaßt. Die flächenrepräsentative Beprobung der Bodenfestphase erstreckte sich auf Oh, A- und B-Horizonte und wurde auf der Grundlage eines Rasters vorgenommen. Von jeder der insgesamt 20 Rasterflächen pro Bestandesfläche wurde je Horizont eine Mischprobe, die sich aus 4 Einzelproben zusammensetzt, gewonnen. Der pH-Wert als Indikator für die Acidität des Bodens wurde als pH (H_2O) und pH (CaCl_2) bestimmt. Zur Ermittlung der KAK und der BS wurden zwei Methoden angewandt. Die Methode nach Trüby und Aldinger (1989) als eine Summationsmethode und die Methode nach Gillman (1979) als eine "Index-Kation" - Methode mit angepaßten pH-Wert und Ionenstärke der Austauschlösung. Es wurden die Vorräte und Gehalte an SO_4 und Sesquioxiden eines jeden Horizontes bestimmt. Auf beiden Flächen wurde die Bodenlösung der A- und B-Horizonte flächenrepräsentativ mittels Saugkerzen beprobt und hinsichtlich pH, elektr. Leitfähigkeit, Hauptkationen und -anionen analysiert.

Die Bestandesniederschläge auf der Altbestandsfläche weisen im Vergleich zu der Jungbestandsfläche tiefere pH-Werte und höhere Konzentrationen der Hauptkationen und -anionen auf, was sich auch in einer höheren Ionenstärke niederschlägt. Die Elementflüsse mit den Niederschlägen verhalten sich entsprechend den Konzentrationen.

Der Altbestand erhält deutlich höhere Einträge an allen Kationen und Anionen, besonders aber an SO_4 (2,57 x), NO_3 (4,85 x), H^+ (5,73 x), Ca (2,60 x) und Mg (2,0 x).

Aus der Literatur ist bekannt, daß die Bodenlösung sehr schnell auf verändertes Depositionsgeschehen reagieren kann (Bredemeier et al. 1995). Die Bodenlösung in den untersuchten Horizonten der beiden Flächen unterscheidet sich deutlich in der elektrischen Leitfähigkeit und damit auch in ihrer Ionenstärke, welche auf der Jungbestandsfläche geringer ist.

Auch der mittlere pH-Wert in der Bodenlösung des Jungbestandes ist in den A- und B-Horizonten höher als auf der Altbestandsfläche. Die pH-Wert-Unterschiede erklären sich einerseits aus den geringeren sauren Depositionen und andererseits aus der geringeren Pufferung der SO_4 -Konzentration aus den akkumulierten Schwefelvorräten auf der Jungbestandsfläche.

Im Jungbestand zeigen die um 0,3 - 0,4 pH-Einheiten höheren Boden-pH-Werte in den A- und B-Horizonten bereits Veränderungen an der Bodenfestphase an.

Neben pH-Werten wurden die Parameter KAK und BS untersucht und die Ergebnisse mit statistischen Mitteln ausgewertet. Es wird dabei eine Zuordnung der Reaktion von KAK und BS zu ihren Einflußgrößen versucht und die Erholungsfähigkeit von Waldböden unter den Bedingungen nachlassender Säureinträge diskutiert.

Literatur :

- BREDEMEIER, M.; BLANK, K.; LAMERSDORF, N.; WIEDEY, G.A. (1995)** : Response of soil water chemistry to experimental "clean rain" in the NITREX roof experiment at Solling, Germany. *Forest Ecology and Management*, 71, 31 - 44
- GILLMAN, G.P. (1979)** : A proposed method for the measurement of exchange properties of highly weathered soils. *Aust. J. Soil Res.* 71, 129 - 139.
- MATZNER, E.; MEIWES, K.J. (1994)** : Long-term development of element fluxes with bulk precipitation and throughfall in two German forests. *J. Environ. Qual.*, 23, 162 - 166
- RICHTER, D.D.; COMER, P.J.; KING, K.S.; SAWIN, H.S.; WRIGHT, D.S. (1988)** : Effects of low ionic strength on pH of acid forested soils. *Soil Soc. Am. J.*, 52, 261 - 264
- TRÜBY, P.; ALDINGER, E. (1989)** : Eine Methode zur Bestimmung austauschbarer Kationen in Waldböden *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.*, 152, 301 - 306
- WRIGHT, R.F.; LOTSE, E.; SEMB, A. (1988)** : Reversibility of Acidification shown by Whole-Catchment Experiments. *Nature*, 334, 670 - 675

Eine Versuchseinrichtung zur ungestörten Messung des Stoff- und Wasserflusses in einem definierten Bodenquerschnitt in räumlicher und zeitlicher Auflösung

von

Jene, B., G. Fent und R. Kubiak*

Zur Beurteilung des Verlagerungsverhaltens und der Austragsneigung von Xenobiotika in Böden kommen in erster Linie Feldverlagerungsexperimente (Saugkerzensysteme, Entnahme von Bodenkernen) sowie Lysimeterversuche zum Einsatz. Während bei Feldverlagerungsversuchen grundsätzlich das Problem besteht, daß durch die stichprobenartige Beprobung nicht alle Stoffbewegungen erfaßt werden können, insbesondere ein stark lokalisierter schneller Transport von Stoffen, muß bei Lysimeterstudien mit veränderten Randbedingungen sowie mit Störungen des Bodenkerns durch Gewinnung und Transport gerechnet werden.

Eine Versuchseinrichtung, die die Nachteile der o. g. Versuchssysteme weitgehend ausschließt, wurde nun als Saugbodensystem in einem Sandboden (Sandanteil > 70 %) entwickelt. Dabei wurde das Ziel verfolgt, Sickerwasser, welches einen definierten Querschnitt im Boden erreicht, vollständig zu erfassen, ohne durch die Beprobungsvorrichtung den Stoff- und Wasserfluß in dieser Zone maßgeblich zu beeinflussen. Das Saugbodensystem befindet sich momentan in der Versuchsphase und wird nachfolgend vorgestellt:

Ausgehend von einem Meßschacht (10 m Länge, 2,2 m Tiefe) wurden 3 an Stirn- und Rückseite offene Stahlkästen (1,80 m Tiefe, 1,50 m Breite, 0,70 m Höhe) in 1,30 m Tiefe als Seitenstollen lateral in den ungestörten Boden gepreßt und gleichzeitig der Boden im Innern der Kästen entfernt. Dabei waren die Kanten der Stahlrahmenrückseite (Vortriebsrichtung) an der Innenseite zu Schneiden abgeschrägt, so daß entstehende Drücke bzw. Verdichtungen nach Innen abgeleitet wurden, um den Boden in der Umgebung der Stahlrahmen möglichst wenig zu stören.

Durch die vorgebohrten Löcher in der Deckplatte der Kästen wurden dann pro Versuchseinheit 218 Keramiksaugkerzen in gleichmäßigem Abstand eingebaut.

Um die räumliche Auflösung des Beprobungsbereiches zu realisieren, wurden je 3 Saugkerzen über verbundene Teflonschläuche in eine Probenflasche zusammengeführt, so daß Bereiche von etwa 300 cm² getrennt untersucht werden. Prinzipiell ist jedoch eine 3-fach feinere Auflösung (einzelne Beprobung jeder Saugkerze) möglich.

Alle Probenflaschen und durch diese wiederum die Saugkerzen sind mit einer Unterdrucksteuerung verbunden, die so die untere Randbedingung des Systems bezüglich des Matrixpotentials steuert. Der aktuelle Zielwert wird dabei als Durchschnittswert mehrerer Tensiometer ermittelt, die in der Umgebung der Saugböden in gleicher Tiefe eingebaut sind.

Der Innenraum der Saugkerzen ist nicht wassergefüllt, was einen kapillaren Aufstieg durch die Saugkerzen verhindert. Dadurch konnte jedoch das Totvolumen des Systems sehr gering gehalten werden (ca. 600 ml pro Saugboden), außerdem muß kein Perkolat für kapillaren Aufstieg bevorratet werden, was eine bessere zeitliche Auflösung der Beprobung erlaubt. Vorversuche während der Vegetationsperiode zeigten, daß bei der vorliegenden Bodenart, in der Einbautiefe der Saugböden (1,30 m), bei der herrschenden Grundwassertiefe (> 3 m) ein kapillarer Aufstieg nur in äußerst geringem Maße stattfinden kann.

* SLFA Neustadt/Wstr., Fachbereich Phytomedizin, Breitenweg 71, 67453 Neustadt/Wstr.

Die Applikationsfläche der zu untersuchenden Substanz befindet sich senkrecht über dem zentralen Sammelbereich (Abb. 2) und entspricht dieser in Form und Fläche ($0,8 \text{ m}^2$). Laterale Wasser- und Stoffbewegung wird durch einen (räumlich geringer aufgelösten) Randbereich (Sicherheitsbereich) berücksichtigt

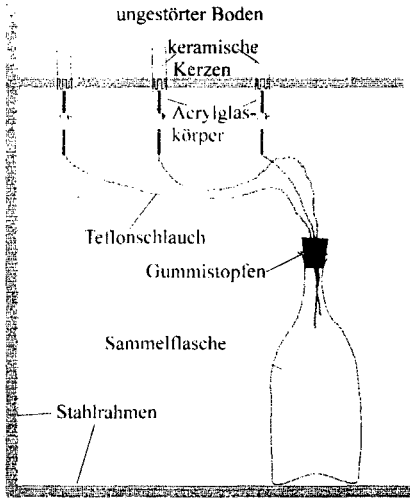


Abb. 1: Vorderansicht eines Saugbodens, Prinzip der Perkolatgewinnung

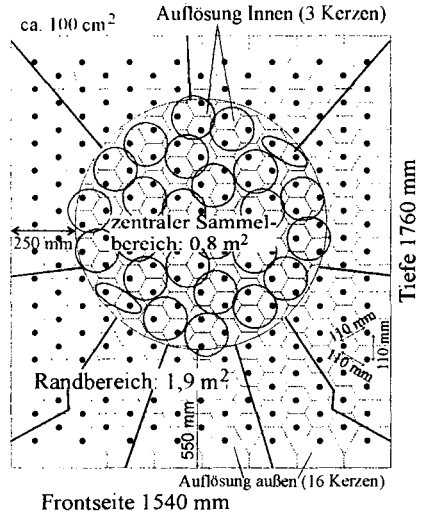


Abb.2: Saugboden von oben, Anordnung der Saugkerzen (schwarze Punkte)

Zusammenfassend zeichnet sich das vorgestellte Saugbodensystem durch folgende Eigenschaften aus:

- Sammeln von Sickerwasser in einer überwiegend ungestörten Umgebung
- vollständige Erfassung der Stoffe, die den Querschnitt der Meßfläche erreichen (Grundlage für eine Stoffbilanz)
- Simulation der Freilandbedingungen bezüglich des Matrixpotentials in Höhe der Meßfläche
- hohe zweidimensionale Auflösung des Beprobungsquerschnitts
- kein kapillarer Aufstieg in Höhe der Saugkerzen, dadurch jedoch:
 - geringes Totvolumen des Systems
 - hohe zeitliche Auflösung der Beprobung möglich

Danksagung: Dem IVA sei für die finanzielle Unterstützung des Projektes gedankt

Ursachen der Sorption gelöster organischer Substanzen in sauren Waldböden

von

Kaiser, K.*

Einleitung

Die Sorption an mineralische Oberflächen steuert das Verhalten gelöster organischer Substanzen (engl. dissolved organic matter = DOM) in wässrigen Systemen. In terrestrischen Ökosystemen wird der Gehalt und die stoffliche Zusammensetzung von DOM im Bodenwasser wie im Output durch Wechselwirkungen mit reaktiven Mineralboden-Horizonten reguliert (Vance & David, 1991; Guggenberger & Zech, 1993). Chemisch-mineralogischen Ursachen der Sorption von DOM an Böden scheinen die Gehalte an Sesquioxiden und organischem C zu sein (Jardine et al., 1989; Moore et al., 1992). Auch die Menge adsorbierten SO_4^{2-} beeinflusst möglicherweise die DOM-Sorption (Zech et al., 1994).

Die bisherigen Arbeiten zur Sorption von DOM in Böden sind entweder auf ein enges Spektrum von Bodentypen begrenzt (podsolierte Böden, Ultisols, Alfisols: David & Zech, 1990; Jardine et al., 1989; Donald et al., 1993) oder sie betrachten ausschließlich die Sorption der gesamten DOM, nicht aber von einzelnen DOM-Fractionen (Moore et al., 1992). Da den Fractionen aber z.T. unterschiedliche ökologische Bedeutung zukommt (Kukkonen et al., 1990; Guggenberger et al., 1993), ist die Untersuchung ihrer Wechselwirkungen mit Mineralböden von Interesse.

Ziel der hier vorgestellten Arbeit war es, in Batchversuchen die Sorption von DOM und analytischen DOM-Fractionen an saure Waldböden unterschiedlicher chemisch-mineralogischer Eigenschaften und Genese zu charakterisieren. Eine allgemein gültige Beschreibung der Beziehung zwischen den die Sorption bestimmenden Bodeneigenschaften und Sorptions-Parametern wird angestrebt. Zusätzlich soll der Einfluß verschiedener Bodeneigenschaften in Modellversuchen überprüft werden.

Material und Methoden

Die Sorption von DOM wurde an 93 carbonatfreien Horizonten aus 24 Profilen verschiedener Waldböden untersucht. Bei den Bodentypen handelt es sich um Ranker, Braunerden, Parabraunerden, Podsole, Pseudogleye und Gleye. Folgende Bodeneigenschaften wurden bestimmt: die Gehalte an C_{org} , Al_0 , Fe_0 , Fe_d , Ton und adsorbiertem SO_4^{2-} sowie der pH in 0.01 M CaCl_2 . Zusätzlich wurde die spezifische Oberfläche (SO) mittels N_2 -Adsorption nach der BET-Beziehung ermittelt. Batch-Versuche wurden mit 8 g lufttrockener, homogenisierter Feinerde (< 2 mm) unter Zugabe von 40 ml unterschiedlich konzentrierter DOM-Lösungen (extrahiert aus dem Oh-Horizont eines Fichten-Rohhumus) und einer Schüttelzeit von 24 h durchgeführt. Die zugegebenen DOM-Konzentrationen lagen zwischen 0 und 5.6 mmol DOC dm^{-3} . Die Gleichgewichtslösung wurde mittels Unterdruckfiltration durch 0.45 μm Membranfilter gewonnen. In den Gleichgewichtslösungen wurden die DOC-Konzentration (Shimadzu TOC-5050) und die Verteilung der DOM auf hydrophile und hydrophobe Anteile nach Leenheer (1981) ermittelt. Die Beschreibung der Sorption erfolgte mittels der *initial mass*-Beziehung (Nodvin et al., 1986). Die Beziehungen zwischen Bodeneigenschaften und dem Desorptionsterm b sowie dem Verteilungskoeffizient m wurden mittels schrittweiser multipler Regression errechnet. Die Bodeneigenschaften wurden vorher auf Normal-

*Klaus Kaiser, Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

verteilung geprüft und gegebenenfalls entsprechend transformiert. Die Überprüfung der Einflüsse der Faktoren C_{org} , Al_0 , Fe_0 , Fe_d und adsorbiertem SO_4^{2-} erfolgte durch Modifikation des Bhs-Horizontes eines Braunerde-Podsols. Dazu wurde der Boden mit Überzügen von C_{org} (extrahiert aus dem Oh-Horizont eines Fichtenrohhumus), Al_0 , Fe_0 und Fe_d (synthetische Mineralphasen: amorphes $Al(OH)_3$, Ferrihydrit bzw. Goethit) versehen. Ein solches Verfahren ist laut Chao et al. (1964) wesentlich schonender und mit weniger unerwünschten Nebeneffekten verbunden, als bei der gezielten Zerstörung einer der Zielvariablen wie es z.B. Jardine et al. (1989) getan haben. Der Gehalt an adsorbiertem SO_4^{2-} wurde durch Waschen mit H_2SO_4 erhöht.

Ergebnisse und Diskussion

In Tabelle 1 sind die Spanne für die verschiedenen Bodeneigenschaften sowie ihre Verteilung dargestellt. Die pH-Werte waren normalverteilt, alle übrigen Parameter wiesen eine log-Normalverteilung auf und wurden entsprechend transformiert.

Tab. 1: Spanne der Bodeneigenschaften und ihrer Verteilung

Parameter	Maximum	Minimum	Mittelwert	Median	Standardabweichung	Standardfehler des Mittelwerts
Corg [g kg ⁻¹]	100	0	17	8	22	2
Al ₀ [g kg ⁻¹]	26.1	0.1	2.3	1.4	3.6	0.4
Fe ₀ [g kg ⁻¹]	19.2	0.1	4.1	2.3	4.4	0.5
Fed [g kg ⁻¹]	60.1	0.1	9.4	5.3	10.0	1.0
Ton [g kg ⁻¹]	600	1	140	90	130	10
pH _{CaCl2}	5.8	2.8	4.0	3.9	0.7	0.1
SO ₄ ²⁻ [meq kg ⁻¹]	22.0	0.1	1.6	0.8	3.0	0.3
SO [m ² g ⁻¹]	25.3	0.2	4.4	2.6	5.2	0.5

Hohe Interkorrelationen ergaben sich zwischen log C_{org} sowie pH_{CaCl2}, zwischen log Al_0 und log Fe_0 , log SO_4^{2-} , zwischen log Ton und log Fe_d , log SO, zwischen log Fe_d und log Fe_0 , log SO_4^{2-} , log SO.

In Tabelle 2 sind die Korrelationen zwischen den Bodeneigenschaften und den Sorptionsparametern für Gesamt-DOM sowie die hydrophile und hydrophobe Fraktion dargestellt.

Tab. 2: Einfache Korrelationen zwischen Bodeneigenschaften und Sorptionsparametern für Gesamt-DOM sowie die hydrophile und hydrophobe Fraktion (* = $p < 0.01$; ** = $p < 0.001$)

Bodenparameter	Gesamt-DOM		hydrophiles DON		hydrophobes DOM	
	b [mmol DOC kg ⁻¹]	m	b [mmol DOC kg ⁻¹]	m	b [mmol DOC kg ⁻¹]	m
log Corg	0.71**	-0.41*	0.69**	-0.51*	0.68**	-0.21
log Al ₀	0.15	0.46*	0.18	0.13	0.02	0.64**
log Fe ₀	0.20	0.45*	0.24	0.13	0.05	0.62**
log Fed	0.17	0.48*	0.20	0.23	0.02	0.56*
log Ton	0.19	0.38	0.23	0.16	0.04	0.47*
pH _{CaCl2}	0.31	0.53*	0.27	0.38	0.40*	0.53*
log SO ₄ ²⁻	0.05	0.50*	0.07	0.23	0.05	0.63**
log SO	-0.03	0.62**	0.02	0.32	-0.18	0.72**

Die Desorption b in den untersuchten Böden ist sowohl für Gesamt-DOM wie für die Fraktionen mit dem Gehalt an C_{org} eng korreliert. Die positive Beziehung deutet auf die Quelfunktion von Corg für DOM hin. Höhere Korrelationen sind ansonsten nur mit dem pH_{CaCl2} festzuhalten. Auch hier ist die Beziehung positiv. Dies hängt z.T. mit zunehmender Löslichkeit von DOM bei höheren pH-Werten zusammen.

Höhere pH-Werte bringen aber auch eine erhöhte biologische Aktivität mit sich, die wiederum zu verstärkter Mobilisierung von DOM führen kann. Die Affinität m von Gesamt-DOM wie der Fraktionen steht in engem Zusammenhang mit dem Gehalt an Al_0 , Fe_0 , Fe_d und Ton. Die Korrelationen für m der hydrophoben Fraktion sind höher als die von Gesamt-DOM und hydrophiler Fraktion. Höhere Konkurrenzstärke der hydrophoben Fraktion im Vergleich zur hydrophilen Fraktion, die bei begrenzter Anzahl von Bindungsplätzen sogar zu einer Verdrängung der hydrophilen Substanzen führt (hier nicht dargestellt), ist die Ursache hierfür. Der Gehalt von C_{org} ist negativ mit dem Verteilungskoeffizient m korreliert, was mit einer Behinderung der Sorption durch Belegung von Sorptionsplätzen an Sesquioxiden durch organische Substanzen zu erklären ist. Der Einfluß von C_{org} auf die Sorption der hydrophoben Fraktion ist deutlich geringer als auf die der hydrophilen Fraktion. Die positive Beziehung zwischen pH_{CaCl_2} und m hängt mit der Interkorrelation zu C_{org} zusammen. Ähnliches gilt für die positive Korrelation zwischen SO_4^{2-} und m aufgrund Interkorrelation von SO_4^{2-} und Sequioxidgehalten. Die besten Beziehungen von m ergibt sich zu $\log SO$. Bedauerlicherweise ist die Größe keine Routineanalyse für Böden und eignet damit nicht zur Vorhersage der Sorptionseigenschaften von Böden gegenüber DOM. Sie wurde deshalb nicht in weitere Analysen einbezogen.

Mittels schrittweiser multipler Regression (Einschluß bei multiplen $p < 0.01$) wurden als wesentliche Faktoren für die Beschreibung von b und m sind $\log C_{org}$, $\log Al_0$ und $\log Fe_d$ identifiziert. Die abgeleiteten Gleichungen sind in Tabelle 3 zu finden.

Tab. 3: Gleichungen multipler Regressionsrechnung für die Beziehung zwischen Bodeneigenschaften und den Sorptionsparametern der *initial mass*-Beziehung

	Gleichung	r ²
Gesamt-DOM	$\log b = 0.32 + 0.72 \log C_{org}$	0.76
	$m = 0.64 + 0.15 \log Fe_d - 0.26 \log C_{org} + 0.19 \log Al_0$	0.75
hydrophiles DOM	$\log b = 0.20 + 0.71 \log C_{org}$	0.75
	$m = 0.53 - 0.34 \log C_{org} + 0.17 \log Fe_d + 0.11 \log Al_0$	0.58
hydrophobes DOM	$\log b = -0.46 + 0.84 \log C_{org}$	0.65
	$m = 0.71 + 0.24 \log Al_0 - 0.20 \log C_{org} + 0.13 \log Fe_d$	0.77

In Abb.1 ist der Einfluß von steigenden von Al_0 , Fe_0 , Fe_d , C_{org} und adsorbiertem SO_4^{2-} (bei ansonsten unveränderten Bodeneigenschaften) auf den Verteilungskoeffizient m von Gesamt-DOM dargestellt. Der Einfluß auf die hydrophile und hydrophobe Fraktion (hier nicht wiedergegeben) ist vergleichbar.

Es zeigt sich, daß steigende C_{org} -Gehalte eine verringerte Affinität bewirken. Zunehmende Gehalte an Sequioxiden erhöhen dagegen die Affinität. Der Effekt ist für Al_0 am deutlichsten und für Fe_d am geringsten. Ab einem bestimmten Gehalt an Oxiden ist die Zunahme von m nicht mehr proportional zur Erhöhung der Oxidmenge. Erhöhte Gehalte an adsorbiertem SO_4^{2-} haben keine Verminderung von m zur Folge. Vielmehr wird durch DOM-Sorption SO_4^{2-} vom Boden desorbiert (hier nicht dargestellt). Damit bestätigen die Modellversuche, daß C_{org} und Sesquioxide die entscheidenden Eigenschaften von Böden bezüglich der Sorption von DOM und DOM-Fraktionen sind. Auch die logarithmische Beziehung zwischen Bodeneigenschaften und m kann hier gezeigt werden.

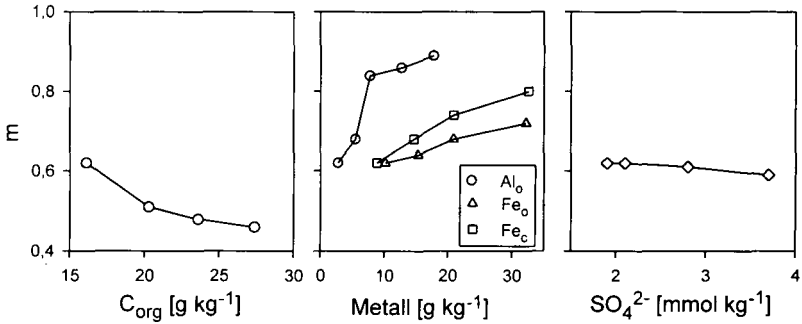


Abb.1: Beziehung zwischen verschiedenen Bodeneigenschaften und dem initial mass- Verteilungskoeffizienten m der Sorption von DOM und DOM-Fractionen an Böden in einem Modellversuch

Folgerungen

Die Sorption von DOM und DOM-Fractionen in Böden wird bestimmt durch die Gehalt an C_{org} und Sesquioxiden. Insbesondere Al_0 ist an der Bindung beteiligt. Adsorbiertes SO_4^{2-} hingegen hat keine Bedeutung für die Sorption. Seine Eintauschstärke ist anscheinend zu niedrig. Die Stärke der Affinität zwischen Böden und DOM sowie DOM-Fractionen läßt sich mittels der der Gehalte an C_{org} , Al_0 und Fe_d hinreichend vorhersagen.

Literatur

- CHAO, T.T., HARWARD, M.E. & FANG, S.C. (1964): Iron or aluminum coatings in relation to sulfate adsorption characteristics of soils. *Soil Sci. Soc. Am. P.* **28**, 632-635.
- DAVID, M.B. & ZECH, W. (1990): Adsorption of dissolved organic carbon and sulfate by acid forest soils in the Fichtelgebirge, FRG. *Zeit. Pflanzenernähr. Bodenkd.* **153**, 379-384.
- DONALD, R.G., ANDERSON, D.W. & STEWARD, J.W.B. (1993): Potential role of dissolved organic carbon in phosphorous transport in forested soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **57**, 1611-1618.
- GUGGENBERGER, G. & ZECH, W. (1993b): Dissolved organic carbon control in acid forest soils of the Fichtelgebirge (Germany) as revealed by distribution patterns and structural composition analyses. *Geoderma* **59**, 109-129.
- GUGGENBERGER, G., GLASER, B. & ZECH, W. (1994): Heavy metal binding by hydrophobic and hydrophilic dissolved organic carbon fractions in a spodosol A and B horizon. *Water Air Soil Poll.* **72**, 111-127.
- JARDINE, P.M., WILSON, G.V., MCCARTHY, J.F., LUXMOORE, R.J., TAYLOR, D.L. & ZELAZNY, L.W. (1990): Hydrogeochemical processes controlling the transport of dissolved organic carbon through a forested hillslope. *J. Contam. Hydrol.* **6**, 3-19.
- KUKKONEN, J., MCCARTHY, J.F. & OIKARI, A. (1990): Effects of XAD- fractions of dissolved organic carbon on sorption and bioavailability of organic micropollutants *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **19**, 551-557.
- LEENHEER, J.A. (1981): Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewaters. *Environ. Sci. Technol.* **15**, 578-587.
- MOORE, T.R., DE SOUZA, W. & KOPRIVNIJAK, J.-F. (1992): Controls on the sorption of dissolved organic carbon by soils. *Soil Science* **154**, 120-129.
- NODVIN, S.C., DRISCOLL, C.T. & LIKENS, G.E. (1986): Simple partitioning of anions and dissolved organic carbon in a forest soil. *Soil Science* **142**, 27-35.
- VANCE, G.F. & DAVID, M.B. (1991): Chemical characteristics and acidity of soluble organic substances from a northern hardwood forest floor, central Maine, USA. *Geochim. Cosmochim. Acta* **55**, 3611-3625.
- ZECH, W., GUGGENBERGER, G. & SCHULTEN, H.-R. (1994): Budgets and chemistry of dissolved organic carbon in forest soils: effects of anthropogenic soil acidification. *The Sci. of the Total Environ.* **152**, 49-62.

Beziehungen zwischen Schwermetallgehalten und -verfügbarkeiten in Berliner Trümmerschuttböden

von

Kalbe, U. und U. Smettan

1. Einleitung

Trümmerschuttböden im Berliner Innenstadtbereich sind häufig mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen erheblich kontaminiert [SMETTAN 1993].

Die sehr heterogen zusammengesetzten Trümmerschuttböden enthalten eine Vielzahl technogener Komponenten, über deren physikalisch-chemischen Eigenschaften und ökologische Relevanz wenig bekannt ist [MEUSER 1993].

Ziel dieser Arbeit ist es, die Verfügbarkeit der Schwermetalle in Trümmerschuttböden zu untersuchen und dabei die verschiedenen technogenen Komponenten des Skelettgehaltes zu berücksichtigen. Vorgestellt werden Untersuchungen über die Verfügbarkeit der Schwermetalle Blei, Kupfer und Zink in einem Trümmerschuttboden. Um die Nachlieferung der Schwermetalle aus dem Skelettgehalt mit den unterschiedlichen technogenen Komponenten beurteilen zu können, wurde zusätzlich die Elementzusammensetzung von typischen technogenen Komponenten des Schuttbodens analysiert.

2. Material und Methoden

Untersucht wurden Horizontproben von einem ausgewählten Bodenprofil eines Trümmergrundstückes bis 1m Tiefe. Der Gehalt der Proben an technogenen Komponenten wurde abgeschätzt. Außerdem wurden die technogenen Komponenten Schlacke, Kohle/Asche, Dachschiefer, Putz und Ziegel des Skelettgehaltes aus den Horizonten gesondert beprobt.

Für die Beurteilung der Schwermetallbindungsformen (verfügbare und mobilisierbare Anteile des Gesamtvorrates) wurden die ersten beiden Schritte des sequentiellen Extraktionsverfahrens nach ZEIJEN & BRÜMMER [1989] angewendet. Die mobile Fraktion (Extraktion mit 1 M NH_4NO_3) umfaßt wasserlösliche und austauschbare Schwermetalle sowie leicht lösliche metallorganische Komplexe. In der leicht nachlieferbaren Fraktion (Extraktion mit 1 M NH_4 -Acetat, pH=6) werden spezifisch adsorbierte, oberflächennah okkludierte und an CaCO_3 gebundene Schwermetalle sowie metallorganische Komplexe geringer Bindungsstärke in Lösung gebracht. Die Schwermetallgehalte der Lösungen wurden für Cu, Zn und Pb am Flammen- bzw. Graphitrohr-AAS gemessen.

Die Gesamtgehalte der Schwermetalle und die Elementzusammensetzung der technogenen Komponenten wurde am Röntgenfluoreszenzspektrometer (RFA) analysiert. Die luftgetrocknete und gemahlene Feinerde und auch das gemahlene Skelett wurden mit Polyvinylalkohol im Verhältnis 1:1 zu Tabletten verpreßt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Beschreibung des untersuchten Trümmerschuttbodens ist in Tab.1 zusammengefaßt. Charakteristisch ist, daß in unterschiedlichen Anteilen und Gemengen die technologischen Komponenten Schlacke, Ziegel, Putz, Kohle/Asche und Schiefer vorkommen.

Tab. 1: Profilbeschreibung des Trümmerschuttbodens

Tiefe [cm]	Horizontmerkmale	Komponenten
0 - 30	yAi, 10YR 3/1, karbonathaltig, humoser mS, 35% Skelett	Hauptkomponenten: 40% Ziegel, 40% Schiefer Nebenkomponenten: Putz, Schlacke
30 - 40	yI1, 10YR 2/1, karbonatarm, humoser mS, 30% Skelett	HK: 40% Ziegel, 40% Schlacke NK: Holzkohle, Putz, Glas, Schiefer
40 - 73	yY2, 10YR 3/1, karbonathaltig, humoser mS, 20% Skelett	HK: 80% Schlacke NK: Ziegel, Schiefer, Metall
73 - 85	yY3, 10YR 5/2, karbonatreich, mS, 40% Skelett	HK: 60% Ziegel, 20% Putz NK: Glas, Schlacke, Porzellan
85 - 100	yY4, 10YR 6/3, sehr karbonatreich, gsmS, 50% Skelett	HK: 50% Ziegel, 30% Putz NK: Schlacke, Schiefer, Kohle

Im Feinboden dieses Profils wurden sehr hohe Gesamtgehalte an Blei (340-1020 mg/kg TS) und Zink (330-1200 mg/kg TS) festgestellt (Abb.1-2). Auch die Kupfergehalte mit 50-190 mg/kg TS sind deutlich erhöht (Abb.3). Dabei ist zu berücksichtigen, daß nach vergleichenden Untersuchungen zwischen RFA und AAS (HF/HClO₃-Aufschluß) die Gesamtgehalte bei der RFA durchschnittlich 20% höher liegen. Dennoch werden die geogenen Grundgehalte von Berliner Sedimenten [SMETTAN&EHRIG 1995] um ein Vielfaches überschritten.

Der Anteil der mobilen Fraktion der Schwermetalle ist bezogen auf die Gesamtgehalte sehr gering (Abb.1-3). Er beträgt für Blei 0,4-0,9%, für Zink 2,0-3,7% und Kupfer 1,1-4,1%. Die Menge der leicht nachlieferbaren Fraktion ist wesentlich höher (Abb. 1-3). Ihr Anteil am Gesamtvorrat schwankt zum Teil erheblich. Er beträgt bei Blei 8-50%, bei Zink 12-20% und Kupfer 2-7%. Die Ursachen der unterschiedlichen Löslichkeiten können hier nicht geklärt werden. Die pH-Werte liegen in allen Horizonten im neutralen bis leicht basischen Bereich, so daß die unterschiedlichen Löslichkeiten hier nicht pH-abhängig scheinen.

Aus den RFA-Untersuchungen ausgesuchter technogener Komponenten des Profils geht hervor, daß besonders in der Schlacke ein hoher Anteil an Schwermetallen (vor allem Fe, Pb, Zn, Cu, Cr, As) gebunden ist (Tab.2). Dieser ist vermutlich aber zum größten Teil oxidisch gebunden und dürfte damit nicht in vollem Umfang verfügbar sein. In den Horizonten mit hohen Schlackeanteilen sind daher erhöhte Schwermetallgehalte zu erwarten. Eine stärkere Mobilität bzw. Nachlieferbarkeit ist nur für Zink zu beobachten (Abb. 1-3). Die hohen Eisengehalte (vorwiegend Eisenoxide) der Schlacke (18,1%) wirken sich vor allem auf die Schwermetall-Sorptionkapazität aus, so daß Schwermetalle in schlackehaltigen Horizonten bevorzugt gebunden werden können.

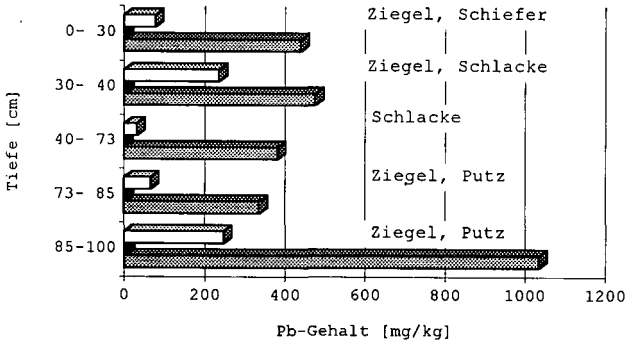


Abb. 1: Pb-Gehalte eines Trümmerschuttbodens

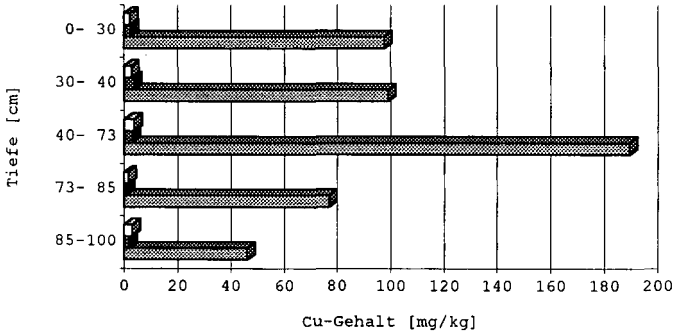


Abb. 2: Cu-Gehalte eines Trümmerschuttbodens

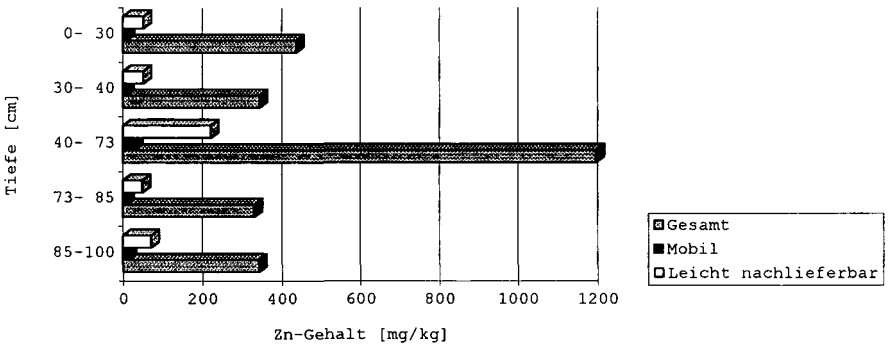


Abb. 3: Zn-Gehalte eines Trümmerschuttbodens

Die hohen Schwermetallgehalte in der Komponente Kohle/Asche dürften auf Grund der teilweise organischen Bindung leichter verfügbar sein. Auch bei höheren pH-Werten können vor allem Kupfer und Zink in karbonathaltigen Böden, wie es hier der Fall ist, durch die Zunahme von gelöstem organischen Kohlenstoff wieder stärker mobilisiert werden [BRÜMMER et.al. 1986]. Dies bestätigt sich jedoch nur für Zink.

In der Komponente Putz wurden vor allem hohe Werte für Blei und Arsen sowie Calcium und Schwefel festgestellt (Tab. 2). Die Blei-gehalte können durch das Zumahlen von metallischen Abbränden Calcium und Schwefel durch die Zugabe von Gips bei der Zementherstellung zurückzuführen sein. Auf Grund der höheren Verwitterungsinstabilität von Putz bzw. Mörtel sind daher gerade die Schwermetalle Blei und Arsen verfügbar, was sich in den Profilproben mit einem höheren Gehalt der Komponente Putz (85-100 cm) widerspiegelt.

Die Schwermetallgehalte im Ziegel und Dachschiefer sind im Vergleich zu den anderen Komponenten gering (Tab.2).

Tab.2: RFA-Analysenergebnisse von ausgewählten technogenen Komponenten des Trümmerschuttbodens

	SiO ₂ [%]	Al ₂ O ₃ [%]	Fe ₂ O ₃ [%]	CaO [%]	S [%]	Pb [ppm]	Zn [ppm]	Cu [ppm]	Cr [ppm]	As [ppm]
Schlacke	33,1	9,0	18,1	1,2	1,07	499,3	218,9	269,1	185,2	148,5
Kohle/Asche	33,5	6,7	3,0	0,9	3,75	194,2	397,4	136,5	74,8	64,9
Schiefer	45,7	16,2	7,4	0,2	0,13	46,0	126,2	21,0	89,4	18,9
Putz	47,9	3,6	0,5	11,5	19,02	1229,1	164,7	6,7	24,2	324,2
Ziegel	72,3	8,7	3,1	1,5	0,33	69,4	101,6	10,6	52,5	19,9

4. Literatur

- BRÜMMER, G.W.; GERTH, J. & HERMS, U. (1986): Heavy Metal Species Mobility and Availability in Soils. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 149, S. 387-398
- MEUSER, H. (1993): Technogene Substrate in Stadtböden des Ruhrgebietes. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 156, S. 137-142
- SMETTAN, U. & EHRIG, Ch. (1995): Transfer von Schwermetallen und PAK von urbanen Schuttböden in das anstehende Gestein?. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. (im Druck).
- SMETTAN, U.; EHRIG, Ch. & GERSTENBERG, G. (1993): Belastungen von Böden mit As, Pb und PAK in zwei Berliner Bezirken. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 72, S. 1259-1262
- ZEIEN, H. & BRÜMMER, G.W. (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 59, S. 505-510

Untersuchungen zum Einfluß pedologischer Faktoren auf die DOM-Freisetzung unterschiedlich stark immissionsbelasteter Waldstandorte der Dübener Heide

von

Kalbitz, K. und S. Knappe¹

1. Einleitung

Die Dübener Heide war über Jahrzehnte starken Immissionen vor allem mit basischen Flugaschen aus der Braunkohleverbrennung und mit Stickstoff ausgesetzt (Neumeister et al., 1991). Dies führte in Abhängigkeit von der Emittententfernung neben einer direkter Schädigung der Waldbestände zu einer Veränderung bodenkundlicher Merkmale. Hervorzuheben sind eine unterschiedlich starke Aufbasung und N-Anreicherung der Böden. Die Flugaschen enthielten auch beträchtliche Anteile an Schwermetallen, so daß in Emittentennähe mit einer Anreicherung in den Böden gerechnet werden muß. Die gelöste organische Substanz (Dissolved Organic Matter - DOM) besitzt die Fähigkeit, Schwermetalle im Boden zu mobilisieren und ihren Transport aus dem Solum zu beschleunigen (König et al., 1986; Kuiters und Mulder, 1992). Deshalb war ein Ziel der vorliegenden Untersuchung, die DOM-Freisetzung der ausgewählten Standorte in der Dübener Heide in Abhängigkeit von den Bodeneigenschaften quantitativ zu erfassen. Es galt die Frage zu klären, ob ein Zusammenhang zwischen der Immissionsbelastung und der DOM-Freisetzung besteht.

2. Material und Methoden

Die DOM-Freisetzung wurde mit Hilfe von Perkolationsexperimenten in Kleinmonolithen an vier Standorten untersucht, wobei die Entfernung zu den Großemittenten von Pouch über Lutherstein und Reinharz wächst. Genutzt werden diese Standorte als Kiefernforste. Am Lutherstein wurde noch ein Buchenwald in die Untersuchungen einbezogen. Die Kiefernstandorte können als podsolige Braunerden und der Buchenstandort als Podsol-Braunerde angesprochen werden. Gemeinsam ist diesen Standorten das sehr leichte Bodensubstrat (Ton plus Feinschluff: 5...8 %). Die Entnahme der Kleinmonolithe erfolgte in Anlehnung an Shipitalo (1990) in ungestörter Lagerung mit vier Wiederholungen je Standort (Maße der Monolithe s. Abb. 1).

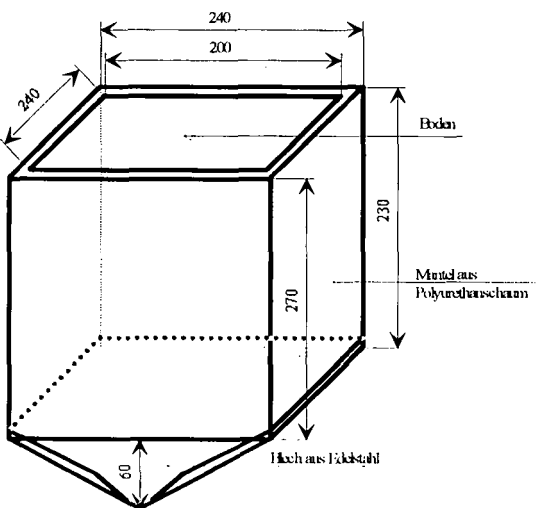


Abb. 1: Form und Maße der verwendeten Kleinmonolithe (Angaben in mm)

Die Monolithe wurden im Gewächshaus aufgestellt. Hier erfolgte die Simulation von drei Niederschlagsereignissen über je drei Tage durch die Zugabe von Aqua dest. (1. Tag Zugabe von 40 mm, 2. Tag Zugabe von 15 mm, 3. Tag Zugabe von 10 mm) und anschließender Trockenheit von sechs Wochen. Ziel war die Nachgestaltung von Starkniederschlägen auf trockenen Böden, da besonders unter solchen Bedingungen mit einer hohen DOM-Freisetzung zu rechnen ist (Kalbitz, 1992). Das Perkolat wurde aufgefangen, bei 4°C gelagert und innerhalb von drei Tagen auf seinen DOC-Gehalt (Dissolved Organic Carbon) mit einem TOC-Analyser (Shimadzu TOC-5050) untersucht. Gravimetrische Messungen der Bodenfeuchte vor und nach jedem Niederschlagsereignis durch Wiegen der Monolithe, ein Temperaturmonitoring und die Bestimmung von Trockenrohdichte und Porenvolumen in jedem Kleinmonolith dienten der Kontrolle der Umsatz- und Perkolationsbedingungen. Nach Abschluß der Perkolationen wurden die Böden in den Monolithen beprobt und auf C_e , N_e , C_{hw} und N_{hw}

(heißwasserlöslicher Kohlenstoff und Stickstoff nach Körschens et al., 1990), pH-Wert, Bodenatmung und Biomasse (Anderson und Domsch, 1978, Heinemeyer et al., 1989) untersucht. Ein Teil dieser Ergebnisse und die Kationenaustauschkapazität der Böden können Tab. 1 entnommen werden.

Tabelle 1. Ausgewählte pedologische Eigenschaften (Horizonte Of+Oh+Ah) der Standorte in der Dübener Heide

	pH-Wert	C _t (%)	N _t (%)	C _t /N _t	C _{hwi} (mg/kg)	Biomasse (mg C/kg)	CEC (cmol _c /kg)
Reinharz (Rei)	3,7	21,3	0,78	27,5	8.026	805	81,6
Lutherstein Kiefer (Luk)	4,3	15,6	0,67	23,1	6.792	606	17,6
Lutherstein Buche (Lub)	4,1	27,5	1,09	25,2	9.194	1.099	111,8
Pouch (Pou)	5,2	24,7	1,18	21,1	6.177	1.119	97,2

3. Ergebnisse und Diskussion:

Die höchsten DOC-Konzentrationen und -Mengen wurden in Reinharz ermittelt (Abb. 2). Die Standorte Pou und Luk sind durch eine signifikant geringere DOM-Freisetzung im Vergleich zu Rei und Lub gekennzeichnet. Zwischen den Standorten Rei und Lub einerseits und Luk und Pou andererseits bestehen keine signifikanten Unterschiede. Auf allen Standorten besteht eine enge positive Korrelation zwischen DOC-Konzentration und DOC-Menge, so kann bei der Diskussion der Ergebnisse eine Beschränkung auf Konzentrationen erfolgen. Als Ursache für die hohe DOM-Freisetzung in Reinharz und die geringe DOM-Freisetzung in Pouch wird der Zustand der organischen Substanz dieser Waldböden angenommen, wobei sich dieser zwischen den Standorten hauptsächlich durch die Wirkung der basischen und N-haltigen Immissionen unterscheidet. Um die Abhängigkeit der DOM-Freisetzung vom Zustand der organischen Substanz aufzuzeigen, werden die C- und N-Gehalte der Böden sowie die C- und N-Gehalte in der heißwasserlöslichen Fraktion genutzt. Es konnten positive Korrelationen zwischen mittlerer DOC-Konzentration und C_t, C_{hwi}, C_t/N_t, C_{hwi}/N_{hwi} sowie der Bodenatmung nach Wiederbefeuchtung ermittelt werden (Tab. 2). Entscheidend für den Mittelwert der DOC-Konzentration in den Perkolaten sind aber das C/N-Verhältnis der Böden in Verbindung mit der Menge an heißwasserlöslichen Kohlenstoff. Eine multiple Regression mit diesen beiden Parametern erklärt 60 % der Streuung der DOC-Mittelwerte (α=0,05). Weite C/N-Verhältnisse sind ein Anzeichen für die Anreicherung von wenig abgebauter Streu und somit von leicht zersetzbarer organischer Substanz.

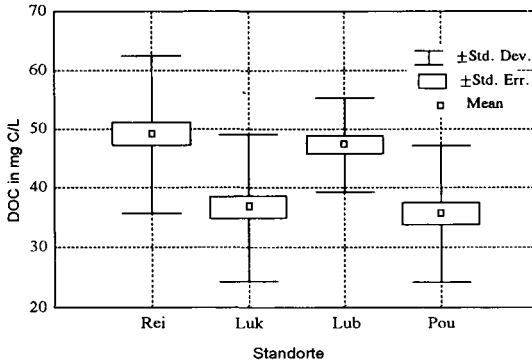


Abb. 2: Mittelwerte der DOC-Konzentration in den Perkolaten der Dübener Heide

Neben der Qualität der organischen Substanz ist die Menge an leicht abbaubarer organischer Substanz im Boden ein die DOC-Freisetzung bestimmendes Kriterium. Eine positive Wirkung der Bodenatmung auf die Mittelwerte der DOC-Konzentration deutet sich an. In der Literatur wird häufig von der positiven Wirkung einer N-Zufuhr und damit von engen C/N-Verhältnissen auf die DOM-Freisetzung durch die Hemmung des Ligninabbaus berichtet (Guggenberger, 1992). Auf den untersuchten Standorten der Dübener Heide scheint dies keine Rolle zu spielen. Hier führten die Immissionen an Kalk und Stickstoff zu einer verstärkten Zersetzung der anfallenden Streu und somit zu einer Erhöhung des Abbaugrades der organischen Substanz und zur Verringerung der Menge an leicht zersetzbarer organischer Substanz.

Tabelle 2: Lineare Korrelationskoeffizienten zwischen der mittleren (DOC_{mit}) sowie der maximalen DOC-Konzentration (DOC_{max}) und ausgewählten Bodeneigenschaften

	C _t	C _{hwi}	C _t /N _t	C _{hwi} /N _{hwi}	Bodenatmung
DOC _{mit}	0,43 (α=0,1)	0,68 (α=0,01)	0,72 (α=0,005)	0,64 (α=0,01)	0,49 (α=0,1)
DOC _{max}	0,17 (nicht signifikant)	0,44 (α=0,1)	0,7 (α=0,005)	0,77 (α=0,001)	0,47 (α=0,1)

Die Dynamik der DOC-Konzentration in den Bodenperkolaten im Verlauf eines Niederschlagsereignisses wird bestimmt von hohen Werten zu Beginn der Perkolatation und danach schnell sinkenden Konzentrationen (vgl. auch

Kalbitz und Mutscher, 1993). Aus ökologischer Sicht sind die Spitzenwerte in der DOC-Konzentration, wie sie nach Trockenperioden auftreten, von besonderem Interesse, da in solchen Situationen mit einer verstärkten Schadstoffmobilisierung gerechnet werden muß. Berechnet man multiple Regressionen zur Erklärung des DOC-Maximum im Bodenperkolat mit Hilfe von Bodeneigenschaften, erzielt man unter Einbeziehung von C_{hw}/N_{hw} und der Bodenatmung nach Wiederbefeuchtung mit einem Bestimmtheitsmaß von 67 % das beste Ergebnis (s. Abb. 3). Die Spitzenwerte in der DOC-Konzentration sind vor allem abhängig vom C/N-Verhältnis in der heißwasserlöslichen Fraktion (belegt durch die partiellen Korrelationskoeffizienten) und damit von der Qualität der als leicht umsetzbar geltenden Fraktion. Dies weist auf die besondere Bedeutung wenig abgebauter Streu (weites C/N-Verhältnis besonders in der heißwasserlöslichen Fraktion) auf die DOM-Freisetzung im Anfangsstadium von Niederschlagsereignissen hin. Daneben werden die Spitzenwerte in der DOC-Konzentration zu Beginn der Perkolat von der Bodenatmung beeinflusst. Die Ergebnisse der berechneten multiplen Regressionen erlauben die Schlußfolgerung, daß die Bedeutung der Menge an heißwasserlöslichen Kohlenstoff für das DOC-Maximum im Vergleich zum DOC-Mittelwert sinkt und die Menge an organischer Substanz bedeutungslos wird. Im weiteren Verlauf der Perkolat nimmt die Bedeutung einer sehr leichten Zersetzbarkeit der organischen Substanz (weite C_{hw}/N_{hw}) für die DOC-Konzentration in der Bodenlösung ab. Lösungsprozesse und der langsame Abbau von schwerer zersetzbarer organischer Substanz, die in einer entsprechenden Menge vorhanden sein muß, sind verantwortlich für die nun wesentlich geringeren DOC-Konzentrationen.

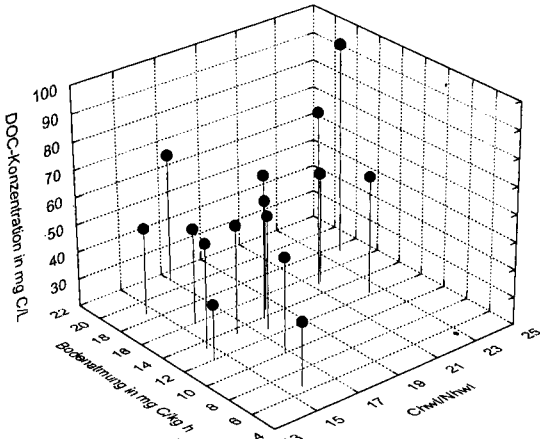


Abb. 3: Abhängigkeit der maximalen DOC-Konzentration in den Perkolaten der Dübener Heide vom C/N-Verhältnis in der heißwasserlöslichen Fraktion und der CO₂-Freisetzung des Bodens nach Wiederbefeuchtung

Ein weiterer Einflußfaktor auf die Höhe der DOC-Konzentrationen zu Beginn jeder Perkolat stellen Dauer und Intensität der vor der Beregnung stattfindenden Bodenaustrocknung dar. Für die Böden der Kiefernforste konnten negative Korrelationskoeffizienten zwischen der DOC-Konzentration und der Bodenfeuchte von 0,6 bis 0,8 berechnet werden (s. Abb. 4). In den Monolithen mit den Böden des Buchenwaldes bestand dieser Zusammenhang nicht. Hier waren die Bodenfeuchteschwankungen im Versuchszeitraum bei insgesamt sehr feuchten Böden zu gering, um sich auf die DOM-Freisetzung auszuwirken.

Bei den berechneten Korrelationen muß berücksichtigt werden, daß sie nur für einen begrenzten Bodenfeuchtebereich gelten. So wird eine bestimmte DOC-Konzentration selbst bei sehr hohen Bodenwassergehalten nicht unterschritten, während bei sehr trockenen Böden mögliche Maximalwerte mit einer linearen Regression eher unterschätzt werden. Der Wert dieser Regressionen besteht vor allem in der Erfassung der Dynamik der DOC-Konzentration mit Hilfe der Parameter der Regressionsgleichung. Das Absolutglied weist auf die durchschnittliche DOC-Konzentration hin, während der Geradenanstieg ein Maß für die Zunahme der DOC-Konzentration zu Beginn von Niederschlagsereignissen nach langer Trockenheit ist. Diese beiden Parameter könnten Eingang in Modelle zur Mobilisierung solcher Schadstoffe finden, die eine starke Affinität zur gelösten organischen Substanz besitzen.

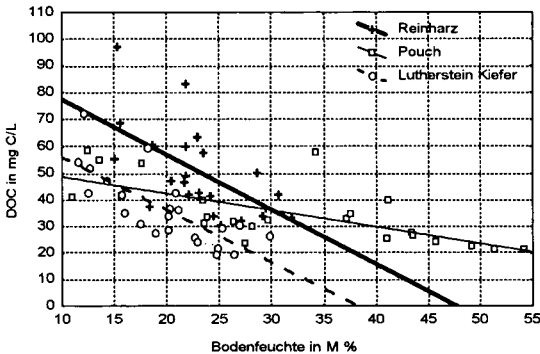


Abb. 4: Abhängigkeit der DOC-Konzentration von der Bodenfeuchte in den Böden der Kiefernforste der Dübener Heide

Die berechneten Regressionen können außerdem genutzt werden, um den Einfluß weiterer Faktoren auf die DOM-Freisetzung zu untersuchen. So können die oben gemachten Aussagen unterstützt werden, daß der Geradenanstieg stärker von den biologischen Eigenschaften bestimmt wird als die mittlere DOM-Freisetzung. Neben multiplen Regressionen zwischen den Parametern der Regression von DOC-Konzentration gegen Bodenfeuchte mit den Bodeneigenschaften gibt schon die Schätzung von Absolutglied und Geradenanstieg einen entsprechenden Hinweis. Der Schätzfehler des Geradenanstiegs war stets größer als der des Absolutglieds. Dies bedeutet, daß der DOC-Anstieg nach Trockenheit wesentlich variabler ist als die mittlere DOC-Konzentration. Es kann als Indiz gewertet werden für den mikrobeabhängigen Anstieg der DOC-Konzentration nach Trockenheit, da nach Guggenberger (1991) mikrobielle Prozesse wesentlich variabler als Lösungsprozesse sind.

4. Schlußfolgerungen

Der Immissionseinfluß auf die DOM-Freisetzung in den humosen Horizonten von Kiefernforsten der Dübener Heide konnte nachgewiesen werden. Die basischen Staubeinträge und die N-Deposition veränderten den Zustand der organischen Substanz dieser Böden. Diese Veränderungen, die auch am pH-Wert sichtbar werden, dokumentieren sich in der Humusmorphologie. In Reinharz kann die Humusform als Rohhumus bezeichnet werden, während sie in Pouch zum Moder tendiert (rohhumusartiger Moder). Rohhumus ruft in den Kiefernforsten der Dübener Heide eine hohe DOM-Freisetzung hervor, während rohhumusartiger Moder eine signifikant geringere DOM-Freisetzung bewirkt. Geeignete Parameter, die den Zustand der organischen Substanz charakterisieren und gleichzeitig entscheidend sind für die DOC-Konzentration in der Bodenlösung, sind das C/N-Verhältnis im Boden, die Menge an heißwasserlöslichen Kohlenstoff und das C/N-Verhältnis im Heißwasserextrakt sowie in geringerem Umfang der C₁-Gehalt des Bodens. Weiterhin sind die Bodenfeuchte und die Bodenatmung die DOM-Freisetzung beeinflussende Größen. Eine direkte Wirkung des pH-Wertes konnte nicht ermittelt werden. Die Untersuchungen zeigen, daß der Standort Pouch, der den Immissionen am stärksten ausgesetzt war, die geringste DOM-Freisetzung aller untersuchten Standorte in der Dübener Heide besitzt. Der Standort Reinharz, wo der geringste Immissionseinfluß nachweisbar ist, besitzt eine um etwa 40 % höhere mittlere DOM-Freisetzung als Pouch.

Literatur:

- Anderson, J.P.E. und Domsch, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221.
- Guggenberger, G. (1991): Dynamik und Chemismus des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) immissionsbelasteter Waldstandorte im Fichtelgebirge. *Mitlg. Dtsch. Bodenk. Ges.* 66/1, 315-318.
- Guggenberger, G. (1992): Eigenschaften und Dynamik gelöster organischer Substanzen (DOM) auf unterschiedlich immissionsbelasteten Fichtenstandorten. *Bayreuther Bodenkundliche Berichte*, 26, 1-195.
- Heinemeyer, O., Insam, H., Kaiser, E.-A. und Walenzik, G. (1989): Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infrared gas analysis. *Plant and Soil*, 116, 191-195.
- Kalbitz, K. (1992): Untersuchungen zur Freisetzung von gelöster organischer Substanz (DOM) unterschiedlich genutzter Standorte eines Wassereinzugsgebietes in Nordwest-Sachsen. *Univ. Leipzig, Diplomarbeit.*
- Kalbitz, K. und Mutscher, H. (1993): Untersuchungen zur Freisetzung von gelöster organischer Substanz (DOM) unterschiedlich genutzter Standorte in einem Wassereinzugsgebiet Nordwest-Sachsens. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenk. Gesellsch.* 71, 257-260.
- König, N.; Baccini, P. und Ulrich, B. (1986): Einfluß natürlicher organischer Substanzen auf die Schwermetallverteilung in Böden. *Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B*, 3, 84-182
- Körschens, M., Schulz, E. und Behm, R. (1990): Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. *Zentralbl. Mikrobiol.* 145, 305-311.
- Kuiters, A.T. und Mulder, W. (1992): Gelpermeation chromatography and Cu-binding of water-soluble organic substances from litter and humus layers of forest soils. *Geoderma*, 52, 1-15.
- Neumeister, H.; Franke, Ch.; Nagel, Ch.; Peklo, G.; Zierath, R. und Peklo, P. (1991): Immissionsbedingte Stoffeinträge aus der Luft als geomorphologischer Faktor - 100 Jahre atmosphärische Deposition im Raum Bitterfeld. *Geökodynamik* 12, 1-40.
- Shipitalo, M.J.; Edwards, W.M.; Dick, W.A. und Owens, L.B. (1990): Initial storm effects on macropore transport of surface-applied chemicals in no-till soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1530-1536.

Hysterese-Phänomene bei der Ad- und Desorption von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen (s-Triazine, Harnstoffderivate) in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes

von

Klimsa, K. und G. W. Brümmer¹

Einleitung

Im Rahmen eines vom Ministerium für Umwelt, Raumplanung und Landwirtschaft, NRW, geförderten Forschungsprojektes wurde das Adsorptions- und Desorptionsverhalten von sechs Pflanzenschutzmitteln (PSM) in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes untersucht. Dabei sollten u.a. Hysterese-Phänomene bei der Ad- und Desorption von PSM-Wirkstoffen und ihre Bedeutung für die PSM-Mobilität in Böden erfaßt werden. Für diese Untersuchungen wurden Herbizide unterschiedlicher Wirkstoffklassen (s-Triazine, Harnstoffderivate) und physikalisch-chemischer Eigenschaften (Löslichkeit, Polarität) herangezogen. Im folgenden werden Ergebnisse aus Schüttelversuchen mit den Wirkstoffen Atrazin, Simazin, Terbutylazin, Isoproturon, Chlortoluron und Methabenzthiazuron dargestellt.

Material und Methoden

Für die Laborstudien wurden Bodenproben aus A_p-Horizonten von drei ackerbaulich genutzten Standorten ausgewählt. Die wichtigsten bodenkundlichen Kenndaten sind der Tab.1 zu entnehmen.

Tab.1: Kennwerte der für die Sorptionsversuche herangezogenen Bodenproben

Bodentyp, -horizont	pH (CaCl ₂)	C _{org.} [%]	Ton [%]	Schluff [%]	Sand [%]
L-A _p	6,9	1,1	13	84	3
B1-A _p	5,5	0,9	4	23	73
B2-A _p	4,7	1,6	7	13	80

Zur Untersuchung der Adsorption und Löslichkeit der PSM in den Bodenproben wurden Schüttelversuche in Anlehnung an die OECD-Guideline Nr. 106 (1981) mit 0,01 M CaCl₂-Lösung und einem BLV von 1:5 durchgeführt. Die Konzentrationen der Ausgangslösungen zu Beginn der Versuchsreihen, die einen Adsorptionsschritt und drei Desorptionsschritte umfaßten, betragen 0 bis 500 µg/l. Zur Erstellung von je einer Adsorptions- und drei Desorptionisothermen für jeden Wirkstoff und jede Bodenprobe wurde eine Anpassung der Meßwerte an die Freundlich-Gleichung vorgenommen.

Da K_F-Werte von Isothermen mit unterschiedlichen Freundlich-Exponenten (1/n) nur eine sehr eingeschränkte Aussagekraft besitzen (KUKOWSKI 1989), wurden die gesamten Isothermenver-

¹Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn

läufe der verschiedenen Versuchsvarianten verglichen. Als signifikant unterschiedlich gelten die erhaltenen Kurven, wenn deren Konfidenz-Intervalle sich nicht überschneiden.

Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 1 sind exemplarisch die linearisierten Freundlich-Isothermen der Adsorption (Ad) und dritten Desorption (D3) von Atrazin und Terbutylazin für die Bodenprobe L dargestellt. Tab. 2 zeigt die entsprechenden K_F - und $1/n$ -Werte von allen PSM-Wirkstoffen und Bodenproben.

Aus dem Verlauf der Adsorptionsisothermen (nicht dargestellt) ergibt sich für die drei s-Triazine vor allem eine Abhängigkeit des Adsorptionsvermögens vom pH-Wert der Bodenproben, so daß die Affinität dieser Wirkstoffe zu den drei Bodenproben in der Reihenfolge $L < B1 < B2$ steigt. Diese Reihenfolge ist für alle drei Wirkstoffe über weite Teile der jeweiligen Adsorptionsisothermen statistisch signifikant. Eine entsprechende pH-Wert-abhängige Adsorption von s-Triazinen in Böden wird in der Literatur häufig beschrieben (z.B. KUKOWSKI & BRÜMMER 1989). Besonders zu beachten ist, daß die K_F -Werte von Simazin dagegen ein genau entgegengesetztes Verhältnis zeigen. Signifikante Unterschiede im Adsorptionsverhalten ergeben sich jedoch nur in der o.g. Reihenfolge.

Tab.2: K_F - und $1/n$ -Werte der Adsorptions- und Desorptionsisothermen (D3) von Atrazin, Simazin, Terbutylazin, Isoproturon, Chlortoluron und Methabenzthiazuron für die Bodenproben L, B1 und B2

PSM-Wirkstoff	L			B1			B2		
	K_F	$1/n$	r^2	K_F	$1/n$	r^2	K_F	$1/n$	r^2
Adsorption									
Atrazin	1,8	1,03	0,984	1,4	1,09	0,989	2,1	1,11	0,976
Simazin	4,0	0,82	0,965	3,1	0,90	0,974	2,5	1,05	0,976
Terbutylazin	4,3	0,95	0,995	6,7	0,99	0,996	18,2	0,89	0,996
Isoproturon	1,9	0,94	0,963	1,7	0,95	0,968	3,8	0,94	0,991
Chlortoluron	7,4	0,86	0,984	6,4	0,85	0,998	7,4	0,80	0,992
Methabenzthiazuron	24,7	0,89	0,992	15,8	0,93	0,997	23,3	0,86	0,999
Desorption (D3)									
Atrazin	15,0	1,35	0,984	12,2	1,07	0,986	6,9	1,28	0,986
Simazin	31,9	1,07	0,955	18,8	1,15	0,910	15,6	1,02	0,991
Terbutylazin	11,0	1,05	0,978	10,0	1,07	0,992	45,1	0,90	0,997
Isoproturon	7,8	1,24	0,859	17,2	0,54	0,959	13,5	0,89	0,991
Chlortoluron	21,5	1,01	0,993	26,0	0,74	0,992	13,1	0,63	0,736
Methabenzthiazuron	47,7	0,90	0,990	24,3	0,95	0,996	35,3	0,88	0,999

Im Gegensatz zu den s-Triazinen zeigen die Adsorptionsisothermen der Harnstoffderivate (nicht dargestellt) kein pH-abhängiges Verhalten. Bei diesen Wirkstoffen gilt folgende Reihenfolge für die Adsorptionskapazität der drei Bodenproben: $B2 \geq L \geq B1$. Die Matrix-Affinität steigt demnach tendenziell mit steigendem C_{org} - und Ton-Gehalt der Böden.

Die in der Tab. 2 aufgeführten K_F -Werte für die Isothermen der dritten Desorption liegen deutlich über den K_F -Werten der Adsorption und deuten so auf ausgeprägte Hysterese-Phänomene hin. Ein Vergleich der gesamten Isothermenverläufe der Adsorption mit denen der dritten Desorption ergibt bei allen Versuchsvarianten für vergleichbare Lösungskonzentrationen signifi-

kante Steigerungen der Adsorption. Das Ausmaß dieser Hysterese entspricht dem Grad der Parallelverschiebung der Ad- und Desorptionsisothermen bei logarithmischer Achsenskalierung (s. Abb. 1). Um dieses Ausmaß quantifizieren zu können, wurden anhand der Adsorptions- und D3-Desorptionsdaten für mittlere gelöste und adsorbierte Wirkstoffkonzentrationen Verteilungskoeffizienten berechnet ($K'(Ad)$; $K'(D3)$) und aus diesen ein Quotient gebildet ($K'(D3)/K'(Ad)$). Dieses Verfahren sollte sicherstellen, daß die berechneten Verteilungskoeffizienten immer im mittleren Meßbereich der Sorptionsisothermen liegen, um keine extrapolierten Daten - wie sie z.T. die K_F -Werte darstellen - zu verwenden. Die auf diese Weise berechneten Quotienten der Verteilungskoeffizienten für die mittleren D3-Desorptions- und Adsorptionsdaten sind in der Tab. 3 aufgeführt.

Bei allen drei Bodenproben zeigen Atrazin, Simazin und Isoproturon, für die sich die geringsten Matrix-Affinitäten bei den Adsorptionsuntersuchungen ergaben, die höchsten Quotienten. Die für Atrazin, Simazin und Chlortoluron errechneten Quotienten steigen bei den drei Bodenproben in der Reihenfolge B2 < B1 < L und deuten damit an, daß die Hysterese-Phänomene mit steigendem pH-Wert der Bodenproben zunehmen. In der Tendenz ist dieser Trend auch für Methabenzthiazuron erkennbar, nicht dagegen für Terbutylazin und Isoproturon. Wie die in Abb. 2 dargestellte Beziehung zeigt, besteht ein inverser Zusammenhang zwischen der Höhe der Verteilungskoeffizienten der Adsorption und dem als Quotienten der Verteilungskoeffizienten dargestellten Ausmaß der Hysterese zwischen Adsorption und Desorption. Der Korrelationskoeffizient für diese Beziehung beträgt 0,968.

Dieser Zusammenhang ist mit chemischen Erklärungsmodellen, wie z.B. der Zunahme der Bindungsstärken mit der Zeit, nicht eindeutig erklärbar. Eher könnten die beschriebenen Hysterese-Phänomene durch diffusive Prozesse bedingt sein. So ist vorstellbar, daß eine Diffusion der mobileren Wirkstoffe mit zunehmender Equilibrierungszeit in innere Strukturen von Sorbenten stattfindet. Entsprechend langsam würde eine Rückdiffusion verlaufen. Sterische Behinderungen könnten zusätzlich einen Rücktausch in die Gleichgewichtslösung verzögern oder blockieren.

Tab. 3: Quotienten aus den Verteilungskoeffizienten für mittlere Lösungs- und Adsorptionskonzentrationen der dritten Desorption ($K'(D3)$) und der Adsorption ($K'(Ad)$) als relatives Maß für die Ad-/Desorptionshysterese von PSM-Wirkstoffen

PSM-Wirkstoff	L	B1	B2
Atrazin	11,1	7,3	4,0
Simazin	17,0	9,4	5,5
Terbutylazin	3,1	1,8	2,8
Methabenzthiaz.	2,1	1,7	1,7
Isoproturon	6,8	8,5	3,6
Chlortoluron	3,5	3,0	0,9

Zusammenfassung

Mit Hilfe von Schüttelversuchen wurde das Ad- und Desorptionsverhalten der Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe Atrazin, Simazin, Terbutylazin, Isoproturon, Chlortoluron und Methabenzthiazuron in drei Bodenproben untersucht. Mit der Anzahl der Desorptionsschritte nahmen die Verteilungskoeffizienten (K' -Werte) signifikant zu. Diese Zunahme variierte in Abhängigkeit von den Eigenschaften des Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffs sowie der Bodenproben. Es konnte ein negativer Zusammenhang zwischen der Höhe der Adsorption der verschiedenen Wirkstoffe und dem Ausmaß der Ad-/Desorptionshysterese festgestellt werden, das auf die Wirkung diffusiver Prozesse während der Gleichgewichtseinstellung zurückgeführt wird.

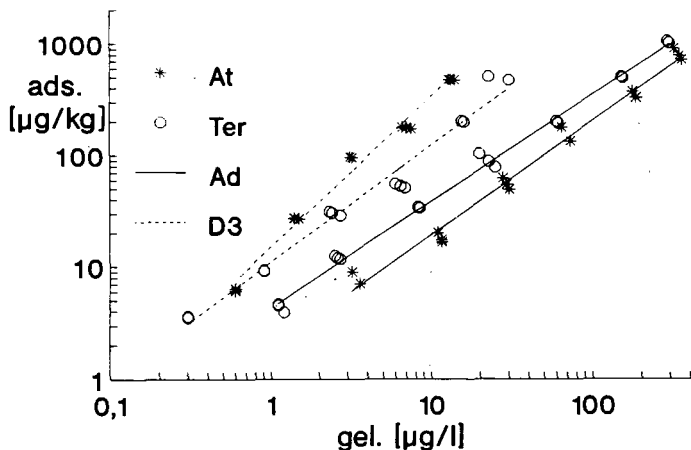


Abb.1: Isothermen der Adsorption (Ad) und dritten Desorption (D3) von Atrazin (At) und Terbutylazin (Ter) für die Bodenprobe L

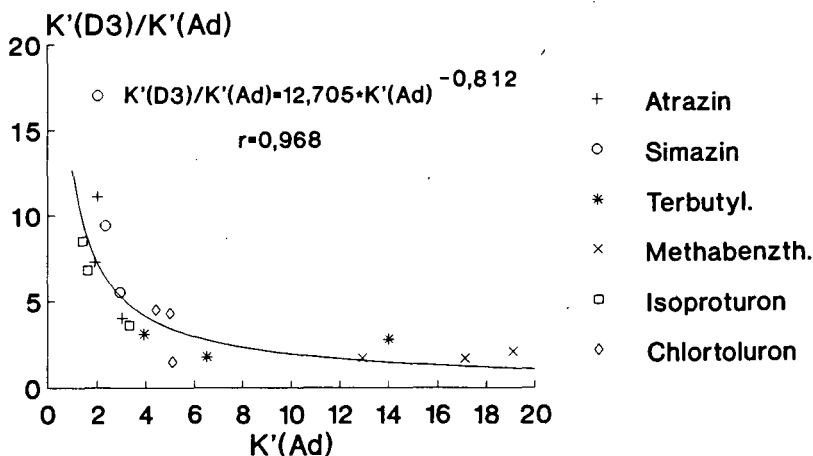


Abb.2: Beziehung der Quotienten aus den mittleren Verteilungskoeffizienten der dritten Desorption ($K'(D3)$) und der Adsorption ($K'(Ad)$) zu den mittleren Verteilungskoeffizienten der Adsorption von sechs PSM für drei Bodenproben; Regressionskurve und Meßwerte

Literatur

KUKOWSKI, H. (1989): Untersuchungen zur Ad- und Desorption ausgewählter Chemikalien in Böden. Diss., Kiel, 194 S.
 KUKOWSKI, H. & G. W. BRÜMMER (1989): Untersuchungen zur Adsorption organischer Chemikalien in Abhängigkeit vom Stoffbestand der Böden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59, 401-406
 OECD (Ed.)(1981): OECD Guidelines For Testing Of Chemicals, Nr. 106: Adsorption/Desorption, 1-23

Vergleichende Untersuchungen zu Humussickerwasserqualitäten in ballungsraumnahen Waldökosystemen

von

Kratz, W.

1. Einleitung und Zielstellung

Das von dem Umweltbundesamt und der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz geförderte Waldschadensforschungsprojekt "Ballungsraumnahe Waldökosysteme" war von Anfang an als ökosystemare Studie angelegt. Erkenntnisse, die auf Schädigungen bzw. Änderungen in den jeweilig erfaßten ökosystemaren Kompartimenten hinweisen - sowohl auf der Prozeß- als auch auf der biozönotischen Ebene - können letztendlich Ökosystemfaktoren kennzeichnen, die an der Destabilisierung der ballungsraumnahen Waldökosysteme beteiligt sind (KRATZ 1991). Im folgenden werden ausgewählte Schwermetallkonzentrationen in Humussickerwässern aus fünf Waldstandorten in Berlin und dem nahen Brandenburger Umland mit unterschiedlichem Baumbestand und unterschiedlicher Stadtnähe dargestellt. Diese Sickerwässer bilden das bodenchemische Milieu für viele Bodenorganismen und Wurzelsysteme.

2. Material und Methode

Humuslysimeter

Zur Erfassung der Humussickerwässer wurden auf fünf Waldstandorten im Großraum Berlin je vier Humuslysimeter (Typ Höglwald) installiert. Die Lysimeter hatten eine Sammelfläche von je 20 x 30 cm (600 cm²). Die Übertrittsfläche in die Lysimeter bestand aus Polypropylengewebe (Maschenweite 0,5 mm); der trapezförmige Korpus der Lysimeter wurde aus hochreinem Polypropylenmaterial im Selbstbau hergestellt. Die Lysimeterlösung wurde für jedes Lysimeter über einen PP-Schlauch in ein Sammelgefäß geführt. Der Einbau der Lysimeter erfolgte durch ein Edelstahlwerkzeug in Lysimeterform, das seitlich aus einer zuvor gegrabenen Bodenrinne in die A_n-Schicht - direkt unterhalb der Humusauflage - mittels eines Schlagwerkzeuges eingetrieben wurde. Durch geschliffene Schneidekanten am Werkzeug konnten Wurzeln während des Eintriebs abgetrennt werden. Der im Werkzeug eingeschlossene Sand wurde anschließend entfernt und das Lysimeter eingesetzt.

Chemische Analyse

Die chemische Analyse der Humussickerwässer erfolgte für Blei und Zink mittels Graphitrohr-Atomabsorptionsspektrometrie (G-AAS), für Kadmium mit dem F-AAS.

3. Ergebnisse

3.1 Kadmiumkonzentrationen

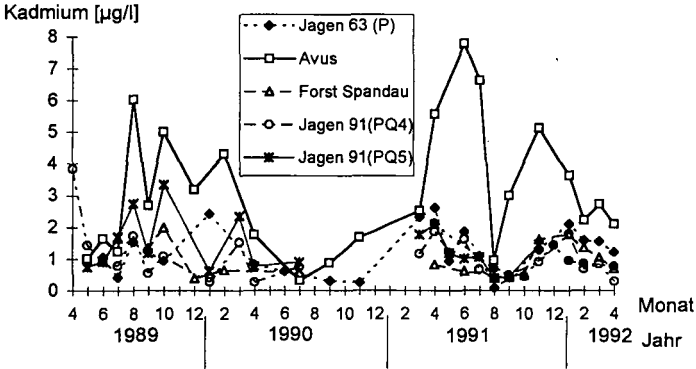


Abb.1: Jahresgänge der Kadmiumkonzentrationen in Humussickerwässern verschiedener Waldstandorte in Berlin und Umland

Die über einen Zeitraum von drei Jahren gemessenen Kadmiumkonzentrationen in Humussickerwässern unterschiedlicher Waldstandorte bleiben im Verlauf relativ konstant und liegen innerhalb eines engeren Wertebereiches. Einzige Ausnahme bildet der Standort Avus, der in unmittelbarer Nähe der als starke Schadstoffquelle fungierenden Autobahn liegt. Die dort gefundenen Werte für Kadmium liegen fast immer über denen der anderen Standorte, zeigen gleichzeitig aber auch größere Schwankungsbereiche.

Interessant ist die Tatsache, daß die Schadstoffkonzentrationen in den Winterperioden selbst, bzw. zeitlich etwas verzögert, in der Regel deutlich erhöht sind.

Auffällig sind weiterhin die fast durchgängig niedrigen Werte im Jahre 1990. Allerdings liegen für die Meßpunkte Forst Spandau, PQ-4 und PQ-5 in diesem Zeitraum nur lückenhafte Meßdaten vor.

3.2 Zinkkonzentrationen

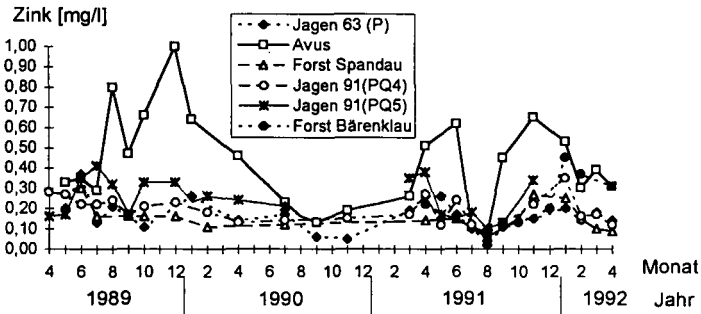


Abb.2: Jahresgänge der Zinkkonzentrationen in Humussickerwässern verschiedener Waldstandorte in Berlin und Umland

Die Dynamik der Zink-Konzentrationen ist ähnlich der des Kadmiums, allerdings treten bei den jeweiligen Standorten größere Differenzen auf. Hier spielen wahrscheinlich unterschiedliche Standortfaktoren eine Rolle. Während die Jahre 1989 und 1990 einen relativ ausgeglichenen Verlauf der Zink-Konzentrationen an allen Standorten außer an der Avus aufweisen, schwanken die Werte ab 1991 weitaus stärker. Es zeigt sich ein allen Standorten gemeinsames Minimum im August 1991.

Die gefundenen Meßwerte für Zink weisen aus genannten Gründen den Standort an der Avus als den mit der höchsten Schwermetallbelastung aus. Die fast durchweg hohen Konzentrationen lassen im Winter 1989/90 einen absoluten Peak erkennen und fallen im Verlauf des Jahres 1990 ab, um 1991 erneut hohe Werte zu erreichen.

Auffällig auch hier die Depression im August 1991, die bei allen der untersuchten Schwermetalle zu beobachten ist.

3.3 Bleikonzentrationen

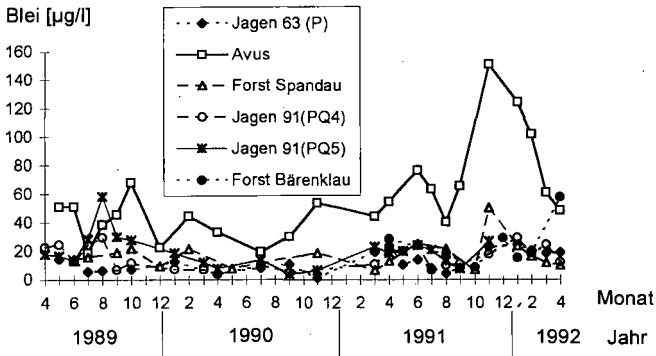


Abb.3: Jahresgänge der Bleikonzentrationen in Humussickerwässern verschiedener Waldstandorte in Berlin und Umland

Die Höhe und Schwankungsbreite der gefundenen Bleiwerte bleibt über den gesamten Untersuchungszeitraum relativ konstant. Dies gilt für alle Standorte außer den Avus. Lediglich die Standorte PQ-5 im August 1989, Forst Spandau im November 1991 und Forst Bärenklau im April 1992 weisen zu den jeweiligen Zeitpunkten erhöhte Werte auf.

Demgegenüber zeigen die Meßwerte an der Avus, analog zu den Befunden der anderen Schwermetalle, fast generell höhere Konzentrationen. Zudem sind die Schwankungsbereiche weitaus größer. Die Schadstoffkurve der Bleikonzentrationen steigt diskontinuierlich an, erreicht ihr absolutes Maximum im November 1991 und fällt in den ersten Monaten 1992 stark ab.

4. Diskussion

Die Ergebnisse zeigen deutlich, daß in den stadtnahen Waldstandorten bzw. am autobahnnahe Standort Avus die Schwermetallkonzentrationen im Humussickerwasser zunehmen. Die Maxima für Kadmium liegen am Avus-Standort bei 7,78 µg/l, für Zink bei 1,0 mg/l und für Blei bei 150,7 µg/l.

Besonders der Verkehrseinfluß spiegelt sich in den hohen Kadmium-, Zink- und Bleieinträgen wider. Kadmium und Blei werden während der Kraftstoffverbrennung emittiert, während Zink dem Reifenabrieb entstammt.

In der Solling-Buchenfläche B1 wurde im Zeitraum November 1974 bis April 1979 Sickerwasser des Auflagehumus mittels Trichterlysimeter erfaßt (MAYER 1981). Die mittlere Bleikonzentration lag dort bei 43,0 µg/l und der Mittelwert für Zink bei 278,0 µg/l. Die in der vorliegenden Untersuchung gefundenen Jahresmittel liegen je nach Standort für Kadmium zwischen 3,13 und 1,02 µg/l, für Zink zwischen 420 und 160 µg/l und für Blei bei 56,7 bis 12,5 µg/l.

Prinzipiell muß bei der Erfassung von Daten aus Humussickerwässern je nach Standortheterogenität von großen Variationskoeffizienten ausgegangen werden. In der Solling-Buchenfläche B1 fand HEINRICHS (1982) z.B. für Kadmium in Humuslysimeterlösungen Variationskoeffizienten von 30 %.

Dennoch ist an allen Standorten eine Saisonalität der Elementkonzentrationen (Sommer/Winter) feststellbar. Die höhere Belastung der Atmosphäre im Winter (MAYER 1981) spiegelt sich in meist deutlich erhöhten Schadstoffkonzentrationen während der Winterperiode wider.

5. Literatur

HEINRICHS, H. (1982): Die räumliche Variabilität von Schwermetallkonzentrationen in Niederschlägen und Sickerwasser von Waldstandorten des Sollings. Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde 145, 202-206 (Soll.-Nr. 333).

KRATZ, W. (1991): Cycling of nutrients and pollutants during litter decomposition in pine forests in the Grunewald, Berlin. In: Nakagoshi, N., F.B. Golley (eds.), Coniferous forest ecology from an international perspective. SPB Acad. Publ., The Hague, 151-160.

MAYER, R. (1981): Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushalts von Waldökosystemen. Göttinger Bodenkundl. Ber. 70, 292 S.

Untersuchungen zum Abbauverhalten des Morpholin-Fungizides Fenpropimorph in Boden

von

Kreuzig, R.

Einleitung

In der landwirtschaftlichen Produktion zählen Pflanzenschutzmittel zu den unverzichtbaren Produktionsfaktoren, die zur Ertrags- und Qualitätssicherung beitragen. Durch direkte Bodenapplikation, aber auch durch Abdrift bei der Ausbringung, Auswaschung aus Pflanzenbeständen oder Einarbeitung kontaminierter Ernterückstände werden PSM-Wirkstoffe in den Boden eingetragen, so daß der Boden als Senke fungiert. Da biotische und abiotische Abbauprozesse einer PSM-Akkumulation entgegenwirken, beruht auf diesen die Akzeptanz gegenüber der gezielten, großflächigen Ausbringung dieser Agrochemikalien. Das Abbauverhalten der PSM-Wirkstoffe wird in Nachzulassungsmonitoring-Untersuchungen überwiegend durch die Bestimmung der applizierten Aktivsubstanzen beschrieben. Um aber abnehmende PSM-Konzentrationen eindeutig auf Abbaureaktionen zurückführen zu können, ist auch der Nachweis von Abbauprodukten erforderlich.

Deswegen war es Zielsetzung dieser Untersuchungen, die im Rahmen des SFB 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen" durchgeführt werden, in Labor- und Feldexperimenten neben dem Morpholinfungizid Fenpropimorph auch den korrespondierenden Metaboliten Fenpropimorphsäure zu erfassen. In Batchexperimenten mit ^{14}C -markiertem Fenpropimorph wurden auch die Mineralisierung und die Bildung nicht-extrahierbarer Rückstände in die Massenbilanzen einbezogen.

Versuchsdurchführung

Die Untersuchungen wurden an den 2 SFB-Standorten in Niedersachsen durchgeführt, von denen der eine bei Neuenkirchen im Harzvorland, der andere bei Nienwohlde in der Lüneburger Heide liegt. Die Bodeneigenschaften beider Untersuchungsgebiete sind in **Tab. I** aufgelistet.

* Institut für Ökologische Chemie und Abfallanalytik, TU Braunschweig, Hagenring 30, 38106 Braunschweig

Für Laborabbauexperimente wurden Bodenproben (50 g, < 2 mm, 40 % maximale Wasserkapazität) aus den Ap-Horizonten (0-5 cm) beider Untersuchungsgebiete mit Fenpropimorph in praxisüblicher Aufwandmenge dotiert und bei 24 ± 2 °C inkubiert, um neben der Aktivsubstanz den Metaboliten Fenpropimorphsäure nachzuweisen. Um in Anlehnung an Richtlinien der BBA (1986) und der OECD (1981) Massenbilanzen aufzustellen, wurde das Morpholinfungizid auch als ¹⁴C-markierter Radiotracer eingesetzt. Außerdem wurde der Wirkstoff in Form der Pflanzenschutzmittelformulierung Corbel^R (BASF) im Feldversuch an beiden Standorten angewendet. Details der Versuchsdurchführungen und der analytischen Methoden sind bei Stockmaier et al. (1995) und Dieckmann et al. (1993, 1995) beschrieben.

Tab. 1: Bodeneigenschaften der SFB-Untersuchungsgebiete Neuenkirchen und Nienwohld in Niedersachsen

Untersuchungsgebiet	Nienwohld	Neuenkirchen
Bodentyp	Braunerde	Parabraunerde
Bodenart	schluffiger Sand	toniger Schluff
Sand [%]	79.7	1.7
Schluff [%]	16.0	80.3
Ton [%]	4.3	18.0
C _{org} [%]	1.2	0.9
pH (0.02 n CaCl ₂)	6.3	7.3
maximale Wasserkapazität [%]	27.3	33.0

Ergebnisse und Diskussion

In Labor- und Feldexperimenten wurde für Fenpropimorph eine deutliche Konzentrationsabnahme ohne lag-Phase nachgewiesen. Am Standort Neuenkirchen sanken die Konzentrationswerte von 1095 µg/kg Boden innerhalb von 70 Tagen auf 251 µg/kg Boden (**Abb. 1**). Nach Timme et al. (1986) errechnete sich ein DT 50-Wert von 36 Tagen. Für den schluffigen Sand in Nienwohld ergab sich eine geringere Konzentrationsabnahme.

Bereits wenige Tage nach der Fungizidanwendung war der Metabolit Fenpropimorphsäure in beiden Böden nachweisbar. Bis zum Versuchsende annähernd gleichbleibende Konzentrationen deuten auf eine kontinuierliche Bildung bei gleichzeitigem Abbau dieser Verbindung hin. Mit dem Nachweis des Metaboliten kann eindeutig belegt werden, daß das Morpholin-Fungizid im Boden Abbauprozessen unterliegt. Deutliche Konzentrationsunterschiede zwischen beiden Verbindungen zeigen allerdings auch, daß die Abnahme von Fenpropimorph nicht ausschließlich mit der Bildung von Fenpropimorphsäure erklärt

werden kann. So konnten Ebing et al. (1995) in einem Lysimeterexperiment ein Morpholinringspaltungsprodukt als weiteren Metaboliten nachweisen.

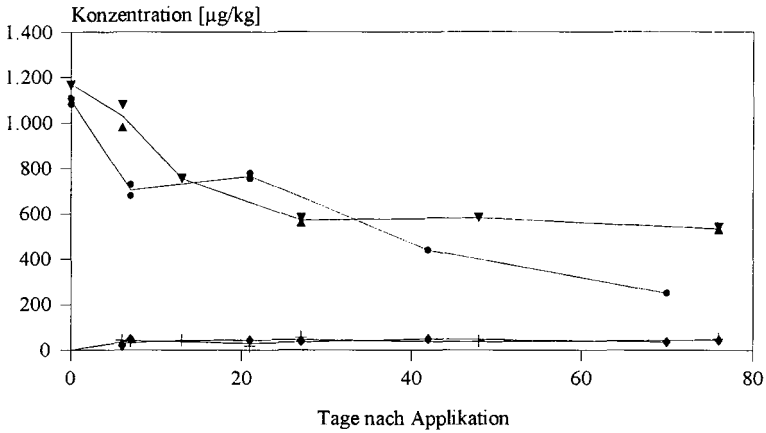


Abb. 1: Konzentrationsverlauf von Fenpropimorph (tU: ●, uS: $\nabla\Delta$) und Fenpropimorphsäure (tU: +, uS: ◆) in tonigem Schluff (tU) und schluffigem Sand (uS)

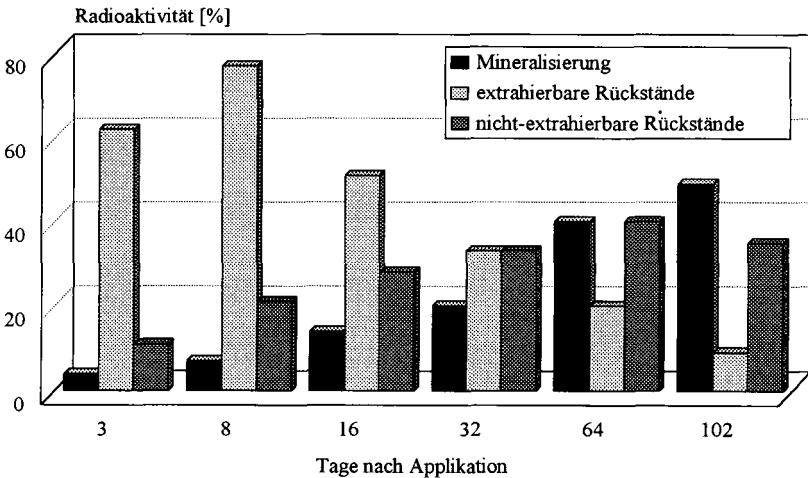


Abb. 2: Batchexperiment mit ^{14}C -markiertem Fenpropimorph in tonigem Schluff

Batchexperimente mit ^{14}C -markiertem Fenpropimorph verdeutlichten die Bedeutung von Mineralisierung und Bildung nicht-extrahierbarer Rückstände. **Abb. 2** zeigt, daß während der Versuchsdauer von 102 Tagen die Freisetzung von $^{14}\text{CO}_2$ kontinuierlich zunahm und damit Fenpropimorph zu einem beträchtlichen Anteil mineralisiert wurde. Die extrahierbare Fraktion nahm zum Versuchsende dagegen ab, während die nicht-extrahierbaren Rückstände rasch anstiegen und nach 32 Tagen höchste Werte um 35 % annahmen.

Diese Untersuchungen ergaben, daß die Rückstandssituation durch die ausschließliche Bestimmung der applizierten Ausgangsverbindung nur unzureichend beschrieben wird. Die Erfassung von Metaboliten erweitert zwar die Kenntnis über Abbauprozesse, doch läßt sich das Verhalten von PSM-Wirkstoffen im Boden nur in Modellsystemen mittels Radiotracerexperimenten umfassend ermitteln.

Danksagung

Der DFG sei für die finanzielle Unterstützung dieser Arbeiten im Rahmen des SFB 179 und Herrn Dr. Keller (BASF) für die Überlassung von Referenzchemikalien gedankt.

Literatur

- BBA (1986): Richtlinien für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln. Verbleib von Pflanzenschutzmitteln im Boden - Abbau, Umwandlung und Metabolismus von Pflanzenschutzmitteln. Teil IV, 4-1.
- Dieckmann, H., Stockmaier, M., Kreuzig, R. und Bahadir, M. (1993): Simultaneous determination of fenpropimorph and the corresponding metabolite fenpropimorphic acid in soil. *Fresenius J. Anal. Chem.*, 345, 784-786.
- Dieckmann, H., Kreuzig, R. und Bahadir, M. (1995): Pentafluorobenzoylation of the fungicide metabolite fenpropimorphic acid for GC/MS investigations. *J. Agric. Food Chem.* (eingereicht).
- Ebing, W., Frost, M., Kreuzig, R. und Schuphan, I. (1995): Untersuchungen zum Abbau- und Verlagerungsverhalten von Fenpropimorph in einem Lysimeterexperiment. *Nachrbl. Deut. Pflanzenschutzd.*, 47/1, 5-9.
- OECD (1981): Guideline for Testing of Chemicals, Inherent Biodegradability in Soil. 304A, 1-11.
- Stockmaier, M., Kreuzig, R. und Bahadir, M. (1995): Investigations on the behaviour of fenpropimorph and fenpropimorphic acid in soil. *Pest. Sci.* (eingereicht).
- Timme, G., Frehse, H. und Laska, V. (1986): Zur statistischen Interpretation und graphischen Darstellung des Abbauverhaltens von Pflanzenschutzmittel-Rückständen. II. *Pflanzenschutz-Nachr. Bayer*, 39, 188-204.

Einfluß von Huminstoffen auf Oberflächenladung und Kolloidstabilität von Tonmineralen

von

Kretzschmar, R.¹, D. Hesterberg² und H. Sticher¹

Einleitung

Dispergierungs- und Flockungsprozesse von Kolloiden (z.B. Tonminerale, Eisenoxide) spielen eine wichtige Rolle für die Strukturstabilität von Böden, den Transport von Bodenkolloiden mit Oberflächenabfluß, das Verhalten von Kolloiden in Gewässern, sowie den Transport von Kolloiden durch Böden und Grundwasserleiter. Aufgrund ihrer großen spezifischen Oberfläche sind Kolloide sehr effiziente Sorbenten für Schadstoffe (z.B. Schwermetalle, hydrophobe organische Verbindungen, Radionuklide) und können, wenn sie mobil werden, zur Verlagerung sorbierter Schadstoffe in Böden und Grundwasserleitern beitragen (McCARTHY & ZACHARA, 1989; LIESER et al., 1990). Die Oberflächen von mineralischen Kolloiden in Böden sind fast immer mit sorbierten Huminstoffen belegt, was zu starken Veränderungen der Oberflächenladung sowie der Kolloidstabilität führen kann (TIPPING & HIGGINS, 1982; KRETZSCHMAR et al., 1993; STUMM, 1993). Auch die Mobilität von mineralischen Kolloiden in porösen Medien kann durch sorbierte Huminstoffe stark erhöht sein (AMIRBAHMAN & OLSON, 1993; KRETZSCHMAR et al., 1995). Das Ziel dieser Arbeit war es, den Einfluß geringer Konzentrationen einer Huminsäure auf die elektrophoretische Mobilität und die Kolloidstabilität (Flockungsverhalten) von Kaolinit und Illit zu untersuchen.

Material und Methoden

Tonminerale und Huminsäure

Die Tonminerale (KGa-2 Kaolinit und IMt-1 Illit) stammten aus dem Source Clays Project der Clay Minerals Society. Die Größenfraktionen $<1 \mu\text{m}$ für Kaolinit bzw. $<2 \mu\text{m}$ für Illit wurden isoliert, mit Na gesättigt, gewaschen und gefriergetrocknet.

Die Huminsäure wurde aus einem sauren Boden aus North Carolina (Portsmouth Ap, Typic Umbraquult) nach der Methode von SCHNITZER & SCHULTEN (1992) extrahiert. Luftgetrockneter Boden (100 g) wurde für 72 h bei 23°C unter N₂-Atmosphäre in 1 L 0.5 M NaOH geschüttelt und anschließend abzentrifugiert. Der Überstand wurde mit 6 M HCl bis pH 1 angesäuert, um die extrahierte Huminsäure auszufällen. Durch HCl-HF Behandlung (SCHNITZER, 1982) wurde der Aschegehalt reduziert. Die weitere Reinigung der Huminsäure erfolgte mit Hilfe von XAD-8 und H-Amberlite Säulen (THURMAN & MALCOLM, 1991). Die Adsorption der

¹ Institut für Terrestrische Ökologie, Fachbereich Bodenchemie, ETH-Zürich, Grabenstr. 3, CH-8952 Schlieren, Schweiz.

² Department of Soil Science, North Carolina State University, Box 7619, Raleigh, NC 27695, USA.

Huminsäure an den Tonmineralen wurde mit Hilfe von Batchexperimenten bei pH-Werten zwischen 3 und 11 untersucht.

Elektrophoretische Mobilität

Messungen der elektrophoretischen Mobilität wurden mit Hilfe der dynamischen Laserlichtstreuung durchgeführt (Malvern, ZetaSizer 3). Dabei werden verdünnte Suspensionen in ein elektrisches Feld der Stärke E [$V\ cm^{-1}$] gebracht und die Geschwindigkeit der Partikel v [$\mu m\ s^{-1}$] gemessen. Die elektrophoretische Mobilität μ [$10^{-8}m^2V^{-1}s^{-1}$] ist definiert als $\mu=v/E$ und steht im Zusammenhang mit dem Zetapotential ζ (das elektrische Potential an der Scherfläche), wobei in dieser Arbeit die Helmholtz-Smoluchowski Gleichung (HIEMENZ, 1986) zugrundegelegt wurde. Unter der Annahme, daß sich die Scherfläche in der Nähe der Sternschicht befindet, kann aus dem Zetapotential die Ladungsdichte in der diffusen Doppelschicht abgeschätzt werden (SPOSITO, 1984). Eine exakte quantitative Interpretation ist jedoch problematisch, weil die genaue Lage der Scherfläche nicht bekannt ist.

Messungen der elektrophoretischen Mobilität wurden in dieser Arbeit dazu verwendet, Änderungen der Oberflächenladung durch die Anwesenheit geringer Konzentrationen an Huminsäure nachzuweisen. Dazu wurden Tonsuspensionen (200 mg/L) bei konstanter Ionenstärke (0.01 M $NaClO_4$) und unterschiedlichen Huminsäurekonzentrationen (0 bis 4 mg/L OC) hergestellt und der pH durch Zugabe von $HClO_4$ oder $NaOH$ auf Werte zwischen 3 und 11 eingestellt. Die Suspensionen wurden mit Parafilm versiegelt, für 24 Stunden unter N_2 -Atmosphäre equilibriert und anschließend elektrophoretische Mobilität und pH-Wert gemessen.

Kolloidstabilität

Die Kolloidstabilität der Suspensionen in Abhängigkeit der Huminsäurekonzentration bei konstanten pH-Werten wurde mit Hilfe einer Sedimentationsmethode (HESTERBERG & PAGE, 1990) untersucht. Dabei werden gut dispergierte Suspensionen mit steigenden Elektrolytkonzentrationen versetzt und für 24 Stunden ruhig gestellt, was die Flockung und Sedimentierung instabiler Suspensionen zur Folge hat. Jeweils 3 mL des Überstandes werden dann entnommen, um die Trübung am Photometer (525 nm) zu messen. Die kleinste Elektrolytkonzentration, die zur Flockung der Suspensionen innerhalb der gegebenen Zeit (24 h) führt, wird als kritische Flockungskonzentration (CCC, critical coagulation concentration) bezeichnet (VAN OLPHEN, 1977; HESTERBERG & PAGE, 1990).

Ergebnisse und Diskussion

Elektrophoretische Mobilität

Abbildung 1 zeigt die elektrophoretische Mobilität von Kaolinit und Illit in Abhängigkeit vom pH-Wert bei verschiedenen Huminsäurekonzentrationen. Reiner Kaolinit wies im stark sauren Bereich eine positive Nettopartikelladung auf und hatte einen isoelektrischen Punkt (IEP) bei pH 4.8 (Abb. 1A). Bei höheren pH-Werten war der Kaolinit negativ geladen. Dieses Verhalten stimmt gut mit Angaben in der Literatur überein (ANDERSON & BERTSCH, 1993) und kann durch die Dominanz pH-abhängiger Ladung von Aluminol- und Silanolgruppen an den Rändern der Kaolinitpartikel erklärt werden. Reiner Illit war dagegen im gesamten pH-Bereich negativ geladen, mit einer nur geringen Abhängigkeit der elektrophoretischen Mobilität vom pH-

Wert (Abb. 1B). Dies ist mit der Dominanz pH-unabhängiger Ladung auf den Basalflächen der Partikel zu erklären (permanente negative Ladung durch isomorphen Ersatz im Kristallgitter).

In Anwesenheit von nur kleinen Konzentrationen an Huminsäure war Kaolinit selbst im stark sauren Bereich negativ geladen, d.h. es fand eine Ladungsumkehrung statt (Abb. 1A). Auch im basischen Bereich war die elektrophoretische Mobilität von Kaolinit durch Zugabe der Huminsäure deutlich erhöht (absolute Werte). Der starke Einfluß der Huminsäure auf die elektrophoretische Mobilität von Kaolinit ist dadurch zu erklären, daß die Huminsäure insbesondere bei niedrigem pH spezifisch an den Rändern der Kaolinitpartikel sorbiert und somit zu einer Verringerung des Ladungsnullpunktes der pH-variablen Ladungen führt. Der Einfluss der Huminsäure auf die elektrophoretische Mobilität von Illit war dagegen wesentlich schwächer ausgeprägt (Abb. 1B), vermutlich weil die Huminsäure weit weniger stark an Illit sorbiert und die Ladung durch permanente Ladung auf den Basalflächen der Partikel dominiert wird.

Kolloidstabilität

Abbildung 2A zeigt kritische Flockungskonzentrationen (CCC-Werte) von Kaolinit und Illit als Funktion der Huminsäurekonzentration bei konstanten pH-Werten. Die elektrophoretische Mobilität von Kaolinit und Illit bei den entsprechenden pH-Werten ist in Abbildung 2B dargestellt. Reiner Kaolinit war selbst in deionisiertem Wasser bei pH 5.5 geflockt (CCC=0 mM Na⁺). Reiner Illit hatte ebenfalls sehr niedrige CCC-Werte bei pH 5.1 (CCC=2.7 mM Na⁺). Nach Zugabe von nur 0.2 mg/L OC als Huminsäure konnten für beide Tonminerale bereits deutliche Erhöhungen der CCC-Werte beobachtet werden. Höhere Konzentrationen an Huminsäure hatten eine starke Erhöhung der CCC-Werte zur Folge, insbesondere derjenigen für Kaolinit.

Die elektrophoretische Mobilität von Kaolinit stieg durch Zugabe geringer Konzentrationen an Huminsäure bis 1 mg/L OC stark an, aber eine weitere Erhöhung der Huminsäurekonzentration auf 2 bzw. 4 mg/L OC hatte nur noch geringfügige Änderungen der elektrophoretischen Mobilität zur Folge (Abb. 2B). Dieses Verhalten stimmt gut mit Adsorptionsisothermen für die Huminsäure auf Kaolinit überein (unveröffentlichte Daten). Erhöhung der Huminsäurekonzentration von 1 auf 5 mg/L OC resultierte dagegen noch in einer starken Erhöhung der Kolloidstabilität, was sich in erhöhten CCC-Werten ausdrückt (Abb. 2A). Auch bei Illit waren die CCC-Werte durch die Huminsäure stark erhöht, obwohl der Einfluß der Huminsäure auf die elektrophoretische Mobilität nur gering war (Abb. 1B und 2B). Diese Beobachtungen deuten darauf hin, daß der Einfluß der Huminsäure auf die Kolloidstabilität von

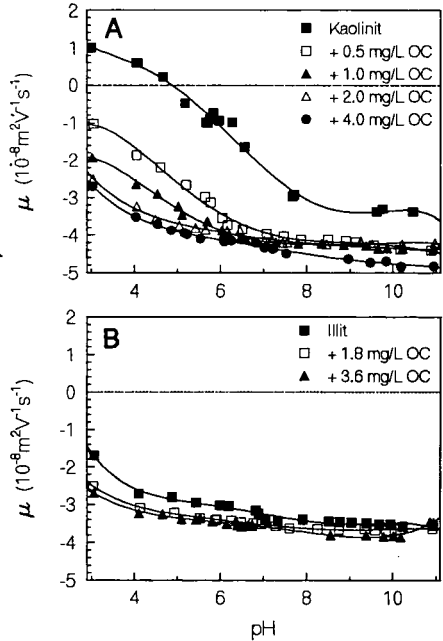


Abbildung 1: Elektrophoretische Mobilität (μ) von Kaolinit (A) und Illit (B) in Anwesenheit verschiedener Konzentrationen an Huminsäure (in mg/L OC).

Tonmineralen nicht nur durch elektro-statische Stabilisation (Erhöhung der Oberflächenladung) erklärt werden kann. Es wäre denkbar, daß nicht nur die auf den Oberflächen der Tonminerale sorbierte Huminsäure zu einer Erhöhung der Kolloidstabilität führt, sondern auch Huminsäure in Lösung die Koagulations-kinetik beeinflusst.

Schlussfolgerungen

An Kaolinit und Illit sorbierte Huminsäure führt zu einer Erhöhung der negativen Oberflächenladung und zu einer sehr starken Erhöhung der Kolloidstabilität. Bei Kaolinit waren diese Effekte wesentlich stärker ausgeprägt als bei Illit. Sorbierte Huminstoffe spielen somit vermutlich eine wichtige Rolle beim Transport von Tonkolloiden mit Oberflächenabfluss, in Gewässern, sowie in Böden und Grundwasserleitern.

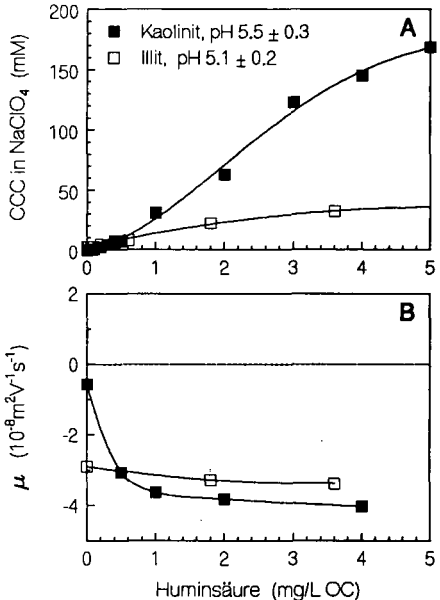


Abbildung 2: CCC und elektrophoretische Mobilität (μ) von Kaolinit und Illit als Funktion der Huminsäurekonzentration (pH konstant).

Literatur

- Amirbahman, A. und T.M. Olson, *Environ. Sci. Technol.* 27, 2807-2813, 1993.
 Anderson, M.A. und P.M. Bertsch, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:1641-1643, 1993.
 Hesterberg, D. und A.L. Page, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 729-735, 1990.
 Hiemenz, P.C., *Principles of Colloid and Surface Chemistry*, 2nd. ed., Marcel Dekker, New York, 1986.
 Kretzschmar, R., W.P. Robarge und A. Amoozegar, *Water Resour. Res.*, 1995 (in press).
 Kretzschmar, R., W.P. Robarge und S.B. Weed, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 1277-1283, 1993.
 Lieser, K.H., A. Ament, R. Hill, R.N. Singh, U. Stingl und B. Thybusch, *Radiochim. Acta* 49, 83-100, 1990.
 Thurman, E.M. und R.L. Malcolm, *Environ. Sci. Technol.* 15:463-466, 1981.
 McCarthy, J.F. und J.M. Zachara, *Environ. Sci. Technol.* 23, 496-502, 1989.
 Ryan, J.N. und P.M. Gschwend, *Water Resour. Res.* 26, 306-322, 1990.
 Schnitzer, M. *Organic matter characterization*, p. 581-594. In A.L. Page et al. (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 2*. 2nd ed., ASA-SSSA, Madison, WI, 1982.
 Schnitzer, M. und H.R. Schulten, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:1811-1817, 1992.
 Sposito, G., *The Surface Chemistry of Soils*, Oxford Univ. Press, New York, 1984.
 Stumm, W., *Colloids and Surfaces A* 73, 1-18, 1993.
 Tipping, E. und D.C. Higgins, *Colloids and Surfaces* 5, 85-92, 1982.
 van Olphen, H., *An Introduction to Clay Colloid Chemistry*, Wiley-Interscience, New York, 1977.

Partieller Humusturnover durch verschiedene Substanzen und Veränderung der Humifikationmechanismen im Laufe der Bodenentwicklung und Humusanreicherung

von

Kuzyakov, Y.⁺

In traditioneller Vorstellung über die Humifikation herrscht eine Meinung, daß die schwer zersetzbaren Pflanzenreste am meisten humifiziert werden und im wesentlichen zum Humusturnover beitragen. Dieser Standpunkt ist ein Ergebnis der Untersuchungen der Konzentrationen verschiedenen Substanzen im Boden, ihrer Abbaugeschwindigkeiten und ihren Humifikationkoeffizienten (HK). Dabei wird nur die Konzentration der Substanz zum bestimmten Termin (Probenahme) berücksichtigt, aber die ständige pflanzliche und vor allem mikrobielle Neusynthese der Stoffe im Boden wird vernachlässigt. Da die Konzentration von schwer zersetzbaren Substanzen im Boden (z.B. Lignine, hochmolekulare Kohlenhydrate u.a.) wesentlich höher ist, als die von den labilen Substanzen (niedermolekulare Zucker, Aminosäuren), wird die Schlußfolgerung gezogen, daß die schwer zersetzbaren Substanzen am meisten zum Humusturnover beitragen.

In diesem Beitrag wird versucht die Humusturnoverraten, die nur auf Grund der Konzentrationen, und die auch unter Berücksichtigung von Gesamtsynthese einiger Stoffe für ein Podzoluvisol (0,9% C_{ges}) zu vergleichen, und auf Grund dieses Vergleiches die Prozesse bei der Humusanreicherung im Laufe der Bodenentwicklung darzustellen.

Für die Berechnung vom Humusturnover wurden die Daten aus der Literatur und eigenen Forschungsergebnissen über die Verweilzeiten (Halbwertszeit), Konzentrationen und HK verschiedenen nichtspezifischen organischen Bodensubstanzen zusammengestellt (Tabelle). Beim Literaturstudium wurde eine größere Wichtung den Ergebnissen gegeben, die mit Hilfe von den markierten Substanzen (vor allem mit ¹⁴C) bekommen wurden.

Tabelle: Ausgangsparameter für die Berechnung von partiellen Humusturnoverraten und partielle Humusturnoverrate durch verschiedene organische Stoffe

Substanzen, bzw. Stoffklassen	Konzentration TS mkg/g	Halbwertszeit im Boden (Feld)	Synthesierte pro Veg. periode Gesamtmenge* kg/ha/0,2m/a	HK %	Partieller Humusturnover auf Grund der Konzentration 10 ⁻³ * jahr ⁻¹	Partieller Humusturnover auf Grund der Gesamtsynthese 10 ⁻³ * jahr ⁻¹
Pflanzenreste	50-300	50-120 d	350-700 **	5-7	0,1-0,9	0,3-0,8
Stallmist	300-1400	60-150 d	1700-3000 **	6-9	0,9-5	1,5-4
Biomasse	50-500	2,5-10d	6000-16000	5-8	0,1-2	5-20
Protheine	10-100	80-95 d	40-300	5-8	0,03-0,4	0,03-0,4
Kohlenhydrate	70-300	50-120 d	400-900	3-5	0,09-0,7	0,2-0,6
Lignine	30-170	3-8 a	20-40 **	3-5	0,07-0,6	0,02-0,05
Aminosäuren	10-15	10-15 h	7000-8000	8-15	0,04-0,1	10-20
Monozuckern	10-30	10-35 h	4000-7000	3-5	0,01-0,04	2-4

* wurde berechnet nach der Formel: Gesamtmenge = Konzentration * ln(2) / Halbwertszeit; unter Annahme, daß in längeren Zeiträumen (Vegetationsperiode) die zersetzte Menge gleich der neusynthesierten Menge ist (Gleichgewichtszustand).

** Für die Pflanzenreste, Stallmist und Lignine zeigt die Zahl wieviel im Laufe einer Vegetationsperiode zersetzt werden kann (bei der Annahme der Zersetzungskinetik der 1. Ordnung).

Die vorgeschlagene Methode der Berechnung vom Humusturnover kann nur für die in einem Gleichgewichtszustand befindeten Böden angewendet werden.

Aus der Tabelle geht hervor, daß es große Unterschiede zwischen der Berechnung nur aufgrund der Konzentration und der Berechnung aufgrund der Gesamtsynthese gibt:

- Nach der ersten (traditionellen) Methode findet Humusturnover im wesentlichen durch die hochmolekularen organischen Stoffe (Stallmist, mikrobielle Biomasse, Pflanzenreste, Kohlenhydrate, Lignine) statt.
- Nach der zweiten (vorgeschlagenen) Methode findet Humusturnover im wesentlichen durch die niedermolekularen organischen Substanzen (vor allem Aminosäuren, niedermolekulare Zucker) statt, wobei auch Bodenbiomasse und Stallmist dazu beitragen.

Obwohl die synthetisierten Mengen von niedermolekularen Substanzen als „zu hohe“ erscheinen können, stimmen sie mit der Bodenatmung - 5-12 t/ha/a CO₂ überein. Da der Synthesekoeffizient bei den Bodenmikroorganismen zwischen 0,4-0,7 sich befindet, wird weniger als Hälfte der Substanzen durch Atmung in CO₂ überführt, und der Rest bleibt im Bodenkreislauf.

Die berechneten Humusturnoverrate stimmen mit Literaturdaten der Radiokarbondatierung gut überein, nach denen die Verweilzeit vom Kohlenstoff (mean residual time) eines Podsollevisol 50-500 Jahre beträgt. Bei der Berücksichtigung der Tatsache, daß durch die niedermolekularen Substanzen vor allem die Peripherie der Humusmoleküle erneuert wird, die eine schnellere Turnoverrate hat, stimmen die nach der zweiten Methode berechneten Humusturnoverrate mit den Literaturdaten gut überein.

Diese Schlußfolgerung über den Beitrag der niedermolekularen Substanzen zum Humusturnover unterscheidet sich von traditionellen Vorstellungen und steht im Widerspruch zur Tatsache, daß die Kernteile der Humusmoleküle im wesentlichen aus den ligninähnlichen Partikeln bestehen. Da muß berücksichtigt werden, daß sich in den Anfangsphasen der Bodenentstehung und im Gleichgewichtszustand eines Boden die Relation in den Beiträgen von einzelnen Substanzen zum Humusturnover unterscheiden kann.

Aus diesem Grund wurde eine Theorie der Veränderung der Humifikationmechanismen im Laufe der Bodenentwicklung und Humusanreicherung entwickelt (Abbildung).

In den Anfangsphasen der biologischen Verwitterung vom Muttergestein siedeln sich zuerst die niederen Organismen - Flechten und Moose an. Diese Organismen haben die Fähigkeit alle niedermolekularen Verbindungen (darunter auch organische) fast vollständig durch ihre Oberfläche aus dem armen Substrat aufzunehmen. Als Ergebnis ihrer Tätigkeit bleiben in Primärböden sehr wenige freie niedermolekulare Substanzen, und können deswegen kaum zur Humusbildung beitragen. Da primitive Böden eine sehr geringe mikrobiologische Aktivität aufweisen, vollzieht die Zersetzung von hochmolekularen Pflanzenresten wesentlich länger und unvollständiger im Vergleich zu entwickelten Böden. Die weitere Anreicherung und Transformation von diesen hochmolekularen Substanzen (vor allem lignin- und zellulosehaltigen Stoffen) führt zur Bildung von fulvosäureähnlichen Polymeren, die in den primitiven Böden in größeren Konzentrationen vorhanden sind. Im Laufe der Zeit findet eine weitere Anreicherung von diesen teilweise zersetzten Stoffen, ihre Kondensation und Sorption auf den freien Oberflächen von Tonmineralen statt. Das verringert wesentlich die Geschwindigkeit des weiteren mikrobiologischen Abbaus und auch der Migration. Im Laufe der Anreicherung beginnen diese hochmolekularen Substanzen die Rolle eines passiven Puffersystems im Bezug auf die ungünstigen Umweltbedingungen (ungünstige Wasser-Luft-, Wärme-, Red-Ox-Bedingungen) zu spielen. Dadurch vergrößert sich die wirksame Mineralisierungszeit (VMZ), was auch gute Voraussetzungen für Gedeihen der Bodenmikroorganismen und günstigere Bedingungen für die Verdrängung von niederen Moosen und Flechten durch

höheren Pflanzen schafft. Von diesem Moment an wird ein Teil der in Boden gelangenden niedermolekularen N-haltigen Substanzen chemisch in die hochmolekularen Stoffe eingebunden und reichert sie mit den Nährstoffen, vor allem mit N an - es entstehen Humin und Huminsäuren (HS) (N-Gehalt der HS ist 1,3-1,5 mal höher als der von Fulvosäuren (FS)). Diese hochmolekularen Substanzen werden im Boden nur fragmentweise erneuert [Fokin, 1974]. Fragmentäre Erneuerung beinhaltet ein Austausch von einzelnen älteren Humusmolekülteilen durch neue Fragmente, die bei der Zersetzung von Pflanzen- und Mikroorganismenresten entstanden sind. Humusmoleküle werden dabei im Unterschied zu Pflanzenresten und ihren Transformationsprodukten - labilen FS nicht vollständig abgebaut und neu gebildet. Im Laufe der weiteren Bodenentwicklung und Humusanreicherung spielen niedermolekularen Substanzen eine immer größere Rolle bei der Humusbildung und -regeneration. Ihre Rolle wird vor allem durch die Geschwindigkeiten der Zyklen „Neubildung - Zersetzung“ und „Einbau in Humus - Abspaltung“ und nicht durch ihre Konzentration im Boden bestimmt, wie es für die inerten Pflanzenbestandteile typisch ist.



In entwickelten, im Gleichgewicht befindeten Böden spielen, wahrscheinlich, die niedermolekularen Substanzen (Aminosäuren, Zucker) für den Humuserneuerung entscheidende Rolle. Bei Erhöhung ihrer Konzentration in einzelnen Profizonen und in einzelnen Zeiträumen der Vegetationsperiode (d.h. bei lokalem oder zeitlichem Überschuß) werden sie chemisch statt der weniger stabilen Molekülfragmenten im Humus eingebunden. Hochmolekulare inerte Pflanzenreste tragen zum Humusturnover eines entwickelten Boden nur geringfügig bei. Bei ihrer langsamen Zersetzung können labile FS entstehen, für die vor allem ein langsamer vollständiger Abbau oder vollständige Neuentstehung typisch ist [Chichagova, Cherkinsky, 1993].

So funktioniert ein entwickelter Boden im wesentlichen durch den Kreislauf (mikrobiologische Synthese, chemische Einbau in Humus, und mikrobiologische oder hydrolytische Abspaltung von den Humusmolekülfragmenten) von niedermolekularen Substanzen. Außerdem wird in einem entwickelten Boden ein Teil der für Pflanzen und Mikroorganismen notwendigen niedermolekularen N-haltigen Stoffen zeitweilig im Form von Humussubstanzen (vor allem HS) gespeichert. Sie spielen die Rolle eines Puffersystems nicht nur im Falle von äußeren Streßbedingungen, wie es in einem primitiven Boden ist, sondern sie sind auch fähig ein Nährstoffmangel zeitweilig auszugleichen. Dabei

werden in einem entwickelten Boden die Puffermechanismen aktiv, und funktionieren durch die schnellen Rezyklierungsprozesse, und nicht nur passiv - durch große Gesamtmassen von toter organischer Substanz - teilweise zersetzten Pflanzenresten, wie es in einem primitiven oder erst entstehendem Boden ist.

So vollzieht sich in den ersten Etappen der Bodenentstehung eine Auswahl von organischen Substanzen unter Dominanz „passiver“ Mechanismen: im Boden bleibt das, was schlecht zersetzbar ist. Im Unterschied dazu dominieren in einem entwickelten Boden „aktive“ Auswahlmechanismen: die wichtigste Rolle spielen chemisch und biologisch aktive Substanzen, die durch hohe Kreislaufgeschwindigkeiten gekennzeichnet sind. Dieses Schema ist eine Vervollständigung einer aus Ökologie bekannten Schema der Organismensukzession: auf den früheren Etappen der Sukzession dominieren sogenannte *r-Strategen*, für die die „aktiven“ Überlebensmechanismen charakteristisch sind, und in einem Klimaxökosystem dominieren sogenannte *K-Strategen*, für die eine maximale thermodynamische Übereinstimmung der Ökosystemstruktur typisch ist, daß heißt „passive“ Überlebensmechanismen.

Auf den ersten Blick widerspricht die vorgeschlagene Theorie der bekannten Tatsache über größere Anreicherung von thermodynamisch stabilen Substanzen in Böden mit längerer Periode der biologischen Aktivität (PBA) [Kononova, 1963. Kleinhempel, 1970. Orlov, Birjukova, 1984. Orlov, 1974, 1990]. Aber diese Tatsache widerspiegelt nur das Endergebnis der Humifikationprozesse und nicht die Prozesse selbst wieder. In einem entwickeltem Boden findet, meiner Meinung nach, eine Speicherung von den primär labilen Nährstoffen in schwer verfügbaren Formen statt.

Das vorgeschlagene Schema stimmt gut überein, und erklärt auch die inneren Mechanismen der kinetischen Humifikationstheorie [Orlov, Birjukova, 1984], die auf Grund von rein korrelativen Beziehungen ausgearbeitet wurde. In Böden mit längerem PBA ist die Gesamtmenge der in einem Jahr entstehenden niedermolekularen Substanzen durch die schnellere Rezyklierung (Synthese - Zersetzung) wesentlich höher, als die in den Böden mit den kürzeren PBA. Das wird vor allem durch die längere WMZ und durch höhere Konzentrationen der niedermolekularen nicht spezifischen Substanzen in den entwickelten Böden im Vergleich zu den primitiven Böden bestimmt. Die größere Synthese von niedermolekularen N-haltigen Substanzen, die den höchsten Beitrag zur Humifikation leisten, bestimmt auch die Bildung von einem humaten Humustyp ($HS/FS > 1$) in Böden mit längerem PBA.

Dieses Schema beschreibt die Gestaltung und Entwicklung des Bodens aus einem abiotischen System in ein biotisches, das von einer Veränderung von Humifikationmechanismen begleitet wird: in abiotischen Systemen werden thermodynamisch stabile Substanzen gespeichert, und in den biotischen Systemen - labile Substanzen, trotz dem, daß dafür ein hohes Energieaufwand notwendig ist.

Vorgeschlagene Hypothesen über die Entstehung und das Funktionieren von Humusstoffen in Böden, und auch über den Beitrag von niedermolekularen Substanzen zur Bildung und zum Turnover von hochmolekularen Stoffen bestimmen im wesentlichen die Forschungsstrategie in dieser Richtung: größere Bedeutung in den Untersuchungen muß den Substanzen gewidmet werden, die schnellere Kreisläufe haben. Bei Einschätzung des Beitrages von einzelnen Substanzen zum Gesamtbilanz und Kreislauf der Stoffe und der Rolle von verschiedenen Prozessen in Transformation und Turnover von Humus ist ein Bezug von der Konzentration auf die Gesamtmenge notwendig, die pro Zeiteinheit im Boden synthetisiert wird.

Analyse der Wirkung des Mikroreliefs auf Kohlenstoffgehalt des Bodens in einem Dauerversuch

von

Kuzyakova, I.⁺ und Y. Kuzyakov⁺⁺

Die Intensivierung des Ackerbaus führt zur Veränderung von verschiedenen Bodeneigenschaften, darunter auch Gehalten, Mengen und Qualität von Humus.

Verschiedene Einschätzungen der Wirkungsrichtung und -intensität von Dünger und Pflanzenschutzmittel auf die Bodeneigenschaften sind sogar für einen Bodentyp sehr umstritten. Eine der Hauptursachen dieser Unstimmigkeiten ist eine starke lokale Variabilität der Bodenentwicklungsbedingungen, die in der Regel in der Datenauswertung unberücksichtigt bleibt.

Literaturübersicht der Arbeiten über die von V.M.Fridland entwickelte Lehre von Struktur der Bodenbedeckung (1972) läßt schlußfolgern, daß sogar auf kleinen Flächen (1-10 ha) eine hohe Variabilität des Humusgehaltes vorliegt. Das hängt vor allem mit der Lage des Bodens in Mikro- und Mesorelief zusammen: die erodierten Böden haben 10-40% Gesamtkohlenstoff (C_{ges}) weniger als nichterodierten, oberflächlich vergleiten und halbhydromorphen Böden haben 10-50% C_{ges} mehr als automorphen Böden. Trotz den relativ kleinen Versuchsfeldflächen (1-2ha) und Ausgleichsmaßnahmen lassen die Literaturdaten eine wesentliche und dauerhafte Wirkung des Mikroreliefs auf die Bodeneigenschaften der langjährigen Versuche vermuten.

Bei traditioneller Datenauswertung geht man aus zufälligem Charakter der Variabilität, die mit den zu untersuchenden Faktoren und Lage der Versuchspartellen nicht zusammenhängt. Es gibt aber auch eine andere Herangehensweise, bei der die natürliche Variabilität und Ungleichmäßigkeit der Bodeneigenschaften auch zu den zu untersuchenden Prüffaktoren gehört (Kozlovskij, 1970). Diese Herangehensweise wurde auch in dieser Arbeit angewendet.

Ziel dieser Arbeit war eine komplexe Untersuchung der Wirkung von agrogenen und vor allem natürlichen Faktoren (Mikrorelief) auf Kohlenstoffgehalt und -variabilität des Bodens.

Versuchsbeschreibung

Für das gestellte Ziel wurde ein Dauerfeldversuch von der Zentralversuchsstation des Institutes für Düngung und Agrarbodenkunde im Moskauer Gebiet ausgewählt. Im Versuch, der 1966 angelegt wurde, wird die Effektivität der Dünge- und Pflanzenschutzmittel in einem 7-Felderrotation (Mais - Mais - Mais - Vika+Hafer mit Luzerneuntermischaarung - Luzerne (1. Nutzungsjahr) - Luzerne (2. Nutzungsjahr) überprüft. Dieser Versuch besteht aus 10 Varianten mit verschiedenen Pflanzenschutzmitteln auf 2 Düngungskontrollen: organisch-mineralische Düngung (OMD) (Stallmist 60 t/ha/Rotation + $N_{400}P_{405}K_{1070}$ kg/ha/Rotation) und mineralische Düngung (MD) ($N_{700}P_{555}K_{1430}$ kg/ha/Rotation) in je 4 Wiederholungen. Der Boden wurde im Herbst vor jedem Rotationsbeginn gekalkt (5 t/ha). Der Versuch hat 1,6 ha Fläche, besteht aus 3 Felder je 120×37 m² und hat 120 Parzellen je 18,5*6 m² (Abb.1, nur 2. Feld dargestellt). 5 Bodenproben je Parzelle mit genauen Koordinaten wurden aus dem Pflughorizont (0-20cm) genommen, und einzeln auf C_{ges} mit Trockenverbrennung bestimmt.

⁺ Institut für Düngung und Agrarbodenkunde, Prjanischnikova, 127550 Moskau, Rußland

⁺⁺ Humboldt-Universität, Institut für Gärtnerische Pflanzenbau, Th.-Fischermeier-Weg, 14979 Großbeeren

Ergebnisse

Durch detaillierte Höhenaufnahme (Maßstab 1:500) wurden verschiedene Mikroreliefformen bestimmt, deren Neigung im Durchschnitt 2% beträgt und 3% nicht übersteigt. Der Komplex der Bodenbedeckung besteht aus Rasenpodsolböden, oberflächlich vergleihten Rasenpodsolböden, leicht erodierten und kolluvialen Böden. Von der Oberfläche an ist es ein schluffiger Lehm (Fraktion $\leq 0,01$ mm = 39-46%), Feinanteilgehalt des Bodens steigt mit der Tiefe an.

Varianzanalyse des C_{ges} -Gehaltes der Parzellen hat gezeigt, daß auf den OMD-Parzellen C_{ges} -Gehalt um 0,1% höher ist als auf den MD-Parzellen ($\alpha=0,001$) und beträgt 1,58% und 1,47%. Starke Unterdrückung der Unkräuter führt auch zur Verringerung des C_{ges} -Gehaltes des Bodens.

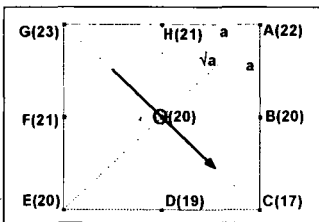
Die Varianzanalyse hat auch gezeigt, daß durch die agrogenen Faktoren (Dünge- und Pflanzenschutzmittel) nur 20 % der Gesamtvariabilität des C_{ges} -Gehaltes des Bodens erklären läßt. Wir vermuten, daß die „restlichen“ 80% der Variabilität durch natürliche Faktoren hervorgerufen sind. Unter natürlichen Faktoren verstehen wir dabei Mikrorelief und durch ihn bedingte Mikrorosionsprozesse und lokale Unterschiede der Bodenbedingungen.

Um die Wirkung des Mikroreliefs auf den C_{ges} -Gehalt zu analysieren wurden zuerst die Kartogramme dieser beiden Parameter erstellt. Das wurde nach der Variogrammanalyse mit Hilfe von Punktkriging für die Höhe und C_{ges} gemacht. Die anschließende Überprüfung der mittels Kriging berechneten mit den tatsächlich gemessenen Höhen und C_{ges} -Gehalten mit Jackknife-Methode ergab Bestimmtheitsmaß $r^2=0,996$ und $r^2=0,752$.

Auf der Karte des C_{ges} -Gehaltes lassen sich eindeutig einzelne C_{ges} -Areale mit annähernd gleichen Werten unterscheiden. Diese Areale haben keine Übereinstimmung mit den Parzellengrenzen (Abb.1). Die Unterschiede zwischen nah liegenden kontrastren C_{ges} -Arealen mit Fläche von ca. 500m² sind signifikant. In einzelnen C_{ges} -Arealen korreliert C_{ges} -Gehalt negativ zur Höhe ($r \approx -0,80$ - $-0,82$).

Visuelle Gegenüberstellung des C_{ges} -Kartogrammes mit der Topokarte läßt eine Wechselwirkung zwischen C_{ges} und Charakter der temporären Wasserströmen vermuten. Um diese durch Mikrorelief bedingte Prozesse besser beschreiben zu können, wurden Kartogramme der maximalen lokalen Differenzen, Richtung der temporären Wasserströmen und der Einzugsgebiete berechnet.

1. Berechnung der maximalen lokalen Differenzen und Richtung der Wasserströmen



Für die Berechnung der lokalen Differenzen für jeden Punkt des regelmäßigen Reliefgitternetzes (Schema links, $a=3$ m) wurden die Höhenlagen von 8 ihm am nächsten liegenden Punkten (A-H; in Klammern - ihre Höhe) genommen. Für jedes Paar aus gegenüberliegenden Punkten (insgesamt 4 Paare) wurde absolute Differenz zwischen den beiden Punkten berechnet und danach die maximale Differenz aus 4 Paaren ausgesucht (für Punkt O(20) - Paar G→C). Danach wurde für jeden Punkt des Gitternetzes die Richtung des potentiell fließendes

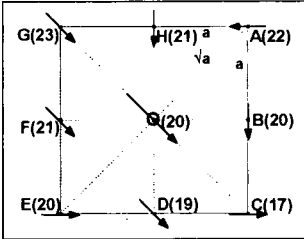
Wassers entsprechend dem maximalen Gradienten zugeordnet (Pfeile in der Abb. 1).

Im Ergebnis dieser Etappe wurde eine Karte mit den Pfeilen zusammengestellt, die für den jeweiligen Punkt lokale Richtung vom maximalen Gradienten zeigte (Abb. 1). Dies entspricht der Richtung der temporären Wasserströme. Mit Hilfe dieser Karte wurden auch die Wassereinzugsgebiete auf dem Versuchsfeld zusammengestellt.

2. Berechnung des Produktes des durchfließendes Wassers und seiner Geschwindigkeit

In theoretischer Vorstellung über die Wirkung der potentiellen Erosion auf C_{ges} -Gehalt des Bodens sind wir davon ausgegangen, daß sowohl die Menge des durchfließendes Wassers als auch seine Geschwindigkeit diese Wirkung am meisten beeinflussen. Demzufolge wurde Produkt dieser beiden Größen berechnet (im folgenden als „Produkt“ genannt). In der hier dargestellten Arbeit wurde gleiche Wichtung diesen beiden Faktoren zugewiesen.

1. Menge des potentiell durchfließendes Wassers entspricht dem Einzugsgebiet. Einzugsgebiet für jeden Punkt des Gitternetzes kann als die Gesamtheit aller Pfeile, die zum jeweiligen Punkt führen, betrachtet werden.
2. Lokale Geschwindigkeit des im jeden Punkt fließendes Wassers muß seinem maximalen Höhengradient proportional sein.



Ausgehend von diesen beiden Feststellungen wurde nach folgendem Algorithmus hervorgegangen (Schema links): für jeden Punkt des Reliefgitternetzes wurde ihre Neigung mit dem Abflußkoeffizient (Relation zwischen durchsickertem und oberflächlich abfließendem Wasser) multipliziert, und mit allen in dieses Punkt aus der lokalen Umgebung führenden Pfeilen gleichen Parametern (Neigung * Abflußkoeffizient) addiert. (Im Schema: in den mittleren Punkt O(20) kommt Wasser aus Punkten G(23) und H(21).)

Nach diesem Prinzip berechnetes Kartogramm (Abb. 2) entspricht dem Produkt aus Menge und Geschwindigkeit der temporären Wasserströmen für jeden Punkt des Reliefgitternetzes.

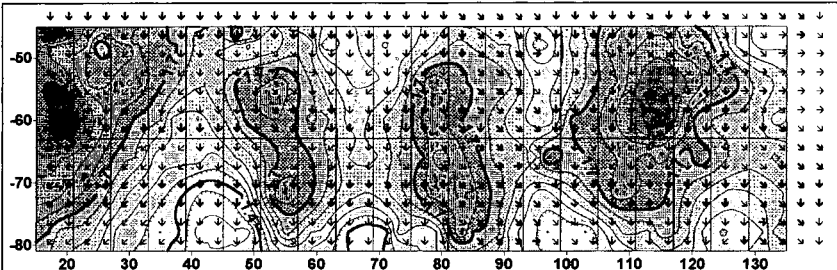


Abb. 1: C_{ges} -Gehalt des Bodens(in %), Parzellengrenzen und Kartogramm der Richtung der lokalen temporären Wasserströme (Pfeile, Pfeilstärke entspricht der Neigung) auf dem Feld 2 des Dauerdüngungsversuchs.

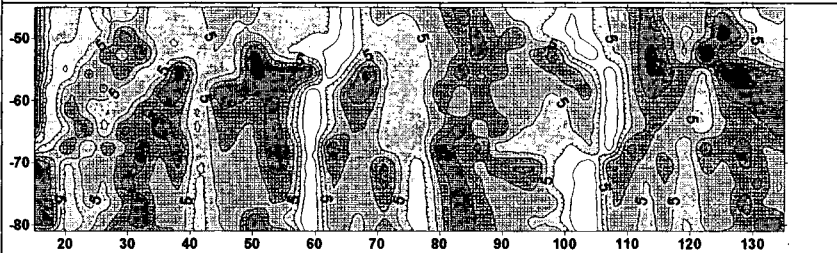


Abb. 2: Kartogramm der logarithmierten Werte des „Produktes“ aus Menge und Geschwindigkeit der temporären Wasserströme auf Feld 2.

Im nächsten Schritt wurde die Übereinstimmung des berechneten Kartogrammes (Abb. 2) mit dem Kartogramm des C_{ges} -Gehaltes des Boden (Abb. 1) überprüft. Es wurden folgende Schlußfolgerungen gemacht:

Areale mit erhöhtem C_{ges} -Gehalt ($C_{ges} > 1,7\%$) sind vorhanden:

1. auf den breiten, gut ausgeprägten Kämmen, die dem Hang entlang gerichtet sind. Diese Kämmen wurden auf den von uns aufgestellten Kartogrammen als schmale den Wasserabfluß zerstreuernde Formen des Mikroreliefs bestimmt. In diesen Mikrorelief-Formen wird „Produkt“ durch minimale Werte charakterisiert.
2. in breiten Senken, die durch komplizierte Wasserbewegung charakterisiert sind, und geringere Werte des „Produktes“ haben.
3. auf den Flächen, wo der Hang durch eine scharfe Änderung der Neigung (auch „Produktes“) gekennzeichnet ist, oder bei Richtungsänderung des Wasserflusses.

Die Areale mit erhöhtem C_{ges} -Gehalt entsprechen damit den Mikroreliefpositionen, wo für temporären Wasserfluß irgendwelche Hindernisse vorhanden sind, bzw. wo der Abtrag fehlt oder geringfügig ist. Auf solchen Mikroreliefpositionen ist sogar eine Akkumulation der erodierten Teilchen möglich.

Areale mit verringertem C_{ges} -Gehalt ($C_{ges} < 1,4\%$) befinden sich auf:

1. den ebenen Hangteilen, wo im Laufe von $>15-20m$ die Pfeile (Abb. 1) ihre Richtung nicht ändern;
2. auf den Sammelformen des Mikroreliefs, die durch maximale „Produkt“-Werte gekennzeichnet sind. Diese Flächen sind potentiell maximal erodierbar.

Festgestellte Abhängigkeit des C_{ges} -Gehaltes des Boden von temporären Wasserströmen und „Produkt“-Werten läßt schlußfolgern, daß Mikro-Erosion-Akkumulation-Prozesse eine sehr wichtige Rolle bei der lokalen Differenzierung der C_{ges} -Gehaltes auch bei sehr geringeren Ausprägung des Mikroreliefs und Gesamtnéigung der Fläche spielen. Diese Prozesse werden auch durch das Vorkommen von schwach erodierten und akkumulierten Böden innerhalb der Versuchsfläche, und auch durch die signifikante negative Korrelation ($r = -0,84 - -0,89$) zwischen C_{ges} -Gehaltes und der Fraktion $< 5 \mu m$ (Feinschluff) bestätigt. Die letzte Korrelation zeigt, daß auf den erodierten Flächen das Zupflügen vom illuvialen Horizont B_1 , der mit Schluff- und Tonpartickeln angereichert ist, stattfindet.

Schlußfolgerungen

Die durchgeführten Untersuchungen lassen schlußfolgern, daß die natürliche Variabilität des Humusgehaltes ständig reproduziert wird, und durch die agrotechnischen Maßnahmen nicht ausgeglichen wird. Variabilität wird im wesentlichen durch die durch Mikrorelief bedingte ständig wirkende Prozesse der Mikroerosion / -akkumulation, und, wahrscheinlich, durch die lokale Unterschiede in der hydrothermalen Regime des Bodens reproduziert.

Bei der Untersuchung der Dynamik der Bodeneigenschaften auf Dauerversuchen, die sogar auf den kleinen und maximal ausgeglichenen Flächen angelegt sind, muß die natürliche Variabilität der Bodenbedeckung und -eigenschaften in die im Versuch zu bearbeitende Faktoren einbezogen sein.

Die hier dargestellte Untersuchungen wurden vom Deutschen Akademischen Austauschdienst gefördert.

Wir bedanken uns herzlich bei Dr. O. Wendroth für hilfreiche Unterstützung bei geostatistischer Datenauswertung.

Pb-flow within soil-plant-animal system in a highly polluted area in Romania

von

Lacatusu, R., C. Rauta, S. Carstea, B. Kovacsovics, N. Avram und M. Serdaru

Summary

The daily emissions of two non-ferrous metallurgical enterprises as well as the activities of mineral mining and are concentration have caused a severe pollution with heavy metals, especially Pb, within the Baia Mare area. All these have intensified the Pb - flow in environment.

The loading of soil with Pb is up to 8 times higher than maximum allowable limit. Natural soil acidity as well as the acidity due to acid rains increase the mobility of Pb in soil and its passive uptake by grasses in grassland up to 16 times higher than the Pb content in the nonpolluted areas. Between the Pb content in soils and grasses a significant correlation was established ($r = 0,742^{xxx}$).

The grazing on such pastures has caused many cases of saturnism to cattle and horses. The transfer coefficient of Pb from grass (some soil being included) to animals is about 10 times higher within the Baia Mare area than in the nonpolluted areas.

R.Lăcătușu, C.Răuță, St.Cârstea, Beatrice Kovacsovics
Research Institute for Soil Science and Agrochemistry,
București

N. Avram, Maria Serdaru
Național Institute of Veterinary Medicine "Pasteur",
București

Austrocknungsexperimente im Rahmen des Solling-Dachprojektes

von

Lamersdorf, N. P.¹, K. Blanck¹, M. Bredemeier² und G. A. Wiedey²

Im Rahmen des Solling-Dachprojektes wurden in den letzten Jahren Austrocknungsexperimente durchgeführt. Ziel dieser Manipulationen war es zu prüfen, ob sich in der Bodenlösung eines stark versauerten Fichtenwäldökosystems nach länger anhaltenden sommerlichen Trockenphasen während der Wiederbefeuchtungsphasen Mineralisations- bzw. Nitrifikationsschübe nachweisen lassen. Es sollte geprüft werden, ob der in der organischen Auflage akkumulierte Stickstoff durch Mineralisationsschübe saisonal freigesetzt wird und ob es durch eine Überschußproduktion von Nitrat phasenweise zu einer weiteren Versauerung der Bodenlösung kommen kann.

Bisher wurden zwischen 1991 und 1994 vier unterschiedlich intensive Austrocknungsphasen mit anschließender Wiederbefeuchtung durchgeführt. Während eines Trockenexperiments wurde das mittels der Dachkonstruktion aufgefangene Kronentraufwasser nicht wiederverregnet, sondern in speziellen Speichertanks bis zur Wiederbefeuchtung zwischengelagert. Für eine Wiederbefeuchtung der 300 m² großen Austrocknungsfläche steht eine Speicherkapazität von ca. 33000 l, bzw. 110 mm Regenmenge zur Verfügung. Je nach zusätzlichen Niederschlagsmengen, die während einer Wiederbefeuchtungsphase anfielen und gleich mitausgebracht wurden, betrug die Dauer einer Wiederbefeuchtung zwischen 10 und 20 Tagen. Während der ersten Beregnungstage wurde der ausgetrocknete Boden mit 1-5 mm Niederschlag pro Tag vorsichtig angefeuchtet. Zum Ende der Beregnung wurden bis zu 20 mm pro Tag ausgebracht.

Ergebnisse

Die bodenhydrologischen Reaktionen auf die Wiederbefeuchtungen waren jedesmal eindeutig sichtbar: für den künstlich bis auf 800 hPa in 70 cm Bodentiefe ausgetrockneten Boden konnte im Vergleich zu den Kontrollflächen (jeweils eine mit und eine ohne Dach) ein abruptes Absinken der Matrixpotentiale bis in den gesättigten Bereich festgestellt werden. Die gespeicherten Wassermengen reichten somit aus, den von der Umgebung mittels einer vertikal

¹ Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen, Büsingenweg 2, 37077 Göttingen

² Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen, Habichtsweg 55, 37075 Göttingen

bis zum Ausgangsgestein eingebrachten Folie abgetrennten Bodenblock unter dem Trockendach intensiv wiederzubeefeuchten.

Die bodenchemische Reaktion eines typischen Versauerungsschubes mit hohen Nitrat-, Aluminium- und niedrigen pH-Werten konnte nur in einzelnen Lysimeterkerzen des Oberbodens beobachtet werden. Die Hypothese von bodeninternen Versauerungsschüben durch Überschußnitrifikation kann demnach bisher nicht bestätigt werden. Gründe für das Ausbleiben von Versauerungsschüben können im ungünstigen chemischen Milieu für Mikroorganismen in den stark versauerten Oberböden, in ungewollten Dacheffekten (z. B. Filterung von organischer Feinsubstanz), sowie in zu geringen Temperaturen während der Wiederbefeuchtung gesehen werden. Denkbar ist auch eine Schädigung der Mikroorganismen durch eine zu intensive und langanhaltende Austrocknung des Oberbodens.

Die artifiziiellen Sommertrockenheiten führten jedoch zu sehr deutlichen physiologischen Reaktionen im aufwachsenden Fichtenbestand. In 1993 konnten signifikant geringere Werte für das Höhen- und Durchmesserwachstum gesichert werden (Dohrenbusch und Meyer, 1995). Die Versorgung der Nadeln mit Calcium und Magnesium ist auf der Austrocknungsfläche signifikant schlechter als auf der Kontrollfläche. Während der Austrocknung wird die Transpiration der Bäume deutlich verringert. Die Fichten schränken ihre Photosynthese besonders im unteren Kronenbereich stark ein, so daß der geringere Zuwachs gut erklärt werden kann. Nach der Wiederbefeuchtungsphase zeigten jedoch die Fichten auf der Austrocknungsfläche eine zweite Zuwachsperiode im Herbst. Diese übertraf sogar das monatliche Wachstum der anderen Kontrollbäume.

Nach Untersuchungen von Murach (1995) reagierten die Feinwurzeln der Fichten auf die Austrocknung jeweils mit einem verminderten Wachstum. Es wurden jedoch keine Absterbeerscheinungen registriert. Bezüglich der Wurzelmassen konnten nach den ersten zwei langen Sommertrockenheiten keine Unterschiede im Vergleich zu den Kontrollflächen nachgewiesen werden. Nach den Wiederbefeuchtungsphasen dauerte es bis zu 8 Wochen, bis das Feinwurzelnwachstum erneut aktiviert wurde.

Die Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsexperimente im Solling sind eingebunden in den Forschungsverbund 'EXMAN' (EXperimental MANipulation of Forest Ecosystems) der Europäischen Gemeinschaft. Trotz deutlicher Standortunterschiede zeigt sich im

Forschungsverband bezüglich der Reaktionen der Bodenlösungschemie auf Austrocknungs- bzw. Wiederbefeuchtungsvorgänge eine gute Übereinstimmung. Auch in den Partnerländern Irland und Dänemark konnten keine Versauerungsschübe nachgewiesen werden (Lamersdorf et al., 1995).

Literatur

Dohrenbusch, A. und A.-C. Meyer (1995): Structure, growth and physiological reactions during environmental manipulations of a 60 year old Norway spruce stand (roof-project). Intern. Symp. on Ecosyst. Manip., Bowness-on-Windermere/UK, Oktober 1994. Ecosystem Research Report of the CEC, Nr. xx, yy-zz (im Druck).

Lamersdorf, N. P., C. Beier, K. Blanck, M. Bredemeier, T. Cummins, E. P. Farrell, L. Rasmussen and M. Ryan (1995). Reactions of Soil Solution Chemistry to Drought - Results of Experiments within the EXMAN Project. Intern. Symp. on Ecosyst. Manip., Bowness-on-Windermere/UK, Oktober 1994. Ecosystem Research Report of the CEC, Nr. xx, yy-zz (im Druck).

Murach, D. (1995): Fine root investigations in the Solling roof experiment. Intern. Symp. on Ecosyst. Manip., Bowness-on-Windermere/UK, Oktober 1994. Ecosystem Research Report of the CEC, Nr. xx, yy-zz (im Druck).

Der Einfluß von pH und Citronensäure auf die Mobilisierung von Phosphat durch Perkolation von langjährig, hochgedüngten Ackerböden

von

Lammers, A.*

Die seit Jahrzehnten praktizierte intensive Landwirtschaft in vielen Ländern Europas hat Phosphat in landwirtschaftlich genutzten Böden angereichert. Für die Beurteilung des erhöhten Phosphateintrags in die Oberflächengewässer durch Erosion einerseits und der Pflanzenverfügbarkeit andererseits ist die Abschätzung der P-Freisetzung aus der festen Phase der Böden notwendig. Das Düngerphosphat ist im Boden hauptsächlich anorganisch gebunden: in sauren Böden hauptsächlich an Al- und Fe-Oxide und in kalkhaltigen Böden an Calcium. Die Pflanze kann sich durch pH Erniedrigung und durch Freisetzung organischer Säureanionen über Wurzelexudate das fixierte Phosphat verfügbar machen.

Im Rahmen eines EG-Projekts** wurde die Mobilisierung des akkumulierten Phosphats von 12 Ackeroberböden aus landwirtschaftlich bedeutenden Regionen Europas im Labor durch Perkolation mit CaCl_2 -Lösungen unterschiedlicher pH-Werte und verschiedener Citronensäure Konzentration untersucht. Ihre P-CAL Gehalte lagen zwischen 17 und 240 mg P /kg Boden; die pH Werte (gemessen in 0,01 M CaCl_2) zwischen 4.6 (Schottland) und 7.8 (Spanien).

2g Boden wurden mit a) 2.5 mM CaCl_2 , pH 5.7; b) 2.5mM CaCl_2 , pH 3.1; c) 2.5mM CaCl_2 & 0.01mM Citronensäure, pH 4.8 und d) 2.5mM CaCl_2 & 1mM Citronensäure, pH 3.1 über einen Zeitraum von zwei bis drei Wochen bei einer Rate von 1.5-1.9 ml/h perkoliert.

*Lehrstuhl f. Bodenkunde, TU München-Weihenstephan, 85350 Freising - Weihenstephan

** EG-Projekt Nr.: AIR 920303

Vor und nach den Perkolationen mit Citronensäure wurde eine P-Fraktionierung nach Olsen und Sommers (1982) durchgeführt.

Mit zunehmender Citronensäure-Konzentration und sinkendem pH wurde in allen Böden mehr und mehr P freigesetzt. Gleichzeitig setzt Citronensäure Fe und Al frei. Dies ist zum einen auf eine Komplexierung mit Citrat und zum anderen auf die erhöhte Löslichkeit von Al- und Fe-oxiden bei niedrigen pH Werten zurückzuführen. Mittels Mössbauerspektroskopie wurden in den stark sauren schottischen Böden und einem sauern italienischen Boden (pH 5.2) hohe Gehalte an Ferrihydrit (42-58 g/kg) in der Tonfraktion gefunden. Trotz der großen Menge an Phosphatsorbenten und den insgesamt höchsten P_r -Gehalten (1088-1420 mgP/kg) setzten diese Böden wider Erwarten nur sehr langsam und erst mit 1mM Citronensäure größere Mengen (ca. 450 mg/kg nach zwei Wochen Perkolation) an P frei. Die schwach sauren Böden aus Deutschland und Italien zeigten schon mit $CaCl_2$ bei pH 3.1 eine wesentlich höhere P-Freisetzung als bei pH 5.7 (Faktor 4). In den kalkhaltigen Böden ist aufgrund der hohen Pufferung die P-Freisetzung insgesamt niedriger, und Al und Fe werden nicht mobilisiert. Mit $CaCl_2$ allein nimmt nur das HCl-extrahierbare Phosphat (Ca-gebundenes P) ab, und erst durch die Citronensäure auch Fe- und Al-gebundenes Phosphat (NaOH-Fraktion). Speziierungsberechnungen mit MINTEQA2 ergaben, daß die Perkolate aller kalkhaltigen Böden in Bezug auf Dicalciumphosphat (DCP) übersättigt sind und zwei der Böden mit Octacalciumphosphat (OCP) im „Gleichgewicht“ stehen könnten (es wurden pK_L -Werte von 46.91, 47.85 und 49.8 angenommen, und die berechneten Phosphatpotentiale liegen innerhalb des Bereiches, den die drei OCP-Aktivitätsisothermen umschließen).

Literatur

MINTEQA2, PRODEFA2 (1991) A Geochemical Assessment Model for Environmental Systems: Version 3.0, Environmental Research Laboratory, Office of Research Laboratory, Athens, Georgia (EPA 600/3-91/021).

Olsen, S.R. and L.E. Sommers (1982) Phosphorus. In A.L. Page et al (eds) Methods of soil analysis Part 2, 2nd ed. Agronomy 9, 403-430.

Ableitung von Prüfwerten für die mobile Fraktion potentiell toxischer Elemente in Böden Nordrhein-Westfalens

von

Liebe, F.¹, G. W. Brümmer¹ und W. König²

Einleitung

Im Rahmen der Erarbeitung fachlicher Grundlagen für rechtliche Regelungen zum Bodenschutz sollen mit Hilfe der vorliegenden Untersuchungen Beurteilungskriterien für die mobile Fraktion potentiell toxischer Elemente in Böden Nordrhein-Westfalen abgeleitet werden. Eine Festlegung allgemein gültiger Prüf- oder Maßnahmenwerte ist dabei mit prinzipiellen methodischen Schwierigkeiten verbunden, so daß neben den fachlichen Ableitungskriterien auch Vorgaben aus anderen Bereichen (Toxikologie, Lebensmittelüberwachung, Trinkwasserschutz) für die Aufstellung von Prüfwerten Verwendung finden. Das bearbeitete Forschungsvorhaben wurde vom Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen in Auftrag gegeben.

Material und Methoden

Insgesamt wurden 335 Bodenproben von 260 Standorten in Nordrhein-Westfalen untersucht. Die Kriterien für die Auswahl der Probenahmestandorte richteten sich im wesentlichen nach der unterschiedlichen Belastungshöhe und den verschiedenen Nutzungsformen, wie Ackerland, Wald, Grünland, Klein- und Hausgärten sowie Brach- und Deponieflächen. Zusätzlich wurden an 89 Standorten Winterweizenkornproben entnommen und nach Waschen und Entfernen der Spelzen auf ihre Gesamtgehalte an Schadelementen untersucht. Diese Kulturpflanze wurde ausgewählt aufgrund ihres speziellen Aneignungsvermögens für Cadmium und wegen der allgemein hohen Bedeutung als Hauptbrotgetreideart.

Die Gehalte der Böden an mobilen Schadelementen wurden mittels NH_4NO_3 -Extraktion erfaßt, wie sie auch in der dritten Verwaltungsvorschrift zum Bodenschutzgesetz von Baden-Württemberg als Analysenmethode vorgeschrieben ist (ZEIEN und BRÜMMER, 1988; DINV, 1993; BodSchG B.-W., 1993). Außerdem wurden von 54 Bodenproben die leichtlöslichen, in der Bodenlösung (Bodensättigungsextrakt) befindlichen Elementgehalte ermittelt (HORNBURG, 1991).

Ergebnisse

Ableitung von Prüfwerten mit Hilfe der ZEBS-Richtwerte für Getreide (Cd, Pb, As)

Durch korrelative Beziehungen zwischen den Gehalten an mobilen und damit potentiell pflanzenverfügbaren Schadelementen im Boden und den Gehalten an Schadelementen in Pflanzenproben können unter Einbeziehung der einfachen und zweifachen ZEBS-Werte des Bundesgesundheitsamtes (BGA 1986) Prüfwerte für mobiles Cadmium, Blei und Arsen abgeleitet werden.

Für diese Elemente bestehen zwischen den NH_4NO_3 -extrahierbaren Gehalten im Boden und den Elementgehalten im Weizenkorn insgesamt hochsignifikante Beziehungen.

Der in Abb. 1 dargestellte positive Zusammenhang zwischen dem Cd-Gehalt im Weizenkorn und dem NH_4NO_3 -extrahierbaren Cd-Gehalt im Boden ergibt mit zunehmenden Gehalten an mobilem Cd im Boden eine überproportional höhere Cd-Akkumulation im Weizenkorn. Deshalb wurde je eine Regressionsgerade für den unteren und oberen Konzentrationsbereich berechnet

¹) Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms Universität, Nußallee 13, 53115 Bonn

²) Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen, Schwannstraße 3, 40476 Düsseldorf

(Abb.1). Auch die Streuung der Werte ist im Bereich niedriger Gehalte an mobilem Cd größer als bei hohen.

Diese Unterschiede sind auf unterschiedliche Aufnahmemechanismen der Pflanzen in Abhängigkeit von der Bodenbelastung zurückzuführen. Anhand der für höhere Cd-Gehalte in Boden und Weizenkorn errechneten Regressionsgleichung (2) kann unter Verwendung des zweifachen ZEBS-Richtwertes ein Cd-Prüfwert von ca. **40 µg Cd-NH₄NO₃/kg** Boden abgeleitet werden.

Bei Blei kann auf Standorten mit geringen Gehalten an mobilem Pb der Transfer vom Boden in die Pflanze nicht zuverlässig beschrieben werden, da die Kontamination der Pflanzen über den Luftpfad eine große Rolle spielt. Für die Ermittlung des Prüfwertes für mobiles Pb wurden deshalb nur die Analysendaten von Standorten mit Pb (NH₄NO₃)-Gehalten über 30 µg/kg Boden verwendet (Abb.2). Um zusätzliche Pb-Belastungen aus der Luft ebenfalls bei der Pb-Belastung der Pflanzen zu berücksichtigen zu können, wurde der einfache ZEBS-Richtwert (0,36 mg/kg Tr.S.) zur Ableitung des Pb-Prüfwertes in die errechnete Regressionsgerade für die Beziehung zwischen den Pb (NH₄NO₃)-Gehalten im Boden und den Pb-Gehalten im Weizenkorn eingesetzt. Unter diesen Voraussetzungen können ca. **600 µg Pb-NH₄NO₃/kg** als Prüfwert vorgeschlagen werden.

Der zur Zeit unverbindliche einfache ZEBS-Richtwert für Arsen (0,60 mg/kg Tr.S.) (BGA 1986) wird nach Abb.3 von keiner Weizenkornprobe überschritten. Dies zeigt, daß die gemessenen Gehalte bis 100 µg As-NH₄NO₃/kg Boden zu keiner nennenswerten Arsen-Anreicherung im Getreidekorn führen. Da bei den bisherigen Untersuchungen auch in belasteten Böden mit Weizenanbau keine Gehalte an mobilem As über 100 µg/kg gemessen wurden, wird in Übereinstimmung mit Prüß (1992) zunächst ein Prüfwert von **100 µg As-NH₄NO₃/kg** Boden vorgeschlagen.

Ableitung von Prüfwerten erhöhter, nichttoxischer Elementgehalte im Weizenkorn (Ni u. Zn)

Hohe Gehalte an mobilem Ni und Zn haben eher eine phytotoxische Wirkung, als daß eine gesundheitliche Gefährdung für Mensch und Tier über die Nahrungskette besteht (SAUERBECK, 1982; PRÜESS et al., 1991). Die Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums durch diese Elemente soll deshalb bei der Festsetzung der Prüfwerte berücksichtigt werden. Aus der unten stehenden Regressionsgleichung (1) für die Beziehung der Ni-Gehalte im Boden und Weizenkorn ergibt sich für Nickel ein Prüfwert von **1500 µg Ni-NH₄NO₃/kg**, wenn der durchschnittliche Ni-Gehalt im Weizenkorn mit Werten bis 1,8 mg/kg Tr.S. überschritten wird (SCHACHTSCHABEL et al., 1992).

$$(1) \log \text{Ni-Weizenkorn} = 0,519 \log \text{Ni-NH}_4\text{NO}_3 + 0,204 \quad N = 56 \quad r = 0,68^{***}$$

Nach den vorliegenden Untersuchungen konnten bei Gehalten an mobilem Zink in Böden mit Weizenanbau bis ca. 16000 µg Zn-NH₄NO₃/kg Boden Gehalte im Weizenkorn bis ca. 80 mg/kg Tr.S. festgestellt werden. Dabei besteht zwischen den Zn-Gehalten im Boden und im Weizenkorn eine hochsignifikante Beziehung (Regressionsgleichung (2)). Bei den oben aufgeführten maximalen Zn-Gehalten im Boden und Weizenkorn konnten noch keine Ertragsdepressionen oder Toxizitätssymptome bei den Weizenpflanzen im Gelände beobachtet werden. Ein Prüfwert von **10000** (Prüß, 1992) bis **16000 µg Zn-NH₄NO₃/kg** Boden kann damit vorgeschlagen werden.

$$(2) \log \text{Zn-Weizenkorn} = 0,094 \log \text{Zn-NH}_4\text{NO}_3 + 1,57 \quad N = 83 \quad r = 0,69^{***}$$

Ableitung von Prüfwerten mit Hilfe von Trinkwassergrenzwerten (Cd, Pb, As, Zn)

Erhöhte Schadelementgehalte in der Bodenlösung können in tiefere Bodenhorizonte und damit unter Umständen auch bis in das Grundwasser verlagert werden. Deshalb können auch die Trinkwassergrenzwerte der Trinkwasserverordnung (ANONYM, 1986) als eine Orientierungsgröße zur Ableitung von Bodenprüfwerten verwendet werden, sofern die Schadelementgehalte der Bodenlösungen bzw. der Bodensättigungsextrakte hochsignifikante Beziehungen zu den NH₄NO₃-extrahierbaren Schadementgehalten der Böden aufweisen. Das ist für Cd (r = 0,88; Abb.4), Pb (r = 0,86; Abb.5), As (r = 0,80; Abb.6) und Zn (r = 0,89; nicht dargestellt) der Fall.

Bei Verwendung der Trinkwassergrenzwerte für Cd (5µg/l), Pb (40 µg/l), As (40 µg/l) und Zn (100 µg/l ab Wasserwerk) ergeben sich damit aus den berechneten Regressionsgleichungen Prüfwerte von **100 µg Cd-NH₄NO₃/kg** (Abb.4), **400 µg Pb-NH₄NO₃/kg** (Abb.5), **150 µg As-NH₄NO₃/kg** (Abb.6) und **1500 µg Zn-NH₄NO₃/kg**. Für die Berechnung des Zn-Prüfwertes wurde folgende Beziehung verwendet:

$$(3) \log \text{Zn-Bodenlösung} = 0,859 \log \text{Zn-NH}_4\text{NO}_3 + 1,80 \quad N = 53 \quad r = 0,89^{***}$$

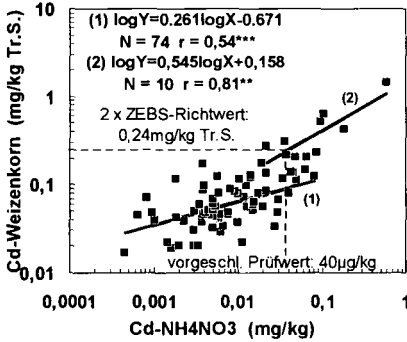


Abb. 1: Cd-Gehalte im Weizenkorn in Abhängigkeit von den Cd (NH₄NO₃)-Gehalten im Boden

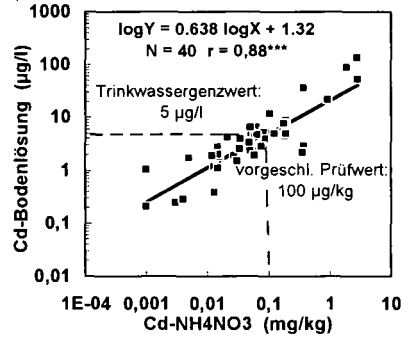


Abb. 4: Beziehungen zw. den mit dem Bodensättigungsextrakt erfaßten und den NH₄NO₃-extrahierbaren Cd-Gehalten

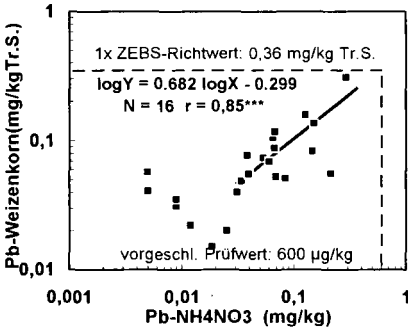


Abb. 2: Pb-Gehalte im Weizenkorn in Abhängigkeit von den Pb (NH₄NO₃)-Gehalten im Boden

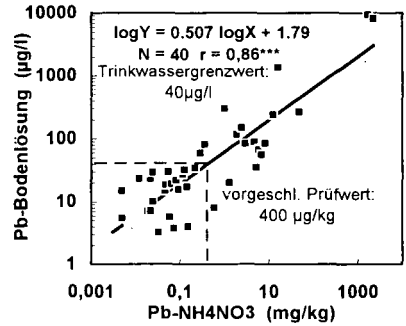


Abb. 5: Beziehungen zw. den mit dem Bodensättigungsextrakt erfaßten und den NH₄NO₃-extrahierbaren Pb-Gehalten

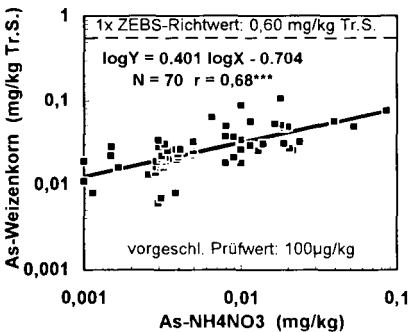


Abb. 3: As-Gehalte im Weizenkorn in Abhängigkeit von den As (NH₄NO₃)-Gehalten im Boden

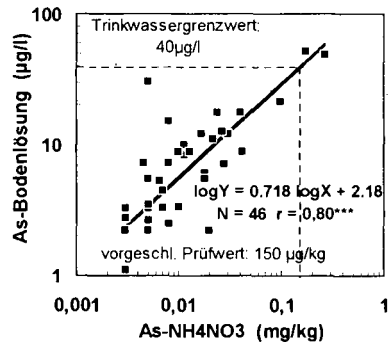


Abb. 6: Beziehungen zw. den mit dem Bodensättigungsextrakt erfaßten und den NH₄NO₃-extrahierbaren As-Gehalten

Zur weiteren Absicherung von Prüfwerten für mobile Schadelementfraktionen können noch andere Verfahren herangezogen werden, über die zu einem späteren Zeitpunkt berichtet wird.

Zusammenfassung

Anhand von Korrelationen zwischen den Gehalten an mobilen Schadelementen im Boden und den Gehalten an Schadelementen im Weizenkorn können Prüfwerte mit Hilfe der einfachen und zweifachen ZEBs-Richtwerte für Cd, Pb und As vorgeschlagen werden. Dabei zeigen diese Beziehungen insgesamt ein hohe Signifikanz bei mäßig guten Korrelationskoeffizienten von $r = 0,68$ (As) über $r = 0,73$ (Pb) bis $r = 0,76$ (Cd). Ni und Zn zeigen mit $r = 0,68$ bzw. $r = 0,69$ ähnliche Beziehungen. Für diese beiden Elemente können Prüfwerte für die mobile Fraktion anhand erhöhter, aber noch nicht toxischer Elementgehalte im Weizenkorn geschätzt werden.

Auch mit Hilfe der Trinkwassergrenzwerte können Prüfwerte für mobile Schadelemente abgeleitet werden, sofern ein hochsignifikanter Zusammenhang zwischen den Schadelementgehalten in der Bodenlösung (Bodensättigungsextrakt) und dem NH_4NO_3 -Extrakt besteht, wie das bei Cd ($r = 0,88$), Pb ($r = 0,86$), As ($r = 0,80$) und Zn ($r = 0,89$) der Fall ist.

Als Resultat der dargelegten Beziehungen können mit Hilfe der Elementgehalte im Weizenkorn (1) und der Trinkwassergrenzwerte (2) folgende Prüfwerte für mobile Schadelementgehalte (in $\mu\text{g}/\text{kg}$) abgeleitet werden:

Element	(1)	(2)
Cadmium	40	100
Blei	600	400
Arsen	100	150
Nickel	1500	-
Zink	10000-16000	1500

Literatur

- BUNDESGESUNDHEITSAMT (1986):** Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln.- Bekanntmachungen des BGA, 12: 224-226; Berlin.
- BodSchG. B.-W. (1993):** Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe in Böden Az. :44-88 10.30-1/46 vom 24 August 1993.
- DIN V (1993):** DIN V19730 Ammoniumnitratextraktion zur Bestimmung mobiler Spurenelemente in Mineralböden, S.1-4., Deutsches Institut für Normung e.V.
- HORNBURG, (1991):** Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Cadmium, Zink, Mangan, Blei und Kupfer in Böden.-Bonner Bodenkundliche Abhandlungen Band 2, 228S., (1991).
- PRÜEB, A. (1992):** Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxikologische Spurenelemente in Böden; Diss. Univ. Karlsruhe; Verlag Ulrich E. Grauer, Wendlingen, 1992.
- PRÜEB, A.; TURIAN, G. & SCHWEIKLE, V. (1991):** Ableitung kritischer Gehalte an NH_4NO_3 -extrahierbaren öko- toxikologisch relevanten Spurenelementen in Böden SW-Deutschlands.- Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 66/1: 385 -388; Oldenburg.
- SCHACHTSCHABEL, P. ; BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G.W.; HARTGE, K.-H. und SCHWERTMANN, U. (1992):** Scheffer/Schachtschabel - Lehrbuch der Bodenkunde, S.332; F. Enke Verlag Stuttgart.
- SAUERBECK, D. (1982):** Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden.-Landw.Forsch.,SH 39: 108-129.
- ZEIEN, H. & BRÜMMER, G.W. (1988):** Analysenvorschrift zur Extraktion der mobilen und leicht nachlieferbaren Schwermetalle.- Methodenvorschrift des Instituts für Bodenkunde der Universität Bonn.

Ökosysteminterne Neutralisierung atmosphärischer Säureeinträge durch redoxchemische Prozesse in Quellmooren (Frankenland, NO-Bayern)

von

Lindemann, J., S. Peiffer und R. Herrmann*

Zusammenfassung

Als Modellökosysteme dieses seit Juni 1993 laufenden Projektes des Bayreuther Institutes für terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK) dienen zwei kleine bewaldete Einzugsgebiete (Fläche < 0,06 km², Bestand: Fichte), in denen das gesamte saure Niederschlagswasser oberhalb periglazial gebildeter, wasserundurchlässiger Basislagen als Interflow abfließt. Es tritt in Hangquellmooren mit nahezu neutralem pH-Wert wieder an die Oberfläche. Nach unserer, durch Ergebnisse von Voruntersuchungen gestützten Hypothese (Abb. 1) stellen die Quellmoore einen Reaktionsraum dar, in dem mikrobielle Reduktionsprozesse (z.B. Fe-III- und SO₄-Reduktion) u.a. zur Bildung von Pyrit (FeS₂) und damit zur Bildung von Alkalinität führen. Diese kann die Säureeinträge neutralisieren. Oberflächennah kommt es im Quellmoor zur Fällung von Fe- und Al-Hydroxiden, die große Sorptionsflächen für SO₄ bereitstellen. Auch die SO₄-Sorptions führt zu einem Alkalinitätsgewinn.

Ziel der Untersuchung ist es

- die im Modellökosystem bedeutenden alkalinitätsliefernden Prozesse zu identifizieren;
- mittels einer Wasser- und Stoffbilanz den damit verbundenen Alkalinitätsgewinn zu quantifizieren und dessen Beitrag zur Neutralisierung der atmosphärischen Säureeinträge zu ermitteln.

1 Problemstellung und Hypothesen

Aufgrund seiner Nähe zu Emissionsquellen im thüringischen Raum ist vor allem der nördliche Frankenwald durch eine Versauerung bewaldeter Einzugsgebiete charakterisiert. BEIER-KUHNLEIN (1991) fand dort Waldquellen, die trotz versauerter Einzugsgebiete (Bodenlösungs-pH ~4, SO₄ ~380 µmol/l, Al ~150 µmol/l) in etwa neutrale Quellwässer (pH ~6, SO₄ ~150 µmol/l, Al nicht nachweisbar) lieferten. Feldbeobachtungen zeigten, daß in diesen Quel-

* *Lehrstuhl Hydrologie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth*

len Schwefelwasserstoff gebildet wird und Quellgleye mit deutlichen redoximorphen Merkmalen anstehen. Der gesamte Wasserfluß in den Quelleinzugsgebieten verläuft als Interflow oberhalb hydrologisch dichter Basislagen der periglazialen Solifluktsdecken.

Die qualitativen Ergebnisse von Voruntersuchungen (DIEFFENBACH, 1993; SAHIN, 1993) an zwei ausgewählten Wassereinzugsgebieten im nördlichen Frankenwald stützen die formulierte Hypothese, wonach schwefelsaure Depositionen in den terrestrischen Böden der Einzugsgebiete gepuffert werden, so daß Säureneutralisierungskapazität verbraucht wird und die dabei entstehenden Alkali- und Erdalkalisalze der Schwefelsäure, eventuell auch Al-Sulfate sowie organische Fe-Komplexe, auf den hydrologisch dichten Basislagen lateral zu den Quellmooren transportiert werden. Dort kommt es zu einer Produktion von Alkalinität (vergl. Abb. 1). Die im Hinblick auf Stoffumsetzungen und die Festlegung von Säureäquivalenten wichtigsten Prozesse sind die Fe- und SO_4 -Reduktion und die Bildung von Eisensulfid (FeS), Pyrit (FeS_2) und organischen S-Verbindungen, die Ausfällung von Fe- und Al-Hydroxiden sowie die Sulfatsorption an die gebildeten Hydroxide. Daraus resultieren Quellwässer mit im Vergleich zu Quellen ebenfalls versauerter Einzugsgebiete deutlich geringeren Al- und Sulfatfrachten.

Nach unserer Hypothese liefert der Alkalinitätsgewinn im Bereich von Quellmooren einen bedeutenden Beitrag zur Neutralisierung der in das Einzugsgebiet atmosphärisch eingetragenen Säuren und hat eine bislang unterschätzte Stellung im S-Kreislauf von Waldökosystemen in europäischen Mittelgebirgen.

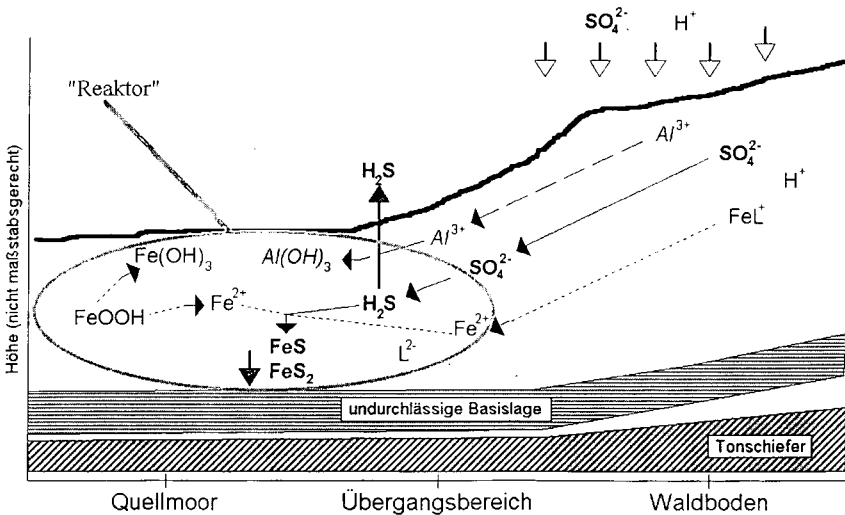


Abb. 1 Modell wichtiger chemischer Umsetzungen im Untersuchungsgebiet

2 Methoden

Die wichtigste methodische Grundlage für die Bearbeitung der oben dargestellten Fragestellung und der Hypothesen ist die Erstellung einer Wasser- und Stoffbilanz für das Einzugsgebiet. Sie ermöglicht auf Einzugsgebietsebene die Bestimmung der *aktuellen Transformationsraten* und erfolgt über den Vergleich von Input und Output. Dazu werden zeitlich

(wöchentlich) und räumlich (siehe Abb. 2) hoch aufgelöst seit Juni 1994 Niederschlag, Bodenlösung und Abfluß erfaßt und auf die Parameter Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Al, Ammonium, Nitrat, Sulfat, Sulfid, Gesamt-S, Cl, DOC, Alkalinität, pH und Leitfähigkeit untersucht.

Darüber hinaus erfolgt die Messung *potentieller Transformationsraten* der Sulfat- und Eisenreduktion im Labor, um den relativen Beitrag einzelner Prozesse zu bestimmen.

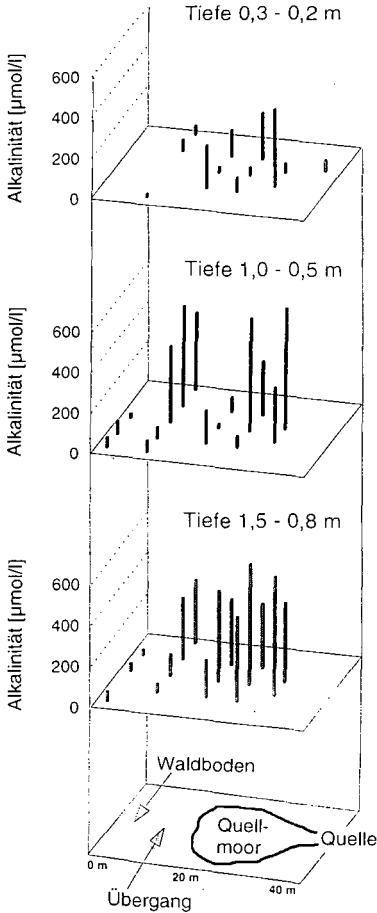


Abb. 2 Alkalinität der Bodenlösung, dargestellt sind Einzelwerte für verschiedene Tiefen. Probenahme am 3.8.94 mittels Saugsonden (P80-Kerzen), Titration der Bodenlösung bis pH 4,3.

3 Ergebnisse

Als für den säure-/base-chemischen Zustand aussagekräftige Zielgröße zeigt die Abb. 2 die Alkalinität der Bodenlösung in den oberen Bodenhorizonten. Exemplarisch dargestellt sind die Ergebnisse für die Probenahme vom 3.8.94, die charakteristisch sind für die im Sommerhalbjahr auftretenden niedrigen Abflüsse. In dieser Phase ist die Alkalinität im Bereich des Quellmoores gegenüber den versauerten Waldböden deutlich erhöht. Innerhalb des Quellmoores zeigt sich eine Zunahme mit der Tiefe sowie eine Differenzierung innerhalb der oberen Horizonte. Bereiche niedrigerer Alkalinität sind nach Feldbe-

obachtungen durch einen höheren Wasserfluß gekennzeichnet. Entsprechend ist auch die Alkalinität des Quellwassers im Vergleich mit den Zonen höchster Alkalinität gering. Andere, die Säure-/Base-Chemie kennzeichnende Parameter (nicht dargestellt) zeigen einen mit der Alkalinität korrespondierenden Verlauf, so nehmen entsprechend die SO_4 - und Al-Konzentrationen zum Quellmoor hin ab und der pH-Wert zu.

Die vorgestellten Untersuchungen in Einzugsgebieten von Quellmooren zeigen, daß redox-chemische Umsetzungen wie SO_4 - und Fe-Reduktion im Bereich der Quellmoore eine Alkalinisierung des sauren Interflows bewirken können. Nach Abschluß einer ersten 1jährigen Meßperiode im Frühsommer 1995 soll im Rahmen der Tagung der DBG eine Quantifizierung des Alkalinitätsgewinns vorgestellt und die Frage nach dem Beitrag der genannten Prozesse zur ökosysteminternen Neutralisierung atmosphärischer Säureinträge beantwortet werden.

3 Literatur

- BEIERKUHNLEIN, C. (1991): Räumliche Analyse der Stoffausträge aus Waldgebieten durch Untersuchung von Waldquellfluren. Erde 122, 291-315
- DIEFFENBACH, A. (1993): Beitrag reduktiver Prozesse zur Neutralisierung atmo gener Säureinträge in kleinen Quelleinzugsgebieten des Frankenwaldes: I Säure-Base-Reaktionen. Diplomarbeit, LS Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth
- SAHIN, H. (1993): Beitrag reduktiver Prozesse zur Neutralisierung atmo gener Säureinträge in kleinen Quelleinzugsgebieten des Frankenwaldes: II Redoxchemische Prozesse. Diplomarbeit, LS Hydrologie, Universität Bayreuth (1993).

Dieses Projekt wird gefördert durch das BMBF, Projekt-Nr. PT BEO 51-0339476A und in Zusammenarbeit mit M. Kaupenjohann und W. Zech (Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth) durchgeführt.

Schadstoffgehalte zweier ägyptischer Böden nach Anwendung von Klärschlamm

von

Litz, N., P. Gowik und U. Müller-Wegner*

Einleitung

Die zunehmende Bevölkerungsdichte, die begrenzten landwirtschaftlich nutzbaren Flächen und der generelle Mangel an Wasser in dieser Region wirft die Frage einer kontrollierten Nutzung von Abwasser und Klärschlamm zur Sicherung der Ernährungsgrundlage der Bevölkerung auf. Klärschlamm stellt unter diesen Bedingungen eine bedeutende Nährstoff- und Kohlenstoffquelle dar und ist in der Lage auch die Bodenstruktur positiv zu beeinflussen. So z.B. wird die Wasserhaltekapazität und die Porosität des Bodens erhöht.

In Ägypten fallen jährlich ca. 3 Billionen m³ kommunales und 3, 7 Billionen m³ gewerbliches Abwasser an, das etwa zur Hälfte in der Landwirtschaft genutzt wird. Nur in großen Städten wird dieses Abwasser in Kläranlagen gereinigt und damit alleine in Kairo ca 2 Mio m³ Klärschlamm gewonnen.

Bei der Nutzung von Klärschlamm sind neben hygienischen Aspekten insbesondere auch Aspekte der Kontamination von Böden und Pflanzen durch Schadstoffe zu beachten. Durch Klärschlamm werden Schwermetalle und organische Schadstoffe zugeführt, die nach unmäßiger und langjähriger Anwendung zu bedenklichen Anreicherungen führen können. Über die Schadstoffbelastung von Klärschlamm und Böden dieser Region, insbesondere von Schwermetallen, polyaromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), polychlorierten Biphenylen (PCB), chlororganischen Pestiziden (OCP) und Tensiden (LAS = lineares Alkylbenzolsulfonat) liegen keine Ergebnisse vor, so daß eine Bewertung des gesamten Problemkreises nicht möglich ist. Dies soll in erster Näherung an zwei Standorten geprüft werden.

Methoden

Auf zwei verschiedenen Böden bei EL-Nobaria bzw. Kafr El-Sheikh einem sandig-lehmigen Calcic Gypsisol mit 7.7 % Ton in 0 - 40 cm, bzw. 12.5 % Ton in 40 - 80 cm Tiefe, geringen Humusgehalten sowie 1.8 m Grundwasserflurabstand und einem tonreichen Vertisol (44.7 - 49.7 % Ton) mit 0.7 m Grundwasserflurabstand wurden nach Applikation von 8 Tonnen kalkstabilisiertem Klärschlamm pro acre und Maisanbau, Feldversuche durchgeführt, die insbesondere das Verhalten von LAS und Atrazin (2 l/acre) im Boden einbezogen haben.

Die Betreuung der Feldversuche, die Analyse der Schwermetallgehalte und Bodenparameter erfolgte durch das Soil & Water Research Institut des Ministerium für Landwirtschaft, wofür hier ausdrücklich gedankt werden soll. Die Parzellen, einschließlich einer Parallelparzelle, hatte eine Fläche von 4 m². Der Klärschlamm wurde bis in 20 cm Tiefe eingearbeitet, anschließend wurde Mais angebaut und mit 5 mm bewässert. Untersucht wurden in erster Linie die Schadstoffgehalte (Schwermetalle, PAK, PCB, LAS) des Klärschlammes und des Bodens. Mit Ausnahme der LAS-Bestimmung, wurden die Analysen vor Beginn und nach Abschluß des Versuches durchgeführt. Zu analytisch-methodische Fragen wird auf unseren Zwischenbericht verwiesen.

*Umweltbundesamt: Institut für Wasser, Boden und Lufthygiene, Corrensplatz 1, 14195 Berlin

Resultate

Die Analyse der Schwermetallgehalte des Bodens, sowie des pH-Wertes und des Gehaltes an organischer Substanz ergaben teilweise leichte Zunahmen der Gehalte nach der Klärschlammbehandlung. Der pH-Wert blieb weitgehend unbeeinflusst. Die Ausgangsgehalte vor Behandlung beider Böden unterschieden sich deutlich, um bis das Zehnfache, wobei die höheren Gehalte im tonreichen Vertisol gemessen wurden (hier nicht dargestellt). Insgesamt waren aber die Gehalte dort noch mit üblichen Gehalten deutscher Böden vergleichbar. Die Verdoppelung des Humusgehaltes zum Abschluß des Versuches zeigt, daß gezielte Klärschlammgaben auch unter solchen klimatischen Bedingungen, wenn auch nur vorübergehend wirksam sein können, was sich auch in Ertragsuntersuchungen bestätigt hat.

In der **Abbildung 1** sind die Gehalte an PAK, OCP und PCB im Vertisol und dem Gypsisol vor einer Klärschlammbehandlung dargestellt. Polyaromatische Kohlenwasserstoffe sind in allen untersuchten Tiefen, wenn auch in geringen Mengen, nachzuweisen. Im Vergleich zum Gypsisol liegen die Gehalte im Vertisol um ebenfalls den Faktor 10 höher und erreichen im Oberboden knapp 800 µg/kg mT, in 60 - 80 cm Tiefe 0,4 µg/kg mT. Im Gypsisol liegen die Gehalte im Oberboden bei 90 µg/kg mT und im Unterboden bei 30 - 60 µg/kg mT. Damit liegen die Belastungen unter denen stadtferner, unbeeinflusster deutschen Böden, wo wir zwischen 100 - 1000 µg/kg mT finden. Die PCB-Gehalte beider Böden liegen sehr niedrig, wo kaum Gehalte über 3 µg/kg mT gemessen werden konnten. Unterschiede zwischen beiden Standorten waren nicht festzustellen. Im Vergleich dazu finden sich in deutschen Ackerböden >0,1 mg/kg mT. Die Anwendung bei uns schon seit längerer Zeit verbotener Organochlorpestizide hätte erwarten lassen, daß in Böden dieser Region Belastungen auftreten. Jedoch konnten auch hier, wie die Abbildung zeigt, keine überhöhten Gehalte ermittelt werden. In beiden Böden konnten bis in die letzte Untersuchungstiefe Spuren von OCP ermittelt werden, die jedoch nicht über 400 µg/kg mT gemessen werden. Diese Werte sind mit Belastungen deutscher Böden vergleichbar, wo wir <100 µg/kg mT finden.

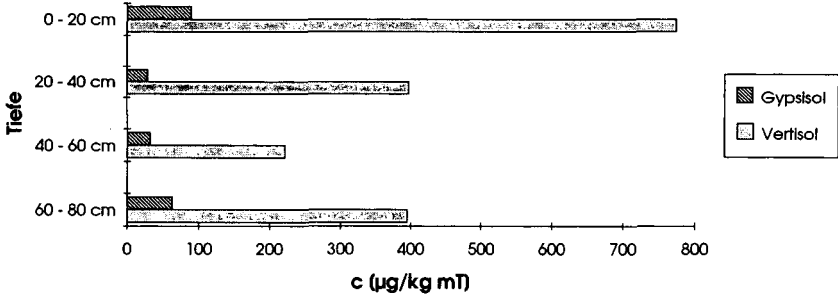
Die Klärschlammgehalte der untersuchten organischen Schadstoffen PAK liegen bei 3,9222 mg/kg mT in der Summe aller 16 EPA-PAK und damit ebenfalls im Bereich deutscher Klärschlämme, die bis zu 5 mg/kg mT und mehr enthalten können. Die PCB-Gehalte im ägyptischen Klärschlamm liegen ebenfalls sehr niedrig. Von den untersuchten Ballschmitterkongeneren wurde nur das Kongener 180 mit 68 µg/kg mT ermittelt. Die Untersuchung nach OCP erbrachte keinerlei nachweisbare Belastung. Die Belastung mit Tensiden, insbesondere mit LAS ergaben Gehalte von 1425 mg/kg mT, d.h. hier liegen übliche Belastungen vor.

Das mit dem Klärschlamm verabreichten LAS wurde genauer untersucht. Im folgenden werden in der **Abbildung 2** die LAS-Gehalte in unterschiedlichen Tiefen beider Standorte wiedergegeben. Die Gehalte in 20 - 40 cm bzw. 20 - 50 cm Tiefe liegen im Bereich der Nachweisgrenze. Schon nach kurzer Zeit sind große Teile des LAS abgebaut. Eine Umlagerung finden unter diesen Bedingungen nur in geringem Ausmaß statt, wie in **Abbildung 3** zu erkennen ist. Die Eliminierung im gesamten Bodenprofil beider Standorte erfolgt in kurzer Zeit, d.h. nach 2 Wochen sind schon mehr als 50 % bzw. 80 % eliminiert. Diese Befunde decken sich mit hiesigen Ergebnissen (Litz et al., 1987). In wie weit das im Klärschlamm vorhandene LAS die Mobilität vom ebenfalls applizierten Atrazin im Boden beeinflusst hat, müssen weitere Untersuchungen zeigen. Abschließende Analysen auf organische Schadstoffe, wie PAK, PCB und OCP, sollen Hinweise auf mögliche Anreicherungen geben.

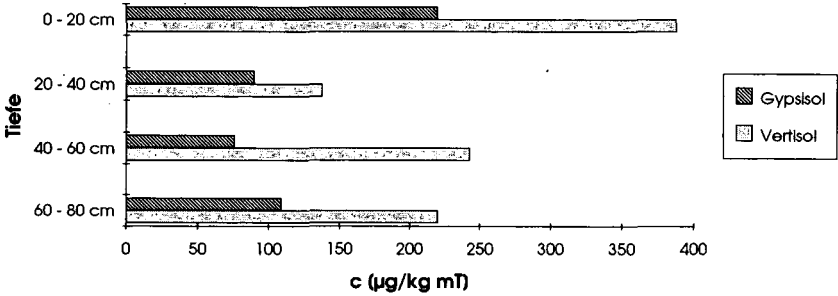
Literatur

- Gowik, P. N. Litz und U. Müller-Wegner (1994): Z. Fres. J. anal. Chem. (eingereicht)
Leschber R., U. Mergler-Vökl, U. Zimmermann, N. Litz (1992): UBA-FV Nr. 10303521
Litz, N., P. Gowik, Müller-Wegner (1993): 1. Zwischenbericht. an die EG, AVI-CT 9-20006
Litz, N., H.W. Döring, M. Thiele, H.-P. Blume (1987): Ecotoxicol. Environm. Safety, 14, 103

Abb 1a) PAK-Konzentrationen in unbehandelten Böden in Abhängigkeit von der Bodentiefe



b) OCP-Konzentrationen in unbehandelten Böden in Abhängigkeit von der Bodentiefe



c) PCB-Konzentrationen in unbehandelten Böden in Abhängigkeit der Bodentiefe

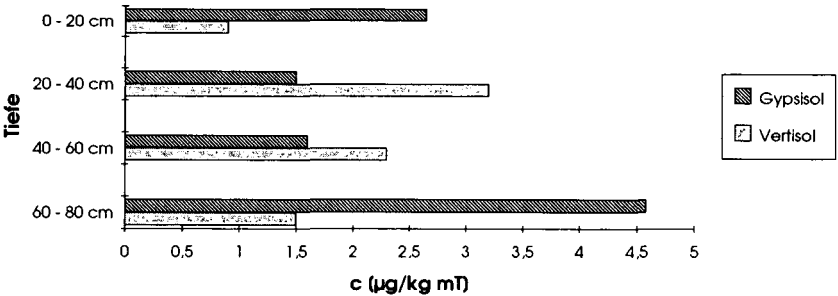


Abb. 2

Abbauverhalten von LAS in zwei unterschiedlichen Böden bei gleicher Klärschlamm-Applikationsmenge (8t/acre)

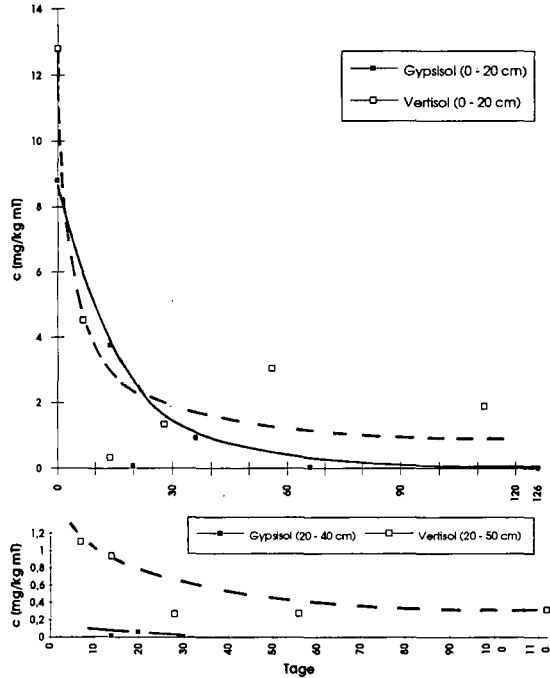
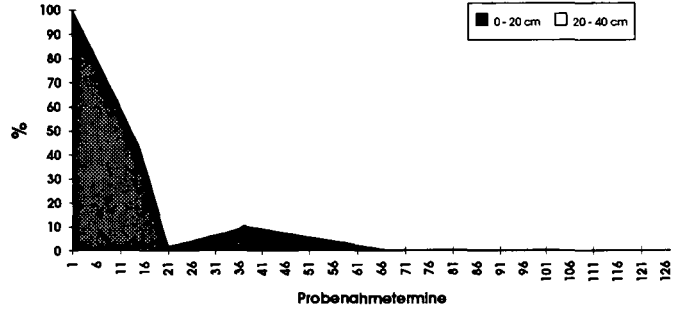
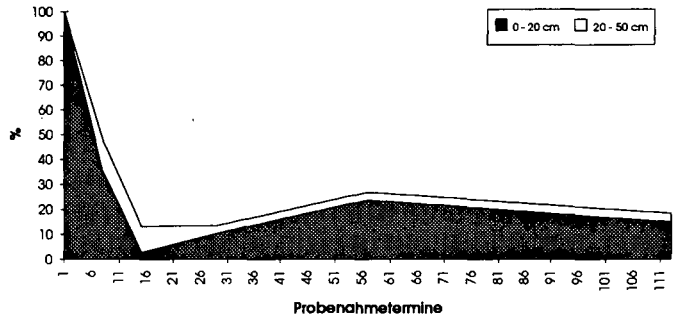


Abb. 3:

Relativer Abbau im Gypsol



Relativer Abbau im Vertisol



Einfluß wasserlöslicher Laubstreu-Inhaltsstoffe auf die Wurzelentwicklung von Gerste

von

Luster, J.* , I. Brunner* , M. Ochs** und P. Blaser*

Einleitung

Negative Wirkungen wasserlöslicher Laubstreu-Inhaltsstoffe auf Wurzelentwicklung bzw. das Wachstum von Mykorrhiza-Pilzen sind erst aus wenigen Untersuchungen bekannt (Fisher, 1987; Nilsson et al., 1993; Baar et al., 1994). Grimvall et al. (1991) beobachteten eine starke Beeinträchtigung der Ausbildung von Wurzelsystemen durch im Ausfluss bewaldeter Einzugsgebiete gelöste organische Substanz. Die Autoren konnten zeigen, dass dieser phytotoxische Effekt vor allem von der hochmolekularen Fraktion mit relativer Molekülmasse grösser 1'000 verursacht wird. Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, die Wirkung unterschiedlich grosser Laubstreu-Inhaltsstoffe auf die Entwicklung von Wurzelsystemen anhand eines Modellsystems detailliert zu untersuchen. Als schnellwachsende Versuchspflanze wurde Gerste gewählt. Als Quelle für organische Substanz mit gut bekannten Eigenschaften wurde Kastanienlaubstreu eingesetzt (Blaser et al., 1984; Luster, 1990).

Material und Methoden

Wasserextrakt aus Kastanienlaubstreu und Fraktionierung nach relativer Molekülmasse

Frischgefallenes Laub von Kastanie (*Castanea sativa* Mill.) aus der Südschweiz wurde bei 105°C getrocknet und gemahlen (< 1 mm). Das Pulver wurde mit deion. Wasser im Verhältnis 2.5 g zu 100 ml während 15 Std. extrahiert und der so gewonnene Extrakt 0.45 µm filtriert (Blaser et al., 1984; Luster, 1990). Der Laubstreuextrakt wurde mithilfe von Molekularfiltration im Diafiltrationsmodus in drei Fraktionen mit relativer Molekülmasse $M_T < 1'000$ (klein), $1'000 < M_T < 10'000$ (mittel) und $M_T > 10'000$ (gross) aufgetrennt (Luster, 1990).

Wachstumsversuche mit Gerste

Nach einer viertägigen Ankeimphase in deion. Wasser wurden pro Behandlungsvariante 20 Gerstenkeimlinge (*Hordeum vulgare* L., var. Flica) während 7 Tagen in 2 L einer belüfteten Nährlösung unter kontrollierten Bedingungen ($T=20^{\circ}\text{C}$; 70% Luftfeuchtigkeit; 16 Std. Beleuchtung pro Tag (PAR: $100 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)) wachsen gelassen. Die Nährlösung enthielt neben den Hauptnährelementen (7.5 mM KNO_3 , 3.25 mM $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$, 5 mM $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$) Laubstreuextrakt, bzw. Fraktionen davon in C-Konzentrationen von 0 bis 40 mg kg^{-1} . Der pH-Wert der Lösung wurde auf 4 eingestellt und in regelmässigen Abständen kontrolliert und angepasst.

Voltammetrische Untersuchungen des Adsorptionsverhaltens der Laubstreu-Inhaltsstoffe

Mithilfe von phasenselektiver Wechselstrom-Voltammetrie wurde das Adsorptionsverhalten der Laubstreuextrakt-Fraktionen an einem schwach positiv und einem schwach negativ

* Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), CH-8903 Birmensdorf

** Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), CH-8600 Dübendorf

geladenen hängenden Hg-Tropfen bei pH 2,1, bzw. 4 und $\mu=0,1 M$ (NaNO_3) untersucht (Cosovic, 1985). Im weiteren wurde mithilfe von Differentialpuls-, bzw. Differentialpulsinvers-Voltammetrie der Einfluss einer am Hg-Tropfen bei pH 2,1 adsorbierten Schicht von kleinen und grossen Laubstreu-Inhaltsstoffen auf die Oxidations-, bzw. Reduktions-Halbwelle von Cd bestimmt. Die letzteren Versuche wurden nur beim niedrigeren pH-Wert durchgeführt um eine Beeinflussung der Ergebnisse durch Komplexbildung in der Lösung zu minimieren. Ziel dieser Versuche war es, die Durchlässigkeit einer adsorbierten Schicht von Molekülen für Nährstoff-Ionen wie Ca^{2+} zu überprüfen. Das Ion Cd^{2+} diente hierbei als elektrochemisch gut zugängliches Modell für Ca^{2+} .

Bioassay zur Ueberprüfung der biochemischen Wirkung der Laubstreu-Inhaltsstoffe

Während 27 Tagen wurde die Keimung von Fichtensamen (*Picea abies* (L.) Karst.) unter sterilen Bedingungen auf Agar, welcher Fraktionen der Laubstreu-Inhaltsstoffe in C-Konzentrationen von 0, 5 oder 40 mg kg^{-1} enthielt, verfolgt (Pellissier, 1990). Die Anzahl nach einer bestimmten Zeitdauer gekeimter Samen aus 10 Wiederholungen mit je 20 Samen pro Behandlungsvariante wurde mithilfe von Varianzanalyse ausgewertet.

Resultate und Diskussion

Wurzelentwicklung von Gerste im Wachstumsversuch

Im Kontrollexperiment ohne gelöste organische Substanz aus Laubstreu erreichte die totale Wurzellänge einen Wert von 71 cm (Abb. 1). Die Zugabe von Kastanienstreu-Extrakt zur Nährlösung führte zu einer drastischen Reduktion des Wurzellängenwachstums, welche praktisch ausschliesslich der Wirkung der grossen Molekülen im Extrakt zugeordnet werden konnte (Abb. 1). Wurzelspitzen aus dem Kontrollversuch und den Versuchen mit kleinen Laubstreu-Inhaltsstoffen bis zu einer C-Konzentration von 40 mg kg^{-1} in der Nährlösung zeigten unter dem Rasterelektronen-Mikroskop keine signifikanten Unterschiede in der Morphologie. Wurzelspitzen aus den Versuchen mit grossen Laubstreu-Inhaltsstoffen hingegen wiesen schon bei C-Konzen-

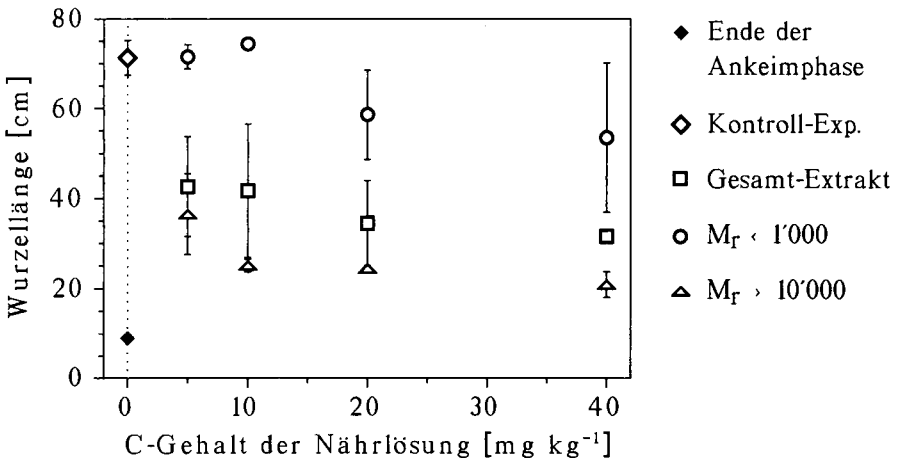


Abb. 1: Totale Länge von 10 Einzelwurzeln am Ende des Wachstumsversuchs in Abhängigkeit der zu Beginn des Experiments zugegebenen Konzentration an Laubstreu-Inhaltsstoffen in der Nährlösung; Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung von zwei Wiederholungen.

trationen von 10 mg kg^{-1} starke morphologische Veränderungen auf. Die Wurzelspitze war verdickt, und die Wurzelhauben-Zellen zeigten ein ungeregeltes Wachstum. Wurzelhaare fehlten weitgehend, und die Wurzeln waren braun verfärbt.

Hypothese 1: *Der unterschiedliche Einfluss der kleinen und grossen Laubstreu-Inhaltsstoffe auf die Wurzelentwicklung von Gerste ist durch Unterschiede in den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Moleküle bedingt. Grosse Moleküle adsorbieren stärker an der Oberfläche der Wurzeln und bilden eine die Aufnahme von Nährstoffen behindernde Schicht.*

Die voltammetrischen Untersuchungen am hängenden Quecksilbertropfen als Modelloberfläche zeigten sowohl bei pH 2.1 als auch bei pH 4, dass die kleinen und die grossen Laubstreu-Inhaltsstoffe sehr ähnliches Adsorptionsverhalten besitzen. Bei pH 2.1 war die Durchlässigkeit einer adsorbierten Schicht kleiner Moleküle für Cd^{2+} schlechter als eine adsorbierte Schicht grosser Moleküle. Die Gehalte an 4 ausgewählten Elementen (Ca, Mg, Mn, Al) in den Schossen sowie in/an den Wurzeln am Ende der Wachstumsversuche zeigten starke elementspezifische Abhängigkeiten von der Art des organischen Materials und dessen C-Konzentration in der Nährlösung. Zunehmende Konzentrationen der grossen Moleküle führten zu einer leichten Abnahme von Ca und Mg im Schoss sowie zu einer Zunahme von Ca, Mn und Al in/an der Wurzel. Zunehmende Konzentrationen der kleinen Moleküle führten zu einer deutlichen Zunahme von Ca, Mg und Mn im Schoss sowie von Ca, Mn und Al in/an der Wurzel.

Während die Befunde der voltammetrischen Experimente eindeutig im Widerspruch zur oben aufgestellten Hypothese stehen, wird diese durch die Abnahme von Ca und Mg in den Schossen mit zunehmender Konzentration an grossen Molekülen in der Nährlösung eher bestätigt. Jedoch ist aufgrund des relativ geringen Ausmasses dieser Abnahme ($\approx 30\%$ für Ca, $\approx 20\%$ für Mg) ein direkter Zusammenhang mit den dramatischen Effekten auf die Wurzelentwicklung unwahrscheinlich. Die Zunahme der Elementgehalte mit steigender Konzentration an kleinen Molekülen steht im Zusammenhang mit der in unabhängigen Experimenten nachgewiesenen starken mikrobiellen Mineralisierung dieser Moleküle im Verlauf der Versuche. Einerseits wird dabei residual im Laubstreuextrakt gebundenes Mn und Al freigesetzt, andererseits wird die Aufnahme der in der Nährlösung vorhandenen Hauptnährelemente Ca und Mg durch einen unbekanntem Mechanismus erhöht.

Hypothese 2: *Der unterschiedliche Einfluss der kleinen und grossen Laubstreu-Inhaltsstoffe auf die Wurzelentwicklung von Gerste ist durch Unterschiede in den struktur-chemischen Eigenschaften der Moleküle bedingt.*

Strukturchemische Untersuchungen der Laubstreu-Inhaltsstoffe mit $^1\text{H-NMR}$ - und Molekülabsorptions-Spektroskopie zeigten nur geringe Unterschiede

zwischen den kleinen und grossen Molekülen (Luster, 1990). Beide Fraktionen bestehen zu etwa 2/3 aus Kohlenhydraten. Das Verhältnis von aliphatischen zu aromatischen Strukturen ist bei der niedermolekularen Fraktion um einen Faktor 1.7 grösser als bei der hochmolekularen Fraktion. Die Lichtabsorptionseigenschaften im sichtbaren und nahen UV-Bereich sind sehr ähnlich für beide Fraktionen.

Der Keimversuch mit Fichtensamen ist ein Test für spezifische (bio)chemische Wirkungen chemischer Substanzen (Leather und Einhellig, 1986). Im Versuch mit der hochmolekularen Laubstreuextrakt-Fraktion in einer C-Konzentration von 40 mg kg^{-1} hatten nach 21 Tagen signifikant weniger Samen gekeimt als im Kontrollversuch ohne Laubstreu-Inhaltsstoffe. Die Versuche mit der niedermolekularen Fraktion ergaben keine signifikanten Unterschiede zur Kontrolle. Die Resultate des Keimversuchs unterstützen Hypothese 2. Die chemische Identifizierung der für die toxische Wirkung verantwortlichen Substanz, bzw. Substanzklasse ist aufgrund der durchgeführten chemischen Charakterisierung nicht eindeutig. Ein Zusammenhang mit dem erhöhten Aromaten-Gehalt der grossen Moleküle ist jedoch möglich, haben doch bisherige Untersuchungen gezeigt, dass vorwiegend phenolische Substanzen für wachstumshemmende Effekte verantwortlich sind (z.B. Siqueira et al., 1991).

Schlussfolgerungen

Die negative Wirkung der hochmolekularen Fraktion der Kastanienlaubstreu-Inhaltsstoffe auf die Wurzelentwicklung von Gerste ist aufgrund der Untersuchungsergebnisse am wahrscheinlichsten durch spezifische chemische Wirkungen bestimmter Moleküle bedingt. Die Ausbildung einer für Nährstoffe undurchdringlichen Schicht auf der Wurzeloberfläche als möglicher Grund für die Beeinträchtigung der Wurzelentwicklung kann jedoch nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Literatur

- Blaser, P., Sposito, G., und Holtzclaw, K.M. 1984. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **48**: 278-283
- Baar, J., Ozinga, W.A., Sweers, I.L., und Kuyper T.W. 1994. *Soil Biol. Biochem.* **26**: 1073-1079.
- Cosovic, B. 1985. In: Stumm, W. (Ed.). *Chemical processes in lakes*. Wiley, New York, pp. 55-80
- Fisher, R.F. 1987. In: Waller, G.R. (Ed.). *Allelochemicals: role in agriculture and forestry. ACS Symposium Series 330*, pp.176-184.
- Grimvall, A., Bengtsson, M.B., Borén, H. und Wahlström, D. 1991. In: Allard, B., Borén, H. und Grimvall, A. (Eds.). *Humic substances in the aquatic and terrestrial environment. Springer, Berlin*, pp.397-406.
- Leather, G.R. und Einhellig, F.A. 1986. In: Putnam, A.R. und Tang, C.S. (Eds.). *The science of allelopathy. Wiley, New York*, pp. 133-145.
- Luster, J. 1990. Dissertation Eidg. Technische Hochschule, Zürich, *Diss. ETH Nr. 9059*, 167pp.
- Nilsson, M.C., Högberg, P., Zackrisson, O. und Fengyou, W. 1993. *Can. J. Bot.* **71**: 620-628.
- Pellissier, F. 1990. Dissertation Université de Savoie, Chambéry
- Siqueira, J.O., Muraleedharan, N.M.G., Hammerschmidt, R. und Safir, G.R. 1991. *Crit. Rev. Plant Sci.* **10**: 63-121

Adsorption von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) im Mineralboden stauwasserbeeinflusster Böden des Kernmünsterlandes

von

Mansfeldt, T. und B. Krause[†]

1 Einleitung

Üblicherweise zeigen die DOC-Konzentrationen der Bodenlösung von terrestrischen Böden im Mineralboden eine kontinuierliche Abnahme mit zunehmender Tiefe (z.B. *Cronan*, 1985; *McDowell & Likens*, 1988). Während Mineralisation und Aufnahme des DOC in die mikrobielle Biomasse hauptsächlich in Oberböden eine DOC-Senke darstellen, fungiert in Unterböden vorwiegend die Adsorption als Senke.

Die DOC-Konzentrationen der Mineralbodenhorizonte von drei stauwasserbeeinflussten Waldböden des Kernmünsterlandes sind dagegen durch gleichbleibende oder ansteigende DOC-Gehalte charakterisiert (*Steinweg & Mansfeldt*, 1995). Ob mit als Ursache eine ungenügende DOC-Adsorption in Frage kommt, ist Gegenstand dieser Untersuchung.

2 Material und Methoden

Untersucht wurden je drei Horizonte dreier Standorte, die ca. 10 km nördlich Hamm im Oestricher Wald, Kernmünsterland, gelegen sind:

1. Eine **Pseudogley-Braunerde** aus Geschiebelehm über Kalkmergelstein unter Ulme.
2. Ein **Typischer Pseudogley** aus Sandlöß über Geschiebelehm unter Buche.
3. Ein **Typischer Pseudogley** aus Sandlöß über Geschiebelehm unter Fichte.

Der Geschiebelehm entstammt saaleiszeitlichen Eisvorstößen des Drenthestadiums und bedeckt Sedimente der Oberkreide (Campan). Bei den Humusformen handelt es sich um einen Typischen Mull (Ulme), einen Moder (Buche) und einen feinhumusreichen Moder (Fichte).

An Schürfruben wurden aus den A- (~10 cm), den Sw/Bv- (~30 cm) und den Sd-Horizonten (~60 cm) Bodenproben entnommen. Diese wurden umgehend gefriergetrocknet, dann gemörsert, gesiebt (2 mm), ggf. feingemahlen und auf allgemeine Kenndaten untersucht (Tab. 1).

Die Bestimmung der Adsorptionsisothermen erfolgte im Batch-Verfahren. Die DOC-Stammlösungen wurden aus den organischen Auflagen der Böden gewonnen, indem die feldfrische Auflage in einem Glasgefäß mit dem Wasser (Verhältnis 1:4 bis 1:10) versetzt, 12 h geschüttelt und dann membranfiltriert wurde. Anschließend wurden die DOC-Gehalte der Filtrate bestimmt. Für den Schüttelversuch wurden in dreifacher Wiederholung 5 g (TM) gesiebter Boden in 50 mL Glasflaschen (Schott) eingewogen. Mittels einer Bürette wurde solch eine Menge der DOC-Stammlösung, die der jeweiligen Auflage des Bodens entstammte, in 50 mL Glaskolben zugeführt, so daß sich nach Auffüllen mit Reinstwasser Endkonzentrationen von 0 bis 100 mg DOC L⁻¹ ergaben. Das Reinstwasser war horizonspezifisch auf Ionenstärken von 1 mM bis 10 mM (NaCl) und auf pH-Werte von 3.5 bis 7.0 (HCl oder NaOH) eingestellt. Diese Ionenstärken und pH-Werte sind denen der Bodenlösungen ähnlich. Nach Zugabe des Kolbeninhalts in die Glasflaschen wurden diese für 24 h bei 200 rpm und 9° C in einem Rundsüttelinkubator geschüttelt. Diese Temperatur entsprach der im Gelände gemessenen Bodentemperatur im Jahresmittel. Anschließend wurden die Lösungen membranfiltriert und deren DOC-Gehalte bestimmt.

[†]Geographisches Institut, AG Bodenkunde und Bodenökologie, Ruhr-Universität, D-44780 Bochum

Die Bestimmung des DOC erfolgte an einem Gesamtkohlenstoff(TC)-Analyzer (Shimadzu TOC-5050) mittels Infrarotspektroskopie. Anorganischer Kohlenstoff wurde bei der Pseudogley-Braunerde zusätzlich bestimmt und vom TC abgezogen. Für die Membranfiltrationen wurden vorgewaschene Cellulosenitratfilter (0.45µm) eingesetzt.

Die Auswertung der Adsorptionsisotherme beruhte auf der Anwendung der "initial mass" (IM)-Isotherme mit $RE = mX_i - b$, wobei RE der Menge an freigesetztem oder entferntem DOC entspricht ($mg\ kg^{-1}$), X_i dem Anfangsgehalt von DOC bezogen auf die Bodenmasse ($mg\ kg^{-1}$), m dem Anstieg der Geraden und b der Abschnittskonstante. Desweiteren wurde ein "reactive soil pool" [$RSP = b / (1-m)$] vom DOC und ein DOC-Verteilungskoeffizient [$K_d = m / (1-m) \cdot (\text{Lösungsvolumen}) / (\text{Bodenmasse})$] ermittelt. Einzelheiten sind Nodvin et al. (1986) zu entnehmen.

Tab. 1. Ausgewählte bodenphysikalische und bodenchemische Daten einer Pseudogley-Braunerde (Ulme) sowie zweier Typischer Pseudogleye im Kernmünsterland.

Standort	Horizont	Boden- art	Ton	C_{org}	pH	Fe_d	Fe_o	Fe_o/Fe_d	Al_d	Al_o	Al_o/Al_d	$SO_4\text{-S}^a$	$SO_4\text{-S}^b$
			-- g kg ⁻¹ --		CaCl ₂	-- g kg ⁻¹ --			-- g kg ⁻¹ --			-- mg kg ⁻¹ --	
Ulme	rAp	Lu	209	29.1	5.9	4.26	2.74	0.64	3.14	2.36	0.75	7	1
	SwBv	Lu	177	12.0	6.1	4.27	2.63	0.61	3.58	1.88	0.52	4	<0.5
	IISd	TI	454	5.3	7.1	9.00	1.83	0.20	4.04	2.61	0.65	5	<0.5
Buche	SwAh	Uls	117	18.9	3.5	5.01	3.13	0.62	3.39	1.52	0.45	7	3
	Sw	Lu	190	2.8	3.6	7.01	2.13	0.30	3.64	1.35	0.37	8	10
	IISd	Lts	367	2.5	4.8	9.79	0.92	0.09	2.82	0.48	0.17	14	5
Fichte	SwAeh	Slu	143	9.2	3.2	6.39	4.61	0.72	0.73	0.46	0.63	22	11
	Sw	Lsu	164	3.0	3.5	6.34	3.96	0.62	1.16	0.73	0.63	35	25
	IISd	Lts	290	1.8	3.8	8.30	2.57	0.31	2.69	1.78	0.66	23	20

^a gelöstes SO₄; 0,01 M CaCl₂-extrahierbares SO₄; ^b adsorbiertes SO₄; Differenz zwischen 0,02 M NH₄H₂PO₄- und 0,01 M CaCl₂-extrahierbarem SO₄

3 Ergebnisse und Diskussion

Wie aus der Abb. 1 hervorgeht, setzten alle Böden, teils über den gesamten DOC-Zugabebereich, teils nur bis zu einer bestimmten Zugabe, DOC frei. Eine Auswertung des Adsorptionsverhaltens mittels der Freundlich- oder Langmuir-Gleichung ist daher nicht möglich. Mit der Anwendung der IM-Isotherme, die den nativen DOC-Gehalt des Bodens berücksichtigt, ergibt sich dagegen eine lineare Anpassung zwischen dem zugeführten DOC und dem freigesetzten oder adsorbierten DOC. Die Güte der Anpassung an eine Geradengleichung ist mit Ausnahme des IISd-Horizontes des Pseudogleys unter Buche hoch (Korrelationskoeffizient $r \geq 0.98$; Tab. 2).

In den humosen Oberböden fand fast ausschließlich DOC-Desorption statt. Deren Höhe lag bei der DOC-Zugabe "0" ($X_i = 0$) zwischen 308 und 600 mg DOC kg⁻¹. Diesem Wert ist die Abschnittskonstante gleichzusetzen. Korrelationstatistische Verrechnungen zeigen, daß b signifikant mit dem Gehalt an organischen Kohlenstoff korreliert ($r_s = 0.73$; $P = 0.025$). Weil in den A-Horizonten die C_{org} -Gehalte in der Reihenfolge Ulme > Buche > Fichte steigen (Tab. 1), ist die Freisetzung bei der Ulme demnach am größten. Der RSP, in dessen Berechnung neben b auch der Anstieg der Geraden eingeht, ist zu den gleichen Parametern und in ähnlicher Größenordnung wie b korreliert. Der RSP umfaßt eine leicht lösliche oder nur unspezifisch gebundenen DOC-Fraktion des Bodens, dessen Höhe durch den C_{org} -Gehalt gesteuert wird.

Im Bv des Ulmenstandortes war keine DOC-Adsorption nachzuweisen. Demgegenüber adsorbierten die Sw-Horizonte ab zugeführten DOC-Mengen von 300 DOC (Fichte) und 750 mg DOC kg⁻¹ (Buche). Der RSP ist gemäß geringeren C_{org} -Gehalten niedriger als in den Oberböden.

Im Staukörper der Böden zeigte sich bei dem Buchenstandort keine DOC-Adsorption. Es sollte aber

berücksichtigt werden, daß hier eine weniger lineare Anpassung als in den übrigen Horizonten vorliegt. Bei dem Ulmen- und Fichtenstandort wurden dagegen schon ab einem Angebot von 250 mg C kg⁻¹ DOC entfernt.

Mittels der Parameter m und K_d kann die Affinität des DOC zur Bodenmatrix beschrieben werden. Die Werte für m liegen zwischen 0.12 (II Sd, Buche) und 0.52 (II Sd, Fichte), für K_d entsprechend zwischen 18 und 108. Der Tiefenverlauf für K_d zeigt keinen einheitlichen Verlauf für die Böden. Während bei dem Ulmen- und Fichtenstandort die K_d -Werte steigen, ist bei dem Buchenstandort eine kontinuierliche Abnahme zu verzeichnen. Eine Rangierung nach Horizonte ist daher nicht möglich. Signifikante positive Beziehungen zwischen dem K_d -Wert und dem Ton- sowie dem Fe_d- und Al_d-Gehalt, wie sie Donald et al. (1993) beschreiben, sind hier nicht vorhanden. Die engsten, statistisch allerdings nicht gesicherten Beziehungen ergeben sich zum Gehalt an oxalatlöslichem Fe ($r_s = 0.47$; $P = 0.205$). Dies könnte bedeuten, daß weniger die kristallinen als vielmehr die geringer kristallinen Fe-Oxide oder -Hydroxide für die Retention von DOC unter diesen Bedingungen relevant sind. Unterstützt wird dies durch die positive Beziehung des K_d zum adsorbierten SO₄ ($r_s = 0.42$; $P = 0.262$), denn das SO₄ wird ebenfalls bevorzugt an Oberflächen von weniger kristallinen Fe-Oxiden adsorbiert. Die im Vergleich zu den anderen Böden relativ niedrigen Fe_o-Gehalte im IISd-Horizont des Buchenstandortes könnten die geringe Affinität des DOC erklären.

Vance & David (1992) fanden in den B-Horizonten von Podsolen (USA) K_d -Werte von 165 bis 967 und David & Zech (1990) von 325 bis 1560 · 10⁻⁴ m³ kg⁻¹ (Fichtelgebirge). Verglichen hiermit zeichnen sich die untersuchten Böden durch eine relativ geringe Affinität zu dem DOC aus. Es ist möglich, daß die höhere Affinität des DOC in Podsolen nicht nur aufgrund von Eigenschaften der

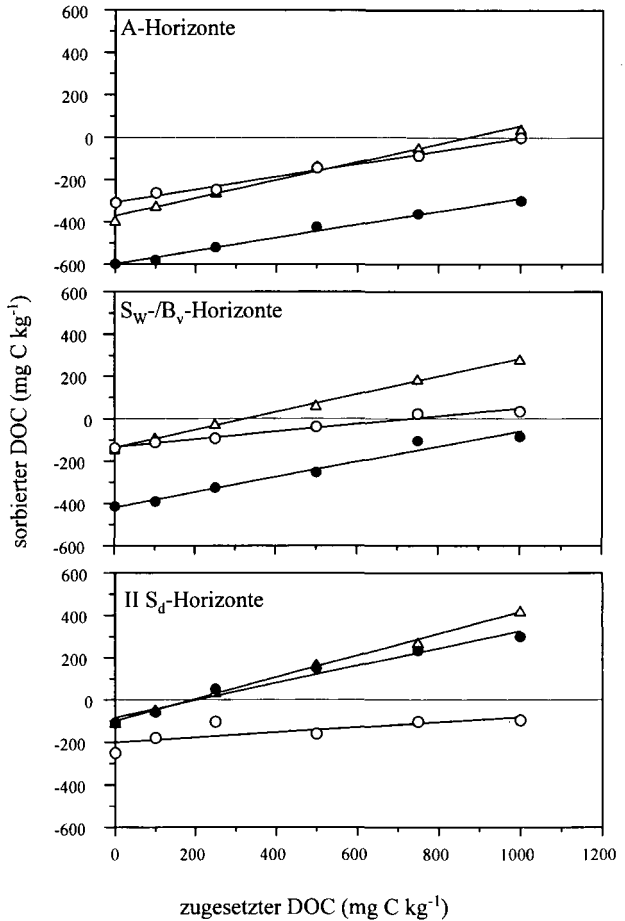


Abb. 1. Initial mass-Isothermen in den A-, Sw/Bv- und IISd-Horizonten einer Pseudogley-Braunerde unter Ulme (●) sowie zweier Typischer Pseudogleye unter Buche (○) und unter Fichte (△) im Kernmünsterland. Zugesetzter DOC entspricht dem Parameter X_i, sorbierter DOC dem Parameter RE der IM-Isothermen. Die DOC-Konzentration C_i (in mg C L⁻¹) ist X_i / 10.

Bodenmatrix, sondern auch aufgrund des DOC, der selber sehr heterogen zusammengesetzt sein kann, beruht. Dies erschwert auch einen Vergleich bei diesen Versuchen, denn es ist anzunehmen, daß der aus den unterschiedlichen Auflagen gewonnene DOC gleichfalls sehr heterogen ist (s. Humusformen der Böden). In einem ähnlichen Spektrum wie die K_d -Werte dieser Böden liegen die von Donald et al. (1993) angegebenen Werte (Parabraunerden).

Tab. 2. Sorptionsparameter der IM-Isothermen und Verteilungskoeffizienten des DOC einer Pseudogley-Braunerde (Ulme) sowie zweier Typischer Pseudogleye im Kernmünsterland.

Standort	Horizont	m	-b	RSP	$K_d \cdot 10^{-4}$	r	
		mg DOC kg ⁻¹					
				m ³ kg ⁻¹			
Ulme	rAp	0.31	600	870	45	.995	
	SwBv	0.36	418	653	56	.985	
	IISd	0.41	84	142	69	.986	
Buche	SwAh	0.30	308	440	43	.995	
	Sw	0.18	134	163	22	.986	
	IISd	0.12	201	245	18	.762	
Fichte	SwAeh	0.43	373	654	75	.995	
	Sw	0.42	137	236	72	.998	
	IISd	0.52	99	206	108	.999	

4 Zusammenfassung

Die Adsorption von DOC in drei stauwasserbeeinflussten Waldböden (Ulme, Buche und Fichte) wurde im Batch-Verfahren untersucht. Eine lineare Adsorptionsisotherme (Initial-mass Isotherme) beschreibt die für die A-, Sw-/Bv- und Sd-Horizonten gefundenen Beziehungen. Die A-Horizonte desorbierten stets DOC (bei 0 bis 1000 mg C kg⁻¹ Zugabe). In den Sw/Bv und Sd-Horizonten trat für je einen Boden (Bv, Ulme; IISd, Buche) ebenfalls nur Desorption auf, in den anderen ab Zugaben von 300 (Sw, Fichte) und 700 (Sw, Buche) sowie 250 (IISd-Horizonte) mg C kg⁻¹ Adsorption. Die Verteilungskoeffizienten ($K_d \cdot 10^{-4}$ m³ kg⁻¹) reichen von 18 bis 102 und zeigen damit nur eine relativ geringe Affinität des DOC zur Bodenmatrix. Es kann gefolgert werden, daß die Adsorption von DOC in diesen Böden nicht die Bedeutung hat wie die in Podsolen. In Übereinstimmung mit diesen Befunden stehen die relativ hohe DOC-Bodenlösungsgehalte (> 25 mg C L⁻¹) dieser Böden.

5 Literatur

- Cronan, C.S., 1985: Comparative effects of precipitation acidity on three forest soils: Carbon cycling responses. *Plant Soil* **88**, 101-112.
- David, M.B. & W. Zech, 1990: Adsorption of dissolved organic carbon and sulfate by acid forest soils in the Fichtelgebirge, FRG. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **153**, 379-384.
- Donald, R.G., D.W. Anderson & J.W.B. Stewart, 1993: Potential role of dissolved organic carbon in phosphorus transport in forested soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **57**, 1611-1618.
- McDowell, W.H. & G.E. Likens, 1988: Origin, composition, and flux of dissolved organic carbon in the Hubbard Brook Valley. *Ecolog. Monogr.* **58**, 177-195.
- Nodvin, S.C., C.T. Driscoll & G.E. Likens, 1986: Simple partitioning of anions and dissolved organic carbon in a forest soil. *Soil Sci.* **142**, 27-35.
- Steinweg, B. & T. Mansfeldt, 1995: Einträge und Dynamik des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) in stauwasserbeeinflussten Böden des Kernmünsterlandes. *Mitteilgn. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **75**, in Vorbereitung.
- Vance, G.F. & M.B. David, 1992: Dissolved organic carbon and sulfate sorption by spodosol mineral horizons. *Soil Sci.* **154**, 136-144

Dank

Herrn Gosda und Frau Biernath, Physisch-Geographisches Labor, danken wir für Mithilfe bei dieser Arbeit.

Bodenchemische und -biologische Einflußfaktoren der Freisetzung von PAK und PCB in einem Rieselfeldboden

von

Marschner, B.§

Einführung

Hydrophobe organische Umweltchemikalien wie PAK und PCB werden im Boden fast ausschließlich an die organische Substanz gebunden (LITZ & BLUME 1989). Dies betrifft allerdings nicht nur die feste organische Bodensubstanz, sondern auch gelöste Humusverbindungen („DOM“ = dissolved organic matter), die damit eine Rolle als Lösungsvermittler vergleichbar mit Tensiden einnehmen können. (MCCARTHY & JIMENEZ 1985, PANKOW & MCKENZIE 1991). Folglich liegt im Boden eine Verteilung dieser Stoffe auf drei Phasen vor, wie es in Abb. 1 skizziert ist. Die Anteile in den jeweiligen Phasen werden durch Verteilungskoeffizienten beschrieben, wobei auch die Sorption von DOM-Schadstoffassoziaten an die Festphase berücksichtigt werden muß.

In verschiedenen Arbeiten konnte darüberhinaus gezeigt werden, daß nicht nur der Gehalt an fester und gelöster organischer Substanz, sondern auch deren Zusammensetzung die Schadstoffbindung beeinflussen (CHIOU et al. 1987, RABER & KÖGEL-KNABNER 1994). Zu den bisher bekannten relevanten Einflußgrößen gehören Molekülgröße, Grad der Aromatizität und hydrophile bzw. hydrophobe Eigenschaften, die wiederum durch die Humusform, und damit letztendlich durch die Bodeneigenschaften, die Vegetation und die bodenbiologische Aktivität bestimmt werden (Abb. 1).

Die Verteilung der Schadstoffe zwischen den

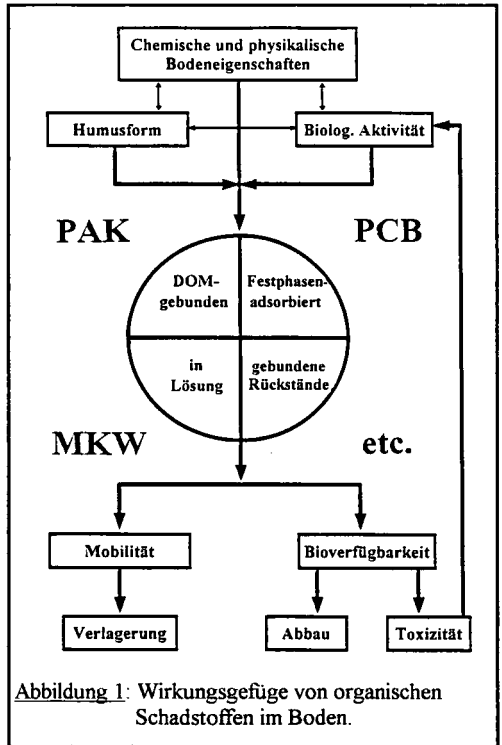


Abbildung 1: Wirkungsgefüge von organischen Schadstoffen im Boden.

§ TU Berlin, Inst. f. Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, 10587 Berlin

drei Phasen entscheidet, inwieweit die Verbindungen mobil und damit verlagerbar, bzw. bioverfügbar und damit abbaubar oder toxisch wirksam werden können. Zeigen die Schadstoffe Wirkungen auf die Leistungsfähigkeit oder Zusammensetzung der Bodenbiozönose, so kann dies zu einer Rückkopplung innerhalb des Wirkungsgefüges führen. Während über die Bioverfügbarkeit und Wirkung DOM-assoziiertes PAK und PCB nur wenig bekannt ist, zeigen Verlagerungsstudien meist, daß DOM den Transport von hydrophoben organischen Verbindungen beschleunigt (z.B. MAGEE et al. 1991).

Diese hier skizzierten Zusammenhänge machen deutlich, daß zum Verständnis von Wirkungen und Verlagerungsverhalten der PAK und PCB im Boden, Kenntnisse über die Rolle der gelösten organischen Substanz, ihre Bildungs- und Fixierungsbedingungen sowie ihre Zusammensetzung eine wichtige Voraussetzung darstellen. Bezogen auf das Untersuchungsobjekt, die stillgelegten Berliner Rieselfelder, ist dies auch von großer praktischer Bedeutung, da dort stattfindende natürliche Bodenprozesse wie Versauerung und Humusabbau oder gezielte Maßnahmen wie Kalkungen (zur Schwermetallimmobilisierung) die Bodeneigenschaften und insbesondere Humusform, Humusvorrat und die biologische Aktivität tiefgreifend verändern können. Während die Reaktion der Schwermetalle auf solche Entwicklungen aufgrund zahlreicher Untersuchungen relativ gut prognostizierbar sind, ist über organische Schadstoffe diesbezüglich sehr wenig bekannt.

Das Ziel der laufenden Untersuchungen ist daher, den Beitrag der gelösten organischen Substanz zur Schadstofflöslichkeit und -mobilisierung in Abhängigkeit von der DOM-Zusammensetzung und dem bodenchemischen Milieu zu quantifizieren. In diesem Zusammenhang soll auch die bodenbiologische Aktivität näher charakterisiert werden.

Material und Methoden

Das Bodenmaterial für die Untersuchungen wurde aus dem yAh-Horizont einer 1984 stillgelegten Rieselfeldtafel in Berlin-Buch entnommen. Das sandige Substrat (fsmS) ist schwach sauer (pH 5,3) und hat einen Humusgehalt von 3,8 % mit einem C/N-Verhältnis von 10. Die jahrzehntelange Abwasserverrieselung hat zu einer deutlichen Akkumulation von Schwermetallen geführt (4,9 mg Cd/kg, 202 mg Cr/kg, 61 mg Cu/kg), die aber im Vergleich zu anderen Flächen in dem Gebiet als gering einzustufen ist. Die PAK-Gehalte (nach EPA) liegen bei rund 1,2 mg/kg, die PCB-Gehalte (nach Ballschmitter) bei 0,13 mg/kg und damit ebenfalls im unteren Bereich der Rieselfeldbelastung. Zwei Teilproben des Bodenmaterials wurden durch Zugabe von Reinsubstanzen auf ein Niveau von 100 mg Benzo(a)pyren/kg bzw. 20 mg PCB 52/kg kontaminiert und anschließend 9 Monate unter Freilandbedingungen gelagert. Von jeder Probe wurde vor Versuchsbeginn ein Teil durch HCl-Zugabe auf pH 3,3 angesäuert und ein Teil durch Kalkzugabe auf pH 6,4 gebracht und gründlich homogenisiert. Zusammen mit den unbehandelten Kontrollen umfaßt der Versuch damit insgesamt 9 Varianten.

Von jeder Variante wurden 3 Wiederholungen mit je 10 kg in Edelstahlsäulen (30 cm hoch, 13,5 cm Durchmesser) eingefüllt, an deren Basis eine Filterschicht aus Glasperlen das Anlegen eines Unter-

drucks von -30 hPa erlaubt. Die Säulen sind mit einem Staubschutz abgedeckt, der seitlich eine Belüftung und damit auch eine Verdunstung zuläßt. Die Versuchsanlage befindet sich in einem temperaturkonstanten (20-25 °C) Kellerraum, die Versuchsdauer soll 12 Monate betragen, Versuchsbeginn war Oktober 1994.

Im Abstand von vier Wochen werden die Säulen mit rund 50 mm dest. H₂O beregnet. Das Perkolat wird innerhalb von 24 Stunden gesammelt und sofort der Analyse zugeführt. Die Extraktion der PAK und PCB aus dem wäßrigen Perkolat erfolgt mittels Festphasenadsorption an C18-Material, anschließende Überführung in ein organisches Lösungsmittel und Messung an HPLC bzw. GC. Neben den wichtigsten Kationen, Schwermetallen und anorganischen Anionen wird in den gefilterten Proben auch die gelöste organische Substanz (DOM) in Anlehnung an LEENHEER & NOYES (1984) in hydrophobe und hydrophile Bestandteile aufgetrennt und quantifiziert.

Ergebnisse und Diskussion

Bei Versuchsbeginn wurde an Teilproben der Varianten Atmungsraten über einen Zeitraum von 6 Tagen gemessen. Dabei zeigte sich, daß sowohl durch die Kalk- als auch durch die Säuregabe die CO₂-Freisetzung aus dem Bodenmaterial erhöht wurde (Tab. 1). Während eine Stimulation der biologischen Aktivität durch die pH-Erhöhung erwartet wurde, überraschten die hohen Atmungsraten der versauerten Proben. Möglicherweise ist dies aber nur ein kurzzeitiger Effekt, der auf ein erhöhtes Substratangebot aus abgetöteter Biomasse und freigesetzten organischen Verbindungen zurückzuführen ist. Eine Wirkung der Schadstoffzugabe auf die Atmung war dagegen nicht absicherbar, weshalb die Ergebnisse der Behandlungsvarianten hier und im folgenden zusammengefasst werden.

Tab. 1: Mittlere pH-Werte und Atmungsraten der Versuchsvarianten bei Versuchsbeginn und Stoffkonzentrationen in den Perkolaten nach der ersten Beregnung. DOC: gelöster organischer Kohlenstoff; HOS: hydrophober DOC; BaP: Benzo(a)pyren; Nt- Gesamt-N.

Werte mit gleichem Buchstaben innerhalb einer Spalte sind nicht signifikant unterschiedlich (Duncan multiple range test, p < 0,05). Für HOS lagen nur Mischproben vor.

	Versuchsbeginn		Konzentrationen im Perkolat					
	pH (CaCl ₂)	CO ₂ -Frei. mg/kg/d	DOC mg/L	HOS mg/L	BaP µg/L	PCB 52 µg/L	NO ₃ -N mg/L	N _t mg/L
Kontrolle	5,7 a	0,35 a	88 a	30	1,23 a	8,95 a	205 a	220 a
Kalk	6,5 b	0,84 b	95 a	33	0,80 a	6,96 a	223 a	229 a
Säure	3,3 c	0,71 b	240 b	10	0,06 b	1,99 b	70 b	180 a

Die erhöhte Löslichkeit der organischen Substanz in den versauerten Proben ist deutlich an den DOC-Konzentrationen erkennbar, die weit über den Werten in den anderen beiden Behandlungen

liegen. Bei dieser DOC-Mobilisierung dürfte es sich in erster Linie um hydrophile säurelösliche Fulvosäuren handeln, da Huminsäuren eher im alkalischen Bereich löslich sind (PARSONS 1988). Dies wird durch den geringen Anteil an hydrophoben Verbindungen in den sauren Perkolaten bestätigt, der lediglich 5 % des DOC umfasste und damit auch absolut geringere Konzentrationen als in den anderen beiden Behandlungen aufwies (Tab. 1). Offensichtlich beeinflusst diese Fraktion die bei der Freisetzung der untersuchten Schadstoffe aus den Böden, da die BaP- und PCB 52-Konzentrationen im Perkolat der versauerten Proben trotz der hohen DOC-Konzentrationen am geringsten waren. Die Ergebnisse bestätigen damit, daß gerade dieser Fraktion eine wichtige Carrier-Funktion beim Co-Transport von hydrophoben organischen Fremdstoffen zukommt (RABER & KÖGEL-KNABNER 1994).

Damit wird deutlich, daß trotz der pH-unabhängigen Löslichkeit der hier untersuchten Verbindungen das bodenchemische Milieu über die Zusammensetzung der löslichen organischen Substanz Einfluß auf deren Freisetzung und Verlagerung nehmen kann. Ungeklärt bleibt zunächst allerdings, inwieweit biologische Umsetzungsprozesse die DOM-Qualität steuern, oder ob es sich weitgehend um physiko-chemische Lösungs- und Bildungsprozesse handelt. Dies wird eventuell mit zunehmender Versuchsdauer deutlicher, da die hohen $\text{NO}_3\text{-N}$ und Nt-Konzentrationen in allen Behandlungen auf eine intensive Mineralisationsaktivität hinweisen, die eine verstärkte biogene DOM-Bildung zur Folge haben sollte (GÖDDE et al. 1993).

Literatur

- GÖDDE, M.; DAVID, M.B.; VANCE, G.F. (1993): Einfluß von Temperatur und Durchfeuchtungsintervallen auf die C-freisetzung aus der organischen Auflage nordamerikanischer Waldböden. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 72, 527-530.
- CHIOU, C.T.; KILE, D.E.; BRINTON, T.I.; MALCOLM, R.E.; LEENHEER, J.A.; MACCARTHY, P. (1987): A comparison of water solubility enhancement of organic solutes by aquatic humic materials and commercial humic acids. Environ. Sci. Technol. 21: 1231-1234.
- LEENHEER, J.A.; NOYES, T.I. (1984): A filtration and column-adsorption system for onsite concentration and fractionation of organic substances from large volumes of water. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper No. 2230, 34 p.
- LITZ, N.; BLUME, H.-P. (1989): Verhalten organischer Chemikalien in Böden und dessen Abschätzung nach einer Kontamination. Z. Kulturtechn. Landentw. 30: 355-364.
- MAGEE, B.R.; LION, L.W.; LEMLEY, A.T. (1991): Transport of dissolved organic macromolecules and their effect on the transport of phenanthrene in porous media. Environ. Sci. Technol. 25: 323-331.
- MCCARTHY, J.F.; JIMENEZ, B.D. (1985): Interactions between polycyclic aromatic hydrocarbons and dissolved humic material: Binding and dissociation. Environ. Sci. Technol. 19: 1072-1076.
- PANKOW, J.F.; MCKENZIE, S.W. (1991): Parameterizing the equilibrium distribution of chemicals between the dissolved, solid particulate matter, and colloidal matter compartments in aqueous systems. Chemosphere 25: 2046-2053.
- RABER, B.; KÖGEL-KNABNER, I. (1994): DOM anthropogener und natürlicher Substrate: Carrierfunktion für PAK. Ecoinforma 6: 97-109.
- PARSONS, J.W. (1988): Isolation of substances from soils and sediments. In: F.H. Frimmel & R.F. Christensen (eds.) Humic substances and their role in the environment, p3-14, John Wiley & Sons Ltd.

Komponentenabhängigkeit der PAK-Kontamination in Trümmerschuttböden

von

Mekiffer, B. * und U. Smettan **

1. Einführung

Durch die im zweiten Weltkrieg entstandenen Gebäudeschäden sind Trümmerschuttböden im Berliner Stadtgebiet weitverbreitet. GRENZIUS (1987) geht davon aus, daß Trümmerschuttböden mit Böden aus Bauschuttauffüllungen gleichzusetzen sind. In den Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden (1989) werden technogene Substrate durch Substratsteckbriefe charakterisiert, die man wiederum nach Hauptkomponentengruppen, Komponentengruppen und Einzelkomponenten einteilt. Trümmerschuttböden werden dementsprechend der Hauptkomponentengruppe Bauschutt von Siedlungsbauten zugeordnet. BURGHARDT (1994) fördert verbesserte Methoden der Bodenkartierung, um durch genaue Kenntnis der Substrate das Vorkommen toxischer Elemente ableiten zu können, wobei besonderes Interesse den technogenen Substraten gewidmet werden sollte. Datenrecherchen von SMETTAN et al. (1993) haben gezeigt, daß in Trümmerschuttböden erhebliche PAK- und Schwermetallkontaminationen vorliegen können. SMETTAN & MEKIFFER (1995) haben an Berliner Trümmergrundstücken die Variabilität der technogenen Substrate und Komponenten untersucht sowie die PAK-Kontamination aufgezeigt.

2. Untersuchungsziel

Zusammenhänge, die zwischen der Art der technogenen Komponenten in den Profilproben und der PAK-Kontamination (16PAK/ EPA) bestehen können (SMETTAN & MEKIFFER 1995), sollen durch die PAK-Analytik an einzelnen technogenen Komponenten von einem Trümmergrundstück sowie exemplarisch an einem Bodenprofil belegt werden.

3. Material und Methoden

Auf einem Trümmergrundstück in der Berliner Innenstadt wurden gesondert einzelne technogene Komponenten aus dem Haufwerk des bereits ausgebaggerten Grundstückteils gewonnen. Dabei wurden Schlacke, Putz/ Mörtel und Ziegel sowie Feinboden mörtelreich und Feinboden aschereich unterschieden. Außerdem wurde ein Profil bis in den anstehenden Talsand (bei ca. 140cm Tiefe) beprobt. Die Trocknung der Proben erfolgte bei 30°C. Die Komponenteproben mußten im Backenbrecher vorzerkleinert werden. Alle Proben wurden anschließend auf eine Korngröße < 200µm gemahlen. Die Extraktion der Proben wurde im Ultraschallbad mit Acetonitril als Lösungsmittel durchgeführt. Die Analytik der 16 PAK (nach EPA) erfolgte mittels UV/ Fluoreszenzdetektion in der HPLC.

* Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie/ Fachgebiet Bodenkunde, Salzufer 12, 10587 Berlin

** Bezirksamt Wilmersdorf, Umweltamt, Fehrbelliner Platz 4, 10707 Berlin

4. Ergebnisse

4.1 PAK-Gehalte in technogenen Komponenten

Da bei der Analytik von Profilproben aus Trümmergrundstücken immer Gemische aus verschiedenen technogenen Komponenten unterschiedlicher Mengenteile und Korngrößen (Skelett und Feinboden) betrachtet wurden, sollten diese Ergebnisse zur PAK-Kontamination durch Analytik an reinen technogenen Komponenten gestützt werden.

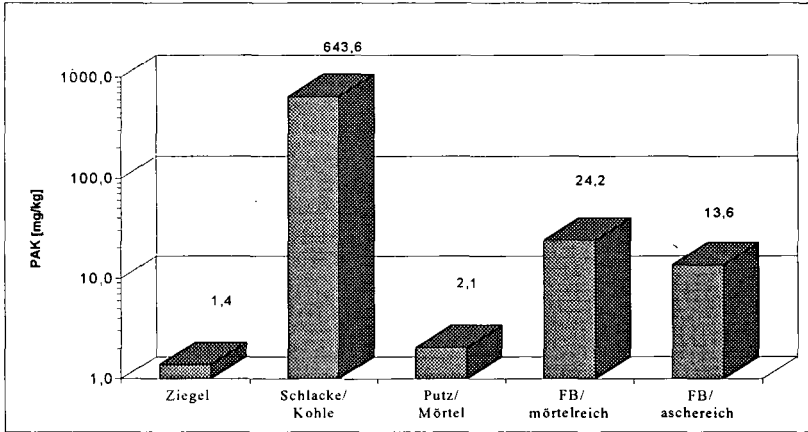


Abbildung 1: PAK-Gehalte reiner technogener Komponenten und Feinböden (aus Haufwerk)

Deutlich wird, daß Schlacke (mit ca. 10% unverbrannten Kohleresten verwachsen) als technogene Komponente sehr hohe PAK-Gehalte von > 600mg/kgTS bewirken kann (Abb.1). Dabei ist zu berücksichtigen, daß die analysierte Schlacke offensichtlich aus Hausfeuerungsanlagen stammt, das heißt, aus der Verbrennung organischen Materials resultiert. Die exemplarische Analyse einer Glasschlacke ergab nur geringfügig erhöhte PAK-Werte von 1,4mg/kgTS. Bei der Kartierung sollte daher vermutlich eine getrennte Aufnahme von Glasschlacken und Schlacken aus Feuerungsanlagen erfolgen. Ziegel sowie Putz/ Mörtel als reine technogene Komponenten weisen eine niedrige PAK-Kontamination von 1,4 bzw. 2,1mg/kgTS auf (Abb.1). Der mörtelreiche Feinboden ist mit 24,2mg/kgTS stärker kontaminiert als der als aschereich angesprochene Feinboden mit 13,6mg/kgTS (Abb.1). Die höhere PAK-Kontamination im mörtelreichen Feinboden könnte auf andere Komponenten (Kohlereste) oder organische Substanz zurückzuführen sein, die durch den hohen Mörtelanteil im Feinboden bei der visuellen Ansprache überdeckt werden. In welchem Maß Asche eine Kontamination bewirkt, konnte mit dieser Untersuchung nicht geklärt werden. Insgesamt gestaltet sich die Ansprache des Feinbodens technogener Substrate schwierig, da hier sehr heterogene Gemische technogener Komponenten vorliegen.

4.2 PAK -Kontamination im Bodenprofil

Bisher untersuchte Profilproben zeigten eine Abhängigkeit der PAK-Kontamination von der Art der technogenen Komponenten. Die Horizonte, in denen Schlacke und Kohle als technogene Komponenten dominierten, wiesen deutlich höhere PAK-Gehalte auf als die Horizonte, die als Hauptkomponenten Ziegel, Putz oder Mörtel enthielten (SMETTAN&MEKIFFER 1995). Anhand eines Bodenpro-

files von dem Trümmergrundstück, von dem auch die Komponentenproben stammen, sollen diese Aussagen geprüft werden.

Das untersuchte Profil weist eine deutliche Schichtung mit Skelettgehalten von 5 bis 80 Vol% (Tab.1) auf. Eine Ausnahme bildet der Talsand mit einem Skelettgehalt von <5%. Die anstehenden Sedimente (Talsande) und die Auffüllungen aus natürlichen Substraten sind weitgehend steinfrei. Die Skelettbestandteile und die Hauptkomponenten wechseln ebenfalls in den einzelnen Horizonten.

Tabelle 1: Profilbeschreibung eines Trümmerschuttbodens über anstehendem Talsand

<u>Tiefe [cm]</u>	<u>Hauptkomponenten (HK)</u>	<u>Skelettanteil [Vol%]</u>	<u>Skelettbestandteile</u>
0- 10	iY1; HK: Mittelsand	< 5	-
10- 25	yY1; HK: Kohle, Asche	15	75% Ziegel/ 15% Geschiebe/ 10% Glas u.Schiefer
25- 40	iY2/Mergel	< 5	95% Ziegel/ 5% Putz
40- 90	yY2/Ziegel/ Putz (stark verwittert)	60	45% Ziegel/ 45% Putz/ 10% Mörtel u. Schiefer
90-103	yY3/Ziegelbruch/ Putz/ Mörtel	25	65% Ziegel/ 30% Putz u. Mörtel/ (schwarze Flecken)
103-109	fAh1/ Wurzelhorizont, tw. verkohlt	< 5	-
109-140	fAh2	< 5	-
140 und <	C: fsmS	< 5	-

Die Aufschüttungen aus natürlichem Material (Sand, Mergel) und der anstehende Talsand weisen nur eine geringfügige PAK-Kontamination von 0,01 bis 1,34 mg/kgTS auf (Abb. 2).

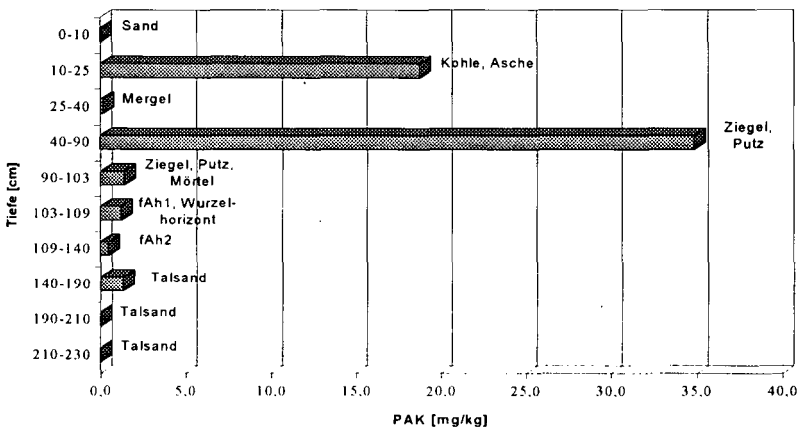


Abbildung 2: PAK-Gehalte in einem Trümmerschuttboden über anstehendem Talsand

Ebenso sind der Trümmerschutthorizont yY3 (90-103cm) mit Ziegel, Putz und Mörtel als Hauptkomponenten sowie die darunter liegenden fossilen Ah-Horizonte mit PAK-Gehalten von 0,49 bis 1,40 mg/kgTS nur als wenig kontaminiert einzustufen. Der Horizont yY1, der Kohle und Asche als Hauptkomponenten enthält, zeigt einen deutlich höheren PAK-Gehalt von 18,75mg/kgTS, was auf die Kohleanteile zurückzuführen ist. Auffällig ist, daß im Horizont yY2 (40-90cm) mit Ziegel und Putz als Hauptkomponenten die höchste PAK-Kontamination mit 34,87mg/kgTS im Profil auftritt, was im Widerspruch zu den Ergebnissen aus der Analytik der reinen technogenen Komponenten steht (Abb. 1/ Abb. 2). Die Horizontprobe enthält zwar geringfügige Mengen Koks, was vermutlich nicht allein als Ursache für die hohen PAK-Werte gelten kann. Denkbar ist, daß das Vorhandensein anderer, PAK-angereicherter Komponenten in der Feinerde durch den hohen Anteil verwitterter Putzreste bei der visuellen Ansprache überdeckt wird. Eine Verlagerung aus darüberliegenden Schichten und Anreicherung in yY2 ist auf Grund der geringen PAK-Werte (0,15mg/kgTS) im Mergel unwahrscheinlich. Inwiefern eine Korngrößenabhängigkeit der PAK-Kontamination vorliegt, läßt sich nur durch eine getrennte Analytik von Skelett und Feinerde klären. Sorptionsversuche mit verschiedenen technogenen Komponenten können möglicherweise zur Klärung der hohen Kontamination im ziegel- und putzreichen yY2 beitragen.

Literatur

Arbeitskreis der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (1989): Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die bodenkundlichen Kartierung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen (Stadtböden). Umweltbundesamt, Texte 18/89, Berlin. 162

Burghardt, W. (1994): Soils in urban and industrial environment. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 157, 205- 214

Grenzius, R. (1987): Die Böden Berlins (West), Klassifizierung, Vergesellschaftung, ökologische Eigenschaften. Dissertation, 1-522.

Smettan, U., Ehrig, Chr. & Gerstenberg, J. (1993): Belastung von Böden mit As, Pb und PAK in zwei Berliner Bezirken. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 72, 1259- 1262

Smettan, U. & Mekiffer, B. (1995): Kontamination von Trümmerschuttböden mit PAK. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., (im Druck)

Sind regionale Bodenuntersuchungen reproduzierbar? Ein Fallbeispiel

von

Meuli, R., B. von Steiger, R. Webster und R. Schulin

1. Einleitung

In der Schweiz verpflichtet die Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBo) vom 9. Juni 1986 die Kantone dazu, in Gebieten mit Verdacht auf eine Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit durch Schadstoffimmissionen für eine "eingehende Beobachtung der Bodenbelastung" zu sorgen (Art. 4, Abs. 1). Ist die Bodenfruchtbarkeit beeinträchtigt oder nicht mehr langfristig gewährleistet, haben die Kantone die Schadstoffquellen zu ermitteln (Art. 6, Abs. 1). Zur Ermittlung von stofflichen Belastungen, die über den Luftweg eingetragen werden, sind dabei in der Regel grossflächige Erhebungen des Bodenzustandes notwendig.

Wesentlich bei solchen Untersuchungen ist sowohl für den Auftraggeber wie für Dritte, die von behördlichen Entscheiden oder deren Auswirkungen betroffen werden, dass die Ergebnisse wissenschaftlichen Qualitätsansprüchen genügen, die auch juristisch haltbar sind. Ein zentrales Kriterium ist dabei das der Reproduzierbarkeit.

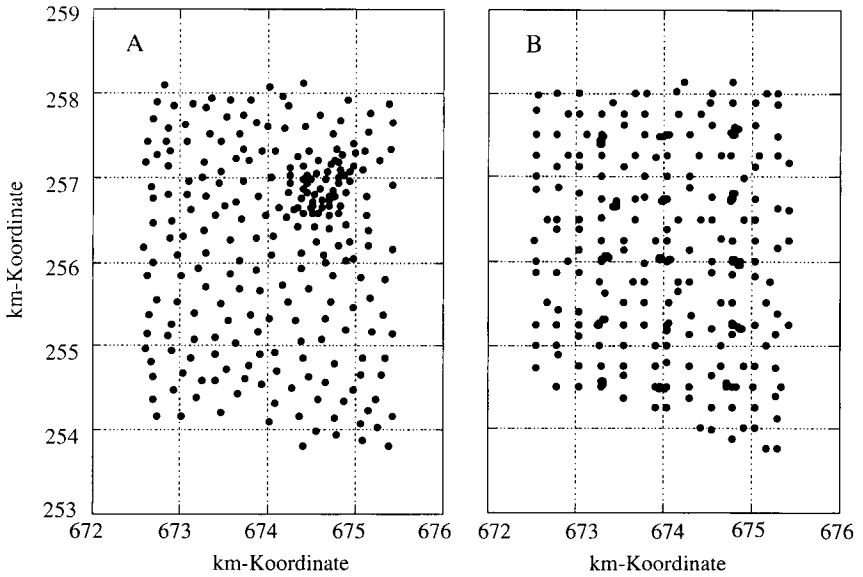
In dieser Studie wurde an einem Fallbeispiel untersucht, welche Reproduzierbarkeit von solchen Erhebungen und Kartierungen unter den gegenwärtig praxisüblichen Rahmenbedingungen erwartet werden kann. Im Furttal, einer für das dichtbesiedelte schweizerische Mittelland typischen Gegend, wurden im gleichen Perimeter von zwei Equipen unabhängig voneinander die Schwermetallbelastung des Oberbodens erhoben und geostatistisch ausgewertet. Anschliessend wurden die beiden Untersuchungen miteinander verglichen. Beide Erhebungen wurden mit den gleichen Vorgaben durchgeführt.

2. Material und Methoden

Das Furttal ist ein durch die Vergletscherung der letzten Eiszeiten geprägtes flaches Tal unmittelbar nordwestlich der Agglomeration von Zürich. Das Tal wird von zwei Hügelzügen, den Lägern im Norden und dem Altberg im Süden begrenzt. Das Furttal ist durch seine Agglomerationsnähe sowie ausgedehnten Gewerbezonon im Gebiet selbst erhöhten Immissionen ausgesetzt. In den letzten Jahren hat überdies eine rege Bautätigkeit stattgefunden. Die ehemaligen Bauerndörfer haben sich zu Agglomerationsgemeinden gewandelt. Die Landwirtschaft wird seit ca. 30 Jahren durch intensiven Gemüseanbau geprägt, der teilweise in Glashäusern oder unter Plastic tunnels stattfindet. Neben der Landwirtschaft prägen ausgedehnte Wälder an den Abhängen der Lägern im Norden und des Altbergs im Süden das Landschaftsbild. Zu Beginn dieses Jahrhunderts bedeckten ausgedehnte Rebberge das Furttal.

Innerhalb eines Perimeters von ca. 10 km² wurden Oberbodenproben (0 - 20 cm Tiefe) entnommen, und gemäss den Vorschriften der Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBo, 1986) auf die mit 2 M HNO₃ extrahierbaren Gehalten an Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und

Zink analysiert. In der Erhebung A wurden insgesamt 247 Punkte beprobt, in der Untersuchung B 299 Punkte. Die Verteilung der Punkte (Figur 1) wurden von den beiden Equipen unabhängig voneinander aufgrund der Auftragserteilung festgelegt.

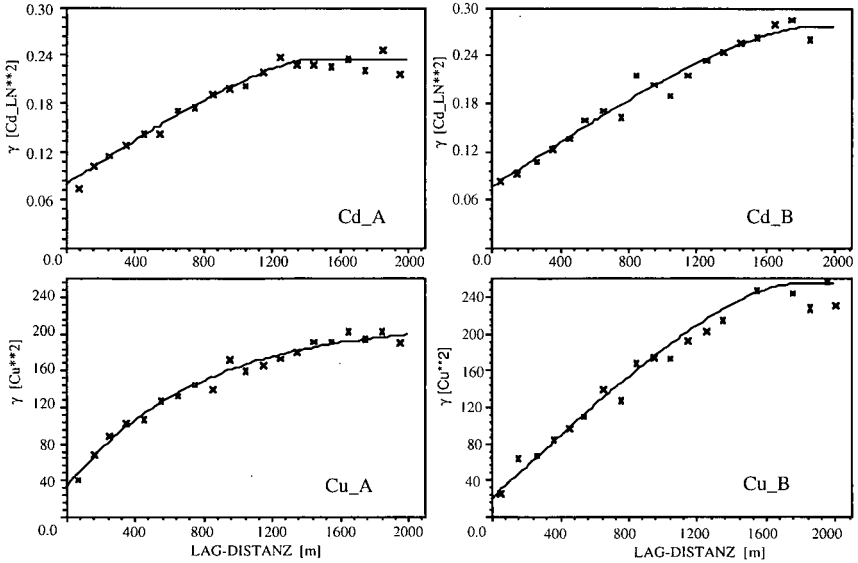


Figur 1: Probenahmeschemata der beiden Untersuchungen

In der Untersuchung A wurden sämtliche Proben in einem einzigen Durchgang entnommen. Eine Teilfläche wurde zur Abschätzung der kleinräumigen Variabilität intensiver beprobt als das übrige Gebiet. In der Untersuchung B wurde ein zweistufiges Verfahren angewendet. In der ersten Phase wurde von einem regelmässigen Grundraster von 750 * 750 m Kantenlänge ausgegangen, von dem aus in hierarchisch abgestuften Abständen von 250 m, 79 m, 25 m und 8 m in zufällig gewählten Richtungen weitere Proben zur Schätzung der kleinräumigen Variabilität entnommen wurden. In der zweiten Phase wurde das Raster auf ein Gitter von 250 m Kantenlänge verdichtet und die noch fehlenden Gitterpunkte beprobt. Punkte, die auf Strassen, Häuser etc. fielen, wurden ausgelassen. Die erhaltenen Resultate werden im folgenden am Beispiel der beiden Elemente Kupfer und Cadmium dargestellt.

3. Resultate

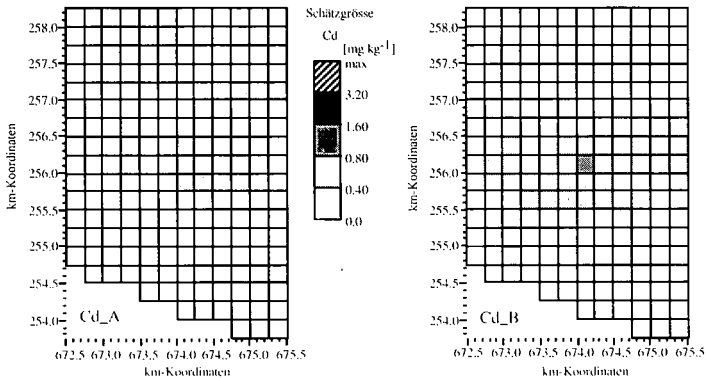
Für die beiden Elemente Cadmium und Kupfer zeigten die in verschiedenen Labors gemessenen Datensätze gute Übereinstimmung. Der Median des Cadmiumgehaltes lag in der Untersuchung A bei 0.31 mg kg⁻¹, in Untersuchung B bei 0.30 mg kg⁻¹, für Kupfer bei 23.3 mg kg⁻¹ bzw. 22.0 mg kg⁻¹. Die räumliche Autokorrelationen der einzelnen Variablen wurden mittels Semivariogrammschätzung dargestellt. Alle Metalle zeigten begrenzte Autokorrelationsstrukturen. In Figur 2 sind die geschätzten Semivarianzen sowie die angepassten Modelle für die Elemente Cadmium und Kupfer dargestellt.

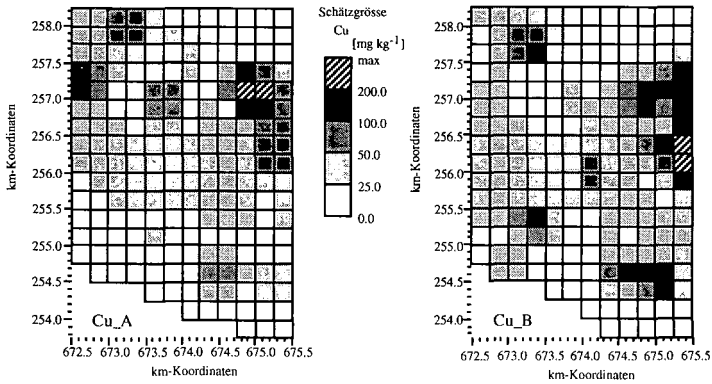


Figur 2: Experimentelle (x) und durch Kurvenanpassung modellierte (durchgezogene Linie) Semi-variogramme von Cadmium und Kupfer

Die Semivariogramme für Cadmium zeigten in beiden Untersuchungen mit Zunahme der Distanzen bis etwa 1500 m bzw. 1800 m einen linearen Anstieg der Semivarianzen. Die Autokorrelationsstrukturen für Kupfer unterschieden sich noch stärker. In der Untersuchung A stiegen die Semivarianzen im Vergleich zur Untersuchung B vor allem für kurze Distanzen viel stärker an.

Die unterschiedlichen Resultate der räumlichen Korrelationsstrukturen manifestierten sich schliesslich in den durch Block-Kriging im 100 * 100 m Raster erhaltenen Karten, die in Figur 3 dargestellt sind.





Figur 4: Block-Kriging Karten von Cadmium und Kupfer

Die Karten zeigen für Cadmium ein sehr ähnliches Bild. Bei Kupfer stimmen die Karten dagegen nur in Bezug auf das generelle Verteilungsmuster überein, im Detail sind erhebliche Unterschiede festzustellen.

4. Diskussion und Schlussfolgerung

In dieser Untersuchung wurden unseres Wissens zum ersten Mal zwei Datensätze zur regionalen Verteilung von Schwermetallbelastungen im Boden verglichen, die unabhängig voneinander im selben Perimeter erhoben worden waren.

Während für die mittleren Gehalte eine sehr gute Übereinstimmung der Ergebnisse gefunden wurde, ergab die geostatistische Analyse teilweise grosse Unterschiede. Diese waren bei Kupfer besonders stark ausgeprägt, bei Cadmium schwächer. Dies lässt sich auf die unterschiedlichen d.h. bei Kupfer stärker mosaikartigen Verteilungsmuster zurückführen, welches der Wahl der Probenahme-punkte zusätzliches Gewicht verlieh. Cadmium zeigte ein relativ homogenes Muster, das durch die unterschiedliche Eintragsform erklärt werden kann.

Aufgrund dieser Ergebnisse empfehlen wir, die für die Semivariogramm Bestimmung notwendige Verdichtung der Probenahme-punkte über das ganze Untersuchungsgebiet zu verteilen und nach Möglichkeit, im Sinn eines stufenweisen Vorgehens, zunächst die Autokorrelationsstruktur zu erheben, bevor das definitive Beprobungsschema festgelegt wird (Schulin, 1994).

Danksagung

Wir danken dem Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich für die Unterstützung dieses Projekts sowohl bezüglich eines finanziellen Beitrages als auch der zur Verfügung gestellten Daten.

Referenzen

- VSBö. 1986. *Verordnung über Schadstoffe im Boden vom 9. Juni 1986*. SR 814.12. Bern.
- Schulin, R., R. Webster, and R. Meuli. 1994. *Technical Note on objectives, sampling design, and procedures in assessing regional soil pollution and the application of geostatistical analysis in such surveys*. In: Federal Office of Environment, Forests and Landscape (FOEFL) (ed.), *Regional Soil Contamination Surveying*, Environmental Documentation No. 25. Bern.

Beschaffenheit der Bodenlösung nach einer praxisüblichen Waldkalkungsmaßnahme im Ruhrgebiet

von

Meuser, H. und F. Wegner

Einleitung

Ausgelöst durch die alarmierenden Erkenntnisse der Waldsterbensproblematik begannen seit Mitte der 80er Jahre zahlreiche Kommunen auf städtischen Waldflächen Kalkungsmaßnahmen (WAGNER und MIEHLICH 1989). Es stellte sich dabei von Beginn an die Frage nach den ökologischen Begleiterscheinungen der Maßnahmen. So wurde düngungsbedingt von einer erhöhten Ca- und Mg-Auswaschung auf Braunerden aus Tonschiefer und Grauwacke (WEYER und SKOWRONEK 1991) berichtet. Die erhöhte biologische Aktivität im organischen Auflagehorizont nach der Kalkung verursachte eine erhöhte NO_3 -Auswaschung auf podsoligen Parabraunerden aus Feinsedimenten (RODENKIRCHEN 1993) bzw. SO_4 -Auswaschung auf Rostbraunerden aus Geschiebesand (MARSCHNER 1993).

Im folgenden soll beschrieben werden, wie sich die Konzentrationen in der Bodenlösung unterhalb des Hauptwurzelraumes bei einer praxisüblichen wiederholten Kalkdüngerapplikation (insgesamt 22 t/ha in 7 Jahren) und bei einer massiven Kalkgabe von 160 t/ha (in 8 Jahren) auf pseudovergleyten Parabraunerden unter Buche, wie sie im Ruhrgebiet für große stadtnahe Waldflächen typisch sind, darstellen.

Material und Methoden

Die Untersuchungen fanden an zwei Standorten im Stadtgebiet von Essen statt. Die durchschnittliche Lufttemperatur im Untersuchungsgebiet beträgt 9,5 °C, die mittlere Jahresniederschlagsmenge 875 mm. Beide Standorte befinden sich auf pseudovergleyten Löß-Parabraunerden und verfügen über einen ca. 80 Jahre alten Buchenbestand (*Fagus sylvatica*). Die Untersuchungen der Ausgangsbedingungen Anfang 1985 ergaben pH-Werte zwischen pH 3 und 4 im Mineralboden und z.T. sogar $\text{pH} < 3$ in dem organischen Auflagehorizont.

Beim 1. Versuchsstandort wurden zwischen 1985 und 1991 insgesamt 22 t/ha pelletierter dolomitischer Kalk manuell aufgebracht (praxisübliche Behandlung). Beim 2. Versuchsstandort wurden in Abweichung von den in der Forstwirtschaft üblichen Mengen 160 t/ha in acht Jahren aufgebracht.

Die Lysimeterstation wurde vor Beginn der Kalkungsmaßnahmen errichtet und zunächst diskontinuierlich betrieben. Seit 1991 wurde im 14-Tage-Rhythmus kontinuierlich die Bodenlösung entnommen und analysiert.

Standortbeschreibungen und Methoden sind den folgenden Auflistungen zu entnehmen:

I. Versuchsstandort: Schellenberger Wald

Baumbestand:	Buche, 75 Jahre alt, vereinzelt Eiche, 105 Jahre alt
Topographie:	Oberhang
Bodentyp:	Pseudogley-Parabraunerde aus Löß über Karbongestein
Organische Auflage:	11 cm Mächtigkeit, Humusform Rohhumus, C/N 25, pH (KCl) 3.3
Mineralboden:	Ahe 0-10 cm, Ut 2, TRD 1.1, C/N 22, pH (KCl) 3.2
	Al 10-45 cm, Ut 2, TRD 1.2, C/N 24, pH (KCl) 4.2
	SwBt 45-75 cm, Ut 4, TRD 1.6, pH (KCl) 4.0
	II CvSd > 75 cm, Skeletgehalt 95 %

Kalkungsmaßnahmen: - Variante D: Frühjahr 1985 10 t/ha, Herbst 1991 12 t/ha pelletierter Dolomitkalk
(60 % CaCO_3 , 14 % MgCO_3)

- Variante N: Nullvariante

<u>2. Versuchsstandort Kettwig</u>	
Baumbestand:	Buche, 80 Jahre alt
Topographie	Hangrückenlage
Bodentyp	Pseudogley-Parabraunerde aus Löß über Karbongestein
Organische Auflage:	3 cm Mächtigkeit, Humusform Moder, C/N 22, pH (KCl) 2.8
Mineralboden	Ah(p) 0-20 cm, Ut 2, TRD 1.2, C/N 22, pH (KCl) 3.6 Al 20-40 cm, Ut 2, TRD 1.3, C/N 12, pH (KCl) 3.7 SwBt 40-90 cm, Ut 3, TRD 1.5, pH (KCl) 3.9 II SdCv > 90 cm, Skeletgehalt 95 %
Kalkungsmaßnahmen: - Variante D: 1985 bis 1992 insgesamt 160 t/ha (!) pelletierter Dolomitskalk - Variante N: Nullvariante	

<u>Methoden:</u>	
Versuchsanlagen:	Unterdrucklysimeter, Kerzentiefe 60 cm
Probenahme:	Entnahme 14 tägig, Untersuchungszeitraum 1991-1994
Analyseverfahren:	- NO ₃ und SO ₄ : Ionenchromatographische Bestimmung nach DEV D19 - Ca und Mg: Komplexometrische Bestimmung nach DEV E3 - NH ₄ : Photometrische Bestimmung - pH-Wert: Elektrometrische Bestimmung

Ergebnisse und Interpretation

Die **pH-Werte** der Bodenlösung unterscheiden sich bei beiden Versuchsstandorten nicht signifikant zwischen den Varianten und zeigen auch keine zeitliche Tendenz. Die Werte schwanken über den gesamten Zeitraum von 1991 bis 1994 zwischen pH 3.6 und 4.7 (1. Standort) bzw. 4.9 und 6.8 (2. Standort).

Der **Ca-Gehalt** ist bei Variante D signifikant höher als bei der Nullvariante, liegt aber bei Standort 1 auf einem insgesamt niedrigen Niveau (< 4 mg/l) (Abb. 1). Bei Standort 2 wurden bei der Variante D Ca-Werte bis 40.1 mg/l gemessen. Ein noch deutlicherer düngungsbedingter Anstieg läßt sich bei **Mg** (Abb.2) feststellen. Die Annäherung zwischen den Varianten ab Juli 1994 könnte bereits auf ein Ende des Effektes der 1991 erfolgten Düngung hinweisen. Ohne eine klare zeitliche Tendenz ausmachen zu können, hat die Zufuhr dolomitischer Kalke die Ca- und Mg-Auswaschung erhöht.

Beim **NO₃** liegt die Konzentration der gedüngten Varianten bei beiden Versuchsanlagen über der der ungedüngten. Ab Frühjahr 1993 kommt es dann sogar zu einem sehr deutlichen Durchbruch der NO₃-Gehalte, der jedoch nur von kurzer Dauer ist (Abb. 3 und 4). Die wesentlich höhere Kalkung des 2. Versuchsstandortes bewirkte offensichtlich auch eine deutlich höhere N-Mineralisierung, da in den Zeiten höchster Auswaschung hier Werte > 120 mg/l, beim 1. Versuchsstandort nur bis maximal 63 mg/l erreicht wurden. Die Werte zeigen, daß bei Auswirkungen der Waldkalkungen langfristige Beobachtungen erforderlich sind, um ökologische Folgewirkungen abschätzen zu können. Die **NH₄**-Auswaschung tritt gegenüber der NO₃-Auswaschung auf den tonhaltigen Lößböden in den Hintergrund, da selbst beim 2. Versuchsstandort lediglich Werte < 1 mg/l gemessen wurden.

Zu einem deutlichen Anstieg der Variante D kommt es beim 1. Versuchsstandort auch beim **SO₄** (Abb.5). Da das SO₄-Niveau im allgemeinen bei beiden Versuchsstandorten (Standort 2: 10-60 mg/l) erhöht ist, wirken vermutlich die durch die Kalkung verursachte verstärkte Mineralisierung der organischen Substanz und Hydrolyseprobe der S-haltigen anorganischen Komponenten im Boden (Kohlenstaub, Rußpartikel), wie sie für Ruhrgebietsstandorte typisch sind, gleichzeitig.

Literatur:

- MARSCHNER, B. (1993): Mitt. DBG, 72, S. 605-608
RODENKIRCHEN, H. (1993): Mitt. DBG, 72, S. 619-622
WAGNER, A. und MIEHLICH, G. (1989): Mitt. DBG, 59, S.309-314
WEYER, T. und SKOWRONEK, A. (1991): Mitt. DBG, 66, S. 435-438

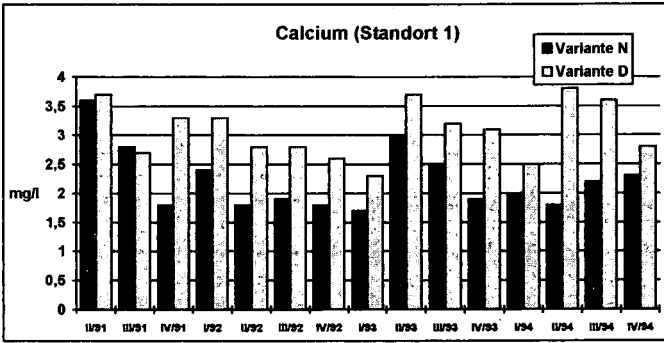


Abb. 1: Ca-Konzentration der Bodenlösung vom 2. Quartal 91 bis 4. Quartal 94

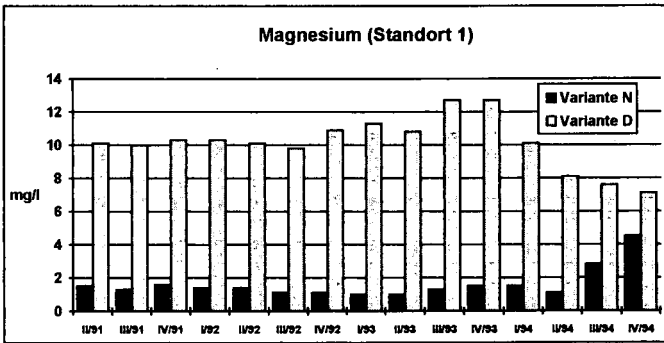


Abb. 2: Mg-Konzentration der Bodenlösung vom 2. Quartal 91 bis 4. Quartal 94

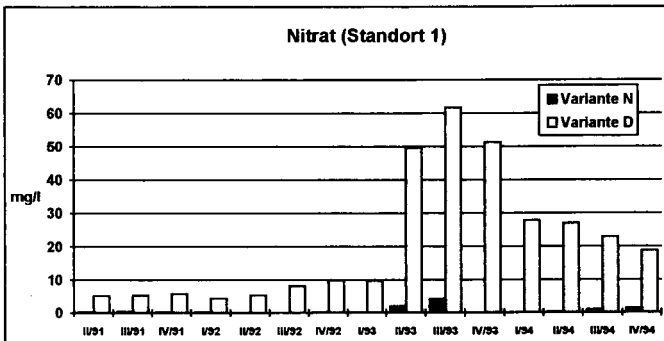


Abb. 3: NO₃-Konzentration der Bodenlösung vom 2. Quartal 91 bis 4. Quartal 94

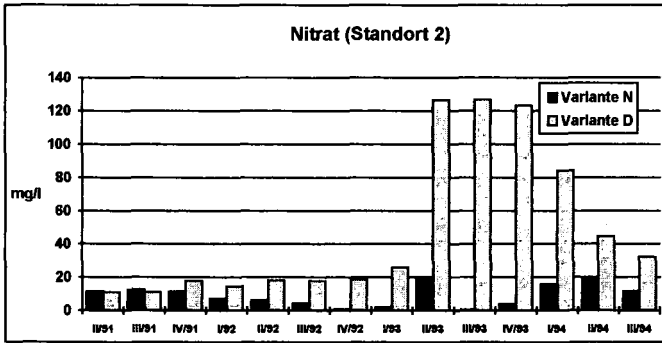


Abb. 4: NO₃-Konzentration der Bodenlösung vom 2. Quartal 91 bis 3. Quartal 94

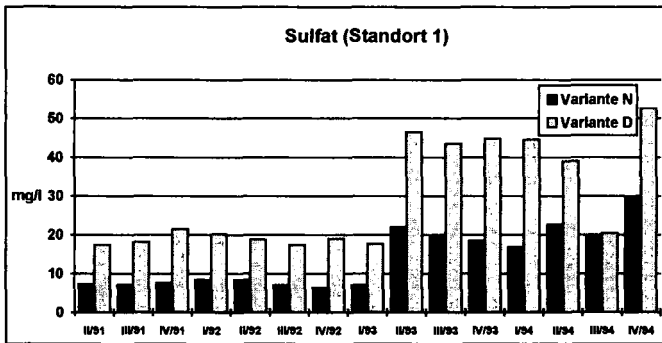


Abb. 5: SO₄-Konzentration der Bodenlösung vom 2. Quartal 91 bis 4. Quartal 94

Polysaccharidabbau im Inkubationsexperiment - Einfluß von Oxiden und Hydroxiden

von

Miltner, A. und W. Zech*

1. Einleitung

In Böden liegen organische Substanz und Mineralmatrix in enger Verbindung vor. Oft wird jedoch nur eine der beiden Komponenten untersucht, über die Wechselwirkungen ist wenig bekannt.

Für die Zersetzung der organischen Substanz spielt die Anwesenheit anorganischer Bestandteile im Boden eine wichtige Rolle. Dies äußert sich u.a. darin, daß sich in Waldböden das Abbauverhalten der organischen Substanz beim Übergang von der Humusaufgabe zum Mineralboden ändert. Beispielsweise werden in den Auflagen aliphatische Komponenten relativ angereichert, während ihr Gehalt im Mineralboden mit der Tiefe abnimmt (Zech et al., 1994).

Als bedeutsam gelten in dieser Hinsicht amorphe Eisen- und Aluminiumverbindungen, die nach Haider (1992) wesentlich zur Stabilisierung organischer Substanzen beitragen.

Solche Stabilisierungsprozesse sind entscheidend für den Umsatz leicht zersetzbarer Substanzen, wie etwa Polysaccharide. Zunino et al. (1982) zeigten, daß u.a. der Abbau von ^{14}C -Glucose in Anwesenheit von Allophan, als dessen aktiver Bestandteil $\text{Al}(\text{OH})_3$ gilt, deutlich gehemmt war.

Die vorliegende Arbeit untersucht das Abbauverhalten von Polysacchariden aus Buchenstreu in Anwesenheit von verschiedenen Oxiden und Hydroxiden im Laborinkubationsexperiment.

2. Material und Methoden

2.1. Inkubationsversuch

Buchenstreu wurde mit Aluminiumhydroxid, Ferrihydrit, Birnessit und Seesand gemischt und in Plastiktopfen bei 20 °C und 70 % der Wasserhaltekapazität inkubiert. Zu Beginn des Experiments befanden sich in jedem Topf 20 g zerkleinerte Buchenstreu und mit Ausnahme der Kontrolle 4 g Mineral. Probenahmen erfolgten nach 15, 29, 90, 239 und 498 Tagen.

2.2. Chemische Analysen

Kohlenstoff und Stickstoff wurden an einem automatischen Analysator (elementar vario EL) bestimmt. Die Quantifizierung der Polysaccharide erfolgte nach einer zweistufigen Hydrolyse photometrisch mittels der MBTH-Methode (Johnson und Sieburth, 1977).

3. Ergebnisse

3.1. Kohlenstoffverlust

Der Verlust an organischem Kohlenstoff wird von den Mineralen deutlich beeinflusst (Abbildung 1). Aluminiumhydroxid verlangsamt den Abbau der organischen Substanz stark. Bereits nach 90 Tagen ist keine Abnahme des Kohlenstoffvorrats mehr zu beobachten. Ferri-

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

hydrit zeigt den gleichen Effekt, aber schwächer. Im Gegensatz dazu beschleunigt Birnessit den Abbau der organischen Substanz. In dieser Variante zeigt sich ein gegenüber der Kontrolle leicht erhöhter Kohlenstoffverlust. Zu Ende des Experimentes ist der verbleibende Kohlenstoffvorrat in der Ferrihydritvariante um 14 % und in der Aluminiumhydroxidvariante um 50 % höher als in der Kontrolle, während er in der Birnessitvariante um 7 % geringer ist. Seesand zeigt keinerlei Wirkung auf die Kohlenstofffreisetzung.

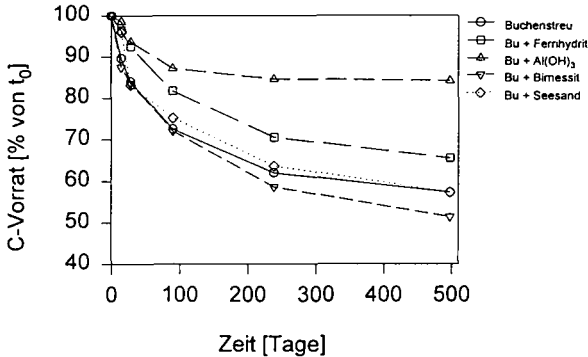


Abbildung 1: Entwicklung der Kohlenstoffvorräte

3.2. Nichtcellulose Polysaccharide

In allen Varianten nimmt der Gehalt an nichtcellulose Polysacchariden im Laufe der Inkubation ab (Abbildung 2). Die Abnahme ist in der Kontrolle am stärksten und in der Aluminiumhydroxidvariante am schwächsten, die anderen Varianten nehmen eine Mittelstellung ein. Die Unterschiede sind geringer als für die Kohlenstoffmineralisierung. Dies fällt vor allem für die Aluminiumhydroxidvariante ins Auge, die eine starke Hemmung des Kohlenstoffverlusts zeigt. In dieser Variante wird also im Vergleich zur Kontrolle weniger Kohlenstoff freigesetzt, es stammt jedoch ein größerer Teil dieses Kohlenstoffs aus nichtcellulose Polysacchariden (Tabelle 1).

Tabelle 1: Anteile der nichtcellulose (NP) und der cellulose (CP) Polysaccharide am mineralisierten Kohlenstoff

	C-Verlust [g]	Verlust C aus NP [g]	Verlust C aus NP [% des C-Verlustes]	Verlust C aus CP [g]	Verlust C aus CP [% des C-Verlustes]
Buchenstreu (Bu)	3,89	1,40	36	0,76	20
Bu + Ferrihydrit	3,19	1,22	38	0,63	20
Bu + Al-hydroxid	1,38	0,77	56	0,32	23
Bu + Birnessit	4,27	1,41	33	0,71	17
Bu + Seesand	3,80	1,34	35	0,68	18

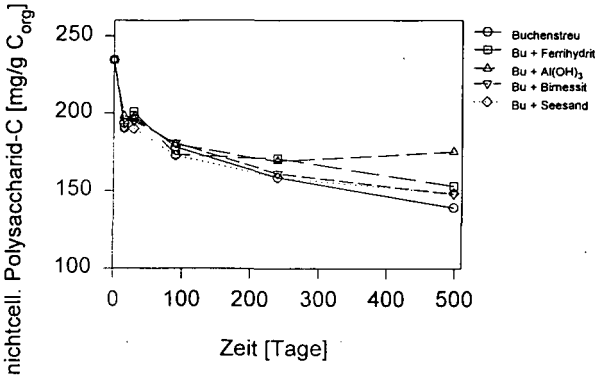


Abbildung 2: Gehalte an nichtcellulosischen Polysacchariden

3.3. Cellulosische Polysaccharide

Auch für die cellulosischen Polysaccharide kann man im Verlauf der Inkubation eine Abnahme der Gehalte feststellen (Abbildung 3). Die Unterschiede zwischen den Varianten sind jedoch größer als im Falle der nichtcellulosischen Polysaccharide. Besonders fällt wieder die Aluminiumhydroxidvariante auf, in der sich der Cellulosegehalt bereits nach 90 Tagen nicht mehr ändert. In den anderen Varianten mit Mineralzugabe verändern sich die Gehalte nur bis zum vierten Probenahmezeitpunkt (239 Tage), danach bleiben sie konstant, d.h. die Cellulose wird genauso schnell abgebaut wie die organische Substanz im Durchschnitt. In der Kontrollvariante nimmt der Cellulosegehalt dagegen bis Versuchsende ab. Der bevorzugte Abbau von Cellulose ist allerdings nicht zu erkennen im Anteil, den diese am mineralisierten Kohlenstoff hat. Er liegt in allen Varianten bei 20 % (Tabelle 1).

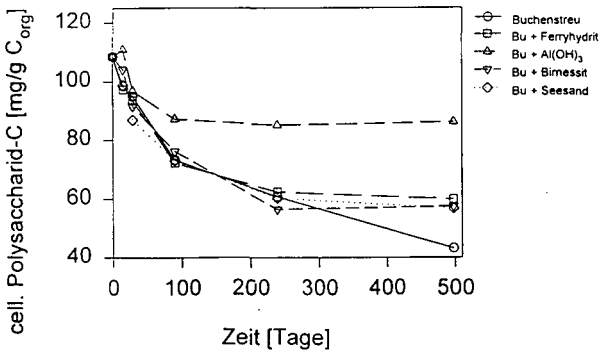


Abbildung 3: Gehalte an cellulosischen Polysacchariden

4. Diskussion und Schlußfolgerung

Aluminiumhydroxid zeigt eine stabilisierende Wirkung auf die Zersetzung der organischen Substanz. Auch Ferrihydrit hemmt die Kohlenstoffmineralisierung, seine Wirkung ist jedoch schwächer. Der Grund für die Hemmung könnte sein, daß die organische Substanz an die Oxide sorbiert und damit den Mikroorganismen nicht in löslicher Form als C-Quelle zur Verfügung steht. Birnessit fördert dagegen den Abbau der organischen Substanz, vermutlich bedingt durch seine oxidierende Wirkung.

Die Wirkung der Minerale ist nicht für alle strukturellen Einheiten gleich. Am Beispiel der Polysaccharide konnte die Selektivität der Stabilisierungswirkung von Aluminiumhydroxid gezeigt werden. Die cellulosischen Polysaccharide sind in Anwesenheit von Aluminiumhydroxid stabiler als die nichtcellulosischen. Zusätzlich dazu stammt ein größerer Anteil des mineralisierten Kohlenstoffs aus nichtcellulosischen Polysacchariden als in der Kontrolle, während sich für die cellulosischen Polysaccharide kein Unterschied erkennen läßt. In der Aluminiumhydroxid-Variante stammen fast 80 % des mineralisierten Kohlenstoffs aus den leicht zersetzbaren Polysacchariden (Kontrolle: 55 %). Sie werden trotzdem stabilisiert: Der Verlust ist geringer als in der Kontrolle. Dies ist darauf zurückzuführen, daß der Rest der organischen Substanz stärker stabilisiert wird als die Polysaccharide, v.a. die nichtcellulosischen.

5. Literatur

- HAIDER, K. (1992): Problems related to the humification processes in soils of the temperate climates. In: Stotzky, G., Bollag, J.-M. (Hrsg.): Soil Biochemistry 7, Marcel Dekker, New York, S. 55 - 94.
- JOHNSON, K.M., SIEBURTH, J.McN. (1977): Dissolved carbohydrates in seawater. I, A precise spectrophotometric analysis for monosaccharides. Marine Chem. 5: 1 - 13.
- ZECH, W., HAUMAIER, L., GUGGENBERGER, G., GIL-SOTRES, F., ARAI, S. (1994): Changes in carbon species distribution of humic substances with depth in mineral soils of various origin. In: Senesi, N., Miano, T.M. (Hrsg.): Humic substances in the global environment and implications on human health. Elsevier, Amsterdam, S. 445 - 450.
- ZUNINO, H., BORIE, F., AGUILERA, S., MARTIN, J.P., HAIDER, K. (1982): Decomposition of ^{14}C -labeled glucose, plant and microbial products, and phenols in volcanic ash-derived soils of Chile. Soil Biol. Biochem. 14: 37 - 43.

Fraktionierte Perkolation zur Bestimmung von austauschbarem Calcium in gekalkten Humusauflagen

von

Mindrup, M. und K. J. Meiwes*

1. Einleitung

Der bei der Bodenschutzkalkung im Wald auf den Boden ausgebrachte Kalk löst sich in Abhängigkeit von seinen physikalischen und chemischen Eigenschaften und in Abhängigkeit von den Umweltbedingungen. Die chemischen Veränderungen im Boden sind besonders groß nahe der Bodenoberfläche, auf die der Kalk ausgebracht wird. Was die Veränderungen der Oberfläche der Festphase betrifft, gab es bisher wenig Untersuchungen, weil keine geeignete Methode verfügbar war, mittels der man die austauschbaren Kationen in gekalktem saurem Boden bestimmen konnte. Das Problem besteht darin, daß bei der Extraktion mit einer Salzlösung neben dem austauschbar gebundenem Calcium auch Calcium in Lösung geht, das aus der Kalkauflösung während des Extraktionsvorganges stammt.

In dem Beitrag wird die Entwicklung einer Methode beschrieben, mit der es möglich ist, austauschbares Calcium in gekalkten Humusauflagen zu bestimmen, und es werden einige Ergebnisse aus Feldversuchen zum Auflösungsverhalten und zum Verbleib silikatischer und carbonatischer Kalkdüngemittel für die Bodenschutzkalkung in Wäldern vorgestellt.

Das Prinzip der Methode beruht auf der unterschiedlichen Freisetzungskinetik von Ca-Kationen vom (a) organischen Kationenaustauscher des Auflagehumus und (b) aus der Auflösung von im Auflagehumus inkorporierten Kalkpartikeln. Mittels einer fraktionierten Perkolation und rechnerischer Identifizierung der unterschiedlichen Kationen-Freisetzungskinetik wird der aus dem Kationenaustausch stammende Anteil im kumulierten Perkolat ermittelt.

Die Methodenentwicklung erfolgte in drei Schritten:

- (1) Untersuchung des reaktionskinetischen Auflösungsverhaltens verschiedener Kalke
- (2) Untersuchung des reaktionskinetische Verhaltens des Austausches von Calcium in nicht gekalktem Auflagehumus.
- (3) Untersuchung des reaktionskinetischen Verhaltens des Austausches von Calcium in gekalkten Humusauflagen

*Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstraße 2, 37079 Göttingen

2. Material und Methoden

2.1 Experimenteller Aufbau

In einer Perkolationsappatur mit Schlauchpumpe und 16 Meßplätzen wurden Gemische aus Handelskalken, nicht gekalkte Auflagehumusproben verschiedener Horizonte und unterschiedlicher Waldstandorte sowie gekalkte Auflagehumusproben bei konstantem Fluß mit 0,1- bzw. 0,2-m CsCl-Lösung perkoliert. Die Perkolate wurden in Fraktionen gleichen Volumens aufgefangen. In diesen erfolgte mittels AAS die Ca-Bestimmung. Die Untersuchungen fanden bei Temperatur- und CO₂-Partialdruck-Konstanz statt.

2.2 Reaktionskinetisches Auflösungsverhalten der untersuchten Kalke

Eine Reihe von Handelskalken in silikatischer und carbonatischer Bindung, die bei der Waldkalkung verwendet werden, wurden hinsichtlich ihrer Ca-Freisetzungskinetik unter verschiedenen Versuchsbedingungen geprüft.

2.3 Untersuchung des reaktionskinetischen Verhaltens des Austausches von Calcium nicht gekalkter Humusauflagen

Mit der Methode wurden Perkolationsuntersuchungen zum Kationenaustauschverhalten von Calcium nicht gekalkter Humusauflagen durchgeführt. Die absoluten Konzentrationen wurden in molare Konzentrationen umgerechnet und nach Wassergehaltsbestimmung der Auflagehumusproben als kumulatives ausgetauschtes Element pro kg Trockensubstanz Humusmaterial angegeben. Die Mengen Perkolationsmittel wurden ebenso kumuliert und auf Gramm Trockensubstanz bezogen und stellen in den graphischen Darstellungen die unabhängige Variable des Experiments dar.

2.4 Untersuchung des reaktionskinetischen Verhaltens des Austausches von Calcium in gekalkten Humusauflagen

Es wurden die insgesamt extrahierten Calciummengen ermittelt, die sich aus Teilraten des Kationenaustausches und dem Anteil aus der Auflösung des noch nicht aufgelösten Kalkes zusammensetzten. Die Trennung dieser beiden Anteile erfolgte rechnerisch. Dazu wurden die Kurven für den kumulierten Elementaustausch plus Elementauflösung pro Kilogramm Trockensubstanz in Abhängigkeit von der kumulierten Menge Perkolationslösung ermittelt. Alle Meßpunkte der Kurve wurden einer Analyse hinsichtlich linearer Regression unterzogen. Dabei wurde die Anzahl der Punkte ermittelt, die am Ende der Perkolationen ein Bestimmtheitsmaß der Regression von größer 0.95 repräsentieren. Für diese letzten Punkte wurden die Steigungen der durch sie verlaufenden Geraden bestimmt; die Geraden, die den Anteil der Kalkauflösung repräsentieren, wurden durch den Nullpunkt verschoben und die zu ihnen gehörenden Anteile der kumulierten Calciumkonzentrationen von den Gesamtraten-Kurven subtrahiert. Auf diese Weise konnten die Kationenaustauschkurven für Calcium ermittelt werden.

3. Ergebnisse

3.1 Reaktionskinetisches Auflösungsverhalten der untersuchten Kalke

In Abb. 1 sind die unter den geschilderten Versuchsbedingungen nach Umrechnung auf Molbezug ermittelten und aufsummierten Calciummengen angegeben, die bezogen auf eine perkolierte 0.1-m CsCl-Lösung im Verlauf der Perkolation erreicht wurden. Alle Kurven wiesen, wie erwartet, einen weitgehend linearen Verlauf auf. Das Bestimmtheitsmaß der zugehörigen Regression fiel in keinem Fall unter 0.95; in der Regel wurden Werte um 0.99 erreicht.

3.2 Reaktionskinetisches Verhalten des Austausches von Calcium in nicht gekalkten Humusauflagen

In Abb. 2 sind die Ca-Austauschkurven für einen O_H -Horizont einer nicht gekalkten Humusaufgabe dargestellt. Angegeben sind die auf Trockenmasse bezogenen und kumulierten ausgetauschten Calciummengen in Abhängigkeit von der aufsummierten Austauscherlösung mit ebenfalls Trockenmassebezug. Nach Perkolation von 40-50 ml 0.1-m CsCl-Lösung pro Gramm Trockensubstanz Humusmaterial war der Austausch des Calciums vollständig abgeschlossen.

3.3 Reaktionskinetisches Verhalten des Austausches von Calcium in gekalkten Humusauflagen

In Abb. 3 sind die mit CsCl ausgetauschten plus aus dem Kalk aufgelösten Calciummengen im O_H -Horizont eines Fichtenbestandes im Solling angegeben. Drei Jahre zuvor waren hier 27 t/ha Dolomitkalk ausgebracht worden. Die Extraktion wurde an drei Proben dieses Standortes durchgeführt. Angegeben sind die auf Trockenmasse bezogenen und kumulierten ausgetauschten Elementmengen in Abhängigkeit von der aufsummierten Austauscherlösung mit ebenfalls Trockenmassebezug. Die Kurven zeigen zunächst einen kontinuierlich abnehmenden Verlauf der extrahierten Calciummengen; zum Ende der fraktionierten Extraktion gehen die Kurven in Geraden über.

3.4 Calcium aus dem Kationenaustausch

Die Abb. 4 zeigt den rechnerisch ermittelten Verlauf der Austauschkurven des Calciums für die Proben aus Abb. 3. Die Kurven zeigen zunächst einen kontinuierlich abnehmenden Verlauf der Ca-Mengen; zum Ende der Perkolation gehen sie in weitgehend zur x-Achse parallele Geraden über. Der letzte Punkt gibt die Summe des austauschbaren Calciums an.

Abb. 1

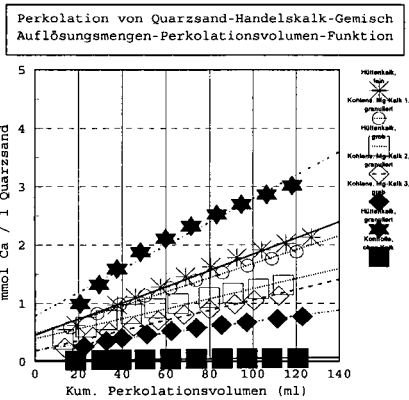


Abb. 2

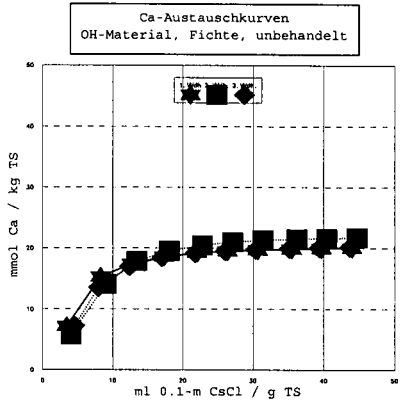


Abb. 3

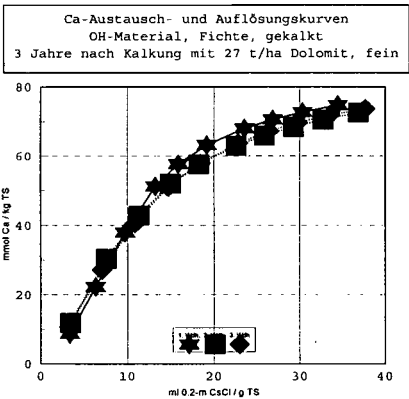
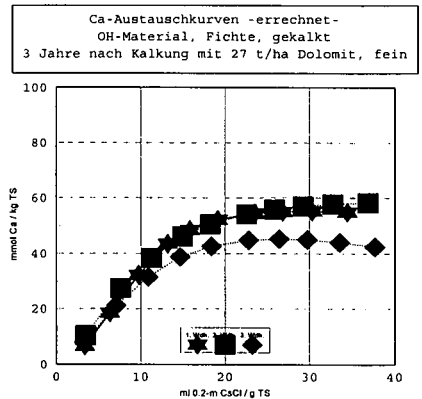


Abb. 4



4. Schlußbemerkung

Das Verfahren wurde an Proben weiterer Waldstandorte geprüft. Für das Magnesium wurden ähnliche Ergebnisse erzielt wie für das hier dargestellte Calcium. Für die Waldkalkung ist dies insofern von Bedeutung, als in der Regel Mg-haltige Kalke zur Anwendung kommen. Mit der hier vorgestellten Methode ist es möglich, die bisher wenig beachteten physikochemischen Veränderungen im Auflagehumus, dem Ort der Applikation des Kalkes, besser zu beschreiben.

Danksagung: Die Untersuchung wurde von der Europäischen Kommission unter der Nr. 90.60.DL.0110 gefördert.

Metallspeziation in Sickerwasserproben mit Ionenpaarchromatographie und On-line ICP-AES-Detektion

von

Moczala-Geppert, S.* , R. Mayer† und H. Parlar‡

1 Einleitung

Metalle können in Bodenlösungen sowohl in Form freier Kationen als auch organisch und anorganisch komplexiert vorliegen. Da jede dieser Spezies eine unterschiedliche Wirkung haben kann, besitzt der Gesamtgehalt eines Metalls nur einen eingeschränkten ökotoxikologischen Aussagewert. Seit Jahren erfolgen daher intensive Forschungen auf dem Gebiet der Metallspeziation, wobei die Fraktionen allerdings weniger nach chemischen Gesichtspunkten als nach den Möglichkeiten der Analysemethoden eingeteilt werden (z. B. sequentielle Extraktion nach Tessier et al. (1979) oder Größenfraktionierung, Voltammetrie und Ionenaustausch bei Charabarti et al. (1993)). Mit Hilfe der Ionenpaarchromatographie gelang es Michalas et al. (1992), nicht nur zwischen labilen und stabilen Aluminiumspezies zu differenzieren, sondern zusätzlich den stabilen Anteil in negativ, nicht, einfach positiv, zweifach positiv und dreifach positiv geladene Spezies zu trennen. Die fluorimetrische Detektion nach Derivatisierung mit 8-Hydroxychinolin-5-sulfonsäure beschränkt die Anwendung der Methode jedoch auf Aluminium. Durch die Kopplung von Ionenpaarchromatographie und ICP-AES wurde nun die Simultanspeziation der Metalle Al, Ca, Cu, Fe, Mg, Mn und Zn ermöglicht (Moczala-Geppert, 1995). Dabei wird die Auswahl der Metalle nur durch die Simultanoptik des Atomemissionspektrometers bestimmt.

2 Methoden

Die Trennung der unterschiedlich geladenen Spezies erfolgt durch den Einsatz eines ternären pH- und Ionenstärkegradienten (Tab. 1) an in Reihe geschalteten Polystyrol/Divinylbenzolsäulen (eine Vorsäule Dionex NG-1 und zwei Säulen Dionex NS-1 250 · 4 mm) bei einer Flußrate von 1,5 mL/min. Der pH-Wert des Eluenten A wird auf den der Probe eingestellt, um eine Störung der Komplexgleichgewichte so gering wie möglich zu halten. Die Probenvorbereitung beschränkt sich auf eine Membranfiltration (0,65 µm), um kolloide Bestandteile abzutrennen. Das Eluat gelangt vom Säulenausgang direkt in den Zerstäuber und von dort in das Plasma. Da durch die Gradientenelution Systempeaks auftreten, ist eine Basisliniensubtraktion erforderlich. Die Methode gestattet bei Proben-pH-Werten oberhalb 3,0 die Trennung negativ, nicht, einfach positiv, zweifach positiv und dreifach positiv geladener Spezies sowie hydrolysierter Eisen- und Aluminiumspezies. Fe³⁺ liegt bei diesen pH-Werten nicht in freier, sondern nur in hydrolysierter Form als Mono- und Polyhydroxospezies vor.

Die Anwendung der Methode erfolgte an Sickerwasserproben der Versuchsfläche Zierenberg, einem Waldstandort der seit 1989 kontinuierlich bodenchemisch untersucht wird. Dazu werden

*Universität-GH-Kassel, FB 19 Abt. Analytische Chemie, 34109 Kassel

†Universität-GH Kassel, FB 13 Abt. Landschaftsökologie und Bodenkunde, 34109 Kassel

‡TU München, Lehrstuhl für Chemisch-Technische Analyse, 85350 Freising-Weihenstephan

Tabelle 1: Eluentenzusammensetzung und Zeitprogramm

Eluent	Zusammensetzung		pH	Zeitprogramm	
A	Butansulfonsäure	$1 \cdot 10^{-3}$ mol/L	Probe	0-3 min	100% A
B	Butansulfonsäure	$1 \cdot 10^{-3}$ mol/L	3.0	3-5 min	100% A → 100% B
	Ammoniumchlorid	$1 \cdot 10^{-3}$ mol/L		5-10 min	100% B
				10-12 min	100% B → 100% C
C	Butansulfonsäure	$1 \cdot 10^{-3}$ mol/L	1.8	12-25 min	100% C
	Ammoniumchlorid	$20 \cdot 10^{-3}$ mol/L		25-27 min	100% C → 100% A
				27-32 min	100% A

mit Hilfe von Unterdrucklysimetern Proben aus den Bodentiefen 10, 30 und 100 cm jeweils über einen Zeitraum von einem Monat gesammelt und dann u. a. hinsichtlich pH-Wert, Kationen- und Anionengesamtkonzentration und Kohlenstoffgehalt analysiert. Im Sommer 1994 wurden die Proben von Mai, Juni und Juli bezüglich der Speziesverteilung von Al, Ca, Fe, Mg, Mn und Zn untersucht. Die Cu-Konzentration lag in allen Proben unter der Nachweisgrenze, so daß hier keine Speziation möglich war.

3 Ergebnisse

Die Speziationsuntersuchungen ergaben, daß Ca, Mg, Mn und Zn in den Proben nur als freie oder aus labilen Komplexen freigesetzten Me_{fl}^{2+} -Kationen vorlagen (Index fl für *frei/labil*). Die Abb. 1 c und 1 f zeigen typische Chromatogramme für Ca, Mg, Mn, und Zn. Für Al wurden mit Ausnahme der nicht geladenen Fraktion alle mit der Ionenpaarchromatographie auftrennbaren Spezies gefunden (Abb. 1 a), Eisen lag nur in Form negativ geladener Komplexe und als Fe_{flhp}^{3+} vor (Abb. 1 b; Index flhp für *frei/labil/hydrolysiert/polymerisiert*). Die Korrelationsanalyse ergab für Al und Fe hochsignifikante Zusammenhänge zwischen den prozentualen Anteilen aller trennbaren Spezies und dem DOC/Me-Verhältnis (Abb. 2 a-f). Das DOC/Me-Verhältnis wurde durch Division des DOC-Gehalts durch die Konzentration des entsprechenden Metalls berechnet. Zusammenhänge zwischen den Speziesanteilen und dem pH-Wert waren nur für die negativ und einfach positiven Al-Spezies statistisch gesichert festzustellen.

4 Diskussion

Die Beobachtung, daß Ca, Mg, Mn und Zn nur als freie Kationen oder als labile Komplexe in den Sickerwasserproben vorlagen, entspricht der Tatsache, daß diese Metalle nur eine gering ausgeprägte Komplexierungsneigung zeigen. Da die Zn- und Mn-Gesamtkonzentrationen eine Korrelation mit dem DOC-Gehalt aufwiesen, dürften diese Metalle in der Lösung auch organisch komplexiert vorliegen. Die Komplexe sind jedoch offenbar so labil, daß sie direkt bei Erreichen der Säule dissoziieren und so als Me^{2+} registriert werden.

Die Zunahme des Anteils der negativ geladenen Al-Spezies mit steigendem DOC/Al-Verhältnis bei gleichzeitiger Abnahme des Anteils der einfach positiv geladenen Fraktion (Abb. 2 a und 2 b) stützt die These, daß Al in diesen Fraktionen überwiegend organisch komplexiert vorliegt. Ein solcher Zusammenhang zwischen diesen beiden Fraktionen ist auch bei Oxalatoaluminiumkomplexen zu finden, bei denen ein hoher Komplexbildnerüberschuß das Gleichgewicht vom Monooxalatokomplex zu den Di- und Trioxalatokomplexen verschiebt. Eine Verschiebung in gleicher Richtung mit steigendem pH-Wert ist sowohl bei den Oxalatokomplexen als auch in den natürlichen Proben zu beobachten und auf eine verstärkte Dissoziation der koordinieren-

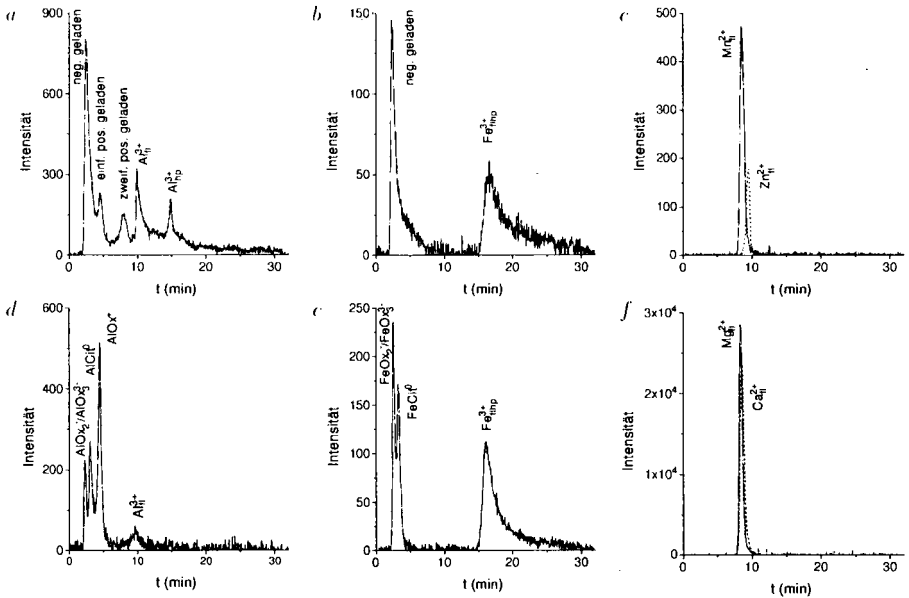


Abbildung 1: Ionenchromatogramme von Sickerwasserproben für Al (a), Fe (b), Mn und Zn (c) sowie Ca und Mg (f); d und e zeigen die Ionenchromatogramme zum Vergleich injizierter Lösungen synthetischer Al- bzw. Fe-Komplexe mit Oxal- und Citronensäure

den funktionellen Gruppen zurückzuführen. Die Abnahme des Anteils der negativ geladenen Fraktion mit sinkendem pH-Wert kann im Rahmen dieser Untersuchung nur mit geringerer statistischer Sicherheit belegt werden als die Zunahme des Anteils der einfach positiv geladenen Fraktion in gleicher Richtung. Als Ursache dafür kommt die größere Heterogenität der ersteren Fraktion in Frage, da diese ein Gemisch aus nicht auftrennbaren Komplexen unterschiedlich hoher negativer Ladung darstellt. Die Heterogenität äußert sich auch durch das im Vergleich zu den synthetischen Proben stärkere Tailing des chromatographischen Signals (vgl. Abb. 1 a mit 1 d).

Die positive Korrelation zwischen dem Anteil zweifach positiv geladener Al-Spezies und dem DOC/Al-Verhältnis (Abb. 2 c) steht der bisherigen Annahme entgegen (Michalas et al., 1992), daß diese Fraktion vorwiegend aus anorganischen Komplexen wie AlF_2^{2+} besteht. Weiterer Aufschluß darüber kann allerdings nur durch die Differenzierung dieser Fraktion mit Hilfe anderer analytischer Methoden wie GC/MS oder HPLC/MS gewonnen werden.

Der Anteil von $Al_{II}^{3+} + Al_{HP}^{3+}$ nimmt mit zunehmendem DOC/Al-Verhältnis ab, da entsprechend mehr Al komplexiert wird (Abb. 2 d). Diese beiden Fraktionen wurden zusammengefaßt, da noch ungeklärt ist, ob die Trennung auf einer tatsächlichen Differenzierung zwischen freiem/labilem und hydrolysiertem/polymerisiertem Al^{3+} beruht, oder ob sie methodisch bedingt ist. Für letzteres spricht die Tatsache der geringeren Korrelation der Anteile der einzelnen Fraktionen mit dem DOC/Al-Verhältnis gegenüber der Summe aus beiden Fraktionen. Die prinzipielle Existenz phytotoxischer polymerer Al-Hydroxokationen in natürlichen Proben wurde von Hunter & Ross (1991) mit Hilfe der ^{27}Al -NMR-Spektroskopie nachgewiesen.

Einfach positiv geladene Eisenkomplexe waren weder in synthetischen Fe/Oxalate-Proben noch in natürlichen Proben zu finden, was auf eine sehr starke Komplexbildung des Metalls

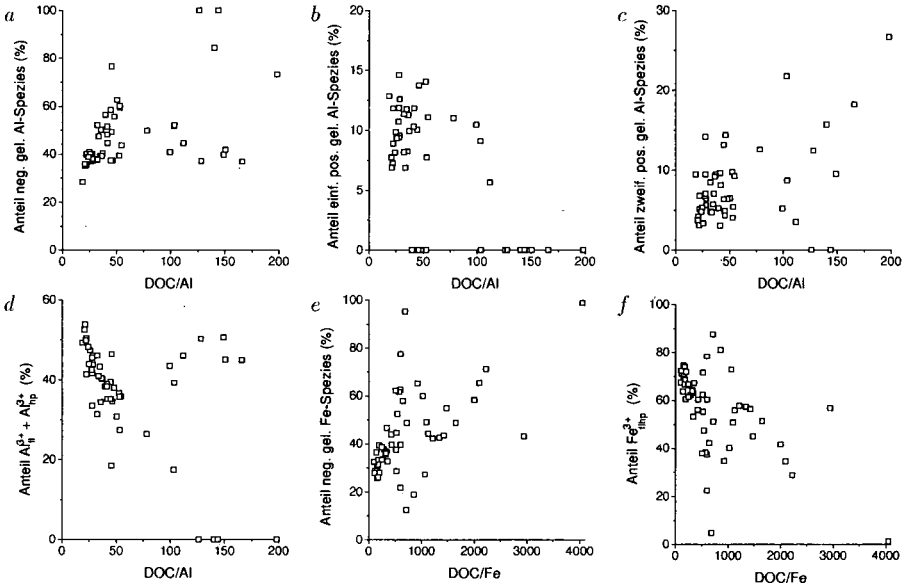


Abbildung 2: Anteile negativ (a), einfach positiv (b) und zweifach positiv geladener Al-Spezies (c) sowie von $Al_{fl}^{3+} + Al_{hp}^{3+}$ (d) und negativ geladenen Fe-Spezies (e) sowie Fe_{fmp}^{3+} in Abhängigkeit vom DOC/Me-Verhältnis

hindeutet. Die Abb. 2 e und 2 f verdeutlichen, daß die Kontrolle der Fe-Konzentration in der Lösung im pH-Bereich der untersuchten Sickerwässer (pH 4,5–6,5) in hohem Maße durch organische Komplexbildner kontrolliert wird. Ein Zusammenhang zwischen pH-Wert und der Speziesverteilung konnte nicht statistisch belegt werden.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, daß mit Hilfe der Ionenpaarchromatographie eine Trennung chemisch „sinnvoller“ Fraktionen erfolgt und die Methode damit einen wichtigen Beitrag zur Aufklärung der Zusammenhänge von Toxizität oder Mangelerscheinungen und dem Vorliegen bestimmter Spezies eines Metalls leisten kann.

Literatur

- CHAKRABARTI, C. L., LU, Y., CHENG, J., BACK, M. H., SCHROEDER, W. H., 1993, Studies on metal speciation in the natural environment. *Anal. Chim. Acta*, **267**:47–64.
- HUNTER, D., ROSS, D. S., 1991, Evidence for a Phytotoxic Hydroxy-Aluminum Polymer in Organic Soil Horizons. *Science*, **251**:1056–1058.
- MICHALAS, F., GLAVAC, V., PARLAR, H., 1992, The detection of aluminium complexes in forest soil solutions and beech xylem saps. *Fresenius J. Anal. Chem.*, **343**:308–312.
- MOCZALA-GEPPERT, S., 1995, Entwicklung und Anwendung ionenaarchromatographischer Verfahren zur Metallspeziation. Master's thesis, Universität-GH Kassel, in Vorbereitung.
- TESSIER, A., CAMPBELL, P. G. C., BISSON, M., 1979, Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Anal. Chem.*, **51**:844–851.

Bestimmung effektiver Diffusionskoeffizienten ausgewählter Herbizide in Bodenmatrices

von

Müller, M. G. und H. K. Cammenga

Einleitung

Für den Verbleib eines Pflanzenschutzmittels in der Umwelt stellt die Verflüchtigung in die Atmosphäre neben Verlagerung, Sorption und Abbau einen wichtigen Prozeß dar, der zur Modellierung des Transport- und Abbauverhaltens berücksichtigt werden muß (JURY et al., 1983).

Für die Beschreibung der Verflüchtigung einer Substanz sind deren Diffusionskoeffizient in der Gasphase und der Dampfdruck wesentliche Parameter (TAYLOR, SPENCER 1990).

Um die effektiven Diffusionskoeffizienten der Herbizide *Triallat*, *Pendimethalin*, *Methabenzthiazuron* und *Isoproturon* im Boden bestimmen zu können, wurde eine Apparatur aufgebaut, die erlaubt, den Stofftransport durch eine Bodensäule näherungsweise mittels des 1. FICK'schen Gesetzes zu beschreiben.

Theorie

Für reine Gasphasendiffusion können die binären Diffusionskoeffizienten D_{ij} (in der reinen Gasphase) nach der CHAPMAN-ENSKOG - Theorie auf etwa 10% genau berechnet werden (FULLER et al. 1966). In porösen Medien hingegen ist der effektive Diffusionskoeffizient D_e wesentlich kleiner als D_{ij} . Das Verhältnis von D_e / D_{ij} wird auch als Diffusivität Q bezeichnet, die vor allem von den Eigenschaften des porösen Mediums abhängt, d.h. von der Porenziffer ϵ , der Tortuosität τ und der Konstruktivität δ .

Das Pflanzenschutzmittel befindet sich in der Säule entweder adsorbiert an der Bodenmatrix, gelöst im Bodenwasser oder in der Bodenluft:

$$C_T = \rho_s C_S + \theta C_L + \epsilon C_G \quad (1)$$

Der Transport in der Bodenmatrix kann durch *Diffusion* in der Gas- und der *Flüssigphase* und durch *Konvektion* des *Bodenwassers* geschehen:

$$J_i = -D_G \frac{\partial C_{G(\epsilon)}}{\partial Z} - D_L \frac{\partial C_{L(\epsilon)}}{\partial Z} - J_w C_L \quad (2)$$

Ohne chemische Reaktion gilt die Kontinuitätsbedingung:

$$\frac{\partial C_T}{\partial t} + \frac{\partial J_T}{\partial Z} = 0 \quad (3)$$

Folgende Annahmen liegen dem Experiment zugrunde:

- Die Gleichgewichte zwischen den Phasen lassen sich durch das HENRY-Gesetz bzw. durch lineare Sorptionsisotherme beschreiben:

$$C_L = K_H C_G \quad (4)$$

$$C_s = \alpha C_L + \beta \quad (5)$$

- Die Diffusionskoeffizienten $D_{G(e)}$ und $D_{L(e)}$ sind konstant während eines Experiments.

So erhält man aus (1) und (3):

$$C_T = (\rho_b K_H \alpha + \theta K_H + \varepsilon) C_G + \beta \rho_b \quad (6a)$$

bzw.:

$$C_T = \eta C_G + \gamma \quad (6b)$$

Aus (2) wird:

$$J_T = -(D_{G(e)} + K_H D_{L(e)}) \frac{\partial C_G}{\partial Z} - K_H J_W C_G \quad (7)$$

Wenn man Fluß- und Speicherterme so substituiert, daß allein Terme mit C_G erscheinen und die folgenden Randbedingungen berücksichtigt,

$$\begin{aligned} C_G &= 0, & Z &= 0, t \geq 0 \\ C_G &= (C_{T_0} - \gamma) / \varepsilon; & t &= 0, Z \geq 0 \\ C_G &= (C_{T_0} - \gamma) / \varepsilon; & t &= 0, Z = \infty \\ J_W &= 0 \end{aligned} \quad (8)$$

erhält man für die Flußrate an die Oberfläche:

$$J_T(0, t) = -(C_{T_0} - \gamma) \sqrt{\frac{D_{G(e)}}{\eta \pi t}} \quad (9)$$

Mittels empirischer und semiempirischer Modelle versucht man, Q als Funktion der Porosität vorzusagen (COLLIN, RASMUSON 1988). Diese Modelle sind strenggenommen nur anwendbar, wenn die porösen Medien aus zwei Phasen, flüssig/fest oder gas/fest, bestehen. Findet Gasdiffusion in ungesättigten, d.h. dreiphasigen porösen Medien (z.B. Boden) statt (gasförmig/flüssig/fest), verlieren diese Ansätze ihre Gültigkeit, da die Gasphasenporosität ε durch die Eigenschaften der flüssigen Phase (Oberflächenspannung, Kontaktwinkel) anders beeinflusst werden können als im gas/fest System (CURRIE 1983).

Versuchsaufbau

Die Apparatur ist in Abbildung 1 dargestellt. Das Herzstück dieser Anlage ist die zylindrische Säule aus Glas oder Teflon, die jeweils aus 3 Hauptstrukturelementen besteht:

1. Am Fuß des Zylinders befindet sich das abnehmbare -thermostatisierte- Herbizidreservoir. Dort kann ein Wäagegläschen oder eine kleine Petrischale hineingestellt werden, in der sich die Meßsubstanz befindet. (Alternativ kann das Pflanzenschutzmittel auch in den Boden eingearbeitet werden.)
2. Der als Doppelmantelgefäß ausgeführte Hohlzylinder, in den der zu untersuchende Boden oder der Quarzsand eingefüllt wird. Er wird direkt auf das Herbizidreservoir aufgesteckt, bzw. auf geflanscht. Dabei sind Boden und Herbizid durch ein Siebgewebe voneinander getrennt.
3. Der Deckel mit den erforderlichen Ein- und Auslässen für das Trägergas.

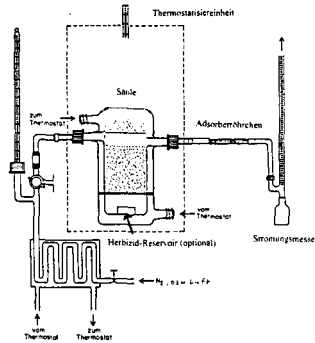


Abb.1: Vereinfachter Versuchsaufbau

Wenn Herbizidreservoir und Bodensäule gefüllt sind, wird die gesamte Apparatur auf die gewünschte Temperatur gebracht. Über der Untersuchungssubstanz am Fuß der Säule baut sich die vom Dampfdruck p_s abhängige Sättigungsdampfkonzentration C_0 auf. Das über den Säulenkopf geleitete Inertgas hat in etwa die gleiche Zusammensetzung wie die Bodenluft, insbesondere die gleiche relative Luftfeuchte, um z.B. die Diffusion des Bodenwassers zu verhindern. Die Anpassung an die Bodenfeuchte geschieht durch die Mischung von trockener und nahezu wasserdampfgesättigter Luft, die in unterschiedlichen Verhältnissen in die Mischkammer eingebracht wird. So ist ein konstanter Konzentrationsgradient bezogen auf die Länge Z gewährleistet, da $C_G(0,t) = 0$ (s.o.). Der Luftstrom wird durch Adsorberröhrchen (TENAX®) geleitet, die Menge an durch die Säule diffundierter Substanz wird dann mittels HPLC oder GC bestimmt.

Die Messungen wurden zur Validierung mit Quarzsand (P0) sowie vor allem mit einem schluffhaltigen Lehmboden (P1) und einem lehmigen Sandboden (P2) durchgeführt. Diese stammen aus verschiedenen Versuchsflächen, die vom Sonderforschungsbereich 179 der DFG „Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen“ unterhalten werden.

Ergebnisse und Diskussion:

Feuchte Boden	$D_{G(e)}$ [$10^{-3} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$]	Bakker $2.0e^{3.0}$	Lai et al. $e^{5/3}$	Bruckler $e^{1.62}$	Richter $0.0085e^{6.8e}$
$\theta = 0.35$					
P0	2.8	0.3	2.9	3.2	1.9
P1	2.1	0.04	0.9	1.0	1.3
P2	1.4	0.10	1.8	2.0	1.6
$\theta = 0.22$					
Sand	1.9	0.3	2.5	2.8	1.8
P1	1.7	0.02	0.7	0.8	1.2
P2	0.9	0.40	3.3	3.7	2.1
$\theta = 0.16$					
P0	3.2	1.2	5.7	6.2	2.9
P1	1.7	2.1	8.0	8.6	3.8
P2	0.9	1.8	7.4	8.0	3.5

Tabelle 1: Vergleich der gemessenen Diffusionskoeffizienten von Triallat mit den nach verschiedenen Modellen berechneten Diffusivitäten ($T = 25^\circ\text{C}$)

Beispielhaft sind in Tabelle 1 die gemessenen *effektiven Diffusionskoeffizienten* für Triallat den nach o.g. Modellen berechneten Diffusivitäten gegenübergestellt, jedoch in einem Medium, dessen Oberflächen im Gegensatz zu den anderen Autoren durch Wasser modifiziert sind. Beim Quarzsand bewegen sich bei allen drei Wassergehalten die gemessenen $D_{G(e)}$ im Mittelwert der Modelle. Bei Böden mit höherem Ton- bzw. Schluffanteil kommt es hingegen bei großem ε , also geringen Wassergehalten, zu einer Überschätzung durch die Modelle. Bei kleinem ε verhält es sich genau umgekehrt. In den ton- und schluffhaltigen Böden verändern sich die experimentell bestimmten Diffusionskoeffizienten fast nicht. Wir vermuten deshalb, daß das zugeführte Wasser eventuell Poren benetzt, die schon vorher irrelevant für den Gastransport im Boden waren. Vielleicht sorgen auch die Ton- bzw. Schluffpartikel dafür, daß die Kontinuität des Porenraumes gestört wird. Wenn solche Teilbereiche dann mit Wasser aufgefüllt werden, hat das offenbar kaum Einfluß auf die Gasphasendiffusion.

Symbolverzeichnis

C_T, C_{T0} :	Gesamtkonzentration, Gesamtkonzentration zum Zeitpunkt $t=0$
C_S, C_L, C_G :	Konzentration in der Fest-, Flüssig- bzw. Gasphase
D_L, D_G :	Diffusionskoeffizienten (Flüssig- bzw. Gasphase)
$D_{(e)}$:	effektiver Diffusionskoeffizient
J_T :	Transportgeschwindigkeit des Herbizides
J_W :	Transportgeschwindigkeit des Wassers
ε :	Porosität
θ :	volumetrischer Flüssigphasenanteil
ρ_b :	Lagerungsdichte
K_H :	HENRY - Konstante
α :	Verteilungskoeffizient fest/flüssig

Literatur:

- COLLIN, M.; RASMUSON, A.: *A Comparison of Gas Diffusivity Models for Unsaturated Porous Media*; Soil Sci. Soc. Am. J. **52(6)** 1988, 1559-1565
- CURRIE, J.A.: *Gas Diffusion through Soil Crumbs: The Effects of Wetting and Swelling*; J. Soil Sci. **34** 1983, 217-232
- FULLER, E.N.; SCHETTLER, P.D.; GIDDINGS, J.C.; *A New Method for Predicting of Binary Gas Phase Diffusion Coefficients*; Ind. Eng. Chem. **58(5)** (1966), 19-27
- JURY, W.A.; SPENCER, W.F.; FARMER, W.J.: *Behaviour Assessment Model for Trace Organics in Soil*; J. Environ. Qual. **12(4)** 1983, 558-586
- TAYLOR, A.W.; SPENCER, W.F. *Volatilization and Vapor Transport Processes in: Pesticides in the Soil Environment - SSSA Book Series, No.2 (1990), Soil Sciences Society of America, Chapter 7*

Belastung der Böden mit potentiell toxisch wirkenden Metallen und organischen xenobiotischen Substanzen in der Tschechischen Republik

von

Nemecek, J.¹ und E. Podlesáková²

Die Tschechische Republik wird oft für ein Land mit der höchsten Bodenbelastung mit Schadstoffen Europas gehalten. Dieser Verdacht beruht vor allem auf der indirekten Interpretation der hohen Depositionsraten der festen ($>70 - 150 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) und gasförmigen ($\text{SO}_2 > 50-120 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; jährlicher Durchschnitt der täglichen Mittelwerte) Substanzen in großen Kohlenabbau-, Kohlekraftwerk- und Industriegebieten.

Entwicklung der Problematik der Bodenbelastung

In der ersten Etappe der Untersuchungen der Bodenbelastung wurde die Aufmerksamkeit den potentiell toxisch wirkenden Metallen gewidmet. Die Profilanalysen der typischen Böden und Substrateinheiten liessen erkennen:

- die dominierenden geochemischen Extreme der Substrattypen (Cr, Ni, V, Co, Cu; As; Cd)
- die Verdünnung der Spurenelementgehalte über dem Basisschutt der Braunerden und in einigen Eluviationshorizonten der Deckschichten.

Die nachfolgenden Studien waren auf die anthropogene Beeinflussung der Totalgehalte ($\text{HNO}_3 + \text{HClO}_4 + \text{HF}$) und der Gehalte in 2M HNO_3 (kalt) in landwirtschaftlich genutzten Böden und in einigen urbanen Böden gerichtet. Die Proben wurden aus den Ackerkrumen (0.25 m) und - um die Vergleichbarkeit sicherzustellen - bei den urbanen Böden aus den entsprechenden Tiefen entnommen. Auflagehumushorizonte von Waldböden wurden nur in Einzelfällen analysiert. Ein retrospektives Monitoring, das auf dem Vergleich archivierter Proben aus der systematischen Bodenkartierung (1960 - 1970) mit den neu genommenen Proben beruhte, ermöglichte zunächst, den Trend und das Ausmaß der Bodenkontamination zu schätzen. Dabei zeigte sich, daß selbst in den ausgeprägtesten und ausgedehntesten Immissionsgebieten nach den 30 Jahren keine Erhöhung des Spurenelementgehalts nachweisbar war. Erhöhte Werte waren jedoch in über 75% der Fälle bereits in den archivierten Proben zu finden. Wir kamen dabei zu der Erkenntnis, daß unsere Daten die Richtwerte der deutschen (sowie der EU) Klärschlammverordnung nur selten überschreiten ($< 0.5\%$ der analysierten Proben).

1 Tschechische Landwirtschaftliche Universität, Dept. Pedologie und Geologie, Prag

2 Forschungsanstalt für Bodenschutz und Meliorationswesen, Prag

Das retrospektive Monitoring initiierte die Entwicklung eines hierarchischen Systems von Grenzwerten für die potentiell toxischen Elemente und später auch für die organischen Xenobiotika. In dem dreistufigen System entwickelten die Bodenkundler Kriterien für die anthropogene Bodenbelastung mit den erwähnten Schadstoffen und ebenso Kriterien für den Schutz der Nahrungskette.

Grenzwerte der Bodenkontamination mit potentiell toxischen Spurenelementen

Die Grenzwerte der Bodenkontamination für As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Pb, V und Zn bringen die signifikante anthropogene Überschreitung der natürlichen Untergrundkonzentration zum Ausdruck. Sie sind vor allem von der mineralogischen Zusammensetzung und der Textur der Substrattypen abhängig. In diesem Konzept brauchen sie keine ökotoxikologische Begründung. Sie wurden abgeleitet aufgrund der 13 pedogen und lithogen ausgeprägtesten Bodenformengruppen (1450 Bodenproben). Die Grundlage der Bestimmung der bodendifferenzierten Kontaminationsgrenzen (Tab. 1) sind die geometrischen Mittel (GM) der Gruppen, die obere Grenze der Variabilität (GM.GD²) und die empirischen Perzentile. Sie wurden überprüft in ökologisch kritischen sowie in Reinluftgebieten. Die Grenzwerte sind vergleichbar mit den Angaben von Danneberg (1994) aus Österreich und von Eik-mann und Kloke (1991) für Böden aus üblichen Substraten. Die niederländischen Werte A überschätzen den Ton- und Humusgehalt.

Tab. 1: Kontaminationsgrenzwerte der potentiell toxischen Spurenelemente, ohne extreme Substrate (Totalgehalt, mg·kg⁻¹) Schwankung nach lithologischen Gruppen

(Entwurf)

As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	V	Zn
25	3	0.4	20	90	30	0.4	1000	45	70	120	130
-30	-4	-0.5	-30	-130	-60		-1300	-60	-80	-150	-150

Grenzwerte der Kontamination mit organischen xenobiotischen Substanzen (OXS)

Die Grenzwerte der OXS der niederländischen Liste: MAK(4), PAK(12), PCB, HCB, DDT und Metaboliten, Erdölprodukte, bringen analog wie bei den Spurenelementen die Überschreitung der in diesem Falle regionalen Hintergrundwerte zum Ausdruck. Sie sind nicht nach Bodenformen differenziert und haben keine ökotoxikologische Relevanz. Der letzte Entwurf dieser Grenzwerte (Tab. 2) gründet sich auf dem Vergleich der Daten aus dem gesamten Gebiet (560 Proben) mit den Daten aus den "reinsten" Gebieten des Böhmerwaldes und des Tschechisch-Mährischen Hochlandes. Die Kontaminationslimiten der PAK sind in gutem Einklang mit den Referenzwerten von Teebay et al. (1991) und mit den Daten aus Bayern (Joneck, Prinz, 1993); sie weichen dagegen ab von den Werten A des niederländischen Entwurfs, der jetzt ökotoxikologisch transformiert wird.

Tab. 2: Kontaminationsreferenzwerte der organischen xenobiotischen Substanzen und die geometrischen Mittelwerte ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; Erdölprodukte: $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

(Entwurf)

PAK			MAK		
FLA	300	(60)	B	30	(5)
PYR	200	(50)	T	30	(5)
PH	100	(20)	X	30	(5)
B(b)FLA	100	(15)	EB	40	(5)
B(a)ANT	100	(10)	CIK		
ANT	100	(10)	PCB	10	(2)
I(cd)PYR	100	(5)	HCB	20	(5)
B(a)PYR	75	(10)	DDT	5	(1)
B(k)FLA	50	(10)	DDE, DDD	5	(1)
B(ghi)PER	60	(10)	HCH	5	(1)
CH	50	(10)	Andere		
NA	20	(5)	STY	30	(3)
			Erdöl	100	(30)

Kontaminationsgrad der Böden

In den ausgeprägtesten nord- und westböhmisches Immissionsregionen kommen Gebiete mit einer starken flächenmäßigen Bodenkontamination mit As, Be, Cd und lokaler Kontamination mit Zn und Pb, in Nordmähren vor allem mit Cd und Zn vor. In Prag dominiert die mäßige Kontamination mit Cd und dann Pb, Hg und As. Zu den am stärksten kontaminierten Böden gehören die Auenböden der Inundationszonen entlang der Flüsse hinter den Industriestädten. Die sind vor allem mit Cd, Hg und Zn, dann mit Pb und Cr belastet.

Dieselben Teile der erwähnten ökologisch kritischen Immissionsgebiete sind auch mit PAK's kontaminiert, am stärksten Nordmähren, dann die Großstadt Prag. Die größte Belastung mit allen OXS (PAK, PCB, HCB, Erdölprodukte) zeigen wieder die erwähnten Auenböden.

Die kritischen Werte für den Schutz der Nahrungskette

Die zweite Stufe der kritischen Werte wird nur für die potentiell toxischen Spurenelemente ausgearbeitet. Sie beruht ähnlich wie in Deutschland auf den Transferfaktoren in die Futterpflanzen und Nahrungsmittelrohprodukte. Problematisch bleibt die ökotoxikologische Relevanz der Transferfaktoren.

Die Transferfaktoren werden für die repräsentativen Bodenformen experimentell (Testpflanzen: Hafer, Möhre) untersucht und mit Transferfaktoren unter Freilandbedingungen verglichen. Parallel wird der Gehalt an mobilen Formen der Spurenelemente in 0.05 M Na₂-EDTA, 0.01 und 0.1 M CaCl₂, 0.1 M NaNO₃ und 0.1 M NH₄NO₃ bestimmt. Für die Experimente werden künstlich belastete (mit pH Regulierung) und in der Natur belastete Böden verwendet.

Die bisherigen Resultate haben für Cd und Zn (teilweise auch für Ni und Cu) die Tendenz durch die Pufferungsfähigkeit der repräsentativen Böden den Transfer in die Pflanzen zu mildern, bestätigt. Die mobilen Formen einiger Elemente (Cd > Zn, Mn > Ni) zeigen zwar eine enge Korrelation mit dem pH, aber eine komplizierte Beziehung zu den Transferfaktoren. Es ist also kaum möglich, ein System für allgemein gültige Grenzwerte nach mobilen Formen zu entwerfen ohne die relevante Differenzierung anderer Merkmale der Bodenformen zu berücksichtigen. Für die meisten weniger mobilen Elemente können wir auf dem jetzigen Stand der experimentellen Daten nur (real existierende) Konzentrationen festsetzen, bei denen der Transfer in die Pflanzen sehr gering ist.

Die für die Nahrungskette gefährlichen Konzentrationen kommen (mit Ausnahme der unmittelbaren Nähe der metallurgischen und chemischen Werke) nur selten vor (> 0.5% der analysierten Proben). Höhere Werte für As müssen nachgeprüft werden. Die ursprünglichen B Werte für OXS wurden auch nur in Ausnahmefällen beobachtet. Nur in Auenböden kommen die toxischen Gehalte an Cd und Hg vor.

Literatur

- Danneberg, O.H.* (1994): Niederösterreichische Bodenzustandsinventur. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung. Bundesanstalt für Landwirtschaft. S.220.
- Eikmann und Kloke, A.* (1991): Nutzungs- und Schutzbezogene Orientierungswerte für Schadstoffe in Böden. VDLufa-Mitt. 1/91.
- Joneck, M. und Prinz, R.* (1993) Inventur organischer Schadstoffe in Böden Bayerns. GLA Fachberichte 9, München.

Zur räumlichen Differenzierung der Schwermetallbelastung typischer Böden und Bodencatänen des mitteldeutschen Raumes

von

Opp, C.* und G. Hanschmann**

Einführung und Zielstellung

Sowohl 100 Jahre Braunkohlenbergbau, und die darauf basierende Industrie, die Kommunen, der Verkehr, die Landwirtschaft und all deren Emissionen als auch die Senken-Disposition des mitteldeutschen Raumes gegenüber den geogen angereicherten Stoffflüssen aus den sächsisch-thüringischen Mittelgebirgen trugen und tragen zur Kontamination der Luft, der Gewässer, der Böden und Sedimente dieses Raumes bei. Die Vernachlässigung des Umweltschutzes und die Geheimhaltung der daraus resultierenden Gefahren führten im letzten Jahrzehnt der DDR schließlich zur Kulmination der Umweltprobleme in diesem Raum. Seit Offenlegung der Umweltprobleme, Ende der 80er Jahre, wurde der mitteldeutsche Raum in vielen Massenmedien als eines der belastetsten Gebiete Europas dargestellt. Solche und ähnliche alarmierende Meldungen berücksichtigen aber meist nicht, daß sehr hohe Belastungen der Böden mit Umweltchemikalien nur örtlich auftreten. Deshalb bestand ein Ziel im Rahmen geoökologisch-geographischer Untersuchungen im mitteldeutschen Raum darin, Ergebnisse und Erkenntnisse zur räumlichen Differenzierung der Belastung der Böden mit Schwermetallen zu erarbeiten.

Untersuchungsgebiet

Der mitteldeutsche Raum zwischen Saale und Elbe wird bei den vorliegenden Untersuchungen im Westen durch die Stadt Halle, im Norden durch Bitterfeld-Wolfen und die Dübener Heide, im Osten durch das Mittelsächsische Lößgebiet und im Süden durch die Städte Grimma und Espenhain begrenzt. Böden haben sich in diesem Gebiet flächenhaft in Dezimeter bis wenige Meter mächtigen äolischen Decken aus weichselzeitlichem Löß und lößartigen Sedimenten über saalezeitlichen Moränenablagerungen entwickelt. Den charakteristischen Klima- und Bodenwandel vom NW/W (Lee des Harzes und Zentrum des Mitteldeutschen Trokengebietes) zum SE (Zentrum des Mittelsächsischen Lößhügellandes und Luv des Erzgebirges) des Untersuchungsgebietes zeigt Abb. 1. "Hot spots", in unmittelbarer Nähe bekannter Großemittenten, wurden bei den vorliegenden Untersuchungen genauso ausgespart wie Auen-, Kippen und Stadtböden. Die Auswahl und Abgrenzung der Testgebiete und Teststandorte erfolgte nach Repräsentativitätsgesichtspunkten für die natürlichen Gebiets- und Standorttypen des mitteldeutschen Raumes (OPP 1995), sowie unter Auswertung eines Flächenmonitorings der Ap-Horizonte des Untersuchungsgebietes. Jedes Testgebiet konnte durch eine Normcatena typischer Teststandorte charakterisiert werden.

* Universität Leipzig, Inst. f. Geographie, PF 920, 04009 Leipzig

** UFZ Leipzig Halle, Sekt. Hydrogeol., Hallesche Straße 44, 06246 BadLauchstädt

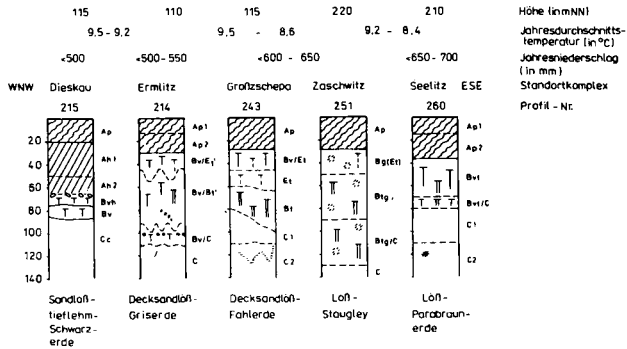


Abb. : Sequenz typischer Böden der Standortkomplexe von Nordwestsachsen nach Mittelsachsen

Methoden

In drei verschiedenen Untersuchungsebenen: 1 Untersuchungsgebiet, 5 Testgebiete und > 40 typische Teststandorte wurden die Gesamtgehalte ausgewählter Schwermetalle (Cu, Pb, Cr, Ni, Zn, Cd) in Bodenprofilen im Königswasseraufschluß bestimmt und mit dem AAS 3 gemessen. Dabei erfolgte der Aufschluß nach DIN 38414, Teil 7/ Gruppe S7. Um eine hinreichend gesicherte Interpretation der Stoffgehalte zu garantieren, ging der Bodenprobenentnahme eine detaillierte Standort- und Profilaufnahme voraus (HAASE 1964, Bodenkundliche Kartieranleitung 1982). An den gleichen Proben wurden desweiteren eine Reihe von Bodenstandarddaten ermittelt, z. B. Textur, Feinanteil (FAT), Humusgehalt und pH(KCl)-Wert. Als sehr vorteilhaft für die Einschätzung des Migrations- und Transferpotentials der Schwermetalle erwies sich außerdem, daß an den gleichen Teststandorten, in den gleichen Beprobungstiefen auch bodenphysikalische Kennwerte bestimmt wurden (OPP 1995). Die Beprobung erfolgte horizontbezogen. Für die hier vorzustellende Auswertung wurden die Beprobungstiefen zu den Profildbereichen: Oberboden, Krumbasis und Unterboden zusammengefaßt.

Ergebnisse und deren Diskussion

Wichtigstes Ergebnis der Untersuchungen an allen über das Untersuchungsgebiet verteilten Testgebieten ist, daß die dort vorgefundenen Schwermetallgesamtgehalte relativ gering sind. In keinem Fall sind existierende Grenzwerte überschritten worden. Die relativ höchsten Schwermetallkonzentrationen, sowohl auf Untersuchungsebene als auch in den Profilen, wurden dort festgestellt, wo die höchsten die Sorption von Stoffen wesentlich beeinflussenden FAT-Gehalte auftreten. Die höchsten Schwermetallgesamtgehalte der Elemente Blei, Kupfer, Kadmium und Zink wurden in der Regel in den Oberböden, die höchsten Nickelgehalte in den Unterböden ermittelt. Im Vergleich der Teststandorte konnte für den Oberboden- und Krumbasisbereich folgende Rangfolge (von höheren zu niedrigeren Schwermetallgesamtgehalten) ermittelt werden (vgl. Abb. 1): Seelitz > Dieskau > Zschwitz > Ermitz > Großzschepa. Die entsprechende Rangfolge der Unterbodengehalte

lautet: Dieskau > Seelitz > Zaschwitz > Ermlitz > Großzscheпа. Auffällig ist, daß diese Rangfolgen die unterschiedliche Entfernung zu den Großemittenten maskieren, dafür aber die Unterschiede in der Menge der applizierten Dünger und Pflanzenschutzmittel, sowie der unterschiedlichen FAT-Gehalte widerspiegeln.

Ungeachtet der niedrigen Gebietsbelastung konnten im Rahmen der Testgebiets- und Teststandort-Untersuchungen einige standortspezifische Unterschiede ermittelt werden (OPP 1993). Im Allgemeinen wurden an den Senken- bzw. Akkumulationsstandorten der untersuchten Catenen die höchsten Schwermetallgehalte gemessen (vgl. Abb.2). An zwei Catenen im Mittelsächsischen Hügelland erwiesen sich allerdings die Oberbodengehalte der Denudationsstandorte als die mit den höchsten Kupfer-, Chrom- und Nickelgehalten (Abb. 3). Auf Grund der bodenerosiven Abspülungen an diesen Catenen wurde der humose Oberboden an den Denudationsstandorten abgetragen, so daß die darunter liegenden sorptionsstarken Bt-Horizonte oberflächenwirksam werden und die o.g. Elemente binden.

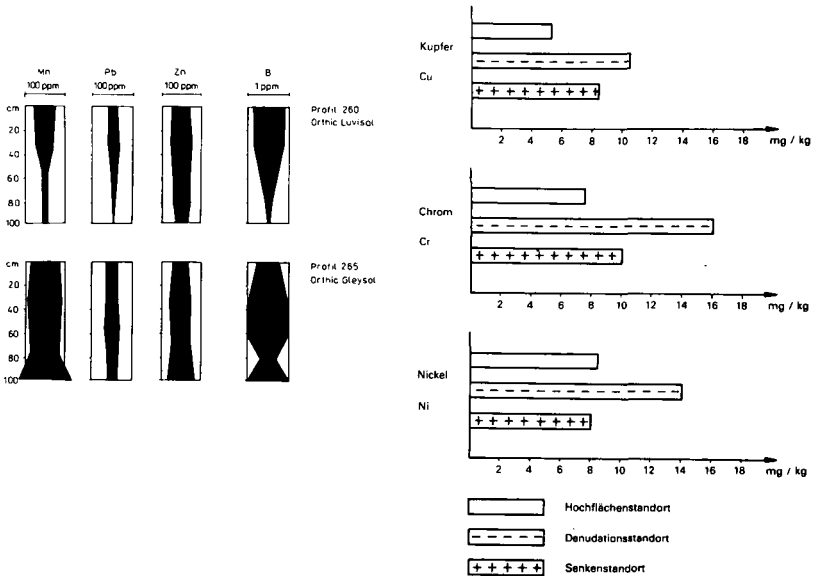


Abb. 2 Ausgewählte Elementgehalte eines Hochflächen- und eines Senkenprofils der Catena Seelitz

Abb. 3 Kupfer-, Chrom- und Nickelgehalte der Ap-Horizonte an drei Positionen der Catena Seelitz

Im Vergleich unterschiedlich intensiv genutzter Standorte (Vorgewende, Schlagmitte, Restwald) mit vormals gleichartigen Böden zeigt sich, daß die sog. Schlagmitte-Standorte stets die höchsten Schwermetallgehalte aufweisen. Die geringsten

Schwermetallkonzentrationen wurden an den Restwald-Standorten gemessen. Die deutlich geringeren Schwermetallgehalte der Vorgewende-Standorte gegenüber den Schlagmitte-Standorten können einerseits mit der geringeren spezifischen Oberfläche, auf Grund der geringeren Oberflächenrauigkeit, der Ersteren erklärt werden. Andererseits scheint für dieses Phänomen aber auch die oft extrem deformierte Bodenstruktur der Vorgewende verantwortlich zu sein. Denn im Zusammenhang mit den bodenphysikalischen Untersuchungen wurde festgestellt, daß extrem stark verdichtete Bodenschichten in der Regel die relativ geringsten Schwermetallgehalte im Profil aufweisen. Dagegen wirken "normal verdichtete" Bodenschichten als Stoffsenke.

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Obwohl an den meisten Standorten relativ geringe Schwermetallgehalte festgestellt wurden, sind die Risiken einer möglichen Kontamination der Nahrungskette nicht zu unterschätzen. Dafür sprechen mehrere Fakten: Erstens, stellt die Bestimmung der Schwermetallgesamtgehalte zwar für eine Grundinventur ein sehr wichtiges, für Aussagen über Gefährdungen der Transferpfade aber ein meist unzureichendes Verfahren dar. Zweitens, konnte nachgewiesen werden, daß an Standorten, deren Böden Schwermetallgehalte deutlich unterhalb von Bodengrenzwerten aufweisen, Pflanzengehalte gemessen wurden, die existierende Futtermittelgrenzwerte überschreiten. Drittens, kann auf Grund der vorliegenden Ergebnisse geschlußfolgert werden, daß in Böden mit extrem schadverdichteter Bodenstruktur die Stoffsorption herabgesetzt ist und dies ein höheres Verlagerungsrisiko impliziert. Viertens, zeigen fraktionierte Analysen des in die Böden über viele Jahrzehnte eingetragenen Immissionsstaubs (BORS DORF 1994), daß der leicht lösliche Anteil besonders hoch ist. Fünftens, fördert das Ausbleiben bzw. die starke Reduzierung basischer Flugstäube seit einigen Jahren die Herabsetzung der Boden-pH-Werte und damit die natürliche Bodenversauerung, was die Migration vieler in den Böden vorhandener Stoffe, darunter insbesondere der Schwermetalle, begünstigt. Die z.T. erhebliche natürliche, standörtliche Differenzierung, die groß- und kleinräumigen Unterschiede in der Belastungssituation mit Schwermetallen und der aktuelle Nutzungswandel erfordern nicht nur im Rahmen geographischer Untersuchungen, sondern insbesondere bei der Erforschung von Ökosystemreaktionen raum-differenzierte Forschungsansätze.

Literatur

- Bodenkundliche Kartieranleitung. 3. verb. und erw. Aufl., Hannover 1982.
- Borsdorf, H.: Untersuchungen zur partikelgebundenen Immission anthropogener organischer Verbindungen und deren Verbleib im Boden. Diss. Univ. Leipzig, 1995.
- Haase, G.: Zur Anlage von Standortaufnahmekarten bei landschaftsökologischen Untersuchungen. In: Geogr. Berichte, 1964, 4, 257-272.
- Opp, Ch.: Geographische Beiträge zur Analyse und Bewertung von Formen der Bodenbelastung im Halle-Leipziger Raum. In: Forsch. z. Dt. Landeskunde 67, Trier 1993, 1, 67-84.
- Opp, Ch.: Zur räumlichen Differenzierung von Bodenverdichtungen typischer Böden und Bodencatenen des mitteldeutschen Raumes (im Druck).

Labor- und Freilanduntersuchungen zum Abbau- und Sorptionsverhalten des Herbizides Diuron in einer obstbaulich genutzten Parabraunerde aus LÖB

von

Pätzold, S. und G. W. Brümmer*

EINLEITUNG

Die Bindung von Pflanzenschutzmittel-Rückständen in Böden nimmt mit der Zeit zu, so daß Ad- und Desorption sowie Abbauvorgänge beeinflusst werden (z. B. DENKLER 1994, BRÜMMER et al. 1994). Daher ist das Verhalten von Pflanzenschutzmitteln in Böden oft durch ein nicht vollständiges Verschwinden der Rückstände gekennzeichnet. In einem Feldversuch auf der Obstversuchsanlage Klein-Altendorf der Universität Bonn wurde in drei aufeinanderfolgenden Jahren in einer 12-jährigen Apfelanlage eine Unkrautbekämpfung mit Diuron, einem in Dauerkulturen sowie auf Nichtkulturland eingesetzten Totalherbizid, durchgeführt. Die beobachteten Zusammenhänge zwischen Abnahme der Wirkstoffrückstände und Zunahme der Bindungsstärke wurden zusätzlich in einem Laborversuch näher untersucht.

MATERIAL UND METHODEN

Bei dem untersuchten Boden handelt es sich um eine Parabraunerde aus LÖB. Die vorgestellten Freilandergebnisse beziehen sich auf die Tiefe 0-5 cm. Die Bodenart ist stark lehmiger Schluff, der Gehalt an organischem Kohlenstoff beträgt 1,7% und der pH(CaCl₂)-Wert 7,1. Der Laborversuch wurde in Anlehnung an die Richtlinie 4-1 der BBA (1986) durchgeführt. Hierzu wurde entsprechendes Bodenmaterial, das drei Jahre nicht mit Diuron behandelt worden war, bei 20°C und 40% Wasserkapazität 100 Tage mit der betriebsüblichen (2 kg/ha *Karmex*, 80% Diuron) sowie der 0,25-fachen und der 4-fachen Aufwandmenge des Handelspräparates inkubiert und sofort nach der Applikation sowie nach 7, 14, 28, 56 und 100 Tagen extrahiert. Eine durch Zugabe von Quecksilber sterilisierte Variante wurde genauso behandelt. In allen Proben wurde in Anlehnung an die OECD-Guideline Nr. 106 (1981) neben den insgesamt extrahierbaren Rückständen die Konzentration in der Bodenlösung durch 16-stündiges Schütteln mit 0,01 m CaCl₂ bestimmt und der Verteilungskoeffizient zwischen adsorbierten und gelösten Rückständen (K'-Wert) berechnet.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Abb. 1 zeigt, daß die extrahierbaren Diuron-Rückstände im Feldversuch nach der Spritzung in allen drei Versuchsjahren rasch, aber nicht vollständig abnehmen, so daß kurz vor der Spritzung im jeweiligen Folgejahr noch 46-59 µg Wirkstoff/kg trockenen Bodens nachweisbar sind. Eine Erhöhung des Rückstandsniveaus ist am Ende des 3-jährigen Untersuchungszeitraums jedoch nicht zu beobachten. Umgekehrt nehmen die Verteilungskoeffizienten in allen drei Jahren mit abnehmenden Wirkstoffkonzentrationen zu. Sie scheinen sich asymptotisch einem Maximalwert

*Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Nußallee 13, 53115 Bonn

von etwa 200-300 zu nähern. Im Laborversuch ergibt sich insgesamt das gleiche Bild (nicht dargestellt). Allerdings ist hier der Beobachtungszeitraum zu kurz, um das Erreichen des maximalen Verteilungskoeffizienten zu ermöglichen.

Die Abnahme von Pflanzenschutzmittel-Rückständen wird in der Literatur häufig mit einer Funktion 1. Ordnung beschrieben. Für längere Zeiten nach der Applikation unterschätzt diese Funktion meist die Höhe der Rückstände, die fest gebunden sind und damit keinem nennenswerten Abbau mehr unterliegen (HAMAKER 1972). Transformationen der Zeitachse (TIMME et al. 1986) oder gekoppelte e-Funktionen bzw. Funktionen höherer Ordnung (DENKLER 1994) ergeben bei den vorliegenden Ergebnissen allerdings keine bessere Anpassung. Die Funktion 1. Ordnung $C_0 = C_t * e^{-k \cdot t}$ hat mit dem Parameter k nur eine Variable, aus der sich eine definierte Halbwertszeit $DT\ 50$ ergibt. Diese Funktion ist somit für einen einfachen Vergleich verschiedener Abnahmekurven besonders geeignet und wird deshalb im folgenden verwendet.

Aus den Ergebnissen der Labor- und Freilanduntersuchungen ergeben sich Halbwertszeiten von 14-30 Tagen. Im Laborversuch nimmt bei 4-facher Aufwandmenge die Höhe der Rückstände signifikant schneller ab als bei 0,25- und 1-facher Aufwandmenge. Im Freiland ergibt sich die gleiche Abhängigkeit; bei höherer Aufwandmenge 1994 gegenüber 1992 und 1993 ist die Abnahme signifikant schneller. Die Parameter der Abnahmefunktionen sind in Tab. 1 zusammengefaßt. Insgesamt erfolgt die Abnahme der extrahierbaren Diuron-Rückstände deutlich schneller als in der Literatur beschrieben (z. B. HAMAKER 1972; HASSINK et al. 1994). Sowohl für die Ergebnisse des Freiland- wie des Laborversuchs läßt sich die bei Verwendung der Funktion 1. Ordnung erwartete Fehleinschätzung des Rückstandsniveaus beobachten. Da auf diesem obstbaulich genutzten Boden seit Jahren immer wieder Diuron zur Anwendung kam, hat sich ein Plateau an fest gebundenen Rückständen ($32 \mu\text{g}/\text{kg}$, K' -Werte > 250) gebildet, die an aktuellen Prozessen nicht oder nur in geringem Maße beteiligt sind.

Tab. 1: Parameter der Funktionen 1. Ordnung für die Abnahme der extrahierbaren Diuron-Rückstände und die Zunahme der Verteilungskoeffizienten

Variante / Aufwandmenge	Abnahme der Wirkstoffkonzentrationen				Zunahme der Verteilungskoeffizienten		
	C_0 ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	k Abnahme	r^2	DT50 (Tage)	K'_0	k Anstieg (100 Tage)	r^2
Labor / 0,25	526	0,0314	0,97	22	6,0	0,0369	0,96
Labor / 1	2110	0,0294	0,94	24	4,7	0,0340	0,98
Labor / 4	8405	0,0443	0,95	16	3,3	0,0411	0,98
Feld 1992	1909	0,0233	0,92	30	6,4	0,0270	0,91
Feld 1993	1920	0,0383	0,87	18	6,8	0,0229	0,87
Feld 1994	2993	0,0479	0,92	14	4,0	0,0205	0,84

Je höher die Aufwandmenge im Labor- und Feldversuch ist, desto niedriger sind die K' -Werte unmittelbar nach der Applikation. Offenbar werden bei der Ausbringung des Pflanzenschutzmittels zuerst die Bindungsplätze mit einer höheren Affinität von Diuron belegt. Nach deren Absättigung werden zusätzliche Wirkstoffanteile an Plätzen geringerer Bindungsstärke adsorbiert. Der Anstieg der K' -Werte im Zeitverlauf beruht sowohl auf Abbau, der vorwiegend leicht desorbierbare Rückstände erfaßt, wie auch auf der zunehmenden Bildung schwer extrahierbarer Rückstände.

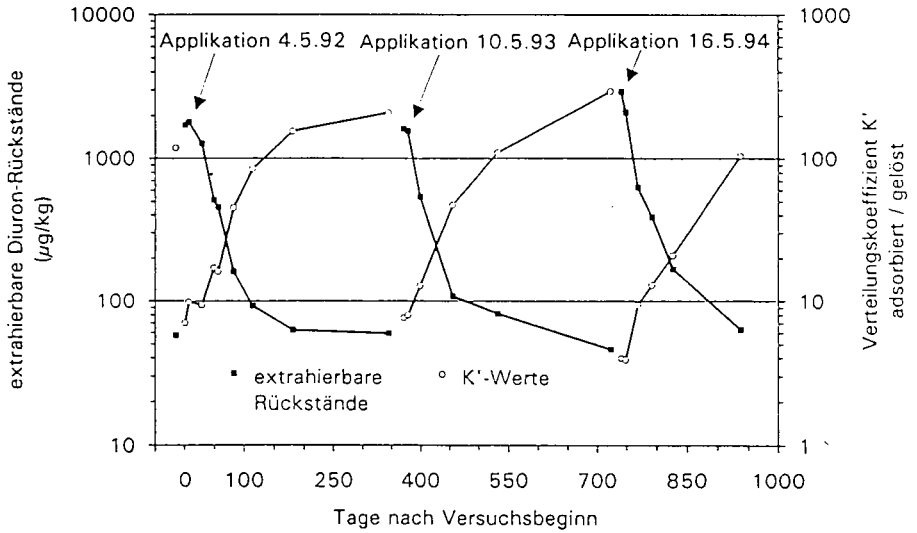


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf der Abnahme von Diuron-Rückständen in der Tiefe 0-5 cm sowie der Zunahme der Verteilungskoeffizienten nach wiederholter Anwendung in einer Apfelanlage (Parabraunerde aus Löß)

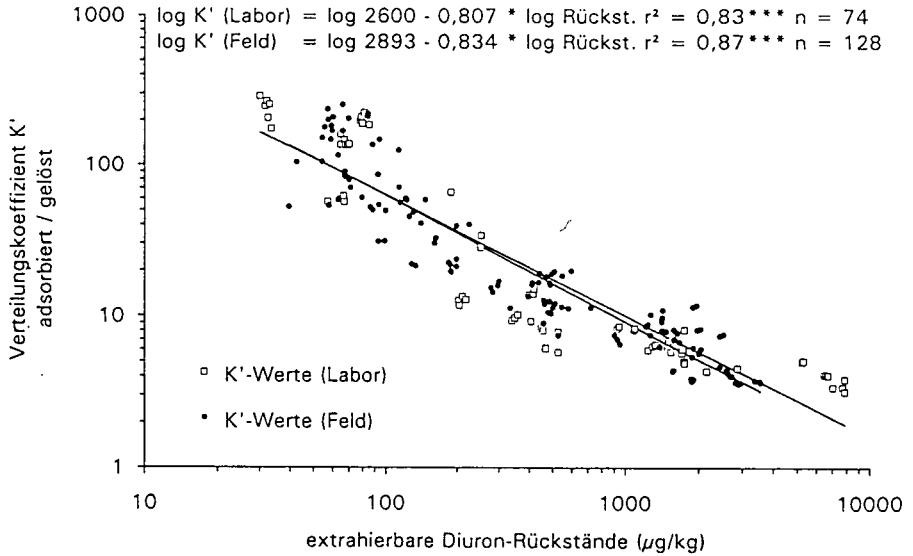


Abb. 2: Beziehung zwischen der Höhe der Diuron-Rückstände und ihren Verteilungskoeffizienten (Ergebnisse aus Feld- und Laboruntersuchungen)

Im doppeltlogarithmischen Maßstab ergibt sich zwischen Verteilungskoeffizienten und Rückstandskonzentrationen eine enge, annähernd lineare Beziehung (Abb. 2). Die 95%-Konfidenzintervalle der Parameter der Regressionsgeraden für die Feld- wie die Laborergebnisse überschneiden sich, so daß keine signifikanten Unterschiede zwischen beiden Datensätzen bestehen.

Für den Anstieg der K' -Werte kommt dem mikrobiellen Abbau eine besondere Bedeutung zu; so steigen in der sterilisierten Laborversuchsvariante die K' -Werte von anfangs 4,4 über 6,8 nach 28 Tagen bis Versuchsende nur noch geringfügig auf 7,5. Damit sind Adsorption und Diffusion in das Innere von Humuspartikeln und anderen Aggregaten offenbar bereits nach 28 Tagen weitgehend abgeschlossen. Der K' -Anstieg ist als Funktion der (Zeit)^{1/2} linear (nicht dargestellt), so daß von einer diffusionsgesteuerten Adsorptionszunahme ausgegangen werden kann. Nach 28 Tagen wird zwar kein vollständiges Gleichgewicht erreicht, die Konzentration in der Bodenlösung nimmt aber aufgrund langsamer Diffusionsprozesse nur noch geringfügig ab.

In den nicht-sterilisierten Proben dagegen wird der Bodenlösung durch Abbau fortlaufend Wirkstoff entzogen, der nach einiger Zeit nicht mehr durch schnelle Desorption ersetzt werden kann, weil zunehmende Wirkstoffanteile an Plätzen höherer Bindungsstärke gebunden sind (KLIMSA & BRÜMMER 1995). Der aus Abbau und Festlegung resultierende Anstieg der K' -Werte läßt sich für den beobachteten Zeitraum bei allen Aufwandmengen mit einer Exponentialfunktion vom Typ $K'_0 = K'_t \cdot e^{k \cdot t}$ gut beschreiben (vgl. Tab. 1). Bei 0,25- und 1-facher Aufwandmenge im Laborversuch und entsprechend höheren Anfangs- K' -Werten ist die Rate des weiteren Anstiegs gegenüber der 4-fachen Aufwandmenge signifikant geringer. Es ergibt sich ein enger ($r=0,96$), aber wegen des geringen Stichprobenumfangs nicht signifikanter Zusammenhang zwischen der Abnahmerate der Wirkstoffkonzentrationen und der Zunahmerate der Verteilungskoeffizienten. Damit können höhere Wirkstoffkonzentrationen, die anfangs lockerer gebunden sind, schneller abgebaut werden. Im Feldversuch sind dagegen die Raten des K' -Anstiegs deutlich niedriger und - bei weniger großen Unterschieden in der applizierten Diuron-Menge - nicht signifikant unterschiedlich.

ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNG

In einem dreijährigen Feldversuch in einer Apfelanlage auf einer Parabraunerde aus Löß sowie in einem Laborversuch ergaben sich für das Herbizid Diuron bei Abnahme 1. Ordnung Halbwertszeiten von 14-30 Tagen. Ein Jahr nach der jeweiligen Applikation waren noch Rückstände von 46-59 μg Diuron/kg Boden nachweisbar, die mit Verteilungskoeffizienten von 100-300 fest gebunden waren. Mit höherer Ausgangskonzentration war die anfängliche Adsorption schwächer und die Abnahmerate der Rückstände höher. Mit im Zeitverlauf abnehmenden Wirkstoffkonzentrationen nahmen die Verteilungskoeffizienten und damit die Stärke der adsorptiven Bindung zu. Wirkstoffkonzentrationen und Verteilungskoeffizienten waren eng negativ miteinander korreliert. Je höher die Rate der Wirkstoffabnahme war, desto schneller nahmen die Verteilungskoeffizienten zu. In sterilisiertem Boden veränderten sich die Verteilungskoeffizienten nach 28 Tagen kaum noch. Damit konnte die enge Wechselwirkung zwischen Abbau und Festlegung belegt werden.

LITERATUR

BBA (1986): Richtlinien für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln, Teil 4-1, Saphir, Ribbesbüttel. BRÜMMER, G.W., W. PESTEMER, H. DIBBERN, G. WELP (1994): in DFG (ed.): Ökotoxikologie von Pflanzenschutzmitteln, VCH, Weinheim, 82-110. DENKLER, M. (1994): Dissertation, Bonn, 229 S. HAMAKER, J.W. (1972): in GORING, C.A.I. und HAMAKER, J.W. (eds.): Organic chemicals in the soil environment, Vol.1, Dekker, New York, 253-340. HASSINK, J., A. KLEIN, W. KÖRDEL, W. KLEIN (1994): Chemosphere 28, 2, 285-295. KLIMSA, K., G.W. BRÜMMER (1995): dieser Band Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. OECD (1981): Guideline for testing of chemicals 106, 1-23. TIMME, G., H. FREHSE, V. LASKA (1986): Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer 39, 2, 188-204.

PAK-Dynamik in Waldböden unterschiedlicher biologischer Aktivität

von

Pichler, M., G. Guggenberger und W. Zech*

1. Einleitung

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind eine Klasse ubiquitärer organischer Umweltschadstoffe, die zahlreiche cancerogene Vertreter beinhaltet. Bisherige Untersuchungen von Waldböden zeigen eine Akkumulation dieser Verbindungen in den organischen Auflagehorizonten (HARTMANN, 1993). Über Abbau- und Verlagerungsprozesse von PAK in Waldböden ist jedoch nur wenig bekannt. Ziel dieser Arbeit war es daher, über Profilstudien und Korngrößenfraktionierungen von Auflage- und Mineralbodenhorizonten dreier biologisch unterschiedlich aktiver Waldstandorte NO-Bayerns Hinweise auf diese Vorgänge zu gewinnen.

2. Material und Methoden

Es wurden die folgenden Standorte in Oberfranken untersucht:

Tab. 1: Wichtige Kennzeichen der untersuchten Standorte

Standort	Ausgangs- substrat	Bodentyp	Humusform	Textur im A-Horizont	pH (CaCl₂) im A-Horizont
Allersdorf	kolluvialer Auenlehm	Brauner Auenboden- Auengley über fossi- lem Niedermoorgley	L-Mull	Lt	7.4
Geisberg	Schwammkalk (Malm δ)	Braunerde- Terra fusca	F-Mull	Ltu	4.8
Hohe Matzen	Granitzersatz	Braunerde-Podsol	Rohhumus	Sl	2.8

Korngrößenfraktionierung: Die **organischen Auflagehorizonte** wurden 16 h lang durch Überkopfschütteln mit Wasser dispergiert und anschließend mittels Naßsiegung über einen vierteiligen Siebsatz (2, 0.5, 0.2 und 0.05 mm) fraktioniert. Die Dispergierung der **Mineralbodenhorizonte** erfolgte durch Ultraschall (Energieinput 750 J/mL Suspension). Aufschwimmende partikuläre organische Substanz ("Floatables"-Fraktion) wurde vor der Ultraschallbehandlung abgetrennt. Feinton (< 0.2 μ m) wurde durch Zentrifugation, Grobton (0.2-2 μ m) und Schluff (2-20 μ m) durch Schwerkraft-Sedimentation gewonnen.

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

PAK-Analytik: Die Extraktion der Proben erfolgte durch methanolische Verseifung mit KOH unter Ultraschall (HARTMANN, 1995). Folgende PAK wurden am GC-MS quantifiziert:

16 PAK nach EPA (KEITH & TELLIARD, 1979):

Np	Naphthalin	Ant	Anthracen	Bbjk	Benzo(b+j+k)fluoranthren
Ay	Acenaphthylen	Fla	Fluoranthen	BaP	Benzo(a)pyren
Ace	Acenaphthen	Pyr	Pyren	IdP	Indeno(1,2,3-cd)pyren
Fl	Fluoren	BaA	Benzo(a)anthracen	DbA	Dibenzo(a,h)anthracen
Phe	Phenanthren	C+T	Chrysen und Triphenylen	Bghi	Benzo(ghi)perylen
	Sowie:	BeP	Benzo(e)pyren und	Per	Perylen

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. PAK-Tiefenverlauf

Abb. 1 zeigt den Tiefenverlauf der PAK-Konzentrationsumme:

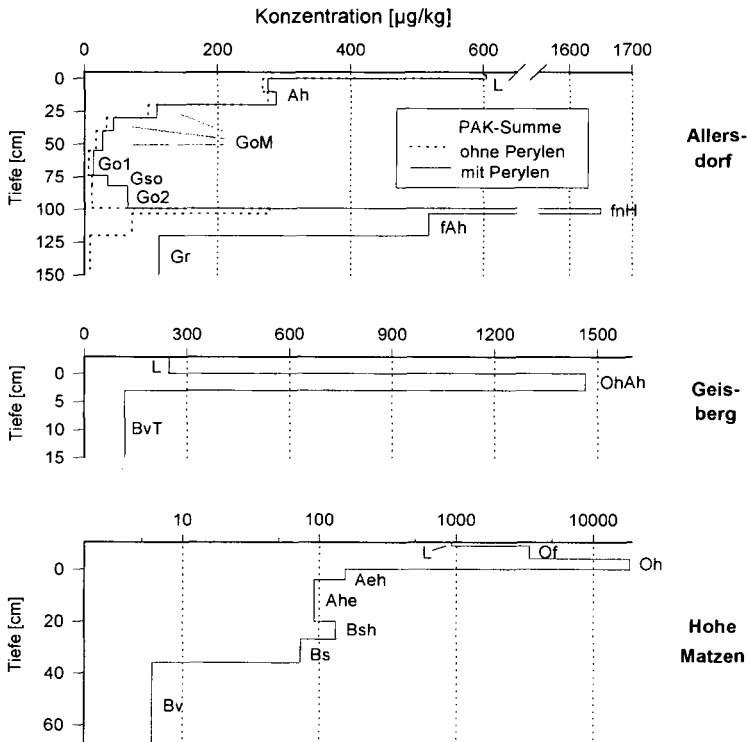


Abb. 1: Tiefenverlauf der PAK-Summenkonzentration (Σ 18 PAK) an den drei Standorten

An allen Standorten ist in der Grundtendenz eine Abnahme der Konzentrationen mit der Tiefe festzustellen. Dies ist eine Folge der geringen Wasserlöslichkeit und damit Verlagerbarkeit der PAK. Am Standort **Allersdorf** steigen die Konzentrationen ohne Perylen im fossilen Niedermoor-gley (fH und fAh) wieder deutlich an. Das PAK-Profil (Verhältnis der PAK untereinander) weist in diesen Horizonten klare Unterschiede zum rezenten Profil im Ah auf. Vermutlich handelt es sich deshalb um eine historische PAK-Hintergrundbelastung durch Waldbrände, Vulkanausbrüche etc. Bemerkenswert ist auch der enorme Anstieg der Perylenkonzentration mit zunehmender Tiefe. Sie ist ab dem Gso höher als die Summe aller anderen PAK. Da ein selektiver Eintrag von Perylen unwahrscheinlich ist, muß eine In-situ-Genese angenommen werden. Dieses Phänomen ist aus der Sedimentforschung bekannt (VENKATESAN, 1988). Man vermutet, daß Perylen aus Insekten- und Pilzpigmenten unter reduzierenden Bedingungen gebildet wird. Am Standort **Geisberg** akkumulieren PAK im C-reichen OhAh (11.5 % C_{org}). Dies gilt auch für den Oh-Horizont des Standorts **Hohe Matzen**, der mit 18415 µg/kg die höchsten gemessenen Konzentrationen aufweist. Eine zweite Anreicherung findet im Bsh-Horizont dieses Profils statt. Ähnliches fand HARTMANN (1993) an anderen Podsolen. Er führte dies auf PAK-Lösungstransport und Co-Transport mit DOM (dissolved organic matter) zurück.

3.2. PAK-Dynamik beim Streuabbau in organischen Auflagen

In Abb. 2 ist für jedes PAK die Akkumulation in der Feinfraktion (< 0.05 mm) eines L-Horizontes (Geisberg) als Funktion des Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (K_{OW}) dargestellt.

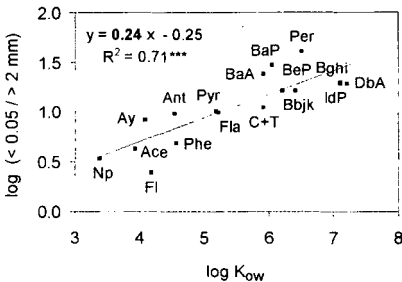


Abb. 2: PAK-Anreicherung im L-Horizont am Standort Geisberg von der Grobfraktion (> 2 mm) zur Feinfraktion (< 0.05 mm) in Abhängigkeit vom Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (K_{OW})

*** $p < 0.1\%$

Der K_{OW} ist ein Maß für die hydrophoben Eigenschaften einer Substanz. Es ergibt sich eine signifikante Korrelation, wobei hochmolekulare PAK mit großem K_{OW} stärker angereichert werden als niedermolekulare. Dies kann das Ergebnis von drei verschiedenen Prozessen sein: a) mikrobieller Abbau niedermolekularer und damit leicht verfügbarer PAK, b) Auswaschung derselben aufgrund höherer Wasserlöslichkeit, c) bevorzugte Sorption von hochmolekularen PAK aus dem Bestandesniederschlag an die Feinfraktion. Ein Hinweis, welcher dieser Mechanismen bestimmend ist, läßt sich aus der Steigung der Regressionsgeraden erhalten, da sie ein Maß für die Differenzierung zwischen nieder- und hochmolekularen PAK im Zuge des Streuabbaus darstellt. Für den oben gezeigten Standort Geisberg beträgt diese 0.24, für Hohe Matzen 0.20 und für Allersdorf 0.33. Der Standort mit dem niedrigsten Wert weist auch die geringste biologische Aktivität auf (Hohe Matzen), während der Standort Allersdorf sowohl bei der Geradensteigung und damit der PAK-Differenzierung als auch bei der biologischen Aktivität den Spitzenplatz einnimmt. Daher wird ein Zusammenhang zwischen Standortqualität und PAK-Dynamik unterstellt und mikrobieller Abbau als entscheidender Faktor für die Abreicherung niedermolekularer PAK beim Streuabbau postuliert.

3.3. PAK-Verlagerung im Mineralboden

Betrachtet man das Konzentrationsverhältnis einzelner PAK zwischen Unter- und Oberboden als Anhaltspunkt für ihre Tiefenverlagerung und stellt dieses Verhältnis in Abhängigkeit vom K_{OW} dar,

eine Abnahme der Verlagerung mit steigendem K_{OW} . Hier kommt die bessere Wasserlöslichkeit der niedermolekularen PAK im Hinblick auf den gelösten Transport zum Tragen. Wegen der starken Regenwurmätigkeit spielt aber auch konservative, partikelgebundene Verlagerung eine Rolle. Für den Standort Geisberg ergibt sich kein Zusammenhang zwischen K_{OW} und Tiefenverlagerung, vermutlich wegen der geringen Solummächtigkeit (15 cm). Am Standort Hohe Matzen ist für die niedermolekularen PAK bis zum Pyren eine Abnahme der Verlagerung vom Oh zum Bsh mit zunehmender Hydrophobie zu erkennen. Zu den hochmolekularen PAK hin nimmt das Konzentrationsverhältnis wieder zu, was in Analogie zu Ergebnissen von HARTMANN (1993) als Indiz für DOM-vermittelten Transport gedeutet wird. Die Analyse von Korngrößenfraktionen zeigt, daß die auf diese Weise verlagerten PAK überwiegend in der Grobton-(0.2-2 µm)- und Schluff-(2-20 µm)-Fraktion zu finden sind. Grund dafür könnte einerseits die besondere Affinität von PAK zu organischer Substanz mit hohem Anteil aromatischer Strukturen sein (MCCARTHY et al., 1989), die in den genannten Fraktionen bevorzugt auftreten (CHRISTENSEN, 1992). Andererseits ist auch das hohe Alter der organischen Substanz von Schluff und Grobton (ANDERSON et al., 1981) zu berücksichtigen, das eine Anreicherung abbauresistenter hochmolekularer PAK erklären würde.

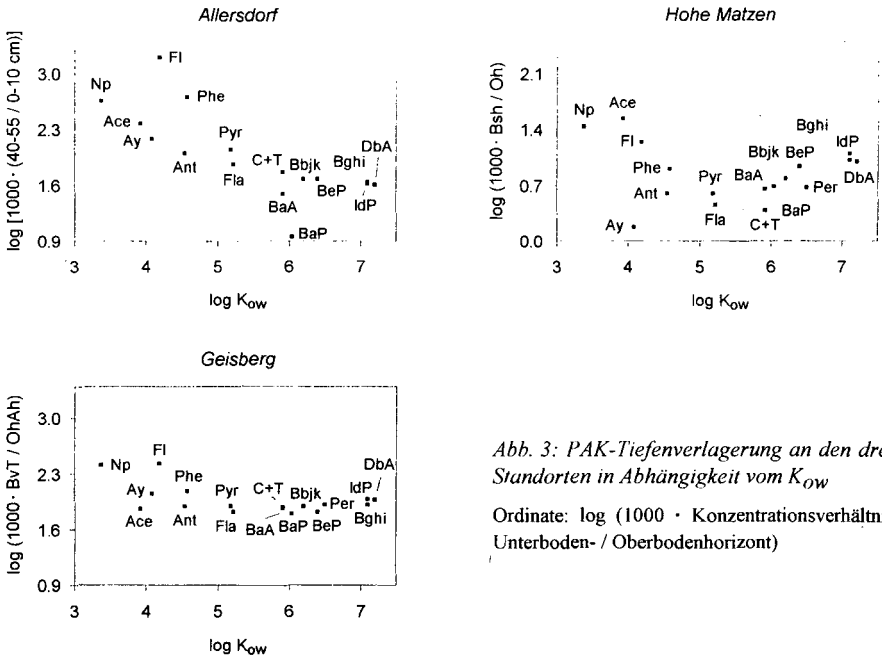


Abb. 3: PAK-Tiefenverlagerung an den drei Standorten in Abhängigkeit vom K_{OW}

Ordinate: $\log (1000 \cdot \text{Konzentrationsverhältnis Unterboden- / Oberbodenhorizont})$

4. Literatur

- ANDERSON D.W., SAGGAR S., BETTANY J. & STEWART J. (1981). *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, 767-772
 CHRISTENSEN B.T. (1992). *Adv. Soil Sci.* 20, 2-90
 HARTMANN R. (1993). Diplomarbeit am Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth
 HARTMANN R. (1995). *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, eingereicht
 KEITH L.H. & TELLIARD W.A. (1979). *Environ. Sci. Technol.* 13, 416-423
 MCCARTHY J.F., ROBERTSON L.E. & BURRUS L.W. (1989). *Chemosphere* 19, 1911-1920
 VENKATESAN M.I. (1988). *Mar. Chem.* 25, 1-27

Cation-exchange characteristics of forest humus

von

Pokojska, U.*

Introduction

Most forest soils in Central and Northern Poland are formed from sand. The component that is responsible for the adsorption and exchange of cations in those soils is humus.

The object of the studies presented in this paper was to define the exchange properties of various types of forest humus and to estimate the effect of those properties on the quality of soil environment.

Materials and methods

The studies were carried out in 6 humus profiles, which were referred to particular taxonomic units according to PRUSINKIEWICZ (1988) - Tab. 1. Humus samples were homogenized. Selected organic samples were transformed into H-form. Potentiometric and conductimetric titration were carried out in those samples. Potentiometric titration was made with 0.01M KOH in 0.01M KCl suspension containing 75 mg of dry ash-free sample. conductimetric titration - with saturated Ca(OH)_2 after HARGROVE and THOMAS (1982). In all samples the following determinations were made: CEC_e with unbuffered BaCl_2 (KALISZ, 1979). $\text{CEC}_{8,1}$ with buffered BaCl_2 (BASCOMB, 1964). exchange acidity (H_{eX}) in 1M KCl. hydrolytic acidity (H_h) in 0.5M CaAc. basic cations in 1M NH_4Ac (pH 7). and various forms of Al - total Al (Al_t) after mineralization, exchange Al (Al_{eX}) in 1M KCl and reactive Al (Al_r) after CLOSE and POWELL (1989).

Results and discussion

From the data of potentiometric titration were calculated the parameters of the Henderson-Hasselbalch equation ($\text{pH} = \text{pK}_a + \text{nlog}[\alpha/(1-\alpha)]$) - Tab. 2. The values of pK_a of the samples are somewhat higher than those obtained for humic acids, peats and organic horizons free from Al and Fe (HARGROVE and THOMAS, 1982; STEVENSON, 1982; NÄTSCHER and SCHWERTMANN, 1991). It seems that the differences in pK_a values come mostly from different titration conditions. The pK_a is also slightly affected by the humification degree of the samples (see data for profile 1).

* Department of Soil Science, University of Toruń, Sienkiewicza 30, 87-100 Toruń, Poland

Tab. 1: Position in forest humus taxonomy and some properties of the investigated humus

Profile No.	Soil unit FAO-UNESCO	Type of humus	Subtype of humus	Horizon	pH KCl	O.M. storage kg m ⁻²	C %	C/N	HZ ^{*)}
									%
1	Haplic Podzol	Mor	Droso-mor	Ol	3.7	0.29	51.0	40	17
				Of	3.2	2.08	48.6	36	24
				Oh	2.8	7.27	43.9	35	40
2	Podzoli-Cambic Arenosol	Mor	Nero-mor	Ol	3.5	0.39	51.5	53	17
				Of	3.2	1.67	49.4	39	21
				Oh	2.9	4.23	41.4	38	32
				A	3.5	2.72	1.4	29	58
3	Cambic Arenosol	Modermor	Droso- -modermor	Ol	4.0	0.99	46.1	35	16
				Ofh	3.7	2.52	40.3	29	19
				A	3.2	3.11	2.0	26	36
4	Areni-Dystric Cambisol	Moder	Droso-moder	Ol	3.9	0.66	46.9	28	14
				Ofh	3.7	2.10	39.9	24	17
				A	3.3	3.36	2.7	21	41
5	Gleyic Arenosol	Detritomull	Hygro- -detritomull	Ofh	4.0	0.35	44.2	35	14
				A	3.5	10.60	2.9	17	46
6	Cambi-Haplic Luvisol	Mull	Droso-mull	Ol	4.5	0.43	43.2	31	10
				A	4.0	2.86	2.1	16	n.d

*) humification degree according to Springer

Tab. 2: Parameters of the Henderson-Hasselbalch equation in the range of $\log[\alpha(1-\alpha)] \pm 0.6$

Parameter	Profile No., Horizon							
	1 Ol	1 Of	1 Oh	2 Ol	2 Of	2 Oh	4 Ol	4 Oh
pK _a	5.6	5.5	5.3	5.4	5.4	5.4	5.2	5.2
n	1.4	1.6	1.8	1.5	1.5	1.9	1.7	1.6

Conductimetric titration made it possible to distinguish four types of acidity that titrate differently. Those are fractions of total acidity that have been tentatively termed "strong" acidity (9-13%), "medium strength" acidity (9-20%), "weak" acidity (38-51%), and "very weak" acidity (23-39%).

It was found that the effective CEC of acid forest humus is 3-5 times lower than the potential CEC measured at pH 8.1, and hydrolytic acidity is many times higher than exchange acidity (Tab. 3). The sum of basic cations replaced by 1M NH₄Ac and the base saturation increase in the order: mor<moder<detritomull<mull. That order is in line with the differences in nutrient supplies of the site.

Tab.3: Cation-exchange capacity, acidity, base saturation, various forms of aluminium, and Ca:Ca+Al+Fe ratio in forest humus

Profile No.	CEC _e	CEC _{g,1}	H _{ex}	H _h	S*	V**	Al _i	Al _{ex}	Al _r	Ca:Ca+Al+Fe
Horizon	mmol _c kg ⁻¹					%	mmol _c kg ⁻¹			mol _c /mol _c
1. Oi	176	699	88	854	201	29	350	49	0.4	0.76
Of	266	1210	176	1380	158	13	570	237	40.0	0.52
Oh	473	1850	362	2240	157	8	800	500	98.4	0.54
2. Oi	159	696	116	881	134	19	370	115	1.0	0.71
Of	213	1040	142	1270	113	11	390	217	48.6	0.50
Oh	259	1170	216	1450	92	8	620	308	68.4	0.35
A	23	51	23	65	3.4	7	-	62	15.9	-
3. Oi	318	815	64	776	328	40	1060	36	0.2	0.67
O _{fh}	363	890	73	985	312	35	1420	85	0.9	0.55
A	32	74	19	76	13	18	-	70	16.8	-
4. Oi	318	986	96	984	332	34	970	48	0.4	0.69
O _{fh}	312	917	68	932	258	28	1280	113	1.5	0.55
A	34	104	22	108	9	9	-	105	21.0	-
5. O _{lf}	293	834	81	912	484	58	560	24	0.3	0.84
A	44	124	15	116	21	17	-	87	16.4	-
6. Oi	385	641	73	668	492	77	800	14	0.0	0.82
A	31	67	3	48	22	33	-	16	4.3	0

*) S - sum of exchange bases. **) V - S.100/CEC_{g,1}

The analysis of aluminium forms of different toxicity (Tab. 3) demonstrated the great importance of humus in acid forest soils. In organic horizons the most toxic form (Al_T) generally constitutes only a fraction of one per cent of the total aluminium content, and hardly exchangeable and non-exchangeable forms predominate over readily exchangeable forms. Moreover, the $Ca/Ca+Al+Fe$ ratios in those horizons are high enough to radically reduce aluminium uptake by plant roots and mycorrhizal fungi (MEIWES et al., 1986).

The buffering capacity of forest humus had been presented in earlier papers (POKOJSKA, 1985, 1992). As most types of forest humus show low base saturation and high acidity, their ability to neutralize bases is much higher than that to neutralize acids. The effectiveness of buffering protons is comparatively the highest in organic horizons, where a relative accumulation of exchange bases is observed. The role of organic horizons in proton buffering was also stressed by NÄTSCHER and SCHWERTMANN (1991).

Summary

In the paper it has been demonstrated that in forest soils the humus containing horizons constitute a much more favourable environment for plants, microbes and small animals than the deeper mineral horizons. This is accounted for to a large extent by the high capacity of humus for adsorption and exchange of cations, and consequently also for controlling the cationic composition of the soil solution (i.e. protons, nutrient ions and toxic ions). Considering the high concentration and specific properties of the young organic matter accumulated in the organic horizons, their role is particularly important. It becomes more important as the edaphic conditions in the mineral part of the soil deteriorate.

References

- BASCOMB C.L., 1964: Rapid method for the determination of cation-exchange capacity of calcareous and non-calcareous soils. *J. Sci. Fd. Agric.*, 15: 821-823
- CLOSE E.A., POWELL K. J., 1989: Rapidly extracted (0.02M $CaCl_2$ - soluble) "reactive" aluminium as a measure of aluminium toxicity in soils. *Aust. J. Soil Res.*, 27: 663-672
- HARGROVE W.L., THOMAS G.W., 1982: Titration properties of Al-organic matter. *Soil Sci.*, 134, 4: 216-225
- KALISZ P.J., 1979: Procedural notes on determination of unbuffered cation exchange capacity. Appendix II in: Cation exchange capacity of acid forest humus layers. MS thesis, Cornell Univ.
- MEIWES K.J., KHANNA P.K., ULRICH B., 1986: Parameters for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystems. *Forest Ecol. Manage.*, 15: 161-179
- NÄTSCHER L., SCHWERTMANN U., 1991: Proton buffering in organic horizons of acid soils. *Geoderma*, 48: 93-106
- POKOJSKA U., 1985: Buffering properties and the cation-exchange capacity of different forest humus types. Proc. Intern. Sympos. in Ostravice "Air pollution and stability of coniferous forest ecosystems", Univ. Agric., Brno
- POKOJSKA U., 1992: Adsorption and exchange of cations by forest humus (in Polish). Univ. Toruń
- PRUSINKIEWICZ Z., 1988: Multilingual dictionary of forest humus terms. PWN, Warszawa
- STEVENSON F.J., 1982: Humus chemistry. Genesis. Composition. Reactions. Wiley, New York

Lysimeterversuch zum Verlagerungsverhalten von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) in einer Typischen Parabraunerde

von

Pütz, T., W. Mittelstaedt und F. Führ¹

Einleitung

Der organische Kohlenstoff bzw. die organische Substanz des Bodens spielt eine bedeutende Rolle für den Verbleib von Pflanzenschutzmitteln im Agrarökosystem. In diesem Zusammenhang ist zwischen den wasserlöslichen und wasserunlöslichen Bestandteilen der organischen Substanz zu unterscheiden. WERSHAW et al. (1969) und BALLARD (1971) dokumentierten den Co-Transport von immobilen Pflanzenschutzmitteln durch Einwirkungen der gelösten organischen Substanz. Eine besondere Bedeutung wiesen sie den wasserlöslichen Bestandteilen der organischen Substanz zu. Als weitere Voruntersuchungen zum Carrier- bzw. Co-Transport von Pflanzenschutzmitteln müssen Arbeiten zum Verlagerungsverhalten des gelösten organischen Kohlenstoffs im Boden durchgeführt werden.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit war es, den Verbleib von Pflanzenmaterial/Ernterückständen auf einem intensiv bewirtschafteten Ackerstandort zu untersuchen. Zu diesem Zweck wurde als Referenz [¹⁴C]Haferstroh eingesetzt, um das Verlagerungsverhalten von natürlich gebildeter organischer Substanz zu untersuchen.

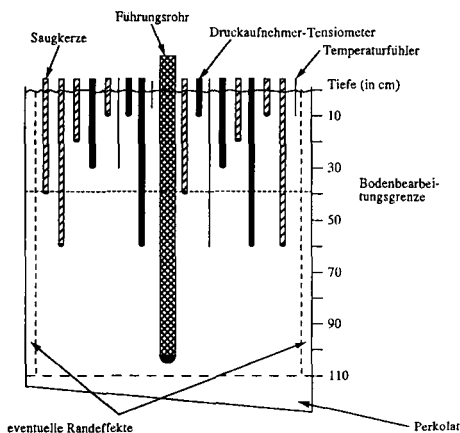
Material und Methoden

Lysimeter

Die Versuche wurden in zwei 1 m²-Lysimetern mit 110 cm tiefen, ungestört entnommenen Bodensäulen durchgeführt. Beide Lysimeter waren mit verschiedenen Meßfühlern bestückt. Darüber hinaus wurde über Saugkerzen in den Tiefen 10, 20, 40 und 60 cm Bodenlösung gewonnen (**Abbildung 1**).

Abbildung 1:

Querschnitt durch ein vollständig installiertes 1 m²-Lysimeter.



¹ Institut für Radioagronomie - Forschungszentrum Jülich GmbH, D-52425 Jülich Tel. 02461/616182

Boden

Monolithe einer Typischen Parabraunerde aus Schwemmlöß des Standortes Merzenhausen (Köln-Aachener Bucht). Eine genaue Charakterisierung des Bodens ist bei PÜTZ (1993) beschrieben.

Haferstroh

Das Haferstroh war uniform ^{14}C -markiert. Die Anzucht erfolgte nach HEINEMEYER (1985). Die Haferpflanzen wurden vor der Tотреife geerntet, so daß sich einige grüne Pflanzenteile in der Strohmasse befanden. Anschließend wurde das Haferstroh auf eine Länge von 2-4 cm gehäckselst. Auf der Basis eines Kohlenstoffgehaltes von 39,1 % ($\pm 0,5$ %) betrug die spezifische ^{14}C -Aktivität des Kohlenstoffs $373,7 \text{ kBq g}^{-1}$. Die insgesamt applizierte Radioaktivität war $92,2 \text{ MBq}$. Die [^{14}C]Haferstrohdüngung erfolgte am 04.10.88 in einer der Praxis entsprechenden Menge von 631 g m^{-2} ($6,3 \text{ t ha}^{-1}$), wobei nach der Einarbeitung in die obersten 5 cm des Bodens noch einige Strohreste auf der Bodenoberfläche verblieben. Um eine rasche Umsetzung des [^{14}C]Haferstrohs sicherzustellen, erfolgte ein Stickstoffausgleich in Höhe von $62,9 \text{ kg ha}^{-1}$ Kalkammonsalpeter (27 % N). Im August 1988 nach der ersten Bodenprobenahme wurden die Lysimeter ca. 30 cm tief umgegraben.

DOC- und Radioaktivitätsbestimmung

Zur Bestimmung des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) und zur Radioaktivitätsbestimmung wurden die wässrigen Proben (Bodenlösung/Perkolat) über $0,45 \mu\text{m}$ Polyvinylidenfluorid-Filter (Fa. Millipore, Eschborn) filtriert. Die DOC-Messungen wurden mit Hilfe eines DIMATOC-100 (Fa. Dimatec, Essen) durchgeführt. Die Radioaktivität wurde im Flüssigkeitsszintillationspektrometer bestimmt (TRI-CARB 460C u. TRI-CARB 4530; Fa. Canberra Packard, Frankfurt).

Ergebnisse

Die Mineralisierung des [^{14}C]Haferstrohs begann unmittelbar nach der Einmischung in den Boden, wie es auch aufgrund der Literatur erwartet wurde (JENKINSON, 1965; FÜHR & SAUERBECK, 1968; OBERLÄNDER & ROTH, 1974). Mit Hilfe der ^{14}C -Markierung war es möglich, den aus der [^{14}C]Haferstrohdüngung stammenden Kohlenstoff in der Bodenlösung zu quantifizieren. Weiterhin wurde als Summenparameter die DOC-Konzentration bestimmt, die sowohl den aus dem Boden stammenden gelösten organischen Kohlenstoff, als auch den aus der [^{14}C]Haferstrohdüngung resultierenden Kohlenstoff umfaßte.

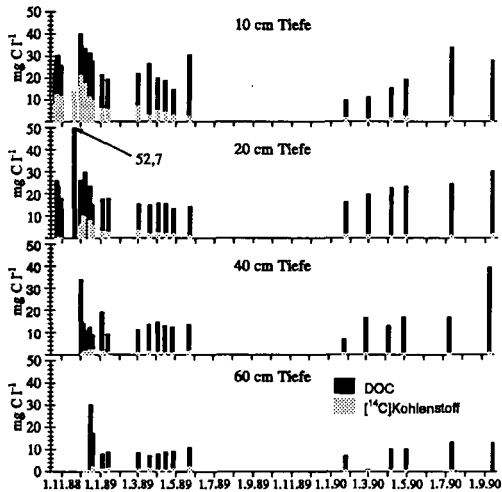
Nach der [^{14}C]Haferstrohdüngung stiegen die organischen [^{14}C]Anteile der Kohlenstoffkonzentrationen ([^{14}C]Konz.) in der Bodenlösung aus 10 cm Tiefe auf maximal 21 mg C L^{-1} an (Abbildung 2). Während in 20 cm Bodentiefe das Maximum zeitlich leicht verzögert mit ca. 10 mg C L^{-1} auftrat. Deutlich später wurde es in 40 cm Bodentiefe mit $2,2 \text{ mg C L}^{-1}$ beobachtet. In der Folgezeit sanken dann die organischen [^{14}C]Konz. in den oberen drei Meßtiefen wieder mehr oder weniger deutlich auf Konzentration unter 20 mg C L^{-1} ab. Für die Bodenlösungen aus 60 cm Tiefe waren im ersten Versuchsjahr keine Tendenzen erkennbar, vielmehr schwankten die Werte um $1-2 \text{ mg C L}^{-1}$. Im Verlauf des zweiten Versuchsjahres wurden in den Bodenlösungen aus 10-20 cm Bodentiefe relativ einheitliche Konzentrationen von organischem [^{14}C]Kohlenstoff um $1,5 \text{ mg C L}^{-1}$ beobachtet, während in den Bodenlösungen aus 40 und 60 cm die Werte um $0,6 \text{ mg C L}^{-1}$ schwankten (Abbildung 2).

Im Verlauf des ersten Versuchsjahres stiegen die DOC-Konzentrationen in 10 cm Tiefe auf ein Maximum von 40 mg C L^{-1} an. Zeitgleich wurde in der Bodenlösung aus 20 cm ein Maximum von 53 mg C L^{-1} gemessen. Diese DOC-Maxima traten zeitgleich mit den höchsten Werten der organischen [^{14}C]Konz. auf. Während der folgenden Probenahmen wiesen die Bodenlösungen stets abnehmende DOC-Konzentrationen auf, wobei mit einsetzender Erwärmung im Frühjahr '89 vergleichbar zu den [^{14}C]Konz. noch einmal ein leichter Anstieg der DOC-Konzentrationen in den Bodenlösungen aus 10 cm Bodentiefe gemessen wurde. Ab April '89 pendelten sich dann die DOC-Konzentrationen bei 20 mg C L^{-1} , 15 mg C L^{-1} , 13 mg C L^{-1} sowie 9 mg C L^{-1} in 10, 20, 40 bzw. 60 cm Bodentiefe ein (Abbildung 2). Nach der Ernte des Winterweizens und der Aussaat der Wintergerste wurden in den Bodenlösungen im Winter '89/90 wieder zunehmende DOC-Konzentrationen gemessen, die im Juli '90 mit 34 mg C L^{-1} in 10 cm bzw. im September '90 mit 30 mg C L^{-1} in 20 cm sowie 40 mg C L^{-1} in 40 cm die höchsten Werte aufwiesen. In den Bodenlösungen aus 60 cm Bodentiefe wurden relativ konstante DOC-Konzentrationen um 11 mg C L^{-1} gemessen. 36 % des DOC-Kohlen-

stoffs der Bodenlösungen aus 10 cm Tiefe resultierten im Mittel des 1. Versuchsjahres aus der [¹⁴C]Haferstrohdüngung. Dieser Anteil sank in tieferen Bodenschichten auf ca. 10 % ab. Im zweiten Versuchsjahr betrug dieser Anteil am DOC lediglich noch 8 %, wobei nur ein geringer Unterschied zwischen den einzelnen Bodenschichten feststellbar war.

Abbildung 2:

DOC- und Strohkohlenstoffkonzentrationen in Bodenlösungen aus verschiedenen Bodentiefen nach einer [¹⁴C]Haferstrohdüngung entsprechend 6,3 t ha⁻¹.



In den Bodenlösungen des Parallellsystems ohne jegliche organische Düngung wiesen die DOC-Konzentrationen kein Maximum auf, wobei die Meßwerte um 15 mg C L⁻¹ in allen vier Entnahmetiefen variierten, d. h. daß durch die Strohdüngung auch der Umsatz des nativen Bodenkohlenstoffs stimuliert wurde.

Die [¹⁴C]Konz. im Perkolat aus 1,10 m Profiltiefe variierten während des ersten Versuchsjahres zwischen 0,1 und 0,4 mg C L⁻¹. Im zweiten Versuchsjahr sanken die Konzentrationen dann auf Werte um 0,1 mg C L⁻¹ mit weiter fallender Tendenz (Abbildung 3). Die im Sickerwasser des ersten Versuchsjahres gemessenen DOC-Konzentrationen stiegen von Werten um 5 mg C L⁻¹ in der Phase der Hauptperkolatbildung (Februar-Mai) auf Werte von 18 bis 31 mg C L⁻¹ im Zeitraum Juli bis September '90. Im folgenden Jahr schwankten dann die DOC-Werte um 9 mg C L⁻¹. Auch hier wiesen die Perkolatspenden mit geringen Volumina stets höhere Konzentrationen auf.

Tabelle 1: Verteilung der Rückstandsradioaktivität in verschiedenen Bodenschichten. Eingearbeitetes [¹⁴C]Haferstroh (Oktober '88) = 100 %.

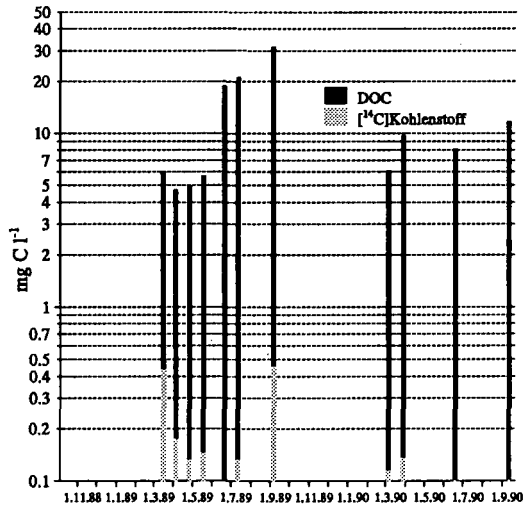
Bodenschichten	1989	1990
0-10 cm	27,4 %	15,6 %
10-20 cm	0,4 %	8,6 %
20-30 cm	0,1 %	0,5 %
30-40 cm	0,4 %	0,7 %
40-60 cm / 40-90 cm	< 0,1 %	1,9 %
Summe	28,5 %	27,3 %

333 Tage nach der Haferstrohdüngung erfolgte eine Bodenprobenahme bis 60 cm Tiefe. Insgesamt wurden noch 28,5 % der applizierten Radioaktivität in der Bodensäule wiedergefunden (Tabelle 1). Der mit 24,2 % der applizierten Radioaktivität überwiegende Anteil wurde noch in der 0-5 cm Bodenschicht detektiert. Im folgenden Versuchsjahr reduzierte sich die verbleibende Radioaktivität nur

noch gering, wobei durch die wendenden Bodenbearbeitung eine Einmischung in die obersten 20 cm des Bodens erfolgte, aber der Großteil der Radioaktivität im Oberboden wiederzufinden war.

Abbildung 3:

DOC- und Strohkohlenstoffkonzentrationen im Perkolat eines 1 m²-Lysimeters nach einer [¹⁴C]Haferstrohdüngung entsprechend 6,3 t ha⁻¹.



Diskussion

Die [¹⁴C]Haferstrohdüngung induzierte eine starke Erhöhung der DOC-Konzentrationen in den Bodenlösungen vorwiegend aus 10 und 20 cm Bodentiefe, wobei diese Erhöhung nur sehr kurzfristiger Natur war („Strohfeuereffekt“). Dabei wurden auch Verbindungen des nativen Kohlenstoffpools intensiv in die Umsetzungen einbezogen.

Die organische Substanz des Bodens ist die bedeutendste Quelle für den DOC. Beim DOC-Transport durch die Bodensäule erfolgte eine Konzentrationsverringering, die vermutlich durch Adsorptions- und/oder durch weiteren Abbau durch Mikroorganismen bedingt wurde.

Die starke Abnahme des [¹⁴C]Kohlenstoffes aus der Haferstrohdüngung in den Bodenlösungen weist auf eine rasche Mineralisierung und Erschöpfung des Pools leicht mineralisierbarer Strohbestandteile im Verlauf des ersten Jahres hin.

Literatur

BALLARD, T. M. (1971): Role of humic carrier substances in DDT movement through forest soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **35**, 145-147.

FÜHR, F. & D. SAUERBECK (1968): Decomposition of wheat straw in the field as influenced by cropping and rotation. *Isotopes and Radiation in Soil Organic Matter Studies*, (Proc. Symp. Vienna), IAEA, 241-250.

HEINEMEYER, O., K. HAIDER, A. R. MOSIER & D. MACK (1985): Experimenteller Aufbau von Phytotronversuchen zur Bestimmung des Einflusses des Einflusses wachsender Pflanzen auf den Kohlenstoffeintrag und die Denitrifikation. *Landwirtsch. Forsch.* **38**, 95-103.

JENKINSON, D. S. (1965): Studies on the decomposition of plant material in soil. - 1. Losses of carbon from ¹⁴C-labelled ryegrass incubated with soil in the field. *J. of Soil Science* **16**, 104-114.

OBERLÄNDER, H.-E. & K. ROTH (1974): Ein Kleinfeldversuch über den Abbau und die Humifizierung von ¹⁴C-markierten Stroh und Stallmist. *Bodenkultur* **25**, 111-129.

PÜTZ, TH. (1993): Lysimeterversuche zum Verlagerungsverhalten von Methabenzthiazuron und gelöstem organischen Kohlenstoff in einer Parabraunerde, Aufbau von zwei Klimameßstationen und Untersuchungen zur Validierung des Lysimetersystems. Dissertation Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.

WERSHAW, R. L., P. J. BURCAR & M. C. GOLDBERG (1969): Interaction of pesticides with natural organic material. *Environmental Science & Technology* **3**, 271-273.

Danksagung

Unser besonderer Dank gilt Herrn Dr. K. Haider, Deisenhofen für die Anzucht des [¹⁴C]Haferstrohs und das stetige Interesse und den vielfachen Anregungen. Die DFG unterstützte diese Arbeiten unter dem Förderzeichen Fu 154/2-1.

Desorption von PAK aus Böden unter dem Einfluß von gelöster organischer Substanz

von

Raber, B. und I. Kögel-Knabner

EINLEITUNG

DOM (gelöste organische Substanz) beeinflusst das Sorptionsverhalten hydrophober Umweltchemikalien, wie z.B. PAK, PCB oder Dioxinen. Als zusätzlicher im Porenwasser gelöster Sorbent kann DOM zur Mobilität dieser Substanzen in Böden beitragen. Untersuchungen mit DOM aus Böden (Maxin, 1992) oder organischen Substraten wie Kompost und Klärschlamm (Raber und Kögel-Knabner, 1994) zeigen eine hohe Bindungskapazität für hydrophobe PAK mit 5 und 6 kondensierten Ringen.

In Böden ist eine Kontamination mit PAK in der Regel schon gegeben, d.h. die Umweltchemikalien sind bereits an die organische Substanz des Bodens gebunden. Eine Freisetzung ist durch die geringe Wasserlöslichkeit der PAK und einen diffusionskontrollierten Transport innerhalb der Raumstruktur der organischen Substanz begrenzt (Brusseau et al, 1991). In dieser Arbeit werden Batch-Experimente zur Desorption von PAK aus Böden unterschiedlicher Belastung unter dem Einfluß von DOM eines Kompostextraktes vorgestellt.

MATERIAL UND METHODEN

Die Batch-Experimente wurden mit zwei Böden unterschiedlicher Kontaminationsbedingungen (Tab. 1) bei einem Boden:Wasser-Verhältnis von 1:5 bei 5°C in einem Rundschüttler durchgeführt. Nach 24 stündiger Schüttelzeit (Abb. 1) wurde der wäßrige Überstand durch Zentrifugation und Filtration bei 0,45 µm gewonnen. Um die PAK (Tab. 2) quantitativ aus der wäßrigen Phase zu extrahieren, wurde der DOM durch eine alkalische Verseifung in 1 M KOH unter Ultraschalleinwirkung bei 65°C (1 h) zerstört. Anschließend wurden die PAK über C₁₈-Festphasenmaterial extrahiert und mit Hexan eluiert. Die Bestimmung der PAK erfolgte durch HPLC/Fluoreszenz bzw. -/Diodenarray. Der Einfluß des DOM auf die Desorption wurde durch Vergleich mit wäßrigen Kontrollen gleicher Ionenstärke bestimmt.

Zur Ermittlung der Desorptionsisothermen wurde der entfernte Überstand durch das gleiche Volumen an DOM-Lösung ersetzt und wieder bis zur Gleichgewichtseinstellung geschüttelt. Dieser Vorgang wurde 5 mal wiederholt.

DOM wurde aus Garten- und Parkabfallkompost durch Extraktion mit H₂O bidest. im Trocken-substanz:Wasser-Verhältnis von 1:10 gewonnen und, soweit nicht anders erwähnt, auf 300 mg DOC L⁻¹ eingestellt.

Tab. 1: Eigenschaften der für die Desorptionsuntersuchungen von PAK verwendeten Böden.

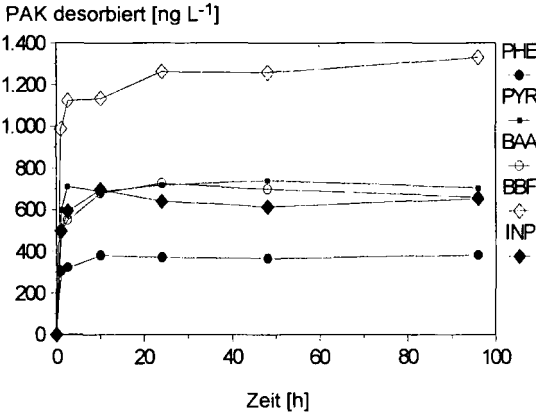
Horizont	Tiefe [cm]	Bodentyp	Nutzung (Ort)	Bodenart	pH (H ₂ O)	C _{org.} %	PAK n. EPA* [mg kg ⁻¹]	PAK n. TVO** [mg kg ⁻¹]
yY 2	25-50	Auftragsboden	ehem. Kokerei (Gelsenkirchen)	sL	7,7	3,7	167,5	66,1
Ah	0-10	typ. Pseudogley	Laubwald (Bochum)	IU	3,6	2,3	13,7	5,5

* Summe 16 PAK nach Environmental Pollution Agency (USA)

** Summe 6 PAK nach Trinkwasserverordnung (TrinkwV)

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Untersuchungen zur Desorptionskinetik von PAK aus Böden (Abb. 1) zeigen eine rasche Gleichgewichtseinstellung nach maximal 24 h, wobei ca. 90% des endgültigen Gleichgewichts bereits nach 1-4 h erreicht wurden. Allerdings muß dabei berücksichtigt werden, daß dieses Gleichgewicht wahrscheinlich nur eine erste, rasche Phase der Gleichgewichtseinstellung (k_1) beschreibt (*Brusseau et al, 1991*). Eine vollständiges Gleichgewicht (K) kann durch molekulare Diffusion der PAK in Raumstruktur organischer Makromoleküle begrenzt sein (k_2) und würde somit lange Zeiträume bis zum Erreichen eines endgültigen Gleichgewichts benötigen (*Grathwohl, 1992*). Auf Inkubationszeiten länger als 4 Tage wurde verzichtet, da mikrobielle Umsetzungen zur Veränderung des DOM führen. Bemerkenswert ist, daß PHE nur eine leicht geringere Desorption als INP zeigte, obwohl die Wasserlöslichkeit von PHE um den Faktor 5×10^4 höher ist als die von INP (Tab. 2), dessen Konzentration in der Lösung die Wasserlöslichkeit um etwa das Dreifache überschritt.



Tab. 2: Wasserlöslichkeit der untersuchten PAK

	Wasserlöslichkeit [ng L ⁻¹]
PHE (Phenanthren)	1100
FLT (Fluoranthen)	220
PYR (Pyren)	150
BAA (Benzo[a]anthracen)	10
CHR (Chrysen)	3
BBF (Benzo[b]fluoranthen)	1,5
BKF (Benzo[k]fluoranthen)	0,8
BAP (Benzo[a]pyren)	3,8
DBA (Dibenzoanthracen)	0,5
BPE (Benzo[g,h,i]perylene)	0,3
INP (Indeno[1,2,3,c,d]pyren)	0,2

Abb. 1: Kinetik der Desorption von PAK im yY 2-Horizont eines Auflagenbodens unter dem Einfluß von DOM aus Kompost der Konzentration 300 mg DOC L⁻¹ im Boden:Lösungs-Verhältnis von 1:5.

Die Desorptionsisothermen zeigen einen linearen Verlauf, wie am Beispiel von BKF dargestellt (Abb. 2). Die absolute PAK-Freisetzung ist aufgrund der niedrigen Polarität dieser Stoffe gering und beträgt bei diesen Versuchen max. 0,01% des gesamten gebundenen PAK-Gehalts je Gleichgewichtseinstellung. Allerdings ist ein beträchtlicher Einfluß des DOM festzustellen. Während in Kontrollen ohne DOM-Zugabe die Desorption hydrophober PAK unter 50 ng L⁻¹ lag und die Substanzen innerhalb der Nachweisgrenze (5-50 ng L⁻¹) z.T. nicht nachgewiesen werden konnten, betragen die PAK-Konzentrationen in den DOM-haltigen Batchexperimenten 0,5-2,2 µg L⁻¹. Die DOM-Konzentrationen in den Kontrollen ohne Zugabe von Kompostlösung betragen 25 (yY 2) bzw. 65 mg DOC L⁻¹ (Ah).

Die aus der Geradensteigung der Desorptionsisothermen für PAK mit 4 bis 6 Ringen ermittelten k_{1OC} -Werte sind in Tab. 3 dargestellt. Die k_{1OC} -Werte sind für die untersuchten PAK ähnlich und zeigen keine Beziehung zur Wasserlöslichkeit dieser Substanzen. Der Begrenzung der Desorption durch abnehmende Wasserlöslichkeit der PAK könnte die zunehmende Bindungskapazität des DOM für diese Substanzen entgegenwirken bzw. diese kompensieren. Der Unterschied in der Desorption zwischen den beiden Böden ist trotz deutlicher Unterschiede in der Art der Kontamination der Böden gering. Die k_{1OC} -Werte des yY 2-Horizonts sind meist um etwa den Faktor 2 bis 3 geringer als die des Ah-Horizonts. Dies kann auf den Einfluß lösungsvermittelnder Cosolvents in dem Kokereiboden zurückzuführen sein, der neben PAK auch eine Vielzahl anderer unpolarer Substanzen als Produkte des Verkokungsprozesses enthalten kann.

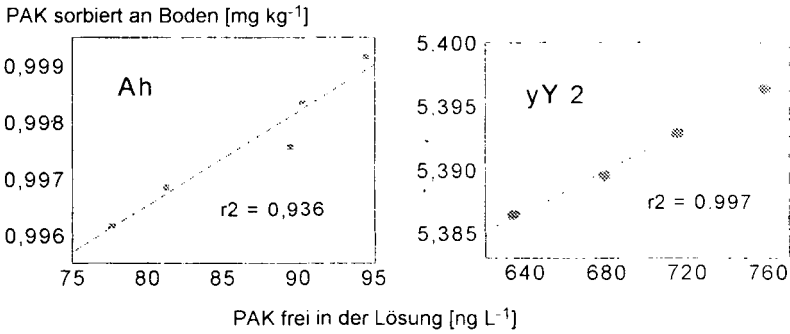


Abb. 2: Desorptionsisothermen für Benzo[k]fluoranthen für die Horizonte Ah und yY 2 unter Zugabe von DOM aus Kompost der Konzentration 300 mg DOC L⁻¹ im Boden:Lösungs-Verhältnis von 1:5

Die k_{1OC} -Werte zur Desorption sind gegenüber K_{OC} -Werten aus der Literatur zur Sorption von PAK an Böden um den Faktor 10^2 - 10^3 geringer (Tab. 3). Dies kann auf den Einfluß des DOM als zusätzlichem Sorbenten für PAK zurückgeführt werden. Dabei ist zu beachten, daß bei den K_{OC} -Werten zur Sorption der Einfluß des DOM, der aus dem Boden in die wäßrige Phase freigesetzt wird, nicht berücksichtigt bzw. der DOM-assoziierte PAK-Anteil nicht (vollständig) erfaßt wurde. Die tatsächlichen (De)sorptionswerte können somit nur als "effektive" (De)sorptionswerte unter dem Einfluß des DOM als drittem Gleichgewichtspartner interpretiert werden.

Tab. 3: Parameter zur Desorption hydrophober PAK aus dem Ah- und yY 2- Horizont unter dem Einfluß von DOM aus Kompost der Konzentration 300 mg L⁻¹, sowie Vergleichsdaten zur Sorption von PAK an Böden.

Horizont	Desorption				Sorption	
	Ah		yY 2		K_{OC}^* [L kg ⁻¹]	K_{OC}^{**} [L kg ⁻¹]
	k_{1OC} [L kg ⁻¹]	r^2	k_{1OC} [L kg ⁻¹]	r^2		
BAA	5049	0,968	4833	0,992	600.000	68.-516.000
CHR	8792	0,970	2799	0,994	1.000.000	-
BBF	13547	0,817	4164	0,931	1.600.000	71.-854.000
BKF	6905	0,936	2178	0,997	1.700.000	-
BAP	6833	0,767	4254	0,974	2.300.000	204.-1.860.000
DBA	-	-	1331	0,763	3.170.000	565.-3.000.000
BPL	-	-	983	0,843	-	-
INP	-	-	3928	0,982	-	-

* Daten berechnet über Wasserlöslichkeit (Chiou et al, 1983).

** Daten experimentell ermittelt (Means et al, 1980; Tebaay, 1994).

Der Einfluß der DOM-Konzentration auf die Desorption ist nicht linear (Tab. 4). In einem Konzentrationsbereich von 50-300 mg DOC L⁻¹ aus Kompost konnte keine Veränderung der Desorption von PAK festgestellt werden. Hingegen zeigte die Variante ohne Zugabe von DOM aus Kompost um den Faktor 10-30 geringere PAK-Konzentrationen, wobei auch hier keine Abnahme der PAK-Konzentration in der Lösung in Abhängigkeit von der Wasserlöslichkeit der PAK festzustellen ist. Durch stärkere Aufkonzentrierung konnte bei diesem Versuch eine genauere Quantifizierung der PAK im unter Konzentrationsbereich erreicht werden. Die Vermutung, daß höhere DOM-Konzentrationen auch zunehmenden Einfluß auf die Freisetzung

von PAK nehmen, trifft bei diesen Untersuchungen nicht zu. Vorstellbar wäre, daß DOM in höheren Konzentrationen andere Strukturen ausbildet bzw. zu micellenähnlichen Makromolekülen assoziiert, wodurch die Wechselwirkung mit PAK begrenzt werden könnte oder längere Zeit zur Assoziation mit PAK benötigt wird. Weiterhin muß berücksichtigt werden, daß der zugegebene DOM aus Kompost eine andere Qualität besitzen und sich somit auf die Desorption anders auswirken kann als der DOM des Bodens selbst. Die Wirkmechanismen des DOM auf die Desorption hydrophober Umweltchemikalien müssen weiter untersucht werden, um diese Ergebnisse genauer interpretieren zu können.

Tab. 4: Desorption von PAK in Abhängigkeit der DOC-Konzentration bei Horizont yY 2 unter Einfluß der Zugabe vom DOM aus Kompost

DOM Zugabe [mg DOC L ⁻¹]	nach 24 h	[ng L ⁻¹]									
		FLT	PYR	BAA	CHR	BBF	BKF	BAP	DBA	BPE	INP
305	297	582	472	597	541	1962	557	827	158	574	958
153	153	490	442	601	544	1792	543	786	152	501	966
51	61	403	415	654	594	1741	592	903	162	522	1051
20	47	459	425	611	565	1509	548	765	160	521	837
0	22	-	-	37,7	28,5	49,8	34,4	45,9	33,3	40,0	67,5

SCHLUSSFOLGERUNGEN

DOM aus Kompost fördert die Desorption hydrophober PAK aus Böden deutlich. Während in Kontrollen ohne DOM-Zugabe Konzentrationen hydrophober PAK an der Nachweisgrenze lagen, war die Desorption unter DOM-Einfluß so hoch, daß für PAK mit 6 Ringen die Wasserlöslichkeit überschritten wurde. Bei K_{OC} -Werten für hydrophobe PAK muß der Einfluß des DOM mit berücksichtigt werden. In dieser Arbeit vorgestellte K_{OC} -Werte zur Desorption sind deutlich niedriger als Daten zur Sorption von PAK an Böden.

Allerdings scheinen bisherige Vorstellungen über die Wirkung des DOM auf die Desorption unzureichend. Es konnte keine lineare Zunahme der Freisetzung von PAK mit steigender DOM-Konzentration festgestellt werden, oberhalb einer bestimmten DOM-Konzentration war die Desorption von PAK konstant. Dies könnte auf eine Veränderung der Makrostruktur und somit der Eigenschaften des DOM in hohen Konzentrationsbereichen zurückzuführen sein.

DANK

Die Arbeiten wurden durch die Deutschen Forschungsgemeinschaft unterstützt (Ko 1035/1-7). Weiterhin danken wir den Mitarbeitern des Labors der Physischen Geographie an der Ruhr-Universität Bochum für ihre Unterstützung.

LITERATUR

- Maxin C. (1992): Sorption Polyzyklischer Aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) an die wasserlösliche organische Bodensubstanz (WOBS). Bayreuther Bodenkundl. Ber. 25.
- Raber B. und Kögel-Knabner, I. (1994): Eigenschaften von DOM anthropogener Substrate. Teil B: Charakterisierung der Bindung von PAK und Einfluß der DOM-Zusammensetzung auf die Bindungsstärke. Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 74, 469-472.
- Brusseau M.L., Wood A.L. und Rao P.S.C. (1991): Influence of organic cosolvents on the sorption kinetics of hydrophobic organic chemicals. Environ. Sci. Technol. 25, 903-910.
- Grathwohl P. (1992): Die molekulare Diffusion als limitierender Faktor bei der Sanierung von Boden- und Grundwasserkontaminationen. Z. Umweltchem. Ökotox. 4, 231-236.
- Chiou C.T., Portner P.E. und Schmedding D.W. (1983): Partition equilibria of nonionic organic compounds between soil organic matter and water. Environ. Sci. Technol. 17, 227-230.
- Means J.C., Wood S.G., Hassett J.J. und Banwart W.L. (1980): Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. Environ. Sci. Technol. 14, 1524-1528.
- Tebbay R. (1994): Untersuchungen zu Gehalten, zur mikrobiellen Toxizität und zur Adsorption und Löslichkeit von PAKs und PCBs in verschiedenen Böden Nordrhein-Westfalens. Dissertation am Institut für Bodenkunde der Universität Bonn.

Simulation der chemoautotrophen Denitrifikation in der ungesättigten Zone

von

Rolland, W., G. Richter und J. Richter*

Einleitung

Im Wassereinzugsgebiet FORST ESLOH, 20 km westlich von Hannover, wird seit den 60er Jahren ein Anstieg der Sulfatkonzentrationen im Grundwasser von 150 auf 270 mg/l beobachtet. Im gleichen Zeitraum liegen die Nitratkonzentration konstant unterhalb von 5 mg/l. Der Zusammenhang zwischen niedrigen Nitrat und hohen Sulfatkonzentrationen wird auf chemoautotrophe Reduktionsprozesse im Untergrund zurückgeführt (RICHTER & RICHTER 1991). Anhand von Perkolationsversuchen mit ungestörten Bödensäulen konnte gezeigt werden, daß dieser Prozeß nicht nur in der gesättigten sondern in Teilen des Einzugsgebietes auch in der ungesättigten Bodenzone eine Rolle spielt. (ROLLAND et al. 1993, ROLLAND 1995).

Um die chemoautotrophe Denitrifikation in der ungesättigten Zone mit einem mathematischen Modell zu beschreiben, wurde das Modell ANIMO (Agricultural Nitrogen Model, Version 3.4) um ein einfaches Schwefel-Submodell erweitert (siehe Abb. 1)

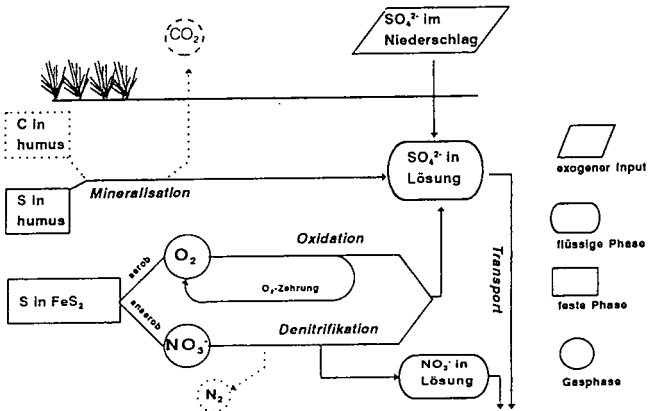


Abb. 1: Darstellung der Schwefelumsetzungen im Submodell SCHWEFEL

Das Modell ANIMO beschreibt die Nitratreduktion im Boden auf Basis eines O₂-Gasdiffusionsansatzes. (O₂-Zehrung durch Kohlenstoffmineralisation, Nitrifikation, Schwefel- und Eisenoxidation / O₂-Diffusion nach BAKKER et al. 1987). Weiterführende Angaben dazu finden sich bei BERGHUIS et al. (1985) und KROES (1994).

Beschreibung der Prozesse im Modell

Kohlenstoffmineralisation

Die Mineralisation jeder C-Fraktion wird als Reaktion erster Ordnung dargestellt. In den anaeroben Bereichen ist die C-Mineralisation herabgesetzt und es wird, soweit vorhanden, NO₃⁻ als Elektronenakzeptor genutzt.

Schwefelmineralisation

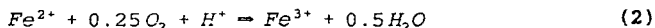
Die Mineralisation von Schwefel ist an die Mineralisation der organischen Substanz gekoppelt. Es wird entsprechend dem C/S-Verhältnis Sulfat gebildet. Der Verbrauch von zwei mol O₂ für die Oxidation vom einem mol S zu SO₄²⁻ wird bei der Berechnung der Sauerstoffzehrung vernachlässigt.

S-Oxidation durch Sauerstoff

Unter aeroben Bedingungen werden anorganische reduzierte S-Verbindungen gemäß Reaktionsgleichung (1) oxidiert:



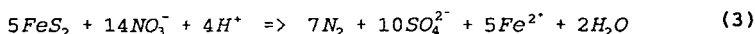
Es wird angenommen, daß freigesetzte Fe²⁺ bei Anwesenheit von O₂ wie folgt sofort weiterreagiert:



Dann wird pro kg FeS₂-S 1.87 kg O₂ verbraucht. Die Reaktion wird nach BRONSWIJK et al. (1993) durch eine Reaktion 1. Ordnung dargestellt. Durch den O₂-Verbrauch bei der S-Oxidation kommt es im Modell zu einer Rückkopplung mit der Denitrifikation. Der O₂-Verbrauch kann, wenn die Nachlieferung von Sauerstoff durch Diffusion eingeschränkt ist, die Bildung anaerober Verhältnisse zur Folge haben, in denen es dann zur Nitratreduktion kommt.

S-Oxidation durch Nitrat (chemoautotrophe Denitrifikation)

Unter anaeroben Bedingungen können anorganische S-Verbindungen zu Sulfat oxidiert werden. Die Reaktion verläuft nach Reaktionsgleichung (3) (KÖLLE et al. 1985).



Es wird angenommen, daß diese einer Kinetik 1. Ordnung folgt (BÖTTCHER 1992).

Parameter

Tab. 1: Parameter der Abbaukinetiken

Prozeß	Abbaupotential	Ratenkoeffizient
C-Mineralisation Oberböden	C _{org}	0.02 a ⁻¹
Unterböden	5% von C _{org} hier: 0.03 %C	0.2 a ⁻¹
S-Oxidation durch O ₂	gesamt S hier: 5200 mg S/kg	3.65 a ⁻¹
S-Oxidation durch NO ₃ ⁻	gesamt S hier: 5200 mg S/kg	0.11 a ⁻¹

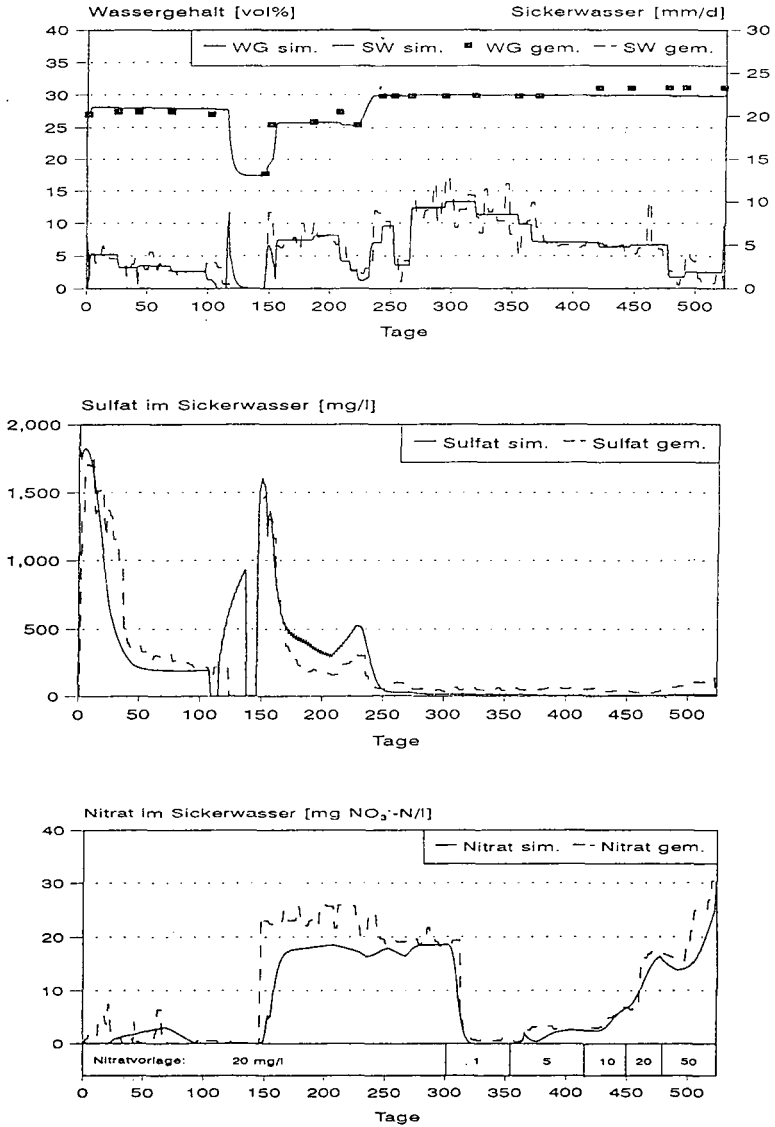


Abb. 2: Messung und Simulation von Wassergehalt (WG), Sickerwasserfluß (SW), Nitrat- und Sulfatkonzentration im Unterboden eines Gleys (Tiefe 210-240 cm)

Ergebnis und Schlußfolgerung

In Abb. 2 werden die gemessenen und simulierten Verläufe des Wassergehaltes, der Sickerwassermenge und der Sulfat- und Nitratkonzentration aus der ungestörten Bödensäule eines Gleys in 210-240 cm Tiefe dargestellt.

In den ersten 120 Tagen findet ein fast vollständiger Abbau von Nitrat im Sickerwasser statt (mittlere Rate $5.6 \mu\text{gNO}_3\text{-N}/(\text{kg}\cdot\text{d})$). Die Sulfatkonzentrationen nehmen in diesem Zeitraum von 1800 auf 250 mg/l ab. Nach einer Unterbrechung der Beregnung zwischen dem 115. und dem 140. Tag, durch die die Probe bis auf Feldkapazität austrocknet, treten wieder SO_4^{2-} -Konzentrationen 1500 mg/l im Sickerwasser auf. Gleichzeitig liegen die Nitratkonzentrationen über der des Regenwassers. Erst nach weiteren 100 Tagen tritt wieder eine geringe Nitratreduktion mit einer mittleren Rate von $3.4 \mu\text{gNO}_3\text{-N}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ im Sickerwasser auf.

Da die Schwefeloxidation unter aeroben Verhältnissen in etwa 30 mal schneller verläuft als unter anaeroben Verhältnissen kann die chemoautotrophe Denitrifikation in der ungesättigten Zonen in dauerhaft sauerstofffreien Kompartimenten eine Rolle spielen. So werden chemoautotrophe Reduktionsprozesse im Einzugsgebiet nur in Gleyböden, nicht aber in Parabraunerden beobachtet.

Das Modell beschreibt sowohl den Wasserhaushalt wie auch die Stoffkonzentrationen befriedigend. Der Einfluß des Wassergehaltes auf Sulfat- und Nitratkonzentrationen wird gut nachvollzogen. Gleiches gilt für die Simulation der Nitratreduktion bei unterschiedlichen Vorlagekonzentrationen. Nur die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser zwischen dem 150. und 250. Tag können nicht richtig beschreiben werden. Mit den angegebenen Parametern (Tab. 1) lassen sich auch die Ergebnisse aus anderen Bodensäulen ähnlich gut mit dem Modell nachvollziehen. Bei der Übertragung ins Feld treten jedoch die Probleme auf die Gasdiffusion und die Pyritgehalte im Unterboden in ihrer räumlichen Variabilität richtig zu beschreiben.

Literatur

BERGHUIS, J.T. P.E. Rijtema & C.W.J. Roest (1985): ANIMO- Agricultural Nitrogen Model. Inst. for Land and Water Management Research Wageningen, NOTA 1671; **BÖTTCHER, J. (1992):** Stoffanlieferung an das Grundwasser bei Sandböden und Stoffumsetzungen in einem Lockergesteins-Aquifer. Habilitationsschrift, Hannover.; **BRONSWIJK, J.B., K. NUGROHO, I.B. ARIBAWA, J.E. GROENENBERG & C.J. RITSEMA (1993):** Modeling of oxygen transport and pyrite oxidation in acid sulphate soils. J. Environ. Qual. 22, 544-554.; **KÖLLE, W., O. STREBEL & J. BÖTTCHER (1985):** Formation of sulfate by microbial denitrification in a reducing aquifer. Wat. Supply 3, 35-40.; **KROES, J.G. (1994):** ANIMO Version 3.4, User Guide. Interne Medelingen 102. Winand Staring Centre, Wageningen, Netherlands.; **RICHTER, G.M. & J. RICHTER (1991):** Verlagerung und Abbau von Nitrat in der ungesättigten Zone unterhalb des Wurzelraumes. Mitteilgn. Dtsch. Bodenk. Gesellsch. 66/II, 1003-1006.; **ROLLAND, W. (1995):** Heterotrophe und chemoautotrophe Denitrifikation in der ungesättigten Zone. Diss. UNI Braunschweig (in Vorbereitung).; **ROLLAND, W., G.M. RICHTER & J. RICHTER (1993):** Bedeutung der chemoautotrophen Denitrifikation in der ungesättigten Zone. Mitteilgn. Dtsch. Bodenk. Gesellsch. 72/I, 623-626.

Ein Ansatz zur Beschreibung der Säure-Pufferdynamik von Böden

von

Schimming, C.-G. und H. Wetzel¹

Einleitung

Die Versauerung von Waldökosystemen wird bisher häufig mit Hilfe von Ein- und Austragsbilanzen wesentlich an der Zusammensetzung der Bodenlösung beteiligter Elemente in ihren ionischen Bindungsformen über längere Zeiträume charakterisiert (z.B. BREDEMEIER 1987). Charakteristische Veränderungen in der Belegung des Sorptionskomplexes (KREUTZER et al. 1989, ULRICH und MALESSA 1989) und die mittlere Zusammensetzung der Bodenlösung liefern dabei wichtige Informationen über die ablaufenden Bodenprozesse (BREMEN et al. 1988). Die hochaufgelöste Erfassung der Konzentrationsdynamik kann das Verständnis von Prozessen der Bodenversauerung wesentlich erweitern, indem sie Einblick in die Dynamik dieser Vorgänge erlaubt.

Material und Methoden

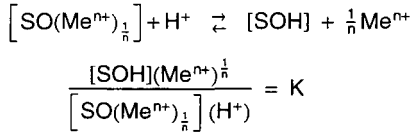
Die bodenkundlichen Arbeiten am Projektzentrum Ökosystemforschung befassen sich unter anderem mit dem Stoffhaushalt einer stark versauerten Braunerde aus Geschiebe- und Schmelzwassersanden unter Buchenwald (Tab. 1). Dazu wird in vier Tiefen die Bodenlösung über Zeiträume von 14 Tagen mit keramischen Saugkerzen und mit Streulysimetern unterhalb der Humusaufgabe beprobt. In den Proben werden die Konzentrationen ionischer Bindungsformen der wesentlichen Elemente (Na, K, Ca, Mg, Al) und die pH-Werte bestimmt.

Tab. 1: Eigenschaften einer Braunerde unter Buchenwald nördlich von Bornhöved und Beprobungstiefen der Bodenlösung (RAMBOW et al. 1993).

Horizont	UntereT Tiefe [cm]	Bepr.- tiefe [cm]	Skf. [%]	C _{org} [%]	Körnung [%]			pH (CaCl ₂)	KAK _{eff} (BaCl ₂)	verwitterbareElementgehalte(Siede-HCl) [mmol _c kg ⁻¹]					
					T	U	S			Al	Fe	Mg	Ca	K	Mn
L+Of	3,5-0	0	-	-	-	-	-	3,67	513	-	-	-	-	-	-
Ah1	5	5	12	4,94	4,9	16	79	3,2	66,7	572	261	52	27	13	7
Ah2	28	12	26	1,28	4,2	15	80,3	3,87	26,6	708	303	59	19	14	10
Ah Bv	38		59	0,71	2,6	13	84	4,44	8,8	932	375	81	24	17	10
II Bv1	60	50	56	0,15	2,2	5	92,9	4,55	6	915	598	101	20	21	8
Bv2	91		23	0,07	1,3	2	96,7	4,43	5,5	598	335	70	15	18	7
rG Bv	110		11	0,02	0,6	2	97,9	4,52	8,8	358	189	49	25	14	6
Bv3	130		12	0,03	0,5	2	97,9	4,49	5,3	369	307	52	16	13	14
III Bbs C	154	150	2	0,01	0,02	1	99,3	4,69	3,4	174	107	24	10	8	6
IV Bv C	165		21	0,02	0,6	1	98,2	5,65	10	287	204	55	31	13	7

Ergebnisse

Der Belastung der Säureneutralisations- und Pufferkapazität von Böden folgt eine Zunahme der gelösten Metalle. Die Lösung kann auf einfache Weise durch die folgende Reaktionsgleichung mit der als K bezeichneten Gleichgewichtskonstanten beschreiben werden:



Dabei wird für die betrachteten Metalle weitgehend gleiches Verhalten vorausgesetzt, so daß für alle chemischen Reaktionen an verschiedenen Bindungsplätzen eine gemeinsame Konstante gelten kann.

Für die Bodenlösung kann aus den ermittelten pH-Werten und den Metallkonzentrationen der Wert pQ_{Bd} berechnet werden:

$$\text{pH} - p \sum \text{Me}_c = pQ_{\text{Bd}}$$

Für das Gleichgewicht gilt:

$$pQ_{\text{Bd}} = pK$$

Die Streuung um den Medianwert der ermittelten pQ_{Bd} -Werte ist ein Maß für die Wirksamkeit des Puffersystems. Langfristig muß der Medianwert theoretisch dem Wert der Gleichgewichtskonstanten (pK) entsprechen.

Abhängig von der Wirksamkeit unterschiedlicher Puffersysteme schwanken die pQ_{Bd} -Werte in Bereichen, die charakteristisch für die einzelnen Horizonte der untersuchten Braunerde sind (Abb. 1).

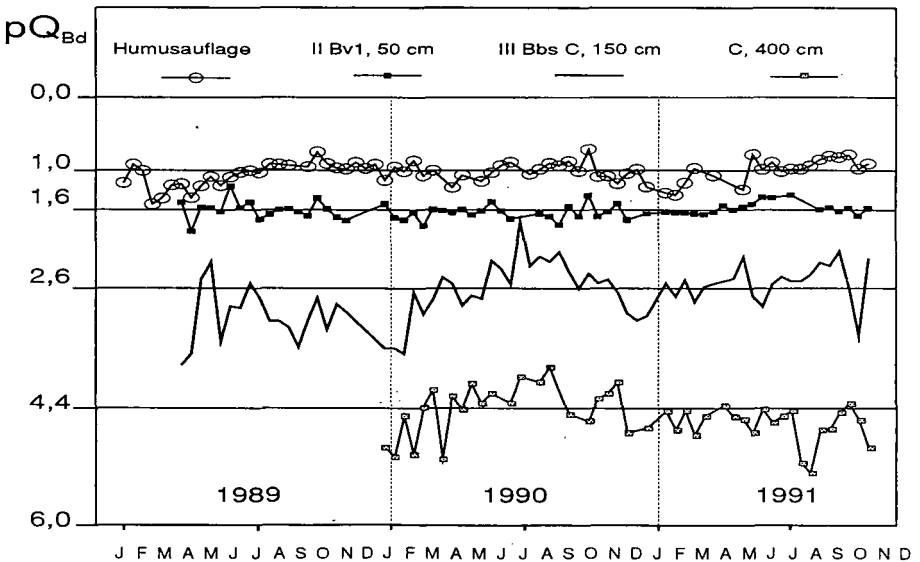


Abb. 1: Dynamik des Reaktionsquotienten pQ_{Bd} einer Braunerde unter Buchenwald nördlich von Bornhöved.

Mit zunehmender Tiefe steigen die pQ_{Bd} -Werte und ihre Streuung an. Die verstärkte Streuung ist Folge der in die Tiefe körnungsbedingt abnehmenden Säureneutralisations- und Pufferkapazität im Stoffbestand des Mineralbodens, die in enger Beziehung zur Kationenaustauschkapazität steht. Dabei zeichnet sich das System Boden durch ständige Veränderung der gleichgewichtsbestimmenden Größen pH und pMe aus.

Nach dem Prinzip von Le Chatelier verschiebt sich die Gleichgewichtslage chemischer Reaktionen

$$\pm p |Q_{Bd_t} - Q_{Bd_{t-1}}| = \pm p |(H^+)_{t-1} - (H^+)_{t-1}| - \pm p |(\Sigma Me_c)_t - (\Sigma Me_c)_{t-1}|$$

dargestellt, daß den Veränderungen entgegengewirkt wird. Für das System Boden gilt: Betrachtet man die Veränderungen zwischen zwei aufeinanderfolgenden Probenahmezeitpunkten, $(t-1, t)$, so wird damit die Trägheit des Puffersystems charakterisiert. Dabei gibt das Vorzeichen die Richtung der Aktivitätsveränderung an.

Die Veränderung des pH-Wertes ist für das Puffersystem des Bodens ein Impuls, durch den es zunächst aus dem Gleichgewicht gerät. Aus der Abb. 2 wird deutlich, daß die Anzahl der Instabilitäten mit der Tiefe und absinkender Pufferkapazität zunimmt.

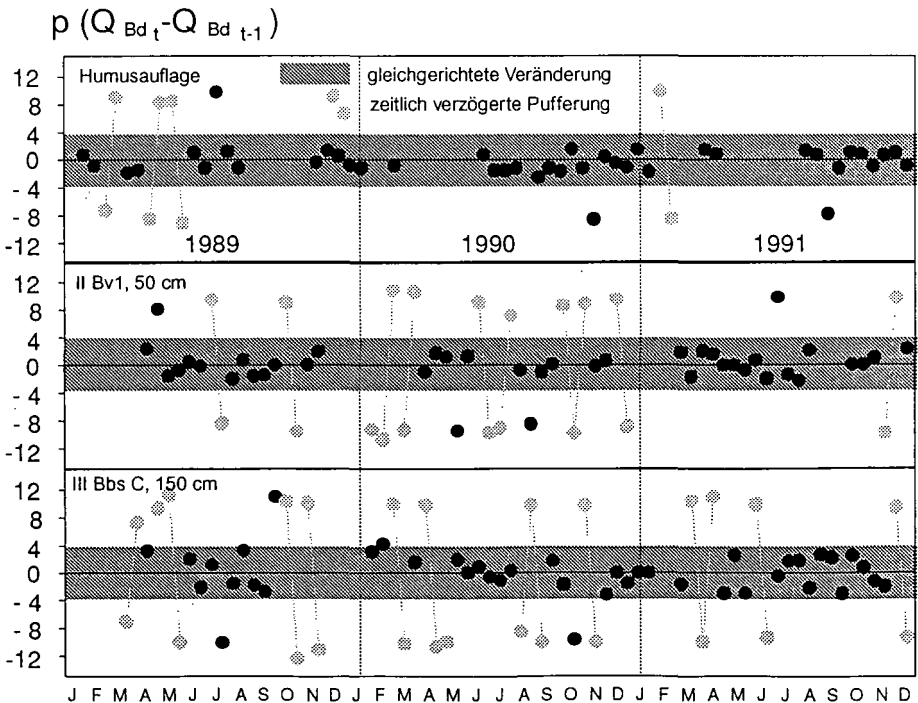


Abb. 2: Dynamik der Gleichgewichtslageveränderung einer Braunerde unter Buchenwald nördlich von Bornhöved.

Schlußfolgerungen

Der vorgestellte Ansatz zur Beschreibung der Pufferdynamik von Böden verbindet auf einfache Weise die ermittelten Ladungsäquivalente von Metallkonzentrationen und das pH der Bodenlösung. Das Verhältnis der beiden Größen, als pQ_{Bd} bezeichnet, kennzeichnet mit niedrigen Werten eine hohe Pufferfähigkeit von Böden durch die Lösung von Metallen. Bei den einzelnen Horizonten der untersuchten sandigen, stark versauerten Braunerde bestehen enge Beziehungen zwischen Pufferfähigkeit und der Kationenaustauschkapazität. Anders als im Bereich des Humuskörpers kennzeichnen die im sandigen Unterboden auftretenden hohen Schwankungen der vergleichsweise hohen pQ_{Bd} -Wert starke Ungleichgewichte der Pufferprozesse.

Die Durchführung des Konzeptes soll dazu dienen, langfristige Veränderungen im Stoffhaushalt von Böden und Trends zu erkennen. Es ist daran gedacht, es bei der Entwicklung von prozessorientierten Stoffhaushaltsmodellen einzubinden. In Voruntersuchungen konnte bereits gezeigt werden, daß bei der untersuchten Braunerde enge Beziehungen zwischen Pufferdynamik und depositionsbeeinflußten Stickstoffumsetzungen bestehen (RAMBOW et al. 1993).

Literatur

BREDEMEIER, M. (1987): Stoffbilanzen, interne Protonenproduktion und Gesamtsäurebelastung in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 33, 1-183

BREEMEN, N. van, VISSER, W.F.J and PAPE, Th. (1988): Biogeochemistry of an oak-woodland ecosystem in the Netherlands effected by acid deposition. Pudoc, Wageningen

KREUTZER, K., SCHIERL, R. und GÖTTLEIN, A. (1989): Auswirkungen von saurer Beregnung und Kalkung in einem Fichtenbestand der Hochlagen des Bayrischen Waldes. GSF-Bericht 6, 51-60

RAMBOW, K., SCHIMMING, C.-G. und WETZEL, H. (1993): Dynamik von Stickstoffumsetzungen und deren Auswirkungen im Stoffhaushalt. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 72, 429-432

ULRICH, B. und MALESSA, V. (1989): Tiefengradienten der Bodenversauerung. Z. Pflanzenernähr., Bodenk. 152, 81-84

Verteilungsmuster von Nähr- und Schadstoffen innerhalb einer ehemaligen Rieselfeldgalerie

von

Schlenther, L., C. Hoffmann und M. Renger

PROBLEMSTELLUNG

Aufgrund jahrzehnte andauernder Abwasserverrieselung auf durchlässigen Sanderflächen im Norden Berlins bildeten sich auffällige Verteilungsmuster für Schad- und Nährstoffe innerhalb der typischen Rieselgalerien mit ihren Tafelstrukturen heraus. Auch nach Einstellung der Abwasserbeschickung 1985 und tiefgreifenden Umgesaltungsvorgängen wie Einebnung der Dämme und Planierung der Flächen finden sich noch heute diese Muster z. B. in Luftaufnahmen der Vegetation bzw. der Bodenoberfläche wieder. Aufgrund der Größe der ehemaligen Rieselfelder von ca. 1400 ha müssen einfache Beprobungsmethoden eingesetzt werden, die mit minimalem Aufwand ein möglichst genaues Abbild der Stoffkonzentrationen der kontaminierten Flächen liefern.

UNTERSUCHUNGSGEBIET

Für die Untersuchung wurde eine repräsentative Rieselgalerie der ehemaligen Rieselfelder Berlin-Buch am nordöstlichen Stadtrand von Berlin ausgewählt. Die Untersuchungsfläche ist 160x300 m (4,8 ha) groß und war bis 1985 in Intensivrieselelnutzung (>10.000 mm/a). Nach 1985 wurde die Fläche, die durch bis zu 3 Meter hohe Dämme in insgesamt 10 Becken aufgeteilt war, tiefgreifend maschinell planiert und anschließend aufgeforstet, der Anwucherfolg betrug jedoch nur 40 Prozent.

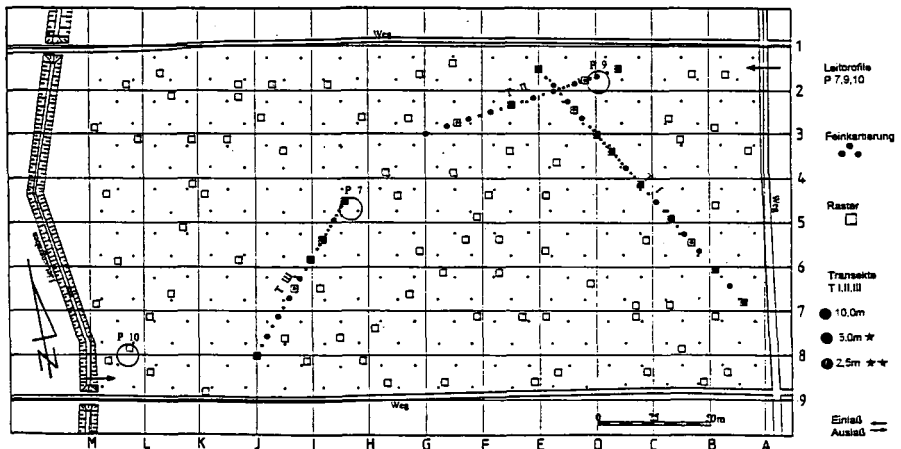


Abb.: 1: Probenahme- und Feinkartierungspunkte innerhalb der Intensivuntersuchungsfläche Berlin-Buch

MATERIAL UND METHODEN

In Anlehnung an die Vorgehensweise von WILDING (1985) wurden zur Erfassung der kleinräumlichen Variabilität der Stoffverteilungen drei Probenahme-Transekte in Abhängigkeit von den ehemaligen Rieselfeld-

¹ Techn. Universität Berlin, Inst. f. Ökologie, FG Bodenkunde, Sekr. BK, Salzufer 11-12, 10587 Berlin

strukturen (Dämme, Tafel einlässe Fließwege) angelegt. Die Proben wurden in regelmäßigen Abständen von 10-2,5 m innerhalb von von 90 m bis 140 m Länge in drei Tiefenstufen a' 2 dm Mächtigkeit genommen, insgesamt wurden 76 Punkte beprobt. Weiterhin wurde die Fläche in ein 20x25 m Raster aufgeteilt, die Auswahl des Probenahmepunktes innerhalb jeder Rasterflächen erfolgte zufällig (Abb. 1), die Probenahme erfolgte entsprechend der Transekte, insgesamt wurden 96 Punkte beprobt. An drei Punkten innerhalb jeder Rasterfläche erfolgte eine Kartierung der Horizonte, insgesamt 288 Punkte. Neben der Mächtigkeit des organischen Auftrags-Horizontes (YAh), den Lagerungsdichten, pflanzenverfügbaren Nährstoffen (Amonium-Acetat) und den pH-Werten, wurden die Gesamtkohlenstoff- und Gesamtstickstoff sowie die Gesamtphosphorgehalte und die gesamtlöslichen Gehalte (HNO₃-Druckaufschluß) von Schwermetallen bestimmt.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

In der Abbildung 2 ist exemplarisch für die untersuchten Schwermetalle und Nährstoffe die räumliche Verteilung der Cadmium-Konzentrationen in den drei Untersuchungstiefen dargestellt. Zusätzlich befindet sich am oberen Rand der Abbildung die Darstellung der Mächtigkeit des organischen Auftrags-Horizontes YAh.

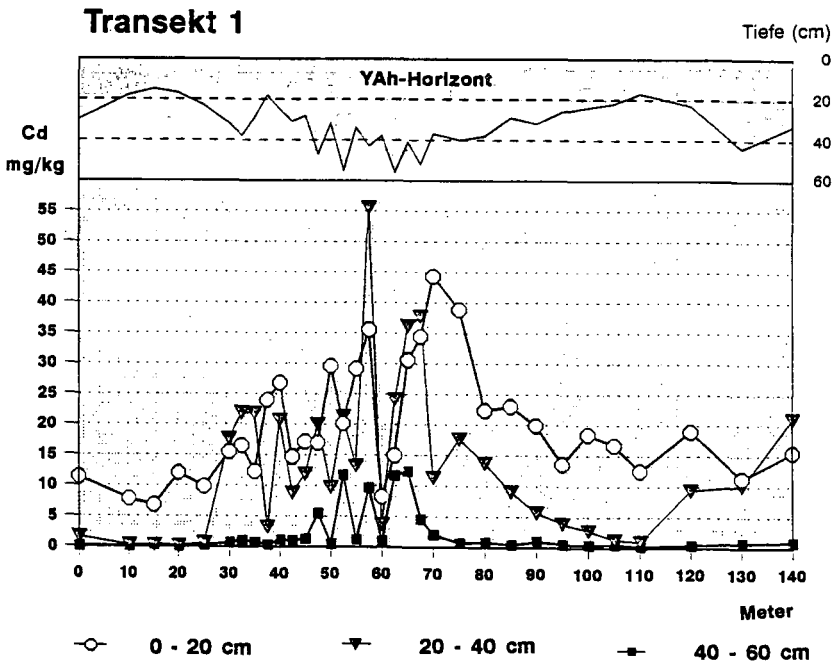


Abb. 2: Die räumliche Verteilung der Gesamt-Cadmiumgehalte (mg/kg) der Transekte 1 bis 3 in der untersuchten Rieselfeldgalerie.

Aus Abb. 2 wird ersichtlich, daß die höchsten Konzentrationen im Transekt 1 erreicht werden. Dieses Transekt, sowie Transekt 2, befinden sich nahe dem ehemaligen Einlaß der Galerie. Transekt 1 wurde so angelegt, daß im Bereich von 60 Metern ehemalige Dämme geschnitten werden. Zur Zeit der Berieselung wurde phasenweise im Einlaßbereich die akkumulierte organische Substanz zu den Dämmen hin zusammengeschoben. Daher erreicht dort die organische Auflage Mächtigkeiten bis zu knapp 60 cm und die Konzentration des Cadmiums Maximalwerte von 55 mg/kg in 0 bis 20 cm Tiefe, in 40 bis 60 cm noch bis zu 13 mg/kg. Der

dritte Transekt liegt in der Mitte der Galerie. die Konzentrationen des Cadmiums erreichen hier maximal nur noch 15 mg/kg und liegen insgesamt auf einem deutlich niedrigerem Niveau.

Tab. 1: Statistische Charakterisierung der Nährstoff- und Schwermetallvorräte (g/m²) des Transekt 1 (n=33)

	org. S.	Ca	K	Mg	Na	P	Pb	Cd	Cu	Zn
M	g	g	g	g	w	w	g	g	g	w
Mw	23800	666	33	8	15	1780	93	7	70	262
Sf	1,67	1,74	1,87	2,23			1,76	1,87	1,67	
Mw*Sf	39800	1167	62	18	21	2460	164	13	117	428
Mw/Sf	14200	384	18	4	9	1210	53	4	42	136

M = Mittelungsmaß (g = geometrisches Mittel, w = Mittelwert aus Wurzeltransformation)

Mw = Mittelwert Sf = Streufaktor

Mw*Sf = obere Grenze des 64%-Intervalls

Mw/Sf = untere Grenze des 64%-Intervalls

In der Tabelle 1 sind die Vorräte der untersuchten Stoffe des Transekt 1, ermittelt aus den Konzentrationen und den Lagerungsdichten in den drei Schichten, im Mittel mit Steuerung zusammengestellt. Da es sich in den meisten Fällen nicht um normalverteilte sondern um links steile Verteilungen der Werte handelt, sind verschiedene Mittelungsmaße angegeben. Für das geometrische Mittel ist der Streufaktor das Maß der Standardabweichung. Anhand von geostatistischen Analysen wurde ermittelt, daß bei den gewählten Probenabständen, sowohl für die Konzentrationen in 20 cm Tiefe als auch für die Vorräte im Transekt 1, die Nuggetvarianz um zwei drittel unter der Gesamtvarianz liegt, die bei 55 Meter (=Range) erreicht wird.

Tab. 2: Korrelationen der Nährstoff- und Schwermetallkonzentrationen aller untersuchten Transektproben (n=234)

	org. S.	Ca	K	Mg	Na	P	Pb	Cd	Cu
Ca	,79								
K	,76	,58							
Mg	,76	,72	,75						
Na	,73	,66	,51	,67					
P	,90	,78	,73	,73	,72				
Pb	,91	,78	,67	,70	,71	,92			
Cd	,87	,69	,62	,56	,68	,85	,82		
Cu	,94	,77	,69	,69	,72	,95	,94	,91	
Zn	,88	,78	,69	,70	,72	,91	,88	,86	,92

Die Korrelationen (vgl. Tab. 2) zwischen der organischen Substanz und den Schwermetallgesamtgehalten (r = 0,87 bis 0,94) verdeutlichen die herausragende Bedeutung der organischen Komponente als Bindungsträger. Ebenfalls zeigen die korrelativen Beziehungen der org. Substanz zu den Nährstoffen und dem Phosphat, daß der Auftragshorizont YAh eine wichtige Funktion als Nährstoffpool hat. Darüber hinaus muß erwähnt werden, daß der pH-Wert, Minimum 4,1 und Maximum 6,1, mit keinem anderen Parameter in korrelativer Beziehung steht.

Tab. 3: Korrelationsmatrix der Gesamtschwermetallkonzentrationen und dem Gesamtkohlenstoff der untersuchten Rasterproben in 0 bis 20 cm Tiefe (n = 96)

	Ct	As	Cu	Cd	Pb
As	,85				
Cu	,93	,85			
Cd	,91	,80	,95		
Pb	,82	,90	,84	,73	
Zn	,71	,66	,86	,72	,71

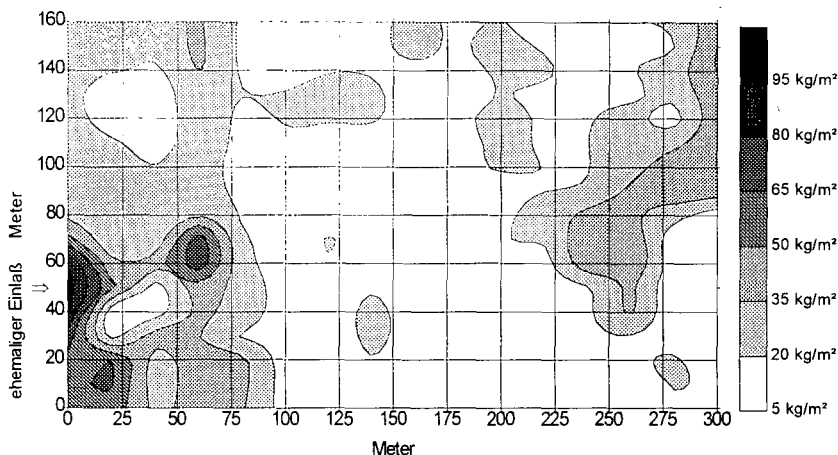


Abb. 3: Verteilungsmuster der Humusvorräte (kg/m^2 und 6 dm) innerhalb einer ehemaligen Rieselfeldgalerie.

Aus Tabelle 3 geht deutlich hervor, daß, wie zuvor bei den Transektproben, die Schwermetallgehalte sowohl untereinander und vor allem mit der organischen Substanz hoch signifikant korrelieren. Somit kommt der Verteilung der organischen Substanz innerhalb der ehemaligen Galerie eine zentrale Bedeutung zu. In Abb. 3 ist das flächenhafte Verteilungsmuster der Humusvorräte (kg/m^2 und 6 dm Mächtigkeit) dargestellt. Es wird deutlich, daß im Bereich des ehemaligen Einlasses die höchsten Vorräte vorliegen, und dort, aufgrund der engen korrelativen Beziehungen, die höchsten Schwermetallbelastungen auftreten werden. Am Ende der Galerie steigen die Humusvorräte nochmals an, dort befinden sich am Rande einer natürlichen Senke, des Lietzengrabens, Reste holozäner Torfbildungen. Zum Vergleich liegen die Humusvorräte an einem vergleichbaren Ackerstandort mittlerer Lagerungsdichte und 3 dm Ap-Mächtigkeit bei 10 bis 15 kg/m^2

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß bei der Erfassung der Belastung einer ehemaligen Galerie mit Schadstoffen wie z. B. Schwermetallen, der organischen Substanz eine zentrale Bedeutung zukommt. Da auch in den Rieselschlammrückständen, die punktuell noch in Zentimeter mächtigen Schichten zu finden sind, Humusgehalte von bis zu 48 Prozent und höchste Schwermetallgehalte nachgewiesen wurden (172 mg/kg, SCHLENTHER et al, 1992), kann durch eine Humuskartierung Aufschluß über Lage und Ausdehnung möglicher hochbelasteter Flächen gewonnen werden. Die Mächtigkeit des organischen Auflagehorizontes, der gegenüber dem mittelsandigen C-Material wesentlich zur Nährstoff und Wasserversorgung der Pflanzen beiträgt (HOFFMANN et al., 1994), ist eine wichtige ökologische Kenngröße. Eine Kombination aus Transekt- und Rasterprobenahmen hat sich als praktikabel zur Erfassung wichtiger Strukturen herausgestellt. Langfristig muß auf stillgelegten Flächen mit dem Abbau der organischen Substanz gerechnet werden (BLUMENSTEIN et al, 1991) und durch Modelluntersuchungen zur Mobilität von Schwermetallen konnten SWARTJES et al (1991) eine Verlagerung in tiefere Schichten prognostizieren.

LITERATUR

- Blumenstein, O., K. Grunewald und R. Schubert, 1991: Das Altlastengebiet Rieselfelder Berlin-Süd, Potsdamer Geographische Forschungen, Band 1, Uni Potsdam
- Hoffmann, C., L. Schlenther u. C. Bowo 1994: Untersuchungsergebnisse der bodenökologischen Meßstation in Berlin-Buch: 1993. Abschlußbericht. Im Auftrag der Berliner Forsten. Berlin. 41 S.
- Schlenther, L., T. Eggert u. C. Hoffmann 1992: Bodenökologische Untersuchungen auf den Rieselfeldflächen Buch. Abschlußbericht. Im Auftrag der Berliner Forsten. Berlin. 215 S.
- Swartjes, F.A., C. Fahrenhorst und M. Renger, 1991: Entwicklung und Erprobung eines Simulationsmodells für die Verlagerung von Schwermetallen in wasserungesättigten Böden, UBA-FB 107 01 009
- Wilding, L.P. 1985: Spatial variability: ist documentation, accomodation and implication to soil surveys. in: Nielsen, D.R. u. J. Bouma: Soil spatial Variability, Proc. of a workshop of the ISSS and the SSSA Las Vegas, USA (30.11.-1.12.84), Pudoc-Verlag Wageningen.

Chemische und NMR-spektroskopische Kennzeichnung von Korngrößenfraktionen natürlicher und anthropogen beeinflusster Schwarzerden im Raum Halle

von

Schmidt, M. W. I.¹, H. Knicker² und I. Kögel-Knabner¹

1 Einleitung

Die organische Substanz in Böden kann durch anthropogene Einträge wie z. B. Ruß, Kohlestaub sowohl in ihrer Menge als auch in ihren Eigenschaften erheblich verändert werden. Eine Differenzierung zwischen der natürlichen und anthropogenen Substanzen ist schwierig und bisher nicht versucht worden. Im hier vorgestellten Beispiel wird der Einfluß von Braunkohlestaubimmissionen an einem Standort im Raum Halle untersucht. Die organische Substanz einer natürlichen und einer durch Immissionen überprägten Schwarzerde werden chemisch und mittels CPMAS ¹³C NMR charakterisiert und miteinander verglichen. Als methodischer Ansatz wurde ein Vergleich der beiden Ap Horizonte sowie deren Korngrößenfraktionen gewählt.

2 Standorte und Methoden

Die Proben (Tab.1) wurden von ackerbaulich genutzten Schwarzerden im Umfeld von Halle genommen. Ein nicht kontaminierter Standort (nördlich Halle, Gut Seeben) wurde mit einem anthropogen kontaminierten Standort (südlich Halle, bei Beuna) verglichen. Da der Emittent vermutlich die etwa 1 km entfernte Braunkohlenbrikettierungsanlage war, wurde dort auch Braunkohle der letzten Produktion beprobt. Die Bodenproben wurden soweit möglich von lebenden Wurzeln und sichtbaren Pflanzenresten befreit. Die Proben wurden bei -30 °C tiefgefroren und bei einer Temperatur von -60 °C und einem Luftdruck von 8 Pa gefriergetrocknet (Edwards Freeze Dryer, Super Modalyo). Die Aggregate wurden vorsichtig zerdrückt und die Fraktion > 2 mm wurde abgesiebt. Ein Aliquot wurde für chemische Analysen in einer Kugelmühle gemahlen. Für die physikalische Fraktionierung wurde für die Ap Horizonte die zur Dispergierung notwendige Ultraschallenergie nach CHRISTENSEN (1985, 1992) bestimmt. Die Ultraschallenergie wurde mit einer Ultraschallsonde "Labsonic U" (Braun Melsungen FRG) aufgebracht und über eine Sonde mit 19 mm Durchmesser übertragen. Kalorimetrische Messungen nach NORTH (1976) ergaben eine aufgewandte Energie von 440 J*ml⁻¹. Die Temperatur der Suspension (30g Boden/150 ml aqua dem.) betrug maximal 35 °C. Die Suspension wurde durch Naßsiebung in drei Sandfraktionen aufgetrennt. In Sedimentationszylinder wurden weitere vier Fraktionen (Ton und Schluff) beginnend mit der kleinsten abgetrennt. Gelöster organischer Kohlenstoff wurde vom Ton durch Filtration (Cellulosenitrat, 0,45 µm) abgetrennt und der Gehalt an organischem Kohlenstoff bestimmt (Shimadzu TOC Analyzer). Anschließend wurden die Fraktionen gefriergetrocknet,

¹ Arbeitsgruppe Bodenkunde und Bodenökologie, Geographisches Institut, Ruhr-Universität Bochum, 44780 Bochum.

² Fuel Science Program, Pennsylvania State University, 209 Academic Projects Building, University Park, PA 16802-2303, USA

gewogen und gemahlen. C- und N- Gehalte wurden für den nicht kontaminierten Standort mit einem Leco CNS 2000 und für den kontaminierten Standort mit einem Elementar Vario EL mit Parallelbestimmungen durchgeführt. Die CPMAS ¹³C NMR spektroskopische Kennzeichnung wurden nach FRÜND (1988) an einem Brucker MSL 100 durchgeführt. Die chemische Verschiebung wird relativ zu Tetramethylsilan angegeben.

Tab. 1: Beschreibung der beiden untersuchten Schwarzerden

	Horizont	Tiefe (cm)	pH (H ₂ O)	C _{org} (mg*g ⁻¹)	N (mg*g ⁻¹)	C/N	Bodenart
nicht kontaminiert	Ap	20	6,5	22,6	2,0	11	Slu
	Ah	50	6,6	21,0	1,9	11	Slu
	IcAh	>50	7,2	12,9	1,3	10	Lsu
kontaminiert	Ap1	20-25	6,2	138,6	3,6	39	UI
	Ap2	40-50	6,3	140,6	3,5	40	UI
	BvCv	50-90	7,4	12,4	1,1	11	Uls
	Cv	>90	7,8	<0,1	<0,3	3	UI
Braunkohle	-	-	-	554,4	6,3	88	-

Ergebnisse und Diskussion

Im Vergleich von nicht kontaminiertem und kontaminiertem Tschernosem lassen sich die Immissionen der Braunkohlenbrikkettierungsanlage in den hohen C- und N- Gehalten der Ap Horizonte nachweisen. Die um den Faktor sechs für C bzw. Faktor zwei für N höheren Gehalte für die Ap Horizonte (Tab. 2) deuten auf einen erheblichen Eintrag an kohlenstoffreichem Material hin. Auch in den Korngrößenfraktionen liegen die absoluten Gehalte vor allem an C erheblich über den natürlichen Werten.

Betrachtet man die relative Verteilung, so sind C_{org} und N bei der nicht kontaminierten Schwarzerde auf die Fraktionen Ton und Feinschluff konzentriert. Ähnliche Daten sind bereits für verschiedene Böden bekannt (BALDOCK ET AL. 1992, CHRISTENSEN 1992). Eine ganz andere Verteilung zeigt der kontaminierte Tschernosem. In der Fraktion Feinsand liegen mehr als 36 % des gesamten C sowie 21 % des gesamten N vor, obwohl der Massenanteil des Feinsandes nur 12.7 % beträgt.

Die C/N Verhältnisse für den nicht kontaminierten Tschernosem sind mit Werten von 14 für den Ap Horizont normal und zeigen eine typische kontinuierliche Abnahme vom Grobsand (54) zu den feinen Fraktionen (Ton 11). Der kontaminierte Standort hingegen zeigt enorm weite C/N Verhältnisse über alle Bereiche. Insbesondere Feinsand, Mittel- und Grobschluff weisen mit Werten von über 50 auf eine Zufuhr von N-armem Braunkohlestaub (Braunkohle 88) hin.

Die CP MAS ¹³C - NMR-Spektroskopie ermöglicht die Abschätzung der Zusammensetzung der organische Substanz der Ap Horizonte. Kohlenstoff zeigt in seinen verschiedenen strukturellen Verbindungen charakteristische Signale, die langkettigen Aliphaten (30 ppm), Polysacchariden und anderen O-Alkyl-Verbindungen (72, 105 ppm), aromatischen Verbindungen (Lignin bei 119, 130 und 150 ppm), sowie Carboxylgruppen (175 ppm) zugeordnet werden können.

Tab. 2: Masse, C und N -Gehalte der Ap Horizonte der Tschernoseme

Fraktion	% d. ges. Masse	Corg		mg*g ⁻¹	N		C/N
		mg*g ⁻¹	% d. ges. Corg		% d. ges. N		
<i>Schwarzerde nicht kontaminiert</i>							
Ap gesamt	100	22,6	100	2,0	100		11
Grobsand	1,7	10,8	1	0,2	0		54
Mittelsand	10,1	2,7	1	0,1	0		44
Feinsand	15,9	6,5	5	0,2	2		39
Grobschluff	28,3	3,2	4	0,1	2		29
Mittelschluff	12,4	19,2	11	1,0	8		19
Feinschluff	5,8	62,9	17	4,1	15		16
Ton	20,2	62,9	60	5,7	75		11
gelöste Substanz	n. b.		1	n. b.	n. b.		n. b.
% Wiederfindung	94,1		100		102		
<i>Schwarzerde kontaminiert</i>							
Ap1 gesamt	100	138,6	100	3,6	100		39
Grobsand	0,5	29,5	0	1,7	0		17
Mittelsand	1,8	52,5	1	1,5	1		35
Feinsand	12,7	347,2	36	5,2	21		67
Grobschluff	30,9	58,4	15	1,0	10		58
Mittelschluff	17,0	159,2	22	3,1	17		52
Feinschluff	8,0	198,5	13	6,0	15		33
Ton	17,6	126,4	18	6,8	39		19
gelöste Substanz	n. b.		1	n. b.	n. b.		n. b.
% Wiederfindung	88,5		105		103		

n b.: nicht bestimmt

Die Anteile der verschiedenen Bereiche an der gesamten Signalintensität zeigen charakteristische Verteilungen (Tab. 3). Bei der Braunkohle dominieren die Signale der aromatischen und aliphatischen Verbindungen. Dies drückt sich im Verhältnis der Signalintensitäten von Alkyl+Aromaten zu O-Alkyl+Carboxyl aus. Es beträgt für die Braunkohle 2,3. Die für die kontaminierten Schwarzerde gefundene Verhältnisse liegen mit 1,8 für den Ap Horizont und 1,6 bis 2,1 für Mittelsand bis Mittelschluff ebenfalls hoch und weisen auf den Einfluß der Braunkohle in diesen Fraktionen hin. Beim Grobsand liegen die Verhältnisse mit 1,4 niedriger, denn hier zeigen sich wie häufig beobachtet noch Kohlenhydrate (45-110 ppm) aus Pflanzenresten im Spektrum.

Die geringeren Verhältnisse von Feinschluff (1,3) und Ton (1,2) deuten auf einen geringeren Anteil der Braunkohlestäube an den feinsten Fraktionen hin und liegen nur geringfügig über den bei nicht kontaminierten Böden gemessenen Werten. Bei natürlichen Böden mit vergleichbaren Eigenschaften und ähnlicher Klassifikation (mollisols) fanden BALDOCK ET AL. (1992) für verschiedene Korngrößen- und Dichtefraktionen Verhältnisse von nur 0,5 bis 1,1. Die Fraktion Feinsand zeigt hohe Gehalte an Kohlenstoff (347,2 mg*g⁻¹) und weite C/N Verhältnisse, die einen

extrem hohen Anteil an Braunkohle vermuten lassen. Das NMR Spektrum zeigt jedoch nur ein Verhältnis von 1,6. Dies läßt sich auf einen relativ zur Braunkohle mehr als doppelt so hohen Anteil an Carboxyl C (16%) zurückführen. Vermutlich spielen hier Verwitterungsprozesse der Braunkohle eine Rolle.

Tab. 3: Tschernosem, kontaminiert im Vergleich mit Braunkohle aus der Brikettierungsanlage Beuna. Anteile der verschiedenen Bereiche an der gesamten Signalintensität in %. (0-45 ppm Alkyl C, 45-110 ppm O-Alkyl C, 110-160 ppm Aromaten C, 160-220 ppm Carboxyl C)

Probe	chemische Verschiebung (ppm)				
	0-45	45-110	110-160	160-220	Alkyl+Aromaten / O-Alkyl+Carboxyl
Braunkohle	36	23	34	7	2,3
Ap gesamt	28	26	36	10	1,8
Grobsand	23	32	36	10	1,4
Mittelsand	32	24	36	9	2,1
Feinsand	30	22	31	16	1,6
Grobschluff	28	23	33	16	1,6
Mittelschluff	37	23	31	9	2,1
Feinschluff	25	23	32	20	1,3
Ton	29	27	28	16	1,2

Schlußfolgerungen

⇒ Die mit Braunkohlenstaub kontaminierte Schwarzerde unterscheidet sich von der nicht kontaminierten in der Menge und Verteilung der organischen Substanz erheblich. Die Korngrößenfraktionen sind von den Veränderungen in unterschiedlichem Maße betroffen.

⇒ Die Zusammensetzung der organische Substanz der kontaminierten Schwarzerde ist durch den Eintrag von Braunkohle gegenüber natürlichen Standorten verändert. Der Anteil an aliphatischen und aromatischen Kohlenstoffverbindungen ist deutlich erhöht.

Dank

Wir danken der DFG danken wir für die finanzielle Förderung der Arbeiten (Ko 1035/6-1). Für Mithilfe bei der Auswahl der Standorte danken wir Dr. Heisig, A. März (Halle) und Dr. C. Moritz (Merseburg). Für Hilfe bei der Durchführung der Versuche danken wir W. Gosda und G. Wilde (Bochum).

Literatur

BALDOCK, J. A.; OADES, J. M.; WATERS A. G., PENG, X.; VASALLO, A. M.; WILSON, M.A. (1992): Aspects of the chemical structure of soil organic materials as revealed by solid-state ¹³C NMR spectroscopy. *Biogeochemistry* **16**, 1-42.

CHRISTENSEN, B. T. (1985): Carbon and nitrogen in particle size fractions isolated from Danish arable soils by ultrasonic dispersion and gravity - sedimentation. *Acta Agric. Scand.* **35**, 175 - 187.

CHRISTENSEN, B. T. (1992): Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. in: *Advances in Soil Science* **20**, 1 - 90. Springer, New York.

FRÜND, R. (1988): Quantitative Charakterisierung von organischen Bodeninhaltsstoffen mit Hilfe der ¹³CNMR-Spektroskopie. Dissertation.

NORTH, P. F. (1976): Towards an absolute measurement of soil structural stability usingultrasound. *J. Soil Sci.* **27**, 451-459.

Räumliche Variabilität von N₂O-Emissionen

von

Schmidt, U.¹ und W. R. Fischer²

1. Einleitung:

Die Intensität der N₂O-Freisetzung ist von der Witterung und einer Vielzahl sich gegenseitig beeinflussender Standortseigenschaften abhängig (Knowles 1981). Bisher konnte für die N₂O-Emissionen aus Böden noch keine statistisch absicherbare Abhängigkeit von den sie beeinflussenden Bodeneigenschaften und der Witterung nachgewiesen werden (Braun 1993, Pennock et al. 1992, Parsons et al. 1991). Der Grund ist in der großen Variabilität der N₂O-Emissionen zu suchen. Meistens wird über mehrere Meßstellen gemittelt, so daß vorhandene Zentren höherer Umsatzraten (hot spots) entweder nicht erfaßt oder (durch die Probenaufbereitung) stark verdünnt werden.

2. Methoden zur Messung von N₂O-Emissionen und Ergebnisse:

Messung der N₂O-Emissionen mit closed chambers (Abb. 1): Die Stahlblechkammern decken eine Grundfläche von 1256 cm² ab. Sie werden zur Messung auf in den Boden eingesteckte Ringe des gleichen Materials mit Hilfe von Gummidichtungen und Fixierungsbändern aufgesetzt. Die Ringe werden mindestens eine Woche vor der ersten Messung eingebaut. Durch Übereinandersetzen mehrerer Ringe kann auch in höheren Pflanzenbeständen gemessen werden. Der Gasfluß wird über die Konzentrationsdifferenz zwischen zwei Meßzeitpunkten errechnet.

Variabilität der N₂O-Emissionen im Feld: Die N₂O-Emissionen sind über eine Fläche, die als homogen angesehen wird, sehr heterogen. Messungen auf einem Standort im Kraichgau über Lößböden zeigte 1994 einen mittleren relativen Variationskoeffizient der N₂O-Emissionen von 35 %. Diese hohe Variabilität macht es schwierig, für einen Standort oder eine Bewirtschaftungsvariante verlässliche Mittelwerte zu erstellen. Durchschnittlich werden 12 Hauben, die eine Gesamtfläche von 1,5 m² abdecken, benötigt, damit der wahre Mittelwert mit einer Wahrscheinlichkeit von 90 % innerhalb der Grenzen von +/- 10 % des gefundenen Mittelwerts liegt.

3. Ursachen der N₂O-Emissionen

Versuche mit closed chambers: Bodenproben wurden direkt unter den Meßhauben gezogen und die Ergebnisse den N₂O-Emissionen der jeweiligen Hauben gegenüber gestellt. Der Boden wurde untersucht auf: Nitrat- und Ammoniumgehalt (VdLUF_A 1991), grav. Wassergehalt, kaltwasserlösliche Kohlenstoffverbindungen (Burford und Bremner 1975), heißwasserlösliche Kohlenstoffverbindungen (Behm 1988), Denitrifikationspotential (Braun 1994), gesamter organischer Kohlenstoff (Lichterfelder Methode). Korrelationen über verschiedene Meßplätze und über die Zeit zwischen den N₂O-Emissionen und Bodeneigenschaften konnten nicht gefunden werden. Die mikrobielle Aktivität führte bei Bodentemperaturen über von 5° C und bei Bodenfeuchtigkeit von über 60 % der maximalen Wasserkapazität zu N₂O-Emissionen, was Denitrifikationsprozesse als die Hauptursache wahrscheinlich macht. Der Einfluß von Stickstoff-

¹ Institut für Bodenkunde und Standortlehre der Univ. Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27, 70599 Stuttgart

² Institut für Bodenkunde der Univ. Hannover, Herrenhäuserstr. 2, 30419 Hannover

Verbindungen oder verfügbarem Kohlenstoff auf die N_2O -Emissionen konnte nicht quantifiziert werden. Ergänzende Berechnungsversuche konnten die Bedeutung des Wassergehaltes (und damit der Durchlüftung) und des Nitratgehaltes des Bodens nachweisen (Abb. 2). Angesichts der unzureichenden Erklärungsmöglichkeiten trotz der kleinräumigen Untersuchungsskala muß die Suche nach den Ursachen der N_2O -Emissionen auf noch kleinerer Skala durchgeführt werden.

Versuche mit gestörten Bodenproben: Bedeutung der organischen Substanz im Modellversuch: Für die Modellversuche wurden Bodenproben gesiebt, homogenisiert und aufgeteilt. Für jede Probe wurden die N_2O -Bildungsrate (feldfeucht bebrütet), das Denitrifikationspotential und die Nitratkonzentration bestimmt. Die N_2O -Bildungsraten von Proben aus drei Bodentypen, die jeweils aus unterschiedlicher Entfernung zu Ernteresten der Vorfrucht (Zuckerrübenstücke) entnommen worden waren, zeigte die Abhängigkeit der N_2O -Bildung von verfügbarem Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen aus Ernteresten (Abb. 3). Im Kolluvium war offensichtlich das Nitratangebot nicht ausreichend für N_2O -Produktion, sobald jedoch Nitrat zugegeben wurde und für die Denitrifikation günstige Bedingungen herrschten, waren die N_2O -Bildungsraten dieser Proben, ersichtlich am Denitrifikationspotential, am höchsten.

Beeinflussung der N_2O -Bildung durch organischen Kohlenstoff: Aus einer Meßstelle im Kolluvium, bei der besonders hohe N_2O -Emissionen gefunden worden waren, wurde ein Bodenvolumen von $36 \times 36 \times 30 \text{ cm}^3$ in 108 Einzelproben mit ca. 420 g aufgeteilt. Für jede Probe wurden die N_2O -Bildungsrate, der gesamte organische Kohlenstoffgehalt und der Nmin-Gehalt bestimmt (Abb. 4). In der Tiefe 10 bis 20 cm wiesen zwei von 32 Proben bei der Bebrütung stark positiv abweichende N_2O -Bildungsraten auf. Im Gegensatz zu den anderen Proben war bei diesen auch die Konzentration an organischem Kohlenstoff eindeutig höher, während es keine Zusammenhänge zwischen den N_2O -Bildungsraten und den Nmin-Gehalten gab. Abb. 5 zeigt eine Gegenüberstellung der flächenhaften Verteilung der N_2O -Emissionen und der Gehalte an organischem Kohlenstoff der zweiten Bodenschicht.

4. Literatur:

- Behm, R. (1988): Untersuchungen zur Bestimmung der leicht umsetzbaren N- und C- Anteile im Heißwasserextrakt des Bodens. Arch. Acler- Pflanzenbau Bodenkd. 32: 333-335.
- Braun, C. (1994): Denitrifikationsbedingte Stickstoffverluste einer Acker - Catena im Kraichgau (Baden - Württemberg). Hohenheimer Bodenkundl. Hefte, Bd. 16.
- Burford, J.R., J.M. Bremner (1975): Relationship between the denitrification capacities of soils and total, water soluble and readily decomposable soil organic matter. Soil Biol. Biochem. 7: 389-394.
- Knowles, R. (1981): Denitrification. In: Terrestrial Nitrogen Cycles (Clark, F.E.; Rosswall, T.; eds.), Ecol. Bull. (Stockholm) 33: 315-329.
- Parsons, L.L., Murray, R.E., M.S. Smith (1991): Soil denitrification dynamics: spatial and temporal variations of enzyme activity, populations and nitrogen gas loss. Soil Sci Soc Am J 55: 90-95.
- Pennock, D.J., Kessel, D.V., Farrell, R.E., R.A. Sutherland (1992): Landscape-scale variations in denitrification. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 770-776.
- VdLUFA 1991: Methodenbuch Band I: Die Untersuchung von Böden. Hoffmann, G. (Hrsg.), VdLUFA-Verlag Darmstadt, 4. Auflage, Kap. A 6.1.4.1.

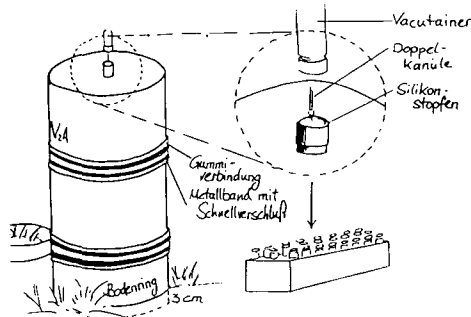


Abb. 1: closed chamber zur Messung der N₂O-Emissionen und die Probenahme

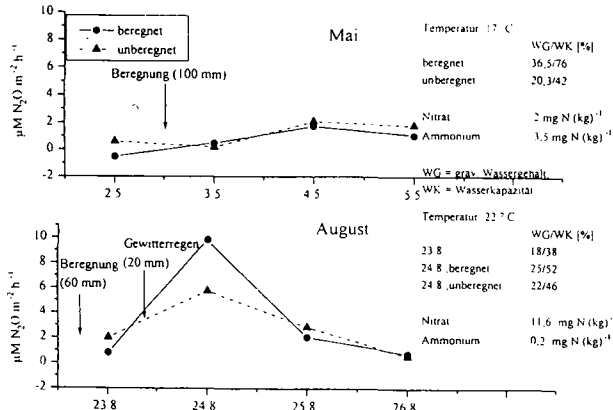


Abb. 2: N₂O-Emissionen bei Beregnungsversuchen im Kolluvium, betriebsübliche Variante, an zwei Terminen mit unterschiedlichen Voraussetzungen

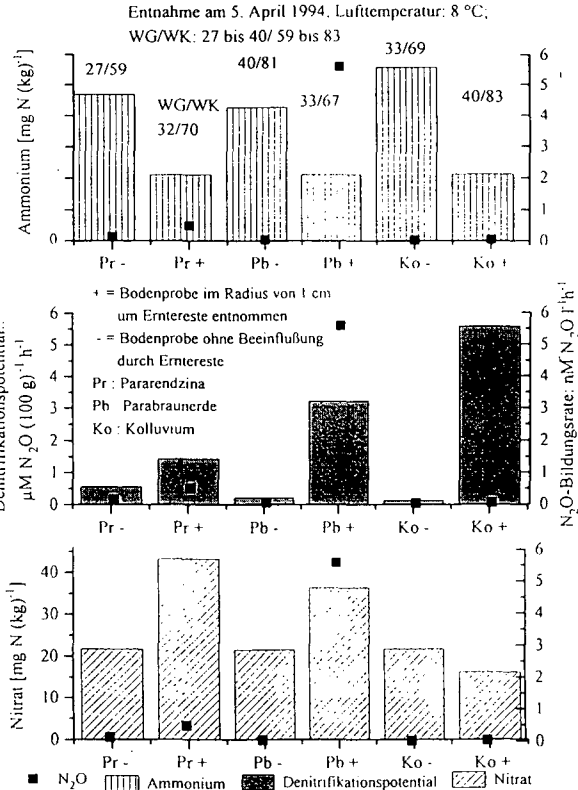


Abb. 3: Einfluß von Zuckerrübenresten auf den Gehalt an Nitrat und Ammonium, den verfügbaren Kohlenstoff (als Denitrifikationspotential) und N₂O - Bildungsraten im Modellversuch

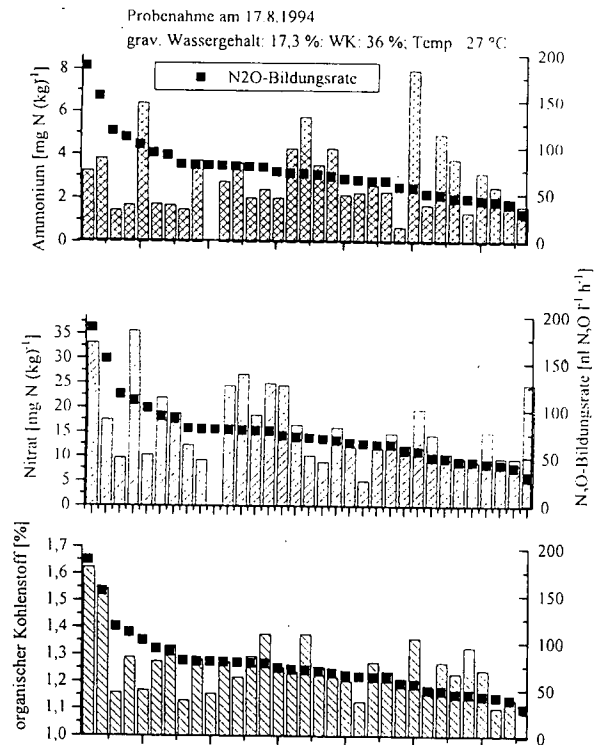


Abb. 4: Modellversuch: N₂O-Bildungsraten und Gehalte an Nitrat, Ammonium und organischem Kohlenstoff bei Bodenproben aus 10 bis 20 cm Tiefe aus einer Meßstelle (40*40 cm²), geordnet nach der N₂O-Bildung

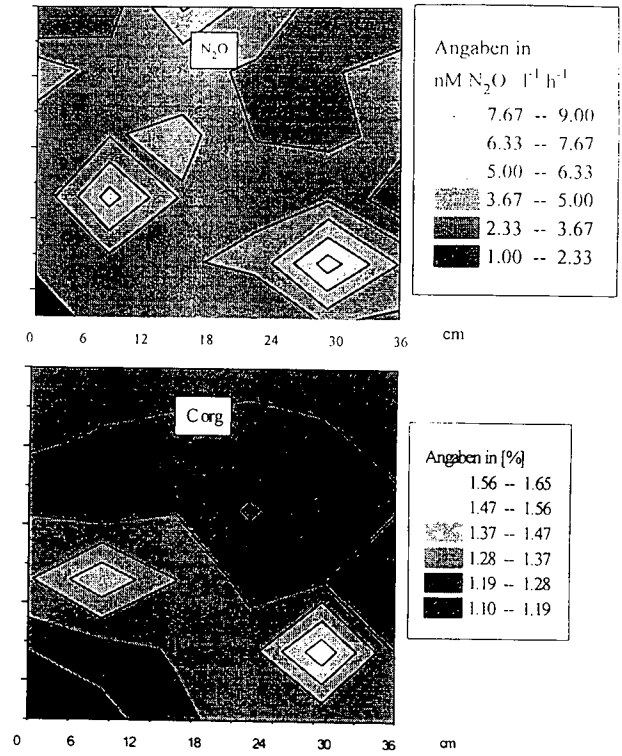


Abb. 5: flächenhafte Darstellung der N₂O-Bildung und der Corg-Gehalte der Tiefe 10 bis 20 cm im Kolluvium. Raster der Probennahme: 6*6 cm²

Verhalten ausgewählter Vertreter der Gruppe der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) in Böden unter (Quasi)-Freilandbedingungen

von

Schulz, E.*

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind eine in der Umwelt ubiquitär vorkommende Stoffgruppe, die nicht gezielt produziert werden, jedoch bei allen unvollständig ablaufenden Verbrennungsprozessen entstehen, sich mit den Verbrennungsabgasen verbreiten und somit in alle Umweltbereiche gelangen, nicht zuletzt in industrielle und kommunale Abwässer und über Klärschlammanwendung wiederum mehr oder weniger auch in landwirtschaftlich genutzte Böden.

Besonderen Einfluß auf das Verhalten von PAK in Böden hat neben den stofflichen Eigenschaften des jeweiligen Vertreters der PAK der Humusgehalt des Bodenmaterials. Ihr mikrobieller Abbau im Boden ist u. a. abhängig von Temperatur, Nährstoffversorgung sowie Sorptionseigenschaften der Böden.

Material und Methoden

Bodenproben von zwei Dauerfeldversuchen auf Löß-Schwarzerde im mitteldeutschen Trockengebiet, Standort Bad Lauchstädt (langjähriges Temperaturmittel 8,7 C, langjähriges Mittel der Jahresniederschlagssumme: 480 mm), wurden aus der Bodenschicht 0-30 cm entnommen.

Die Bodencharakteristika der Versuchsvarianten sind in den Tabellen 1 und 2 aufgeführt.

Tab. 1: Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte von Böden ausgewählter Varianten des Statischen Dauerdüngungsversuches Bad Lauchstädt (Anlage: 1902) sowie deren Gehalt an leicht umsetzbarer organischer Substanz (C_{hwl})

Variante	C_{org} (%)	N_t (%)	C / N	C_{hwl} (mg/100g)
organ./min. Düngung	2,49	0,20	12,6	56
organ. Düngung	2,33	0,19	12,4	51
mineral. Düngung	1,90	0,15	12,7	33
ohne Düngung	1,65	0,13	12,7	25

* Dr. Elke Schulz, UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Hallesche Straße 44, D-06246 Bad Lauchstädt

Tab. 2: Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte von Böden ausgewählter Varianten des Stallmiststeigerungsversuches, Bad Lauchstädt (Anlage: 1983) sowie deren Gehalt an leicht umsetzbarer organischer Substanz (C_{hw})

Variante	C _{org} (%)	N _t (%)	C / N	C _{hw} (mg/100g)
ohne Stallmist	1,85	0,14	13,2	26
50 t Stallmist / ha-a	2,15	0,15	14,3	35
100 t Stallmist / ha-a	2,31	0,22	10,5	49
200 t Stallmist / ha-a	2,64	0,23	11,5	58

Die lufttrockenen, auf 2 mm abgeseibten Bodenproben wurden mit einem Gemisch ausgewählter Vertreter der PAK (Fluoranthen, Benzo(b)- und Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren; Σ 20 ppm) vermischt und in Edelstahlzylinder eingefüllt. Nach Befeuchtung des Bodens auf einen Feuchtegehalt von 60% der maximalen Wasserkapazität wurden die Stahlzylinder mit einer atmungsaktiven Folie verschlossen und in einer Tiefe von ca. 5 cm in die entsprechende Versuchsvariante im Freiland eingegraben. Zu den Probenahmen nach ca. 30, 60, 100, 300 und 400 Tagen erfolgte die Bestimmung des Schadstoffgehaltes im Vergleich zur Ausgangskonzentration. Die Extraktion der Bodenproben wurde in Anlehnung an die Arbeitsvorschrift des VDLUFA durchgeführt.

Die analytische Bestimmung erfolgte mittels HPLC und Fluoreszenzdetektion.

Ergebnisse

Die verschiedenen Versuchsvarianten der Löß-Schwarzerden vom Standort Bad Lauchstädt enthielten im Durchschnitt die in Tab. 3 dargestellten Mengen an den für diesen Versuch ausgewählten Vertretern an PAH, die vergleichsweise , /1/./4/ als niedrig bzw. unbedeutend einzuschätzen sind.

Tab. 3: Gehalt der verwendeten Böden an ausgewählten Vertretern von PAK (ppm)

Boden-Var.	Fluoranthen	Benzo-b-fluoranthen	Benzo-k-fluoranthen	Benzo-a-pyren
Stat. Dauerdüng. Vers.				
organ./min. Düngung	0,767	0,286	0,125	0,214
organ. Düngung	0,003	0,076	0,028	0,051
mineral. Düngung	0,094	0,026	0,013	0,013
ohne Düngung	0,124	0,036	0,01	0,017
Stallmiststeigerungsvers.				
ohne Stallmist	0,003	0,031	0,012	0,014
50 t Stallmist / ha-a	0,009	0,024	0,016	0,011
100 t Stallmist / ha-a	0,125	0,035	0,012	0,013
200 t Stallmist / ha-a	0,106	0,041	0,017	0,020
Ø	0,153	0,069	0,029	0,044

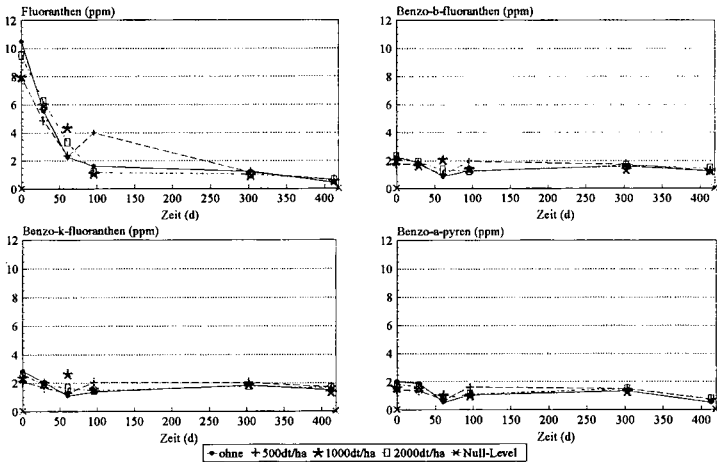


Abb. 1: Verhalten ausgewählter Vertreter von PAH in unterschiedlichen Varianten eines Stallmiststeigerungsversuches auf Löß-Schwarzerde

Im Verlaufe eines Jahres wurde die Konzentrationsänderung der 4 Vertreter der PAH in den Versuchsvarianten verfolgt. Die Ergebnisse sind in den Abb. 1 und 2 dargestellt und lassen zunächst keine Abhängigkeit der Konzentrationsänderung vom Kohlenstoffgehalt der Versuchsvarianten erkennen.

Allerdings zeigen sich deutliche Unterschiede der Konzentrationsänderung in Abhängigkeit von der jeweiligen Substanz. Während in allen Böden die Konzentration von Fluoranthene innerhalb von 2 bis 2,5 Monaten bis zu rd. 1/10 des anfänglichen Gehaltes abnimmt und somit fast wieder das natürliche Gehaltslevel erreicht, ist bei den höher kondensierten Vertretern der PAH keine (Benzo-b- und Benzo-k-fluoranthene) bzw. nur eine geringe (Benzo-a-pyrene) Abnahme der Konzentration zu verzeichnen, d.h. es ist eine Akkumulation im Boden zu beobachten.

Für Fluoranthene wurde bei Annahme einer Abbaukinetik erster Ordnung im Mittel der Varianten des Stallmist-Steigerungsversuches eine Halbwertszeit von 51 Tagen, im Mittel der Varianten des Dauerdüngungsversuches von 47 Tagen ermittelt. Diese Halbwertszeiten liegen an der unteren Grenze der bisher in der Literatur erwähnten Daten /1/, /2/. Das ist möglicherweise darauf zurückzuführen, daß den Böden die PAK als Reinsubstanzen zugesetzt wurden. In der Literatur wird ebenfalls ein rascherer Abbau von PAK-Varianten in gespikten Böden im Vergleich zu etwa mit Klärschlamm eingebrachten PAK beobachtet /3/.

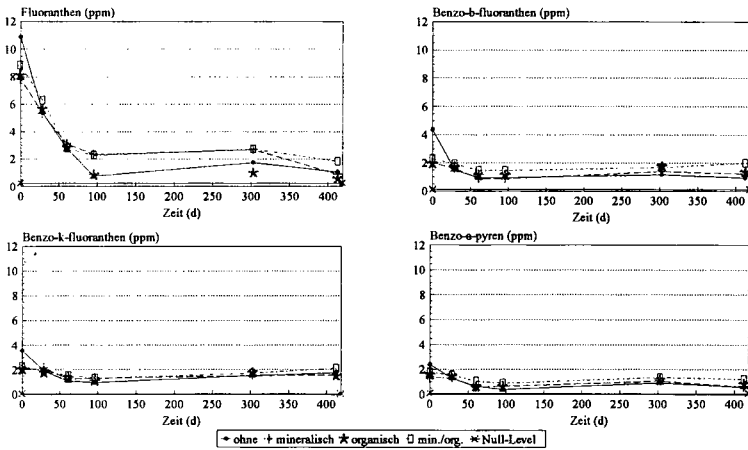


Abb. 2: Verhalten ausgewählter Vertreter von PAH in unterschiedlichen Varianten eines Dauerdüngungsversuches auf Löß-Schwarzerde

Literatur

- /1/Blume, H.-P.: Handbuch des Bodenschutzes, Bodenökologie und -belastung, Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen, Landsberg/Lech: ecomed, 1990
- /2/Sims, R.C.; Overcrash, M.R.: Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems, In: Residue Reviews, Vol. 88, Springer Verlag New York-Heidelberg-Berlin, 1983
- /3/Wild, S.R.; Jones, K.C.: Biological and abiological losses of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) from soils freshly amended with sewage sludge, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 12, S. 5-12, 1993
- /4/Tebaay, R.H.; Welp, G.; Brümmer, G.W.: Gehalte an Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und deren Verteilungsmuster in unterschiedlich belasteten Böden, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 156, S. 1-10, 1993

Untersuchungen zur thermischen und biologischen Stabilität der organischen Bodensubstanz

von

Siewert, C.

Einleitung

Für die Erarbeitung allgemeingültiger Qualitätsmerkmale der organischen Bodensubstanz (OBS) wurde eine neue Herangehensweise gewählt. Sie nutzt evolutionsbiologische Gesetzmäßigkeiten der Organismenentwicklung und Besonderheiten der Ökosystemsukzession unter terrestrischer Existenzbedingungen zur Ableitung von Hypothesen über ökosystemare Bodenfunktionen. Darauf aufbauend wurden allgemeingültige Wirkungen der Humusstoffe, d.h. der bodengenetisch geprägten organischen und organisch-mineralischen Bestandteile des Bodens, definiert. Sie beziehen sich auf die artenübergreifende Abstimmung der Nährstoff- und Energietransformation innerhalb der Ökosysteme als Voraussetzung einer stabilen Entwicklung und Durchsetzungsfähigkeit im Ökosystem lebender Organismenarten. Ihr wichtigstes Merkmal wird in einer variablen Beeinflussung der biologischen Verfügbarkeit umsetzbarer organischer Verbindungen im Boden vermutet. Die hierzu durchgeführten Experimente beschäftigen sich mit dem Nachweis von Wirkungen humifizierter Bestandteile der OBS auf Umsatzprozesse und mit der Erfassung wirkungsbezogener Eigenschaften. Zu den letzteren gehören u.a. reversible Zustandsänderungen in Abhängigkeit vom aktuellen Wasserhaushalt der Böden, der Temperatur und/oder der Lebenstätigkeit dominierender Organismenarten. Hinweise hierzu ergaben sich u.a. aus der Integration von Ergebnissen der klassischen Humusanalytik sowie zu bodenbiologischen Umsatzprozessen in das theoretische Konzept ökosystemarer Bodenfunktionen (vergl. Siewert, 1994a).

Untersuchungsmethoden und verwendetes Probenmaterial

Wechselwirkungen zwischen humifizierten und nichthumifizierten Bestandteilen der organischen Bodensubstanz sind mit gegenwärtig bekannten Methoden nur schwer nachweisbar. Es fehlen eindeutige Unterscheidungsmerkmale für beide Stoffgruppen und methodisch-technische Voraussetzungen für ihre eindeutige Trennbarkeit. Darüber hinaus existieren keine bodenbezogenen Untersuchungsverfahren für reversible Zustandsgrößen der Humusstoffe.

Für eine erste Annäherung an die Zielstellung wurde deshalb eine Methodenkombination verwendet. Inkubationsexperimente sollten über die CO₂-Freisetzung unter optimalen Umsatzbedingungen (25 °C, Befuchtung auf 65 % der Feldkapazität) Aussagen über die Menge biologisch verfügbarer Anteile der umsetzbaren organischen Bodensubstanz liefern und eventuelle klimaabhängige Besonderheiten des primären mikrobiologischen Stoffumsatzes aufzeigen.

Thermogravimetrische Untersuchungen lufttrockener Bodenproben (Lagerung bei 76 % rel. Luftfeuchte) wurden eingesetzt, um bodentypische Merkmale, die Wasserhaltefähigkeit, die Stabilität einzelner Komponenten und anderer Eigenschaften der organischen Bodensubstanz zu erfassen. Ausschlaggebend für die Auswahl der Thermogravimetrie aus der Vielfalt bekannter Untersuchungsmethoden waren:

- eine von biologischen Prozessen unabhängige Nachweisbarkeit umsetzbarer Komponenten (vergl. Siewert, 1994b)
- die aus der klassischen Humusanalytik bekannte Darstellbarkeit bodengenetischer, klimaabhängiger und nutzungsbedingter Unterschiede in der Humuszusammensetzung
- genaue Erfassung der Wasserhaltefähigkeit, d.h. von Eigenschaften der organischen Bodensubstanz (OBS), welche vermutete Zustandsgrößen der humifizierten Komponenten widerspiegeln
- eine mögliche Analyse unbehandelte Bodenproben (Ausschluß von Veränderungen durch chemische und physikalische Veränderungen bei der Aufbereitung); Analyse großer Probemengen zur Reduktion der Meßwertstreuung und relativ geringe Aufwendungen.

Das verwendete Probenmaterial bestand aus insgesamt 108 Bodenproben aus zwei Probenahmeterminen (Herbst 1992 und Frühjahr 1993). Es beinhaltete Böden aus allen wichtigen Klimazonen Mittel- und Osteuropas, wie (Rasen)podsole, Parabraunerden, Braunerden, Schwarzerden sowie Kastanosenne. An den jeweiligen Probenahmestandorten in Deutschland und Rußland (Dauerbeobachtungsflächen, Dauerversuche, Schutzgebiete oder Biosphärenreservate) wurden jeweils Proben aus möglichst unveränderten Böden und unter forst- und landwirtschaftlicher Nutzung entnommen. Mit wenigen Ausnahmen handelt

es sich um Böden auf Löß oder auf lößähnlichen Decklehmen.

Detaillierte Beschreibungen des Probenmaterials sowie der verwendeten Methoden sind in Siewert (1995 und 1995b) enthalten.

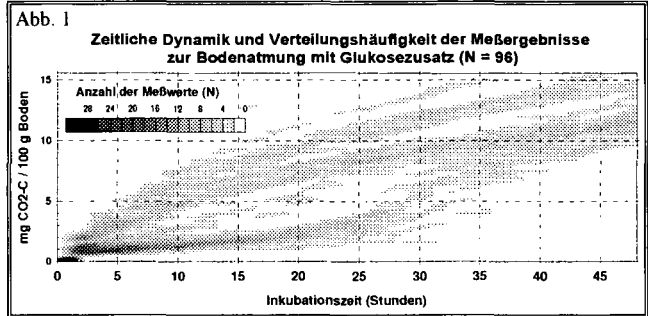
Ergebnisse (Übersicht)

1. Inkubation/Bodenatmung

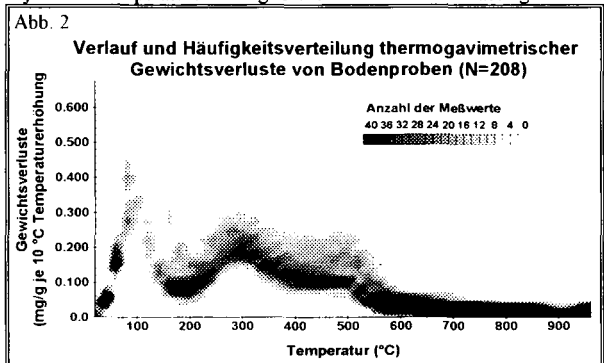
Abb. 1 demonstriert wichtige Besonderheiten der Bodenatmung nach Befeuchtung der lufttrockenen Proben. In den ersten 48 Inkubationsstunden ließ sich ein differenzierter Anstieg der CO_2 -Freisetzung feststellen. Dieser Anfangsanstieg der Bodenatmung zeigte im Unterschied zu allen anderen untersuchten Bodeneigenschaften (C_1 , N_1 , extrahierbare Kationen und Anionen, einschließlich pH und Nitrat, summare CO_2 -Freisetzung zum Versuchsende nach 35 Inkubationstagen u.a.) sowie im Gegensatz zu Erfahrungswerten über die Zusammensetzung der Biomasse und ihren Absterberaten bei Lufttrocknung eine diskontinuierliche Häufigkeitsverteilung. Ein Glukosezusatz von 7 mg / 25 g Boden verstärkte diese Unterschiede. Sie wurden dadurch grafisch sichtbar (s. Abb. 1). Die spezifische Häufigkeitsverteilung des Anfangsanstiegs der CO_2 -Freisetzung ermöglichte eine Zuordnung aller Proben zu zwei, sich gegenseitig ausschließenden, Reaktionstypen, die das Adaptionverhalten der Böden an optimale Umsatzbedingungen nach Lufttrocknung beschreiben. Böden arider Klimate und ackerbaulich genutzte Böden humider Gebiete unterscheiden sich dementsprechend von Böden humider Klimate unter Wald durch einen sofortigen Beginn der Bodenatmung und eine sofortige Verstärkung der CO_2 -Freisetzung bei Glukoseapplikation. Als Hauptursache wurden auf Grund ähnlicher Ergebnisse mit extrahierten Humussäuren unter Verwendung gleicher Organismenzusammensetzungen (Siewert, 1988) sowie in Übereinstimmung mit obigen Hypothesen differenzierte Einstellreaktionen der biologischen Verfügbarkeit umsetzbarer Bestandteile und der Glukose bei der Befeuchtung vermutet.

2. Thermogravimetrie

Abb. 2 vermittelt einen Überblick über die thermische Abbaudynamik der organischen Bodensubstanz am Beispiel der Gewichtsverluste je 10°C Temperaturerhöhung. Sie ist durch mehrere Phasen gekenn-



zeichnet, die im Folgenden getrennt beschrieben werden. Der Gewichtsverlust zum Analysenbeginn um 100°C wird vorrangig durch Verdunstung mehr oder weniger gebundenen Wassers hervorgerufen. Bis 100°C handelt es sich vorrangig um freibewegliches Restwasser der lufttrockenen Proben. Über 100°C nehmen Transformationsprozesse der organischen Substanz zu, bei denen sich neben Wasser auch CO_2 (z.B. aus thermisch extrem empfindlichen Dikarbonsäuren) sowie andere Substanzen verflüchtigen. Eine eindeutige Trennung zwischen freibe-



freibe-

weglichem und physikalisch oder chemisch gebundenem Wasser ist bisher nicht möglich. Bei analogen Untersuchungen mit Pflanzensubstanzen (Siewert, 1994b), Torfen und subhydriischen Sedimenten war die Gewichtungsverlustgeschwindigkeit in diesem Temperaturbereich und auch der Anteil der Gewichtsverluste um 100 °C am Gesamtgewichtsverlust zwischen 20 °C und 970 °C deutlich kleiner. Bei extrahierten Humussäuren fanden sich hingegen ähnlich hohe Werte.

Die in Abb. 2 dargestellten Ergebnisse zeigten um 100 °C eindeutige Abhängigkeiten von Bodenklimazonen (Vergleich von Proben auf Löß). Sie werden von nutzungsbedingten Variationen (ursprüngliche Vegetation ohne Nutzung, Forst- und Landwirtschaft) überlagert. Böden arider Klimate zeigen im Vergleich zu Vertretern humider Bedingungen deutlich größere Gewichtsverluste um 100 °C. Nach der Inkubation der Proben unter optimalen Bedingungen über 60 Tage, Wiederaufbereitung (Lufttrocknung) und nochmaliger Analyse zeigten sich leicht erhöhte Gewichtsverluste um 60 °C bis 80 °C, während sie sich um 120-140 °C signifikant verringerten.

Ein relatives Minimum der Gewichtsverluste um 200 °C kennzeichnet das Ende der ersten Zersetzungsphase. Oberhalb dieser Temperatur dominieren Oxidationsprozesse bei der thermischen Zersetzung, wobei die Menge thermisch extrem labiler Komponenten (Gewichtsverluste um 220 °C) bei Pflanzensubstanzen mit der CO₂-Freisetzung beim mikrobiellen Abbau korrelierte (vergl. Siewert, 1994b). Bei der hier analysierten OBS fanden sich oberhalb von 200 °C ebenfalls signifikante Differenzierungen. Die Mittelwerte von Bodentypen, Klimaregionen und von einzelnen Probenahmeorten unterschieden sich jedoch nur tendenziell; nutzungsbedingte Unterschiede waren deutlich stärker ausgeprägt. Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung zeigten im Vergleich zur ursprünglichen Steppen- oder Waldvegetation im Mittel die kleinsten Werte. Die Signifikanz und Größe dieser Unterschiede war jedoch von Bodentypen, Probenahmeorten und anderen Faktoren abhängig. Nach Inkubation der Bodenproben und nochmaliger Analyse waren die Mittelwerte der Gewichtsverluste um 300 °C signifikant höher.

Um 500 °C kennzeichnen gleichbleibende oder nochmals leicht ansteigende Gewichtsverluste eine letzte Zersetzungsphase der OBS. Sie ist auch für extrahierte Humussäuren charakteristisch, jedoch nicht für Pflanzensubstanzen, Torfe und subhydriische Sedimente. Die sich bei dieser Temperatur zersetzenden Komponenten werden im allgemeinen den thermisch, wie auch biologisch stabilsten, bodengenetisch geprägten Komponenten der OBS zugeordnet.

Bei den hier untersuchten Proben fanden sich um 500 °C gleiche Abhängigkeiten der Gewichtsverluste vom Klima- und Bodentyp sowie von der Bodennutzung, wie bei den Gewichtsverlusten um 100 °C. Dies zeigte sich zugleich in engen Autokorrelationen der analytisch unabhängigen thermogravimetrischen Analyseergebnisse bei 100 °C und 520 °C (Irrtumswahrscheinlichkeit < 0.1 %). Bei Inkubation und wiederholter Analyse verringerten sich die Gewichtsverluste um 500 °C und verwiesen damit auf eine unerwartete Sensibilität gegenüber biologischen Umsatzprozessen. Signifikante Veränderungen der Gewichtsverluste blieben aber auf Einzelproben mit extrem unzureichender Versorgung mit organischer Primärschubstanz begrenzt (z.B. bei langjähriger Schwarzbrache, vergl. Siewert, 1995).

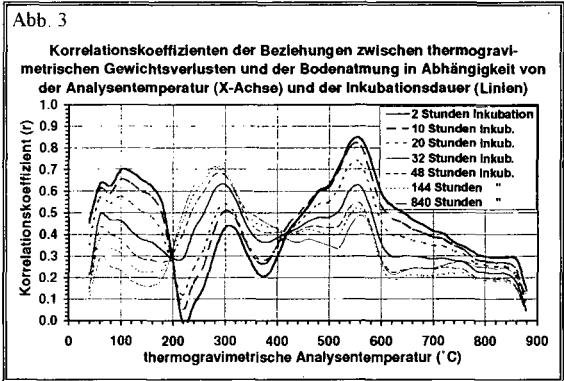
3. Ausgewählte Korrelationen zwischen Ergebnissen zur thermischen und biologischen Stabilität

Die Berechnung von Korrelationskoeffizienten zwischen Ergebnissen der Inkubation und der thermogravimetrischen Analysen in Abb. 3 zeigt zahlreiche Abhängigkeiten. Die Variabilität der thermogravimetrischen Gewichtsverluste um 100 °C erklärt z.B. im Mittel ca. 50 % der Unterschiede bei der CO₂-Freisetzung in den ersten 2 Inkubationsstunden ($r=0.71$). Dabei kann es sich jedoch nur um indirekte Zusammenhänge handeln, denn die thermisch induzierte Wasserabgabe lufttrockener Proben bei 100 °C kann die biologische Umsetzung bei 25 °C und 65 % Feldkapazität nicht unmittelbar beeinflussen. Die festgestellten Zusammenhänge sind allerdings plausibel, wenn die Restwassermenge nach Lufttrocknung die biologische Verfügbarkeit umsetzbarer Substanzen bestimmt, diese Veränderungen nach Wiederbefeuchtung vorübergehend erhalten bleiben und mikrobielle Umsatzprozesse beeinflussen. Hinweise auf derartige Wirkungsgefüge ergeben sich auch aus den Beziehungen der Kurzzeitbodenatmung zu thermisch stabilen Komponenten (Gewichtsverluste um 500 °C; $r > 0.83$). In diesem Zusammenhang sind die bereits erwähnten Autokorrelationen thermogravimetrischer Ergebnisse um 100 °C und 500 °C wichtig. Sie weisen auf eine bodengenetische Prägung der Wasserhaltefähigkeit und auf die Existenz der konzeptionell vorausgesagten Wechselwirkungen zwischen humifizierten und nichthumifizierten OBS-Komponenten hin.

Die gegenteilige Annahme, d.h. die Ablehnung von Wechselwirkungen zwischen Humusstoffen und umsetzbaren Komponenten der OBS bzw. die Nichtbeachtung ihrer Folgen für Umsatzprozesse impliziert

hier eine Abhängigkeit der biologischen Umsetzbarkeit von thermisch stabilen Komponenten. Sie steht u.a. im Widerspruch zur geringen biologischen Umsetzbarkeit extrahierter Humussäuren sowie zu experimentellen Belegen z.B. von Müller-Wegener (1986), Naschinski (1986), Hasselmann und Hermann (1988) über Wechselwirkungen von Aminosäuren und Kohlenhydraten mit extrahierten Humussäuren.

Mit zunehmender Inkubationsdauer verringert sich die Höhe der betrachteten Korrelationskoeffizienten - der Einfluß der Wasserhaltefähigkeit der OBS und der thermisch stabilen Komponenten auf die CO₂-Freisetzung verschwindet. Dabei werden die Beziehungen zwischen Bodenatmung und den thermogravimetrischen Gewichtsverlusten um 240 °C bis 300 °C enger. In diesem Temperaturbereich finden sich mit steigender Inkubationsdauer im temperaturabhängigen Verlauf der Korrelationskoeffizienten zunehmend Analogien zu ähnlichen Gegenüberstellungen bei Pflanzensubstanzen (vergl. Siewert, 1994b).



Schlussfolgerungen

In Übereinstimmung mit prognostizierten Wirkungen humifizierter Bestandteile fanden sich Hinweise auf eine mit bisherigen Herangehensweisen zur Humusanalyse nicht festgestellte Beeinflussung von Umsatzprozessen durch die Wasserhaltefähigkeit und durch thermisch stabile Bestandteile sowie Merkmale einer Abhängigkeit der Wasserhaltefähigkeit von bestimmten OBS-Komponenten über mehrere Bodentypen, Klimazonen und Nutzungsrichtungen hinweg. Die gefundenen Ergebnisse deuten somit auf eine richtige Darstellung der Wirkungsweise der OBS und ihrer humifizierten Komponenten in den einleitend dargestellten Hypothesen hin. Aus dieser Sicht stellen Wechselwirkungen zwischen humifizierten und nichthumifizierten organischen Substanzen eine geeignete Grundlage für die angestrebte allgemeingültige und wirkungsorientierte Qualitätsbewertungen der OBS dar, die weiter untersucht werden muß.

Literatur

- MUELLER-WEGENER, U. (1986): Über die Bindung von Aminosäuren, Peptiden und Proteinen an Huminstoffe. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. - Göttingen 45, S. 45-48
- NASCHINSKI, D. (1986): Die Wechselwirkungen zwischen natürlichen Huminstoffen und Aminosäuren. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 45, S.125-128
- HASSELMANN, N.; HERMANN, R. (1988): Zum Mechanismus des Kohlenhydrat-Einbaus in Huminsäuren. Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesell. - Göttingen 56, 171-175
- SIEWERT, C. (1988): Erarbeitung einer Methode zur Charakterisierung und Quantifizierung der umsetzbaren organischen Substanz des Bodens. Dissertation, Berlin-Moskau (1988).
- SIEWERT, C.: 1994a.: Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung. Teil 1: Theoretisches Konzept zur Ableitung ökosystemarer Humusfunktionen. Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 1994, Vol. 38, 127-147
- SIEWERT, C.: 1994b.: Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung. Teil 2 (Methodische Grundlagen): Thermogravimetrische Charakteristika von Pflanzensubstanzen und ihre Beziehungen zur biologischen Umsetzbarkeit. Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 1994, Vol. 38, 179-193
- SIEWERT, C., 1995: Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung. Teil 3: Veränderungen thermogravimetrischer Charakteristika der organischen Bodensubstanz bei biologischer Umsetzung. Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 1995, im Druck
- SIEWERT, C.: 1995b: Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung. Teil 4: Besonderheiten der Atmungs-dynamik unterschiedlicher Böden nach Lufttrocknung. Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 1995, eingereicht im Dezember 1994

Die dargestellten Untersuchungen wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert.

Transfer von Schwermetallen und PAK von urbanen Schuttböden in anstehende Sedimente?

von

Smettan, U.* und C. Ehrig**

1. Einführung

Untersuchungen an urbanen Trümmer- und Bauschuttböden in Berlin haben gezeigt, daß diese in der Regel mit Schwermetallen und PAK kontaminiert sind (SMETTAN et al. 1993, SMETTAN & MEKIFFER 1995). Da diese Böden aufgrund der starken Kriegsschäden in der Stadt weit verbreitet sind, stellen sie ein wichtiges Problem bei der Altlastenbearbeitung dar.

2. Problemstellung

Im Zweiten Weltkrieg beschädigte Grundstücke wurden in Berlin vorwiegend in den fünfziger und sechziger Jahren abgeräumt. Nach dem Enttrümmerungsgesetz wurden die verbliebenen Mauern der Gebäude abgetragen und die Keller- und Fundamente in vielen Fällen mit Schutt verfüllt. Weiterhin war der in großen Mengen vorhandene Trümmerschutt ein beliebter Baustoff, um feuchte Grundstücke höherzulegen oder Senken und Gruben damit auszufüllen. In der Folgezeit wurden auf diesen Flächen oft Kinderspielflächen, Kleingärten oder andere sensible Nutzungsarten angelegt. Bei hohen Schadstoffgehalten können sie ein Gefährdungspotential für die Nutzer darstellen. Ein weiteres Problem ist der Schadstofftransfer aus den Schuttböden. in das Grundwasser.

3. Vorgehensweise

Die im Folgenden vorgestellten Ergebnisse sind im Rahmen orientierender Bodenuntersuchungen in Berlin in den Bezirken Steglitz und Wilmersdorf entstanden. Dazu wurden auf Trümmergrundstücken Rammkernsondierungen durchgeführt und horizont-/schichtenweise Proben aus dem Auffüllungsbereich und aus den darunterliegenden anstehenden Sedimenten entnommen. Die Proben wurden auf ihre Schadstoffgehalte untersucht. Ziel der hier vorgestellten Auswertung ist die Erfassung der vorliegenden Kontamination in den Schuttböden und eine Abschätzung des Gefährdungspotentials für einen Schadstofftransfer aus diesen Auffüllungen in die anstehenden Sedimente.

4. Ergebnisse

4.1 Eluatuntersuchungen

Untersuchungen im wäßrigen Eluat nach TA Abfall von Schadstoffen werden als Kriterium für die Deponierbarkeit von kontaminierten Schuttböden herangezogen. Beispielhaft werden hier einige Untersuchungen für Blei und PAK vorgestellt, wobei die Eluate in Beziehung zu den vorliegenden Gesamtgehalten gesetzt werden. Darüber sollen Hinweise über das Ausmaß des Schadstofftransfers erhalten werden. Es ist aber zu berücksichtigen, daß eine Lösung der Stoffe durch Schütteln mit destillierten Wasser nur bedingt vergleichbar ist mit einer Lösung durch Sickerwasser.

Alle untersuchten Proben weisen einen pH-Wert von >7 auf, so daß die meisten Schwermetalle eine sehr geringe Löslichkeit besitzen. Die Gesamtgehalte der PAK von zwanzig Proben von unterschied-

* Smettan, U., Umweltamt Wilmersdorf, Fehrbelliner Platz 4, 10707 Berlin

** Ehrig, Ch., Umweltamt Steglitz, Schloßstr. 80, 12154 Berlin

lichen Flächen variieren zwischen 11 und 378 mg/kg TS und die von zwölf Proben des Blei von 14 bis 1020 mg/kg TS (Abb.?). Der wasserlösliche Anteil der PAK ist sehr gering und beträgt 0,002-0,8 mg/kg TS, was weniger als 1% der Gesamtgehalte darstellt. Da die PAK-Konzentrationen als Summenparameter der 16 PAK der USA-EPA-Liste betrachtet werden, steht dies vermutlich mit dem geringen Anteil der niedrig kondensierten PAK, die leichter in Lösung gehen, in Zusammenhang (SMETTAN & MEKIFFER 1995). Ein Zusammenhang zwischen Gesamtgehalten und wasserlöslichem Anteil ist nur bedingt feststellbar. Vor allem Proben mit hohen PAK-Gehalten >200 mg/kg TS weichen deutlich von der erwarteten Lösungsmenge ab. Der Anteil des wasserlöslichen Bleis ist trotz der hohen pH-Werte etwas höher und liegt im Bereich von 0,3- 4,0 mg/kg TS (Abb.1). Dies sind 0,03 - 4,4 % der Gesamtgehalte. Auch hier streuen die Verhältnisse Gesamtmenge zu wasserlöslicher Menge sehr stark bei hohen Gesamtgehalten von > 200 mg/kg TS..

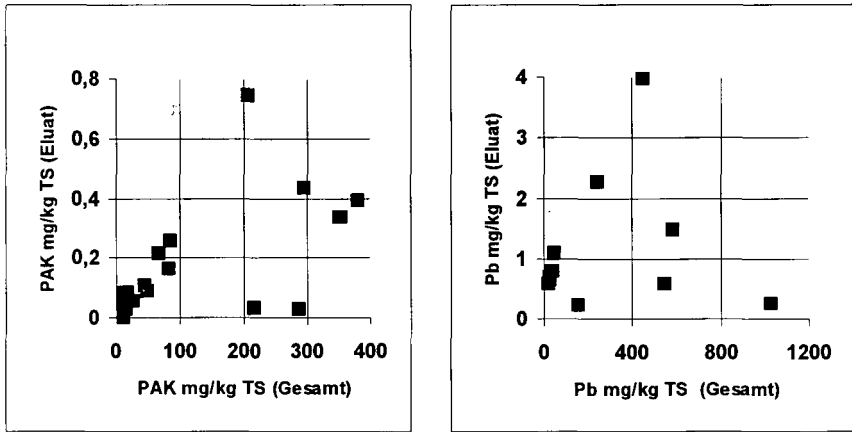


Abb. 1: Gesamtgehalte von PAK und Blei und deren mit Wasser eluierbaren Anteile

4.2 PAK- und Schwermetallgehalte

Exemplarisch soll im Folgenden anhand von zwei Profilen dargestellt werden, wie unsicher eine Prognose der Verlagerbarkeit der Schadstoffe in Trümmerschuttböden bisher ist. Abb. 2 zeigt eine Auffüllung aus überwiegend Trümmerschutt über Geschiebesand, Torf und Geschiebelehm. Auffällig sind sehr hohe Blei- (1279 mg/kg) und Zinkgehalte (1218 mg/kg) in der Schicht aus Trümmerschutt. Die übrigen Schwermetalle Kupfer, Nickel und Chrom sowie Arsen und PAK liegen ebenfalls in hohen Konzentrationen in den Auffüllungshorizonten vor (Abb.2). Die Gehalte in den darunter liegenden anstehenden Sedimenten sind dagegen gering, so daß sie teilweise in der Abbildung nicht mehr darstellbar sind. Blei (2-4 mg/kg), Zink (3-9 mg/kg), Kupfer (<1-7 mg) und Nickel (10mg/kg) sowie PAK (0,1 mg/kg) sind in diesen Konzentrationen noch den geogenen Hintergrundgehalten zuzuordnen (Tab.1). Nur der Wert von Arsen ist mit 12 mg/kg im Torf leicht erhöht, was durch Anreicherung aus den darüber liegenden Schichten bedingt sein kann. Es hat daher den Anschein, daß trotz sehr hoher Kontaminationen des Trümmerschuttes bisher nur keine nachweisbare oder sehr geringe Verlagerung stattgefunden hat. Dies ist mit den Ergebnissen der Eluatuntersuchungen nicht zu erklären, die eine Löslichkeit des Bleis und der PAK - wenn auch nur gering - gezeigt haben. Außerdem wurde durch fraktionierte Untersuchungen zur Löslichkeit an Schwermetallen belegt, daß vor allem der mobile Anteil an den Gesamtgehalten für Blei 0,4-0,9 %, für Zink 2,0-3,7 % und für Kupfer 1,1-4,1 % beträgt (KALBE & SMETTAN 1995). Möglicherweise ist die bisher nicht nachweisbare Verlagerung dieser Schadstoffe mit dem geringen Alter der untersuchten Böden zu erklären, da die Trümmerschuttböden maximal 50 Jahre alt sind.

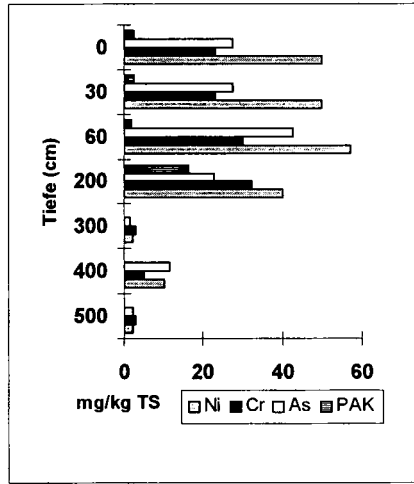
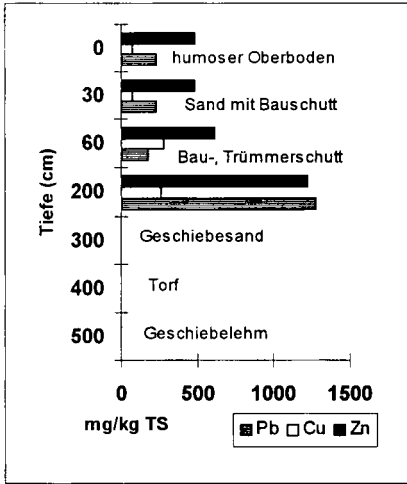


Abb. 2: Gehalte von Schwermetallen, Arsen und PAK in einem Trümmerschuttboden und in den anstehenden Sedimenten

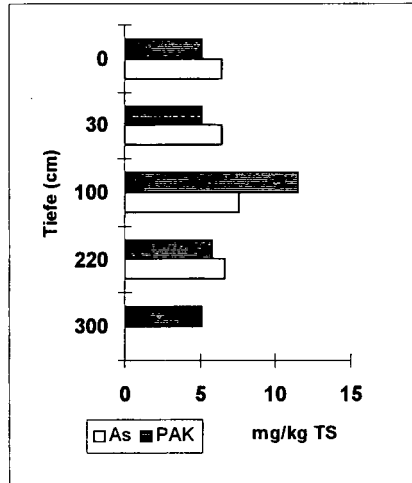
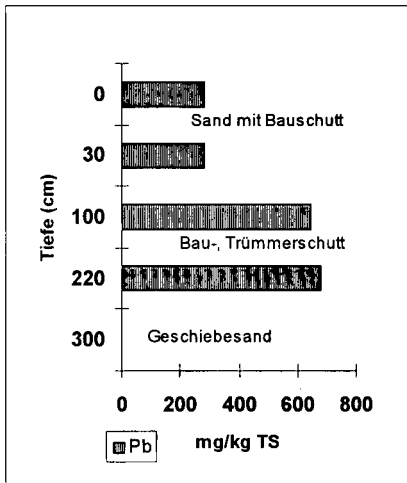


Abb. 3: Gehalte von Pb, PAK und As im Trümmerschutt und im darunter liegenden Geschiebesand

Im folgenden Beispiel eines Trümmerschuttbodens soll demonstriert werden, daß bei ähnlich hohen Schadstoffkonzentrationen mit vergleichbaren Bedingungen Verlagerungsprozesse teilweise nachweisbar sind. Abbildung 3 zeigt eine nachweisbare Verlagerung der PAK. Die PAK-Gehalte von 5,8 mg/kg im Geschiebesand liegen deutlich über den geogenen Grundgehalten (Tab.1). Dies stimmt mit Untersuchungen von Trinkwasserproben aus Straßenbrunnen im Stadtgebiet überein, in denen in den letzten Jahren zunehmend PAK gemessen werden. Für Blei und Arsen werden keine Anreicherungen in dem unter dem Trümmerschutt liegenden Geschiebesand festgestellt, was im wesentlichen mit den Ergebnissen des ersten Profils übereinstimmt.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß bisher keine nachweisbare oder nur eine geringe Schadstoffverlagerung aus Trümmerschutt in die anstehenden Sedimente stattgefunden hat. Dies liegt zum einen an der geringen Löslichkeit der Stoffe und zum anderen an dem kurzen Zeitraum für Mobilisierung und Schadstofftransfer. Mit zunehmender Alterung können sich jedoch die Löslichkeitsbestimmenden Bedingungen ändern. Deshalb sind zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine abschließenden Prognosen möglich. Da die Schuttböden jedoch ein hohes Schadstoffpotential besitzen, können sie langfristig eine Gefährdung für das Grundwasser darstellen. Es ist daher notwendig, die Kenntnisse über die Eigenschaften der Trümmerschuttböden zu verbessern und ständige Beobachtungen durchzuführen.

Tab. 1: Geogene Gehalte an Schwermetallen, Arsen und PAK der Berliner Sedimente nach Angaben von BLUME (1985), HINDEL&FLEIGE (1991), BROSE&BRÜHL (1993) und eigene Untersuchungen aus den Jahren 1991-1994.

	Pb	Cu	Zn [mg/kg]	Ni	Cr	As	PAK	n
BLUME (1985):								
Geschiebesand	10-15	2-5	11-20					
Geschiebemergel	12-32	10-20	40-50					
Torf	5-8							
HINDEL&FLEIGE (1991):								
Sand	8,7-12,3	<3	9,3-13,3	4,0-6,6	1,0-2,1	1,1-1,5		43
Geschiebelehm	17-24	4-17	22-56	7-29	6-60	2,1-5,5		11
Niedermoor	14-20	7-12	22-39	9-15		4,7-7,3		77
BROSE&BRÜHL (1993):								
Glaziale Sande, Geschiebelehme und -mergel	0,9-9	0,3-7	1,0-17	nn-10	0,5-9	nn-5		235
	3-20	3-26	9-53	2-35	3-49	0,8-5		90
Eigene Untersuchungen:								
Geschiebesand	<3-12	<5-10	<5-50	<5-10	<5-14	<0,5-5	<0,1	111
Geschiebemergel	<3-16	<5-17	12,5-45	<5-23	<5-28	<0,5-4	<0,1	91
Geschiebelehm	<3-20	<5-20	<5-40	<5-26	<5-35	<0,5-8	<0,1	75
Torf/Mudde	<3-20	<5-13	<5-20	<5-7	<5-14	<0,5-2,5	<0,1-(1,3)	17

Literatur

- BLUME, H.-P. (1985): Schwermetallbelastung Berliner Böden. Schriftenreihe Umwelt und Naturschutz für Berliner Gewässer, H. 2, 47-54, Hrsg. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Berlin.
- BROSE, F. & BRÜHL, H. (1993). Untersuchungen zur geogenen und anthropogenen Grundlast umweltrelevanter Schadstoffe in oberflächennahen Lockergesteinen und Grundwässern im westlichen Stadtgebiet von Berlin. Z.d. geol. Ges. 144, 279-294, Hannover.
- HINDEL, & FLEIGE, (1991): Schwermetalle in Böden der BRD Deutschland-Geogene und anthropogene Anteile. UBA Forschungsbericht 91-020, Texte 13/91, Umweltbundesamt, Berlin.
- KALBE, U. & SMETTAN, U. (1995): Beziehung zwischen den Schwermetallgehalten und -verfügbarkeit in Berliner Trümmerschuttböden und ihren technologischen Substraten. Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (im Druck).
- SMETTAN, U., EHRIG, CH. & GERSTENBERG, J. (1993): Belastungen von Böden mit As, Pb und PAK in zwei Berliner Bezirken. Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 72, 1259-1262.
- SMETTAN, U. & MEKIFFER, B. (1995): Kontamination von Trümmerschuttböden mit PAK. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. (im Druck).

Einträge und Dynamik des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) in stauwasserbeeinflußten Böden des Kernmünsterlandes

von

Steinweg, B. und T. Mansfeldt[†]

Einleitung

Organischer Kohlenstoff dient Mikroorganismen als Substrat und Energiequelle und ist somit an mikrobiell gesteuerten Redoxprozessen in hydromorphen Böden beteiligt. Außerdem sind lösliche organische Substanzen als Komplexbildner mitbestimmend bei der Mobilisierung und Verlagerung von Stoffen in Stauwasserböden (Rehfuess, 1990). Bislang liegen noch keine Untersuchungen über DOC in Stauwasserböden vor. Im Folgenden soll über Ausmaß und steuernde Faktoren der DOC-Dynamik auf drei stauwasserbeeinflußten Standorten im Kernmünsterland berichtet werden.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Oestricher Wald etwa 10 km nördlich der Stadt Hamm/Westfalen. Den geologischen Untergrund aus tonigen Kalkmergelsteinen der Oberkreide (Obercampan) bedeckt eine bis zu 2 m mächtige, schluffig-tonige saaleiszeitliche Grundmoräne, die an der Oberfläche zu Geschiebelehm verwittert ist. In geringer Mächtigkeit liegt aus dem Spätglazial der Weichsel-Kaltzeit sedimentierter Sandlöß auf. Untersucht wurden folgende benachbarte (< 500 m) Standorte:

- eine basenreiche **Pseudogley-Braunerde** mit typischem Mull unter Edellaubholzbestand (87 m NN), „Ulme“
- ein basenreicher **Typischer Pseudogley** mit Moderauflage unter Laubwald (92 m NN), „Buche“
- ein mäßig basenhaltiger **Typischer Pseudogley** mit feinhumusreichem Moder unter Nadelwald (93 m NN), „Fichte“.

Als Referenzstandort für atmosphärische Einträge diente eine „Freiland“-Station. Einige Bodenkenndaten sind in Tabelle 1 dargestellt. Der Untersuchungszeitraum erstreckte sich von April 1994 bis März 1995.

Die Kronentrauflösungen wurden in fünffacher Wiederholung pro Standort in PE-Trichtern (Durchmesser: 31,5 cm) 1 m über der Bodenoberfläche aufgefangen und in braunen 2,5 L-Glasflaschen gesammelt. Auf der Freiland-Station dienten drei Hellmann-Sammler diesem Zweck („Bulk-Deposition“).

Die Bodenlösung wurde standortspezifisch in drei Meßtiefen (A-, Sw/Bv-, Sd-Horizont; siehe Tab. 1) mittels keramischer P80-Saugkerzen (vier Parallelen) angesaugt und über Nylon-Schläuche einer 2,5 L-Glasflasche zugeführt. Der Unterdruck von 700 hPa, angelegt mit einer Vakuum-Handpumpe, wurde halbwöchentlich erneuert. Die Beprobung der Lösungen erfolgte wöchentlich nach 2 1/2 -monatiger Konditionierungsphase im Gelände. Neben Analyse weiterer Wasserinhaltsstoffe erfolgte die DOC-Bestimmung unmittelbar nach Probenahme und 0,45µm-Vakuumfiltration über einen Cellulosenitratfilter am TOC-Analyser Shimadzu TOC 5050.

Zur einfachen Charakterisierung des DOC wurde photometrisch der Spektrale Absorptionskoeffizient (SAK) bei 254 nm bestimmt. Der daraus ermittelte Spezifische spektrale Absorptionskoeffizient (SAK/DOC) gibt Aufschluß über den Aromatenanteil des DOC (Hütter, 1992).

Halbwöchentlich wurden die Bodentemperaturen in den Beprobungstiefen gemessen.

Die randomisierte Beprobung der Streuauflage (vierfache Wiederholung) erfolgte zu den vier Jahreszeiten. Dazu wurden vier Parallelen mit 10 g feldfrischer Streu im Verhältnis 1:10 mit Reinstwasser versetzt und in 250 mL-Schottflaschen 24 h bei 5 °C und 200 rpm in einem Schüttelinkubator geschüttelt. Nach dem Zentrifugieren (5 min bei 3600 x g) der dekantierten Lösung und 0,45µm-Druckmembranfiltration über Cellulosenitratfilter erfolgte die DOC-Analyse. An Aliquoten wurde bei 30 °C im Trockenschrank das Trockengewicht der Streu bestimmt.

[†] Geographisches Institut, Arbeitsgruppe Bodenkunde und Bodenökologie, Ruhr-Universität, D-44780 Bochum

Tab. 1. Bodenkenndaten von drei stauwasserbeeinflussten Standorten im Kernmünsterland und Mittelwerte der DOC-Konzentration im Niederschlag sowie der Bodenlösung (Apr. 94 - Jan. 95).

Standort	Horizont	Tiefe cm	Boden- art	pH CaCl ₂	C _{org} g kg ⁻¹	C/N	KAK _{eff} mmol _c kg ⁻¹	BS %	DOC-Konzentration mg L ⁻¹
Freiland	(Deposition)								3,8 ^b
Ulme	(Trauf)								19,4 ^b
	L	+2		5,0					
	rAp ^a	-20	Lu	5,4	29	12	159	98	23,4 ± 9,7
	SwBv ^a	-35	Lu	6,1	12	10	103	98	26,3 ± 13,2
	II Sd ^a	-80	TI	7,1	5	9	244	100	26,2 ± 9,3
Buche	(Trauf)								10,1 ^b
	L/Of/Oh	+4		4,1					
	AhSw ^a	-13	Usl	3,5	19	17	79	5	24,3 ± 6,9
	Sw ^a	-30	Lu	3,6	3	17	117	12	20,7 ± 11,6
	Sd ^a	-85	Lts	4,8	3	12	185	88	33,7 ± 18,4
Fichte	(Trauf)								13,0 ^b
	L/Of/Oh	+6,5		4,5					
	SwAeh ^a	-18	Slu	3,2	19	15	70	7	30,3 ± 10,0
	Sw ^a	-45	Lsu	3,5	3	12	94	8	27,7 ± 12,1
	Sd ₁ ^a	-105	Lts	3,8	2	11	139	55	55,6 ± 32,9

^a Saugkerzen installiert, ^b volumengewichtetes Mittel

Ergebnisse und Diskussion

Die **DOC-Einträge** liegen auf den Waldstandorten von April 94 bis Januar 95 zwischen 63 (Buche), 71 (Fichte) und 107 kg DOC ha⁻¹ (Abb. 1). Sie übertreffen damit die Bulk-Deposition auf Station Freiland (33 kg DOC ha⁻¹) um 89 % (Buche), 115 % (Fichte) und 221 % (Ulme). Am ausgeprägtesten zeigt sich eine jahreszeitliche Dynamik bei den Laubwaldstandorten. Hier führt eine DOC-Beladung der Niederschläge im Kronenraum durch „leaching“ des frischen Blattgrüns im Mai zu den absolut höchsten Monateinträgen. Im Verlauf der Vegetationsperiode ist durch Filterwirkung der Blattoberflächen zusätzlich die Trockendeposition erhöht, so daß erst nach Blattwurf die DOC-Einträge auf ihr Minimum zurückgehen. Beim Nadelwaldstandort ist die Dynamik schwächer ausgeprägt. Dies ist auf seine ganzjährige Begrünung zurückzuführen. Der DOC-Eintrag wird von anderen Faktoren gesteuert, u.a. der Niederschlagsverteilung. So sind die DOC-Einträge nach Trockenperioden erhöht, wenn atmosphärisch angereicherter und trocken deponierter organischer Kohlenstoff ausgewaschen wird.

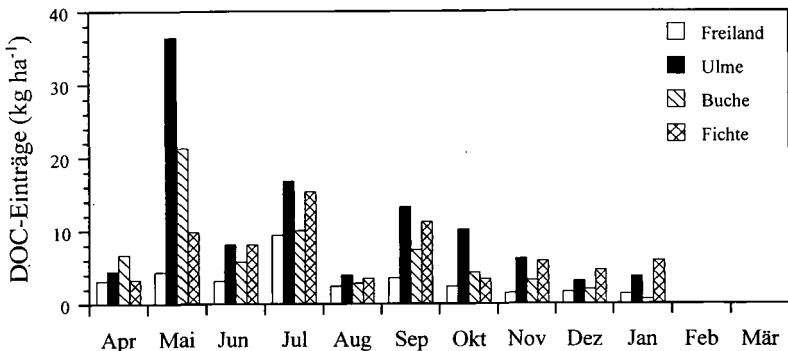


Abb. 1. Monatliche DOC-Einträge auf vier benachbarten Standorten im Kernmünsterland (ab 4.94).

Der Jahreseintrag unterschiedlich belasteter Fichtelgebirgsstandorte lag zwischen 36 und 58 kg DOC ha⁻¹ (Guggenberger, 1992). Dieser DOC-Eintrag wird nach zehn Monaten auf Standort Fichte bereits zwischen 23 bis 98 % überschritten.

Die **DOC-Freisetzung in der Streu** ist abhängig von ihrer Zusammensetzung und der Mikroorganismenaktivität. Der feinhumusreiche Moder des Standortes Fichte zeigt mit Werten zwischen 1036 (Frühjahr) und 1368 mg kg⁻¹ TM (Herbst) die geringsten DOC-Gehalte aller Standorte bei einer schwach ausgeprägten Dynamik (Abb. 2). Hier behindert der stark saure pH-Wert der Auflage die mikrobielle Umsetzung. Auffällig das entgegengesetzte Abbauverhalten bei den Laubwaldstandorten. Die Mull-Auflage des Ulmen-Standortes zeigt nach Laubfall im Herbst die höchsten DOC-Gehalte (3328 mg kg⁻¹ TM) mit fallenden Werten bis zum Sommer (1758 mg kg⁻¹ TM). Günstige Abbaubedingungen wie eine lockere Lagerung, mittelsaurer pH-Wert, und ein geringer Aromatenanteil (SAK/DOC: 1,7) ermöglichen trotz relativ niedriger Temperaturen den sofortigen Abbau der frischen Streu mit einhergehender DOC-Freisetzung. Auf Standort Buche verhindert dagegen die plattig-nasse Lagerung der ledrigen, dickeren Buchen- und Eichenblätter, ein stark saurer pH-Wert und der höhere Aromatenanteil (SAK/DOC: 2,8) den sofort einsetzenden Streuabbau im Herbst. Hier setzt erst mit steigenden Temperaturen im Frühjahr und Sommer eine verstärkte DOC-Freisetzung ein.

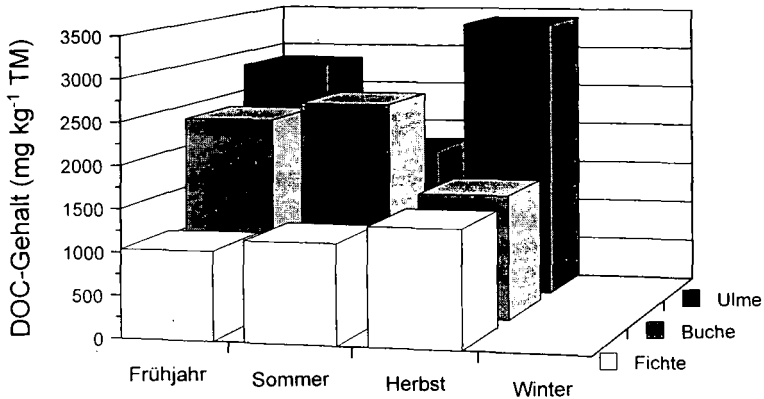


Abb. 2. DOC-Gehalte in der Streuauflage von drei stauwasserbeeinflussten Böden im Kernmünsterland zu vier verschiedenen Jahreszeiten.

Die **DOC-Dynamik in der Bodenlösung** zeigt für alle Standorte und Tiefen einen ähnlichen Jahresgang (Abb. 3). Dabei treten die höchsten DOC-Konzentrationen in den Sommermonaten auf. Die Korrelationen zwischen DOC-Konzentrationen und der Temperatur liegen in allen Tiefen zwischen $r = 0,46^*$ (II Sd-Horizont Ulme) und $r = 0,94^{***}$ (Sd₁-Horizont Fichte). Ebenso z.T. hochsignifikant sind die Beziehungen zwischen DOC-Konzentration und pH-Wert bzw. NH₄-N-Konzentrationen in den oberen beiden Horizonten der Standorte Ulme und Buche. Die Korrelationskoeffizienten liegen zwischen $r = 0,71^{***}$ (rAp-Horizont Ulme) und $r = 0,93^{***}$ (Sw-Horizont Buche). Dies deutet auf eine mikrobiell gesteuerte DOC-Dynamik hin, an die die N-Mineralisation im Boden gekoppelt ist.

Ungewöhnlich erscheint der Tiefengradient der DOC-Konzentrationen in den untersuchten Böden. Eine Abnahme der DOC-Konzentration mit zunehmender Tiefe durch Adsorption und Abbau wie in terrestrischen Böden gemessen (u.a. Guggenberger, 1992) ist hier nicht zu beobachten. Betrachtet man die Mittelwerte in Tabelle 1, liegen diese in den oberen Horizonten zwischen 20 und 30 mg L⁻¹ DOC. In den II Sd-Horizonten zeigt sich ein sehr schwacher (II Sd-Horizont Ulme) bis sehr ausgeprägter Anstieg auf 56 mg DOC L⁻¹ (II Sd₁-Horizont Fichte). Hierfür können mikrobielle DOC-Produktion oder Wurzelauausscheidungen in Frage kommen. Darüber hinaus ist möglicherweise der Abbau von DOC in diesen Unterböden behindert (= refraktärer DOC).

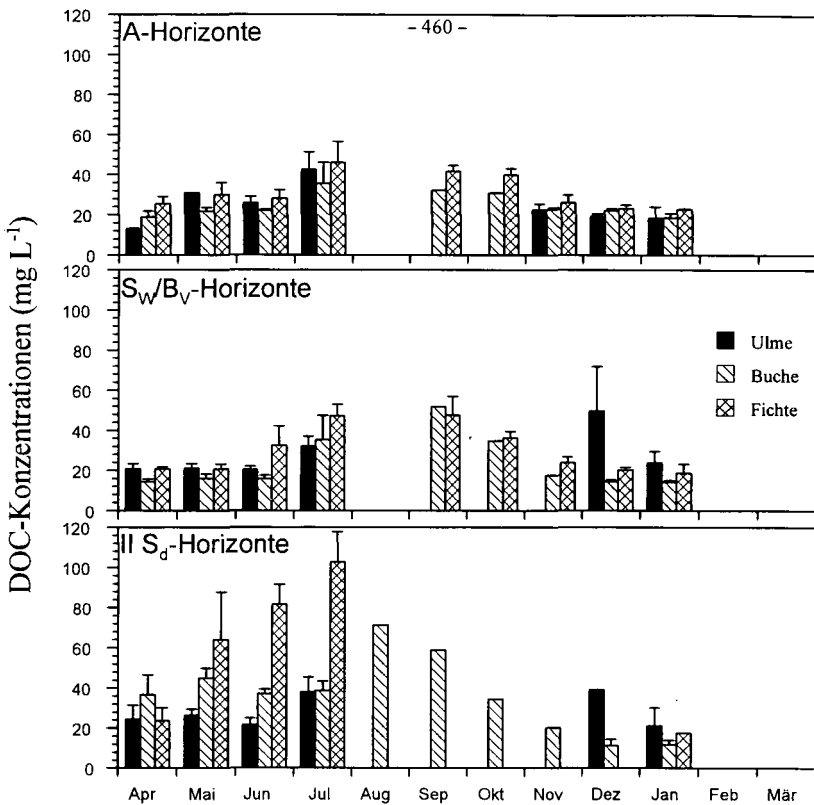


Abb 3. DOC-Dynamik in der Bodenlösung von drei stauwasserbeeinflussten Böden im Kernmünsterland (ab 4.94).

Zusammenfassung

Untersucht wurde die DOC-Dynamik auf drei stauwasserbeeinflussten Standorten (Ulme, Buche, Fichte) des Kernmünsterlandes im Zeitraum von April 1994 bis März 1995. Die DOC-Einträge liegen je nach Bewuchsart zwischen 63 und 107 kg DOC ha⁻¹ (April '94 bis Januar '95) und übersteigen damit die atmosphärische Deposition um das Doppelte bis Dreifache. Die DOC-Gehalte in der Streuauflage zeigen eine standort- und jahreszeitenspezifisch sehr unterschiedliche Dynamik, wobei in Nadelstreu die niedrigsten und in einer Mullaufflage die höchsten DOC-Gehalte gemessen wurden. Die Bodenlösungen aller drei Standorte enthalten in den beiden oberen Horizonten durchschnittliche DOC-Konzentrationen zwischen 20 und 30 mg L⁻¹. Im II S_d-Horizont der Pseudogley-Braunerde bleibt die DOC-Konzentration gleich, während sie im selben Horizont der beiden Typischen Pseudogleye schwach bis deutlich auf 34 bis 57 mg L⁻¹ ansteigt. Die höchsten DOC-Konzentrationen in allen drei Böden wurden im Sommer gemessen bei hohen Temperaturen und niedrigen Wassergehalten.

Literatur

- Guggenberger, G., 1992: Eigenschaften und Dynamik gelöster organischer Substanzen (DOM) auf unterschiedlich belasteten Fichtenstandorten. Bayreuther Bodenkundl. Ber., **26**.
- Hüter, L.A., 1992: Wasser und Wasseruntersuchung. Otto Salle Verlag, Frankfurt am Main, 5. Auflage.
- Rehfuess, K.E., 1990: Waldböden - Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. Parey, Hamburg/Berlin, 2. Auflage.

Mikrobielles Abbauverhalten von Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Gefäßversuchen mit Bodenmaterial von Altlaststandorten

von

Thiele, S. und G. W. Brümmer*

EINLEITUNG

Zahlreiche ehemalige Industriestandorte weisen Bodenbelastungen durch PAK auf. Zur Sanierung organischer Bodenkontaminationen werden mikrobiologische Verfahren favorisiert, da diese v.a. bodenschonend und preiswert sind. PAK zählen jedoch als schwer abbaubare Schadstoffklasse zu den für biologische Sanierungsverfahren problematischen Verbindungen. Wiederholt wurden bei mikrobiellen Sanierungsversuchen schwankende und z.T. sogar ansteigende PAK-Gehalte analysiert (z.B. STEILEN et al. 1993).

Im Rahmen von Freiland-Gefäßversuchen wurden der mikrobielle PAK-Abbau in Bodenproben von Altlaststandorten und mögliche Maßnahmen zur Steigerung des PAK-Abbaues untersucht.

MATERIAL UND METHODEN

Zehn Bodenproben wurden in NRW von neun Altlaststandorten unterschiedlicher PAK-Belastung und verschiedenen Bodentoffbestandes entnommen. Ein gewachsener Boden (Parabraunerde) wurde nur am Standort He vorgefunden, so daß hier Ober- (HeA) und Unterbodenhorizonte (HeB) getrennt beprobt werden konnten. In den übrigen Fällen lag anthropogen stark gestörtes Material vor. Technogene Beimengungen wie Kohle, Schlacken und Teer sind in allen Proben enthalten und erklären die z.T. hohen Corg-Gehalte (Tab.1).

Tab.1: Kennwerte der Feinbodenproben von zehn Altlaststandorten in NRW

Bodenprobe		Ac	Bo	Dd	Ge	HeA	HeB	Ko	Ra	So	Üb
pH (CaCl ₂)		7,7	6,4	8,2	7,5	3,5	3,7	7,6	7,6	7,4	10,1
Corg (%)		5,8	16,6	2,2	5,1	25,7	3,4	5,8	6,8	4,4	2,2
Tex tur (%)	S	72,5	40,6	73,5	75,7	59,9	33,1	57,4	61,5	37,2	10,9
	U	20,6	54,9	21,1	14,1	31,4	56,7	31,0	29,7	48,1	73,4
	T	6,9	4,5	5,4	10,2	8,7	10,2	11,6	8,8	14,7	15,7

Nach Abtrennung des Skelettanteils wurden die Bodenmaterialien in Mitscherlich-Vegetationsgefäße eingefüllt. Die im Sinne von on-site-Verfahren zur mikrobiellen Aktivierung mit verschiedenen Zugaben an organischen und mineralischen Düngemitteln versetzten Varianten wurden für 74 Wochen im Freiland aufgestellt und regelmäßig beprobt.

Für die PAK-Analyse wurden luftgetrocknete Bodenproben mit Toluol/Aceton bei 135 °C extrahiert (TEEBAY et al. 1993). Nach einer Aufreinigung der Probenlösungen erfolgte die Messung der PAK mittels HPLC unter Verwendung eines wellenlängenprogrammierbaren Fluoreszenzdetektors. Bestimmt wurden 15 PAK der US-EPA-Liste ohne Acenaphthylen.

* Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Bei neun der zehn untersuchten Proben ergibt sich im Verlauf von 74 Wochen eine Abnahme der PAK-Gesamtgehalte um 19-43%. In der Probe ÜB wird eine Reduzierung der PAK-Ausgangsgelalte um 91% und damit bis zu den B-Werten der Hollandliste erreicht (Tab.2). Vergleiche mit den PAK-Gehalten sterilisierter Bodenproben belegen zwar den Haupteinfluß des mikrobiellen Abbaues für eine PAK-Eliminierung; das Ausmaß dieser Eliminierung ist jedoch nicht mit Bodenparametern wie dem Gehalt an Corg oder Ton korreliert. Die Einflüsse der nach Art und Menge der organischen und mineralischen Düngung unterschiedlichen Zugaben auf den mikrobiellen PAK-Abbau sind zwischen den Probenahmeterminen nicht einheitlich. Insgesamt wird der Abbau von PAK in Böden im wesentlichen durch deren Verfügbarkeit bestimmt (VAN AFFERDEN et al. 1992), die vor allem von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der verschiedenen PAK und von der Qualität der Bodenaustauscher abhängt.

Tab.2: Ausgangs- (16.06.93) und Endgehalte (16.11.94) der Altlastbodenproben an 15 PAK der US-EPA-Liste (Σ -PAK) sowie an Fluoranthen (FLA) und Benzo(a)pyren (BaPYR) bei einer 74wöchigen Abbaizeit

Bodenprobe	Ac	Bo	Dd	Ge	HeA	HeB	Ko	Ra	So	Üb
Σ -PAK 16.06.93	1270	1290	177	139	141	52,1	169	959	116	318
mg/kg 16.11.94	726	974	136	93,4	87,2	34,6	137	710	71,9	29,0
FLA 16.06.93	199	234	29,3	17,0	38,9	10,0	28,5	147	14,0	30,9
mg/kg 16.11.94	96,0	155	17,2	7,43	24,8	6,52	16,5	96,8	5,32	2,31
BaPYR 16.06.93	64,8	97,0	13,1	8,39	4,19	0,902	14,7	67,5	14,0	3,88
mg/kg 16.11.94	62,4	80,3	10,5	7,31	3,01	0,593	10,5	56,4	8,26	2,53

Wie zu erwarten war, werden die PAK mit zwei, drei und vier kondensierten Ringen am stärksten abgebaut, aber auch bei den höherkondensierten Verbindungen ist eine Abnahme der Gehalte zu erkennen (Tab.2, vgl. FLA und BaPYR).

Abb.1 a und b zeigen am Beispiel von Fluoranthen (FLA), Benzo(a)pyren (BaPYR) und der Summe von 15 PAK der US-EPA-Liste (Σ -PAK) das unterschiedliche Abbauverhalten der PAK in zwei Bodenproben. Die Gehalte an FLA werden in der Probe ÜB zunächst rasch reduziert, bis am Ende der Versuchsdauer bei 7,5% der Anfangskonzentration ein Abbauplateau erreicht wird. Aufgrund der hohen Anteile der Drei-Ring-PAK in der Probe ÜB zeigt die Abbaukurve der PAK-Summe einen ähnlichen, anfänglich jedoch steileren und am Ende flacheren Verlauf. Dies wird durch die relativ rasche Eliminierung der niederkondensierten PAK und die mit der Zeit zunehmende Dominanz der schwerer abbaubaren Fünf- und Sechs-Ringverbindungen bedingt.

Auch in der Probe Ac (Abb.1b) vermindert sich der Gehalt der PAK-Summe in ähnlicher Weise. Bei dieser Probe ist die Startphase mit hohen Abbauraten relativ klein; absolut werden jedoch innerhalb der ersten 10 Wochen 355mg Σ -PAK/kg Boden abgebaut. In der Probe ÜB sind es im selben Zeitraum 238 mg/kg. Der bei der Probe Ac nach 74 Wochen noch deutlich abnehmende Kurvenverlauf weist nicht auf das Erreichen eines Abbauplateaus hin.

Die Eliminierung von FLA unterscheidet sich hingegen deutlich in den Proben der beiden Standorte. Während in der Probe ÜB der FLA-Abbau sofort einsetzt, beginnt in der Probe Ac der Abbau nach einer lag-Phase erst ab der neunten Woche. Damit war die Verwendung unterschiedlicher Funktionstypen zur Beschreibung der FLA-Abnahme in den beiden Altlastproben erforderlich:

$$\text{FLA-ÜB: } c = \{(c_0^{(1-n)} + (n-1)k^*t)\}^{1/(1-n)} \quad (\text{HAMAKER 1972})$$

$$\text{FLA-Ac: } c = c_0^* e^{-(k^*t)} + c_0' e^{-(k^*t')} \quad (\text{LaFLEUR 1980})$$

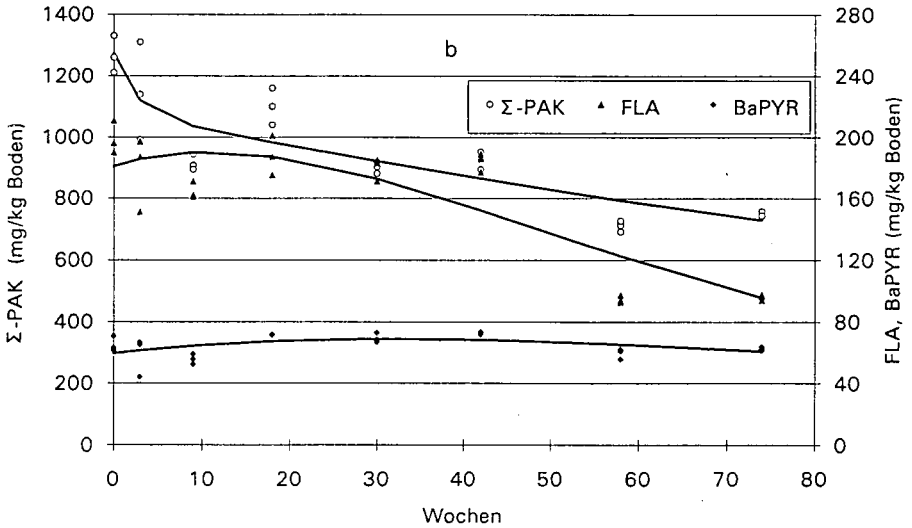
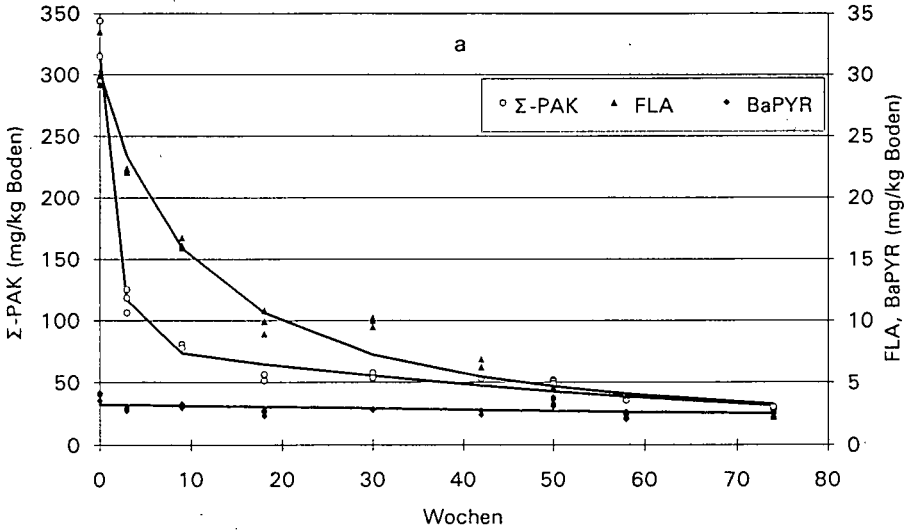


Abb.1: Gehalte von Fluoranthen (FLA), Benzo(a)pyren (BaPYR) und der Summe von 15 PAK der US-EPA-Liste (Σ-PAK) in gedüngten Bodenproben der Standorte Üb (a) und Ac (b) in Abhängigkeit von der Versuchsdauer

In Tab.3 sind die Kennwerte dieser Funktionen aufgeführt. Die FLA-Abnahme in der Bodenprobe Üb folgt einem Reaktionstyp 1,9ter Ordnung mit einer Zeitdauer von 10 Wochen bis zum

Erreichen des halben Ausgangsgehaltes (DT_{50}). Für die Probe des Standortes Ac wird das Abbauverhalten von FLA hingegen am besten durch zwei gekoppelte e-Funktionen beschrieben. Aus diesen gekoppelten e-Funktionen ergibt sich ein resultierender DT_{50} -Wert von 72 Wochen. Der anfängliche Anstieg der Kurve könnte auf ein Wechselspiel zwischen einer mobilen und leicht abbaubaren Fraktion sowie einer zunächst sehr fest sorbierten, nicht extrahierbaren FLA-Fraktion hinweisen.

Die Kinetik des BaPYR-Abbaues in den Bodenproben beider Standorte ist insoweit ähnlich, als die gemessenen Konzentrationen zwischen den Probenahmeterminen stark schwanken und den geringen Trend, der auf eine Eliminierung deutet, weitgehend verwischen. Dies könnte auf einen dominierenden Einfluß von Ad- und Desorptionsprozessen auf die Dynamik der BaPYR-Abnahme zurückzuführen sein. Dementsprechend sind die Anpassungen durch gekoppelte e-Funktionen nur unbefriedigend ($r^2 \leq 0,25$).

Tab.3: Kennwerte der Konzentrations-Abnahmefunktionen von Fluoranthen (FLA) und Benzo(a)pyren (BaPYR) in zwei unterschiedlichen Altlast-Böden (Üb, Ac)

Boden	Üb				Ac			
	Parameter	k	c_0 (mg/kg)	DT_{50} (Wo)	r^2	k	c_0 (mg/kg)	DT_{50} (Wo)
FLA	0,00451	30,3	10	0,98	0,02623	13320	26	0,72
	n = 1,9				0,02674	-13140	26	
BaPYR	0,00350	106	198	0,25	0,01367	2480	51	0,22
	0,00350	-102	198		0,01429	-2420	48	

ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNG

Im Rahmen von Freiland-Gefäßversuchen wurden zehn Bodenmaterialien von neun Altlaststandorten in NRW zur Aktivierung der mikrobiellen Abbauprozesse mit unterschiedlichen Zugaben an organischen und mineralischen Düngemitteln versetzt.

Nach 74 Wochen Versuchsdauer ergab sich für 9 Proben eine Reduzierung der PAK-Ausgangsgelalte um 19-43%, für eine Probe um 91%. Dabei war die PAK-Eliminierung in der Hauptsache mikrobiell bedingt. Korrelationen zu Bodenparametern konnten nicht festgestellt werden. Der Einfluß unterschiedlicher Behandlungsvarianten auf den PAK-Abbau war gering.

Am Beispiel der Bodenproben zweier Standorte (Üb, Ac) wird das Abbauverhalten von Fluoranthen (FLA) und Benzo(a)pyren (BaPYR) dargestellt. Die Gehalte von FLA wie auch der Summe von 15 PAK nach US-EPA-Liste zeigen in der Probe Üb eine rasche Reduzierung, bis ein Abbauplateau erreicht wird. Dagegen beginnt der Abbau von FLA in der Probe Ac erst nach einer anfänglichen lag-Phase. Entsprechend lassen sich die Ergebnisse nur durch unterschiedliche Funktionstypen anpassen (DT_{50} : FLA-Üb 10 Wochen, FLA-Ac 72 Wochen). Die Dynamik der BaPYR-Gehalte wird im wesentlichen durch Ad- und Desorptionsprozesse bestimmt.

DANKSAGUNG

Die Autoren danken dem MURL-NRW für die Bereitstellung der finanziellen Mittel und Herrn Dipl. Ing. Odensaß, LUA-NRW sowie den weiteren Mitgliedern der Arbeitsgruppe für die Betreuung dieses Projektes.

LITERATUR

HAMAKER, J.W. (1972): In: GORING, C.A.I. & HAMAKER, J.W. (Eds): Organic chemicals in the soil environment, Vol.1, Verlag Dekker, NewYork, 253-340. LaFLEUR, K.S. (1980): Soil Sci., 130, 83-87. STEILEN, N., HEINKELE, T., REINECKE, W., NECKER, U., ODENSASS, M. & WILLERS-HAUSEN, K.-H. (1993): Altlasten-Spektrum, 3, 152-163. TEEBAY, R.H., WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1993): Z.Pflanzenernähr.Bodenk., 156, 1-10. VAN AFFERDEN, M., BEYER, M. & KLEIN J. (1992): In: Preprints of Int. Symposium, 605-610, Dechema, Frankfurt/Main.

Alternative Erklärungskonzepte zur Mobilitätserniedrigung in Gegenwart mobiler Sorbenten: Co-Sorption und kumulative Sorption

von

Totsche, K. U. und I. Kögel-Knabner

Einleitung

Die Mobilität von Nähr- und Schadstoffen in porösen Medien wird in erheblichem Ausmaß von mobilen Kolloiden beeinflusst. In diesem Zusammenhang von besonderer Bedeutung ist dabei die natürliche wasserlösliche organische Substanz (DOM). Zahlreiche Untersuchungen weisen auf die mobilitäts erhöhende Wirkung von DOM für hydrophobe organische Schadstoffe (HOC) hin (Kan & Tomsons, 1990; Magee et al, 1991). Aber auch die gegensätzliche Wirkung der DOM auf die Mobilität von HOC ist bekannt: So konnte in Laborsäulenexperimenten in Gegenwart von DOM reduzierte Mobilität von Pyren und Anthrazen festgestellt werden (Danzer et al., 1993).

Zur Abschätzung des Kontaminationsrisikos der Grundwässer, das von einer Tiefverlagerung toxikologisch bedenklicher Substanzen in Böden ausgeht, ist eine genaue Kenntnis auch derjenigen Prozesse erforderlich, die zu Mobilitäts erniedrigung und damit zu Immobilisierung führen können. Im folgenden sollen zwei alternative Konzepte zur Erklärung der Mobilitäts erniedrigung von HOC in Gegenwart von DOM vorgestellt und Bedingungen abgeleitet werden, wie zwischen diesen Konzepten experimentell unterschieden werden kann.

Theorie

Mobilitätsänderungen lassen sich verhältnismäßig einfach durch Änderungen der Löslichkeit einer Substanz verstehen. Als Löslichkeit wird dabei diejenige gelöste Konzentration einer Substanz bezeichnet, die sich im Gleichgewicht zwischen der Substanz als Feststoff (oder am Feststoff) und der Substanz im Wasser einstellt. Werden nun weitere Komponenten in dieses Zwei-Phasen System eingebracht, so kann die Löslichkeit der Substanz erhöht werden. Ursächlich hierfür ist die Solubilisierung innerhalb von Mizellen bzw. die Sorption an gelöste oder dispergierte Sorbenten: Die gesamte Konzentration einer Substanz setzt sich nunmehr aus dem frei in Lösung vorliegenden Anteil C_{Hf} und dem an Assoziaten gebundenen (oder solubilisierten) Anteil C_{Hb} zusammen. Beide Prozesse vermindern die Interaktionen zwischen der Substanz und der immobilisierten Festphase. Handelt es sich um HOC und um die Addition von Tensiden oder auch DOM, so kommt es zur Löslichkeitserhöhung durch Lösungsvermittlung. Die tatsächliche gelöste Konzentration der HOC ist dann weitaus größer als die durch den Gleichgewichts-Verteilungskoeffizienten K_D (oder K_{OC}) vorhergesagte Löslichkeit.

Methoden

Neben experimentellen Ergebnissen aus Säulenexperimenten zur Mobilität von DOM und Pyren werden numerische Simulationen virtueller Datensätze vorgestellt. Alle Experimente wurden mit der bei Totsche (1992) beschriebenen Laborbodensäulenanlage durchgeführt. Es wurden Experimente mit DOM allein, mit Pyren allein und mit DOM und Pyren gemeinsam durchgeführt. Die

experimentellen Bedingungen sahen wie folgt aus: Homogenes eindimensionales poröses Medium (Bsv-Material einer Podsol-Braunerde), kontinuierliche Beregnung, stationärer Fluß. Die Simulationen erfolgten mit dem numerischen Modell CARRY 3.0 (Totsche, 1995), mit dem der advektiv-dispersive Transport von reaktiven Substanzen in Gegenwart reaktiver mobiler Sorbenten simuliert werden kann. Die wichtigsten Parameter der Säulenexperimente sowie die der numerischen Simulationen sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tab. 1: Parameter der Experimente und Simulationen.

Parameter	Abb. 1a	Abb. 1b	Parameter	Abb. 2a,b
θ [l]	0.4	0.23	θ [l]	0.4
q [m s ⁻¹]	1.61*10 ⁻⁶	2.9*10 ⁻⁶	q [L T ⁻¹]	0.1
λ [m]	0.0083	0.015	λ [L]	0.1
ρ [kg m ⁻³]	1.49*10 ⁻³	1.44*10 ⁻³	ρ [M L ⁻³]	1.5
C_{0DOM} [kg m ⁻³]	11, 20	35*10 ⁻³	$\rho_{\Psi HF}$ [M L ⁻³]	0.75
C_{0HOC} [kg m ⁻³]	-	54.72*10 ⁻⁶	$\rho_{\Psi Hb}$	0.75
			K_{HD} [L ³ M ⁻¹]	5
			$K_{\Psi HF}$ [l]	2.5
			$P_{\Psi HF}$ [l]	1.2
			$K_{\Psi Hb} = K_{\Psi D}$ [L ³ M ⁻¹]	1, 3, 5, 10
			$P_{\Psi Hb} = P_{\Psi D}$ [l]	1.2
			C_{0DOM} [M L ⁻³]	0.5
			C_{0HOC} [M L ⁻³]	1.0

Ergebnisse und Diskussion

DURCHBRUCH DER DOM

Abb. 1: Durchbruch von DOM und Pyren durch das Bsv-Material einer Podsol-Braunerde

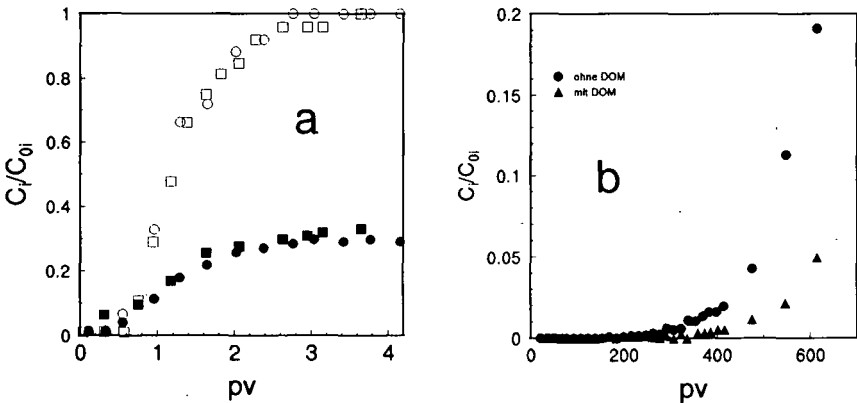


Abbildung (1a) zeigt den skalierten Durchbruch von DOM und Chlorid durch das Bsv-Material einer Podsol-Braunerde. Auffallend ist die extreme Retardation der DOM. Während Chlorid als nahezu inerte Tracer nach ca. 2.5 Porenvolumina vollständig durch die Säule durchgebrochen ist ($C/C_0=1$), erreicht die DOM gerade ca. 30 % der Einflußkonzentration. Dies spricht für eine erhebliche Retention der DOM in Bsv-Materialien und läßt sich durch die hohe Affinität der DOM an Sesquioxide erklären.

DURCHBRUCH VON PYREN

Der Durchbruch von Pyren in Gegenwart von DOM durch das Bsv-Material (Abbildung 1b) ist sehr stark gegenüber dem Durchbruch von freiem DOM herabgesetzt. Ursächlich für diese Mobilitätserniedrigung sind prinzipiell zwei Prozesse: Co-Sorption und kumulative Sorption. Die gemessene Pyren-Durchbruchkurve läßt jedoch aus Gründen, die im folgenden diskutiert werden, keine eindeutige Unterscheidung der Prozesse zu. Anhand zweier Szenarien werden die Voraussetzungen und Annahmen vorgestellt, die zur beobachteten verminderten Mobilität des Pyren im Sinne von Co-Sorption oder kumulativer Sorption führen können:

Szenario A: Reduzierte Mobilität als Folge von Co-Sorption

Es wird vorausgesetzt, daß eine Assoziatbildung im Sinne einer Sorption von HOC an die DOM möglich ist. Pyren liegt folglich innerhalb der flüssigen Phase in zwei Formen vor: Als frei gelöstes Pyren C_{HF} und als DOM-assoziertes Pyren C_{HB} . Die Sorption des Gesamtpyren C_H (Summe aus C_{HF} und C_{HB}) wird also sowohl von den Sorptionseigenschaften des freien Pyren als auch von denen des DOM-assozierten Pyren bestimmt. Da die DOM in Bsv-Materialien jedoch sehr stark retardiert wird, kommt es auch zur Retardation des DOM-assozierten Pyren. Wir beobachten eine verminderte Mobilität des Pyren.

Szenario B: Reduzierte Mobilität als Folge von kumulativer Sorption

Eine Assoziatbildung innerhalb der flüssigen Phase zwischen Pyren und DOM wird nicht vorausgesetzt. In das poröse Medium fließen kontinuierlich zwei Stoffpulse ein: DOM und Pyren. Als Folge der hohen Affinität des DOM an das Bsv-Material führt der DOM-Einfluß in das Bsv-Material zu einem kontinuierlich zunehmenden Gehalt an sorbiertem DOM.

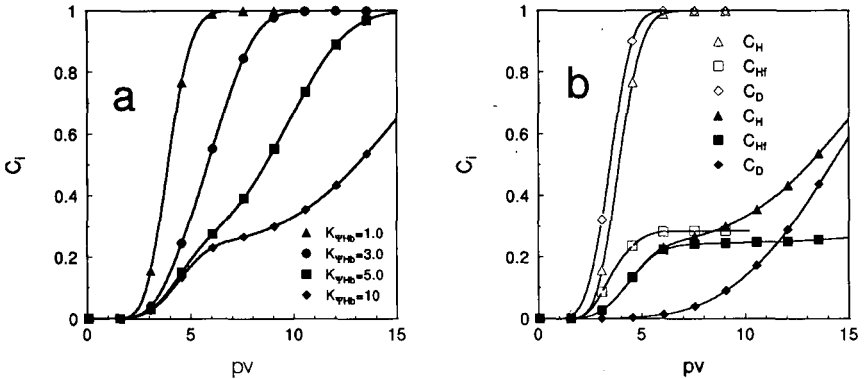
Die Pyren-Mobilität innerhalb des Bsv-Materials wird im wesentlichen durch den Gehalt an bodenbürtiger, immobilisierter organischer Substanz (SOM) bestimmt. Wird sorbiertes DOM operationell als SOM eingestuft, führt die kumulative Sorption des DOM zu einer wachsenden Anzahl von Sorptionsplätzen für Pyren, zumindest jedoch zu einer Regeneration des Pyren-Sorbenten. Auch in diesem Fall würden wir reduzierte Mobilität von Pyren beobachten!

VIRTUELLE DATENSÄTZE

Anhand der folgenden theoretischen Simulationsergebnisse sollen nunmehr Bedingungen abgeleitet werden, die eine Prozeßidentifikation im Sinne der Co-Sorption erlauben. In Abbildung (2a) ist der Durchbruch einer virtuellen Substanz in Gegenwart eines reaktiven mobilen Sorbenten wiedergegeben. Dargestellt ist der Durchbruch der totalen Konzentration C_H , also der Durchbruch, der Summe des freien Anteils C_{HF} und des träger-assozierten Anteils C_{HB} . Mit zunehmender Affinität des Träger-assozierten Anteils (wachsendes K_{HB}) kommt es zu einer signifikanten Ausbildung einer Schulter im Graphen der Durchbruchkurve. Diese Schulter läßt dadurch erklären, daß der freie Anteil der Substanz einer geringeren Affinität unterliegt als die träger-assozierte Substanz. Dementsprechend bricht zunächst nur der frei gelöste Anteil durch das poröse Medium, und erst zu höheren Porenvolumina auch der gebundene Anteil. Abbildung (2b) stellt die beiden Extremsituationen noch einmal im Detail dar. Die offenen Symbole Kennzeichnen die Situation, bei denen die Affinität der freien Substanz größer ist als die Affinität des Trägers und damit auch der

träger-assoziierten Substanz ($K_{\Psi_{Hb}}=K_{\Psi_D}<K_{\Psi_{Hf}}$). Die ausgefüllten Symbole kennzeichnen die Situation, bei denen die Affinität des Trägers und damit die der träger-assoziierten Substanz größer ist als die der freien Substanz ($K_{\Psi_{Hb}}=K_{\Psi_D}>K_{\Psi_{Hf}}$). Im ersten Fall ($K_{\Psi_{Hb}}<K_{\Psi_{Hf}}$) behält die Durchbruchskurve für C_{Hb} , die ja das Ergebnis der Superposition der Durchbruchskurven für C_{Hf} und C_{Hb} darstellt, ihre sigmoidale Form. Im zweiten Fall ($K_{\Psi_{Hb}}\gg K_{\Psi_{Hf}}$) erfährt die Superposition der beiden Kurven einen zusätzlichen Krümmungswechsel, da der Durchbruch der träger-assoziierten Substanz (entsprechend dem Durchbruch des Trägers) erst sehr viel später auftritt:

Abb. 2: Simulation virtueller Daten: Reaktive Substanz und Reaktiver mobiler Sorbent



Das Auftreten einer Schulter bei Durchbruchexperimenten mit kontinuierlichem Einfluß der Substanzen läßt sich ausschließlich mit Co-Sorption erklären. Werden bei Durchbruchexperimenten in Gegenwart mobiler Sorbenten ausschließlich sigmoidale Durchbruchskurven beobachtet, dann ist eine eindeutige Identifikation des zugrundeliegenden Prozesses im Sinne von Co-Sorption oder kumulativer Sorption nicht möglich. Dies sollte bei der Interpretation von Durchbruchskurven in Gegenwart reaktiver Sorbenten immer berücksichtigt werden.

Literatur

- Danzer, J., K. U. Totsche & I. Kögel-Knabner (1993): Co-Transport polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) und gelöster organischer Substanz (DOM) in Laborbodensäulen, *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, Band 72, 81-84.
- Kan, A. T. & M. B. Tomson (1990): Groundwater transport of hydrophobic organic compounds in the presence of dissolved organic matter, *Environ. Sci. Technol.*, 9:253-263.
- Magee, B. R., L. W. Lion & A. T. Lemley (1991): Transport of dissolved organic macromolecules and their effect on the transport of phenantrene in porous media, *Environ. Sci. Technol.*, 25:323-331.
- Totsche, K. U. (1992): Co-Sorption in Böden: Konzeption und Bau einer Labor-Bodensäulenanlage und Modellentwicklung, *Bayreuther Bodenkundliche Berichte*, Band 27.
- Totsche, K. U. (1995): Co-Transport und Co-Sorption in Böden: Experimentelle Befunde - Modellentwicklung - Numerische Simulation, *Bayreuther Bodenkundliche Berichte*, Band 38.

Vertikale Verteilung von Radiocäsium in Böden des Bayrischen Waldes und der nördlichen Kalkalpen acht Jahre nach Tschernobyl

von

Völkel, J. und M. Igl^{*}

1 Einleitung

Der Reaktorunfall von Tschernobyl am 26. April 1986 setzte ca. 30 kg Cäsium mit einer Aktivität von 10^{17} Bq Cs-137 in die Atmosphäre frei, von denen ein Hundertstel auf der Fläche der Bundesrepublik Deutschland in den Grenzen vor 1988 verteilt wurde. Die Verteilung geschah in Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen jedoch keineswegs gleichmäßig (vgl. WINKELMANN et al., 1986) und ging inzwischen vielerorts auf ein vergleichsweise geringes Maß zurück. Hoch belastete Gebiete in Deutschland sind bis heute Teile des Bayerischen Waldes und der nördlichen Kalkalpen. Während auch in diesen Regionen auf Agrarflächen und Grünlandstandorten infolge Beerntung, Düngung und Bodenbearbeitung die Radionuklidbelastung deutlich zurückging und als unproblematisch angesehen werden kann, sind die Waldökosysteme vorgenannter Regionen nach wie vor hoch belastet. Ökologisch relevant sind heute aufgrund ihrer Halbwertszeiten von 2,06 bzw. 30,17 Jahren lediglich Cäsium 134 und vor allem Cäsium 137. Die hier vorgestellten bodenkundlichen Untersuchungen konzentrieren sich auf Teile des Hinteren Bayerischen Waldes und auf das Watzmann-Gebiet (Kührintalm) im Nationalpark Berchtesgaden. Im Rahmen von Dekontaminationsversuchen im Bereich des Hinteren Bayerischen Waldes besteht ferner ein umfangreiches Meßprogramm zur radioaktiven Belastung der Äsungspflanzen des Wildes. Diese Ergebnisse werden hier nicht vertieft vorgestellt; gleiches gilt für die Ergebnisse der Testversuche selbst.

2 Verteilung von Radiocäsium im Waldboden

Bis zur Gültigkeit des Atomwaffensperrvertrages von 1962 wurden infolge der in der Atmosphäre durchgeführten Kernwaffentests bereits größere Mengen an Cäsium 137 in die Böden eingetragen. Da Cs-134 als ein Aktivierungsprodukt nur im Inneren eines Reaktors entstehen kann, lassen sich die Anteile des Kernwaffen Cs-137 an der Radionuklid-Kontamination rechnerisch ermitteln und von der Verlagerungsfront des Tschernobyl-Cäsiums trennen. Anders als im Falle der von Tschernobyl freigesetzten Radionuklide erfolgte die Deposition des Kernwaffen-Cäsiums über längere Zeiträume, weshalb die Tiefenverteilung gleichmäßiger ist und auch tiefer vorgeschritten. Im Vergleich zu der von Tschernobyl verursachten Radionuklidkontamination der Böden ist die auf den Kernwaffenfallout zurückzuführende Cs-Belastung jedoch gering (vgl. Abb. 1). Unabhängig von der Primärdeposition ist die Tiefenverteilung des Tschernobyl-Cäsiums derzeit in hohem Maße von der Struktur der organischen Auflagen und von der Beschaffenheit der humosen Oberböden abhängig. In allen Untersuchungsgebieten werden die Kontaminationsspitzen in den Of-Horizonten ermittelt. Je mächtiger die organischen Auflagehorizonte entwickelt sind, desto geringer ist der Übertritt des Radiocäsiums in den Mineralboden. Ferner sind Abhängigkeiten zwischen Radionuklidkontamination und pedochemischem Milieu zu untersuchen.

* Universität Regensburg, Lst. Physische Geographie, D-93040 Regensburg

2.1 Untersuchungsgebiet Farnebene im Bayerischen Wald

Im Bayerischen Wald gehen VÖLKEl et al. (zuletzt 1995) seit 1990 im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsprojektes der Frage nach, inwieweit sich die radioaktive Kontamination der Waldböden beeinflussen läßt. Die am höchsten belasteten Regionen des Bayerischen Waldes liegen im Bereich des Arbergebietes zwischen Lackenberg (1337 m ü.NN), Gr. Falkenstein (1340 m ü.NN) und Gr. Arber (1456 m ü.NN). Zwischen diesen Gebirgsstöcken setzte sich eine Gewitterzelle fest, die über dem Hochberg (941 m ü.NN) bei Bayerisch Eisenstein abregnete. Die Oberflächenkontamination weist in diesem Gebiet Werte von bis zu 148.000 Bq/qm auf. Die Belastung der Pflanzen schwankt gattungs- und artspezifisch. Sie betrug bezogen auf die Trockensubstanz im Jahre 1993 für Jungbuchentriebe im Mittel 860 Bq/kg, für Kräuter 1.170 Bq/kg, für Gräser 2.790 Bq/kg, für Moose 11.270 Bq/kg und für Farne 21.000 Bq/kg. Die kleinräumigen Unterschiede sind als Folge der Primärdeposition sehr groß (s.u.). So ergeben die Messungen an Mischproben von Gräsern unterschiedlicher Beprobungspunkte geringer räumlicher Distanz Schwankungen zwischen 296 Bq/kg und 8.900 Bq/kg. Die Substrate der podsoligen Braunerden und Lockerbraunerden bestehen aus schlecht gepuffertem Detritus der anstehenden Gneise und Granite, der in Form periglazialer Fließberden und Schutte verlagert wurde (VÖLKEl 1993).

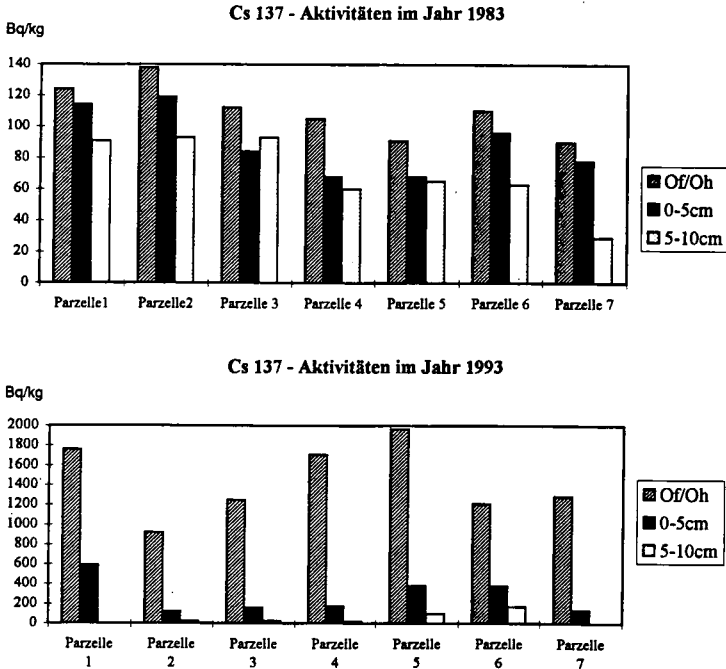


Abb. 1 Tiefenverlauf von Cs-137 auf der Testfläche "Farnebene" im Hinteren Bayerischen Wald im Jahr 1983 (oben) und 1993 (unten). Da die Archivproben keine Differenzierung in Of- und Oh-Material zuließen, erfolgt auch die Darstellung der Beprobung von 1993 in Form von Mischproben. Angaben in Bq/kg TS (Trockensubstanz).

Randlich des vorgenannten Hochbelastungsgebietes, das u.a. bei VÖLKELE (1994) näher dargestellt ist, liegt die hier vorgestellte Testfläche "Farnebene" (1160 m ü.NN). Auf ihr wurden durch die Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft im Rahmen von Düngeversuchen im Jahre 1983 Bodenproben entnommen und archiviert. Diese Proben standen für Vergleichszwecke mit eigenen, im Jahre 1993 entnommenen Proben zur Verfügung (IGL 1994, vgl. Abb. 1). Hinsichtlich der aktuellen Kontamination der organischen Auflagehorizonte mit Radionukliden des Tschernobyl-Fallouts ist die hohe kleinräumige Varianz bemerkenswert, hier dargestellt anhand der Beprobung von 7 Einzelparzellen der insgesamt 10 a großen Testfläche in einem weitständigen Fichtenaltholz (vgl. Tab. 1). Diese hohe Streuung der Bodenkontamination ist Ursache starker Schwankungen der Cs-Belastung der Pflanzen und wurde bereits von VÖLKELE (u.a. 1994) auf sechs weiteren Testflächen im Hochbelastungsgebiet als Regelhaftigkeit festgestellt (vgl. auch BLOCK 1993). Ungenauigkeiten im Rahmen der Beprobung scheiden aus. Derzeit untersuchen wir bestandesinterne Einflüsse auf die Primärdeposition, die damit noch acht Jahre nach Tschernobyl die Verteilungsmuster kleinräumig bestimmen würden. Allerdings werden auch auf Freilandflächen im Hochbelastungsgebiet (z.B. Testfläche Ruckowitz-Schachten) erhebliche Schwankungen ermittelt, was zusätzlich auf die Bedeutung der Oberflächenspülung bei Starkregenereignissen hinweist, wie sie im Falle der Primärdeposition der Tschernobyl-Radionuklide im Untersuchungsgebiet niedergehen.

Während das Cs-137 der Kernwaffenversuche bei geringen Konzentrationen wie erwähnt eine eher gleichmäßige Verteilung über die hier dargestellten Beprobungstiefen zeigt, liegt das Maximum der radioaktiven Belastung im Falle des Tschernobyl-Fallouts nach wie vor mit großem Abstand im Bereich der Of- und Oh-Horizonte. Die Kontamination schwankt in den obersten organischen Auflagehorizonten (hier Graswurzelfilz) zwischen 1.580 und 3.670 Bq/kg Trockensubstanz, im Bereich der darunterliegenden Of-Horizonte sogar zwischen 788 und 3.480 Bq/kg und in den Oh-Horizonten zwischen 180-2.040 Bq/kg. Ein wesentliches Ergebnis der Untersuchungen ist, daß auf der Testfläche "Farnebene" im Bayerischen Wald auch sieben Jahre nach der Primärdeposition eine Tiefenwanderung des Tschernobyl-Cäsiums nicht stattgefunden hat. Nach wie vor sind 60 % der Aktivität an Radiocäsium im Of-Horizont, 80% in den organischen Auflagehorizonten insgesamt enthalten (IGL 1994). Nur 20 % traten bislang in die ebenfalls stark humosen mineralischen Oberböden über.

Tab. 1 Schwankungsbereiche der Aktivität von Cs-137 bei kleinräumiger Beprobung der in 7 Parzellen unterteilten Testfläche "Farnebene" im Hinteren Bayerischen Wald. Angaben in Bq/kg TS.

CÄSIUM 137 (Bq/kg)	Horizont	CÄSIUM 134 (Bq/kg)	Schwankungsbereich Cs 137 (Bq/kg) Cs 134	
2659	GWF	143	1580-3670	79-209
2139	Of	112	788-3480	36-203
746	Oh	35	180-2040	7-90

2.2 Untersuchungsgebiet Kührintalm im Nationalpark Berchtesgaden

Bei vergleichbarer Belastung mit Radionukliden aus dem Tschernobyl-Fallout wurden die nördlichen Kalkalpen anhand des Untersuchungsgebietes Kührintalm vor allem wegen der gegenüber dem Bayerischen Wald veränderten Substratcharakteristik und den daraus abzuleitenden Unterschieden im Bodenmilieu als Untersuchungsgebiet ausgewählt. Auch auf diesen mit basisch wirkenden Kationen gut versorgten Bodensubstraten, bestehend aus Moränenschutt und Fließerdern aus Dachstein-

kalk, finden sich die höchsten Aktivitäten an Cs-137 nach wie vor im Of-Horizont. Die Maximalbelastung dieses Horizontes wurde im Bereich Kührintalm mit 5.770 Bq/kg ermittelt, gegenüber einem Minimum von 2.790 Bq/kg im gleichen Horizont eines anderen Profils (IGL 1994). Die prozentuale Tiefenverteilung weist 80 % der Radionuklidkontamination im Bereich der Of-Horizonte, nahezu 100 % im Bereich der organischen Auflagehorizonte insgesamt aus. Der Übertritt in den mineralischen Oberboden ist stark gehemmt. Somit ergibt sich eine generell geringere Mobilität von Radiocäsium gegenüber den Testflächen im Bayerischen Wald. Je besser die Kationenversorgung bzw. die Basensättigung der Böden ist, desto geringer scheint auf Grundlage des überregionalen Vergleiches die Tiefenverlagerung der Radionuklide zu sein. Von besonderem Interesse sind im Nationalpark Berchtesgaden diesbezüglich Vergleiche von Standorten mit differierenden Substrateigenschaften hinsichtlich des pedochemischen Milieus. Auf engem Raum wechseln im Bereich der Kührintalm Dachsteinkalke mit primär sauren Radiolariten. Diese Substratwechsel sollten kleinräumig die Veränderungen nachzeichnen, die sich im Vergleich der Untersuchungsgebiete zwischen Bayerischem Wald auf der einen und Nationalpark Berchtesgaden auf der anderen Seite ergeben. Allerdings liegt uns zur Zeit nur die Auswertung eines Profils paares vor, deren Ergebnisse vorerst nicht als signifikant gewertet werden können. Danach ist die geringste Wanderungsrate im Vergleich aller Profile aus dem Nationalpark Berchtesgaden für den am schlechtesten gepufferten Standort Radiolarit zu verzeichnen ist, wobei die Mächtigkeit der organischen Auflage gegenüber dem direkten Vergleichsprofil konstant ist.

Literatur

- BLOCK, J., 1993: Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngung. - Mitt. FVA Rheinland-Pfalz, Nr. 24, 287 S.
- IGL, M., 1994: Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in Waldökosystemen unter besonderer Berücksichtigung der organischen Bodensubstanz. - Diplomarbeit Universität Regensburg, 124 S.
- VÖLKELE, J., 1993: Periglaziale Deckschichten und Böden im Bayerischen Wald und seinen Randgebieten als geogene Grundlagen landschaftsökologischer Forschung im Bereich naturnaher Waldstandorte. - Habilitationsschrift Univ. Regensburg, 243 S. und Anhangband, in press Z. Geomorph. Suppl. 96 (1995).
- VÖLKELE, J., 1994: Radiocäsium im Stoffhaushalt von Waldböden. - Mitt. BAFF 33. Jg, 124: 226-234.
- VÖLKELE, J. & B. SENFT, 1993: Radioaktive Kontamination der Böden im Bayerischen Wald im Raum Zwiesel - Bayerisch Eisenstein. - Radiocäsium in Wald und Wild, Dreiländertreffen 23.-24.6.1992 in St. Oswald, Bundesanstalt f. Fleischforschung Kulmbach, S. 3-18.
- VÖLKELE, J., K. HECKMANN & K. HEINE, 1995: Zwischenbericht im Forschungsprojekt "Modelle zur Dekontamination radioaktiv hoch belasteter Gebiete Ost-Bayerns" an das Bayer. StMLU, 32 S.
- WINKELMANN, I., P. KLOPFER, S. WEIMER & S. WOLF (1986): Nuklidspezifische Messungen der Bodenkontamination in Bayern und die daraus resultierende Strahlenbelastung. - Haustechnik, Bauphysik - Umwelttechnik - Gesundheitsingenieur 107, H. 5: 31-43.

Humuschemische Charakterisierung ausgewählter Moorkörper unter Schwarzerle im Untersuchungsgebiet der Bornhöveder Seenkette

von

Wachendorf, C.*, L. Beyer** und H.-P. Blume**

Einleitung

Weltweit sind 1% der Landoberfläche von Mooren bedeckt. Moore sind von großer ökologischer Bedeutung, weil sie unter anderem eine Unterbrechung des Kohlenstoffkreislaufs darstellen. In der organischen Substanz der Moore sind etwa 18% des weltweit im Boden gespeicherten Kohlenstoffs gebunden. Die Eigenschaften der den Moorkörper charakterisierenden Torfhorizonte wurden bislang hauptsächlich zur Beschreibung der Standorteigenschaften als auch zur Klassifikation dieser bodensystematisch eigenständigen Abteilung ermittelt. Außer einer chemischen Charakterisierung der Torfe wurden Humifizierungsprozesse, wie sie für mineralische Waldböden ausführlich beschrieben sind (Kögel-Knabner, 1993), bislang für Moorböden nicht aufgeführt. Ziel dieser Arbeit war es daher, die möglicherweise veränderten Humifizierungsprozesse an zwei unterschiedlichen Niedermoorprofilen aufzuzeigen und ferner deren Klassifizierung zu überprüfen...

Böden und Untersuchungsmethoden

Die beiden untersuchten Profile sind im Gebiet der Bornhöveder Seenkette, 30 km südlich von Kiel, lokalisiert. Die Böden des Untersuchungsgebiets sind ausführlich bei Schleuß (1992) beschrieben. Bei den Böden handelt es sich um ein in unmittelbarer Seenähe gelegenes Niedermoor auf dem Schwarzerlen stocken. Durch eine um 1936 durchgeführte Seespiegelabsenkung sank der Wasserspiegel um ca. 50 cm ab. Am seeentfernteren Standort fand seitdem eine Mineralisierung und Torfsackung statt; neben Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) hat sich in der Krautschicht breitblättriger Dornfarn (*Dryopteris dilatata*) entwickelt. Der seenahe Standort ist im Übergangsbereich zum Schilfgürtel lokalisiert, entsprechend dominiert neben Schwarzerle das Schilfrohr (*Phragmites australis*); See- und Grundwasser stehen hier unmittelbar unter der Geländeoberfläche an. Die Bodenansprache erfolgte nach AG Bodenkunde (1982). Die Extraktion der Streustoffe wurde nach Schlichting und Blume (1965) durchgeführt. Neben der naßchemischen Charakterisierung erfolgte eine Bestimmung der Stoffgruppen mittels CPMAS ¹³C-NMR Spektroskopie (Wilson, 1990).

Ergebnisse und Diskussion

Die Moorprofile beider Standorte haben sich seit der Seespiegelabsenkung unterschiedlich entwickelt. Der seenah im Übergangsbereich Erlenbruch/Schilfgürtel gelegene Standort wird im folgenden nasser Erlenbruch, der seeentferntere Standort trockenere Erlenwald genannt. Tab 1. zeigt den Humifizierungsgrad (Humosität n. von Post), die Lagerungsdichte sowie ausgewählte naßchemische Parameter beider Profile. Infolge der Seespiegelabsenkung ist die Lagerungsdichte am trockenen Standort erhöht, der pH-Wert ist vermutlich aufgrund des Einflusses sauren Hangzugwassers und der Torfmineralisation deutlich erniedrigt. Andererseits ist der höhere pH-Wert des nassen Standorts wahrscheinlich eine Folge von häufigeren Überflutungen mit nährstoffreichem Seewasser, was auch im hohen Basengehalt des nassen Standorts zum Ausdruck kommt. Das C/N-Verhältnis ist entsprechend dem Humifizierungsgrad der Torfe bei H 6 mit C/N 18-19 weiter als im stark humifizierten Torf des nassen Erlenbruchs mit einem C/N-Verhältnis von 16.

* CAU Projektzentrum Ökosystemforschung, Schauenburgerstr. 112, 24118 Kiel

**Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 24098 Kiel

Tab. 1: Charakterisierung zweier Niedermoore unter Schwarzerle (KAK und S-Wert nach Wetzel, 1994)

	Hori- zont	Mächtigkeit (cm)	Humifi- zierung	Ld (g cm ⁻³)	pH [CaCl ₂]	KAK eff. (mmol, kg ⁻¹)	S-Wert (mmol, kg ⁻¹)	Corg (mg g ⁻¹)	C/N
trockener Erlenbruch	Ln	4,5-3,5	1	0,02	4,5	754	649	541	23
	Of	-2,5	2	0,08	4,2	531	370	532	31
	Ohf	-0,0	3	0,16	3,8	n.b.	n.b.	544	23
	nHhf	-4,0	4	0,17	3,1	550	373	529	22
	nHfh	-40,0	6	0,23	3,4	520	362	382	19
nasser Erlenbruch	Ln	1,0-0,0	1	0,02	4,3	758	631	542	22
	nHf1	-1,0	2	0,03	5,1	821	757	542	25
	nHf2	-2,5	2	0,03	5,3	1061	990	508	23
	nHfh1	-9,5	6	0,12	5,3	1188	1153	451	18
	nHfh2	-19,0	8	0,10	5,3	910	881	320	16

Mittels Streustofffraktionierung konnten, mit Ausnahme der grünen Erlenblätter, 75 bis 40 % des Kohlenstoffs zugeordnet werden, wobei die Menge an extrahierbaren Streustoffen mit zunehmender Humifizierung tendenziell abnahm (Tab. 2). Hohe Mengen an Fetten und Wachsen wurden mit Alkohol/Benzol aus grünen chlorophyllreichen Erlenblättern, sowie aus dem Ln-Horizont extrahiert. Der in Waldböden mit zunehmender Humifizierung beobachtete Wiederanstieg dieser Fraktion konnte hier nicht beobachtet werden. Kohlenhydrate nehmen jedoch erwartungsgemäß mit zunehmender Humifizierung ab. Lediglich der Of- Horizont des trockenen Erlenwaldes weist durch einen hohen Anteil unzersetzten Holzes (70 Gew.-%) erhöhte Gehalte an Cellulose auf. Analysedaten von Erlenzweigen bestätigen hohe Cellulosegehalte im Holz. Der Anstieg beider Kohlenhydratfraktionen im stark durchwurzelte nHf1-Horizont des nassen Erlenbruchs ist mit einer starken Durchwurzelung dieses Horizontes zu erklären. Die an beiden Standorten beprobten Erlenwurzeln weisen, anders als Holz, ähnliche Gehalte an Hemicellulose und Cellulose auf. Die Eiweißfraktion nimmt vom Of bzw. nHf1 mit zunehmender Humifizierung zu. Die relative Anreicherung der Eiweißfraktion stimmt mit Ergebnissen von Mineralböden überein und wird mit einer mikrobiellen Resynthese als auch mit dem Einbau in schwer abbaubare Huminstoffe erklärt. Die über den Methoxylgehalt geschätzte Ligninfraktion weist im trockenen Erlenwald keinen eindeutigen Trend auf, die Ligningehalte sind lediglich im holzreichen Of-Horizont erhöht.

Tab. 2: Streustoffzusammensetzung zweier Niedermoore unter Schwarzerle (in % Corg)

	Streuart/ Horizont	Fette/ Wachse	Zucker/ Stärke	Hemi- cellulose	Cellulose	Eiweiß	Lignin	Summe Streustoffe
trocken. Erlenw.	Erlenzweige	5,2	0,30	15,3	24,0	2,0	28,7	75,5
	Erlenwurzeln	4,2	0,36	11,3	11,7	6,4	16,5	50,5
	Erl.blatt (grün)	31,2	7,48	27,5	15,1	9,2	9,4	99,8
	Ln	18,1	3,23	16,1	11,9	6,8	10,0	66,1
	Of	7,9	0,86	11,1	13,5	4,4	23,7	61,4
	Ohf	6,4	0,44	9,4	11,1	7,3	12,6	47,3
	nHhf	5,8	0,62	8,0	8,3	8,1	9,6	40,4
	nHfh	6,1	0,47	8,4	6,9	8,7	11,3	41,9
nasser Erlenb.	Erlenwurzeln	5,7	0,36	12,2	11,6	5,5	15,0	50,4
	Ln	15,4	1,35	13,0	12,0	7,4	9,3	58,5
	nHf1	6,2	0,49	12,1	8,6	5,7	14,8	48,0
	nHf2	4,3	0,51	13,1	9,1	7,2	13,2	47,5
	nHfh1	3,4	0,24	10,4	5,2	8,0	14,2	41,5
	nHfh2	3,0	0,15	8,2	6,3	8,8	14,8	41,3

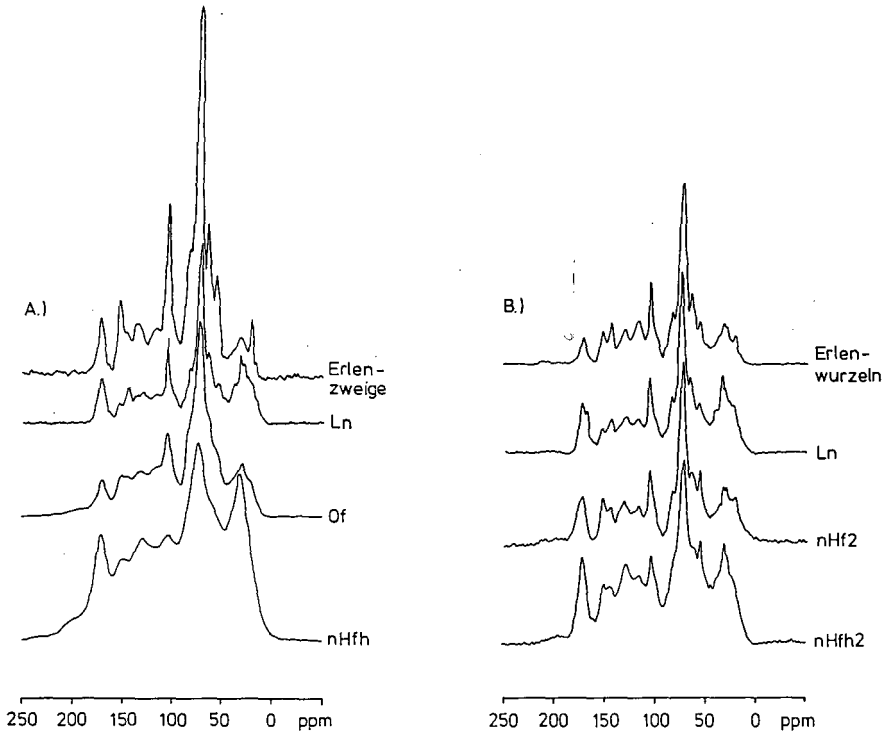


Abb. 1: ^{13}C -NMR Spektren ausgewählter Horizonte zweier Niedermoore;
A.) trockener Erlenwald, B.) nasser Erlenbruch

Die naßchemisch untersuchten Horizonte und die Streu wurden weiterhin mittels CPMAS ^{13}C -NMR Spektroskopie charakterisiert (Abb. 1). Die mit zunehmender Humifizierung einhergehende Abnahme der Kohlenhydrate wird im Bereich der O-Alkyle (110-45ppm) deutlich. Alkylisch gebundener Kohlenstoff (0-45 ppm) nimmt zunächst vom Ln zum Of bzw. Hf ab, um dann in stärker humifizierten Horizonten wieder anzusteigen, wobei der Wiederanstieg dieser Fraktion bei höheren pH-Werten (s. Torfhorizonte des nassen Erlenbruchs) nicht so deutlich wird. Der den Ligninabbau charakterisierende Carboxyl-C Bereich (210-160) nimmt, wie schon von Zech et al. (1992) für mineralische Waldböden gezeigt, in beiden Profilen tendenziell ab. Der Aromatenanteil ist bis auf niedrige Gehalte in beiden Ln-Horizonten wenig verändert. Die anhand von ^{13}C -NMR Spektren für mineralische Waldböden beschriebene typische Änderung der Struktur der organischen Substanz kann somit an Humuskörpern von Niedermooren ebenfalls beobachtet werden. Besondere morphologische Eigenschaften, wie ein hoher Anteil unzersetzten Holzes und eine starke Durchwurzelung werden sowohl mittels Streustofffraktionierung als auch mittels ^{13}C -NMR Spektroskopie aufgezeigt. Einzelne Streustofffraktionen im Profil des nassen Standortes zeigen hingegen einen etwas anderen Verlauf. So wurden hier mit zunehmender Profiltiefe gleichbleibende Gehalte an Lignin und abnehmende Gehalte an Fetten und Wachsen beobachtet. Beim Vergleich der Torfe ergeben sich standortbedingte Unterschiede. Neben dem erhöhten pH- und S-Wert ist der Gehalt an Zuckern durch ständige Wasserüberstauung erniedrigt und der Gehalt an Lignin wahrscheinlich durch eine stärkere Durchwurzelung erhöht. Mit zunehmender Humifizierung ist standortunabhängig der Gehalt an Polysacchariden geringer und das C/N-Verhältnis enger.

Klassifizierung der Niedermoore

Niedermoore entstehen unter dem Einfluß von ständig an oder über der GOF anstehendem Grundwasser. Aufgrund der Seespiegelabsenkung ist der trockene Erlenwald in den oberen Horizonten nur noch selten mit Wasser überstaut, die Akkumulation der Streu findet daher nicht mehr unter typischen Niedermoorbedingungen statt. Die Streu wird am trockenen Standort vermutlich aufgrund der niedrigen pH-Werte und den geringen Nährstoffgehalten verzögert abgebaut. Eine weitere Ursache könnte in den durch Sommertrockenheit deutlich verzögerte Abbauraten liegen, wie sie anhand von Streubeutelversuchen festgestellt wurden. Der Streuabbau am nassen Standort war bei ganzjährig hohen Wasserständen hingegen hoch. Die Streuhorizonte des trockenen Erlenwaldes werden mit Horizontabkürzungen wie sie für terrestrische Humusformen gültig sind bezeichnet. Eine Bezeichnung als schwach humifizierte Torfe, die für den nassen Erlenbruch gewählt wurden, wird hier nicht vorgenommen, da die durch den jährlichen Streufall angelieferte organische Substanz nicht unter dem Einfluß hoch anstehenden Grundwassers akkumuliert wird, und weiterhin neben der Erlenstreu die für Niedermoore untypische Streu des breitblättrigen Dornfarns eingetragen wird. Für den Standort wird aufgrund der Torfmineralisation, der niedrigen pH-Werte und der Bildung einer Streu- und Humusaufgabe die Bezeichnung 'degradiertes Niedermoor' vorgeschlagen. Der nasse Standort, der durch die für Niedermoore typische Streu, durch pH-Werte um 5,3, als auch durch mittlere bis starke Humifizierung des Torfkörpers charakterisiert ist, wird als basenreiches Niedermoor ausgewiesen. Ferner wurde der Versuch unternommen, die Torfe nach ihrem Humifizierungsgrad einzuteilen und sie, ähnlich wie bei den Streuhorizonten terrestrischer Humusformen, je nach Gehalt an Feinhumus mit zusätzlichen Horizontsymbolen zu versehen. Die Torfe mit Humifizierungsgraden 1-2 werden mit Hf, bei H3-5 mit Hhf, bei 6-8 mit Hfh und bei 9-10 mit Hh angesprochen.

Nach Schwerdtfeger (1994) ist der Grad der Humifizierung ein wichtiges Zusatzmerkmal bei der Untergliederung der Moore. So erfolgt nach der Soil Taxonomy der USA (US Department of Agriculture, 1994) die Einteilung der Histosole nach dem Anteil an pflanzlichen Geweberesten (fiber). Wobei "fiber" als pflanzliches Gewebe $<2\text{mm } \phi$ definiert wird, welches nach Dispergierung der Torfprobe von einem Sieb mit der Maschenweite von 0,15 mm zurückgehalten wird. Während der mittel humifizierte Torf (nHfh) aufgrund des hohen Anteils an "fiber" ($>3/4$ des Torfes) als fibric anzusprechen ist weist der stark humifizierte Torf immerhin noch $>2/4$ "fiber" auf und ist demnach noch als "hemic" ($3/4$ bis $1/6$ pflanzliche Gewebereste) zu bezeichnen. Demnach wären Torfe mit einer Humosität nach von Post von 1-6 als "fibric", mit H 7-8 als "hemic" und mit H9-10 als "sapric" anzusprechen. Diese Übertragung der Ansprache des Humifizierungsgrades ist jedoch an weiteren Proben zu prüfen. Ferner ist es wünschenswert, anhand einer großen Stichprobe von Torfen mit unterschiedlichen Humifizierungsgraden den Einfluß des Humifizierungsgrades auf die chemischen Eigenschaften der Torfe zu überprüfen, wobei eine vorherige Fraktionierung in pflanzliche Gewebereste und in Feinhumus sinnvoll erscheint. Für eine Übertragung dieser adjektivischen Begriffe ins Deutsche sollte die Definition von "fiber" neu diskutiert werden, da bei einer Siebgröße von 0,15mm auch Torfsubstanz zurückbleibt, die mit bloßem Auge keine Gewebereste mehr erkennen läßt.

Danksagung

Die ^{13}C -NMR Spektren wurden freundlicherweise von Frau Dr. Heike Knicker und Herrn Dr. Rüdiger Fründ am Institut für Biophysik der Universität Regensburg erstellt.

Literatur

AG BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. 3. Aufl. Schweizerbart, Stuttgart. KÖGEL-KNABNER, I. (1993): Biodegradation and humification processes in forest soils. In: Bollag J.-M., Stotzky G. (Hrsg.) Soil Biochemistry 8. Marcel Dekker, New York. 101-135. SCHLEUB, U. (1992): Böden und Bodenschaffen einer norddeutschen Moränenlandschaft. Ecosys Bd. 3. SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. (1966): Bodenkundliches Praktikum. Paul Parey, Hamburg. SCHWERDTFEGGER, G. (1994): Systematik der Moore. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 74, 233-236. US Department of Agriculture (1994): Keys to Soil Taxonomy, 6. Auflage. Washington D.C. WETZEL, H. (1994): mündl. Mitteilung. WILSON, M.A. (1990): Applications of NMR spectroscopy to whole soils. In: Mac Carthy et al.: Humic substances in soil and crop science. ASA&SSSA Inc., Madison. 221-260. ZECH, W., ZIEGLER, F., KÖGEL-KNABNER, I., HAUMEIER, L. (1992): Humic substances distribution and transformation in forest soils. Sci. Total Environ. 117/118, 155-174.

¹³C-CP/MAS-NMR-Untersuchungen der Bindungen von Xenobiotika an Pflanzenmaterial und Modellhuminstoffe

von

Wais, A.* , E. G. Witte** , P. Burauel* , K. Haider*** , H. M. Helal**** und F. Führ*

Einleitung

Die ¹³C-NMR Spektroskopie eignet sich unter den spektroskopischen Methoden in herausragender Weise für Untersuchungen zum Bindungsverhalten nichtextrahierbarer (gebundener) Rückstände von Xenobiotika (WAIS ET AL., 1993). ¹³C-Flüssigkeits-NMR-Messungen extrahierter Huminsäuren aus Böden, die zuvor mit ¹³C-markiertem Anilazin¹ inkubiert wurden, zeigen in ihren Spektren die charakteristische Verschiebung, die für Ether- bzw. Ester-Bindungen an die organische Matrix erwartet werden (WAIS ET AL., 1995A, WAIS ET AL., 1993, HAIDER ET AL., 1993). Nicht geklärt blieb aber hierbei, ob diese Beobachtung nicht nur ein Artefakt der wenig schonenden Extraktion mit 0,5 M Natriumhydroxid-Lösung ist. Huminsäuren, die in 0,5 M Natriumhydroxid-Lösung mit Anilazin umgesetzt wurden, zeigen nach wenigen Stunden schon eine Bindung des Anilazin an.

Diese mögliche Artefaktbildung ist bei Untersuchungen mit ¹³C-Festkörper-CP/MAS-NMR ausgeschlossen, da keine Behandlung mit Alkali erfolgt. Allerdings werden wesentlich breitere Signale beobachtet, die eine eindeutige Zuordnung erschweren können. Aus diesem Grund ist bei diesen Untersuchungen eine Verwendung von ¹³C-abgereicherten Modellhuminstoffen (WAIS ET AL., 1994) aus ¹³C-abgereichertem Pflanzenmaterial im Unterschied zu den ¹³C-Flüssigkeit-NMR-Messungen, bei denen auch bei Inkubationen mit ¹³C-Anilazin im Konzentrationsbereich > 200 mg Wirkstoff/kg Boden ausreichende Signalintensitäten beobachtet werden, günstig (WAIS ET AL., 1995A, WAIS ET AL., 1995B).

Die Bildung kovalent gebundener Rückstände des Anilazin ist ein wichtiger Beitrag zur Detoxifizierung von Böden, da das Anilazin bzw. seine Metabolite integraler Bestandteil des Bodenhumuskörpers werden.

Material und Methoden

Anilazin, (2-Chlorphenyl)-(dichlor-(1,3,5)-triazin-2-yl)-amin, stand als [triazin-U-¹³C]Anilazin, 99 %ige ¹³C-Anreicherung, und als [phenyl-U-¹⁴C]Anilazin zur Verfügung. Der radioaktive Wirkstoff wurde zur Überprüfung der Extraktionsergebnisse und zur Identifizierung der gebildeten Metabolite eingesetzt. MITTELSTAEDT ET AL. (1987) konnten zeigen, daß bei Markierung des Triazin- oder des Phenylrings gleiche Ergebnisse erhalten werden. Als NMR-Referenzen wurden neben dem Anilazin das Dihydroxy-Derivat, (2-Chlorphenyl)-(dihydroxy-(1,3,5)-triazin-2-yl)-amin (Hauptmetabolit bei Lysimeterstudien), und das Dimethoxy-Derivat, (2-Chlorphenyl)-(dimethoxy-(1,3,5)-triazin-2-yl)-amin (als Referenz für mögliche Alkoxy-Bindungen an Huminstoffe), gemessen. Ihre ¹³C-CP/MAS-NMR-Spektren sind in *Abbildung 1* gezeigt. Ein Vergleich der chemischen Verschiebungen bei Anwendung unterschiedlicher ¹³C-NMR-Techniken (hochauflösende Flüssig-

* Institut für Radioagronomie (IRA), Forschungszentrum Jülich GmbH, D-52425 Jülich

** Institut für Erdöl und Organische Geochemie (ICG 4), Forschungszentrum Jülich GmbH, D-52425 Jülich

*** ehem. Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, BFA für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig; jetzt: Kastanienallee 4, D-82041 Deisenhofen

**** Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, BFA für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig

¹ Handelsformulierung Dyrene®, eingetragenes Warenzeichen der Bayer AG, Leverkusen

keits-NMR- und Festkörper-CP/MAS-NMR) ist in *Tabelle 1* zusammengefaßt. Besonders augenscheinlich sind die völlig unterschiedlichen Werte für das Anilazin selbst. Dieser Befund ist durch Messung zweier unabhängiger Proben überprüft.

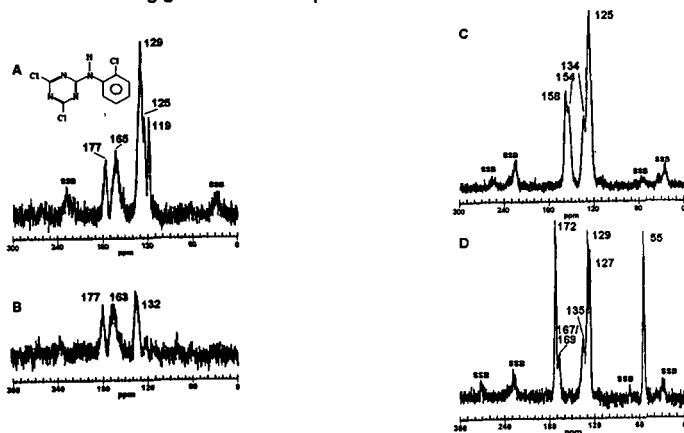


Abbildung 1 ¹³C-CP/MAS-NMR-Spektren des Anilazin (A), des Dihydroxy-Anilazin (C) und des Dimethoxy-Anilazin (D); ¹³C-CP/MAS-Dipolar-Dephasing-NMR-Spektrum (nur quartäre C-Atome) des Anilazin (B)

Tabelle 1 Unterschiede der chemischen Verschiebungen des Anilazin, Dihydroxy-Anilazin und Dimethoxy-Anilazin bei Anwendung unterschiedlicher ¹³C-NMR Techniken. C-2: Phenylbrücken C-Atom des Triazinrings; C-4 und C-6: restliche C-Atome des Triazinrings.

Verbindung	¹³ C-NMR-Methode	δ C-2	δ C-4 und C-6
Anilazin	hochauflösend, Flüssigkeit	164,1	170,6/171,5
Dihydroxy-Anilazin	hochauflösend, Flüssigkeit	155,5	150,5/153,7
Dimethoxy-Anilazin	hochauflösend, Flüssigkeit	167,3	172,3
Anilazin	CP/MAS Festkörper	177	163
Dihydroxy-Anilazin	CP/MAS Festkörper	154-158	
Dimethoxy-Anilazin	CP/MAS Festkörper	167/169	172

Die Anzucht des ¹³C-abgereicherten Mais erfolgte in einer Phytozelle, wie sie bei HEINEMEYER ET AL. (1985) beschrieben ist. Nach Ernte, Trocknung und feiner Vermahlung wurde der ¹³C-Isotopengehalt mittels IR-MS zu 0,1963 Atom-% bei einem Gesamt-C-Gehalt von 39,12 Atom-% bestimmt. Jeweils 4 g des gemahlenden Maisstrohs wurden mit 100 g Quarzsand gemischt, mit einer grobfiltrierten Bodenlösung aus 5 g einer frischen Parabraunerde und 15 mL Wasser geimpft und 10 Wochen bei 20 °C und einer Feuchte von ca. 17,5 %-abs. im Dunkeln humifiziert. Im folgenden wird zur Vereinfachung die Bezeichnung "Boden" für das so hergestellte Sand-Stroh-Rottemisch verwendet. Die Proben wurden anschließend mit jeweils 20 mg ¹³C- bzw. ¹⁴C-Anilazin versetzt und 6 Wochen, wie bei der Humifizierung beschrieben, inkubiert (ANDERSON, 1975). Nach der Inkubation wurde ein Teil der Probe direkt mittels ¹³C-CP/MAS-NMR-Spektroskopie vermessen. Der verbliebene Teil wurde vor der Messung erschöpfend mit Lösungsmitteln extrahiert (WAIS ET AL., 1995A). Eine Probe des nicht humifizierten, ¹³C-abgereicherten Maisstrohs wurde direkt mit ¹³C-Anilazin durch zweiwöchiges Schütteln in Chloroform umgesetzt.

Die ¹³C-CP/MAS-NMR-Messungen erfolgten mit einem Bruker CXP 200 NMR Spektrometer bei 50,3 MHz mit Hexamethylbenzol als sekundärem Standard (δ(Methyl) = 17,0 ppm, bezogen auf Tetramethylsilan). Die Lösungsmittel-extrakte der mit ¹⁴C-Anilazin inkubierten Bodenproben wurden eingengt und mit Hilfe der Radio-Dünnschichtchromatographie (RDC) untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Die ^{13}C -CP/MAS-NMR-Spektren der Bodenproben vor und nach Lösungsmittelextraktion (Abbildung 2) unterscheiden sich lediglich in der Intensität der im Vergleich zu den Spektren ohne Inkubation zusätzlich auftretenden Signale, die nach ihren chemischen Verschiebungen dem Dialkoxy-Anilazin zuzuordnen sind ($\delta = 167$ und $\delta = 172$ ppm). Überraschend ist dies, da auf Grund der Ergebnisse der RDC (Tabelle 2) neben den Signalen des gebundenen Anilazin auch die des Mono- bzw. Dihydroxy-Anilazin und der nichtidentifizierten Radioaktivität in Form der ^{13}C -Signale erwartet würden. Aus ^{13}C -Flüssigkeits-NMR-Messungen ist bekannt, daß die chemischen Verschiebungen der Triazinring-C-Atome des nicht gebundenen Monohydroxy-Anilazin zwischen den des Dimethoxy-Anilazin bestimmt wurde (WAIS, 1995). Eine Überlagerung dieser im ^{13}C -CP/MAS-NMR-Spektrum breiteren Signale ist nicht ausgeschlossen. Da nicht gebundenes Monohydroxy-Anilazin durch die Lösungsmittelextraktion vollständig aus der Probe entfernt wurde, zeigt das Spektrum des lösungsmittelextrahierten Bodens eindeutig die Signale des Dialkoxy-Anilazin. Die hohe Intensität der Signale im Spektrum mit Anilazinkubation vor der Lösungsmittelextraktion kann aus Inhomogenitäten der entnommenen Probe resultieren.



Abbildung 2 ^{13}C -CP/MAS-NMR-Spektren der mit ^{13}C -Anilazin inkubierten Bodenproben (jeweils obere Spektren); untere Spektren ohne Inkubation bei gleicher Behandlung: Vor (A) und nach Lösungsmittelextraktion (B).

Tabelle 2 Ergebnisse der Radio-Dünnschichtchromatographie der Lösungsmittelextrakte (Summe aller vier Extraktionsschritte in % der Radioaktivität in der Bodenprobe); n.i. = nicht identifiziert, Dih. = Dihydroxy-Anilazin, Monoh. = Monohydroxy-Anilazin und Ani. = Anilazin.

Referenz	n.i. (Start)	n.i.	Dih.	Monoh.	n.i.	Ani.
R_f -Werte	0,00	0,06-0,08	0,39-0,40	0,55-0,60	0,66	0,81-0,83
% der Radioaktivität in der Bodenprobe	5,74	3,19	3,85	20,65	3,58	0,85

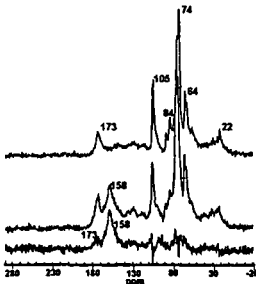


Abbildung 3 ^{13}C -CP/MAS-NMR-Spektren des nicht humifizierten, ^{13}C -abgereicherten Maisstrohs. Probe ohne Anilazin-Umsetzung (oben), mit Anilazin-Umsetzung (Mitte) und Differenzspektrum beider Proben (unten).

Im Gegensatz zu den Spektren der Bodenproben zeigen die in Abbildung 3 dargestellten Spektren des nicht humifizierten, ^{13}C -abgereicherten Maisstrohs neben einem kleineren Signal bei $\delta = 173$ ppm, welches dem Dialkoxy-Anilazin zuzuordnen ist, im wesentlichen das des Dihydroxy-Anilazin (um $\delta = 158$ ppm). Dies wurde selbst in alkalischem Milieu nach so kurzer Verweilzeit bisher nie beobachtet. Ein Erklärungsversuch mag sein, daß nicht humifizierte Strohbestandteile während der Umsetzung in Chloroform eine katalytische Wirkung zeigten, die eine wie auch immer geartete vollständige Hydrolyse bewirkten. Ist diese Hydrolyse innerhalb der Pflanzenmatrix erfolgt, so kann das Dihydroxy-Anilazin in Form von Wirt-Gast-Komplexe eingelagert worden sein. Wirt-Gast-Komplexe kleiner organischer Moleküle in Makromolekülen, z.B. Huminstoffen, sind in der Literatur u.a. bei SCHNEIDER (1991) beschrieben.

Schlußfolgerungen

Auf Grund der für den künstlichen Boden gezeigten Ergebnisse kann von einer Festlegung des Anilazin im Boden über Ether- bzw. Ester-Bindungen an den Humuskörper ausgegangen werden. Die Ergebnisse der ^{13}C -CP/MAS-NMR-Spektroskopie weisen dasselbe Resultat wie bei den ^{13}C -Flüssigkeits-NMR-Untersuchungen des an Huminsäuren gebundenen Anilazin auf. Der Befund, daß das aus dem Boden nicht extrahierte Anilazin über Ether- bzw. Ester-Bindungen fixiert vorliegt, konnte somit mit zwei unabhängigen Methoden belegt werden. Weiterer Forschungsbedarf besteht noch, ob es sich um Ether- und/oder Ester-Bindungen handelt, und wie der Reaktionsmechanismus vollständig zu beschreiben ist. Auch eine fundierte Erklärung für das Auftreten des Dihydroxy-Anilazin im nicht humifizierten Stroh steht noch aus.

Danksagung

Unser Dank für experimentelle Hilfe gilt Frau S. Rosellen und Herrn M. Meyer (beide KFA Jülich). Besonders möchten wir auch Frau H. Lemke (FAL Braunschweig) für ihre freundliche Hilfe bei der Anzucht des ^{13}C -abgereicherten Maisstrohs sowie den Herren Dr. H. Förstel und H. Hützen (beide KFA Jülich) für die Isotopenbestimmung mittels IR-MS danken. Für die Überlassung der markierten Verbindungen danken wir Herrn Dr. R. Körmeling (Bayer AG). Auch waren uns die Diskussionen mit Herrn Prof. M. Spiteller (Universität Kassel) eine große Hilfe. Diese Arbeit ist Teil eines Kooperationsvorhabens mit der Bayer AG, Monheim.

Literatur

- Anderson, J.P.E. (1975). Einfluß von Temperatur und Feuchte auf Verdampfung, Abbau und Festlegung von Diallat im Boden. Z. Pflanzenkr. Pflanzensch., Sonderheft 7, 141 - 146.
- Haider, K., Spiteller, M., Wais, A. und Fild, M. (1993). Evaluation of the binding mechanism of anilazine and its metabolites in soil organic matter. Intern. J. Environ. Anal. Chem., 53, 125 - 137.
- Heinemeyer, O., Haider, K., Mosier, A.R. und Mack, D. (1985). Experimenteller Aufbau von Phytotronversuchen zur Bestimmung des Einflusses wachsender Pflanzen auf den Kohlenstoffeintrag und die Denitrifikation. Landwirtschaft. Forsch., 38, 95 - 103.
- Mittelstaedt, W., Führ, F. und Kloskowski, R. (1987). Anilazine - formation of bound residues in a degraded loess soil. J. Environ. Sci. Health, B22, 491 - 507.
- Schneider, H.J. (1991). Mechanismen der molekularen Erkennung - Untersuchungen von organischen Wirt-Gast-Komplexen. Angew. Chem., 103, 1419 - 1439.
- Wais, A., Haider, K., Spiteller, M. und Fild, M. (1993). Möglichkeiten und Grenzen der C-13-NMR-Spektroskopie zur Charakterisierung gebundener Rückstände von Xenobiotika. Mitteilgn. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch., 72, 469 - 472.
- Wais, A., Burauel, P., de Graaf, A.A., Haider, K. und Führ, F. (1994). ^{13}C -NMR- und GPC-Untersuchungen an Modellhuminsäuren aus Maisstroh als Basis zur Spezierung von Bindungsformen nichtextrahierbarer Rückstände von Xenobiotika in Böden. Mitteilgn. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch., 74, 485 - 488.
- Wais, A., Haider, K., Spiteller, M., de Graaf, A.A., Burauel, P. und Führ, F. (1995a). Using ^{13}C -NMR spectroscopy to evaluate the binding mechanism of bound pesticide residues in soils. 1. Solution high resolution NMR spectroscopy. J. Environ. Sci. Health, B30, im Druck.
- Wais, A., Witte, E.G., de Graaf, A.A., Mittelstaedt, W., Haider, K., Burauel, P. und Führ, F. (1995b). Spectroscopic demasking of soil organic matter bound anilazine by ^{13}C NMR techniques. BCPC Monograph "Pesticide Movement to Water", angenommen.
- Wais, A. (1995). Nichtextrahierbare Pflanzenschutzmittelrückstände im Boden: Analyse von Huminstoffen und möglicher Bindungsformen von Wirkstoffen und Metaboliten an Huminstoffe. Dissertation Universität Bonn, in Vorbereitung.

DOM Mobilität in porösen Medien: Einfluß von Substrat und Fließregime auf den Graphen der Durchbruchskurve

von

Weigand, H. und K. U. Totsche

Einleitung

Gelöste organische Substanz (DOM) besteht aus einer Vielzahl von Ab- und Umbauprodukten mikrobieller und pflanzlicher Biomasse. Als Hauptquelle für DOM in Waldökosystemen dient die organische Auflage. Dort werden organische Verbindungen im perkolierenden Niederschlagswasser gelöst und in die Bodenlösung überführt. Neben bodengenetischen Prozessen wie die Podsolierung beeinflusst die Mobilität von DOM entscheidend die Nährstoffdynamik des Mineralbodens. So liegt beispielsweise nach dem Durchtritt durch die organische Auflage 95% des gelösten Stickstoffs in organischer Form vor (Qualls, 1991).

Auch auf die Dynamik hydrophober organischer Schadstoffe wirkt sich die Mobilität des DOM aus (Totsche, 1995). Ob im konkreten Fall die Bildung von Assoziaten zum Co-Transport oder zur Co-Sorption führt, hängt davon ab, wie stark die mobilitätsmindernden Wechselwirkungen zwischen DOM und der Matrix einem Verbleib in Lösung entgegenwirken. Neben der unspezifischen Sorption über elektrostatische Wechselwirkungen spielt die spezifische Sorption an Sesquioxide eine wichtige Rolle für die Retention von DOM an der Mineralbodenmatrix.

Im folgenden werden Säulenexperimente beschrieben, die das Transportverhalten von DOM in Abhängigkeit vom durchflossenen Medium einerseits und von der Fließgeschwindigkeit andererseits untersuchen.

Material und Methoden

Zur Untersuchung der DOM Mobilität wurden Durchbruchexperimente an homogen geschütteten Materialien unter stationär-ungesättigten Bedingungen durchgeführt. Der Aufbau der Säulanlage folgte dem von Totsche (1994) beschriebenen.

	AKW-Quarzsand	Goethitsand	
Textur	14,4 % gS, 85,2 % mS	29,6 % mS, 66,5 % fS	Die Experimente wurden an zwei unterschiedlichen Modellböden durchgeführt.
p_b 1)	1,6	1,6	Als ein unter Idealbedingungen gegenüber DOM inertes Medium kam ein Quarzsand (Amberger Kaolinwerke) zum Einsatz, als ideal sorptives Medium wurde ein synthetischer Goethitsand (Universität Wageningen) verwendet. Die wichtigsten Eigenschaften der Substrate sind in Tabelle (1) aufgeführt.
p_s 2)	2,62	2,64	
pH H₂O	6,8	5,44	
pH KCl	6,25	5,78	
Fe_o 3)	n.n	n.n	
Fe_d	0,021	0,35	
Al_o	n.n	n.n	
Al_d	0,038	n.n	

Tab1: Kenngrößen der verwendeten Substrate

1) Lagerungsdichte [cm^3/cm^3]; 2) Substanzdichte [cm^3/cm^3]
 3) oxalat bzw. dithionitlösliches Eisen bzw Aluminium [g/kg FE]

Als DOM Lösung diente ein Auflagenextrakt der BITÖK Intensivmessfläche

Coulissenhieb (Podsol-Braunerde über Granit) Waldstein, Fichtelgebirge. Der homogenisierte und von makroskopisch erkennbaren Pflanzenwurzeln befreite feinhumusarme Rohhumus wurde in einem Tockensubstanz/Lösungsverhältnis von 1:10 während 12h mit H₂O Millipore eingeweicht. Anschließend erfolgte eine Filtration durch Glasfaserfilter (Whatman GF/F, 0,7µm). Als Tracerlösung zur Ermittlung der hydraulischen Parameter diente Cl⁻. Die NaCl Konzentration der DOM Beregnungslösung betrug 10⁻³ M, der pH-Wert lag bei 4,6.

Die Messung von Chlorid im Effluenten erfolgte mit der Colora Orion Festkörpermembranelektrode. Die DOM-Bestimmung erfolgte am TOC Analyzer (Shimadzu TC 5050), wobei der nicht ausblasbare organische Kohlenstoff erfaßt wurde. Zusätzlich wurden pH und elektrolytische Leitfähigkeit gemessen.

	BTC 1 (Quarzsand)	BTC 2 (Goethitsand)	BTC 3 (Goethitsand)	Die experimentellen Bedingungen sind aus Tabelle 2 ersichtlich.
θ_v	16,5	19,6	14,7	Die Einstellung stationärer Bedingungen ($\partial\theta/\partial t = 0$) erfolgte nach Aufsättigen der Säule durch Beregnung mit 10 ⁻³ M KClO ₄
q	4,9 E-4	4,7 E-4	2,2 E-4	Lösung (pH 5,7) bei angelegtem Gradienten. Stationarität, erfaßt als zeitinvarier Volumenfluß am Säulenende, war bei beiden Substraten nach 24 bis 30 h gegeben.
v	2,8 E-3	2,4 E-3	1,5 E-3	
L	7,15	7,26	7,2	
A	63,63	63,63	63,63	
PV	75,6	90,6	67,7	
DOM	49	45	45	

Tab 2: Experimentelle Bedingungen

θ_v : volumetrischer Wassergehalt [%]; q: Darcy-Fluß [cm/s]

v: Porenwassergeschwindigkeit [cm/s]; L: Füllhöhe [cm]

A: Querschnittsfläche [cm²]; PV: Porenvolumen [cm³]

DOM: Konzentration der Aufgabelösung [mg DOM/L]

Die Applikation der Lösungen erfolgte in Form dreier alternierender, diskreter Pulse in der Reihenfolge DOM - KClO₄ - DOM. Die

Pulsdauer wurde so gewählt, daß die Ausgangskonzentration von DOM im Effluenten zu 97-100% erreicht werden konnte. Effluentfraktionen die der Größe von 0.2 - 0.25 Porenvolumina entsprachen, wurden über einen Fraktionensammler erfaßt und hinsichtlich flußgemittelter Konzentrationen analysiert.

Eine Auftragung des Konzentrationsverlaufs gegen die Zeit liefert die Durchbruchkurve (BTC). Zur besseren Vergleichbarkeit der Experimente untereinander erfolgt die Darstellung der BTCs in den reduzierten Variablen C/C₀ und PV.

Die Transportparameter Retardation R und Dispersionskoeffizient D der Substanzen wurden mit dem Programm CXT4 von Parker und van Genuchten (1984) an die BTC angepaßt. Verwendet wurde das lineare Gleichgewichtsadsorptionsmodell. Der für Chlorid ermittelte Dispersionskoeffizient diente als Eingabeparameter für den Fit der DOM Retardation.

Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1 zeigt den Durchbruch von DOM und Chlorid durch den AKW-Quarzsand. Es läßt sich eine weitgehende Übereinstimmung zwischen Tracer- und DOM-BTC erkennen. Abweichungen von diesem Verhalten treten im ersten ansteigenden Ast ab einem Niveau von ca. 40% der DOM Ausgangskonzentration auf, wobei ein Niveau von 100% nicht erreicht wird.

Der absteigende Ast der DOM-BTC zeigt bei DOM ab 30% ein stärkeres Tailing und somit ein etwas verzögertes Absinken auf die Hintergrundkonzentration. Insgesamt weist dieses Ergebnis auf eine leichte Retardation von DOM gegenüber Chlorid hin, die auch mit den mit CXT4 gefitteten Werten übereinstimmt.

Abbildung (2) stellt den Durchbruch von DOM und Chlorid durch Goethitsand dar. Der Graph zeigt im ersten Sorptionsast ein gegenüber dem Tracer stark verzögertes Auftreten von DOM. Im Fit mit dem linearen Gleichgewichtsadsorptionsmodell ergibt sich ein im Vergleich zum Tacer um den Faktor 2,74 größerer Wert für R.

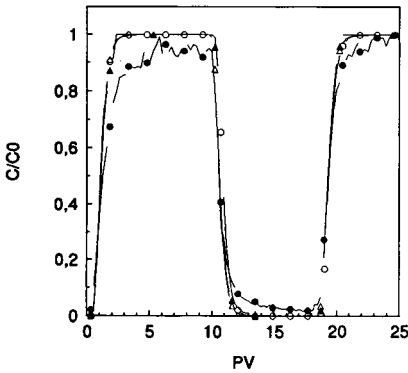


Abb 1: BTC1-DOM/Chlorid durch Quarzsand
geschlossene Dreiecke: Chlorid gemessen;
offene Dreiecke: Chlorid gefittet: $R=1,17$ $D=0,0015$
 $r^2=0,9968$
geschlossene Kreise: DOM gemessen
offene Kreise: DOM gefittet: $R=1,48$ $r^2=0,9702$

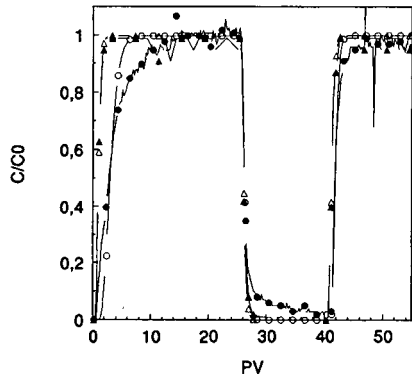


Abb2: BTC2-DOM/Chlorid durch Goethitsand
geschlossene Dreiecke: Chlorid gemessen;
offene Dreiecke: Chlorid gefittet $R=1,14$ $D=0,0011$
 $r^2=0,9912$
geschlossene Kreise: DOM gemessen
offene Kreise: DOM gefittet $R=3,12$ $r^2=0,9304$

Im Kontrast zu diesem Verhalten steht der steile Konzentrationsabfall und die rasche Konzentrationszunahme im Desorptions- bzw. zweiten Sorptionsast. Erklärbar wird diese Beobachtung unter Berücksichtigung einer Sorptionshysterese. Nach Bahoua et al. (1994), ist denkbar, daß DOM an der Oxidoberfläche kollabiert. Dies ermöglicht die Ausbildung von Mehrfachbindungen. Eine vollständige Desorption ist erschwert, da sie die gleichzeitige Lösung *aller* Bindungen voraussetzt.

Dies bedeutet für darauffolgende Sorptionsvorgänge eine Minderung der Sorptionskapazität der Matrix, so wie sie der beobachtete steilere Anstieg der BTC nahelegt.

Abbildung (3) gibt den Durchbruch von DOM bei Variation der Fließgeschwindigkeit wieder. BTC 3 zeigt im Vergleich zu BTC 2 eine insgesamt stärkere DOM Retardation. Da die Porenwassergeschwindigkeit die Verweilzeit eines Wasserpaketes auf der Säule und damit die Kontaktzeit des DOM mit potentiellen Sorptionplätzen steuert, ist es möglich, aus dem Vergleich von BTC 2 und 3 auf einen ratenkontrollierten Sorptionsprozeß zu schließen. Dieser könnte sowohl im Sinne eines chemischen als auch eines physikalischen Ungleichgewichts wirksam sein.

Der in beiden Experimenten beobachtete anfängliche pH Anstieg ist konsistent mit dem Mechanismus des Ligandenaustauschs zwischen Carboxylatgruppen des DOM und Fe-gebundenen OH-Gruppen des Goethits. Die Freisetzung von Hydroxylionen überlagert die mit dem DOM Eintrag zu erwartende Protonen-BTC.

Beide BTCs weisen einen anfänglich steilen Anstieg auf, der durch eine Schulter von einem abflachenden Bereich getrennt ist. Dieser Wendepunkt kann als Superposition der Durchbruchkurven zweier unterschiedlich mobiler Fraktionen des DOM interpretiert werden. Die Tatsache, daß diese mobilere Fraktion in BTC 3 größer erscheint, kann als eine Folge des stärkeren und früher einsetzenden pH Effektes angesehen werden. Denkbar ist eine pH bedingte Minderung der Sorptionsintensität wie sie beispielsweise von Tipping (1981) beschrieben wird. Alternativ kann die weniger starke Ausprägung der Schulter bei der hohen Fließgeschwindigkeit auch darauf hindeuten, daß ein möglicher ratenkontrollierter Prozeß vorrangig die weniger mobile Fraktion des DOM betrifft. Da aufgrund der höheren Fließgeschwindigkeit die mittlere Aufenthaltsdauer für die weniger

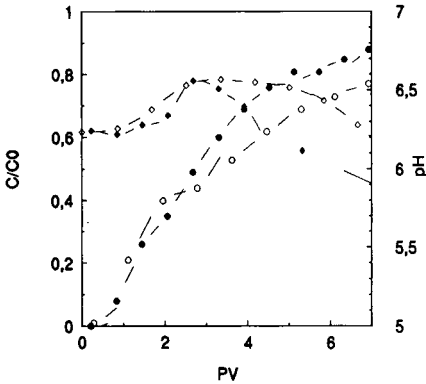


Abb 3: BTC2 und BTC3 im Vergleich: Abhängigkeit des Durchbruchs von v geschlossene Symbole: BTC 2; offene Symbole: BTC 3 Rauten: pH, geglättet; Kreise DOM

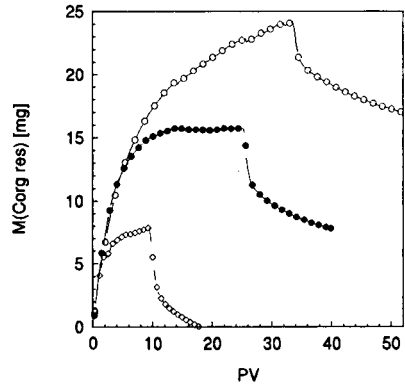


Abb 4: Vergleichende Bilanz der auf der Säule befindlichen Corg Massen, PV = 100 ml Rauten: BTC1; geschlossene Kreise BTC2; offene Kreise: BTC 3

mobile Fraktion kleiner ist, steht auch der ratenkontrollierten Sorption weniger Zeit zur Verfügung. Der Durchbruch erfolgt demzufolge schneller.

Abbildung (4) faßt die Ergebnisse der drei Durchbruchexperimente anhand einer Massenbilanz für Corg Input und Output zusammen.

Der Zusammenhang zwischen der Art des Substrats und der Intensität der Wechselwirkungen zwischen Lösung und Festphase wird anhand der unterschiedlichen Massenniveaus auf anschauliche Weise deutlich. Auch das Ausmaß der in den Goethitsandexperimenten festgestellten Sorptions/Desorptionsysterese, die - im Gegensatz zum schwachen und voll reversiblen Sorptionsverhalten des Quarzsandes - zu einem Verbleib von 50 bzw. 75% des sorbierten Corg auf der Säule führt, tritt hervor.

Die Tatsache, daß im Vergleich von BTC 2 und 3 die Wahl einer geringeren Fließgeschwindigkeit zu einer gleich starken Erhöhung der residenten Masse führt, wie im Vergleich von BTC 1 und 2 die Wahl eines reaktiveren Sorbenten, zeigt die Bedeutung eines ratenkontrollierten Sorptionsverhaltens für die Mobilität des DOM.

Neben den Sorptionseigenschaften der Matrix hat bei ratenkontrollierten Interaktionen das Fließregime eine entscheidende Bedeutung für den Graphen der DOM-Durchbruchskurven. Dieser Umstand muß im Rahmen verallgemeinernder Aussagen aus Durchbruchexperimenten berücksichtigt werden.

Literatur

- Qualls, R.G., Haines, B.L., Swank, W.T., 1991, Fluxes of Dissolved Organic Nutrients and Humic Substances in a Deciduous Forest, Ecology, 72 (1), 254-266
- Totsche, K.U., 1995 Co-Transport und Co-Sorption in Böden: Experimentelle Befunde-Modellentwicklung - Numerische Simulation, Dissertation, Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Bd. 38
- Parker, J.C., van Genuchten, M. Th., 1984, Determining Transport Parameters from Laboratory and Field Tracer Experiments, Virginia Agricultural Experiment Station, Bulletin 84-3
- Tippling, E., 1981 The Adsorption of Aquatic Humic Substances by Iron Oxides, Geochimica et Cosmochimica Acta, 45, 191-199
- Baohua, G., Schmidt J. Zihong, C., Liang, L., McCarthy, J., Adsorption and Desorption of Natural Organic Matter on Iron Oxide: Mechanisms and Models, Environmental Science and Technology, 28, 38-46

Kaliumdynamik hochversorgter Ackerböden des Tertiärhügellandes

von

Weinfurter, K.*

Zielsetzung

Im Rahmen des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München werden die Verfügbarkeit von Kalium mit dem Ziel untersucht, vorhandene K-Vorräte zur Versorgung der Pflanzen einzusetzen und die Düngung auf ein notwendiges Maß zu beschränken. Die K-Versorgung von Pflanzen hängt entscheidend von der K-Konzentration der Bodenlösung im Bereich der Hauptwurzelzone ab. Diese Konzentration wird durch Düngung und Mineralisation sowie durch Pflanzenentzug und Auswaschung verändert. Das Ausmaß der Veränderung hängt jedoch auch von der K-Pufferung durch Sorbenten ab.

Material und Methoden

Im Verlauf einer Vegetationsperiode wurden Ackeroberböden zu 7 bis 10 Terminen beprobt. Die Bodenlösung wurde durch Zentrifugation gewonnen und die Kaliumkonzentration gemessen. Außerdem wurde an den jeweiligen Terminen das austauschbare Kalium durch einmaligen Austausch mit 1 M Ammoniumchlorid bestimmt und an einigen Terminen K/Ca-Austauschkurven nach FISCHER und NIEDERBUDE (1979) erstellt und nach SCHEINOST (1994) ausgewertet.

Ergebnisse

Die K-Konzentrationen der Bodenlösungen variierten innerhalb der Vegetationsperiode um bis zu einer Größenordnung. Abb.1 zeigt den Konzentrationsverlauf eines Kolluviums unter Sonnenblumen über eine Vegetationsperiode. Bis zu Beginn des Pflanzenwachstums (Saattermin 22.4.94) stieg die Konzentration der Bodenlösung im Oberboden an. Danach war ein kontinuierlicher Abfall bis Mitte Juli zu beobachten. Da keine Düngung erfolgte, kann der Anstieg zu Beginn der Vegetationsperiode nur mit der Mobilisierung vorher festgelegter Kaliumvorräte erklärt werden, während die Abnahme der K-Konzentration durch Pflanzenentzug verursacht wird. Die geringe Abnahme der Kaliumkonzentration zwischen Anfang Mai und Mitte Juni weist auf eine geringe Kaliumaufnahme der Pflanzen hin, in den darauffolgenden Wochen müssen hingegen

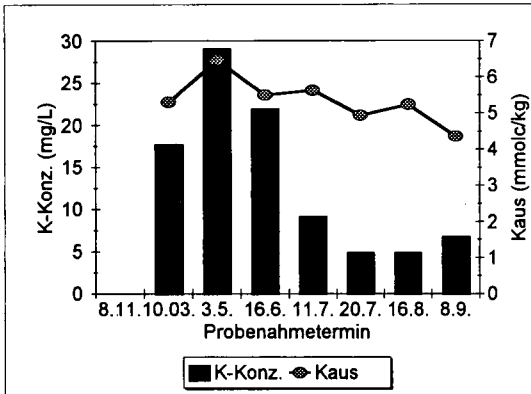


Abb. 1: K-Konzentrationen der Bodenlösung und austauschbares Kalium im Ap eines Kolluvisols

große Mengen an Kalium aufgenommen worden sein. Dies stimmt mit Beobachtungen des Vegetationsverlaufs überein. Bis Mitte Juni war die Biomassebildung aufgrund ungünstiger Witterungsverhältnisse nur gering, während danach ein rasches Wachstum zu beobachten war. Auch das austauschbare Kalium und die Parameter der K/Ca-Austauschkurven zeigten einen ähnlichen Verlauf, variierten allerdings deutlich geringer.

Die nur geringen Änderungen des austauschbaren Kaliums bei einer Aufnahme von bis zu 1400 kg Kilogramm Kalium pro Hektar durch die Pflanzen und keiner Kaliumdüngung weisen darauf hin, daß ein großer Anteil des entzogenen Kaliums aus nichtaustauschbaren Vorräten stammen muß.

In weiteren Untersuchungen werden daher die Mengen an nichtaustauschbarem Kalium erfaßt und mögliche Freisetzungsraten durch Perkolationsversuche ermittelt.

Literatur:

Fischer, W. R. und Niederbudde, E.-A. (1979): Die exakte und schnelle Bestimmung von K/Ca-Austauschkurven an Böden und die Automatisierung ihrer Auswertung. *Landwirtsch. Forschung* 32: 207-215

Scheinost, A. C. (1994): *Pedotransferfunktionen zum Wasser- und Stoffhaushalt einer Bodenlandschaft*. Diss. TU München

Die Forschungsaktivitäten des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) werden durch das Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT 0339370) unterstützt. Die Pacht- und Betriebskosten des FAM-Versuchsgutes Scheyern trägt das Bayerische Staatsministerium für Unterricht, Kultus, Wissenschaft und Kunst.

* Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München-Weihenstephan, 85350 Freising

Mobilität und Bindungsformen von Cd, Cr, As und V in urbanen Böden unterschiedlicher Belastung

von

Welp, G.*, M. Hamer*, G. W. Brümmer* und R. Lichtfuß**

1 Einleitung

Zur Kennzeichnung des von chemischen Bodenbelastungen ausgehenden Risikos sind Element-Gesamtgehalte wenig geeignet. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde deshalb ein für kationische Schwermetalle entwickeltes sequentielles Extraktionsverfahren (Zeien und Brümmer, 1989) eingesetzt, um die Mobilität und Bindungsformen von ausgewählten kat- und anionisch vorliegenden Elementen in unterschiedlich belasteten Böden städtischer Ballungsräume zu charakterisieren.

2 Material und Methoden

Die sieben verwendeten Oberbodenproben weisen hinsichtlich der für Sorptionsvorgänge wichtigen Parameter ein breites Spektrum auf (Tab. 1). Mit Ausnahme einer Ackerprobe (A) sind die fünf untersuchten Hausgartenproben (G1 - G5) und insbesondere die Probe eines Industriestandortes (I) teilweise erheblich mit Cd und As belastet.

Bei der sequentiellen Extraktion nach Zeien und Brümmer werden die in den ersten beiden Stufen extrahierten Elementanteile in eine "mobile" (Extraktion mit NH_4NO_3) und eine "leicht nachlieferbare" (NH_4OAc ; pH 6,0) Fraktion eingeteilt. Die nachfolgenden Extraktionsschritte kennzeichnen an bestimmte Bodenkomponenten geknüpfte Bindungsformen: Fraktion III: an Mn-Oxide gebunden ($\text{NH}_2\text{OH-HCl}$ und NH_4OAc ; pH 6,0), Fraktion IV: an organische Substanz gebunden ($\text{NH}_4\text{-EDTA}$ und NH_4OAc ; pH 4,6), Fraktion V: an schlecht kristalline Fe-Oxide gebunden ($\text{NH}_4\text{-Oxalat}$; pH 3,25), Fraktion VI: an kristalline Fe-Oxide gebunden (Ascorbinsäure und $\text{NH}_4\text{-Oxalat}$; pH 3,25), Fraktion VII: residual gebunden (Königswasser).

3 Ergebnisse und Diskussion

Von insgesamt 13 untersuchten Elementen werden an dieser Stelle Ergebnisse für die in den untersuchten Bodenproben kationisch vorliegenden Schwermetalle Cd und Cr(III) sowie für die anionisch vorliegenden Elemente As(V) und V(V) vorgestellt. Zum Vergleich werden auch die Bindungsformen von Fe und P dargestellt. Während Cd, Cr, As und V durch ihren potentiellen Schadstoffcharakter von Bedeutung sind und - außer Cd - bislang relativ wenig untersucht wurden, ist Fe durch die hohe Affinität der Fe-Oxide zu den untersuchten Elementen von Interesse; die ebenfalls bereits gut untersuchten P-Bindungsformen bieten Vergleichsmöglichkeiten mit den ermittelten As- und V-Bindungsformen. In den Abb. 1 und 2 ist die prozentuale Verteilung der Elementanteile auf die sieben Fraktionen der sequentiellen Extraktion dargestellt.

3.1 Cd, Cr

Das allgemein als mobil eingestufte **Cadmium** tritt vorwiegend in den ersten vier Fraktionen auf (Abb. 1). In den belasteten Proben G1-G5 und I sind die Anteile in der leicht nachlieferbaren Fraktion II am höchsten. Infolge des niedrigen pH-Wertes liegt Cd in der wenig belasteten Ackerprobe vor allem in der mobilen Fraktion I vor. Der mobile Cd-Anteil der sieben Bodenproben weist dabei eine deutliche Beziehung zum pH-Wert auf.

* Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, D-53115 Bonn

** Umweltbehörde Hamburg, Gazellenkamp 38, D-22529 Hamburg

Tab.1: Allgemeine Bodenkennwerte der untersuchten sieben Bodenproben sowie deren Elementgesamtgehalte (Königswasseraufschluß)

	G1	G2	G3	G4	G5	I	A
pH (CaCl ₂)	5,6	7,1	6,5	6,4	5,5	7,5	4,8
C _{org} (%)	5,7	5,4	4,2	5,1	5,6	2,9	3,2
Fe _d (g/kg)	20,6	13,7	6,68	5,61	10,9	23,6	14,7
Fe _t (g/kg)	34,5	23,3	13,6	16,3	19,5	54,0	35,1
Cd _t (mg/kg)	18,5	9,50	2,82	4,73	2,88	28,7	0,76
Cr _t (mg/kg)	112	70,8	27,6	18,2	43,2	52,0	60,1
P _t (mg/kg)	3460	2080	1520	851	1580	416	851
As _t (mg/kg)	194	102	35,0	64,2	39,0	782	22,0
V _t (mg/kg)	61,2	44,7	25,0	21,9	32,4	29,4	69,1

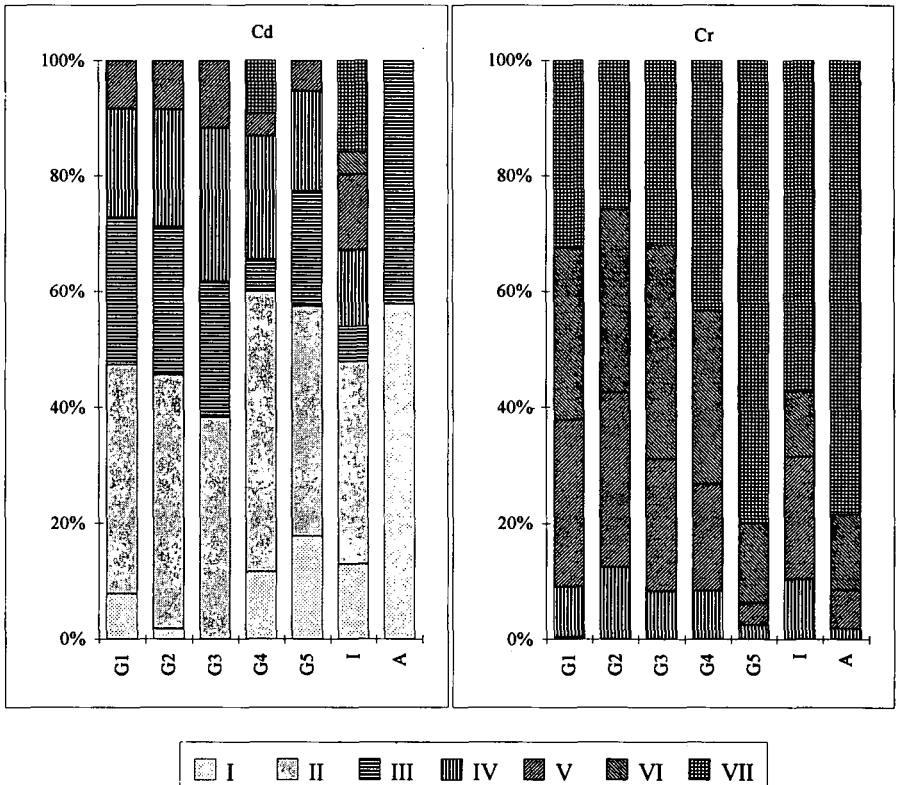


Abb.1: Prozentuale Verteilung von Cd und Cr auf die sieben Fraktionen der sequentiellen Extraktion n. Zeien und Brümmner (I: mobil, II: leicht nachlieferbar, III: an Mn-Oxide geb., IV: organisch geb., V: an schlecht krist. Fe-Oxide geb., VI: an krist. Fe-Oxide geb., VII: residual geb.; G= Garten, I= Industriestandort, A= Ackerstandort)

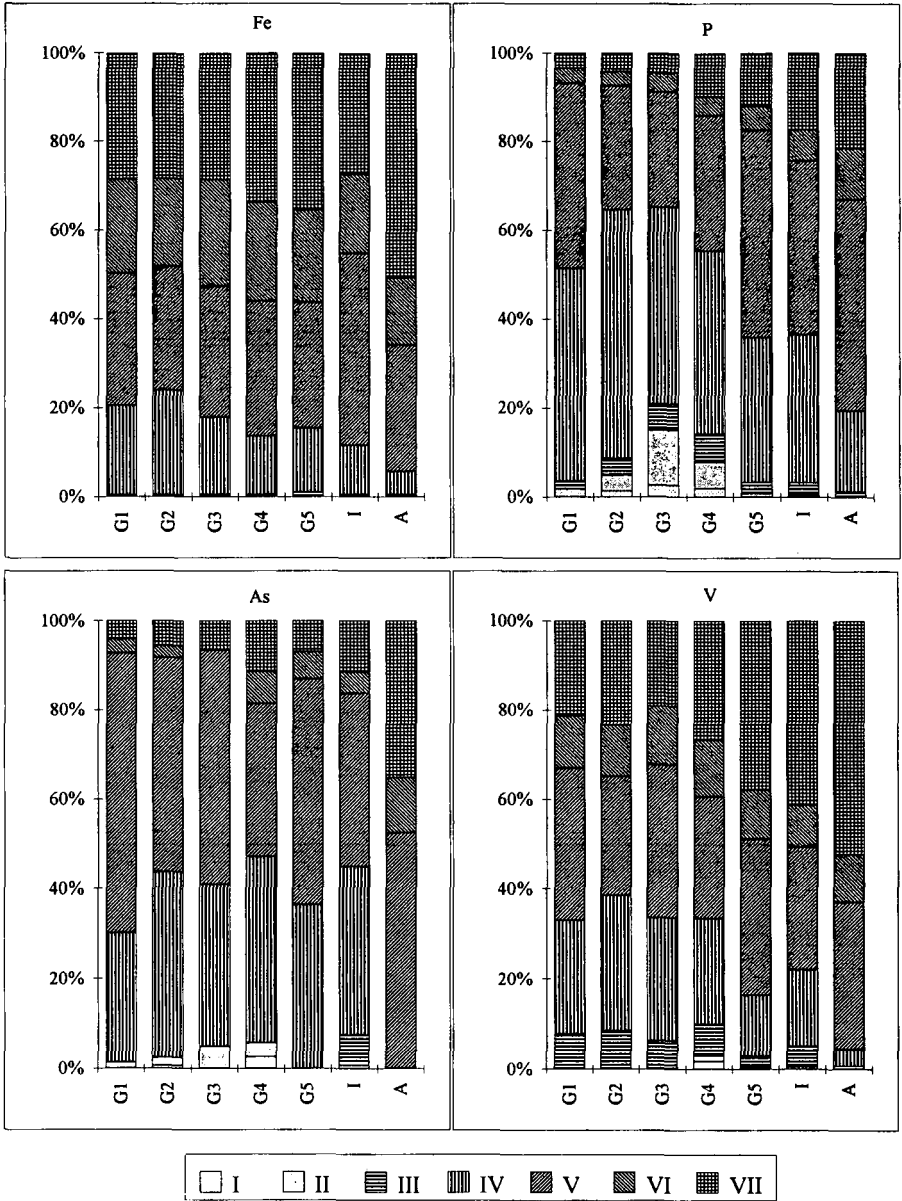


Abb.2: Prozentuale Verteilung von Fe, P, As und V auf die sieben Fraktionen der sequentiellen Extraktion n. Zeien und Brümmer (I: mobil, II: leicht nachlieferbar, III: an Mn-Oxide geb., IV: organisch geb., V: an schlecht krist. Fe-Oxide geb., VI: an krist. Fe-Oxide geb., VII: residual geb.; G= Garten, I= Industriestandort, A= Ackerstandort)

Bei **Chrom** zeigen die Ergebnisse der sequentiellen Extraktion, daß die Cr(III)-Verteilung auf die sieben Fraktionen ähnlich wie bei Fe verläuft (Abb. 1 und 2). Der hohe Cr-Anteil in der Residualfraktion (im Mittel 50 %) und die relativ niedrigen Gesamtgehalte deuten auf immobile Bindungsformen geogenen Ursprungs hin. Hohe Extraktionsausbeuten in den Fraktionen VI (ϕ 24 %) und V (ϕ 19 %) sind auf eine feste adsorptive Bindung an Fe-Oxide und/oder eine Copräzipitation von Cr(III) durch Fe-Oxide bzw. einen Einbau in das Gitter der Fe-Oxide (Schwertmann et al., 1989) zurückzuführen.

3.2 As, V

Die Ergebnisse der sequentiellen Extraktion ergeben für **Arsen** - und in ähnlicher Weise für **Phosphor** - eine Dominanz der Fraktionen IV und V (Abb. 2), wobei für As die Bindung an schlecht kristalline Fe-Oxide (Fraktion V; ϕ 49 %) überwiegt, während für P die Anteile in der Fraktion IV (ϕ 39 %) z.T. höher sind. Abweichend von kationischen Schwermetallen erfassen dabei die Fraktionen IV und V gegebenenfalls auch definierte chemische Verbindungen dieser Elemente wie z.B. Ca-Arsenate und Ca-Phosphate, deren Bildung in Böden mit hohen pH-Werten und hohen As- und P-Gehalten möglich ist. In den kontaminierten Proben (G1-G5, I) liegt As im Vergleich zur wenig belasteten Ackerprobe (A) zu höheren Anteilen in mobileren Formen vor. Eine vergleichend durchgeführte Fraktionierung nach Kurmies (1972) bestätigte die Bedeutung der Fe-Oxide und der organischen Substanz als Bindungspartner für As und P (Ergebnisse nicht dargestellt).

Vanadium ist deutlich stärker als As und P in der Residualfraktion (VII) vertreten (Abb. 2; ϕ 32 %). Wichtige Bindungspartner sind daneben die Fe-Oxide (Fraktion V: 31 %; Fraktion VI: 12 %) sowie die organische Substanz (Fraktion IV: 20 %). Die Fraktionierung sowie Untersuchungen zur pH-abhängigen V-Löslichkeit (nicht dargestellt) machen wahrscheinlich, daß das bei der Gesteinsverwitterung freiwerdende Vanadium in durchlüfteten Böden zu Vanadat oxidiert wird und dann einer dem Phosphat und Arsenat vergleichbaren Sorptionsdynamik unterliegt. Auf eine hohe Affinität von Vanadium zu Fe-Oxiden und zur organischen Substanz wird u.a. von Fiedler und Rotsche (1977) sowie Kabata-Pendias und Pendias (1984) verwiesen.

4 Schlußfolgerungen und Zusammenfassung

Cd und Cr kennzeichnen innerhalb der Gruppe kationischer Schwermetalle Pole unterschiedlicher Mobilität und Bindungsformen: Cd ist überwiegend "leicht nachlieferbar" (Extraktion mit NH_4OAc), während bei Cr im Mittel 50 % auf die Residualfraktion entfallen (Extraktion mit Königswasser). As und V liegen anionisch vor. As weist eine hohe Affinität zu schlecht kristallinen Fe-Oxiden und zur organischen Substanz auf. V ist im Durchschnitt der untersuchten Proben zu je einem Drittel in der Residualfraktion vertreten und an schlecht kristalline Fe-Oxide gebunden.

Das verwendete Extraktionsverfahren erlaubt auch bei anionisch vorliegenden Elementen eine Charakterisierung ihrer Mobilität und eine Zuordnung zu verschiedenen Bindungspartnern. Dabei ist jedoch keine Aussage über das eventuelle Vorliegen definierter chemischer Verbindungen dieser Elemente möglich. So würden z.B. Ca-Phosphate und Ca-Arsenate, deren Bildung in Böden mit hohen pH-Werten und hohen As- und P-Gehalten möglich ist, in den Fraktionen IV (organisch gebunden) und V (an schlecht kristalline Fe-Oxide gebunden) mitextrahiert. Untersuchungen zur pH-abhängigen Löslichkeit (nicht dargestellt) sowie Ergebnisse anderer Autoren machen allerdings wahrscheinlich, daß Löslichkeit und Bindungsformen von As und V nicht oder nur in geringem Maße durch Lösungs- und Fällungsreaktionen definierter Verbindungen bestimmt werden.

5 Literatur

- Fiedler, H.J. & J. Rotsche (1977): Chem. Erde 36, 190-208.
Kabata-Pendias, A. & H. Pendias (1984): Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, 315 S.
Kurmies, B. (1972): Die Phosphorsäure 29, 118-151.
Schwertmann, U., U. Gasser & H. Sticher (1989): Geochim. Cosmochim. Acta 53, 1293-1297.
Zeien, H. & G.W. Brümmer (1989): Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 59/1, 505-510.
Zeien, H. & G.W. Brümmer (1989): Berichte aus der Ökologischen Forschung 6, 62-91.

Schwermetallverteilung in Aggregatkern und -schale entlang eines Depositionsgradienten

von

Wilcke, W., M. Kaupenjohann und R. Hüttl

Einleitung

Die Bodenstruktur beeinflusst physikalische, biologische und chemische Prozesse (Horn, 1987; Hildebrand, 1991; Augustin, 1992; Wilcke und Kaupenjohann, 1994). Die Aggregation führt zu einer Aufteilung des Porenraumes im Boden in Inter- und Intraaggregatporen. Der Transport von Bodenwasser und darin gelösten Stoffen in diesen beiden Kompartimenten des Porenraumes erfolgt mit unterschiedlicher Geschwindigkeit und wird häufig mit „Zwei-Regionen-Modellen“ beschrieben (Van Genuchten und Wierenga, 1976; Schulin und Flüheler, 1992). Die Folge des differenzierten Fließverhaltens und der damit verbundenen unterschiedlichen Bodenlösungszusammensetzung sind kleinräumige chemische Heterogenitäten auf Aggregatebene.

Wilcke und Kaupenjohann (1994) konnten für Schwermetalle und Al zeigen, daß sowohl hinsichtlich der Gesamtkonzentrationen als auch hinsichtlich der Bindungsformen Unterschiede zwischen Aggregatkern und -schale bestehen. Die Unterschiede sind zwar in der Regel klein, aber systematisch.

Die Gesamtkonzentrationen können in der Aggregatschale sowohl höher als auch niedriger sein als im Kern. Hier wird eine Abhängigkeit von der jeweiligen Eintragungssituation vermutet. Ohne externe Einträge werden Metalle aus der Aggregatschale aufgrund einer intensiveren Versauerung und eines schnelleren Lösungs- und Transportes stärker ausgewaschen als aus dem Kern, die Gesamtkonzentration sinkt. Umgekehrt reichern sich extern eingetragene Schwermetalle v.a. auf der Aggregatoberfläche an und die Gesamtkonzentration steigt. Für diese Hypothese spricht unter anderem, daß die bekanntermaßen mengenmäßig bedeutendsten atmosphären Schwermetalle Cd, Pb und Zn im Mittel in der Aggregatschale im Vergleich zum Kern angereichert sind. Aluminium und Cr, deren Einträge im Vergleich zum Bodenvorrat in der Regel sehr gering sind, sind dort dagegen im Mittel abgereichert.

Der Anteil der residual, v.a. silikatisch gebundenen Schwermetalle an der Gesamtkonzentration ist in der Aggregatschale niedriger als im Aggregatkern, der Anteil der in den übrigen Bindungsformen festgelegten Metalle ist höher. Diese Verschiebung von fester gebundenen zu weniger fest gebundenen Metallbindungsformen kann mit einer intensiveren Verwitterung der Aggregatschale erklärt werden. Hinweise auf eine intensivere Verwitterung der Aggregatschale im Vergleich zum Kern liefern auch andere Autoren (Hildebrand, 1991; Veerhoff und Brümmer, 1993; Kaupenjohann und Wilcke, 1995).

Ein weiteres Ergebnis der Arbeit von Wilcke und Kaupenjohann (1994) war, daß die relativ leicht verfügbaren und hier insbesondere die austauschbaren Schwermetallkonzentrationen in der Aggregatschale im Vergleich zum Kern bei allen untersuchten Elementen (Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb und Zn) im Mittel auch absolut signifikant angereichert sind. Das könnte auf einen externen Eintrag von Schwermetallen aus der atmosphären Deposition und dem Streufall oder auf eine Verlagerung aus den darüberliegenden Horizonten zurückzuführen sein, der sich vor allem in weniger festen Bindungsformen wiederfindet (Filipinski und Grupe, 1990). Dieser Prozeß überlagert die oben beschriebene intensivere Verwitterung der Aggregatschale. Abbildung 1 faßt modellhaft diese Vorstellungen zusammen.

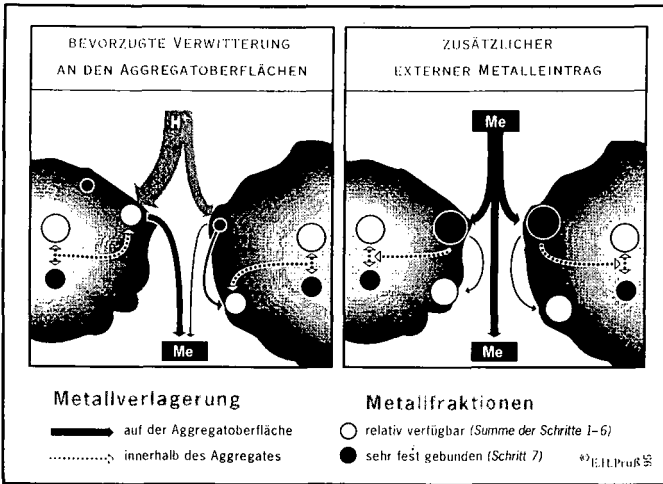


Abbildung 1: Hypothesen zum Einfluß von Säure- und Schwermetalleinträgen auf Schwermetallbindungsformen in Bodenaggregaten.

Ziel der hier vorgestellten Arbeit war es, zu prüfen, ob Schwermetalleinträge tatsächlich zu einer Anreicherung leicht verfügbarer Schwermetallbindungsformen auf der Aggregatoberfläche führen. Dazu wurden Depositionsgradienten bei Dornach (Schweiz), Unterwellenborn (Thüringen) und Ziar nad Hronom (Slowakei) untersucht. Hier sind im Folgenden exemplarisch für alle Gradientenstudien die Ergebnisse der Dornacher Toposequenz dargestellt werden.

Material und Methoden

In Dornach (bei Basel) wurden bis Mitte der 80er Jahre durch eine Buntmetallhütte v. a. Cd, Cu und Zn in großem Maße emittiert. Die Böden in der Umgebung dieses Werkes zählen zu den am stärksten mit Schwermetallen belasteten der Schweiz. Eine genaue Beschreibung der Lage und Eigenschaften der bei Dornach beprobten Profile findet sich in Federer (1993). Es wurden die dort beschriebenen Profile A, C und D untersucht. Es handelt sich dabei um kalkhaltige Braunerden aus Löß auf Terrassenschotter (C und D) bzw. eine Allochthone Kalkvega (wobei Ah-M nur 5 dm mächtig sind). Es wurden die oberen 20 cm beprobt.

Aggregate (ca. 2-20 mm im Durchmesser) wurden von Hand aus der feldfrischen Probe ausgelesen und nach Kayser et al. (1994) in Aggregatschale und -kern fraktioniert. Dazu wurde das Wasserbad auf 20 °C temperiert, eine Schüttelfrequenz von 140 U/Min. eingestellt und jeweils 10 x 100 g feldfrisch mit flüssigem Stickstoff eingefrorene Aggregate mit 300 ml Wasser 2 Minuten lang geschüttelt. Die so erhaltenen Schalenfraktionen umfaßten ca. 15-30 Massenprozent des Gesamtaggregate.

Zur Charakterisierung der Schwermetallbindungsformen wurde die von Zeien und Brümmner (1989) vorgeschlagene Extraktionssequenz verwendet, die allerdings für die kalkhaltigen Proben leicht modifiziert wurde: Schritt 2 nach Zeien und Brümmner (1989) entfiel und zwischen den Schritten 3 und 4 wurde ein Extraktionsschritt mit 1 M NH₄OAc, pH 5 zur Charakterisierung der kalkgebundenen Schwermetalle eingeführt (Tessier et al., 1979).

Ergebnisse und Diskussion

Die Gesamtkonzentrationen an Cu im Profil A und an Zn in allen 3 Profilen liegen deutlich über den in Deutschland gültigen Grenzwerten nach AbfKlärV 1992 von 60 bzw. 200 mg/kg. Auch die Cd-Konzentrationen in den Profilen A und C sind hoch, überschreiten den Grenzwert von 1,5 mg/kg jedoch nicht. Die Cu- und Cd-Konzentrationen nehmen mit zunehmender Entfernung vom Emittenten deutlich ab, die Zn-Konzentrationen bleiben annähernd gleich hoch (Tab. 1).

Tabelle 1: Gesamtkonzentrationen von Cu, Cd und Zn in den oberen 20 cm der Profile A, C und D bei Dornach (gewichtetes Aggregatmittel).

Standort:	Cu	Cd	Zn
	[mg/kg]		
A	524	1,2	500
C	144	0,9	538
D	94	0,5	515

Abbildung 2 zeigt die An- bzw. Abreicherung der Gesamtkonzentration der Elemente Cu, Cd und Zn dargestellt in % der Konzentration des Aggregatkernes. Ein positives Vorzeichen steht für An- ein negatives für Abreicherung des jeweiligen Elementes in der Aggregatschale im Vergleich zum Aggregatkern.

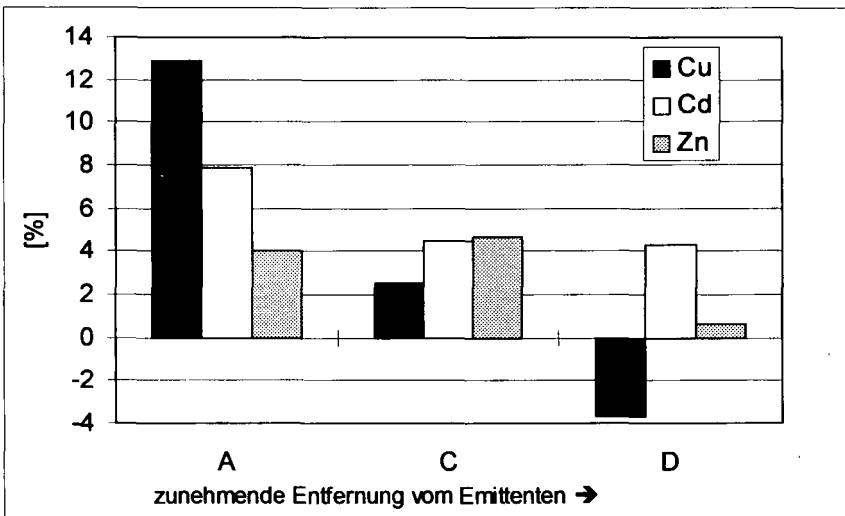


Abbildung 2: An- (positives Vorzeichen) bzw. Abreicherung (negatives Vorzeichen) der Gesamtkonzentrationen von Cu, Cd und Zn in der Aggregatschale im Vergleich zum Aggregatkern, dargestellt in % der Konzentration des Kernes.

Aus Abbildung 2 geht hervor, daß die Anreicherung der Gesamtkonzentration eines Elementes in der Aggregatschale mit zunehmender Entfernung vom Emittenten abnimmt.

Nach Untersuchungen des Kantonalen Labors Solothurn (1987) kam der Hauptteil der Cu-Emission in unmittelbarer Nähe des Werkes zur Deposition, während Cd und Zn weiter verdriftet wurden. Dieser Befund spiegelt sich in dem stärkeren Abfall der Cu-Anreicherung in der Aggregatschale von A nach D bis hin zur Abreicherung auf dem Standort D im Vergleich mit den Elementen Cd und Zn.

Die Differenz ist mit maximal knapp über 10 % zwar gering, jedoch handelt sich es im Fall von Cu dabei um ca. 50 mg/kg, was fast dem in Deutschland gültigen Grenzwert für Flächen entspricht, die für die Klärschlammverwertung vorgesehen sind (60 mg/kg). Darüber hinaus sind die leicht verfügbaren Anteile (Fraktionen 1 und 2 nach Zeien und Brümmer, 1989) deutlich stärker in der Aggregatschale angereicherter als die Gesamtkonzentration (Tab. 2).

Tabelle 2: Konzentrationen der Elemente Cu, Cd und Zn in den leicht verfügbaren Fraktionen 1 und 2 in Aggregatkern und -schale der oberen 20 cm des Profiles A.

Cu			Cd			Zn		
Kern	Schale	Anr. ¹	Kern	Schale	Anr. ¹	Kern	Schale	Anr. ¹
[mg/kg]			[mg/kg]			[mg/kg]		
[%]			[%]			[%]		
38,3	44,5	16	0,3	0,5	54	4,1	6,2	52

¹Anreicherung in % der Konzentration des Aggregatkernelnes.

Schlussfolgerungen

Die hier präsentierten Ergebnisse stützen die in der Einleitung formulierten Hypothesen, daß sich extern eingetragene Schwermetalle in der Aggregatschale anreichern und dort v.a. in relativ leicht verfügbaren Bindungsformen festgelegt werden.

Dank

Wir bedanken uns bei der DFG, die diese Untersuchungen gefördert hat (Az. Ka 1139/1-1) und bei der Arbeitsgruppe um Prof. Dr. Sticher von der ETH in Zürich für ihre bereitwillige Kooperation.

Literatur

Augustin, S. (1992): Mikrobielle Stofftransformationen in Bodenaggregaten. Universität Göttingen, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, 85, 1-152.

Federer, P. (1993): Verteilung und Mobilität der Schwermetalle Cadmium, Kupfer und Zink in anthropogen belasteten, kalkreichen Böden. Diss. ETH Nr. 10 169, 1-119.

Filipinski, M. und M. Grube (1990): Verteilungsmuster lithogener, pedogener und anthropogener Schwermetalle in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 153, 69-73.

Hildebrand, E.E. (1991): Die chemische Untersuchung ungestört gelagerter Waldbodenproben - Methoden und Informationsgewinn - Forschungsbericht KfK-PEF 85, 1-201.

Horn, R. (1987): Die Bedeutung der Aggregation für die Nährstoffsorption in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 150, 13-16.

Kantonales Labor Solothurn (1987): Bericht über Metallgehalte in Boden- und Vegetationsproben aus dem Raum Dornach. Interner Bericht.

Kaupenjohann, M. und W. Wilcke (1994): Heavy metal release from a serpentine soil using a pH-stat technique. Angenommen von Soil Sci. Soc. Am. J., in Druck, erscheint in der Juli/August-Ausgabe 1995.

Kayser, A. T.; W. Wilcke; M. Kaupenjohann und J. D. Joslin (1994): Small scale heterogeneity of soil chemical properties. I A rapid technique for aggregate fractionation. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 157, 453-458.

Schulin, R. and H. Flüeler (1992): Transportmechanismen bei der Verlagerung von Magnesium und Kalzium durch Böden mit Aggregatstruktur. Forstliche Schriftenreihe, Band 5, Universität für Bodenkultur Wien, 37-56.

Tessier, A.; P.G. Campbell und M. Bisson (1979): Sequential extraction procedure for the specification of particulate trace metals. Analytical Chemistry 51, 844-851.

Van Genuchten, M. Th. and P. J. Wierenga (1976): Mass transfer studies in sorbing porous media. I. Analytical solutions. Soil Sci. Soc. Am. J. 42, 709-712.

Veerhoff, M. and G.W. Brümmer (1993): Bildung schlecht kristalliner bis amorpher Verwitterungsprodukte in stark bis extrem versauerten Waldböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 156, 11-17.

Wilcke, W. and M. Kaupenjohann (1994): Microscale heterogeneity of soil chemical properties. II Fractions of Al and heavy metals. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 157, 459-465.

Zeien, H. and G. Brümmer (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59/1, 505-510.

Charakterisierung der org. Bodensubstanzen ausgewählter Böden technogener Substrate

von

Wu, Q., L. Beyer und H.-P. Blume¹

Einleitung:

Die physikalischen und chemischen Eigenschaften von Böden, z. B. Nährstoffangebot, Schadstoffbindungsvermögen, Bodengefüge sowie mikrobielle Aktivität, werden ganz wesentlich von der Menge und Zusammensetzung der organischen Bodensubstanzen (OBS) beeinflusst. In einem Teilprojekt des BMFT-Verbundprojektes **Bewertung anthropogener Stadtböden** werden die Verteilung und die Zusammensetzung der organischen Substanzen technogener Substrate (z.B. Klärschlamm, Asche, Hausmüll, Bauschutt) aus Kiel, Eckernförde, Rostock und Halle untersucht. Die Arbeit soll dazu beitragen, die Eigenschaften und Funktionen der organischen Substanzen in solchen Böden besser zu verstehen.

In der vorliegenden Arbeit wurde das herkömmliche naßchemische Verfahren von Schlichting et al. (1995) für die Charakterisierung der org. Bodensubstanzen verwendet und für die Anwendung auf Böden technogener Substrate optimiert. Die Zusammensetzung und Verteilung der OBS können über die Gehalte an Protein, Hemicellulose, Cellulose, Lignin, Lipid sowie Huminstoffen ermittelt werden. Zahlreiche Untersuchungen an organischen Substanzen in natürlichen Böden mit den naßchemischen Verfahren (Beyer 1995) erlauben ein Vergleich zwischen der OBS von Böden technogener und natürlicher Substrate.

Material und Methoden:

Repräsentative Böden technogener Substrate aus den Stadtgebieten von Kiel, Eckernförde, Rostock und Halle/Saale wurden beprobt, luftgetrocknet und auf <2 mm gesiebt. Ausgewählte Eigenschaften der untersuchten Böden sind in Tab. 1 zusammengestellt.

Die Charakterisierung der Streustoffe erfolgte durch die Bestimmung der Gehalte der Stoffgruppen: **Protein, Hemicellulose, Cellulose, Lignin** und **Lipid** nach Schlichting et al. (1995) und Beyer (1995). Zur Ermittlung der reaktiven **Kohle** wurde die nicht natronlaugelösliche Huminfraction mit salzsaurem, 30%igem Wasserstoffperoxid behandelt. Der Huminstoffanteil wurde aus $(C_{org} \% - C_{Koh} \% - C_{Streu} \%)$ berechnet.

Resultate und Diskussion:

Die stoffliche Zusammensetzung der OBS ist in Abb. 1 dargestellt. Ein beträchtlicher Kohleanteil wurde bei allen untersuchten Proben, besonderes bei den Böden aus Hausmüll (Ki-5, Eck-3), wo Braunkohle und Asche in hohem Maße vorhanden ist, festgestellt. Dieser spezielle Bestandteil von

¹ Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, CAU Kiel, Olshausenstr. 40-60, D-24118 Kiel.

Böden kann nun die Eigenschaften der OBS stark beeinflussen. Die Holzkohle weist z.B. aufgrund ihrer hohen Oberflächen bei der Sorption von nicht ionischen Molekülen ein starkes Bindungsvermögen auf (Abend et al. 1995). Ein hoher Gehalt an Kohle kann z. B. zu einem weiteren C/N-Verhältnis führen, welches nicht mehr die reale biologischen Aktivität in Boden widerspiegelt.

Wie Abb. 1 zeigt, sind die organischen Bodensubstanzen der verschiedenen technogenen Substrate, sehr unterschiedlich zusammengesetzt. Sowohl quantitative (Tab. 1: $C_{org}\%$) als auch qualitative (Abb. 1) Unterschiede, der OBS von verschiedener Horizonten eines Bodenprofils und von verschiedenen Bodentypen sind deutlich zu erkennen. Zum Beispiel, variiert der Proteinanteil von 1,0 % bei Ki-5.3(jyR, Hausmüll) bis zu 19,4 % bei Ki-1.2 (Yro, Klärschlamm) und der Huminstoffanteil von 10% bei Eck-3.2 bis zu 82% bei Ha-11. Ein hoher Proteinanteil deutet im allgemein auf eine hohe biologische Aktivität hin. Der extrem hohe Anteil an Huminstoffen im Kipplehm (Ha-11) läßt sich durch die Herkunft des Ausgangsmaterials erklären. Der Kipplehm stellt das Hangende eines Braunkohleflözes dar dessen organische Substanz dürfte daher humifizierten Sumpfpflanzen des Tertiär entstammen. Die Huminstofffraktion kann aufgrund ihrer hohen Anteile an Carboxyl- und Phenolgruppen sowie an hoch konjugierten aromatischen Ringsystemen ganz wesentlich zur Kationaustauschkapazität und zum Schadstoffbindungsvermögen des Bodens beitragen (Abend et al. 1995).

Da ähnliche naßchemische Analysen bei zahlreichen natürlichen Böden durchgeführt worden sind (Beyer 1995), erlauben unsere Ergebnisse in Abb. 1 einen direkten Vergleich mit der OBS in Böden technogener und natürlicher Substrate.

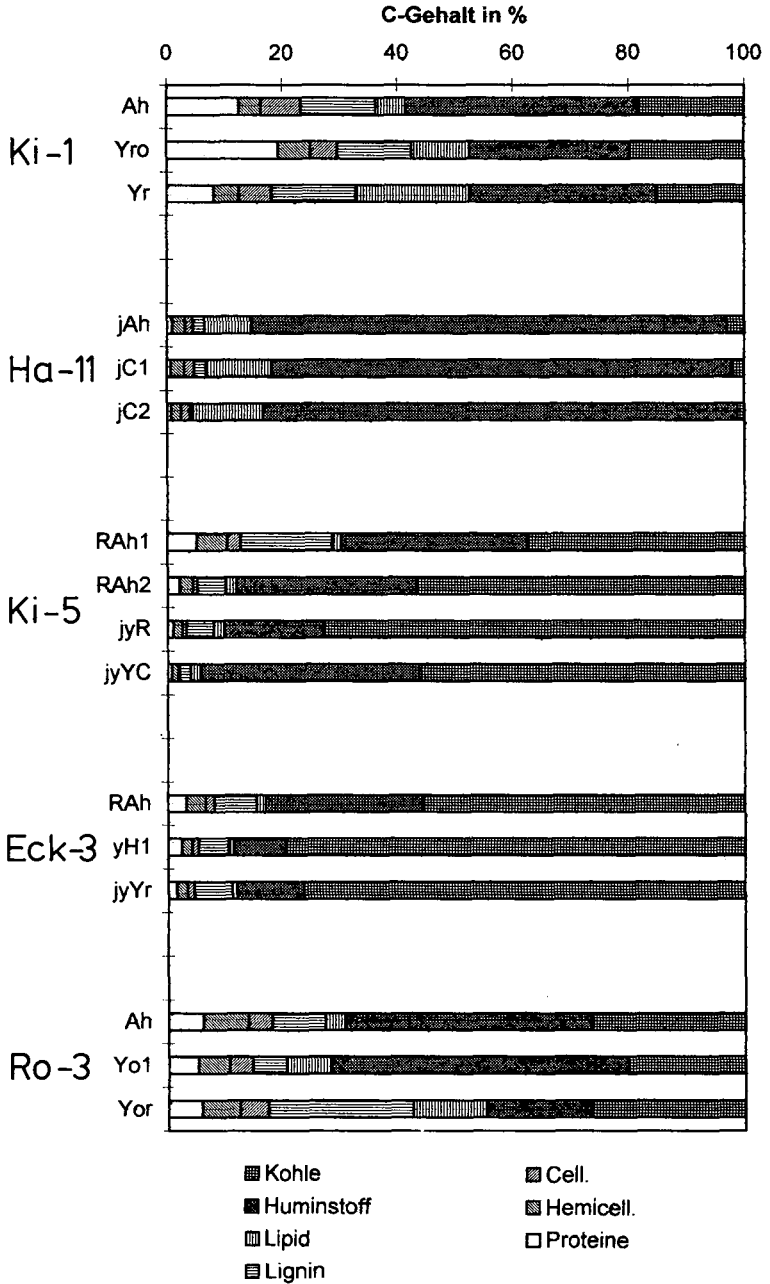
Die typische Tiefenfunktion natürlicher Böden mit einer Abnahme der OBS wurde in den untersuchten Böden nicht beobachtet (Abb. 1), weil bereits das Ausgangsmaterial z.B. der Deponieböden reich an organischer Substanz war (Klärschlamm, Hausmüll, vgl. Tab. 1). Eine Abnahme der Streustoffe (Protein, Hemicellulose, Cellulose, Lignin und Lipid) mit zunehmender Bodentiefe ist typisch für natürliche Böden (Beyer 1995). In den urbanen Böden treten diese Fraktionen aber auch im Unterboden in größerer Menge auf (Abb. 1). Die leicht abbaubaren Streustoffe (Protein, Hemicellulose und Cellulose) werden offenbar unter reduzierenden Bedingungen konserviert bzw. nur langsam abgebaut.

Beim Vergleich der Böden aus Hausmüll (Eck-3 und Ro-3 in Abb. 1) zeigt sich eine zeitabhängige Entwicklung. Der Streustoff/Huminstoff-Quotient, der als ein Maß für den Humifizierungsgrad betrachtet werden kann (Beyer, 1995), nimmt im Unterboden (d.h. dem Ausgangsmaterial) mit zunehmendem Alter der Deponie ab, was für einen steigenden Humifizierungsgrad mit dem Deponiealter spricht. Im Bereich rezenter Bodenbildung dagegen werden diese Unterschiede verwischt, weil Streustoffe (Streu, Wurzel, tote Organismen) neu und in unterschiedlichen Anteilen (vgl. Tab. 1: Vegetation) zugeführt werden.

Schlußfolgerungen:

1. Die Anwesenheit der elementaren Kohle sollte bei Untersuchungen von Böden technogener Substrate besonders berücksichtigt werden.
2. Das verwendete naßchemische Verfahren bietet die Möglichkeit, die Zusammensetzung und Verteilung der OBS in technogenen Substraten zu ermitteln und somit die Eigenschaften und Funktion der OBS zu verstehen.
3. Die Tiefenverteilung der OBS in Böden technogener Substrate ist stark durch die Zusammensetzung und Verteilung des organischen Ausgangsmaterials beeinflusst.
4. Mit zunehmendem Alter der Deponie ist eine Abnahme des Anteiles an Streustoffen, vor allem an den leichtzersetzbaren Komponenten (Protein, Hemicellulose und Cellulose) im Unterboden festzustellen. Damit gibt die naßchemische Analyse wertvolle Hinweise zum Abbau von Streustoffen.

Abb. 1: Stoffliche Zusammensetzung in der organischen Substanz von Böden aus Klärschlamm(Ki-1), Kipplehm (Ha-11), Hausmüll (Ki-5, Eck-3, Ro-3)



Tab. 1: Ausgewählte Eigenschaften der untersuchten Böden

Nr.	Horizont ^{a)}	Tiefe (cm)	pH (CaCl ₂)	C _{org} (%)	N _t (%)	C/N	KAK (cmol/kg)	Ton (%)	Fe _e ^{b)} (%)
Ki-1: Reduktosol^{a)} aus Klärschlamm unter nitrophiler Kraut- und Gramineenvegetation^{a)}									
Ki-1.1	Ah	0-20	7.4	9.2	1.12	10.6	56.3	25,9	4,98
Ki-1.2	Yro	20-38	7.4	10.0	0.99	11.6	75.7	35,5	4,85
Ki-1.3	Yr	38-55	7.8	12.0	0.82	14.2	60.7	29,6	4,47
Ha-11: Regosol aus Kippelhum unter Laubwald (Birkenanpflanzung)									
Ha-11.1	jAh	0-5	3.5	7.0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Ha-11.2	jC ₁	5-15	3.1	5.9	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Ha-11.3	jC ₂	15-140	2.9	5.6	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Ki-5: Pararendzina-Hortisol aus Hausmüll, teilweise Bauschutt (Alter: 100 Jahre) unter Kraut - und Parkvegetation									
Ki-5.1	RAH ₁	0-12	6.8	7.5	0.27	27.3	20.9	8,1	0,82
Ki-5.2	RAH ₂	12-30	7.1	5.1	0.13	39.4	13.3	6,3	0,93
Ki-5.3	yyR	30-53	7.3	5.2	0.09	58.4	9.5	6,6	0,83
Ki-5.6	yyYC	90-106	7.4	11.1	0.18	62.9	12.4	4,6	1,19
Eck-3: Fahlreduktosol^{a)} aus Hausmüll (Alter: 50 Jahre) unter Kleingartennutzung									
Eck-3.1	RAh	0-24	7.1	9.7	0.29	33.0	2.8	6,4	0,83
Eck-3.2	yH ₁	24-36	7.7	11.9	0.20	58.8	3.5	4,3	3,56
Eck-3.3	yyYr	36-90	7.5	11.5	0.24	48.7	2.9	4,9	1,95
Ro-3: Reduktosol^{a)} aus Hausmüll (Alter: 25 Jahre) unter nitrophiler Krautvegetation (Holunder, Brennessel).									
Ro-3.1	Ah	0-10	7.5	6.7	0.18	37.0	2.5	n.b.	n.b.
Ro-3.2	Yo ₁	10-50	7.5	6.4	0.24	26.6	3.1	n.b.	n.b.
Ro-3.3	Yor	75-100	7.3	5.5	0.29	18.9	3.0	n.b.	n.b.

^{a)} nach AG Bodenkunde (1995); o = oxydiert, r = reduziert; ^{b)} Dithionit/Citrat extrahierbares Eisen; ^{c)} Cordsen (1993). ^{a)} Reduktosole sind Böden deren Morphe stark durch Reduktgase (CH₄, CO₂) geprägt ist (AG-Bodenkunde 1995, Schlichting et al. 1993)

Literatur

- Abend, S., Q. Wu und H.-P. Blume (1995): Atrazinbindung in anthropogenen Stadtböden DBG-Tagung 1995 (dieser Band).
- AG Bodenkunde (1995): Bodenkundliche Kartieranleitung, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 4. Auflage (im Druck).
- Beyer, L. (1995): Die Charakterisierung der organischen Bodensubstanz. Schriftenreihe Pflanzenernährung u. Bodenkunde, Uni Kiel Nr. 30.
- Cordsen, E. (1993): Böden technogener und nichttechnogener Substrate Kiels. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Gesellschaft, 70, 257-274.
- Schlichting, E., H.-P. Blume und K. Stahr (1995): Bodenkundliches Praktikum, Blackwell Berlin, 2. Auflage. (im Druck).

Dank

Wir danken Frau D. Rexilius für die präzise Durchführung der experimentellen Arbeit und Herr Dr. U. Schleuss für die Probenahme und Korrektur des Manuskriptes. Dem BMFT danken wir für die finanzielle Unterstützung im Rahmen des Projekts "Bewertung anthropogener Stadtböden" (Projekt Nr. 033195A3)

Eignung von Parametern aus Batch Ad- und Desorptionsversuchen zur Vorhersage des instationären Transports von organischen Substanzen im Boden

von

Zurmühl, T.¹

Einführung

Das Transport-Verhalten von organischen Substanzen im Boden wird vor allem durch ihr Sorptionsverhalten bestimmt. Die Austauschprozesse zwischen der gelösten und der Festphase bestimmen die Verlagerungs-Geschwindigkeit, und damit die Verweilzeit in der Zone des Bodens, in der ein mikrobiologischer Abbau stattfinden kann. Um die potentielle Gefährdung des Grundwassers durch einzelne Substanzen abschätzen und daraus Vorkehrungen ableiten zu können sind mathematische Modelle notwendig. Die Eignung bestehender Modelle, Stofftransport im Boden vorherzusagen, ist jedoch umstritten. Grundlage für die Untersuchungen in dieser Arbeit soll die klassische eindimensionale Konvektions-Dispersions-Gleichung sein. Literaturstudien zeigen, daß die Fähigkeit zur Beschreibung des Transportes von organischen Stoffen auf der Freilandskala oftmals sehr gering ist [Herrmann *et al.*, 1992], während in Säulenversuchen bei stationären Bedingungen durch Parameter-Fitting meist eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Werten gefunden werden kann [Bouchard *et al.*, 1988; Zurmühl *et al.*, 1991].

Diese beobachteten Diskrepanzen zwischen Freiland und Labor können unter anderem auf folgende Gründe zurückgeführt werden:

1. Instationarität des Fließprozesses: Im Freiland liegen in der Regel instationäre Fließprozesse vor, während im Labor meist stationäre Transportexperimente durchgeführt werden;
2. Fehlende Erfassung aller Ad- und Desorptionsparameter;
3. Heterogenität im Freiland (skalen- und flußabhängige Dispersion, bevorzugte Fließbahnen).

Um diese Probleme genauer zu untersuchen, sind wir in dieser Arbeit der Frage nachgegangen, ob Sorptionsparameter aus Batch-Versuchen zur Modellierung von instationären Transportprozessen verwendet werden können. Um die Variabilität des Freilandes zu umgehen, wurden die Versuche an ungestörten Bodensäulen (15cm lang 10cm i.D.) durchgeführt. An jeweils einer dieser Säulen wurden alle notwendigen Transportparameter bestimmt. Anschließend wurden instationäre Durchbruchkurven für organische Stoffe gemessen und mit Berechnungen verglichen, wobei die Sorptionsparameter aus Batch-Versuchen ermittelt worden waren. Dabei wurden nicht nur Gleichgewichts-Verteilungskoeffizient, sondern auch komplexere Sorptionsprozesse wie Sorptionshysterese und irreversible Adsorption berücksichtigt.

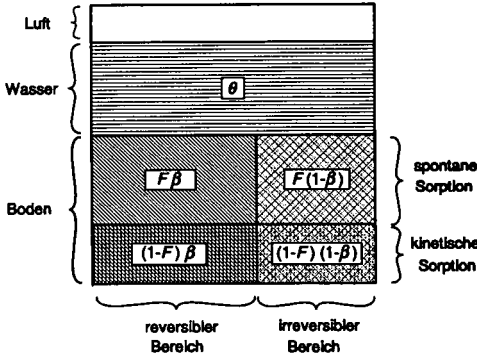
Theorie

In dieser Arbeit wurden nur eindimensionale Transportprozesse betrachtet. Der instationäre Wasserfluß im Boden wurde mit der Richard-Gleichung beschrieben, die sich aus dem Darcy-Gesetz in Kombination mit der Massenerhaltungs-Gleichung ergibt. Die notwendigen

¹Institut für Bodenkunde, Fachbereich Bodenphysik, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

hydraulischen Funktionen (Wassergehalt und ungesättigte Leitfähigkeit als Funktion des Matrixpotentials) wurden mit dem Ansatz nach Mualem/VanGenuchten parameterisiert. Der Stofftransport wurde mit der klassischen Konvektions-Dispersions-Gleichung und dem darauf aufbauenden mobil/immobil Konzept beschrieben.

Für die Sorption verwendeten wir ein komplexes Modell, das den Boden in vier Bereiche unterteilt (siehe Abb. 1). Zum einen erfolgt eine Unterteilung in einen Bereich, an dem der



organische Stoff spontan sorbiert (=Oberfläche der organischen Substanz), und in einen zweiten Bereich, in dem die Sorption durch eine Kinetik beschrieben wird (Diffusion der Stoffe in die organische Matrix hinein). Die Kinetikraten für Ad- und Desorption müssen nicht notwendigerweise gleich sein. Sorptionshysterese ist also zugelassen. Eine weitere Unterteilung erfolgt durch die Annahme, daß es im Boden zu einer irreversiblen Adsorption kommen kann. Für einen Teil des Bodens, der sich sowohl über den spontanen als auch den kinetisch kontrollierten Bereich erstrecken kann, wird reversible Sorption angenommen, in dem anderen Teil kommt es zu einer Stoff-Akkumulation.

Abbildung 1: Schematische Einteilung des Bodens unter Berücksichtigung von spontaner und kinetischer Sorption in Serie und irreversibler Adsorption.

Material und Methoden

Insgesamt wurden die Versuche an zwei verschiedenen Böden und mit vier verschiedenen organischen Substanzen durchgeführt. Für diese Arbeit soll exemplarisch ein Boden und eine Substanz herausgegriffen werden. Die zu betrachtende Substanz ist ^{14}C -markiertes Dibuthylphthalat (DBP), das mit einem $\log(K_{ow})$ -Wert von 4.57 zu den hydrophoben Stoffen zu zählen ist. Als Boden wurde eine podsolierte Braunerde, mit einem Sandanteil von 95% und einem Gehalt an organischem Kohlenstoff von 0.07% ausgewählt.

Bis auf die Sorptionsparameter wurden alle notwendigen Eingangsgrößen zur Modellierung des instationären Wasser- und Stofftransportes an jeweils derselben Säule gemessen, an der anschließend auch die instationären Experimente durchgeführt wurden. Die hydraulischen Funktionen der Bodensäulen wurden mit der multi-step-outflow Methode mit inverser Modellierung bestimmt [Zurmühl, 1994]. Die Transportparameter wurden durch Anpassung von analytischen Lösungen der Konvektions-Dispersions-Gleichung an Durchbruchkurven mit $^3\text{H}_2\text{O}$ als konservativem Tracer unter stationären Fließbedingungen ermittelt [Zurmühl, 1994]. Die Sorptionsparameter wurden durch Batch-Versuche gemessen. Dazu wurden sowohl Ad- und Desorptionskinetik als auch Ad- und Desorptionsisothermen gemessen, um die Parameter für die in Abbildung 1 dargestellte Unterteilung des Bodens zu ermitteln.

Ergebnisse

In Abbildung 2 sind Ad- und Desorptionskinetik sowie die Ad- und die normierte Desorptionsisotherme dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, daß ein Teil der Ad- und Desorption sehr schnell verläuft und somit als spontan betrachtet werden kann. Nach dieser spontanen Sorption nimmt die Konzentration in der wässrigen Phase weiter langsam ab (Adsorption) bzw. weiter langsam zu (Desorption). Dies läßt auf eine kinetisch kontrollierte zweite Phase der Sorption schließen. Die Notwendigkeit, zwei Bereiche im Boden mit

unterschiedlicher Sorptionseigenschaften zu berücksichtigen, wird weiterhin verdeutlicht durch die Anpassung verschiedener Modelle an die Meßwerte. Nur das Modell mit spontaner und kinetischer Sorption zeigt eine gute Übereinstimmung mit den Meßwerten. Die Adsorptionsisotherme zeigt einen linearen Verlauf. Im Gleichgewicht kann die Sorption mit einem Verteilungskoeffizienten beschrieben werden. Für die normierte Desorptionsisotherme wurden alle Desorptionsdaten berücksichtigt. Wäre die Adsorption vollständig reversibel, müßte die Kurve durch den Nullpunkt verlaufen. Der Schnittpunkt der linearen Anpassung mit der Ordinate gibt den irreversibel gebundenen Anteil von DBP im Boden an.

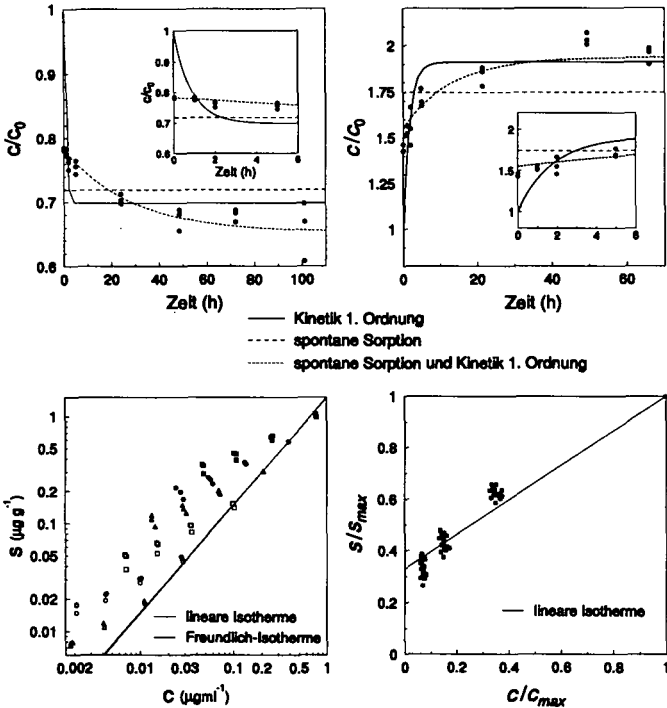


Abbildung 2: Ad- und Desorptionskinetiken (oben) und Ad- und Desorptionsisothermen sowie normierte Desorptionsisotherme (unten) für DBP am Waldboden Forchheim.

Mit den so ermittelten Sorptionsparametern wurde versucht, den gemessenen instationären Transport von DBP vorherzusagen. In Abbildung 3 ist zunächst ein Vergleich zwischen gemessenem und vorhergesagtem, instationärem Wasserfluß am unteren Rand der Säule abgebildet. Die Grauschattierung stellt die am oberen Rand vorgegebene Randbedingung dar. Die gemessenen Auflüsse werden nahezu perfekt vorhergesagt. Mögliche Unterschiede zwischen Vorhersage und Messung des Transportes von DBP können daher nicht auf den zugrunde liegenden Wasserfluß zurückgeführt werden. Abbildung 4 zeigt die gemessene und die vorhergesagten instationären Durchbruchkurven für DBP. Weder die Vorhersage unter Annahme einer Gleichgewichtssorption noch die, unter Berücksichtigung aller Sorptionsprozesse und unter der Annahme von mobilen und immobilen Wasserphasen, stimmen mit den gemessenen Daten überein. Werden dagegen nur die Wiederfindungsraten im Ausfluß der Säule betrachtet, erhält man unter der Annahme von irreversibler

Adsorption eine deutlich bessere Übereinstimmung mit den gemessenen Daten als unter Gleichgewichtsannahmen. Wird der Parameter F , der das Verhältnis zwischen spontan reagierendem und kinetisch kontrolliertem Bereich festlegt, variiert, kann der gemessene Kurvenverlauf sehr gut angepaßt werden.

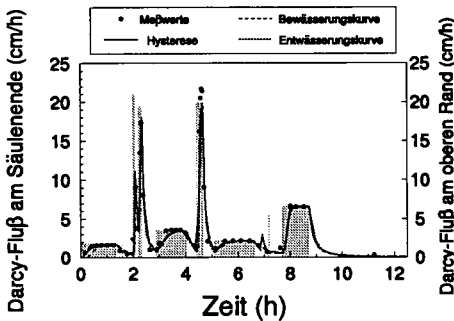


Abbildung 3: Vergleich von gemessenen und vorhergesagten Darcy-Fluß am unteren Rand der Säule des Waldbodens Forchheim.

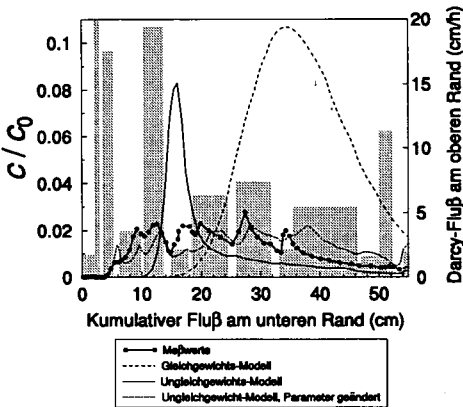


Abbildung 4: Vergleich von gemessenen und vorhergesagten instationären Durchbruchkurven von DBP.

Literaturverzeichnis

Bouchard, D. C., A. L. Wood, M. L. Campbell, P. Nkedi-Kizza and P. S. C. Rao, Sorption nonequilibrium during solute transport, *J. Contam. Hydrol.*, 2, 209-223, 1988.

Herrmann, R., W. Durner, C. Rehding and T. Zurmühl, Vergleichende Untersuchungen zur Mobilität von Umweltchemikalien aus seuchenhygienisch unbedenklichen Klärschlamm in unterschiedlich genutzten Ökosystemen, Fachlicher Endbericht zum f-e Vorhaben, 107 01 016/03, 1992.

Zurmühl, T., Validierung konvektiv-dispersiver Modelle zur Berechnung des instationären Stofftransports in ungestörten Bodensäulen, Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 36, 1994.

Zurmühl, T., W. Durner and R. Herrmann, Transport of phthalate-esters in undisturbed and unsaturated soil columns, *J. Contam. Hydrol.*, 8, 111-131, 1991.

Dies gilt insbesondere für den frühen Stoffdruckbruch als auch für den stark schwankenden Konzentrationsverlauf, der auf Austauschprozesse zwischen den verschiedenen Bereichen im Boden in Phasen der Redistribution hinweist. Der Grund für die schlechte Übereinstimmung bei der Verwendung der Batch-Sorptionsparameter ist in der Tatsache zu suchen, daß viele Sorptionsplätze in ungestörten Bodenproben nur über Diffusion zugänglich sind, während in Batch-Versuchen jegliche Struktur des Bodens zerstört wird.

Schlußfolgerungen

Die experimentellen Versuche haben gezeigt, daß

- irreversible Adsorption beim Transport von organischen Stoffen berücksichtigt werden muß;
- Parameter aus Batch-Versuchen auch bei Berücksichtigung von komplexen Sorptionsprozessen nicht geeignet sind, instationären Stofftransport vorherzusagen;
- durch Verkleinerung des Anteils an spontaner Sorption eine deutlich bessere Übereinstimmung mit den experimentellen Daten erzielt wird, da so eine Diffusion der Substanzen zu den Adsorberplätzen berücksichtigt werden kann.

Freisetzung von Al und basischen Kationen in sauren Böden: Vergleich von Labor- und Felddaten

von

Zysset, M., P. Blaser und A. U. Gehring

Einleitung

Die atmosphärische Deposition ist die hauptsächliche Ursache für die Versauerung von Waldböden in Europa (Matzner, 1992). Die Herabsetzung des pH-Wertes führt zur Auswaschung von basischen Kationen und zur Mobilisierung von Al, das auf viele Pflanzen toxisch wirkt (Sumner et al., 1991). Um die ökologischen Risiken von Schadstoffeinträgen besser abschätzen zu können, wurde das Konzept der Critical Loads eingeführt. Der Critical Load of Acidity ist als maximaler Säureeintrag definiert, der langfristig keine Schädigung der sensitivsten Oekosysteme bewirkt (Nilsson, 1986). Für pedogene Systeme wurde als chemischer Parameter das Verhältnis basischer Kationen ($BC=[Ca]+[Mg]+[K]$) zu Al in der Bodenlösung vorgeschlagen (Sverdrup und Warfvinge, 1993). Unterschreitet dieses Verhältnis BC/Al den Wert von 1, besteht eine erhöhte ökologische Gefährdung. In der vorliegenden Studie wurde dieser Parameter verwendet, um das Gefährdungspotential saurer Waldböden in der Südschweiz abzuschätzen. In einer Feldstudie wurden die Al- und BC-Konzentrationen in Bodenlösungen über einen Zeitraum von 7 Jahren verfolgt. In Laborexperimenten wurde der Effekt von pH-Änderungen auf die Freisetzung von Al und BC aus Bodenproben untersucht. Dieser kombinierte Ansatz ermöglicht die Beschreibung der gegenwärtigen Verhältnisse sowie die Abschätzung der Bodenreaktion auf eine weitere Versauerung.

Material und Methoden

Für die Felduntersuchungen und die Probenahme wurde Copera, ein Standort in der Südschweiz ausgewählt (720.075 / 111. 800; Koordinatennetz der Schweiz). Der Boden, der sich auf einem glimmerreichen Gneiss entwickelt hat, wurde als Haplic Podsol (FAO, 1988) klassifiziert. Das Bodenprofil wurde in 5 Horizonte unterteilt (Tabelle 1). Die Entnahme der Bodenlösung erfolgte mit Saugkerzen (Porendurchmesser 0.45 μ m; Soilmoisture Equipment Corp.) in drei Tiefen: 30 cm (Bh-Horizont), 57 cm (Bs) und 110 cm (BsC). In Abständen von zwei Wochen wurden Wasserproben entnommen und der pH-Wert gemessen. Die basischen Kationen sowie Al wurden in den angesäuerten Proben im Labor bestimmt (ICP-OES ARL 3580).

Bodenproben aus den 5 Horizonten wurden während 48 Stunden bei 60 °C getrocknet und anschliessend < 2 mm gesiebt. Folgende chemische Parameter wurden bestimmt: pH in H₂O, Kationenaustauschkapazität (KAK) und Basensättigung (BS) (Extraktion mit 1 M NH₄Cl), Gehalt an organischem C (C_{org}), pyrophosphat- (Al_p) und oxalat-extrahierbares Al (Al_{ox}).

Die Experimente zur Bestimmung der Freisetzungsraten von Al und BC wurden an Bodenproben aus den 5 Horizonten in Batch-Versuchen durchgeführt. Diese Versuche wurden einerseits bei den entsprechenden natürlichen pH-Werten (Tabelle 1) durchgeführt und andererseits bei pH-Werten, die gegenüber den natürlichen Werten um eine Einheit niedriger waren (vgl. Zysset et al., 1995).

Resultate

Die pH-Werte in den Bodenlösungen variierten zwischen 3.6 und 4.4. Das BC/Al Verhältnis schwankte während der Messperiode zwischen 1 und 6 (Abb. 1). Die niedrigsten Werte wurden generell im Bh und die höchsten im BsC Horizont gemessen. Das Verhältnis BC/Al zeigte saisonale Fluktuationen mit Maxima beim Uebergang Winter zu Frühjahr und Minima während des Spätsommers.

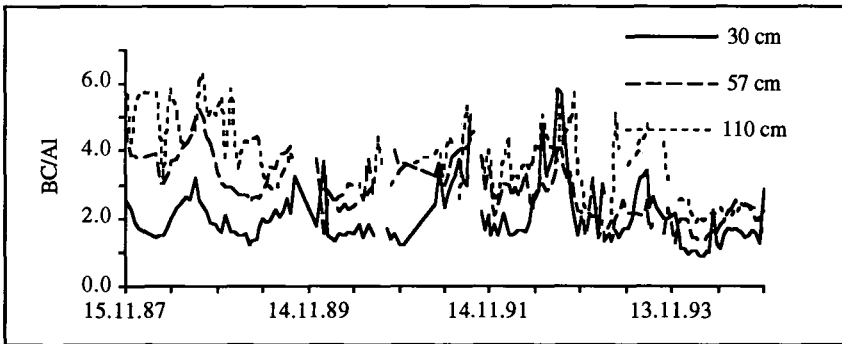


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf des BC/Al Verhältnisses in den Bodenlösungen

Innerhalb des Bodenprofils stieg der pH-Wert von 4.05 auf 4.77 und die KAK nahm um mehr als eine Grössenordnung ab. Die Basensättigung lag mit Ausnahme des Ahh Horizontes unter 10 %. Die obersten drei Horizonte waren reich an C_{org}. Die Al_p- und Al_{ox}-Werte zeigten einen gleichen Verlauf mit einem Maximum im Bh Horizont. In den drei obersten Horizonten wurde ein Al_{ox}/Al_p Verhältnis ≈ 1 bestimmt. In den beiden unteren Horizonten betrug dieses Verhältnis 2.5 und 3.1 (Tabelle 1).

In den Batch-Experimenten wurden die Freisetzungsraten durch lineare Regression der pro Gramm Boden freigesetzten Stoffmengen der Kationen gegen die Zeit bestimmt (Zysset et al., 1995). Unter natürlichen pH-Bedingungen wurden die Freisetzungsraten durch Al dominiert (Abb. 2a). Von den basischen Kationen zeigte K die höchste Rate. Die Freisetzung von Ca und Mg war generell langsam, wobei Ca im Ahh Horizont eine Ausnahme bildete. Das BC/Al Verhältnis ausgedrückt in

Tiefe [cm]	pH	KAK [eq/kg]	BS %	C _{org} [g/kg]	Al _{ox} [g/kg]	Al _p [g/kg]	
Ahh	0-9	4.05	1.38E-01	23.9	178.9	6.6	6.2
Ah	9-17	4.26	1.07E-01	8.2	110.0	9.9	8.9
Bh	17-40	4.52	5.27E-02	5.4	79.1	13.5	11.7
Bs	40-80	4.76	1.78E-02	5.0	15.5	9.8	4.0
BsC	80-120	4.77	1.33E-02	5.9	8.4	7.5	2.4

Tab.1: Ausgewählte Bodenkenndaten

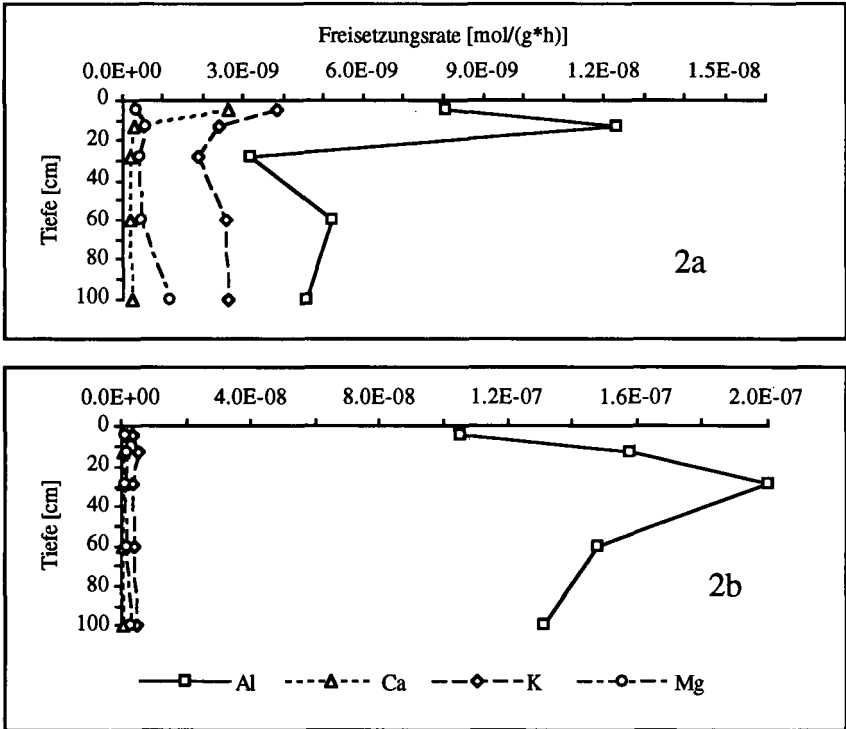


Abb. 2a und 2b: Freisetzungsrates von Al und BC aus Bodenproben der 5 Horizonte im Batch-Experiment bei natürlichem pH-Wert (a) und bei einem um eine Einheit herabgesetzten pH-Wert (b).

Freisetzungsraten lag im Ah Horizont bei 0.3 und variierte in den anderen Horizonten zwischen 0.6 und 0.9. Die Herabsetzung des pH-Wertes um eine Einheit bewirkte eine relativ drastische Erhöhung der Freisetzung von Al im Vergleich zu den basischen Kationen (Abb. 2b). Dies führte zu BC/Al Verhältnissen zwischen 0.03 und 0.06.

Diskussion

Die BC/Al Verhältnisse in den Bodenlösungen liegen mit einer Ausnahme (Frühjahr 1993; Bh Horizont) über dem kritischen Wert von 1. Betrachtet man den von Sverdrup und Warfvinge (1993) vorgeschlagenen kritischen Wert, so besteht kein unmittelbares ökologisches Risiko für den untersuchten Standort in Bezug auf die Bodenversauerung.

Aus den Laborexperimenten wird deutlich, dass unter natürlichen pH-Bedingungen in den C_{org} reichen Horizonten sowohl das Minimum als auch das Maximum der Al-Freisetzung auftritt. Das Verhältnis Al_{ox}/Al_p von etwa 1 zeigt, dass das mobilisierbare Al hauptsächlich an organisches Material gebunden ist (Parfitt and Childs, 1988; Fordham and Norrish, 1983). Das Maximum an extrahierbarem Al und die niedrigste Freisetzung von Al im Bh Horizont deuten darauf hin, dass dieser Horizont als Al Senke innerhalb des Profils wirkt. Das Herabsetzen des pH-Wertes um eine Einheit führt zu einem Maximum der Al-Freisetzung in diesem Horizont. Dies weist darauf hin, dass unter natürlichen Bedingungen der Bh Horizont ein metastabiler Al-pool darstellt, der mit zunehmender Versauerung und daraus folgender Erhöhung der Al-Freisetzung zur Quelle einer ökologischen Gefährdung werden kann.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass am untersuchten Standort zur Zeit kein ökologisches Risiko besteht, obwohl sich im Boden metastabile Al-Vorräte gebildet haben. Da dieses Al bei einer Herabsetzung des pH-Wertes verfügbar würde, ist eine weitere Versauerung am untersuchten Standort unbedingt zu vermeiden.

Literatur

- FAO, 1988. Soil map of the world. Revised legend. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Fordham, A.W., and K. Norrish. 1983. The nature of soil particles particularly those reacting with arsenate in a series of chemically treated samples. *Aust. J. Soil Res.* 21: 455-477.
- Matzner E. 1992. Acidification of Forests and forest soils: Current status. *Studies in Environmental Science* 50: 77-86.
- Nilsson, J. 1986. Critical loads for sulphur and nitrogen. Nordic Council of Ministers. Copenhagen.
- Parfitt, R.L., and C.W. Childs. 1988. Estimation of forms of Fe and Al: A review, and analyses of contrasting soils by dissolution and Moessbauer methods. *Aust. J. Soil Res.* 26: 121-144.
- Sumner, M.E., M.V. Fey and A.D. Noble. 1991. Nutrient status and toxicity problems in acid soils. *In* B. Ulrich and M.E. Sumner (ed.) *Soil acidity*. Springer, Berlin.
- Sverdrup, H., and P. Warfvinge. 1993. The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Reports in Ecology and Environmental Engineering 2. Lund University, Sweden.
- Zysset, M., P. Blaser und A.U. Gehring. 1995. Release of Al and base cations in an acidic soil: comparison of laboratory and field data. Submitted to *Soil Sci. Soc. Am. J.*

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate

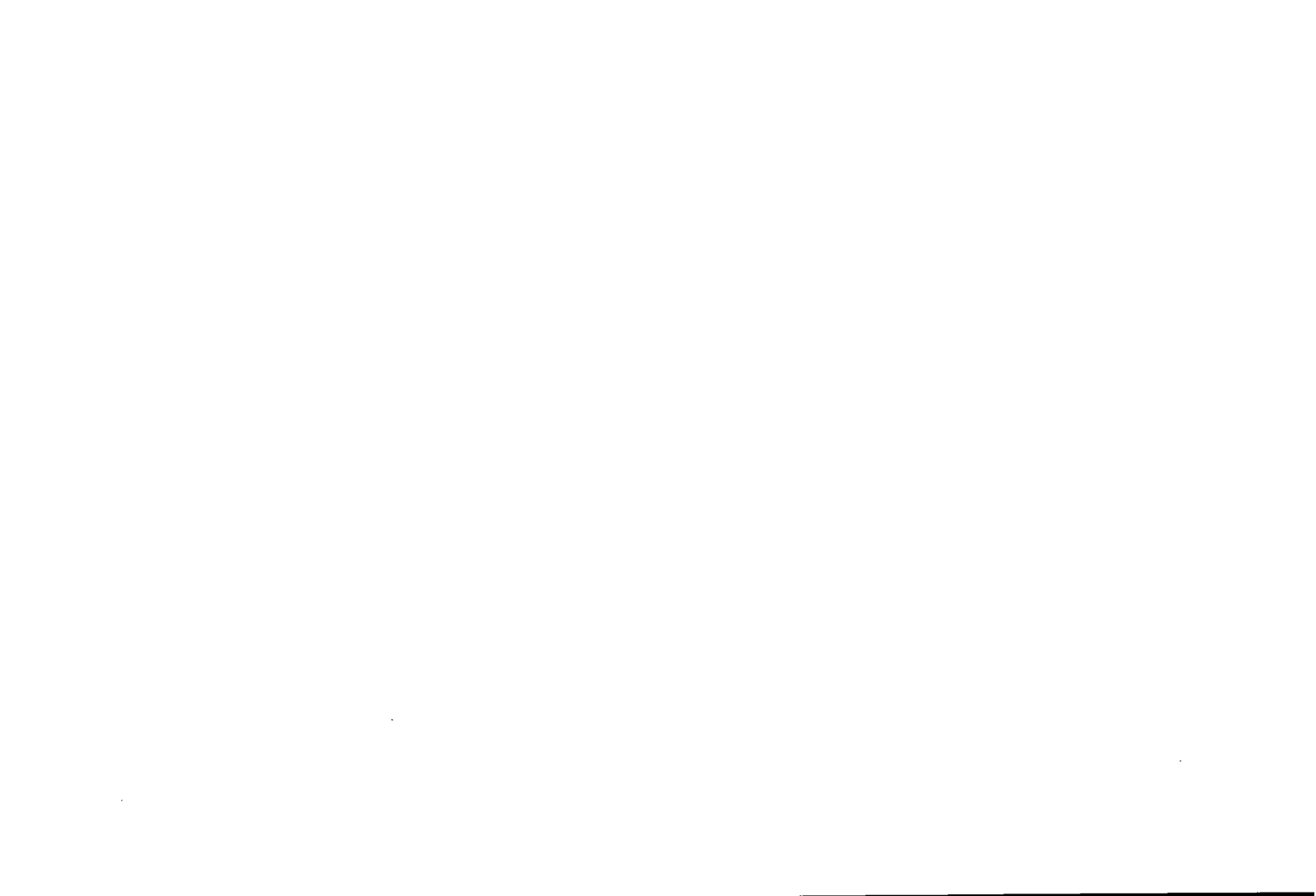
Gemeinsame Sitzung Kommissionen III und II

"Bodenbürtige, umweltrelevante Gase"

Band 76

Heft I

1995



Einfluß von Pflanzenbewuchs und N-Angebot auf die CO₂- und Lachgasemission aus einem sandigen Boden Nordostdeutschlands

von

Augustin, J. und W. Merbach*

1. Einführung

Inzwischen wird weitgehend akzeptiert, daß der global steigende Einsatz von mineralischen N-Dünger ganz erheblich zur Erhöhung der atmosphärischen Gehaltes an klimarelevanten Spurengasen wie Lachgas beträgt. Nach wie vor ist dagegen unklar, welchen Einfluß in diesem Zusammenhang dem Anbau von Kulturpflanzen auf die Emission solcher wichtigen Spurengase wie CO₂ und N₂O (Lachgas) zukommt. Sowohl eine Förderung als auch eine Hemmung der Gasfreisetzung durch verschiedene Pflanzen sind mehrfach beobachtet worden (STEFANSON 1972, SCAGLIA et al. 1985, HEINEMEYER et al. 1988).

Dafür lassen sich zwei Ursachen ausmachen: 1. die außerordentliche der Komplexität der Faktoren, die die Spurengasfreisetzung beeinflussen (d. h. die Pflanzenwirkung kann leicht überdeckt werden - HUTCHINSON und DAVIDSON 1993), 2. meßtechnisch-analytische Probleme bei der längerfristigen exakten Erfassung der Lachgas- und CO₂-Emission aus Böden mit Pflanzendecke.

Aus diesem Grund wurde ein spezielles Gaswechselformsystem für Labormodelluntersuchungen entwickelt, das die direkte Quantifizierung der Wechselwirkungen von Pflanzenart und Höhe der Mineral-N-Düngung auf die CO₂- und N₂O-Emission aus Böden in mittelfristigen Untersuchungen gestattet. Nachstehend erfolgt eine kurze Beschreibung des Systems, und es wird über erste, mit seiner Hilfe gewonnene Resultate zum Einfluß von Mineraldüngung und Maispflanzen auf die CO₂- und Lachgasemission aus einem sandigen Boden berichtet.

2. Material und Methoden

2.1. Gaswechselformsystem

Die Anlage (Augustin et. al 1994) arbeitet nach dem Prinzip eines offenen Gasmesssystems, d. h. der Meßraum (Wurzelraumküvette) wird ständig von Gas durchströmt. Die Konzentration der zu analysierenden Gase wird sowohl am Gefäßeingang als auch am Gefäßausgang bestimmt (Differenzmessung). Die Regulierung des Luftstromes (0,24 m³*d⁻¹) erfolgt durch Durchflußmesser und Nadelventile. Das System umfaßt 10 Gaskanäle (8 für Gefäßausgangsluft, 1 für Gefäßeingangsluft, 1 für Prüfgas). Die Umschaltung zwischen den Kanälen besorgt ein Gasmultiplexer. Zur Messung der Spurengaskonzentrationen dient ein Multigasmonitor des Typs 1301 der Firma Brüel und Kjaer (photoakustisches Meßprinzip). Die Steuerung der Anlage erfolgt über PC unter Verwendung des Softwareprogrammes "Gasmonitoring" der Firma Tewicon Hightech. Von den insgesamt 16 pro Versuch angesetzten Pflanzgefäßen (Wurzelraumküvetten) werden im täglichen Wechsel jeweils 8 Gefäße auf Spurengasemission untersucht. Die Gasfreisetzungsrates ergibt sich aus der Differenz der Spurengaskonzentrationen zwischen Gefäßeingang und -ausgang, dem Volumenstrom der Meßluft in der Wurzelküvette und der am Gasaustausch beteiligten

* ZALF e.V. Müncheberg, Institut für Ökophysiologie der Primärproduktion, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

Gefäßoberfläche. Im vorliegenden Beitrag werden Meßergebnisse zur Spurengasemission für jeweils einen Termin vor der N-Düngung (TO), nach der 1. N-Gabe (TN bzw. TN1) sowie nach der 2. N-Gabe (TN2) vorgestellt.

2.2. Pflanzenanzucht

Die Pflanzenanzucht erfolgt in PVC-Zylindern (Höhe 39,5 cm, Durchmesser 8 cm) mit permeablen Außenwänden, wodurch ein ständiger Gasaustausch zwischen Boden und umgebender Luft gewährleistet ist. Diese Anzuchtgefäße bilden mit größeren umgebenden PVC-Zylindern und Bodenabdeckplatten für Gaswechsellmessungen einsetzbare, gasdichte Wurzelraumküvetten. Das Substrat (lehmiger Sand, A_h-Horizont) wurde 7 Tage vor Versuchsbeginn auf 60% der maximalen Wasserkapazität angefeuchtet und in die Gefäße eingefüllt. Das Vorkeimen der Maispflanzen (Sorte "Aviso") dauerte 2 Tage, danach gelangten die Keimlinge für 5 Tage in Kleinstgefäße. Nach 7 Tagen erfolgte das Auspflanzen von jeweils 4 ausgewählten Pflanzen in die Gefäße. Drei Tage nach dem Auspflanzen wurde der Wurzelraum mit Hilfe der Bodenplatte und Silikonkautschuk nach oben hin abgedichtet. Zur Aufrechterhaltung einer konstanten Bodenwasser-spannung von pF 1,8 dienten modifizierte Saugkerzen, die mit einer hängenden Wassersäule verbunden waren. Sonstige Kulturbedingungen: Beleuchtungszyklus 14 h Tag, 10 h Nacht, Beleuchtungsstärke: ca. 80 W*m⁻², Temperatur: Tag 20° C, Nacht 15° C, Anzahl Wiederholungen (Gefäße) pro Variante: 4.

2.3. Tastversuche

Im 1. Teilversuch galt es die Wirkung einer hohen N-Düngergabe (Applikation von 1g N als KNO₃ pro Gefäß in wäßriger Lösung, über 5 Tage verteilt bei 20 Tage alten Pflanzen) und im 2. Teilversuch die Wirkung einer reduzierten N-Gabe (Applikation von 100 mg plus 300 mg -ohne Pflanzen- oder 500 mg -mit Pflanzen- N als KNO₃ pro Gefäß in wäßriger Lösung, über 5 Tage verteilt, bei 21 bzw. 33 alten Pflanzen) und des Pflanzenbewuchses auf die CO₂- und N₂O-Emission aus sandigen Böden zu ermitteln. Jeder Teilversuch umfaßte folgende Varianten: 1- Boden ohne Maispflanzen und ohne N-Düngung (B0), 2- Boden ohne Maispflanzen und mit N-Düngung (BN), 3- Boden ohne N-Düngung und mit Maispflanzen (P0), 4- Boden mit N-Düngung und mit Maispflanzen (PN). Vor dem Auspflanzen und nach der Ernte wurde im Boden der Gehalt an anorganischem (pflanzenverfügbarem) Stickstoff mit dem Verfahren nach Fleige et al. (1971, Direktextraktion im Kjeldahlkolben mit 2M KCl) bestimmt. Nach Abschluß der Versuche (1. Versuch: 36 Tage nach Aussaat, 2. Versuch: 41 Tage nach Aussaat) erfolgte die Bestimmung der Trockenmassen von Wurzel und Sproß sowie der N-Konzentration im Pflanzenmaterial unter Verwendung der Kjeldahlmethode.

3. Ergebnisse und Diskussion

Erwartungsgemäß lag in beiden Teilversuchen die CO₂-Emission vor der Düngung (TO, Abb. 1) in den bepflanzen Gefäßen höher als in den unbepflanzten. Die Verabreichung der sehr hohen N-Gabe im 1. Teilversuch hatte sichtbare Schäden an den Pflanzen zur Folge, die mit einer Verminderung der Wurzelatmung als auch der Pflanzenentwicklung verbunden waren. Im zweiten Teilversuch verursachte dagegen die reduzierte N-Gabe eine beträchtliche Förderung des Pflanzenwachstums und der CO₂-Freisetzung. Ein ganz anderes Bild ergab sich für die Lachgasemission (Abb.2). Im 1. Teilversuch führte ausbleibende N-Düngung (d. h. N-Mangel - PO) zu einer deutlichen Reduktion der Lachgasfreisetzung im späteren Verlauf (TN) des Versuches, während die hohe N-Gabe sowohl im unbepflanzten Boden, besonders aber im bepflanzen Boden eine drastische Erhöhung der Emission hervorrief. Im Fall des verminderten N-Angebotes erwiesen sich die Maispflanzen offenbar im Vergleich zu den nitrifizierenden und denitrifizierenden Mikroorganismen als konkurrenzstärker bei der N-Aneignung. Ein ähnliches Bild ergab sich auch für den Versuch einer Grobbilanzierung

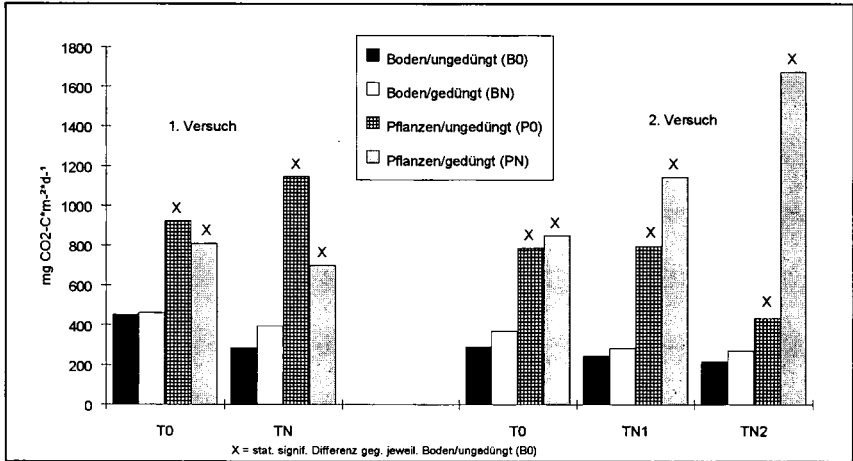


Abb. 1: Einfluß der N-Düngung und von Maispflanzen auf die CO₂-Emission aus einem sandigem Bodensubstrat im Gefäßversuch (1. Versuch: Applikation von 1g N pro Gefäß, 2. Versuch: Applikation von 100 mg + 600 mg N pro Gefäß; TO = Messung vor d. Düngung, TN bzw. TN1 = Messung nach 1. Gabe, TN2 = Messung nach 2. N-Gabe)

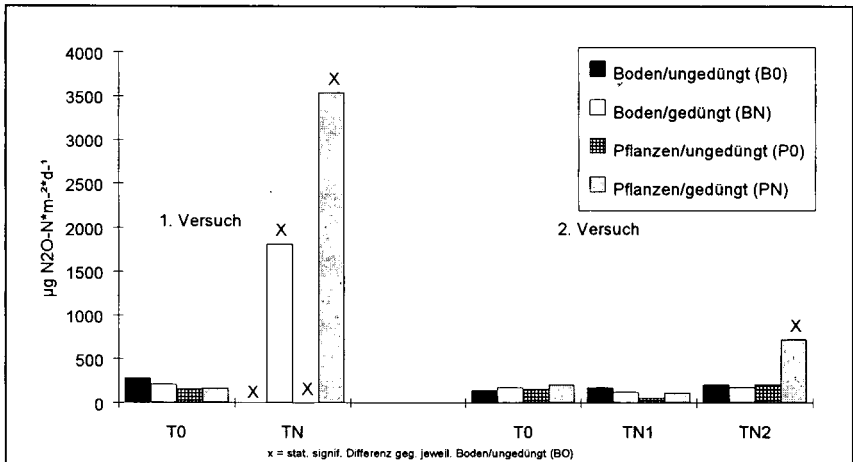


Abb. 2: Einfluß der N-Düngung und von Maispflanzen auf die N₂O-Emission aus einem sandigen Bodensubstrat im Gefäßversuch (1. Versuch: Applikation von 1g N pro Gefäß, 2. Versuch: Applikation von 100 mg + 600 mg N pro Gefäß; TO = Messung vor d. Düngung, TN bzw. TN1 = Messung nach 1. Gabe, TN2 = Messung nach 2. N-Gabe)

zum Verbleib des pflanzenverfügbaren Stickstoffs im System Pflanze-Boden. Im Vergleich zu der mäßigen N-Gabe resultierten aus der hohen N-Gabe deutlich erhöhte Differenzwerte (= N-Verluste), die durch Pflanzenbewuchs jeweils noch eine deutliche Steigerung (N-Verluste bei PN im 1. Versuch 294 mg N pro Gefäß, im 2. Versuch 88 mg N pro Gefäß) erfuhren. Das gilt auch für den Einfluß von N-Düngung und Maispflanzen auf die über die Vegetationszeit akkumulierten N-Austräge in Form von Lachgas (PN im 1. Versuch 2,5 mg N₂O-N pro Gefäß, im 2. Versuch 0,5 mg N₂O-N pro Gefäß). Der Anteil der N₂O-Emissionen am Gesamtumfang der N-Verluste ist allerdings sehr gering, er beträgt beispielsweise bei der Variante PN nur 0,9% im 1. Versuch und 0,6% im 2. Versuch.

Aus den Ergebnissen geht deutlich hervor, daß sich die fördernde oder hemmende Wirkung pflanzlicher Wurzelsysteme auf die Spurengasfreisetzung in Abhängigkeit vom N-Angebot vollzieht, wobei die einzelnen Gase offenbar in unterschiedlicher Weise betroffen werden. Das stimmt prinzipiell mit den Befunden von Heinemeyer et al. (1985) und Bakken (1988) überein. An der Entstehung der hier errechneten N-Verluste (Differenzwerte) sind jedoch offenbar noch andere Prozesse beteiligt. Gasförmige Denitrifikationsverluste in Form von N₂ können im Höchstfall die N₂O-Emission um das 10-fache übersteigen (Duxbury und MCConnaughey 1986), so daß damit insgesamt nur ein kleiner Teil der Bilanzdifferenz erklärt werden kann. Da im verwendeten Versuchssystem auch N-Verluste in Form von Nitrataustrag ausgeschlossen werden können, bleibt als mögliche wichtige "Verlustquelle" nur noch die N-Immobilisation übrig. Exakten Aufschluß hierüber kann jedoch erst nach weiterführenden Experimenten unter Verwendung der ¹⁵N-Tracertechnik gegeben werden.

Ungeachtet ihrer geringen Bedeutung für die Bilanzierung von N-Umsetzungsprozessen verdient der Befund, daß sich die Emission klimarelevanter Spurengase durch Variation von Anbaumaßnahmen erheblich variieren läßt, verstärkte Aufmerksamkeit in nachfolgenden Untersuchungen.

Literatur

1. Augustin, J., Blasinski, F., Steffens, L., Merbach, W. (1994): Ökophysiologie des Wurzelraumes 5, im Druck
2. Bakken, I. R. (1988): Biol. Fert. Soils 6, 271 - 278
3. Denmead, O. T., Raupach, M. R. (1993): . ASA special publication Nr. 55, 19-43
4. Duxbury, J. M., MCConnaughey, M.C. (1986): Soil Sc. Am. J. 50, 644 - 648
5. Duxbury, J. M., Harper, L. A., Mosier, A. R. (1993): ASA special publication Nr. 55, 1 - 18
6. Fleige, H., Meyer, B., Scholz, W. (1971): Göttinger Bodenk. Ber. 18, 1 - 37
7. Heinemeyer, O., Haider, K., Mosier, A., Mack, D. (1985): Landwirtsch. Forschung 38, 95 - 103
8. Heinemeyer, O., Haider, K., Mosier, A. (1988): Biol. Fert. Soils 6, 73-77
9. Hutchinsson, G. L., Davidson, E. A. (1993): ASA special publication Nr. 55, 79-93
10. Scaglia, J., Lensi, R., Chalamat, A. (1985): Plant and Soil 84, 37-43
11. Stefanson, R. C. (1972): Plant and Soil 33, 113-127

Zwei Methoden zur Messung des NO- Umsatzes in Böden

von

Bollmann, A., M. Koschorreck und R. Conrad

NO (Stickstoffmonoxid) ist ein sehr reaktives Gas, das in der Atmosphäre nur in geringen Konzentrationen vorkommt. Es steht im photochemischen Gleichgewicht mit NO₂. In Mischungsverhältnissen >5pptv trägt NO in der Troposphäre im Zusammenhang mit dem Abbau von Kohlenstoffverbindungen zur Bildung von Ozon bei (CRUTZEN, 1979). Die Freisetzung von NO erfolgt zum großen Teil aus anthropogenen Quellen. Aber auch Böden können je nach NO-Mischungsverhältnis als Quellen oder Senken für NO dienen (CONRAD, 1990). Dabei kann NO durch mikrobielle Prozesse freigesetzt oder abgebaut werden.

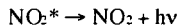
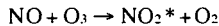
Zur Bestimmung der NO-Produktionsrate, der NO-Freisetzungsrate und der NO-Abbaurrate gibt es zwei verschiedene Systeme, die im Folgenden vorgestellt werden sollen:

1. NO-Messung im Durchfluß (dynamisches System)
2. NO-Messung im geschlossenen System (statisches System)

MESSTECHNISCHE ERFASSUNG VON NO

Die Messungen wurden mit zwei verschiedenen Geräten durchgeführt, die aber nach dem gleichen Meßprinzip arbeiten. Die Detektion des NO erfolgte bei den Durchflußmessungen mit einem TECAN CLD 770 AL ppt NO-Analysator (Hombrechtikon, Schweiz) und bei den Messungen im geschlossenen System mit einem Thermo-Elektron NO-Analysator (Modell 14 B/E, Hopkinton, Massachusetts, USA).

Das Meßprinzip beruht auf der chemolumineszenten Gas-Phasen-Reaktion von NO mit Ozon. Bei dieser Reaktion entsteht angeregtes NO₂^{*}, das spontan unter Lichtemission zerfällt.



Die entstehende Zahl der Lichtemissionsereignisse ist proportional zum NO-Mischungsverhältnis.

NO-MESSUNG IM DURCHFLUß

Die NO-Messungen im Durchfluß wurden nach der Methode von REMDE et al. (1989) durchgeführt. Dazu wurde Boden in einen 1l-Erlenmeyerkolben mit Begasungsstutzen eingewogen und bei 25°C im Wasserbad inkubiert. Es wurde mit synthetischer Luft (Inkubation unter oxischen Bedingungen) oder mit Stickstoff (Inkubation unter anoxischen Bedingungen) begast. Um die Austrocknung des Bodens zu verhindern, wurde das Gas befeuchtet. Nach dem Austritt des Gases aus dem Kolben mußte NO-freies Gas zudosiert werden, um den für den NO-Analysator benötigten Fluß zu erreichen. Die Gasflüsse wurden mit geeichten Mass-Flow-Controllern (Wagner, Offenbach) reguliert. Dem NO-Analysator war eine Kühlfalle (< -30°C) vorgeschaltet, um den Wasserdampf, der die NO-Messung beeinflusst, auszufrieren.

Es wurden die NO-Mischungsverhältnisse vor (Blindwert) und nach (Meßwert) dem Meßgefäß ermittelt. Daraus konnte dann die NO-Freisetzungsrate (J) ermittelt werden.

$$J = f(m_A - m_E)$$

- J: Gasfluß zwischen Boden und Gasphase [nl/min]
- f: Durchflußrate durch den Kolben [l/min]
- m_A : Mischungsverhältnis des Meßwertes [ppbv = nl/l]
- m_E : Mischungsverhältnis des Blindwertes [ppbv = nl/l]

Um eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu erhalten, wurden die NO-Freisetzungsraten (J) auf das Trockengewicht (TS) des getesteten Boden bezogen und in [ngNO-N/gTS/h] umgerechnet.

Zunächst wurde die NO-Freisetzung in Abhängigkeit vom Gasfluß gemessen (Abb.2). Die weiteren Messungen wurden bei einem Gasfluß durchgeführt bei dem die NO-Freisetzung konstant war, da dann davon ausgegangen werden konnte, daß alles aus dem Boden freigesetzte NO auch messtechnisch erfaßt wurde, d.h. es bestand keine Diffusionslimitierung für NO. REMDE et al. (1989) zeigten, daß das NO-Mischungsverhältnis bei Flüssen, die kleiner als der Sättigungsfluß waren, nicht proportional mit der zunehmenden Flußrate abnahm.

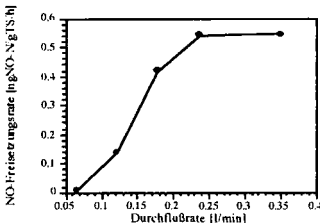


Abb.2: NO-Freisetzung in Abhängigkeit von der Durchflußrate

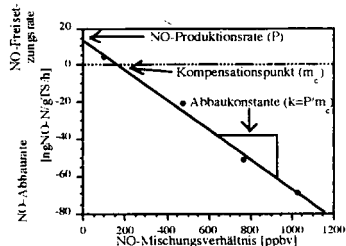


Abb.3: Bestimmung der NO-Bruttoproduktionsrate (P), der NO-Abbaukonstante (k) und des NO-Kompensationspunktes (m_c)

Zur Bestimmung der NO-Produktionsrate (P) und der NO-Abbaukonstante (k) wurde die NO-Freisetzungsrate (J), d.h. der Netto-Emissionsfluß, als Funktion des NO-Mischungsverhältnisses (m) gemessen (Abb.3). Dabei wird davon ausgegangen, daß die NO-Produktion unabhängig vom NO-Mischungsverhältnis (Reaktion 0.Ordnung) ist, der NO-Abbau aber linear vom NO-Mischungsverhältnis (Reaktion 1.Ordnung) abhängt.

$$J = P - k \cdot m$$

$$P = k \cdot m_c \text{ für } J = 0$$

Positive Emissionsflüsse stellen eine Nettofreisetzung von NO dar, negative eine Nettoaufnahme. Die Nettofreisetzung, bzw. Nettoaufnahme sind von dem jeweiligen NO-Mischungsverhältnis über dem Boden abhängig.

Zur Berechnung wurden die NO-Emissionsflüsse gegen das jeweilige Mischungsverhältnis aufgetragen (Abb.3). Durch Extrapolation des NO-Mischungsverhältnisses gegen 0 kann die NO-Produktionsrate (P) ermittelt werden. Der NO-Kompensationspunkt (m_c) wird durch Extrapolation des Emissionsflusses gegen 0 berechnet. An diesem Punkt sind NO-Produktion und NO-Abbau im Gleichgewicht und heben sich gegenseitig auf. Die Steigung der Kurve [ngNO-N/gTS/h/ppbv] ergibt nach Multiplikation mit dem Umrechnungsfaktor $1747,43 \text{ cm}^3 \text{ ppbv/ngNO-N}$ die Abbaukonstante (k).

NO-MESSUNG IM GESCHLOSSENEN SYSTEM

In einem geschlossenen System wird solange NO freigesetzt bzw. aufgenommen werden, bis sich ein Gleichgewichtswert eingestellt hat, bei dem NO-Produktion und NO-Abbau

gleich schnell ablaufen, d.h. der NO-Kompensationspunkt (m_c). Zur Messung wurde eine bestimmte Menge Boden in eine Serumflasche eingewogen und verschlossen. Die Flaschen wurden mit synthetischer Luft (Inkubation unter oxidischen Bedingungen) oder mit Stickstoff (Inkubation unter anoxischen Bedingungen) begast. Gasproben zur Messung von NO wurden mit einer gasdichten Glasspritze mit einem Verschlussventil (Hamilton) entnommen und analysiert.

Zur Ermittlung der NO-Freisetzung und der NO-Produktion wurde das NO-Mischungsverhältnis gemessen bis sich das Gleichgewicht zwischen NO-Produktion und NO-Abbau eingestellt hatte. Zur Messung des NO-Abbaus wurde nach der Begasung durch Zugabe von NO in die Gasphase ein Mischungsverhältnis von 1ppm NO eingestellt und auch hier wurde das NO-Mischungsverhältnis solange verfolgt bis es konstant war.

SEILER et al. (1977) haben eine Formel zur Berechnung der CO-Kompensationspunktes (m_c) und der CO-Abbaukonstante (k) entwickelt. Auch dabei wurde davon ausgegangen, daß die CO-Produktion eine Reaktion 0.Ordnung und der CO-Abbau eine Reaktion 1.Ordnung ist. Analoges gilt für NO:

$$k = \left(\frac{1}{t} \right) \left(\frac{\ln(m_0 - m_c)}{\ln(m_t - m_c)} \right) \left(\frac{V}{W} \right)$$

- k: NO-Abbaukonstante [$\text{cm}^3/\text{gTS}/\text{h}$]
- t: Zeit [h]
- m_0 : NO-Mischungsverhältnis am Beginn des Versuchs [ppb_v]
- m_c : NO-Kompensationspunkt [ppb_v]
- m_t : NO-Mischungsverhältnis zu einem bestimmten Zeitpunkt [ppb_v]
- V: Volumen der Gasphase [l]
- W: Trockengewicht der Bodenprobe [gTS]

Diese Formel wurde zur Berechnung der NO-Abbaukonstante (k) und des NO-Kompensationspunktes (m_c) umgeformt:

$$m_t = m_c + (m_0 - m_c)e^{-kt}$$

Es wurde die NO-Konzentration zu einem bestimmten Zeitpunkt (m_t) gegen die Zeit (t) aufgetragen (Abb.4: Produktion, Abb.5: Abbau).

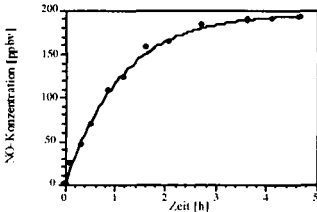


Abb.4: Messung der NO-Produktion

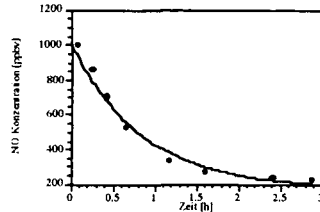


Abb.5: Messung des NO-Abbaus

Durch Kurvenanpassung konnte die NO-Abbaukonstante (k) und der NO-Kompensationspunkt (m_c) berechnet werden. Zur Berechnung der NO-Produktionsrate (P) wurde die NO-Abbaukonstante mit dem NO-Kompensationspunkt (m_c) multipliziert und dann mit einem Umrechnungsfaktor auf die Einheit [$\text{ngNO-N}/\text{gTS}/\text{h}$] umgerechnet. Zur annähernden Messung der NO-Freisetzung wurden die ersten Punkte der NO-Produktionskurve linear extrapoliert, da in diesem Bereich davon ausgegangen werden konnte, daß der NO-Abbau im Gegensatz zur Produktion noch sehr gering war.

Tab.1: Nachweisgrenzen der einzelnen Parameter

	Durchflußmessung	Messung im geschlossenen System
NO-Produktion (P) [ngNO-N/gTS/h]	$2,4 \cdot 10^{-5}$	0,1
NO-Abbaukonstante (k) [cm ³ /gTS/h]	0,21	0,12
NO-Kompensationspunkt (m _c) [ppbv]	0,2	10
NO-Freisetzung (J) [ngNO-N/gTS/h]	0,04	0,06

An verschiedenen Böden wurden Vergleichsmessungen mit beiden Methoden durchgeführt.

Tab.2: Messung der NO-Freisetzungsrates (J) an einem Ackerboden und der NO-Produktionsrate (P), der NO-Abbaukonstante (k) und des NO-Kompensationspunktes (m_c) an einem Podsol

	Durchflußmessung	Messung im geschlossenen System
Ackerbodens (anoxisch) NO-Freisetzungsrates (J) [ngNO-N/gTS/h]	197,624±6,771	206,007±9,431
Podsol (oxisch)		
Produktionsrate (P) [ng NO-N/gTS/h]	0,005±0,0007	< 0,05
NO-Kompensationspunkt (m _c) [ppbv]	0,65±0,92	< 10
Abbaukonstante (k) [cm ³ /gTS/h]	14,9±2,05	9,13±4,2

Die mit den beiden Methoden ermittelten Werte waren nicht signifikant verschieden (t-Test, $\alpha=0,01$), d.h. es kann je nach Fragestellung die eine oder die andere Methode zur Messung der NO-Umsetzungen angewendet werden. Ein Nachteil der Messungen im Durchfluß ist, daß immer nur eine Probe zur Zeit gemessen werden kann, sodaß weder direkte Parallelen, noch gleichzeitige Vergleichsmessungen durchgeführt werden können. Im geschlossenen System können gleichzeitig viele Proben gemessen werden. Abiotische Reaktionen von NO werden bei Messungen im Durchfluß in Form des Blindwertes miterfaßt, bei Messungen im geschlossenen System müssen diese Reaktionen in Extragefäßen mitgemessen werden. Diese Reaktionen spielen aber nur bei hohen NO-Konzentrationen (>500ppbv) eine Rolle. Mit der NO-Messung im Durchfluß können geringere NO-Freisetzungsrates erfaßt werden.

LITERATUR

- CONRAD, R. (1990): Flux of NO_x between soil and atmosphere: Importance and soil microbial metabolism
In: Denitrification in Soil and Sediment; Eds.: N.P. Revsbech & J. Sørensen; Plenum Press, New York; pp. 105-128
- CRUTZEN, P.J. (1979): The role of NO and NO₂ in the chemistry of the troposphere and stratosphere
Ann. Rev. Earth Planet. Sci. 7, 443-472
- REMDE, A., F SLEMR & R. CONRAD (1989): Microbial production and uptake of nitric oxide in soil
FEMS Microbiology Ecology 62, 221-230
- SEILER W., K.H. LIEBL, W.T. STÖHR & H. ZAKOSEK (1977): CO- und H₂-Abbau in Böden
Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 140, 257-272

Aufnahmearten von atmosphärischen CH₄ in sieben verschiedenen Waldböden

von

Borken, W.*

1. Einleitung

CH₄ ist ein bedeutendes Treibhausgas, daß die Infrarotstrahlung der Erde um den Faktor 58 (bezogen auf die Masse) mehr als CO₂ absorbiert und dessen Konzentration mit einer Rate von etwa 1 % pro Jahr in der Atmosphäre ansteigt (Enquete-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages, 1991). Feuchtgebiete, Viehhaltung, Mülldeponien und die Förderung von fossilen Brennstoffen stellen die hauptsächlichen Quellen für atmosphärisches CH₄ dar. Etwa 80 % des Methans wird in der Atmosphäre photochemisch durch Hydroxyradikale zu CO und H₂O abgebaut. Eine weitere bedeutende globale Senke von 10-20 % sind terrestrische Böden, in denen CH₄ von methanotrophen Bakterien oxidiert bzw. zum Aufbau der eigenen Zellsubstanz genutzt wird (Seiler and Conrad, 1987).

Jüngere Arbeiten haben gezeigt, daß nach Zugabe von Stickstoffdüngern die Methanaufnahme der Böden vermindert wurde (Stuedler et al., 1989; Mosier et al., 1991; Castro et al., 1994). Die Hemmung der CH₄-Oxidation erfolgt vermutlich durch Ammonium bzw. Ammoniak. Diese Wirkung wurde in Reinkulturen methanotropher Bakterien nachgewiesen (Bedard and Knowles, 1989).

Die Waldökosysteme Mitteleuropas stehen seit einigen Jahren unter dem Einfluß erhöhter N-Einträge aus Landwirtschaft und Verkehr, die bereits zur N-Sättigung vieler Systeme führten (Beese and Matzner, 1986; Aber et al., 1989). Aufgrund dieses ungewollten Düngereffektes unserer Wälder ist zu befürchten, daß die Methanoxidation stark reduziert wurde. Als weitere Belastung können sich insbesondere bei Waldböden mit geringer Pufferkapazität die hohen Säureeinträge aus der Atmosphäre negativ auf die Population der CH₄-oxidierenden Bakterien auswirken, wie dies für autotrophe Nitrifikanten festgestellt wurde (Lang, 1986). Weitergehend stellt sich die Frage, ob der globale Anstieg der atmosphärischen CH₄-Konzentration mitunter auf die hohen Stickstoff- und Säuredepositionen und der daraus resultierenden verminderten Senkenfunktion der Waldböden zurückzuführen ist.

Aufgrund unzureichender Kenntnisse über die Senkenstärke von Waldböden für atmosphärisches CH₄ und möglicher saisonaler Verläufe erscheinen Messungen in Waldökosystemen mit verschiedenen Bodentypen über mindestens einem Jahr als notwendig gegeben.

2. Material und Methoden

Es wurden 5 Versuchsgebiete ausgewählt, von denen im Lappwald und im Solling jeweils ein Buchen- und ein Fichtenbestand untersucht wurden. Von März 1993 bis März 1994 wurden die CH₄- und N₂O-Flüsse und Bodentemperaturen im Solling einmal die Woche, alle anderen Flächen im Abstand von zwei Wochen gemessen. Die Bestimmung der Gasflüsse erfolgte mit statischen Hauben, die aus einem unteren Rahmen und einem Deckel bestehen. Auf jedem Standort wurden drei Rahmen mit einer Fläche von 0.25 m² für die Dauer des Versuchs installiert. Zur Messung wurden die Hauben

*) Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Georg-August-Universität Göttingen, Büsingenweg 2, 37077 Göttingen

für einen Zeitraum von 36 min verschlossen. Die Entnahme der Gasproben erfolgte nach 0, 18 und 36 min mit evakuierten Glasflaschen, die anschließend mit einem Gaschromatographen analysiert wurden.

3. Ergebnisse und Diskussion

Tab.1: Kennwerte der untersuchten Standorte sowie die jährlichen Flüsse von CH₄- und N₂O-Aufnahmeraten.

Standort	Bodentyp	mittl. jährl. Temp. [°C]	mittl. jährl. NS [mm]	pH im Bodenwasser (10 cm Tiefe) jährl. Mittel	N ₂ O-N-Emission [kg/ha/a]	CH ₄ -Aufnahme [kg/ha/a]
Solling - Buche	podsolige Braunerde	6.5	1050	4.20	3.03	0.10
Solling - Fichte	podsolige Braunerde	6.5	1050	3.96	0.26	0.73
Lappwald - Buche	Pseudogley	8.5	650	4.95	0.33	1.35
Lappwald - Fichte	Pseudogley	8.5	650	3.64	0.55	0.19
Harste - Buche	Parabraunerde	8.0	750	4.48	0.36	0.68
Spanbeck - Fichte	saure Braunerde	7.8	680	3.93	0.20	0.36
Göttinger Wald - Buche	Terra fusca-Rendzina	7.0	700	6.43	0.13	1.98

Die untersuchten Flächen zeigen erhebliche Unterschiede hinsichtlich der Oxidation von atmosphärischen CH₄ im Boden mit der höchsten Aufnahmerate im Göttinger Wald (1.98 kg), gefolgt vom Buchenbestand im Lappwald (1.35 kg) und mit der geringsten Rate im Buchenbestand des Sollings (0.10 kg) (Tab.1). Eine geringere Variabilität in der CH₄-Aufnahme mit Raten zwischen 0.19 und 0.73 kg/ha weisen die Fichtenbestände auf. CH₄-Emissionen wurden auf den Flächen vereinzelt in unbedeutenden Mengen nur im Winter gemessen.

Auffällig sind einerseits die äußerst geringen CH₄-Aufnahmen und extrem hohen N₂O-Emissionen im Buchenbestand des Sollings und andererseits die hohen CH₄-Raten und geringen N₂O-Emissionen im Göttinger Wald. Derartige CH₄/N₂O-Verhältnisse wurden mehrfach beobachtet (Stuedler et al., 1989; Ojima et al., 1993) und auf erhöhte Stickstoffeinträge zurückgeführt. Die Belastung der hier untersuchten Waldökosysteme durch Säure- und Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre ist jedoch ähnlich hoch und kann die Unterschiede in den Gasflüssen nicht erklären. Vielmehr scheint die Säure-Pufferkapazität und der damit verbundene pH-Wert der Böden einen erheblichen Einfluß auf die CH₄-Aufnahme und die N₂O-Emissionen zu haben. Abb. 1 zeigt eine positive Korrelation zwischen den CH₄-Aufnahmeraten und dem pH-Wert im Bodenwasser in 10 cm Tiefe mit einem Bestimmtheitsmaß von R² = 0.85. Ob ein direkter Zusammenhang zwischen pH-Wert und der CH₄-Oxidationsrate besteht kann aus der Regression nicht abgeleitet werden, denn bisher ist eine pH-Abhängigkeit für die zahlreichen im Boden lebenden Arten der CH₄-Oxidierer nicht bekannt. Der pH-Wert hat jedoch großen Einfluß auf die biologische Aktivität und Bioturbation (z.B. Einarbeitung der Streu in den Mineralboden) und damit auch auf den Gasaustausch der Böden. Ein limitierender Faktor für die Diffusion von atmosphärischen CH₄ in den Boden ist der scheinbare Diffusionskoeffizient, der von der Struktur des Bodens abhängig ist (Born et al., 1990). So zeigt der Göttinger Wald mit großer biologischer Dynamik, besonders durch die Vielzahl der Regenwürmer bestimmt, die höchsten Aufnahmeraten für CH₄.

Abb. 1: Abhängigkeit der CH₄-Aufnahme vom pH-Wert des Bodenwassers (10 cm Tiefe)

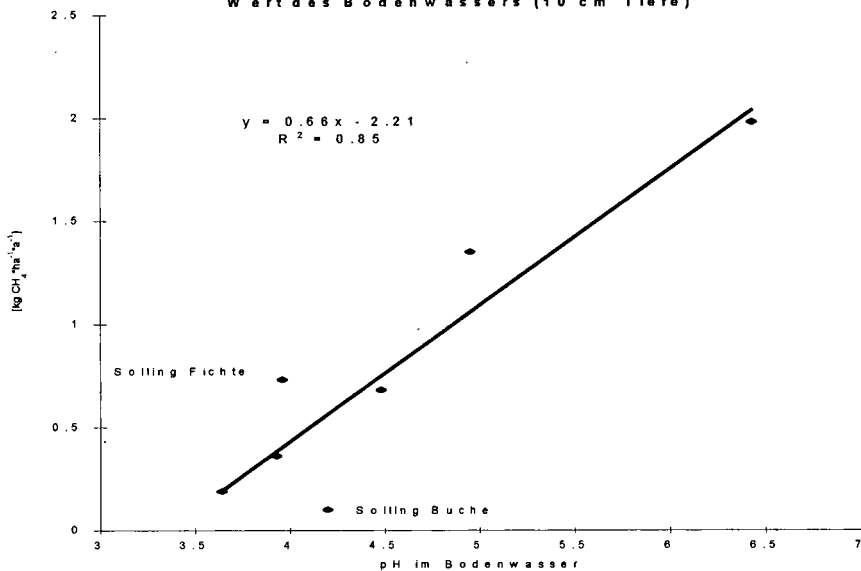
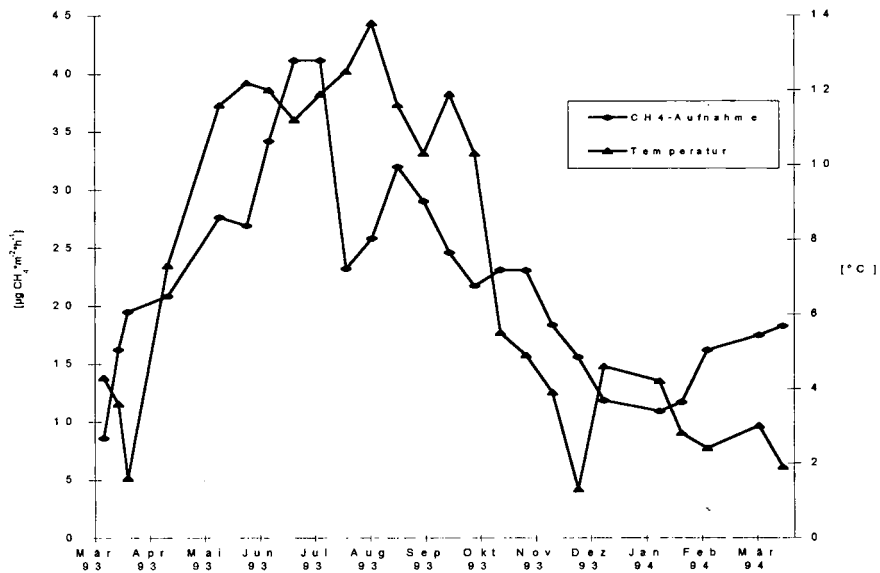


Abb. 2: saisonaler Verlauf der CH₄-Aufnahme und der Bodentemperatur (10 cm Tiefe)



Dagegen sind die Aufnahmeleistungen in den Fichtenbeständen des Lappwaldes und Spanbeck, geprägt durch schlecht abbaubare Streu und einer damit gekoppelten Versauerung der Böden, geringer.

Auffallend hoch sind die Abweichungen von der Regressionsgeraden für den Sollinger Fichten- und Buchenbestand. Die dort eng benachbarten Bestände unterliegen den gleichen Witterungsbedingungen und haben sich auf gleichen Böden entwickelt. Der Fichtenbestand weist eine höhere CH_4 -Aufnahme auf als der Buchenbestand, deren Ursache vermutlich auf eine bessere Gasdiffusion im Fichtenboden zurückzuführen ist. Völker (1992) bestimmte für den Mineralboden (0-10 cm Tiefe) im Buchenbestand einen um 37 % geringeren scheinbaren Gasdiffusionskoeffizienten. Zusätzlich wirkt sich die Akkumulation der Buchenblätter zu einer stapelartigen Schicht (feinhumusarmer bis rohhumusartiger Moder) im Gegensatz zur Fichtenstreu als Diffusionsbarriere aus.

Der relativ hohe scheinbare Gasdiffusionskoeffizient des Sollinger Fichtenbestandes ($3.76 \text{ cm}^2 \cdot 10^{-3} / \text{s}$) gegenüber Spanbeck ($2.91 \text{ cm}^2 \cdot 10^{-3} / \text{s}$) und Harste ($0.57 \text{ cm}^2 \cdot 10^{-3} / \text{s}$) nach Völker (1992) mag für die abweichend hohen CH_4 -Aufnahmeleistungen verantwortlich sein.

Einfluß auf die Höhe der jährlichen CH_4 -Aufnahmeleistung der untersuchten Standorte haben neben Bodenqualität und Baumart auch klimatische Faktoren wie Temperatur und Niederschlagsmenge. Abb. 2 zeigt den saisonalen Verlauf der CH_4 -Aufnahme und der Bodentemperatur in 10 cm Tiefe im Göttinger Wald. Die höchsten Aufnahmeleistungen wurden im Juli bei hohen Bodentemperaturen erreicht, während im Winter die CH_4 -Aufnahme sehr gering ist. Andere Parameter wie der Wassergehalt des Bodens, der hier nicht bestimmt wurde, können wahrscheinlich den zu einigen Zeitpunkten entgegengesetzten Verlauf von Temperatur und CH_4 -Aufnahme erklären. Bowden et al. (1993) fanden eine negative Korrelation zwischen CH_4 -Aufnahme und Wassergehalt und konnten 80 % der CH_4 -Aufnahme mit der Variabilität der Temperatur und des Wassergehaltes vorhersagen.

Literatur:

Aber JD, Nadelhoffer KJ, Steudler P, Melillo JM (1989): Nitrogen Saturation in northern forest ecosystems. *Bio Science* 39, 6:378-386

Bedard C, Knowles R (1989): Physiology, biochemistry, and specific inhibitors of CH_4 , NH_4^+ , and CO oxidation by methanotrophs and nitrifiers. *Microbiol Rev* 53:68-84

Beese F, Matzner E (1986): Langzeitperspektiven vermehrten Stickstoffeintrags in Waldökosystemen: Droht Eutrophierung? In *Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben*, Universität Göttingen Reihe B, Bd. 3:192-204

Born M, Dörr H, Levin I (1990): Methane concentration in aerated soils in West Germany. *Tellus B* 42: 2-8

Bowden RD, Castro MS, Melillo JM, Steudler PA, Aber JD (1993): Fluxes of greenhouse gases between soils and the atmosphere in a temperate forest following a simulated hurricane blowdown. *Biogeochemistry* 21, 61-71

Enquete-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (Hrsg.) (1991): Schutz der Erde. Bd. 1:216

Lang E (1986): Heterotrophe und autotrophe Nitrifikanten untersucht an Bodenproben von drei Buchenstandorten. *Göttinger Bodenkundlicher Berichte* Nr. 89

Mosier A, Schimel D, Valentine D, Bronson K, Patron W (1991): Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature* 350: 330-332.

Ojima DS, Valentine DW, Mosier AR, Patron WJ, Schimel DS (1993): Effect of land use change on methane oxidation in temperate forest and grassland soils.

Steudler PA, Bowden RD, Melillo JM, Aber JD (1989): Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. *Nature* 341:314-316.

Seiler W, Conrad R (1987): Contribution of tropical ecosystems to the global budgets of trace gases, especially CH_4 , H_2 , CO and N_2O . *The Geophysiology of Amazonia*, Dickinson, RE, Editor (Wiley, New York):133-162

Völker G (1992): Beziehungen und Aussagefähigkeit von Versauerungsindikatoren und Gefügekenngrößen in mineralischen Oberböden depositionsbelasteter Waldökosysteme. In *Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben*, Universität Göttingen Reihe A, Bd. 96

Einfluß des Wassergehaltes auf die Methanoxidation in einer Flußmarsch der Unterelbe

von

Knoblauch, C. und E.-M. Pfeiffer

Einleitung

Natürliche Feuchtgebiete gehören neben Reisfeldern zu den stärksten Quellen atmosphärischen Methans (CICERONE & OREMLAND 1988). In der Norddeutschen Tiefebene sind es neben den Mooren vor allem die Marschen der Nordseeküste und der Flußmündungen und -niederungen, in denen große Mengen dieses klimarelevanten Spurengases gebildet werden.

Der Wassergehalt des Bodens beeinflusst die Zonen in denen Methan produziert bzw. oxidiert werden kann. Die vollständige Wassersättigung des Bodens führt, nach Verbrauch des vorhandenen Sauerstoffs, zu anaeroben Mineralisationsprozessen und als Endstufe des anaeroben Kohlenstoffabbaus zur Methanproduktion (OREMLAND 1988, CONRAD 1989). In nicht vollständig wassergesättigten Böden diffundiert das in anaeroben Bodenzonen gebildete Methan auf seinem Weg in die Atmosphäre durch aerobe Bodenschichten, in denen es mit Sauerstoff von methanotrophen Bakterien zu Kohlendioxid oxidiert werden kann (GALCHENKO et al. 1989, REEBURGH et al. 1993). Die Methanoxidation in aeroben Bodenschichten spielt somit eine entscheidende Rolle für die Regulation der aus Marschen und anderen Feuchtgebieten freigesetzten Methanmengen. So konnte für eine Flußmarsch des Unterelbraumes gezeigt werden, daß im Durchschnitt 40 mg CH₄/d/m² gebildet, aber nur 12 mg CH₄/d/m² emittiert wurden. 70 % des produzierten Methans wurden demnach in dem aeroben Bodenbereich oxidiert (PFEIFFER 1994).

Die Untersuchungen zum Einfluß des Bodenwassergehaltes auf die Methanoxidation wurden an Proben einer Kalk-Flußmarsch im Vordeichland der Unterelbe durchgeführt. Der Wasserhaushalt dieses Standortes ist durch Tideeinflüsse geprägt, so daß die Mächtigkeit der ungesättigten Bodenzone und der Grad der Wassersättigung in dieser Zone ständigen Schwankungen unterworfen ist. Dies bedeutet für die strikt aerobe methanotrophe Mikroflora, daß sich verschiedene Bedingungen für die Methanoxidation, wie die Sauerstoff- und Methankonzentration im Boden permanent ändern. Mit der hier vorgestellten Methode war es möglich, die Methanoxidation in ungestörten Bodenproben bei einer definierten Wasserspannung zu untersuchen.

Material und Methoden:

Der Untersuchungsstandort ist eine Kalk-Flußmarsch im Vordeichland der Unterelbe. Die Horizontierung gliedert sich in: Ah 0-10 cm, AhGo 10-20 cm, Go 20-45 cm, Gor 45-60 cm, Gr 60 - cm. Höhe über NN: 1,85 m. 10-30 Überschwemmungen pro Jahr.

Niederschlag: 798 mm / Jahr. Mittlere Temperatur: 8,7 °C. Vegetation: *Phragmites australis*.

Probenahme und Versuchsdurchführung:

30 ungestörte Bodenproben wurden mittels Stechringen (100 cm³) aus dem Go-Horizont entnommen. Je sechs der Proben wurden bei 60 bzw. 100 kPa in Drucktöpfen über 14 Tage entwässert (RICHARDS & FIREMAN 1943). Die restlichen Proben wurden in Wässerungswannen 14 Tage im Dunkeln gelagert. Nach dieser Behandlung wurden je sechs Stechringproben mit gleichem Wassergehalt in einen Exsikkator gestellt, dieser gasdicht verschlossen und anschließend Methan bis zu einer Ausgangskonzentration von 5 000 ppm zugegeben. Durch einen Gummistopfen wurde regelmäßig eine Gasprobe der Exsikkatoratmosphäre entnommen und am Gaschromatographen die Methankonzentration bestimmt. Als Kontrolle diente ein Exsikkator mit drei Stechringproben in denen die Methanoxidation durch Zugabe von 2 % Acetylen gehemmt wurde (BEDARD & KNOWLES 1989). Die Inkubation der Proben erfolgte bei 22 °C im Dunkeln. Vor und nach dem Versuch wurden die Proben gewogen und nach Abschluß der Messungen bei 105 °C getrocknet, um den Wassergehalt der Proben zu bestimmen.

Ergebnisse und Diskussion:

Die Wassergehalte der verschiedenen Proben betragen nach der 14tägigen Behandlung 41 %, 37 % und 35 %.

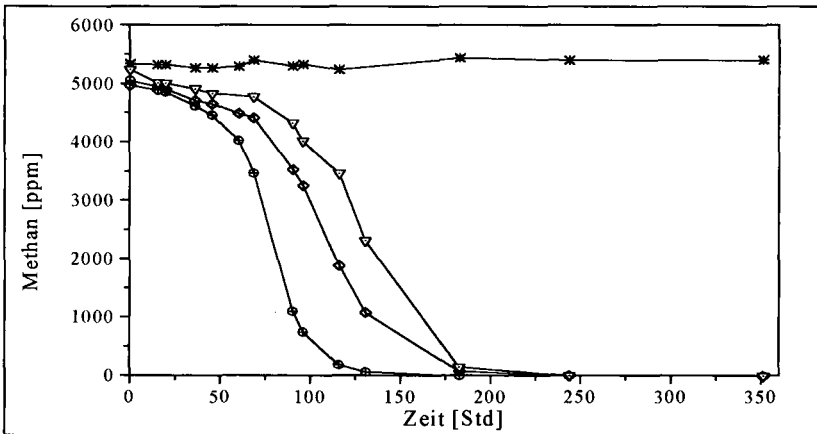


Abbildung 1: Methankonzentrationen in den Exsikkatoren mit ungestörten Proben unterschiedlicher Wassergehalte (—○— 35 %, —◇— 37 %, —▽— 41 %, —*— Kontrolle mit 2 % Acetylen).

In Abbildung 1 ist der Verlauf der Methankonzentrationen in den Exsikkatoren mit den Proben unterschiedlicher Wassergehalte über eine Zeit von 350 Stunden dargestellt. In allen Exsikkatoren lassen sich die Kurven der Methankonzentrationen in zwei lineare Bereiche unterteilen. Der erste Teil der Kurven (Startphase, 0-46 Stunden) ist durch eine langsame Abnahme der Methankonzentration gekennzeichnet. In dem zweiten linearen Teil der Kurven (Folgephase,

ca. 60-130 Stunden) nimmt die Methankonzentration in den Exsikkatoren um ein Vielfaches schneller ab. Die Ursache dieser beiden Phasen liegt in der 14tägigen Lagerung bzw. Entwässerung der Proben. In dieser Zeit wurde die methanotrophe Mikroflora in den Proben nicht mit Methan als Substrat versorgt, so daß während dieser "Hungerphase" die Aktivität der Organismen abnahm. Erst nach Zugabe von Methan erhöhte sich die Aktivität wieder. Diese Interpretation wird durch Beobachtungen aus Vorversuchen bestätigt (Ergebnisse nicht dargestellt). Wurde der oben beschriebene Versuch mit feldfrischen Proben bzw. mit Proben, die unter einer Atmosphäre aus 5 000 ppm Methan in Luft gelagert wurden durchgeführt, so trat keine Startphase auf. Vielmehr erfolgte ab Versuchsbeginn eine lineare Abnahme des zugegebenen Methans.

Nach 350 Stunden lag die Methankonzentration in den verschiedenen Exsikkatoren zwischen 1,2 und 0,6 ppm und somit unterhalb der atmosphärischen Konzentration von 1,7 ppm. Dies bedeutet, daß an allen Proben die Fähigkeit methanotropher Bakterien nachgewiesen wurde, auch atmosphärische Methankonzentrationen zu oxidieren. Diese Tatsache ist von Interesse im Hinblick auf die Möglichkeit von Böden als Senke für atmosphärisches Methan zu wirken.

Die Aktivität der Methanoxidation (Methanabnahme/Zeit/gTG) wurde aus der Steigung der Geraden durch die beiden linearen Teile der Kurven berechnet und ist in Tabelle 1 angegeben. In beiden Phasen zeigte sich ein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem Bodenwassergehalt und der Aktivität der Methanoxidation. Die höchste Aktivität ergab sich in den auf 35 % Wassergehalt entwässerten Proben. In diesen war die Aktivität der Methanoxidation, sowohl in der Start- als auch in der Folgephase, um etwa das Dreifache höher als in den Proben mit einem Wassergehalt von 41 % (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Aktivität der Methanoxidation in ungestörten Bodenproben mit unterschiedlichen Wassergehalten

Wassergehalt [%]	Startphase		Folgephase	
	Dauer [Std.]	Aktivität der Methanoxidation [nmol CH ₄ /h/gTG]	Dauer [Std.]	Aktivität der Methanoxidation [nmol CH ₄ /h/gTG]
41	0-46	4,13	68-130	19,25
37	0-46	6,92	68-130	51,82
35	0-46	12,39	60 - 96	89,35

Die Abnahme der Aktivität methanotropher Bakterien mit steigendem Wassergehalt in der ungesättigten Bodenzone kann anhand der unterschiedlichen Diffusionsgeschwindigkeit von Methan in einer Gasatmosphäre und in Wasser erklärt werden. Da Methan um den Faktor 10⁴ schneller durch gasgefüllte als durch wassergefüllte Poren diffundiert, verlangsamt die zunehmende Wassersättigung die Diffusion von Methan durch das Porensystem des Bodens. Die Abnahme der Diffusionsgeschwindigkeit des Methans bedeutet für die methanotrophen Bakterien eine Verringerung der Substratversorgung und somit eine geringere Aktivität der Methanoxidation. Bei der eingesetzten Ausgangskonzentration von 5 000 ppm Methan wird demnach an dem untersuchten Standort die Methanoxidation von der molekularen Diffusion des Methans durch einen Wasserfilm limitiert. Schwankungen im Wassergehalt der ungesättigten Bodenzone von Feuchtgebieten sind somit eine Ursache für die von verschiede-

nen Autoren (HARRIS et al. 1982, ROULET et al. 1992, DISE 1993, HAPPEL et al. 1993) beschriebene jahreszeitliche Abhängigkeit der Methanemission aus Feuchtgebieten.

Zusammenfassung und Ausblick

Die Abnahme des Wassergehaltes von 41 auf 35 % in Bodenproben aus dem Go-Horizont einer Flußmarsch führte zu einer Verdreifachung der Aktivität methanotropher Bakterien in den Proben. Es wird angenommen, daß die Substratversorgung methanotropher Bakterien in der ungesättigten Bodenzone durch die molekulare Diffusion von Methan durch einen Wasserfilm limitiert wurde. Sinkende Wassergehalte führten dadurch zur Steigerung der Substratversorgung und somit zu einem Anstieg der Aktivität der Methanoxidation.

Die vorgestellte Methode erlaubt es, mikrobielle Aktivitäten in ungestörten Bodenproben unter definierten Wasserspannungen zu untersuchen. Durch Variation der Versuchsdurchführung, z.B. durch Entwässerung der Proben unter einer definierten Gasatmosphäre, besteht die Möglichkeit, weitere mikrobielle Prozesse in Zusammenhang mit dem Wassergehalt des Bodens zu untersuchen.

Literatur

- Bedard, C. & Knowles, R.** (1989): Physiology, biochemistry, and specific inhibitors of CH₄, NH₄⁺, and CO oxidation by methanotrophs and nitrifiers. *Microbiol. Rev.* **53**(1), 68-84
- Cicerone, R.J. & Oremland, R.S.** (1988): Biogeochemical aspects of atmospheric methane. *Global Biogeochem. Cycles* **2**(4), 299-327
- Conrad, R.** (1989): Control of methane production in terrestrial ecosystems. *In: Andrae, M.O. & Schimel, D.S. (eds.): Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere.* 39-58, John Wiley & Sons Ltd., New York
- Dise, N.B.** (1993): Methane emission from Minnesota peatlands: spatial and seasonal variability. *Global Biogeochem. Cycles* **7**, 123-142
- Galchenko, V.F.; Lein, A. & Ivanov, M.** (1989): Biological sinks of methane. *In: Andrae, M.O. & Schimel, D.S. (eds.): Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere.* 59-71, John Wiley & Sons Ltd., New York
- Happell, J.D.; Chanton, J.P.; Whiting, J.G. & Showers, W.J.** (1993): Stable isotopes as tracers of methane dynamics in Everglades marshes with and without active populations of methane oxidizing bacteria. *J. Geophys. Res.* **98**, 14771-14782
- Harriss, R.C.; Sebacher, D.I. & Day Jr., F.P.** (1982): Methane flux in the great dismal swamp. *Nature* **297**, 673-674
- Oremland, R.S.** (1988): The biogeochemistry of methanogenic bacteria. *In: Zehnder, A.J.B. (eds.): Biology of Anaerobic Microorganisms.* 641-702, J. Wiley, New York
- Pfeiffer, E.-M.** (1994): Methane fluxes in natural wetlands (Marsh and Moor) in northern Germany. *Current Topics Wetland Biogeochem.* **1**, 36-47
- Reeburgh, W.S.; Whalen, S.C. & Alperin, M.J.** (1993): The role of methylo-trophy in the global methane budget. *In: Murell, J.C. & Kelly, D.P. (eds.): Microbial Growth on C1 Compounds.* 1-14, Intercept Ltd., Andover
- Richards, L.A. & Fireman, M.** (1943): Pressure plate apparatus for measuring moisture sorption and transmission by soil. *Soil Science* **56**, 395-404
- Roulet, N.; Moore, T.; Bubier, J. & Lafleur, P.** (1992): Northern fens: methane flux and climatic change. *Tellus* **44B**, 100-105

Gas-, Wasser- und Stoffdynamik im Deichvorland Nordfrieslands am Beispiel einer Typischen Salzmarsch und eines Marinen Übergangswatts

von

Müller-Thomsen, U.¹, U. Pfisterer¹ und H.-P. Blume²

Einleitung

Im Deichvorland Nordfrieslands werden die Gas-, Wasser-, Salz- und Nährstoffdynamik untersucht. Besonderes Augenmerk liegt auf der CO_2 -, CH_4 - und N_2O -Dynamik im Jahres- Tages- und Tidenverlauf als bodenbürtige umweltrelevante Gase, sowie den mineralischen N-Komponenten und von SO_4^{2-} in der Bodenlösung. Es sollen Ergebnisse der Messungen des Jahres 1994 mit Schwerpunkt auf die Gasdynamik vorgestellt werden.

Material und Methoden

Im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer wurden im Deichvorland des Sönke-Nissen-kooges zwei Standorte ausgewählt:

Das **Marine Übergangswatt** liegt etwa 800m seewärts vom Deichfuß ca. 20 cm unter der MThW-Linie und ist ca. 700 Überflutungen im Jahr ausgesetzt. Die lückige Vegetation setzt sich aus *Spartina spp.*, *Salicornia spp.* sowie einzelnen Bulten von *Puccinellia maritima* zusammen.

-**Horizontfolge:** zGoAi (-3cm), Gor (-8cm), Gr1 (-22 cm), Gr2 (-45 cm), Gr3 (-85 cm); Su - Sl, C/N: 10, Nt 0,6 - 1,2 ‰, Corg. 0,6 - 1,2 %, pH (H_2O) 7,5 - 8, ρ_b 1,15 - 1,29 kg/l.

Die **Typische Salzmarsch** liegt 180m vor dem Deich, ca. 40 cm über der MThW-Linie und ist ca. 100 Überflutungen im Jahr ausgesetzt. Sie ist von einer *Aster tripolium* Flur bestanden.

-**Horizontfolge:** zGoAh (-14cm), Go1 (-29cm), Go2 (45cm), Gro (-70cm), Gr (-120cm); Lu - Lut, C/N um 10, Nt 1,8 - 3,8 ‰, Corg. 1,8 - 3,5 %, pH (H_2O) 7,5 - 8; ρ_b 0,73 - 0,81 kg/l.

Zur Gewinnung der Gasproben werden "Closed Soil Covers" mit "Vent" nach Hutchinson & Mosier (1981) in modifizierter Form eingesetzt. Die Hauben ermöglichen durch ihre Konstruktion das selbständige Befluten mit Meerwasser. Sie kommen mit 1-3-stündigen Schließzeiten für jeweils mindestens 24 Stunden zum Einsatz.

Die Bestimmung der Gasproben (CO_2 -, CH_4 - und N_2O) erfolgt mit CG-WLD, -FID und -ECD.

Temperatur, Redoxpotential, Wassergehalt und Wasserstand werden mit zeitlich hoher Auflösung erfaßt. Die Bodenlösung wird über keramische Kerzen in 3 Tiefen, mit je 3 Wiederholungen pro Standort zeitlich parallel zur Gasbeprobung gewonnen. In der Bodenlösung wurden NH_4 , NO_3 und SO_4^{2-} bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Es soll ein Sommertermin mit CO_2 -, CH_4 - und N_2O -Freisetzung und Bindung sowie die NH_4 , NO_3 und SO_4^{2-} Gehalte in der Bodenlösung vorgestellt werden. Die Ergebnisse sind für das Übergangswatt in Abbildung 1, für die Salzmarsch in Abbildung 2 dargestellt.

¹ Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der CAU Kiel, Hafentörn, 25761 Büsum

² Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der CAU Kiel, Ohlshausenstr. 40, 24098 Kiel

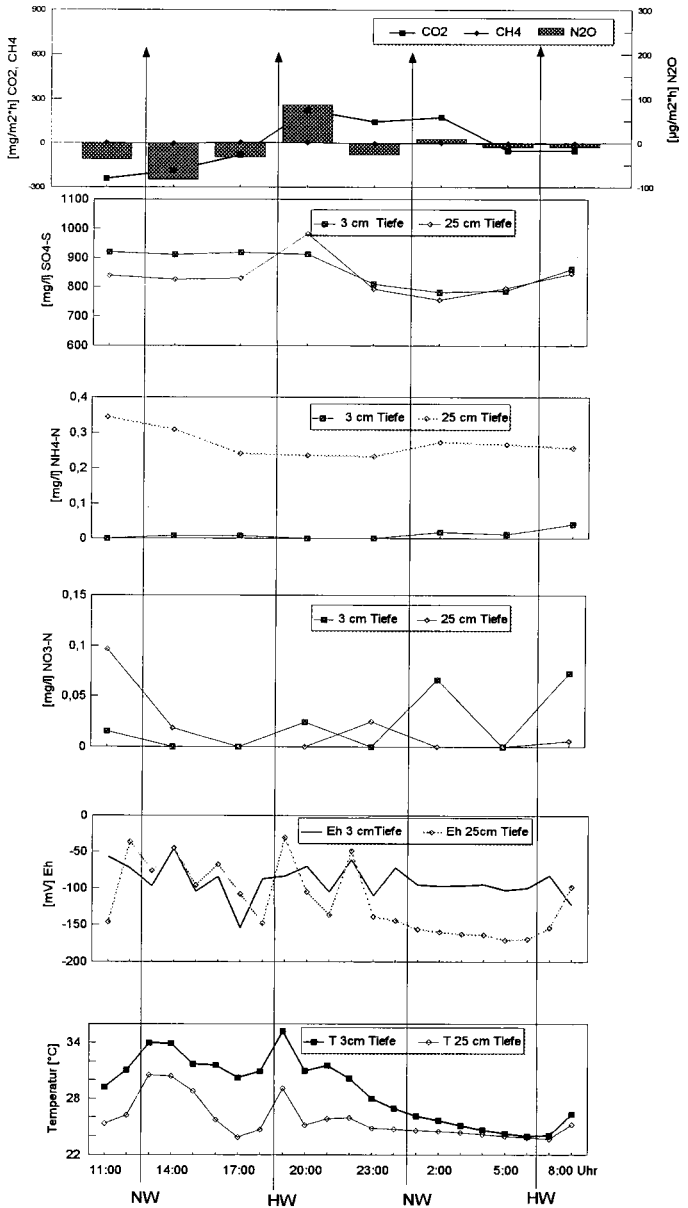


Abb. 1: Marines Übergangswatt ; CO₂ -, CH₄ - und N₂O -Dynamik über 24 Stunden mit zwei Hochwasser- (HW) und Niedrigwassersituationen (NW); Konzentrationen von NH₄, NO₃ und SO₄²⁻ sowie Redoxpotential (Eh) und Bodentemperatur (T) in 3 cm und 25 cm Bodentiefe am 28.-29.07.94.

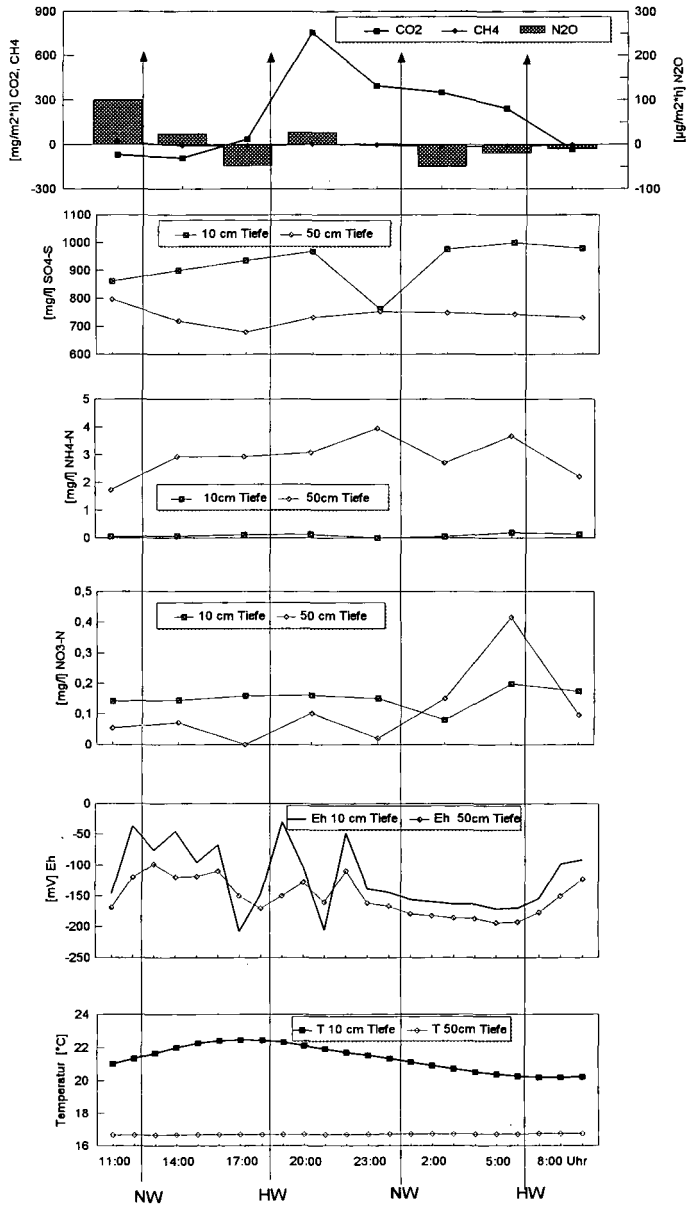


Abb. 2: Typische Salzmarsch; CO_2 -, CH_4 - und N_2O Dynamik über 24 Stunden mit zwei Hochwasser- (HW) und zwei Niedrigwassersituationen (NW); Konzentrationen von NH_4 , NO_3 und SO_4^{2-} sowie Redoxpotential (Eh) und Bodentemperatur (T) in 10 cm und 50cm Bodentiefe am 28.-29.07.94.

Es wird exemplarisch ein 24-Stunden Termin vom 28./29.07.94 vorgestellt.

Bezüglich CO_2 ist für beide Standorte ein klarer Tages/Nachtrhythmus erkennbar. Im 24-Stunden Mittel findet im Übergangswatt eine Netto- CO_2 Bindung durch die Photosynthese statt, in der Salzmarsch dagegen findet trotz dichter Vegetation im gleichen Zeitraum, vermutlich durch stärkere Mineralisation der organischen Substanz, eine Netto-Freisetzung statt. Bei dem Übergangswatt dominieren Sukkulenten, die als CAM Pflanzen eine CO_2 Bindung in der Nacht durchführen können. In der Salzmarsch treten Sukkulenten in geringerem Maße auf, so daß die Tag/Nacht-Differenz durch CO_2 -Bindung und Dunkelatmung deutlicher wird.

CH_4 wird an beiden Standorten nur zu einem geringen Maße umgesetzt (+3,5 bis -3,5 $\text{mg/m}^2\text{h}$). Bartlett et al. (1982) schließen Methanproduktion bei Anwesenheit von Sulfat aus, da zunächst Sulfat reduziert werden muß um eine Methanbildung zu ermöglichen. Die hohen Sulfatkonzentrationen in der Bodenlösung beider Standorte über alle beobachteten Tiefen ist auf die ständige Nachlieferung des Meeresswassers zurückzuführen. Da auch in den größeren Tiefen ausreichend SO_4 zur Verfügung steht, ist auch dort nicht mit einer Methanogenese zu rechnen. Ein Transport des im Unterboden gebildeten CH_4 durch Aerenchyme von *Spartina* in die Atmosphäre wie es bei Reispflanzen geschieht und dort 50 % der CH_4 Emission erreicht (Takai und Wada 1990), wurde nicht beobachtet.

Mit -13 bzw. 3,48 $\mu\text{g/m}^2\text{h}$ (ca. -0,7 bzw. 0,2 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) wurden auch bei N_2O nur geringe Mengen frei- bzw. umgesetzt. Bowdwen (1986) berichtet von vergleichbar höheren Emissionen (1-2 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) in ungestörten terrestrischen Ökosystemen. Die Bilanzen über 24 Stunden ergeben an dem dargestellten Termin für das Übergangswatt eine negative und für die Salzmarsch eine positive Bilanz, wobei an beiden Standorten starke Schwankungen der Einzelwerte auftraten. Die geringe Freisetzung mit bis zu 20 $\mu\text{g/m}^2\text{h}$ N_2O wird durch andere hier nicht dargestellte Messungen bestätigt. Das freiwerdende N_2O stammt entweder aus der Nitrifizierung von NH_4 oder aus der Denitrifizierung. NH_4 und NO_3 liegen in sehr geringen Konzentrationen vor, was bei den vorherrschenden Redoxpotentialen (-60 bis -200mV) aufgrund der Reduktion für NO_3 zu erwarten ist.

Eine direkte Abhängigkeit der Gasfreisetzungen von Hoch- und Niedrigwasser liegt nicht vor. Außer bei CO_2 läßt sich keine Abhängigkeit der freigesetzten Menge von Temperatur oder Redoxpotential erkennen. Eventuell vorhandene Beziehungen können durch die temperaturabhängige Löslichkeit der Gase in der Bodenlösung oder durch den Einschluß der Gase im Porenraum durch überschichtendes Meerwasser maskiert werden. Denkbar wäre auch, daß die Gase zunächst im Unterboden akkumuliert werden und dann z.B. durch starken Auftrieb oder durch Trockenrisse freigesetzt werden. Dies könnte die starken Konzentrationsunterschiede im Tagesverlauf erklären.

Frau Heimann-Schoof ist für ihren Beitrag aus dem Labor zu diesen Ergebnissen zu danken.

Literatur

- Bartlett, K.B., D.S. Bartlett, R.C. Harriss, D.I. Sebacher (1987): Methan emission along a salt marsh salinity gradient. *Biogeochemistry* 4, 183-202.
- Bowden, W.A. (1986): Gaseous nitrogen emissions from undisturbed terrestrial ecosystems: An assessment of their impacts on local and global nitrogen budgets. *Biogeochemistry* 2, 249-279.
- Hutchinson, G. L., A.R. Mosier (1981): Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45: 311-316.
- Takai, Y., E. Wada (1990): Methane formation in waterlogged paddy soils and its controlling factors. in: *Soils on a warmer Earth* (eds: Scharpeseel, H. W., M. Schomaker, A. Ayoub). *Developments in Soil Science* 20, Elsevier, Amsterdam, pp. 101-107.

Ethylenbildung und Abbau in verschiedenen Böden

von

Zechmeister-Boltenstern, S.* und K. A. Smith**

Einleitung

Ethylen ist ein Luftschadstoff, der in verschiedenen Verbrennungsprozessen freigesetzt wird. In Städten werden Konzentrationen von 0,05 ppm Ethylen erreicht. Ethylen beeinflusst photochemische Prozesse in der unteren Troposphäre und ist an der globalen Klimaerwärmung beteiligt (Sawada und Totsuka 1986).

Ethylen ist weiters ein Phytohomon, das Fruchtreife, Seneszenz und Blattfall bewirkt. Es hemmt das Wurzelwachstum und ist für Ernteschäden in überfluteten Böden verantwortlich. Ethylenbildung in Böden kann durch Pflanzenwurzeln, einer Reihe verschiedener Pilze und Bakterien, extrazelluläre Enzyme und durch den chemischen Zerfall von organischer Substanz erfolgen. Ethylenabbau wird u.a. von *Mycobacterium* sp. durchgeführt, das von Ethylen als einziger Kohlenstoff- und Energiequelle leben kann (DeBont 1976). Methanoxidierende Bakterien können unter Umständen Ethylen mitverwerten.

Für die Bildung von Ethylen benötigen Mikroorganismen und Pflanzen O₂. Ethylen kann aus Methionin oder aus Produkten des Citratzyklus (2-Oxoglutarat) gebildet werden (Fukuda und Ogawa 1991). Im Gegensatz dazu steht die Beobachtung, daß Ethylen vor allem in anaeroben Böden gebildet wird oder in Böden, die mit organischem Material gedüngt wurden. Eine Erklärung für diesen Widerspruch könnte darin liegen, daß bisher nur die Nettoanreicherung, das heißt die Differenz zwischen Ethylenproduktion und Abbau, gemessen wurde. Es gibt daher noch ungenügend Information über die eigentlichen ökologischen Voraussetzungen von Ethylenbildungsvorgängen im Boden.

In der vorliegenden Untersuchung wurde Azetylen in niedrigen Konzentrationen als Hemmstoff für den Ethylenabbau gemeinsam mit einem spezifischen Nitrogenasehemmstoff (CO oder (NH₄)₂SO₄) verwendet, um zwischen Ethylenbrutto- und nettoproduktion zu unterscheiden und diese mit dem Ethylenabbau in Beziehung zu setzen.

* Bundesamt für Landwirtschaft, Denisgasse 31, A-1200 Wien, Österreich

** Soil Science Deptm., SAC/Edinburgh School of Agriculture, West Mains Road, EH9 3JG, U.K.

Material und Methoden

Bodenproben ohne Hemmstoffzusatz wurden als Maß für die Nettoethylenbildung untersucht. Proben mit 1000 ppm Azetylen (Ethylenabbau gehemmt) dienen zur Messung der Bruttoproduktion von Ethylen. Gleichzeitig wurden Kontrollen der Azetylenreduktionsaktivität mit einem spezifischen Nitrogenasehemmstoff (2% CO oder 1 mg $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.g⁻¹ TG) durchgeführt. Der Ethylenabbau wurde nach Zusatz von 20 ppm Ethylen beobachtet. Die CO_2 -Bildungsrate wurde gemessen, um mögliche negative Effekte der verwendeten Hemmstoffe zu erfassen und um die mikrobielle Aktivität der verschiedenen Böden miteinander zu vergleichen.

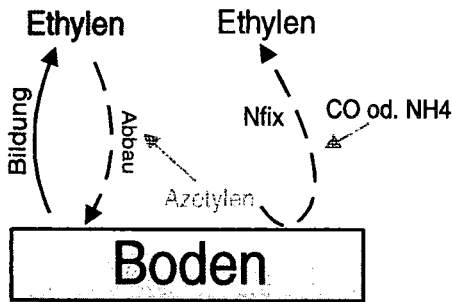


Abb.1: Wirkungsweise der verwendeten Hemmstoffe

10 g Boden FG wurden in 40 ml Zentrifugenbecher mit Gummipfropfen bei 20° C im Dunkeln inkubiert. Nach 0, 24, 48 und 96 Stunden wurden 500 µl Gas entnommen und mittels GC/FID und GC/TCD vermessen.

Folgende Behandlungsvarianten wurden in vierfacher Wiederholung durchgeführt:

- unterschiedliche Wassergehalte (Wasserhaltekapazität=0kPa, Feldkapazität=5kPa, natürlicher Wassergehalt~1 bar= 100kPa)
- Zugabe von 5 mg.g⁻¹ TG D-Glukose und 1 mg.g⁻¹ TG L-Methionin als Substrate für die mikrobielle Ethylenbildung.

Tab. 1: Eigenschaften der untersuchten Böden:

Nr.	Bewuchs	Bodenart	pH	Nt (mg.kg ⁻¹)	Humus (%)
1	Laubwald	lehmgiger Sand	7,6	2733	5,6
2	Gerste	lehmgiger Sand	7,4	1502	2,5
3	Brache	lehmgiger Sand	6,9	1103	2,3
4	Laubwald	sandiger toniger Lehm	4,5	3362	8,3
5	Grünland	sandiger toniger Lehm	6,0	2563	5,4
6	Nadelwald	sandiger Lehm	3,9	5336	5,4

Ergebnisse und Diskussion

Ethylenbildung

Bei den Versuchen unter Substratzugabe zeigte sich, daß unter aeroben Bodenverhältnissen (100 kPa und 5 kPa) während der ersten 24 Stunden mehr Ethylen gebildet wurde als unter anaeroben Bodenverhältnissen (0 kPa). In den Sandböden wurden bei niedrigen Wassergehalten in der Regel ebensoviel Ethylen gebildet, wie in den Lehm Böden. Bei Überstauung produzierten die Lehm Böden mehr Ethylen als die Sandböden (Abb. 2).

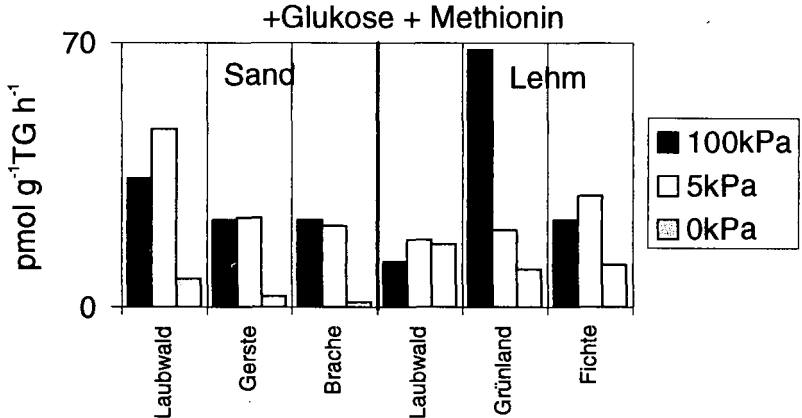


Abb. 2.: Ethylenbildung in verschiedenen Böden bei verschiedenen Wassergehalten

Daraus ergeben sich folgende Schlußfolgerungen:

1. Aerobe Böden haben ein hohes Potential zur Ethylenbildung. Dieser Umstand konnte durch die Verwendung eines Hemmstoffs des Ethylenabbaus sichtbar gemacht werden.
2. Die Mikroflora in Lehm Böden zeigt eine andere Dynamik der Ethylenbildung als diejenige in Sandböden. Als Ursache seien Untersuchungen von Arshad und Frankenberger (1990) erwähnt, in denen durch die Verwendung unterschiedlicher Antibiotika gezeigt wurde, daß unter aeroben Bedingungen eher Pilze für die Ethylenbildung verantwortlich sein können und unter anaeroben Bedingungen Bakterien.

Auf dem Sandboden wurde unter Laubwald wesentlich mehr Ethylen gebildet, als unter Gerste oder Brache (Abb. 2). Auf dem Lehm Boden zeigte sich die höchste Ethylenbildungsrate unter Grünland bei 100 kPa Wasserspannung (trockenste Bodenverhältnisse). In dem gleichen Boden wurde auch Nitrogenaseaktivität bzw. Azetylenreduktionsaktivität nachgewiesen. Dies kam durch unterschiedliche Ethylenbildungsraten der Versuchsansätze 1000ppm Azetylen und 1000ppm Azetylen +2% CO zum Ausdruck, während bei den anderen Böden keine unterschiedlichen Ethylenbildungsraten in diesen beiden Ansätzen festzustellen waren.

Ethylenabbau:

1. Die Ethylenabbaurate ist in der Regel wesentlich höher, als die Ethylenbildungsrate. (Abb. 3). Der Ethylenabbau ist höher bei niedrigeren Wassergehalten, d.h. bei besserer Sauerstoffversorgung. Bei 0 kPa Wasserspannung findet kaum Ethylenabbau statt.
2. Der Ethylenabbau ist am effektivsten in den Laubwaldböden und viel weniger effektiv in den angrenzenden Ackerböden. In Übereinstimmung damit liegen die CO₂bildungs- und die Methanabbauraten (Dobbie und Smith unveröffentlicht).

Eine Nettoanreicherung von Ethylen erfolgt nur dort, wo ein gehemmter Abbau mit einer hohen Bildungsrate zusammentrifft. In der vorliegenden Untersuchung trat dies nur beim Nadelwaldboden auf, der auch ohne Hemmstoffzugabe 2,2 pmol Eth.g⁻¹.h⁻¹ produzierte.

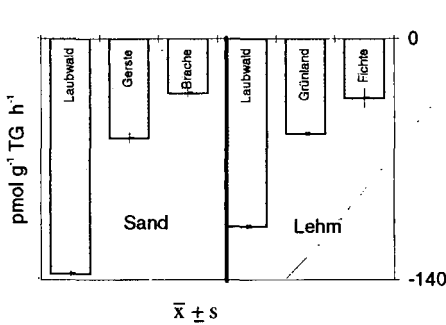


Abb.3: Ethylenabbau in verschiedenen Böden

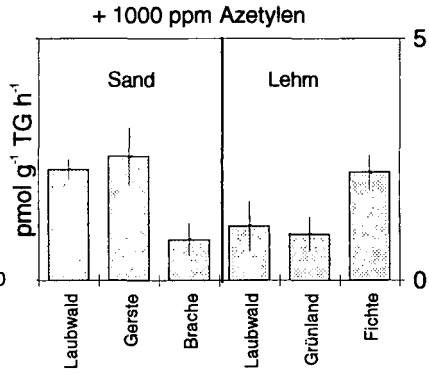


Abb.4: Bruttoethylenbildung ohne Substrat

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen die Notwendigkeit von getrennten Messungen von Ethylenbildung und Ethylenabbau, da beide Prozesse unterschiedlich auf verschiedene Einflüßfaktoren reagieren.

Der Abbau von Ethylen übersteigt normalerweise seine Bildung und daher sind gehemmte Abbauvorgänge wahrscheinlich die Hauptursache von Ethylenanreicherung in Böden. Für eine Hemmung des Ethylenabbaus könnten neben Wasserstau und Sauerstoffmangel auch andere Ursachen wie möglicherweise Bodenazidität im untersuchten Nadelwaldboden verantwortlich sein. Erhöhte Ethylenfreisetzung von Böden aufgrund von gehemmten Abbauraten könnten negative Auswirkungen auf Pflanzenwachstum und Atmosphärenchemie haben.

Literatur

- Arshad M. and Frankenberger W.T. (1990) Production and stability of ethylene in soil. *Biol Fertil Soils* 10:29-34.
- DeBont J.A.M. (1976) Oxidation of ethylene by soil bacteria. *Antonie van Leeuwenhoek* 42:59-71.
- Fukuda H. and Ogawa T. (1991) Microbial ethylene production. In: Mattoo A.K. and Suttle J.C.: *The Plant Hormone Ethylene*. CRC Press, Boca Raton, Boston, London. 279-292.
- Sawada S. and Totsuka T. (1986) Natural and anthropogenic sources and fate of atmospheric ethylene. *Atmospheric Environment* 20:821-832.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate

Gemeinsame Sitzung Kommissionen III und IV

"N₂O-Freisetzung und Landnutzung"

Band 76

Heft I

1995



N₂O-Freisetzung nach Applikation von Gülle zu Mais und Grünland

von

Dosch, P. und R. Gutser

Einleitung und Problemstellung

Die Ausbringung von Gülle ist bekanntlich mit einem hohen Emissionspotential N-haltiger Spurengase verbunden. Neben der Problematik der NH₃-Verluste ist die Bedeutung der N₂O-Freisetzung von zunehmenden Interesse, wobei im wesentlichen mikrobiologische Prozesse der Denitrifikation und Nitrifikation die Höhe der N₂O-Verluste bestimmen.

Geeignete Techniken zur Minderung von NH₃-Verlusten nach Gülleapplikation sind bekannt. Im Ackerbau können mittels Injektion der Gülle die NH₃-Verluste auf unter 5 % des gedüngten NH₄-Stickstoffs reduziert werden (Dosch und Gutser, 1994). Acker- und pflanzenbauliche Probleme der Gülleinjektion auf Grünland geben oftmals der Schleppschuhapplikation den Vorzug, deren NH₃-verlustminimierende Wirkung von Lorenz und Steffens (1994) belegt wurde. Die Umweltverträglichkeit einer Düngungsstrategie läßt sich allerdings nur nach Quantifizierung sämtlich auftretender N-Verluste beurteilen.

In der vorliegenden Arbeit soll der Einfluß verschiedener Gülleapplikationstechniken auf die Höhe der N₂O-Flüsse von der Bodenoberfläche in den ersten Wochen nach dem Düngungsereignis erfaßt werden.

Material und Methoden

In Versuchen zu Mais und Grünland wurden die N₂O-Oberflächenabflüsse sowie CO₂-Freisetzung, Bodenfeuchte und N_{min}-Entwicklung bis etwa 4 Wochen nach dem Düngungsereignis (Milchviehgülle, Kalkamonsalpeter = KAS) ermittelt. Der experimentelle Aufbau zur direkten Messung von N₂O- und CO₂-Oberflächenabflüssen im Feld mittels der „geschlossenen Kammer-Methode“ wurde von Hutchinson und Mosier (1981) beschrieben. Folgende Versuchsvarianten wurden geprüft:

Versuch 1: Vergleich verschiedener Gülleapplikationstechniken (Injektion, Schleppschlauch, Schleppschlauch + Abdecken der Gülle mit Boden = Einarbeitung) gegenüber einer mineralischen Stickstoff-Reihendüngung zu Mais

Versuch 2: Injektion von nicht aufbereiteter und Kohlenstoff-reduzierter Gülle (= Dünnseparat; mechanische Aufbereitung mittels Preßschneckenseparator) zu Mais

Versuch 3: Schleppschlauch- und Schleppschuhapplikation von Gülle zu Grünland

Mit Hilfe einer schrittweise aufbauenden, multiplen Regressionsanalyse wurde versucht, mögliche Einflußfaktoren auf die N₂O-Verluste nach Düngung zu Mais zu erfassen.

Ergebnisse und Diskussion

In den ersten Wochen nach der Gülleapplikation können zum Teil erhebliche N₂O-Verluste auftreten (Abbildung 1). Insbesondere die direkte Injektion der Gülle in den Boden bewirkte deutlich höhere N₂O-Oberflächenabflüsse gegenüber den übrigen Gülleapplikationstechniken wie auch der Reihendüngung mit KAS. Selbst ohne nennenswerte Niederschläge und damit einer geringen Bodenfeuchte wurde für die Variante „Injektion“ zum 2. Termin die höchste Tagesrate mit 245 g N₂O-N ha⁻¹ ermittelt. Höhere N₂O-Verluste der Varianten „Schleppschlauch“ und „Einarbeitung“ sowie der mineralischen Reihendüngung fanden sich erst nach größeren Niederschlägen, wobei die Verluste nach Schleppschlauchapplikation geringer waren. Offen-

sichtlich vermindern höhere NH_3 -Verluste nach Applikation der Gülle ohne Einarbeitung das Potential weiterer gasförmiger N-Verluste in den ersten Wochen nach der Ausbringung.

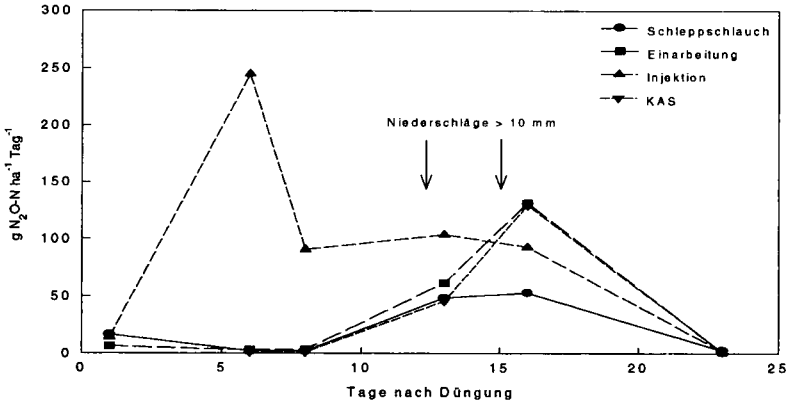


Abb. 1: N_2O -Verluste nach unterschiedlicher Gülleapplikation und mineralischer Reihendüngung zu Mais

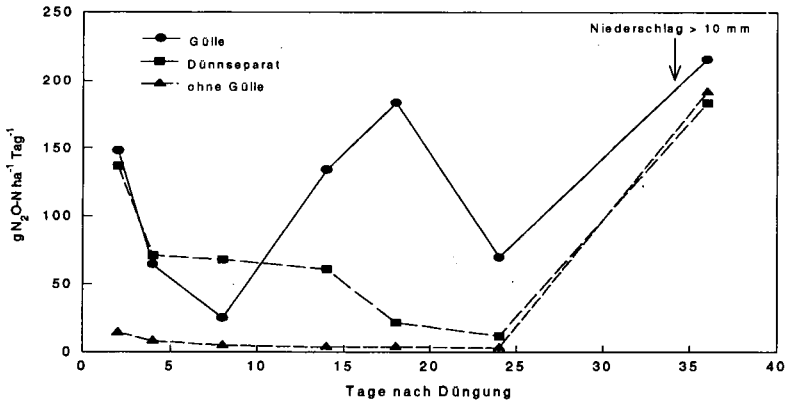


Abb. 2: N_2O -Verluste nach Injektion von Gülle und Dünnseparat zu Mais

In Versuchen mit Acetyleninhibierung konnte gezeigt werden, daß die Injektion von Gülle zu deutlich höheren Denitrifikationsverlusten führt, jedoch die Verwendung von Kohlenstoff-reduzierter Gülle diese Verluste verringern kann (Dosch und Gutser, 1994). Abbildung 2 stellt die N_2O -Oberflächenabflüsse ohne Acetyleninhibierung nach Injektion von Gülle und Dünnseparat bis etwa 5 Wochen nach der Ausbringung dar. Während in der ersten Woche nach der Düngung beide Güllevarianten in etwa ähnliche Verluststraten aufwiesen, bewirkte die Gülle nach etwa 14 Tagen höhere N_2O -Verluste, die zum 18. und 24. Tag gegenüber dem Dünnseparat signifikant absicherbar sind. Die täglichen N-Abgaben aus der ungedüngten Kontrollvariante lagen mit Ausnahme des letzten Termins durchwegs unter $20 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$.

Um den Einfluß verschiedener Bodeneigenschaften, wie CO_2 -Freisetzung, Feuchte-, NO_2^- - und NO_3^- -Gehalt auf die N_2O -Flüsse von der Bodenoberfläche festzustellen, wurde für jeden Versuch getrennt eine multiple

Regression erstellt. Tabelle 1 zeigt, daß unter Berücksichtigung der CO₂-Entwicklung wie auch des NO₂⁻-Gehaltes die N₂O-Freisetzung zu 82 % erklärt wird. Dagegen nehmen in Versuch 1 die in der Regressionsanalyse berücksichtigten Bodenparameter unter Einbeziehung aller Ausbringungstechniken (Injektion, Schleppschlauch, Einarbeitung) und der mineralischen Reihendüngung nur geringen Einfluß auf die Höhe der N₂O-Oberflächenabflüsse (Tabelle 2). Ohne Berücksichtigung der Variante „Injektion“ bestehen signifikante Beziehungen zum Wassergehalt des Bodens wie auch zur CO₂-Freisetzung. Die Konzentration der Gülle auf ein geringes Bodenvolumen hat komplexe Wechselwirkungen im Boden zur Folge. Insbesondere der Umsatz von Gülle-N und Gülle-C wie auch die Wirkung auf den im Boden bereits vorliegenden mineralischen Stickstoff unterscheidet sich nach Injektion grundsätzlich von den in Versuch 1 geprüften Applikationstechniken „Einarbeitung“ und „Schleppschlauch“.

Tab. 1: Einfluß verschiedener Bodenvariablen auf die N₂O-Oberflächenabflüsse nach Injektion von Gülle

CO ₂	Multiples Bestimmtheitsmaß (n = 21)			H ₂ O
	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻		
0,59 ***	0,82 ***	0,87 *		0,89

Tab. 2: Einfluß verschiedener Bodenvariablen auf die N₂O-Oberflächenabflüsse nach mineralischer Düngung und unterschiedlichen Gülleapplikationstechniken

	Multiples Bestimmtheitsmaß (n = 24 bzw. 18)			
	NO ₂ ⁻	H ₂ O	CO ₂	NO ₃ ⁻
mit Injektion	0,31	0,49	-	-
ohne Injektion	-	0,63 **	0,74 *	-

Aufgrund der gegebenen Versuchsanstellung ist eine eindeutige Zuordnung der N₂O-Verluste zu den mikrobiologischen Prozessen der Denitrifikation und Nitrifikation nicht möglich. Die multiple Regressionsanalyse gibt jedoch einen Hinweis auf mögliche Abhängigkeiten. Entsprechend der vorliegenden Studie fanden Sawyer et al. (1990) neben erhöhten Feuchtegehalten auch höhere NO₂⁻-Gehalte in der Injektionszone. Nitrit kann vor allem unter O₂-Mangel von Ammonium oxidierenden Bakterien als Elektronenakzeptor verwendet werden, wobei als Endprodukt N₂O entsteht (Poth und Focht, 1985). Ein niedriger O₂-Partialdruck resultiert aus der notwendigen Nitritoxidation wie auch dem raschen Abbau des zugeführten Kohlenstoffs und erklärt damit die Bedeutung der CO₂-Freisetzung auf die Höhe der N₂O-Oberflächenabflüsse (Tabelle 1). Daraus wäre zu folgern, daß im Falle der Injektion ein noch zu quantifizierender Anteil der N₂O-Verluste aus der Nitrifikation bzw. von Nitrifikanten freigesetzt werden kann. Je weniger Kohlenstoff über die Gülle (z.B. Dünnseparat) zugeführt wird, desto schneller wird dieser abgebaut und folglich das Gefahrenpotential gasförmiger N-Verluste begrenzt. Bezüglich der anderen Versuchsvarianten dürfte, wie Tabelle 2 zu entnehmen ist, anaeroben Bodenprozessen gegenüber der Nitrifikation prinzipiell der Vorzug gegeben werden (Tortoso und Hutchinson, 1990).

Die Ablage des Güllebandes erfolgt beim Schleppschlauchverteiler auf der Pflanzen- und Bodenoberfläche, die des Schleppschuhvertellers unter die Pflanzen und im obersten Krumenbereich, so daß letzterer einen Anstieg der N₂O-Verluste bewirken könnte (injektionsähnliche Umsatzbedingungen).

Im Vergleich zu Ackerland bewegten sich die N₂O-Verluste auf Grünland insgesamt auf niedrigerem Niveau (Abbildung 3). Aus der ungedüngten Kontrollparzelle wurden über den gesamten Versuchszeitraum Tagesraten von 2 - 6 g N₂O-N ha⁻¹ ermittelt. Die Applikation von Gülle führte kurzfristig zu höheren Verlusten, ein signifikanter Unterschied zwischen beiden Applikationstechniken war jedoch nicht gegeben. Bei Versuchsende

betragen die Verluste nach Schleppschlauch- und Schleppschuhapplikation 0,3 bzw. 0,2 kg N₂O-N ha⁻¹; an dem ungedüngten Kontrollglied wurden 0,1 kg N₂O-N ha⁻¹ emittiert.

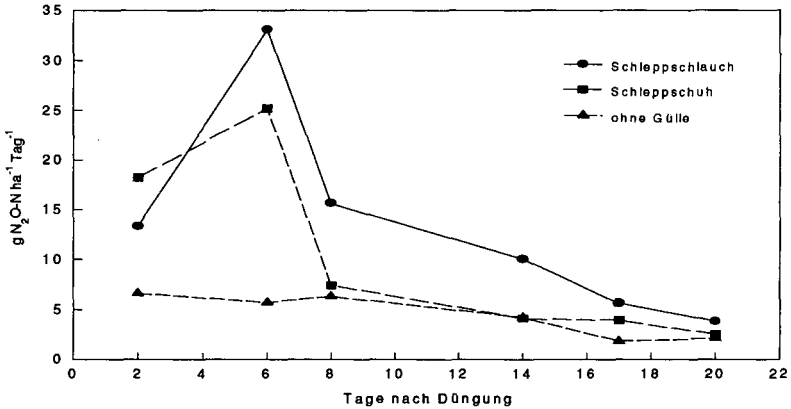


Abb. 3: N₂O-Verluste nach Schleppschlauch- bzw. Schleppschuhapplikation auf Grünland

Schlußfolgerung

Die Applikationstechnik beeinflusst sehr wesentlich die Höhe der N₂O-Freisetzung unmittelbar nach dem Düngungsereignis. Insbesondere die Injektion bewirkt spezielle Wechselwirkungen im Boden mit Auswirkungen auf den Umsatz von Gülle-C und Gülle-N. Zur abschließenden Beurteilung dieser Applikationstechnik ist jedoch eine Bewertung der ökologischen Relevanz von NH₃ und N₂O erforderlich.

Weiterhin gilt zu berücksichtigen, daß in dieser Arbeit nur der kurzfristige Effekt nach einem Düngungsereignis miteinbezogen wurde. Die Anreicherung der Böden mit Stickstoff nach langjähriger Anwendung von Gülle dürfte ebenfalls Einfluß nehmen auf das Gefahrenpotential gasförmiger N-Verluste (Gutser und Claassen, 1994). Ihr läßt sich entgegenwirken durch eine hohe Ausnutzung des mit der Gülle zugeführten NH₄-Stickstoffs im Anwendungsjahr wie auch einer mengenmäßigen Begrenzung der Güllezufuhr.

Literatur

- Dosch, P. und Gutser, R. (1994): Reducing N losses (NH₃, N₂O, N₂) and immobilization from slurry through optimized application techniques. Proceedings VIII. Int. Symp. CIEC „Fertilizers and Environment“ Salamanca in „Developments in Plant and Soil Sciences Series, Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, Netherlands, in press
- Gutser, R. und Claassen, N. (1994): Langzeitversuche zum N-Umsatz von Wirtschaftsdüngern und kommunalen Komposten. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 73, 47-50
- Hutchinson, G. L. und Mosier, A. R. (1981): Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45, 311-316
- Lorenz, F. und Steffens, G. (1994): Gülleausbringung auf Grünland mit verschiedenen Verteilverfahren - Wirkung auf Ammoniakverluste, Grasertrag und -qualität. *Landw. Forsch., Kongreßband 1994, VDLUFA-Schriftenreihe 38*, 195-198
- Poth, M. und Focht, D. D. (1985): ¹⁵N kinetic analysis of N₂O production by *Nitrosomonas europaea*: an examination of nitrifier denitrification. *Appl. Environ. Microbiol.*, 49, 1134-1141
- Sawyer, J. E., Schmitt, M. A. und Hoelt, R. G. (1990). Inorganic nitrogen distribution and soil chemical transformations associated with injected liquid beef manure. *Agron. J.*, 82, 963-969
- Tortoso, A. C. und Hutchinson, G. L. (1990): Contributions of autotrophic and heterotrophic nitrifiers to soil NO and N₂O emissions. *Appl. Environ. Microbiol.*, 56, 1799-1805

Räumliche Variabilität von N₂O-Emissionen und den sie beeinflussenden Parametern im Freiland

von

Ernst, M.¹, O. Heinemeyer¹, J. C. Munch¹, D. Söndgerath² und E.-A. Kaiser¹

Einleitung

N₂O ist ein klimarelevantes Spurengas, das in der Troposphäre am Treibhauseffekt und in der Stratosphäre am Abbau der Ozonschicht beteiligt ist. Es ist daher von besonderem Interesse, die Emissionen des N₂O quantitativ möglichst exakt erfassen zu können. Etwa 90 % des N₂O wird in Böden bei der mikrobiellen Umsetzung von Nitrat und Ammonium (Denitrifikation und Nitrifikation) gebildet (BOUWMAN, 1990). Die N₂O-Raten zeigen jedoch eine sehr große räumliche Variabilität, die das repräsentative Erfassen der N₂O-Emissionen einer Fläche erschwert. Im Rahmen dieser Arbeit wurden deshalb Untersuchungen zur räumlichen Variabilität der N₂O-Emissionen auf einer landwirtschaftlich genutzten Parabraunderde aus Löß durchgeführt und geostatistisch bewertet.

Material und Methoden

Die Versuchsfläche liegt in Timmerlah (11 km westlich von Braunschweig). Zum Zeitpunkt der Untersuchungen (März 94) war die Versuchsfläche einheitlich bewirtschaftet und mit Winterweizen bestellt. Über die 60 × 63 m große Versuchsfläche wurde ein symmetrisches Beprobungsraster mit 7 m Abständen gelegt (Abb. 1). Das Raster wurden so gewählt, daß keine der in Bearbeitungsrichtung (y-Richtung) liegenden Meßpunktspalten in einer Fahrspur lag. Die N₂O-Raten wurden an allen 81 Meßpunkten gleichzeitig an vier Tagen und zu unterschiedlichen Tageszeiten gemessen. Die Messungen wurden nach dem „Closed Box“-Verfahren (MOSIER, 1989) durchgeführt. Der Gehalt an N₂O in den Gasproben wurde gaschromatographisch ermittelt (ECD-GC). Zusätzlich wurde ein „Nestsampling“ in dem in der Abbildung 1 mit α bezeichnetem Bereich durchgeführt. Direkt nach der letzten Messung wurde der Boden unter den Auffanggefäßen in 0 - 15 cm Tiefe abgegraben und im Labor weiteren Analysen unterzogen.

Folgende, die N₂O-Bildung beeinflussende Bodenparameter, wurden bestimmt:

Der **Wassergehalt** wurde gravimetrisch durch Bestimmung des Trocknungsverlustes im Trockenschrank (105 °C) bestimmt. Der **mineralische Stickstoffgehalt** wurde durch Extraktion mit 2N KCL-Lösung (Verhältnis 1:5) ermittelt. Der **organische Kohlenstoffgehalt** (C_{org}) wurde nach Austreiben des anorganischen Kohlenstoffs mit 10 % HCl durch trockene Verbrennung gemessen (NELSON und SOMMERS, 1982).

¹ Institut für Bodenbiologie, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

² Institut für Geoökologie, TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig

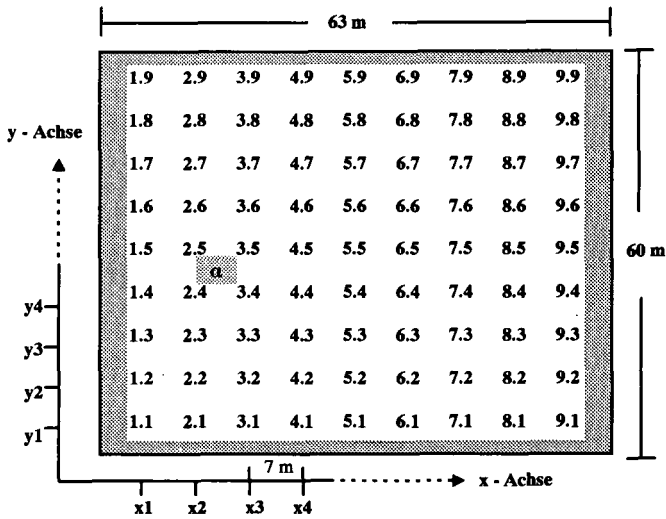


Abbildung 1 Beprobungsraster auf der 60 x 63 m großen Feldversuchsfläche in Timmerlah.
 α = Nestsampling, 8 x 8 Meßpunkte, Abstände 1m

Der lösliche organische Kohlenstoff (LOC) wurde nach Extraktion mit 0,5 M K_2SO_4 -Lösung im Verhältnis 1 : 2,5 ermittelt (TATE et al., 1988). Die Lagerungsdichte (d_b) wurde nach der Stechzylinder-Methode (HARTGE, 1971) bestimmt. Die mikrobielle Biomasse (C_{mic}) wurde nach der Substrat-Induzierten-Respirations-Methode (SIR, ANDERSON und DOMSCH, 1978) unter Verwendung des Umrechnungsfaktors von KAISER et al. (1992) bestimmt. Ohne zusätzliche Substratzufuhr wurde die Basalatmung (INSAM und DOMSCH, 1988) gemessen. Für die Messungen stand eine automatisierte Anlage nach HEINEMEYER et al. (1989) zu Verfügung. Der metabolische Quotient (qCO_2) wurde nach ANDERSON und DOMSCH (1986) als Quotient aus Basalatmung und mikrobieller Biomasse berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Die Daten der N_2O -Raten aller durchgeführten Messungen waren erwartungsgemäß log-normal verteilt. In Abbildung 2 ist die räumliche Verteilung der Raten einer Messung in der Fläche dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, daß der Großteil der Werte im Bereich 0 - 30 $ng\ N\ h^{-1}\ cm^{-2}$ liegt, und nur wenige Meßpunkte durch sehr hohe Emissionsraten bis zu 270 $ng\ N\ h^{-1}\ cm^{-2}$ auffallen („hot spots“). Diese sind für die große räumliche Variabilität verantwortlich, die sich in Variationskoeffizienten der Größenordnung 321 - 371 % ausdrückt. Das Verteilungsmuster der hier dargestellten 4. Messung konnte bei den anderen drei Messungen nicht wiedergefunden werden. Die Verteilung der „hot spots“ in der Fläche war zufällig. Die N_2O -Raten zeigten eine große räumliche und zeitliche Variabilität.

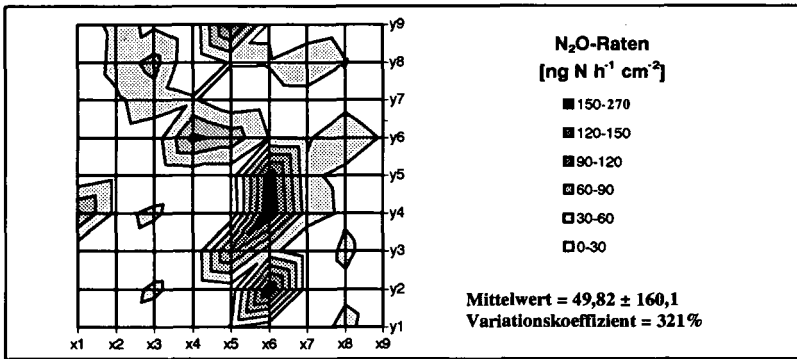


Abbildung 2 Räumliche Verteilung der N₂O-Raten der 4. Messung, 22.03.1994, 9³⁰ - 12³⁰ Uhr (n = 81)

Anhand der in Tabelle 1 zusammengestellten Variationskoeffizienten aller gemessenen Parameter lassen sich drei Gruppen unterscheiden: Die Gruppe I umfaßt räumliche Variabilität von 5%. Die Parameter dieser Gruppe werden von Faktoren wie Bewirtschaftung, der mineralischen Zusammensetzung des Bodens und der Witterung beeinflusst, die auf der gesamten Fläche einheitlich wirken. Die Parameter in Gruppe II sind von mikrobiellen Prozessen im Boden und den Parametern der Gruppe I abhängig. Sie zeigen eine erhöhte Variabilität (20 - 40%). Die räumliche Variabilität der N₂O-Raten ist mit > 300% wesentlich größer als die der sie beeinflussenden Parameter (Gruppe I und II). Man kann daher die extrem große räumliche Variabilität der N₂O-Raten auch als einen kumulativen oder sogar multiplikativen Effekt der Variabilitäten der sie beeinflussenden Bodenparameter betrachten.

Tabelle 1 Zusammenstellung der Variationskoeffizienten [%] der räumlichen Verteilung aller gemessenen Parameter der Probennahme März 1994

	d _B	Feuchte	C _{org}	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	LOC	C _{mk}	Basal	qCO ₂	N ₂ O-Raten
0 - 15 cm		5,3	5,5	33,2	24,1	20,2	24,7	28,7	24,1	
15 - 30 cm	4,3	4,3	5,4	43,8	24,7	17,2	30,8	31,4	24,7	321 - 371
	Gruppe I			Gruppe II				Gruppe III		

Das Variogramm des gesamten Datensatzes der in Abbildung 2 dargestellten N₂O-Messung ist in Abbildung 3 dargestellt. Der Verlauf, für den kein passendes Modell gefunden werden konnte, wird mathematisch als „chaotisch“ bewertet. Es können keine Aussagen über die räumliche Abhängigkeit der N₂O-Raten der in dieser Untersuchung durchgeführten Messungen getroffen werden. Das Variogramm des „Nestsampling“ (hier nicht gezeigt) weist auf eine hohe Mikrovariabilität der N₂O-Raten hin, die in dieser Untersuchung nicht erfaßt wurde.

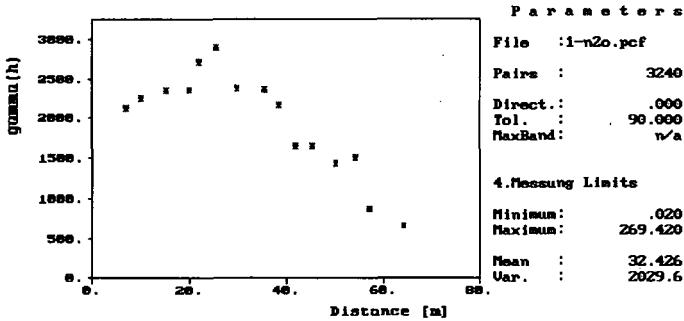


Abbildung 3 Variogramm des Datensatzes der N₂O-Raten, 4. Messung, 22.03.1994, 9³⁰ - 12³⁰ Uhr

Um die N₂O-Emissionen einer Ackerfläche repräsentativ messen zu können, sollte mit möglichst großen Auffangkästen gearbeitet werden, um einen Großteil der Variabilität auszuschalten. Anhand der hier vorgestellten Ergebnisse können jedoch keine Aussagen zu der für diese Untersuchungsfläche optimalen Kastengröße gewonnen werden.

Ein wesentliches Ergebnis ist jedoch, daß die erforderliche Distanz zur Gewinnung unabhängiger Einzelproben von Umfang und Struktur der räumlichen Variabilität des zu erfassenden Parameters abhängt. Weiterhin läßt sich ableiten, daß mathematische Modelle zur Abschätzung flächenbezogener Summenfunktionsgrößen ebenfalls den Umfang und die Struktur der vorhandenen räumlichen Variabilität der eingehenden Parameter berücksichtigen sollten.

Literatur

- ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. (1978) A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 10, pp. 215 - 221
- ANDERSON, T.H.; DOMSCH, K.H. (1986) Carbon assimilation and microbial activity in soil. *Zeitschrift für Pflanzenern. und Bodenkunde*, 149, pp. 457 - 468
- BOUWMAN, A.F. 1990 Analysis of global nitrous oxide emissions from terrestrial natural and agro-ecosystems. (Hrsg.) *Transactions 14th International Congress Soil Science, Kyoto, Japan (Rev)*
- HARTGE, K.H. (1971) *Die physikalischen Untersuchungen von Böden - Eine Labor- und Praktikumsanweisung.* Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- HEINEMEYER, O.; INSAM, H.; KAISER, E.-A.; WALENZIK, G. (1989) Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant and Soil*, 116, pp. 191 - 195
- INSAM, H.; DOMSCH, K.H. (1988) Relationship between soils organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. *Microbial Ecology*, 15, pp. 177 - 188
- KAISER, E.A.; MUELLER, T.; JOERGENSEN, R.G.; INSAM, H.; HEINEMEYER, O. (1992) Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter *Soil Biol. Biochem.*, 24, No. 7, pp. 675 - 683
- MOSIER, A.R. (1989) Chamber and isotop techniques. In: M.O. Andreae and D.S. Schimel (eds.). *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere.* John Wiley and Sons Ltd., Chichester, pp. 175-187
- NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. (1982) Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page A.L., Miller R.H., Keeney D.R. (eds). *Methods of Soil Analysis, Part 2.* Am. Soc. Agron. Inc. Sio. Sci. Soc. Am. Inc., Madison Wisconsin, USA, p. 539
- TATE, K.R.; ROSS, D.J.; FELTHAM, C.W. (1988) A direct extraction method for measuring soil microbial C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19, pp. 703 - 707

Variabilität von N₂O- Emissionen - Bedeutung der Gasauffangsysteme

von

Heinemeyer, O., J. C. Munch und E.-A. Kaiser

Zusammenfassung - Bei der Messung von N₂O-Emissionen aus Ackerböden nach dem „closed box“ Verfahren wurde die Größe der verwendeten Gasauffangsysteme zwischen 79 cm² und 5,76 m² variiert. Zur einheitlichen Darstellung der Ergebnisse wurden aus den Flächen Äquivalent-Radien (r_A) für kreisrunde Gasauffangsysteme berechnet.

Die Variabilität der gemessenen N₂O-Abgaberraten war abhängig von der Größe der Gasauffangsysteme. Es wurde ein signifikanter negativer logarithmischer Zusammenhang zum Äquivalent-Radius gefunden. Eine deutliche Abnahme der Variationskoeffizienten der N₂O-Abgaberraten war erst bei Gasauffangsysteme von mehr als 1 m² Fläche (r_A>60 cm) zu beobachten.

Einleitung

N₂O wirkt als ein Treibhausgas und trägt zum Ozonabbau in der Stratosphäre bei. Etwa 90 % des an die Atmosphäre abgegebenen N₂O entsteht terrestrisch in Böden während der mikrobiellen Umsetzung von Ammonium und Nitrat (Nitrifikation und Denitrifikation) (BOWMAN 1990). In landwirtschaftlich genutzten Böden laufen diese Prozesse infolge der ständigen Zufuhr von Düngerstickstoff in erheblich höherem Maße ab als im ungedüngten Boden. Zur exakten Quantifizierung der N₂O-Abgaben aus Ackerböden fehlen systematische repräsentative Untersuchungen die die zeitliche und räumliche Variabilität berücksichtigen. Für die Durchführung dieser Untersuchungen ist es notwendig ein Meßverfahren zu entwickeln, bei dem die Variabilität von parallelen Messungen möglichst klein ist um den erforderlichen Meßaufwand minimieren zu können. Die vorliegende Arbeit versucht durch Variation der für eine Flußratenbestimmung herangezogenen Fläche, die Abhängigkeit der Variabilität zwischen Parallelbestimmungen von der Größe der jeweils bemessenen Fläche zu bestimmen.

Material und Methoden

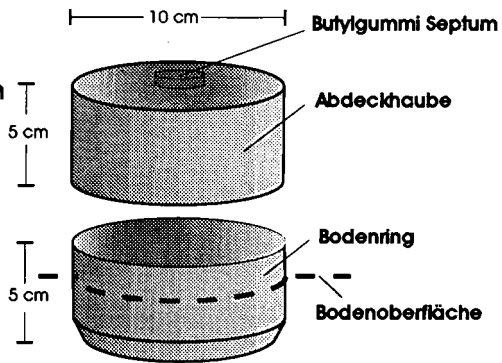
Zur Bestimmung der N₂O-Abgaberraten wurde das „closed box“ Verfahren verwendet (MOSIER 1989). Die verschiedenen Gasauffangsysteme A-E (Abb. 1) wurden jeweils für 1-3 h gasdicht verschlossen. Wie aus der Abb. 1 deutlich wird, erfolgte die Abdichtung der Gefäße mittels Gummidichtungen oder durch wassergefüllte Rinnen. Zum Vergleich der unterschiedlichen Gasauffangsysteme wurden aus deren Flächen Äquivalent-Radien (r_A) für kreisrunde Gasauffangsysteme berechnet. Während der Verschußzeit verlief der Anstieg der N₂O-Konzentration im Gasauffanggefäß linear. Die Gasprobenahme erfolgte mit evakuierten Vacutainern™. N₂O wurde gaschromatographisch (ECD) bestimmt.

Die Vergleichsmessungen wurden in den Monaten Mai-Juni an 4 Ackerstandorten in Lanna (Schweden, KLEMEDTSSON et al. 1995) in Neuenkirchen (Deutschland, KÖBRICH et al. 1993) in Braunschweig (FAL) und Timmerlah (Deutschland, KAISER und HEINEMEYER

BOX SYSTEM-A

Quelle: S. Christensen, Dänemark

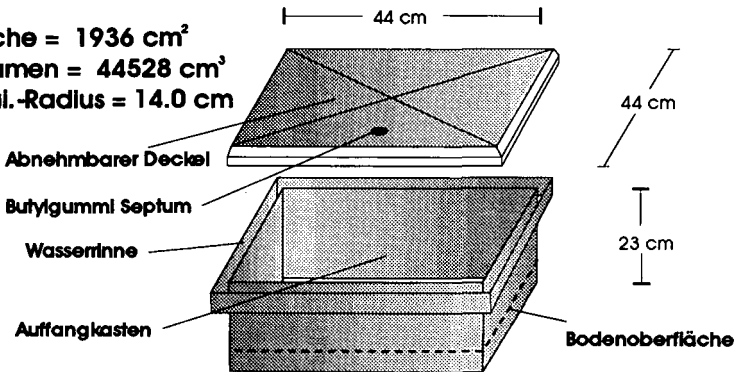
Fläche = 79 cm^2
Volumen = 471 cm^3
Äqu.-Radius = 5.0 cm



BOX SYSTEM-B

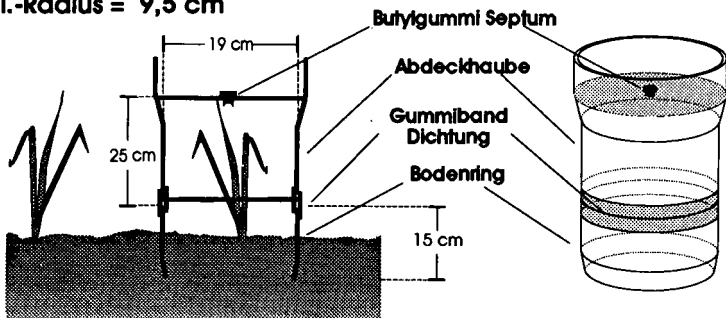
Quelle: L. Klemetsson, Schweden

Fläche = 1936 cm^2
Volumen = 44528 cm^3
Äqu.-Radius = 14.0 cm



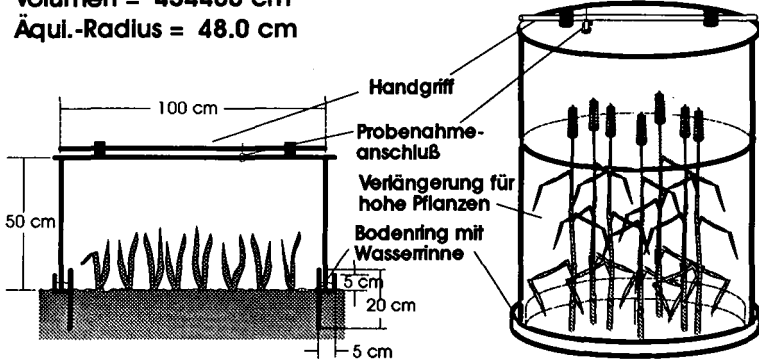
BOX SYSTEM-C

Fläche = 283 cm^2
Volumen = 8490 cm^3
Äqu.-Radius = $9,5 \text{ cm}$



BOX SYSTEM-D

Fläche = 7240 cm²
Volumen = 434400 cm³
Äqu.-Radius = 48.0 cm



BOX SYSTEM-E

Fläche = 57600 cm²
Volumen = 4608000 cm³
Äqu.-Radius = 135.4 cm

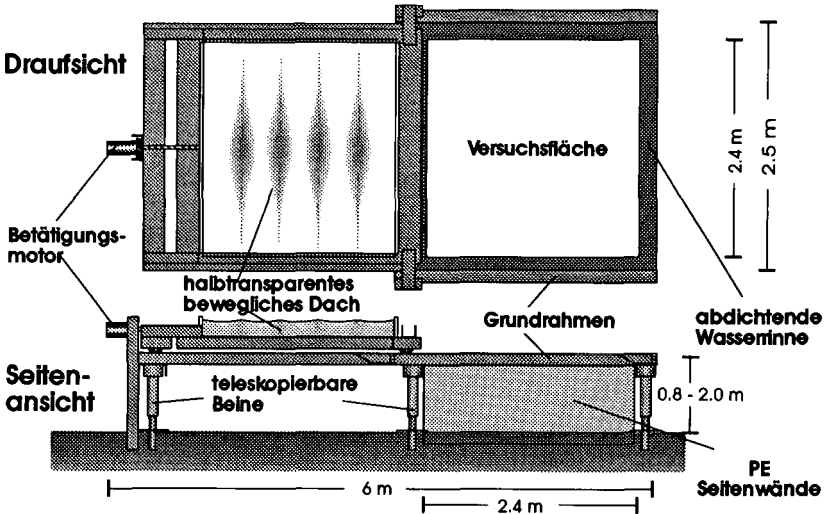


Abbildung 1: Darstellung der verwendeten fünf Gasauffangsysteme A-E und deren technischen Daten.

1995) durchgeführt. An jedem Standort wurden über mehrere Tage mindestens 2 Gasauffangsysteme zur gleichen Zeit eingesetzt. Aus den Parallelbestimmungen (3-9) je Gasauffangsystem wurde der Variationskoeffizient (Standardabweichung/Mittelwert) berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Alle erhobenen Daten (n=100) wurden gleichgewichtig verrechnet. Die Variabilität der N₂O-Emissionen zwischen den Parallelbestimmungen je Gasauffangsystem abhängig von der Größe der Gasauffangsysteme zeigt Abb. 2.. Es wurde ein signifikanter negativer logarithmischer Zusammenhang zum Äquivalent-Radius gefunden. Dieses reflektiert die sehr große räumliche Variabilität der N₂O-Abgaberraten innerhalb der Flächen wie sie von ERNST et al. (1995) berichtet wurde. Eine deutliche Abnahme der Variationskoeffizienten der N₂O-Abgaberraten war erst bei Gasauffangsystemen von mehr als 1 m² Fläche (r_A>60 cm) zu beobachten.

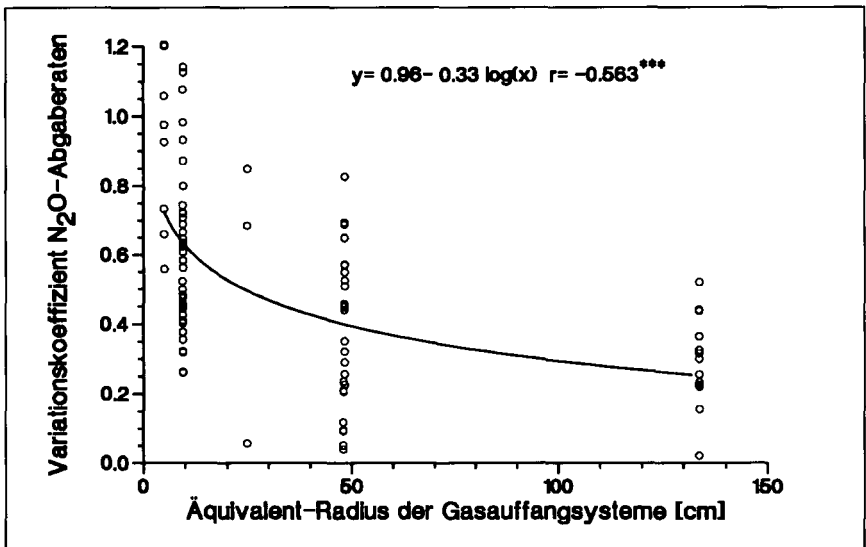


Abbildung 2: Zusammenhang zwischen dem Variationskoeffizienten der N₂O -Abgaberraten und dem Äquivalentradius der Gasauffangsysteme (n= 100, *** p≤ =0.001)

Literatur

- Bowman, AF 1990 Analysis of global nitrous oxide emissions from terrestrial natural and agro-ecosystems. (Hrsg.) Transactions 14th International Congress Soil Science, Kyoto, Japan (Rev)
- Ernst M, Heinemeyer O, Munch JC, Söndgerath D, Kaiser E-A 1995 Räumliche Variabilität von N₂O Emissionen und den sie beeinflussenden Parametern im Freiland. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl, Gesellsch. (dieser Band)
- Kaiser E-A, Heinemeyer O 1995 Temporal changes in N₂O-losses from two arable soils. Proceedings of the 8th Nitrogen Workshop Gent (eingereicht)
- Köbrich D, Heinemeyer O, Haider K 1993 N₂O-Emissionen einer Lößparabraunerde- Einfluß der Klimaparameter. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl, Gesellsch.72, 571-574.
- Mosier AR 1989 Chamber and isotope techniques. In: M.O. Andreae and D.S. Schimel (eds.). Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, pp. 175-187.

Tolerierbare Emissionen des Stickstoffs einer nachhaltigen Landwirtschaft, ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten der naturnahen Ökosysteme

von

Isermann, K.¹ und R. Isermann²

1. EINLEITUNG

Eine **nachhaltige Landwirtschaft** ist dadurch gekennzeichnet, daß diese sich hinsichtlich der Pflanzen- und Tierproduktion weitgehend nur am Bedarf der einheimischen Bevölkerung orientiert (**soziale Komponente**), dabei die natürlichen (nicht) erneuerbaren Ressourcen sowohl bei ihrer Versorgung (z.B. Nährstoffe, (fossile) Energie) als auch Entsorgung (Emission in naturnahe Ökosysteme = Umweltressourcen) für nachfolgende Generationen dauerhaft erhält (**ökologische Komponente**) und dafür von der Bevölkerung preiswert entgolten wird (**ökonomische Komponente**) (Isermann 1994 a, Isermann und Isermann 1994/95). Demgemäß sind hinsichtlich der ökologischen Erfordernisse die Emissionen der Landwirtschaft insbesondere wie hier an reaktiven Verbindungen des N (aber auch des C, P und S) an den kritischen Eintragsraten der Rezeptoren, hier also der naturnahen Ökosysteme auszurichten. **Kritische Eintragsraten (critical loads)** beinhalten hierbei Stoffeinträge in Ökosysteme, deren Unterschreitung keine nachteiligen Wirkungen hinsichtlich ihres Zustandes und Funktion ausüben (Nilson 1986). Solchen Erfordernissen wurden bislang weder die Agrar- und Umweltschutz-Gesetzgebung [z.B. Agrarstrukturgesetz (1989), Gülle-Verordnungen der Länder (1990/93), Nitratrichtlinie der EG (1991), Entwürfe zur Düngeverordnung (1991/95) und zum Bundesbodenschutzgesetz (1993/95) und dementsprechend "ordnungsgemäße" Wirtschaftsweisen der Landwirtschaft gerecht, noch entsprechende Vorschläge zur umweltverträglichen oder gewässerschonenden Landwirtschaft [z.B. EULANU von Breitschuh und Eckert (1994/95) bzw. Positionspapier des DAF et al. von Frede und Feldwisch (1994/95]

2. ERGEBNISSE UND SCHLUßFOLGERUNGEN

Nachfolgend werden die tolerierbaren Emissionen des N einer nachhaltigen Landwirtschaft in die Umweltbereiche Hydro- und Atmosphäre sowie nachgeordnet in die Bio- und Pedosphäre der naturnahen terrestrischen und aquatischen Ökosysteme dargestellt, jeweils ausgerichtet an deren kritischen N-Eintragsraten.

2.1. Stickstoff-Emissionen in die Hydrosphäre

Hinsichtlich des in Deutschland und der EG zu 80 bzw. 90% durch die Landwirtschaft verursachten NO_3 -Eintrages in das Grundwasser (Isermann und Isermann 1994/95) muß einerseits vor dem Hintergrund der Trinkwasserqualität die NO_3 -N-Konzentration von 11,3 mg/l (=50 mg NO_3 /l) eingehalten bzw. bedeutsam unterschritten werden (Trinkwasserverordnung (TVO) 1986). Andererseits bedarf es, gemessen am Stand 1987/88 (II. Nordseekonferenz 1987, Helcom 1988) mit einer durchschnittlichen Auswaschung in Deutschland von ca. 45 kg/ha LFA einer Verminderung der zu ca. zur Hälfte von der Landwirtschaft Deutschlands bzw. der EG verursachten N-Frachten in die Oberflächengewässer und somit auch in das Grundwasser bis 1995 um 50% und danach längerfristig um ca. 80% (AK Fließgewässer 1991, Isermann 1993, 1994, Isermann und Isermann 1994/95, Werner und Wodsak 1994). - Dementsprechend zeigt **Tab. 1** Diskrepanzen von EULANU (1994/95) und der TVO (1986) auf: Die Vorgaben von EULANU überschreiten mit abnehmender

¹ Heinrich-von-Kleist-Straße 4, D-67374 Hanhofen

² Büro für Nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur, Heinrich-von-Kleist-Straße 4
D- 67374 Hanhofen

Tab. 1

Diskrepanz zwischen den Vorgaben kritischer NO_x-N-Konzentrationen und -Frachten einerseits nach EULANU (1994/95) und andererseits gemäß der Trinkwasser-Verordnung (TVO 1986) sowie der Erfordernis zur Halbierung der NO_x-N-Belastung der Oberflächengewässer Deutschlands durch die Landwirtschaft über den Grundwasserpfad (N-Hypertrophierung) (Isermann 1995)

Jährliche Grundwasser-Neubildung (mm)	NO _x -N-Konzentration (mg NO _x -N/l)		NO _x -N-Frachten (kg NO _x -N/ha a)		
	EULANU	TVO	EULANU	TVO ¹⁾	Halbierung N-Fracht
bis 50	>60	<u>Grenzwert:</u> 30	30	< 5,7	(45→)22,5
>50 bis 150	>70 bis 23	11,3	35	<5,7 bis 17,0	
>150 bis 250 ²⁾	>27 bis 16	<u>Schwellenwert:</u> 40	40	< 17,0 bis 28,3	
>250 bis 350	>18 bis 13	5,6	45	< 28,3 bis 39,6	
>350	<15		50	>39,6	

¹⁾ maximal tolerierbare NO_x-N-Fracht zur Einhaltung der NO_x-N-Konzentration im Sickerwasser von 11,3 mg NO_x-N/l

re0096

²⁾ Vgl. Durchschnitt Deutschland: 218 mm/a

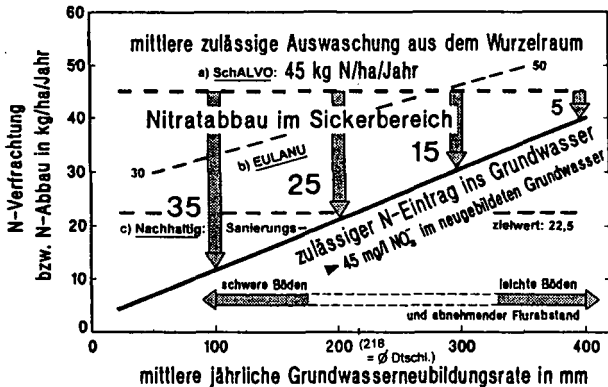


Abb. 1: Immissionsbezogene Nitratgrenzwerte für Böden (kg N/ha/Jahr): (Isermann u. Isermann 1995)

- a) SchALVO: im Trinkwassereinzugsgebiet : 45 (Rohmann 1992)
- b) EULANU: flächendeckend : 30-50 (Breitschuh u. Eckert 1994/95)
- c) NACHHALTIG: flächendeckend Sanierungszielwert : 22,5 (Isermann u. Isermann 1995)

Tab. 2 Überkritische (1992), kritische (maximal tolerierbare) (2005) und unterkritische (optimale) (2015) Viehbestände, Viehbesatzdichten und zugehörige NH₃-N-Emissionen in Deutschland bei tierpezifischen NH₃-N-Emissionen (kg/GV.a) entsprechend (16,2 Mio ha FLF):

- A) Status quo (38 kg/GV.a)
- B) EULANU (30 kg/GV.a) [Eckert u. Breitschuh 1994]
- C) Nachhaltiger Tierproduktion: Stand der Technik (12-18 kg NH₃-N/GV.a) und bedarfsorientiert (0,6GV/ha) [Isermann 1994]

Zeit	Zustandsbeschreibung	A) Status quo			B) EULANU			C) Nachhaltig		
		Mio GV bzw. GV/ha	NH ₃ -N-Emission kg/GV	kT/a	Mio GV bzw. GV/ha	NH ₃ -N-Emission kg/GV.a	kT/a	Mio GV bzw. GV/ha	NH ₃ -Emission kg/GV	kT/a
1992	überkritisch: critical levels	15,4 bzw. 0,93	38	554 (100)	15,4	30	482 (83)	a) 15,4 bzw. 0,93	18	277 (50)
	critical load							b) 8,1 bzw. 0,50	18	145 (26)
2005	kritisch: critical level	4,4 bzw. 0,27	38	160 ¹⁾ (32)	5,3 bzw. 0,33	30	160 ¹⁾ (32)	a) 10,8 bzw. 0,65	15	180 ¹⁾ (32)
	critical load							b) 8,1 bzw. 0,50	15	121 (22)
2015	unterkritisch: critical level	3,1 bzw. 0,19	38	110 (20)	3,7 bzw. 0,23	30	110 (20)	a) 9,1 bzw. 0,56	12	110 (20)
	critical load							b) 8,1 bzw. 0,50	12	97 (18)

¹⁾ 35,7 Mio ha GF x 4,5 kg NH₃-N-Deposition (critical load) => Nur das Nachhaltigkeitskonzept erreicht zusätzlich sowohl bedarfsorientierte Tierproduktion als auch tolerierbare NH₃-N-Emissionen

re0088

Grundwasserneubildung (GWNB) zunehmend die maximal zulässige $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration der TVO von 11,3 mg/l mit <15 bis >60 mg/l um das 1,3 bis 5,3fache. Ebenso wird der Sanierungszielwert der N-Fracht von 22,5 kg/ha LF^a durch die Vorgaben von EULANU mit zunehmender GWNB steigernd um das 0,2 bis 2,2fache überschritten, durch jene der TVO jenseits der GWNB vom 200 mm bis zum 1,8fachen. Auch die SCHALVO (1987/92) gesteht entsprechend der Darstellung in Abb. 1 hinsichtlich der N-Auswaschung mit 45 kg/ha LF^a noch das 2fache des Tolerierbaren zu. Daran ausgerichtete "Strategien" dennoch zur Einhaltung der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration der TVO einerseits durch (mit zunehmender GWNB ebenfalls zunehmender) "Verdünnung" leistet damit aber der N-Befruchtung der Oberflächengewässer über das Grundwasser Vorschub. Andererseits bewirken die nicht einkalkulierbaren und zudem endlichen sog. Nitrat-"Abbau"-Prozesse durch Denitrifikation und Nitratammonifikation in der (un)gesättigten Zone eine weitere Steigerung der durch die Landwirtschaft verursachten und gegenwärtig ohnehin sehr bedeutsamen N_2O -Emissionen [Deutschland: 34% (UBA 1994); Europa: 62% (Kroeze 1994)] sowie SO_4^{2-} - bzw. NH_4^+ -Anreicherungen im Aquifer (TVO-Grenzwerte: 240 bzw. 0,5 mg/l!). - Als Schlußfolgerung ergibt sich: **Abstandnehmend von solchen umweltschädlichen Strategien führt kein Weg daran vorbei, flächendeckend auf der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche Grundwasserschutz auf der Grundlage des Sanierungszielwertes einer Auswaschung von maximal 22,5 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ /ha LF^a zu betreiben**, wobei dieser Zielwert bei einer GWNB von > 0 bis 200 mm/a (Vgl. Durchschnitt Deutschland: 218 mm/a) noch nicht einmal den Erfordernissen der TVO genügt. Unter Einschluß einer unvermeidbaren Denitrifikation oberhalb der hydraulischen Wasserscheide von ca. 20 kg N/ha^a (Tab. 3) wird der maximal tolerierte N-Bodenüberhang im Positionspapier des DAF et al. (1994/95) von 50 kg N/ha^a diesem Sanierungsziel annähernd gerecht. - Unabhängig hiervon sind die gegenwärtigen N-Einträge der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer durch Erosion., Oberflächenabfluß, Drainagen und Direkteinträge mindestens zu halbieren bzw. zu vermeiden.

Tab. 3

Maximal tolerierbare N-Überschußsalden und tolerierbare Viehhaltung entsprechend der von verschiedenen Autoren vorgeschlagenen Bewirtschaftungsformen, gemessen am Ist-Zustand (1992) der Landwirtschaft Deutschlands (Isermann 1995)

A) BEWIRTSCHAFTUNGSFORMEN 1. Bezeichnungen	Ordnungsgemäße Landwirtschaft			Landwirtschaft und Gewässerschutz	EULANU	Nachhaltige Land(wirt)schaft
	Ist-Zustand (1992)	Soll-Zustand	SchalVO			
2. Autoren	BML	EG/EU BML BMJ	Baden-Würt. (Rohmann et al. 1987)	Frede u. Feldwisch (1994)	Bretschuh und Eckert (1994/95)	Isermann und Isermann (1994/95)
3. Grundlagen	Beschluß Agrarminister (1987) Agrarstrukturgesetz (1989) GVO (1989/93)	Nitratrichtlinie (1991) Entwürfe zu: -Düngeverordnung - BuboschG	SchalVO (1987/92)	Positionspapier DAF et al (1994)	EULANU (1994/95)	Merkmale nachhaltiger Landwirtschaft (1994/95)
4. Zielsetzungen	Ökonomische Bewirtschaftung sowie regionspezifischer Grund- bzw. Trinkwasserschutz			flächendeckender Schutz der Hydrosphäre	flächendeckend effiziente und umweltverträgliche Landwirtschaft	raumerfüllend ökonomisch, ökologisch und sozial nachhaltige Land(wirt)schaft
B) MERKMALE Maximale N-Überschußsalden (kg N/ha LF ^a) ... davon a) Bodenüberhang (pot. N-Auswaschung)	> 300 n.b.	200-300 n.b.	n.b. 45 ^b	>90(110-130) 50	140 50 (30-50)	85 23
b) NH_4 -Emission	54-162 (216)	86-108	n.b.	40	50	18/11-22
c) (De-)Nitrifikation ($\text{N}_2\text{N}_2\text{O}/\text{NO}_x$)						
c1) 0-1m	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	40	20
c2) Drainzone	n.b.	Maximierung	5-35	n.b.	n.b.	0
2. Viehbesatz (GV bzw. DE/ha LF)						
a) regionspezifisch	0,93	n.b.	n.b.	n.b.	0,8	0,5
b) schlagspezifisch	1,5-4,5 (6,0)	(2,6-3,2)	n.b.	2,0	(2,0)	(1,00,6-1,2)
3. Viehbestand / (Mio GV)	15,4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	8,1

^a einsch. Nachmineralisation im Herbst

2.2 Stickstoff-Emissionen in die Atmosphäre

Hier stehen die z.B. in Deutschland (Isermann 1994 b) bzw. in Westeuropa (ECETOC 1994) zu 96 bzw. 92 % von der Landwirtschaft verursachten NH₃-Emissionen im Vordergrund, welche wiederum zu 86 bzw. 87% auf die Tierproduktion zurückzuführen sind. Da z.B. auf ca. 85% der Waldböden Deutschlands die kritischen N-Einträge nur 10 kg /ha FN a betragen (RIVM 1993), kann - bezogen auf die Gesamtfläche Deutschlands- jeweils der Landwirtschaft und der Energiewirtschaft (einschl. Verkehr) auch nur eine Emission von maximal 5 kg NH₃-N bzw. von NO_x-N/ha GF a zugestanden werden, welche gegenwärtig (1991/92) seitens der Landwirtschaft mit 17 kg NH₃-N/ha GF a jedoch um das 3,4fache überschritten wird (Isermann 1994b). Gesteht man dementsprechend wie in Tab. 2 der Tierproduktion eine maximale Emission von 4,5 kg NH₃-N/ha GF a zu (=160 000 t/a), so kann diese Emission - gemessen am gegenwärtigen Zustand- nur dadurch erreicht werden, daß sowohl die tierspezifische Emission von 36 kg NH₃-N/GV a als auch -ausschließlich in den ABL- der Viehbestand von 15,4 Mio GV (1993: 14,2 Mio GV) nahezu halbiert werden. Dies ist entsprechend dem Stand der Technik (DAF et al. 1994/95) und bei Wahrung einer bedarfsorientierten Tierproduktion- also durch Gestaltung einer nachhaltigen Landwirtschaft- unverzüglich möglich (Isermann 1994a,b; Isermann und Isermann 1994/95). Dadurch kommt man zugleich den Anforderungen erheblich näher, daß auch die Denitrifikation von gegenwärtig ca. 40 kg N/ha a (Isermann 1994a) und dementsprechend auch die N₂O- (und NO_x-)Emissionen der Landwirtschaft Deutschlands mindestens zu halbieren sind.

2.3. Maximal tolerierbare N-Überschußsalden

Gemessen am Ist-Zustand (1992) werden in Tab. 3 die maximal tolerierbaren N-Überschußsalden und die tolerierbare Tierproduktion entsprechend der von verschiedenen Autoren vorgeschlagenen Bewirtschaftungsformen dargestellt. Zielsetzung einer nachhaltig betriebenen Landwirtschaft kann es hierbei aber nur sein, daß nicht isoliert einzelne Input- bzw. Outputbestandteile der N-Bilanz, sondern unabhängig von Art, Form und Richtung der Emissionen differenziert nach Landbewirtschaftungsform und Betriebssystem eine Rückführung der Überschüsse an Nährstoffen und der Produktion auf unvermeidbare Ausmaße erfolgt (Isermann 1994 a, b; Isermann und Isermann 1994 /95). Dementsprechend werden die vorsätzlich weitgehend umweltunverträglichen Agrar- und Umweltgesetze der EG /EU und Deutschlands (Soll-Zustand), gemessen am Ist-Zustand (1992) auf der Grundlage nahezu vergleichbarer und somit viel zu hoher maximal tolerierter Viehbesatzdichten und Viehbestände sowie ebensolcher N-Überschußsalden wiederum "ordnungsgemäß" in allen Umweltbereichen Balddasten in ähnlicher Größenordnung wie die um ein mehrfaches bereits zu hohen N-Altlasten bewirken. Demgegenüber beinhalten andererseits die ebenfalls in Tab. 3 dargestellten Inhalte der Vorschläge im Positionspapier des DAF et al. (1994) "Landwirtschaft und Gewässerschutz" und jene von EULANU (1994/95) zur "flächendeckenden effizienten und umweltverträglichen Landwirtschaft" wesentliche Entlastungen der Umwelt, welche letztlich ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten der betroffenen naturnahen Ökosysteme raumerfüllend im Sinne einer "nachhaltig betriebenen Land(wirt)schaft" ursachenorientiert und hinreichend in realisierbaren Teilschritten herbeigeführt werden muß. (Isermann 1994 a,b; Isermann und Isermann 1994 a,b).

Literatur

1. Isermann, K. (1994a): Lösungsansätze und Lösungsaussichten für eine hinsichtlich des Nährstoffhaushaltes nachhaltige Landwirtschaft in Deutschland bis zum Jahre 2005. Studie für die Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg (Stuttgart), 1-182. - 2. Isermann, K. (1994b): Ammoniakemissionen der Landwirtschaft, ihre Auswirkungen auf die Umwelt und ursachenorientierte Lösungsansätze sowie Lösungsaussichten zur hinreichenden Minderung. In: Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" (Hrsg.): Studienprogramm Landwirtschaft, Band 1, Teilband I, Studie E, 1-250. - 3. Isermann, K. u. R. Isermann (1994): Ausgangslage und Anforderungen an eine nachhaltige Landwirtschaft aus der Sicht ihres Nährstoff- und Energiehaushaltes. VDLUFA Schriftenreihe 36, Kongreßband 1994/Jena (im Druck). - 4. Isermann, K. u. R. Isermann (1995): Present situation, demands, possible solution and outlooks for a sustainable agriculture, human nutrition, waste and wastewater management before the background of nutrient balances within the EU. R'95, Congress (Recovery/Recycling/Re-integration, Palexpo-Geneva(CH), Febr. 1-4 1995, Proceedings: CH-8600 Hrsg.: EMPA,CH-8600 Dübendorf, Vol. IV, 151-156.
- Weiterer Literaturangaben: siehe in den Publikationen 1-4, oder können von den Verfassern erbeten werden.

Zeitliche Variabilität von N₂O- Emissionen zweier Ackerböden

von

Kaiser, E.-A., J. C. Munch und O. Heinemeyer

Zusammenfassung - Die N₂O-Abgaberaten aus 2 Ackerböden wurden kontinuierlich über einen Zeitraum von 2-Jahren bestimmt. Auf beiden Böden (sandiger Lehm, schluffiger Lehm) wurde intensiver Ackerbau betrieben. Die Ratenbestimmungen erfolgten mit dem „closed box“ Verfahren. Die gemessenen Raten wurden mit Daten zu physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Bodeneigenschaften sowie Witterungsdaten verglichen. Eine hohen zeitliche Variabilität der N₂O-Abgaberaten wurde festgestellt. Die N₂O-Abgaberaten waren annähernd log-normal verteilt. Die höchsten Raten (20 g N₂O-N ha⁻¹ d⁻¹) wurden jeweils im Frühjahr gefunden. Diese konnten zwei Szenarien zugeordnet werden: 1. N₂O-Produktion während des Gefrierens und Auftauens; 2. N₂O-Produktion während der ersten Woche nach der Düngung. Die Summe der N₂O-Abgaben aus den beiden Böden war gleich (2 g N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹). Diese Rate entspricht 0.8 bis 1.5% des gedüngten Stickstoffes.

Einleitung

N₂O wirkt als ein Treibhausgas und trägt zum Ozonabbau in der Stratosphäre bei. Etwa 90 % des an die Atmosphäre abgegebenen N₂O entsteht in terrestrischen Böden während der mikrobiellen Umsetzung von Ammonium und Nitrat (Nitrifikation und Denitrifikation) (BOWMAN 1990). In landwirtschaftlich genutzten Böden laufen diese Prozesse infolge der ständigen Zufuhr von Düngerstickstoff in erheblich höherem Maße ab als im ungedüngten Boden. Zur exakten Quantifizierung der N₂O-Abgaben aus Ackerböden fehlen systematische Langzeituntersuchungen. Die vorliegende Arbeit versucht durch eine hohe zeitliche Auflösung des Abgabeverlaufes die jahreszeitliche Variabilität zu erfassen, um so zu repräsentativen Abschätzungen der jährlichen N₂O-Abgaben zu kommen. Die ausgewählten Böden bzw. Ackerbausysteme sind repräsentativ für etwa 40% der deutschen Ackerflächen.

Material und Methoden

Auf den ausgewählten Böden (Timmerlah: Parabraunerde aus Löß, lehmiger Schluff; FAL: Braunerde, sandiger Lehm) in der Umgebung von Braunschweig wird konventioneller intensiver Ackerbau betrieben. Zur Bestimmung der N₂O-Abgaberaten wurde das „closed box“ Verfahren verwendet (MOSIER 1989). Pro Boden wurden nach der Aussaat 9 PVC-Rohre (r= 9.5 cm, L= 60 cm) 40 cm tief in den Boden getrieben. Durch Aufsetzen eines Deckels wurden sie für 3 h gasdicht verschlossen. Während dieser Zeit verlief der Anstieg der N₂O-Konzentration im Gas auffanggefäß linear. Der oberirdische Teil der Gefäße wurde mit zunehmender Wuchshöhe der Pflanzen durch zusätzliche Rohre verlängert. Vor jedem Bearbeitungsgang wurden die Rohre entfernt. Begleitend wurden Bodenproben gesammelt und auf Bodenfeuchte, Porenvolumen (PV), wassergefülltes PV, mineralischen N, mikrobielle Biomasse, metabolischen Quotienten (qCO₂) und organischen C (Corg) untersucht (KAISER und HEINEMEYER 1993)

Ergebnisse und Diskussion

Die gefundenen gleichen C_{mic} -Corg- Verhältnisse reflektierten die gleiche Fruchtfolge beider Böden (Tab. 1) (KAISER und HEINEMEYER 1993). Aus Tab. 2 wird deutlich, daß trotz gleicher Niederschlagsmengen, der sandige Lehm im Mittel trockener war als der lehmige Schluff. Dies bestätigen auch die Werte für den Anteil an wassergefülltem PV, obwohl die absoluten Differenzen infolge unterschiedlichen Gesamt-PV kleiner waren.

Tabelle 1: Mikrobielle Biomasse Microbial (C_{mic}) [$\mu\text{g C g}^{-1}$], metabolischen Quotienten (qCO_2) [$\text{mgC g}^{-1} \text{h}^{-1}$] und C_{mic} :Corg Verhältnis [$\text{mg C g}^{-1} \text{C}$] der beiden Böden (0-30 cm, Nov. 1991, 1992, 1993)

Boden	C_{mic}	qCO_2	$C_{mic}:C_{org}$
sandiger Lehm	246.2 ^a	1.27 ^a	28.9 ^a
lehmiger Schluff	319.8 ^b	1.20 ^a	31.0 ^a

Tabelle 2: Gesamt- und wassergefülltes Porenvolumen (PV), Bodenfeuchte [%] in 0-10 cm Bodentiefe der Böden und Regenmenge [mm a^{-1}].

Boden	Jahr	Regen	Feuchte	wassergefülltes PV	Gesamt PV
sandiger Lehm	1992	611	9.77 ^a	33.79 ^a	41.5 ^a
	1993	686	12.22 ^b	46.34 ^b	46.0 ^b
lehmiger Schluff	1992	599	15.43 ^c	45.73 ^b	47.9 ^b
	1993	677	16.41 ^c	47.26 ^c	49.8 ^c

Tabelle 3: N_2O -Abgaben und Dünger-N für die beiden Böden

Boden		Stickstoff [kgN ha^{-1}]			Verhältnis [%]	
		Dünger	N_2O -Abgabe			
		Jahr ⁻¹	Jahr ⁻¹	1. Woche nach Düngung		
		A	B	C	B/A	C/B
sandiger Lehm	1992	108	0.970 ^a	0.104	0.9	10.7
	1993	60	1.621 ^b	0.142	2.7	8.8
	Σ	168	2.591	0.246	1.5	9.5
lehmiger Schluff	1992	210	1.182 ^c	0.279	0.6	23.6
	1993	60	1.090 ^c	0.057	1.8	5.2
	Σ	270	2.272	0.336	0.8	14.8

Zu Tab. 1-3: Unterschiedliche Buchstabenindices je Parameter (Spalte) kennzeichnen signifikante Differenzen ($p \leq 0.05$).

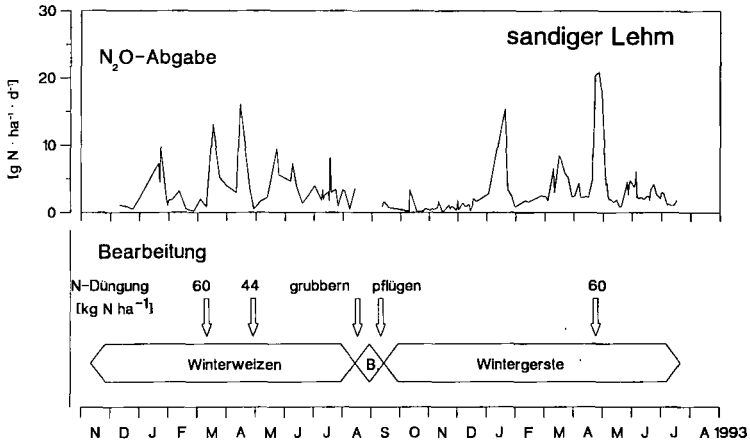


Abbildung 1: N₂O -Abgaben und Bearbeitung des sandigen Lehmes (FAL) während des Untersuchungszeitraumes

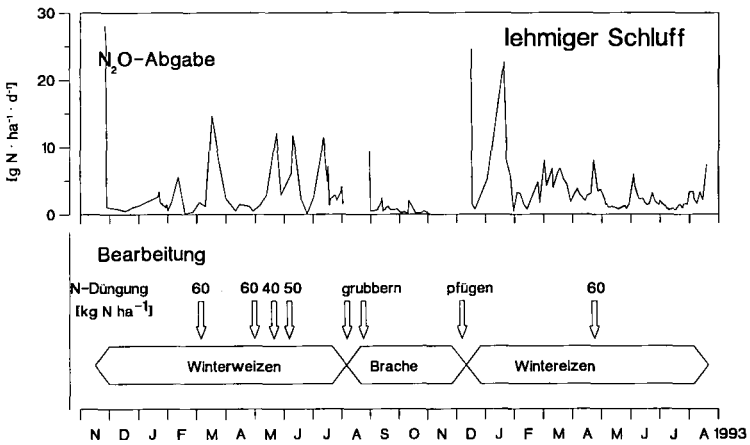


Abbildung 2: N₂O -Abgaben und Bearbeitung des lehmigen Schluffes (Timmerlah) während des Untersuchungszeitraumes

Die N_2O -Abgaberaten waren annähernd log-normal verteilt. Diese resultierte aus einer hohen zeitlichen Variabilität der N_2O -Abgaberaten auf beiden Böden (Abb. 1 und 2). Während kleine Abgaberate ($<2 \text{ g } N_2O\text{-N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) jeden Tag nachweisbar waren, wurden maximale Raten ($20 \text{ g } N_2O\text{-N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) in zwei Szenarien nachgewiesen. Diese waren jeweils durch ein wassergefülltes PV von $> 50\%$ gekennzeichnet. Letzteres ließ für diese Böden auf Denitrifikation als Quellprozeß der N_2O -Abgabe schließen (KAISER und HEINEMEYER 1995). 1. Maximale Raten traten während des täglichen Wechsels von **Tauen und Gefrieren** im Januar auf. Nach CRISTENSEN und TIEDJE (1990) wird dadurch zusätzlich Kohlenstoff für mikrobielle Umsetzungen verfügbar. 2. Maximale Raten traten während der **ersten Woche nach der N-Düngung** auf. In diesen Zeitraum fielen 10-15% der gesamten N_2O -Abgaben (Tab. 3). Als Ursache ist ein starker O_2 Verbrauch im Boden durch die Pflanzenwurzeln und vermehrte mikrobielle Umsetzungen (KAISER 1994) wahrscheinlich.

Im Mittel der 2 Jahre wurde aus dem sandigen Lehm 1.5% des aufgewendeten Dünger-N in Form von N_2O abgegeben, dagegen nur 0.8% aus dem lehmigen Schluff (Tab. 3). Die Bodenkennwerte (Tab. 1 und 2) ließen aber eine höhere N_2O Produktion im lehmigen Schluff erwarten. Als Erklärung für diese Abweichung ist nach ARAH et al. (1991) eine Reduktion von N_2O zu N_2 im Bodenprofil wahrscheinlich: In feiner texturierten Böden kann durch die verlangsamte Diffusion dieser Prozeß vermehrt erfolgen. Ein Teil des gebildeten N_2O erreicht also nicht die Bodenoberfläche lehmigen Schluffes. Vergleichbare Reaktionen schienen in dem gröber texturierte sandige Lehm nicht abzulaufen. Dies erklärt auch, das die höheren Niederschläge in 1993 nur auf dem sandige Lehm zu höheren N_2O -Abgaberaten führten. Beide Raten sind vergleichsweise gering (GRANLI und BÖCKMAN 1994; HEINEMEYER und KAISER 1994), das Risiko von N_2O -Verlusten ist aber auf grob texturierten Böden höher.

Literatur

- Arah JRM, Smith KA, Crichton IJ, Li HS 1991 Nitrous oxide production and denitrification in Scottish soils. *J. Soil Sci.* 42, 351-367.
- Bowman, A.F. 1990 Analysis of global nitrous oxide emissions from terrestrial natural and agroecosystems. (Hrsg.) Transactions 14th International Congress Soil Science, Kyoto, Japan (Rev)
- Granli T, Bøckman OC 1994 Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian J. Agri.* 12.
- Christensen S, Tiedje JM 1990 Brief and vigorous N_2O production by soil at spring thaw. *J. Soil Sci.* 41, 1-4.
- Heinemeyer O, Kaiser E-A 1993 Landwirtschaftliche Bodennutzung und N_2O -Emissionen sowie CH_4 -Umsetzungen im Boden. In: Anthropogene N_2O - und CH_4 -Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland Phase I: Emissionsbilanz, Identifikation von Forschungs- und Handlungsbedarf sowie Erarbeitung von Handlungsempfehlungen. UBA- Berichte, pp 143-162, Erich Schmidt Verlag, Germany.
- Kaiser E-A 1994 Significance of microbial biomass for carbon and nitrogen mineralisation in soil. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 157, 271-278.
- Kaiser E-A, Heinemeyer O 1993 Seasonal changes in microbial biomass carbon within the plough layer. *Soil Biol. Biochem.* 25, 1649-1655.
- Kaiser E-A, Heinemeyer O 1995 Temporal changes in N_2O -losses from two arable soils. *Proceedings of the 8th Nitrogen Workshop Gent* (eingereicht)
- Mosier AR 1989 Chamber and isotop techniques. In: M.O. Andreae and D.S. Schimel (eds.). Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. John Wiley and Sons Ltd., Chichester, pp. 175-187.

Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die N- Emissionen und die mikrobielle Biomasse zweier Ackerböden Norddeutschlands

von

Mogge, B.*, O. Dilly*, E.-A. Kaiser** und J.-C. Munch**

Ziel

Die Abgabe gasförmiger Stickstoffverbindungen aus Böden über die Denitrifikation und die Nitrifikation, ist von hoher Relevanz, sowohl im Hinblick auf die Bilanzierung von Stickstoffumsetzungen als auch auf Klimaaspekte. Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es daher, den Einfluß der Bewirtschaftung, insbesondere auch der Düngerapplikation, auf diese N-Emissionen sowie auf die mikrobielle Biomasse der Böden abzuschätzen.

Material und Methoden

Standorte und Bewirtschaftung

Die Untersuchungen wurden auf dem Gebiet der Bornhöveder Seenkette, 30 km südlich von Kiel, durchgeführt. Das Klima ist ozeanisch gemäßig bei einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8,3 °C und einem mittleren Jahresniederschlag von 757 mm. Im Verlauf der Untersuchungen wurden zwei Ackerstandorte (Acker Fruchtfolgebewirtschaftung='Acker-FF'; Acker Monokultur Mais='Acker-MM') beprobt. Einige Eigenschaften der Oberböden sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tab. 1: Eigenschaften der Ap-Horizonte der Versuchsstandorte

Boden	Horizont	Tiefe (cm)	C _{org} (mg·g ⁻¹ tr.Bo.)	N _t	C/N	pH (H ₂ O)	Ld (g·cm ⁻³)
Acker-FF	Ap	0-20	12,8	1,32	10	6,4	1,3
Acker-MM	Ap	0-20	12,1	1,01	12	5,4	1,3

Im Gegensatz zur Gülleapplikation bei Acker-MM erfolgte bei Acker-FF langjährig eine Stallmistzugabe. Im einzelnen wurden 1993 folgende Düngemaßnahmen durchgeführt: Acker-FF erhielt 57 kg N·ha⁻¹ Stallmist (am 26.03) plus 22 kg N·ha⁻¹ Ammonsalpeter (am 06.05). Der 'Acker-MM' wurde mit 54 kg N·ha⁻¹ Stallmist (am 24.04), 40 m³ ha⁻¹ Rindergülle (am 29.04), 28 kg N·ha⁻¹ Ammonphosphat (am 01.05) sowie desweiteren mit 81 kg N·ha⁻¹ Kalkammonsalpeter (am 23.06) beschickt. Demnach unterschieden sich die beiden Standorte neben der Fruchtfolge bzw. Monokultur im wesentlichen in der Art und Menge der Düngapplikation.

*) Projektzentrum Ökosystemforschung, Schauenburgerstr.112, 24118 Kiel

**) Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Bodenbiologie, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Gasprobenahme und Analytik

Die Untersuchungen zu den **N₂O-Emissionen** erfolgten in 14-tägigem Rhythmus nach HUTCHINSON UND MOSIER, 1981 (mod., n=6). Zur Bestimmung der **Denitrifikation** wurde zusätzlich die Acetylen-Inhibierungs-Technik verwendet (RYDEN, 1979, mod., n=6). Die Analyse von Gasproben auf N₂O erfolgte mit GC-ECD nach HEINEMEYER *et al.* (1991). Bodenproben aus den Ap-Horizonten wurden nach dem Sieben auf 2 mm auf folgende Parameter bestimmt: Die Basalatmung (Respiration bei 22 °C und 40-60 %mWK) wurde nach HEINEMEYER *et al.*, 1989 ermittelt. Als Maß für die mikrobielle Biomasse wurde die Substrat-induzierte Respiration nach ANDERSON UND DOMSCH (1978) verwendet.

Ergebnisse

In Abbildung 1 sind die erfassten N₂O-Emissionen und Denitrifikationsverluste dargestellt.

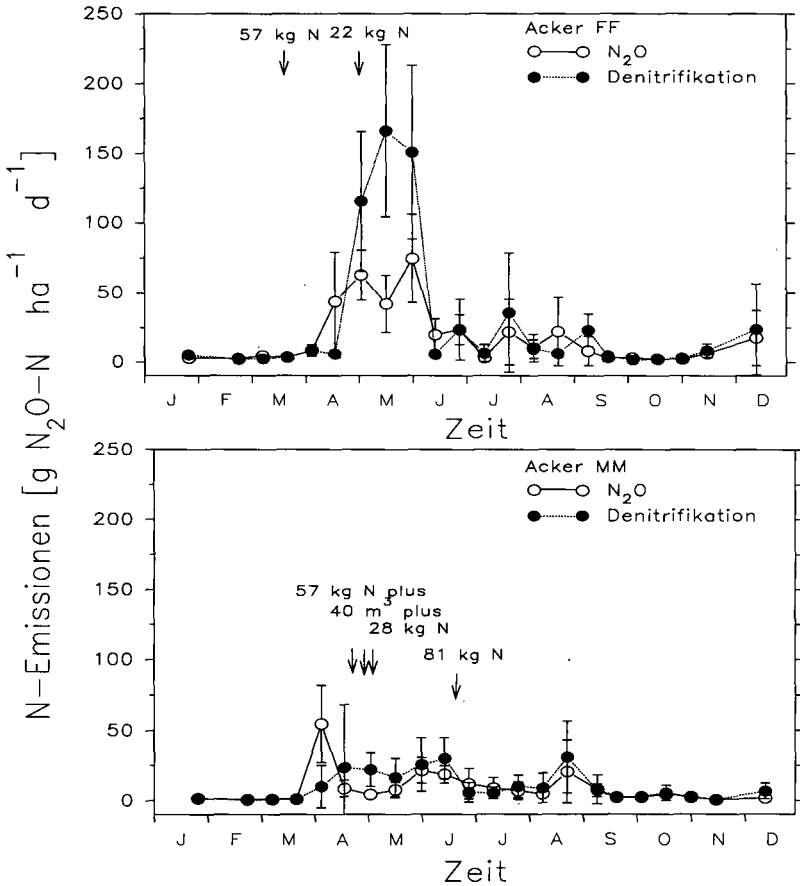


Abb 1: N-Emissionen zweier Ackerstandorte der Bornhöveder Seenkette im Jahr 1993

Die N_2O -Emissionen und Denitrifikationsverluste zeigten auf beiden Ackerstandorten einen typischen Jahresgang mit starkem Anstieg im Frühjahr und abnehmenden Emissionen ab Juni. Die Spitzenwerte der Denitrifikation wurden auf dem Acker-FF Mitte Mai gemessen und lagen bei ca. $160 \text{ g } N_2O\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$. Die reine N_2O -Produktion erreichte Anfang Juni mit $75 \text{ g } N_2O\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ihr Maximum und fiel anschließend stark ab. Bei Acker-MM wurden in beiden Fällen signifikant erniedrigte Freisetzungen gemessen. Die höchsten Denitrifikationsverluste traten hier erst im August mit ca. $25 \text{ g } N_2O\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ auf. Demgegenüber erreichten die N_2O -Emissionen Anfang April über $50 \text{ g } N_2O\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$. Auffällig ist, daß die N_2O -Emissionen und Denitrifikationsverluste bei Acker-FF direkt nach der Düngapplikation stark anstiegen. Bei Acker-MM, der mehr als doppelt so hohe Düngergaben erhielt, wurde dieser Effekt nicht nachgewiesen. Wie aus Tabelle 2 hervorgeht, war desweiteren auch die Substat-induzierte Respiration bei Acker-FF mit durchschnittlich $12,35 \mu\text{g } CO_2\cdot\text{g}^{-1}\text{ TS}\cdot\text{h}^{-1}$ signifikant über dem Niveau von Acker-MM ($n=33$, H-Test). Dies entspricht bei einem Umrechnungsfaktor von $40 \text{ mg } C_{\text{mic}}\cdot\text{ml}^{-1} CO_2\cdot\text{h}^{-1}$ ca. $269 \mu\text{g } C_{\text{mic}}\cdot\text{g}^{-1}\text{ TS}$ bei Acker-FF vs. $226 \mu\text{g } C_{\text{mic}}\cdot\text{g}^{-1}\text{ TS}$ bei Acker-MM. Demgegenüber war die Basalatmung als Maß für die mikrobielle Kohlenstoffmineralisation bei beiden Böden vergleichbar.

Tab 2: Durchschnittliche N_2O - und Denitrifikationsverluste sowie mikrobielle Biomasse und Basalatmung im Jahr 1993 (Acker-FF = Acker Fruchtfolge; Acker-MM = Acker Monokultur, Mais. Signifikanzniveau: $p<0,05$).

Nutzung	Denitrifikation	N_2O	SIR	Basalatmung
	[$\text{g } N\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$]			[$\mu\text{g } CO_2\cdot\text{g}^{-1}\text{ TS}\cdot\text{h}^{-1}$]
Acker-FF	22,89 ^a	14,18 ^a	12,35 ^a	1,59 ^a
Acker-MM	9,55 ^b	5,70 ^b	10,36 ^b	1,55 ^a

Schlußfolgerungen

Der Vergleich der N_2O -Emissionen und Denitrifikationsverluste zweier Ackerflächen mit annähernd gleicher Bodenbildung zeigte, daß die Fruchtfolgebewirtschaftung mit langjähriger Festmistapplikation zu signifikant höheren N-Freisetzungen führte als die Monokulturfläche Mais mit Gülledüngung. Dieses Ergebnis ist v.a. deshalb bemerkenswert, da die Gesamtapplikation mit N-Düngern bei dem durch Monokultur bewirtschafteten Acker mehr als doppelt so hoch lag als bei dem Fruchtfolgeacker. Gleichzeitig waren auch die Gehalte an mikrobieller Biomasse in Acker-FF gegenüber Acker-MM signifikant erhöht. Diese Unterschiede wurden offenbar durch die Art der Bewirtschaftung bedingt. Gülle ist im Vergleich zu Stallmist eher ein Stickstoffdünger (enges C/N-Verhältnis), während Stallmist zugleich eine Kohlenstoffquelle in den Boden einbringt. Auch die bei Fruchtfolgebewirtschaftung auf dem Feld verbleibenden Ernterückstände erhöhen den Gehalt an mikrobieller Biomasse (LADD *et al.*, 1994). Mit der mikrobiellen Biomasse sind offensichtlich die N_2O -Emissionen bzw. die Denitrifikation von Böden der Bornhöveder Seenkette gekoppelt. Diese Aussage steht mit Ergebnissen von KAISER (1994) und DRURY *et al.* (1991) im Einklang, die mit zunehmenden Gehalten an mikrobieller Biomasse in Böden bzw. Bodenproben, einen Anstieg der N_2O -Emissionen bzw. der Denitrifikation verzeichneten. Die Basalatmung, als ein potientes Maß für die mikrobielle Aktivität ist nicht geeignet um Aussagen über die Freisetzung an Stickstoffverbindungen treffen zu können.

Literatur

- ANDERSON, J.P.E., DOMSCH, K.H. (1978): A physiological method for measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10:215-221
- DRURY, C.F., MCKENNEY, D.J. FINDLAY, W.I. (1991): Relationships between denitrification, microbial biomass and indigenous soil properties. *Soil Biol. Biochem.* 23:751-755
- HEINEMEYER, O., WALENZIK, G., KAISER E.-A. (1991): Zur Methodik der Bestimmung gasförmiger N-Abgaben in Freilandexperimenten. *Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch.*, 66, I: 499-502
- HEINEMEYER, O., INSAM, H., KAISER E.-A., WALENZIK, G.(1989): Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis. *Plant and soil* 116: 191-195
- HUTCHINSON, G.L., MOSIER A.R. (1981): Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45: 311-316
- KAISER, E.-A. (1994): Significance of microbial biomass for carbon and nitrogen mineralisation in soil. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 157:271-278
- LADD, J.N, AMATO, M., LI-KAI, Z., SCHULTZ, J.E. (1994): Differential effects of rotation, plant residue and nitrogen fertilizer on microbial biomass and organic matter in an australian alfisol. *Soil Biol. Biochem.* 26:821-831
- RYDEN, J.C., LUND, L.J., LETEY, J., FOCHT, D.D. (1979): Direct measurement of denitrification from soils: II. Development and application of field methods: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43: 110-118

Diese Untersuchungen wurden mit finanzieller Unterstützung des Bundesministers für Forschung und Technologie durchgeführt

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate und Posterbeiträge

Sitzung Kommission III

Band 76

Heft I

1995



Die Bedeutung der Mikroorganismen für die Aggregatstabilisierung von Böden unterschiedlicher Nutzung

von

Aichinger, S., R. Kiem und E. Kandeler*

Einleitung

Mikroorganismen und Pflanzenwurzeln tragen zur Bildung und Stabilisierung von Bodenaggregaten bei (Kemper und Koch, 1966, Miller und Jastrow, 1990, Anderson, 1991). Ein Mechanismus der Wirkung von Pflanzen auf die Aggregatstabilität ist die Lebendverbauung durch Feinwurzeln (Tisdall und Oades, 1982). Eine andere Möglichkeit besteht in der Stimulation der Bodenmikroorganismen durch Wurzelexsudate und der daraus folgenden Produktion von Aggregat-Kittsubstanzen durch die aktive Biomasse (Kandeler und Murer, 1993). Das Ziel unserer Arbeit war es zunächst, in einem kontrollierten Laborversuch Informationen über die Synchronisation von mikrobieller Biomasseproduktion und Aggregatbildung zu gewinnen. Als Simulation für Wurzelexsudate diente eine leicht verfügbare Kohlenstoffquelle (Glucose). In welcher Weise sich unterschiedliche Bodennutzung auf die mikrobielle Aktivität und die Aggregatstabilität auswirkt, sollte anhand eines Feldversuches geklärt werden. Im dritten Teil dieser Arbeit wurde untersucht, inwieweit der aggregatstabilisierende Effekt von Mikroorganismen bei mehreren Böden unterschiedlicher Nutzung sichtbar ist.

Material und Methoden

Am Beispiel eines degradierten Tschernosems wurde überprüft, ob eine Synchronisation zwischen Aggregatbildung und Biomasseproduktion besteht. Zur Probenvorbereitung wurden luftgetrocknete Aggregate (1 - 2 mm) auf 40% der maximalen Wasserkapazität angefeuchtet und 7 Tage bei 4°C gelagert. Den befeuchteten Aggregaten wurde Glucose ($400 \text{ mg} \cdot 100 \text{ g}^{-1} \text{ Boden}$) und Stickstoff ($6,7 \text{ mg N} \cdot 100 \text{ g}^{-1} \text{ Boden}$) zugegeben. Während einer dreiwöchigen Inkubation bei 20°C wurden die Aggregatstabilität (SAS), der Biomasse-N, die Dehydrogenase- und die Proteaseaktivität nach Schinner et al. (1993) gemessen. Die SAS von getrockneten und wiederbefeuchteten Aggregaten wurde in Abständen von 0,5 bis 10 Minuten nach dem Siebtauchverfahren von Murer et al. (1993) bestimmt. SAS und Dehydrogenaseaktivität wurden zusätzlich von einer Braunerde (Uls) mit unterschiedlicher Bepflanzung (Wiese, Gerste, Kartoffel, Mais und Klee) untersucht. Mit Hilfe von Multipler Regression sollte der Zusammenhang von SAS und mikrobiologischen, chemischen und physikalischen Eigenschaften geklärt werden.

* Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Denisgasse 31, A-1200 Wien

Ergebnisse und Diskussion

In einem Modellversuch konnte bei dem degradierten Tschernosem ein annähernd synchroner Verlauf von SAS und Biomasse-N bestimmt werden (Abb. 1). Dies macht den aggregatstabilisierenden Effekt des mikrobiellen Biomassepools deutlich. Bei den Aktivitäten der Enzyme Dehydrogenase und Protease bestand dagegen kein so enger Zusammenhang zur SAS (Daten nicht abgebildet). In methodischen Voruntersuchungen zur Naßsiebung wurde festgestellt, daß die SAS mit zunehmender Versuchsdauer nach dem Modell $y = a * e^{-kx} + b$ bis zu einem konstanten Wert (b) abnahm (Bedingung: $a + b = 100$; $b = \text{SAS-Restbetrag}$) (Abb. 2). Wiederbefeuchtete Aggregate hatten im Vergleich zu getrockneten Aggregaten eine höhere SAS. Durch die Wiederbefeuchtung spielten die Luftsprengung und die unterschiedlich starke Quellung der Mikroaggregate, die bei der Untersuchung von luftgetrockneten Böden auftraten, nur noch eine untergeordnete Rolle.

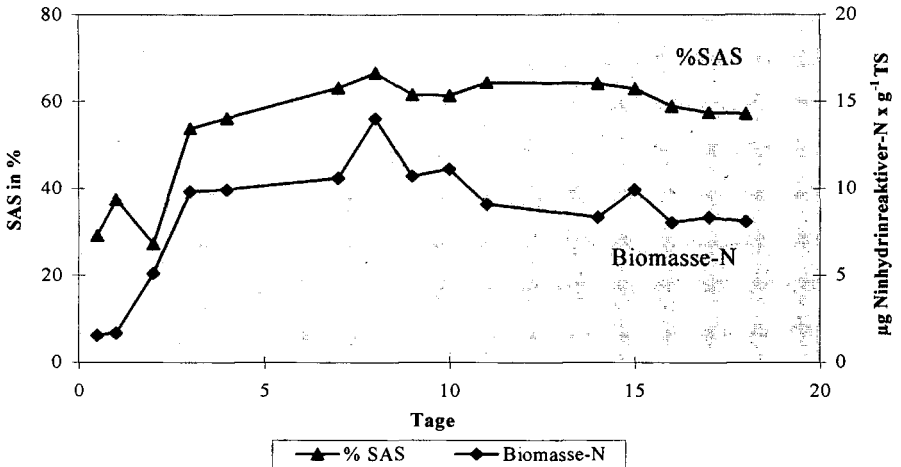


Abb. 1: Der zeitliche Verlauf von Biomasse-N-Produktion und Aggregatbildung nach Zugabe von Glucose und Stickstoff.

Die Ergebnisse der Braunerde zeigten, daß die Vegetation einen signifikanten ($P < 0,05$) Einfluß auf die SAS getrockneter Aggregate hatte (Abb. 3). Folgende Reihung konnte beobachtet werden: Mais < Gerste < Kartoffel < Klee < Wiese. Dieser pflanzenspezifische Einfluß auf die SAS konnte jedoch nicht bei den wiederbefeuchteten Aggregaten festgestellt werden. Der Einfluß der Pflanzen äußerte sich auch in unterschiedlichen Dehydrogenaseaktivitäten. Der Mais hatte die niedrigste Aktivität, in aufsteigender Ordnung folgten Gerste, Kartoffel, Klee und Wiese. Bei der Gegenüberstellung der Ergebnisse von SAS und Dehydrogenaseaktivität zeichnete sich ein linearer Zusammenhang ab (Abb. 4). Nicht nur eine hohe Biomasseproduktion, sondern auch ein höherer intrazellulärer Stoffwechsel der Mikroorganismen scheinen notwendig zu sein, um Aggregate zu bilden und zu stabilisieren.

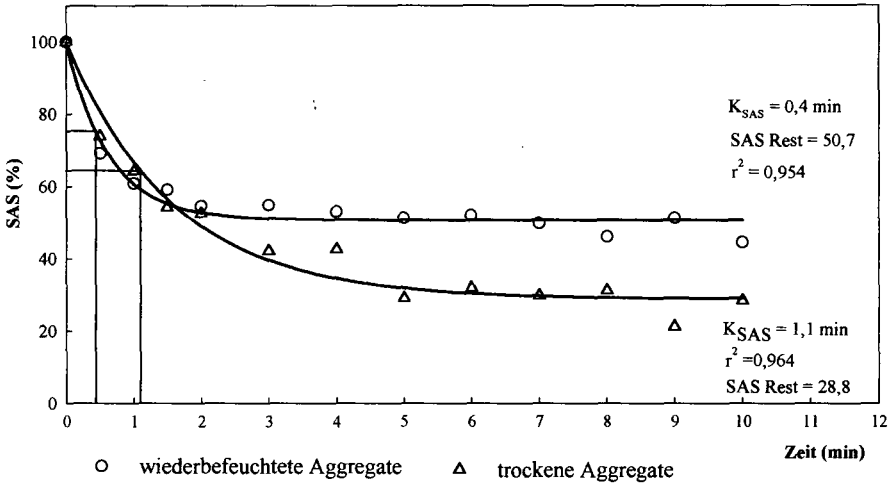


Abb.2: Die SAS von getrockneten und wiederbefeuchteten Aggregaten des degradierten Tschernosems in Abhängigkeit von der Dauer der Naßsiebung. K_{SAS} ist jene Zeit, bei der die Hälfte der instabilen Aggregate zerfallen ist.

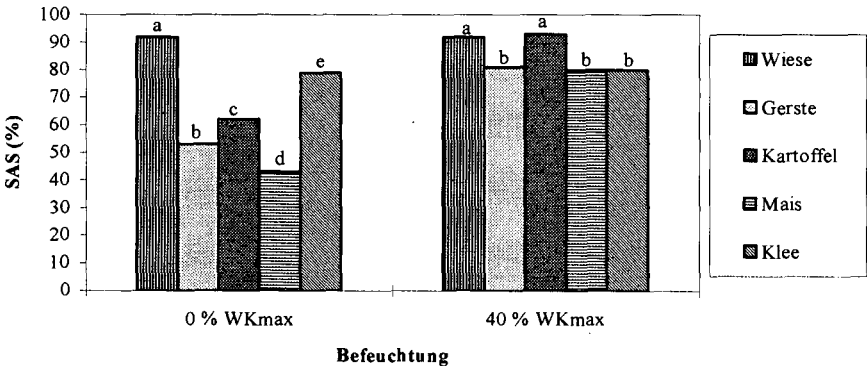


Abb.3: Einfluß der Bodennutzung auf die SAS von getrockneten und wiederbefeuchteten Aggregaten einer Braunerde (Gumpenstein / Steiermark). Balken mit gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant voneinander ($P < 0,05$).

Wurde die SAS (lufttrockene Aggregate) von 35 landwirtschaftlich genutzten Böden mit den Bodeneigenschaften korreliert, so fand man eine signifikante Abhängigkeit von der Textur und dem Gesamtstickstoff, nicht aber von den mikrobiologischen Parametern:

$$SAS = 17,8 \cdot \text{Ton} + 16,8 \cdot \text{Schluff} + 16,7 \cdot \text{Sand} + 322,8 \cdot \log N - 1698; R^2 = 0,58$$

Diese Ergebnisse zeigen, daß Pflanzen und Mikroorganismen die Aggregatstabilität wesentlich beeinflussen. Bei der Untersuchung einzelner Böden, die unterschiedlich genutzt oder in Modellversuchen mit Glucose versetzt werden, läßt sich dieser Einfluß gut nachweisen. Wird ein breites Spektrum an Bodentypen analysiert, kann der biologische Faktor aber von physikalisch-chemischen Parametern überlagert werden.

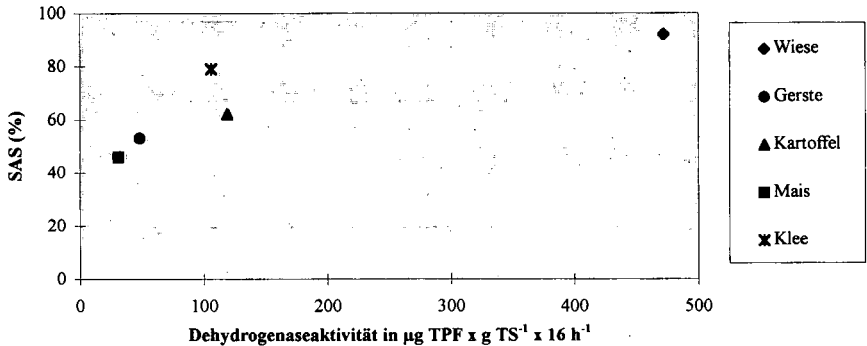


Abb.4: Der Zusammenhang zwischen SAS und Dehydrogenaseaktivität einer Braunerde mit unterschiedlicher Bodennutzung.

Literatur

- Anderson TH (1991) Bedeutung der Mikroorganismen für die Bildung von Aggregaten im Boden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 154, 409-416
- Kandeler E, Murer E (1993) Aggregate stability and soil microbial processes in a soil with different cultivation. Geoderma 56, 503-513
- Kemper WD, Koch EJ (1966) Aggregate stability of soils from western United States and Canada. Technical Bulletin Nr 1355, Bd 8/151, 51-52
- Miller RM, Jastrow JD (1990) Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation. Soil Biol. Biochem. 22, 579-584
- Murer EJ, Baumgarten A, Eder G, Gerzabek MH, Kandeler E, Rampazzo N (1993) An improved sieving machine for estimation of soil aggregate stability (SAS). In: L Brussaard and MJ Kooistra (eds), Int. Workshop on Methods of Research on Soil Structure/Soil Biota Interrelationships. Geoderma, 56, 539-547
- Schinner F, Öhlinger R, Kandeler E, Margesin R (1993) Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 2. Auflage
- Tisdall JM, Oades JM (1982) Organic matter and water-stable aggregates in soils. J. Soil Sci. 33, 141-163

Transport der organischen Substanz in Schwarzerden - mikromorphologische und andere Untersuchungen

von

Babel, U. und C. Hemmann*

1. Einleitung

Schwarzerden stellen durch ihre tiefreichenden humosen A-Horizonte deutlicher als viele andere Böden die Frage, wie der Raum Boden von Organismen als Lebens-Raum benutzt und damit umgeformt wird. Morphologie beschäftigt sich mit Heterogenität als Folge und als Ursache von Bewegungen und ist damit geeignet, diese Dynamik zu verfolgen.

Die organische Substanz (o. S.) entsteht durch Photosynthese oberhalb der Bodenoberfläche. Ihre Einmischung in den Boden ist grundsätzlich möglich 1.) innerhalb der Pflanzen (Wurzeln), 2.) in Tieren, die weiter oben fressen, weiter unten ihre Losungen hinterlassen, 3.) außerhalb von Organismen in fester Form, 4.) in wässriger Lösung, 5.) durch Erosion und Sedimentation.

Zur Genese der Schwarzerden wird allgemein auf die Bedeutung des Klimas (Winterkälte, Sommertrockenheit) hingewiesen (Scheffer und Schachtschabel 1989, Rau 1969), das Wurzeln und Bodentiere veranlasse, bis in ungewöhnlich große Tiefen vorzudringen (Möglichkeiten 1 und 2). Offen ist, wie der Transport durch 1 und 2 zu der auf mm-Skala homogenen Verteilung dunkler o. S. bis zu der auffallenden, auf wenige cm scharfen tiefliegenden Untergrenze führt, und ob nicht auch die Prozesse 3, 4 und 5 wenigstens fallweise eine Rolle spielen.

2. Bodenprofile (Tab. 1)

Die Profile Gotha, Wandersleben und Berlstedt liegen im Thüringer Becken, Höhnstedt und Zöberitz im östlichen Harzvorland in der Nähe von Halle. Alle Profile liegen im Acker;

*: Inst. Bodenkunde Standortslehre, Univ. Hohenheim, 70593 Stgt.

Tab.1:	Bodenprofile	Bodenform (TGL)	Ah bis (cm)
CGo1	Gotha	Kolluviallöß-Schwarzerde	110
CWa1	Wandersleben	Löß-Braunschwarzerde	63
CWa2	Wandersleben	degrad. Löß-Schwarzerde	60
CTh1	Berlstedt	Löß-Braunschwarzerde	65
CHo1	Höhnstedt	Löß-Schwarzerde	45/57*
CHo2	Höhnstedt	Löß-Schwarzerde	40/55*
CZo1	Zöberitz	Decksandlöß-Schwarzerde	75/62*

*: Ober- und Untergrenze des AhC-Horizonts (Tiefenmelioration!)

3. Methoden

Bodenprofilaufnahmen im Gelände unter besonderer Beachtung biogener Merkmale. Proben in natürlicher Lagerung wurden zu vertikalen Anschliffen 60 x 80 mm und Dünnschliffen 25 x 35 mm verarbeitet. Die Merkmale wurden nach standardisierten Schätzskaalen bonitiert. - In der unmittelbaren Umgebung von Profil CHo1 wurde die Dynamik der Regenwurmpopulation, die dort zu 96 % der Individuen aus *Aporrectodea rosea* bestand, untersucht (Hemmann 1994).

4. Ergebnisse

Abkürzungen und Zeichen: ASl - Anschliff; DS1 - Dünnschliff; DH - Durchlicht-Hellfeld; * - das Merkmal ist wegen geringem Kontrast oder anderer Undeutlichkeit nicht zuverlässig zu bestimmen.

1.) Lebende Wurzeln und Wurzelreste (Profilwand, 1 x): Abnahme zum C-Horizont in 4 von 5 Profilen. 2.) Partikel und Zonen mit Primärfluoreszenz (Babel 1972) jedoch nie auf O. (DS1, UV-Fluoreszenz, DH, 100 x): Recht gut erhaltene Wurzeln und Wurzelreste. Gewebe- und Zellreste ziemlich selten (in und an Röhren und in der Matrix). Diffuse gelbliche Fluoreszenz in der Matrix vorwiegend in der 100 µm-Umgebung der Röhren. Keine sicheren Unterschiede zwischen den untersuchten Horizonten. 3.) Kleine dunkle Partikel (ca. 0,2 - 5 µm) (DS1, DH, Dunkelfeld-Auflicht, x-Polarisatoren, 100 x bis 1000 x): Dunkelbraun bis opak, meist gerundet, die größeren oft verrundet bis kantig und manchmal in Formen von Zellfragmenten. 4.) Relativverteilung kleine dunkle Partikel/dunkle Zonen und Einheiten (ASl, DS1 1 x bis 1000 x): In den bei 1 x bis 10 x dunkel erscheinenden und daher als humos angesprochenen Zonen und Regenwurmlösungen sind die Partikel mehrfach häufiger als außerhalb. In Kleinaggregaten um 60 µm sind sie nicht häufiger als in deren Umgebung. 5.) Kleinaggregate um 60 µm (Enchyträen- und Collembolenlösungen) (DS1, DH, 35 x): Keine Abnahme zum C-Horizont. 6.) Relativverteilung Kleinaggregate um 60 µm/Hohlräume (Röhren, Risse, Höhlungen) (DS1, DH, 35 x): Die Kleinaggregate treten in keinem der Hohlraumformtypen bevorzugt auf; die allermeisten Röhren sind frei von ihnen. 7.) Orientierung von Zonen von

Kleinaggregaten um 60 μm (DSL, HD, 10 x): Meist keine Vorzugsorientierung; manchmal schwache vertikale Vorzugsorientierung möglich. 8.) Pedotubulen ca. 500-1000 μm , hell oder dunkel (ASL, 8 x): In allen Profilen im C-Horizont seltener als darüber. Vorzugsorientierung ist nicht zu erkennen. 9.) Schlieren* in der Matrix (DSL, HD, 35 x): Ziemlich selten; Abnahme zum C-Horizont oft aber nicht immer. 10.) Einwaschungstonbeläge (DSL, HD, x-Polarisatoren, 25 x): Sie treten nur in CGo (dort dunkel, oberhalb des C ziemlich häufig) und in CWal und CTh auf (dort gelblich); überall fast nur aus Feintonfraktion. 11.) Röhren > 5 mm, senkrecht, offen (Profilwand, 1 x): In allen Profilen bis zum C häufig bis ziemlich selten. 12.) Nadelstichporen (Profilwand, 1 x): gleiches Ergebnis wie bei 13. 13.) Anzahl von Röhren um 100-400 μm (DSL, HD, 10 x): Zunahme vom Ah zum folgenden Horizont, von dort zum C keine Tendenz. Über 95 % dieser Röhren sind leer. 14.) Relativverteilung Röhren (100 - 400 μm)/dunklere Zonen der Matrix: Die Röhrenumgebung ist nicht überzufällig häufig dunkel. Ausnahme CGo - dazu siehe Merkmal 10. 15.) Tiefenverteilung von Aporectodea rosea in CHol (Handauslese, ca. 1 x/Monat, 1/4 m², n = 4): In den 24 Untersuchungsintervallen von November 90 bis Dezember 92 wechselte das Maximum 10 mal in eine andere Tiefenstufe (0-20-40-60-80 cm). Die Population zog ihr Maximum bei Sommertrockenheit und im Winter von 0 - 20 in 20 - 40 cm zurück, bei größerer Kälte noch tiefer.

5. Diskussion

(In Klammer die laufende Nr. aus Teil 4.) Die Einmischung von o. S. durch anezische Regenwürmer, die als humose Wandung ihrer Röhren bekannt ist, ist keine ausreichende Bedingung für die Tiefgründigkeit der A-Horizonte (11). Wurzeln führen zwar organische Substanz regelmäßig bis in den C-Horizont (1, 12, 13, Werner 1991), jene wird aber überwiegend mineralisiert; beim Abbau der Wurzelgewebe sind Tiere in der Regel nicht beteiligt (2, 6, 13, 14). Es können dabei instabile organische Zwischenstufen auftreten, die über sehr kurze Distanz (um 100 μm) in die Matrix diffundieren (2). Ein großer Teil der organischen Substanz liegt in Partikeln vor (3, 4). Die dunkle o. S. wird von endogäischen Regenwürmern, die erstens Tiefenwanderungen machen (15), zweitens sich ohne Vorzugsorientierung im Raum bewegen (8), verbreitet, und zwar überwiegend bis zur A-Untergrenze; in den C-Horizont dringen diese Tiere nur ausnahmsweise vor (8, 9, 15). Ihr Lösungsmaterial wird von Enchyträen, deren Populationen ebenfalls Tiefenwanderungen und deren Individuen ebenfalls ungerichtete Bewegungen im Raum ausführen (7) eher zufallsmäßig gefressen und dadurch weiter verteilt (3, 4, 5). Einwaschung von organischer Substanz in fester Form spielt nur in CGol eine beträchtliche Rolle (10). Bewegung der o. S. in Lösung reicht nur um 100 μm weit (2).

6. Schlüsse

Aufgrund der in Kurzform mitgeteilten Ergebnisse und in Übereinstimmung mit anderen Arbeiten stellen wir folgende Thesen auf:

- 1.) Endogäische Regenwürmer, Enchyträen und Wurzeln bewegen sich im Boden vorwiegend aufgrund ungerichteten Appetenzverhaltens.
- 2.) Der Transport der organischen Substanz in A-Horizonten kann als konvektiv-dispersiv beschrieben werden. Seine Komponenten sind gerichtete Vertikalbewegungen der Wurmpopulationen, die einem breiten Optimum der allgemeinen Lebensbedingungen folgen, und der Hauptwurzeln, die positiv geotrop wachsen, und zweitens ungerichtete Suchbewegungen der Tier-Individuen und der Seitenwurzeln.
- 3.) Wurzeln bilden (fast) keine Schwarzerde-Huminstoffe.
- 4.) Wurzelreste mögen zwar wichtig sein als energiereiche Nahrung für Würmer, aber jene fressen sie nicht gezielt.
- 5.) Die Untergrenze der humosen A-Horizonte ist ziemlich scharf, weil sie von wenigen Gruppen von Organismen (endogäischen Regenwürmern, Enchyträen) gebildet wird. Diese dringen nur in seltenen Notfällen über die Durchfeuchtungsfront nach unten, deren Lage durch abiotische und biotische Prozesse bestimmt wird.
- 6.) Mit diesen Hypothesen läßt sich die tiefreichende, auf mm homogene Einmischung dunkler o. S. in den Schwarzerde-Profilen ausreichend erklären.

Dank

Wir danken vielen Kollegen in den Instituten in Halle und in Hohenheim für Unterstützung in Rat und Tat. Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für eine Sachbeihilfe.

Literatur

Babel U (1972): Fluoreszenzmikroskopie in der Humusmorphologie. 3rd Int. Work. Meet. Soil Micromorph.. Zeszyty Problemowe Postepow Nauk Rolniczych, Z. 123, p. 111-127. Hemmann C (1994): Untersuchungen zum Bestand an Lumbriciden in ackerbaulich genutzten Böden und deren Randbereichen. Diss. Landw. Fak. Martin-Luther-Universität Halle. Rau D (1969): Untersuchungen an rezenten und fossilen Lössböden in Thüringen. Geologie 18, 691-699. Scheffer F, Schachtschabel P (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke, Stuttgart. Werner D. (Redaktion) (1991): Exkursion I, Jena. Exkursionsführer zur Jahrestagung 1991 der DBG. Mitt. DBG 64, 269-322.

Einfluß von Bodenbearbeitung und Düngung auf die biologische Aktivität und die mikrobielle Biomasse

von

Bode, M. und H.-P. Blume*

Einleitung

Innerhalb des SFB 192 der agrarwissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel wird seit 1991 u.a. der Einfluß von verschiedenen Nutzungsmaßnahmen in einem Ackerökosystem auf bodeninterne Wirkungsmechanismen untersucht. Im Teilprojekt Bodenbiologie werden verschiedene biologische Parameter in ihrer Reaktion auf Düngung und Bodenbearbeitung erhoben. Hierbei soll der Zusammenhang von mikrobiologischen, zoologischen und allgemein-biologischen Komponenten aufgezeigt und Auswirkungen unterschiedlicher Düngungs- bzw. Bearbeitungsmaßnahmen auf die biologische Komponente der Bodenfruchtbarkeit analysiert werden.

Durch Kombination mit in anderen Arbeitsbereichen erhobenen bodenchemischen und bodenphysikalischen Faktoren können so die komplexen Wechselwirkungen im Boden näher geklärt werden.

Material und Methoden

Die Ackerflächen befinden sich auf dem Versuchsgut der Universität, ca. 15 km südlich von Kiel. Auf den Flächen sind in Oberhanglage lehmige Parabraunerden (teilerodiert) und in Unterhanglage lehmig-sandige Kolluvien (z.T. stauwasserbeeinflußt) zu finden. Hieraus ergeben sich zwei unterschiedliche Standorte, auf denen je zwei Bodenbearbeitungsvarianten (Pflugeinsatz bis 30 cm Tiefe und reduzierte Bodenbearbeitung durch oberflächliches Grubbern bis 10 cm Tiefe) mit jeweils 4 bzw. 5 Düngungsvarianten angelegt sind. Im Jahre 1993/4 lagen unter Wintergerste folgende Düngungsvarianten vor:

0 = Kontrolle ohne Stickstoff-Düngung

1 = mineralische Stickstoff-Düngung: 120 kg /ha

2 = organische Düngung: Schweinegülle im Herbst und Frühjahr mit ca. 170 kg N/ha

3 = hohe mineralische Stickstoffdüngung: 160 bzw. 240 kg N/ha

4 = kombinierte mineralische und organische Düngung: 120 kg N/ha und Gülle im Herbst und Frühjahr mit ca. 170 kg N/ha

Aus Gründen der Bodenheterogenität konnte die rein organische Düngungsvariante nur unter reduzierter Bodenbearbeitung eingerichtet werden.

Über die Ergebnisse aus den Jahren 1991-93 hat ELSNER (1994) berichtet. In diesem Bericht sollen die Resultate der Erhebung der mikrobielle Biomasse und der allgemeinen biologischen Aktivität an zwei Probenahmeterminen (Mai und Oktober 94) vorgestellt werden. Die mikrobielle Biomasse wurde in Mischproben aus Ober- (0-10cm) und Unterkrume (15-27cm) mittels Substratinduzierter Respiration nach ANDERSON UND DOMSCH (1977) am Sapromaten ermittelt. Für die Charakterisierung der allgemeinen biologischen Aktivität in 0-8 cm Tiefe wurde der Köderstreifen-test nach v. TÖRNE (1990) verwandt. Hierbei handelt es sich um einen Test zur Erfassung der Leistung von Bodenorganismen, vorwiegend Mesofauna, im Gelände mittels pulverisierter Ködersubstanzen in perforierten Plastikstäbchen. Da in Feldversuchen zoogener und mikrobiogener Abbau praktisch nicht voneinander zu trennen sind, ergibt sich die Fraßleistung als Summenparameter. Als Ködermaterial diente ein Gemisch aus Cellulose, Weizenkleie und Agar-Agar. Die Expositionsdauer im Feld betrug im Mai 21 Tage, im Oktober 8 Tage. Die Ergebnisse sind als prozentuale Fraßaktivität in 10 Tagen dargestellt. Die statistische Absicherung erfolgte mittels H- bzw. T-Test. Signifikante Unterschiede sind immer auf das 5%-Niveau bezogen.

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40, 24118 Kiel

Die reduzierte Bodenbearbeitung führt im Gegensatz zum Pflugeinsatz zu erheblich höheren mikrobiellen Biomassen in der Oberkrume, die statistisch absicherbar sind (Abb. 1 u. 2 rechts). Im Mittel sind in den obersten 10 cm $464 \mu\text{g C}_{\text{mic}}/\text{g Ts}$ zu finden, zwischen 15 und 30 cm jedoch nur $160 \mu\text{g C}_{\text{mic}}/\text{g TS}$. In den Jahren 1991-93 fand ELSNER (1994) durchschnittlich ca. doppelt so hohe Biomassegehalte in der Oberkrume, d. h. daß nun eine weitere Verschiebung in Richtung stärkerer Anreicherung in der Oberkrume stattgefunden hat. Das Ergebnis deckt sich mit Resultaten von BECK (1985) sowie GROCHOLL und AHRENS (1989), die ebenfalls bei nichtwendender Bodenbearbeitung deutliche Differenzierungen zwischen Ober- und Unterkrume finden konnten. Dies ist auf das nur oberflächliche Einarbeiten der Ernterückstände zurückzuführen, was ein erhöhtes Nahrungsangebot in den oberen Bodenschichten zur Folge hat. Weiterhin ist davon auszugehen, daß in der Unterkrume aufgrund von fehlender Bodenlockerung schlechtere Luftverhältnisse für die Bodenorganismen vorliegen. Dieses konnte durch FREY (mdl. Mitteilung) im Zuge von O_2 -Messungen belegt werden. Während der Düngungseffekt sich über direkte Zufuhr von Stickstoff als Nährelement und über ein erhöhtes Vorliegen von abgestorbenem pflanzlichem Material in der Oberkrume erheblich auswirkt (Varianten 2, 3 und 4 bzw. 3 und 4 mit signifikant höheren Werten als Var. 0 und 1), ist er in der Unterkrume weniger stark ausgeprägt, aber noch statistisch absicherbar. Insgesamt fällt der positive Einfluß der Gülle auf die mikrobielle Biomasse auf, da dieser organische Dünger einen hohen Anteil an leicht abbaubarer organischer Substanz enthält. Auch KANDELER und EDER (1991) sowie EILER (1991) wiesen zunehmende mikrobielle Aktivitäten und Biomassen mit steigender Gülleausbringung nach. In der Oberkrume besteht weiterhin eine Tendenz zu höheren Biomassewerten im Herbst als im Frühjahr, was auf ein vermehrtes Nahrungsangebot nach der Ernte zurückzuführen ist (vgl. JÄGGI et al. 1991). Auf die gesamte Krumentiefe bezogen unterschieden sich die Gehalte an mikrobieller Biomasse beider Bearbeitungsvarianten statistisch aber nicht.

Allgemeine Biologische Aktivität

Die allgemeine biologische Aktivität, dargestellt als prozentuale Fraßaktivität in 10 Tagen, ergab für den Maitermin keine Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten. Sie bewegte sich im Mittel um 20 % (Abb. 3). Im Oktober hingegen konnten für die nichtwendende Bearbeitung signifikant höhere Fraßaktivitäten der reinen Gülledüngungsvariante, der hohen mineralischen Düngungsvariante sowie der kombinierten organisch-mineralischen Düngungsvariante im Gegensatz zur Kontrollfläche und der Variante 1 festgestellt werden (Abb. 4 rechts). Unterschiede innerhalb dieser beiden Gruppen waren nicht statistisch abzusichern. Bei Pflugbearbeitung war der Düngungseinfluß weniger stark ausgeprägt, hier waren nur Tendenzen zu höherer Aktivität mit steigender Düngung festzustellen (Abb. 4 links).

Die Fraßaktivität läßt somit Parallelen zur mikrobiellen Biomasse erkennen. Beide Untersuchungsparameter reagieren positiv auf steigende Düngung, was neben der direkten Zufuhr von Nährstoffen aus dem Dünger in einem höheren Nahrungsangebot aus stärkerem Pflanzenaufwuchs, somit mehr Ernterückstände, begründet liegt. Tendenzmäßig liegt auf den ungepflügten Flächen eine höhere Aktivität vor. Der fehlende Einfluß der Düngung auf die Fraßaktivität im Mai steht sicherlich in Zusammenhang mit der Witterung. Es handelte sich um einen im Vergleich zum Oktober eher trockenen Monat, die volumetrischen Wassergehalte lagen mit 23,6 % im Mittel um 6,5% niedriger als im Herbst. Um auswertbare Ergebnisse zu erzielen, mußten die Köderstreifen 3 Wochen im Feld exponiert bleiben, wodurch eine zunehmende Veränderung der Ködermaterialien durch Bakterien und Pilze verursacht wird (v. TÖRNE 1990). Hierdurch kann es durch Veränderung der Attraktivität der Köder zu einer Verfälschung der Ergebnisse gekommen sein. Die mittlere Fraßaktivität war im Mittel zwar nur um 6% niedriger als im feuchteren Oktober, aber ein Einfluß des beginnenden Wassermangels kann nicht ausgeschlossen werden, der sich in verminderter Aktivität auf der stärker gedüngten Flächen bemerkbar machte. LARINCK (1991) und v. TÖRNE (1990) weisen auf diese Limitierung der Methode hin. Ebenso ist es aber auch möglich, daß der Einfluß der Düngergaben sich erst nach der Ernte und über die Menge der eingearbeiteten Ernterückstände bemerkbar macht.

Ergebnisse und Diskussion

Für die beiden Standorte Kolluvium und Parabraunerde ergeben sich an beiden Terminen weder für die mikrobielle Biomasse noch für die allgemeine biologische Aktivität Unterschiede. Es ist zu vermuten, daß die Unterschiede im Nährstoff-, Feuchte- und Lufthaushalt der beiden Bodentypen zu gering sind, als daß sie in anthropogenen Ackerökosystemen zu Unterschieden im Bodenleben führen könnten. Gleiches wurde auch von ELSNER (1994) festgestellt. Im folgenden werden somit die Untersuchungsparameter nur für die Parabraunerden dargestellt.

Mikrobielle Biomasse

Für die Pflugbearbeitung ergab sich an beiden Terminen eine Tendenz zu höheren Gehalten an mikrobieller Biomasse mit steigender Düngung (Abb.1 u. 2 links). Im Mai konnten in der Oberkrume der kombiniert organisch-mineralisch gedüngten Flächen mit im Mittel 380 $\mu\text{g C}_{\text{mic}}/\text{g TS}$ signifikant höhere Werte als bei der Kontrolle und der niedrigen mineralischen N-Düngungsstufe gefunden werden. Im Oktober lagen in beiden Bodentiefen bei hoher mineralischer Düngung (Var. 3) und kombiniert organisch-mineralischer Düngung (Var. 4) höhere Biomassegehalte als in den beiden anderen Varianten vor. Die Werte schwankten insgesamt zwischen 250 und 400 $\mu\text{g C}_{\text{mic}}/\text{g TS}$ (Abb. 2 links). Im Oktober weist die Unterkrume durchweg signifikant höhere Gehalte an mikrobieller Biomasse auf als die Oberkrume. Im Frühjahr erwärmt sich die oberen Bodenschichten stärker, was zu vermehrter Biomasseproduktion führte. Im Herbst erfolgte eine Abkühlung des Bodens von oben nach unten, wodurch es in der Unterkrume zu temperaturmäßig günstigeren Bedingungen kommt. Insgesamt sind die Unterschiede zwischen den beiden Bodentiefen jedoch als gering anzusehen.

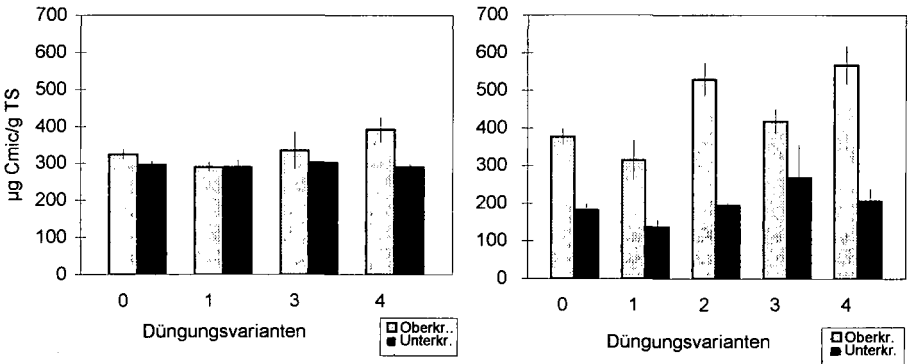


Abb. 1: Mikrobielle Biomasse unter Pflug- (links) und reduzierter Bodenbearbeitung (rechts), Mai 94

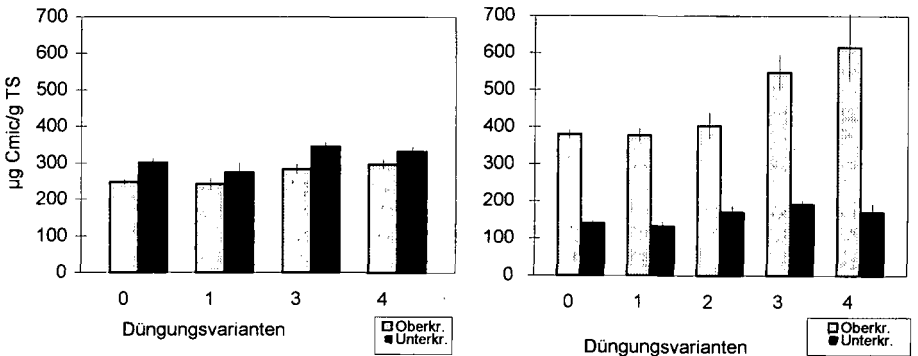


Abb. 2: Mikrobielle Biomasse unter Pflug- (links) und reduzierter Bodenbearbeitung (rechts), Oktober 94

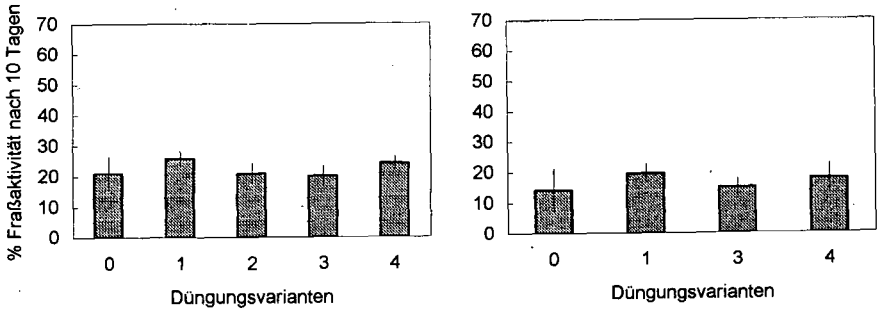


Abb. 3: Biologische Aktivität unter Pflug- (links) und reduzierter Bodenbearbeitung (rechts), Mai 94

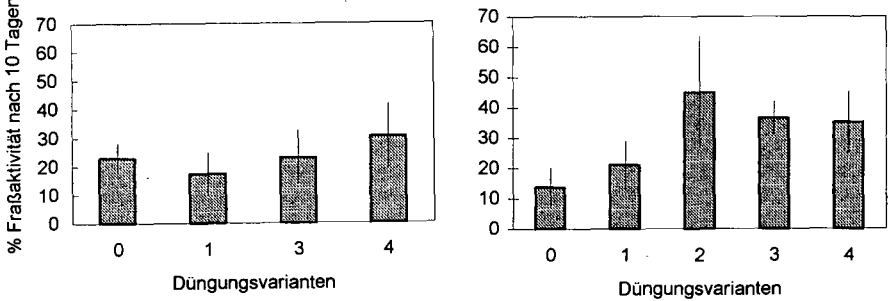


Abb. 4: Biologische Aktivität unter Pflug- (links) und reduzierter Bodenbearbeitung (rechts), Oktober 94

Zusammenfassung

- Weder für die mikrobielle Biomasse noch für die allgemeine biologische Aktivität konnten Unterschiede zwischen den Standortvarianten festgestellt werden.
- Reduzierte Bodenbearbeitung führte zu einer klaren Differenzierung von Ober- und Unterkrume bezüglich mikrobieller Biomasse: in der Oberkrume wurden deutlich höhere Gehalte gefunden. Auf die gesamte Krumentiefe bezogen ergaben sich keine statistisch absicherbaren Unterschiede zwischen beiden Bearbeitungsvarianten
- unter reduzierter Bodenbearbeitung sind die Auswirkung von unterschiedlichen Düngergaben auf mikrobielle Biomasse und biologische Aktivität stärker ausgeprägt als unter Pflugeinsatz.
- Organische Düngung, hohe mineralische Düngung und kombiniert mineralisch-organische Düngung führen zu einem Anstieg von mikrobieller Biomasse und biologischer Aktivität. Unterschiede zwischen diesen drei Düngungsvarianten sind nicht immer statistisch absicherbar. Kontrolle und niedrige mineralische Düngungsvariante verhielten sich ähnlich

Literatur

- BECK, Th. (1985): Einfluß der Landwirtschaft auf das Bodenleben. VDLUFA-Schriftenreihe 16, Kongreßband, 31-46
- ANDERSON T.H. und K.H. DOMSCH (1977): Aphysiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. Soil Biol. Biochem. 10: 215-221
- EILER T., H. VETTER, E. PRZEMECK, T. BECK (1991): Der Einfluß langjährig gestaffelter Schweinegüllegaben auf Regenwurmbesatz, mikrobiologische und physikalische Eigenschaften des Bodens. VDLUFA-Schriftenreihe 33, Kongreßband, 697-702
- ELSNER D.-Chr. (1994): Einflüsse von Bodenbearbeitung und Düngung auf die Mikroorganismen und ihre Leistungen typischer Ackerböden einer norddeutschen Moränenlandschaft. Schriftenr. Inst. Pflanzenern. Bodenk. Univ. Kiel, Nr. 27
- GROCHOLL J., E. AHRENS (1989): Einfluß langjährig differenzierter Bodenbearbeitung auf die mikrobielle Aktivität eines schluffigen Lehmes und eines schluffigen Sandes. VDLUFA-Schriftenreihe 30, Kongreßband, 489-496
- JÄGGI W., H.-R. OBERHOLZER und U. WALTHER (1991): Jahreszeitliche Veränderungen bodenmikrobiologischer Kennwerte unter Winterweizen in einem langjährigen Düngungsversuch. VDLUFA-Schriftenreihe 33, Kongreßband, 269-274
- KANDELER E., EDER G. (1991): Gülledüngung im Dauergrünland und ihre Wirkung auf Bodenbiologie und Stickstoffausstrag. VDLUFA Schriftenreihe 33, Kongreßband, 257-265
- LARINCK, O. (1991): Bestimmung der biologischen Aktivität von Böden mit dem Köderstreifen-Test nach v. Törne: ein Erfahrungsbericht. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 66 I, 551-554
- v. TÖRNE, E. (1990): Schätzung von Freßaktivitäten bodenlebender Tiere. II. Mini-Köder-Test. Pedobiologia 34, 269-279

Veränderungen von Regenwurm-Zönosen im Laufe der sekundären Sukzession von Grünlandbrachen in Südwestdeutschland

von

Brauckmann, H.-J., G. Broll und K.-F. Schreiber

Einleitung

Über die Verbreitung und die Funktion der Regenwürmer im genutzten Grünland liegen zahlreiche Erkenntnisse vor (vgl. EDWARDS & LOFTY 1977; SYERS & SPRINGETT 1983). Grünlandböden weisen an die Standortsverhältnisse und die Nutzung angepasste, oft arten- und individuenreiche Lumbriciden-Zönosen auf (CURRY 1994). Im Zuge der sekundären Sukzession von Grünlandbrachen kommt es zu einer Veränderung der Vegetation (NEITZKE 1991), des Mikroklimas, der Bodeneigenschaften und damit auch der Fauna (STRUEVE-KUSENBERG 1982).

Die Untersuchungen zur Regenwurm-Fauna sind Teil eines Grünlandbracheprojektes in Baden-Württemberg, das die Erfassung ökologischer Veränderungen nach Stilllegung von Grünland zum Ziel hat (u.a. SCHREIBER 1977; SCHIEFER 1981; SCHREIBER & SCHIEFER 1985; HANDKE 1988; BROLL 1989; NEITZKE 1991; SCHREIBER 1993). Dazu werden neben Flächen, die extensiven Pflegemaßnahmen unterliegen, Sukzessionsflächen, die völlig ungestört bleiben, boden- und vegetationskundlich sowie faunistisch untersucht (BROLL & BRAUCKMANN 1994; SCHREIBER et al. 1994). Erste Ergebnisse zur Regenwurmfaua der Sukzessionsflächen im Vergleich zu den extensiv gepflegten Parzellen hat SCHREIBER (1980) bereits vorgestellt (vgl. SCHREIBER et al. 1994).

Untersuchungsflächen und Methoden

Das Gesamtprogramm umfaßt 14 Versuchsanlagen in verschiedenen Naturräumen Baden-Württembergs. Der Tab. 1 sind Standortcharakteristika von zehn ausgewählten Flächen zu entnehmen. Die Flächen wurden seit 1974 der ungestörten Sukzession überlassen.

Tab. 1: Standortcharakteristika der Sukzessionsflächen (nach SCHREIBER 1993)

Fläche	Region	Höhe ü. NN in m	Ø Jahres- mittel- temp. °C	Ø Nieder- schläge mm	Ausgangs- substrat	Bodentyp (im Bereich der untersuchten Teilflächen)
Hepsisau	Mittl. Alptrauf	560	6-6,5°	900	Weißjuraschutt	Pelosol
Schopfloch	Mittl. Kuppenalb	730	6,5-7°	1000	Weißjurakalk	Kolluviale Braunerde
St. Johann	Mittl. Kuppenalb	760	6-6,5°	900	Weißjurakalk	Braunerde-Rendzina
Melchingen	Mittl. Kuppenalb	810	5,5-6°	900	Weißjurakalk	Terra fusca
Rangendingen	Südwestl. Keuperstufenrand	460	7,5-8°	750	Gipskeuper	Pelosol
Fischweier	NW-Schwarzwald	220	8-8,5°	950	Auensedimente	Braunerde-Gley
Plättig	Westl. Nordschwarzwald	740	6-6,5°	1900	Granit	Anmoorgley
Bernau	Südl. Hochschwarzwald	1100	5,5°	1800	Granit	Humusbraunerde
Todmoos	Südl. Hochschwarzwald	1060	5,5°	1800	Gneis	Humusbraunerde
Fröhnd	Südl. Hochschwarzwald	840	6°	1800	Gneis	Humusbraunerde

Zur Erfassung der Regenwurmfaua wurde in den Jahren 1977, 1978, 1979 und 1984 die Formalin-Extraktion (RAW 1959) eingesetzt. Nahe der Dauerquadrate, in denen regelmäßig die Vegetation aufgenommen wird, ist jeweils 1m² untersucht worden. Im Herbst 1993 und Frühjahr 1994 wurde einmal monatlich der Elektrofang nach der Oktett-Methode (THEILEMANN 1986) durchgeführt.

Institut für Landschaftsökologie der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster, Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster

Die Bodenprobennahme erfolgt seit 1975 alle 3-4 Jahre. Der pH-Wert des Oberbodens (0-4cm) wurde in CaCl₂-Lösung bestimmt.

Tab.2: Vegetation (1974/1991) und Bodenacidität des Oberbodens (pH (CaCl₂), 0-4cm, 1978/1994) der Sukzessionsflächen im Bereich der jeweiligen Dauerquadrate

Fläche	vorherrschende Ausgangsvegetation 1974 (nach SCHREIBER 1993)	Vegetation 1991 (nach HÖLSS 1991)	pH 1978	pH 1994
Hepsisau	Montan getönte Glatthaferwiesen	Ahorn-Eschenvorwald	6,9	7,0
Schopfloch	Rotschwingelweiden	Geranio-Trisetum typicum starke Dominanzmusterbildung	5,1	5,5
St. Johann	Weide-Halbtrockenrasen	Zunahme von <i>Brachypodium pinnatum</i>	5,8	5,5
Melchingen	Montane Glatthaferwiesen, <i>Brachypodium pinnatum</i> -Stadium	keine klare Entwicklungsrichtung, starke Entmischung, Dominanzmuster	5,6	5,9
Rangendingen	Kalk-Halbtrockenrasen	<i>Trifolium medium</i> - <i>Brachypodium pinnatum</i> -Dauerstadium	6,7	6,8
Fischweier	Feucht- und Naßwiesen	<i>Polygonum bistorta</i> - <i>Carex brizoides</i> Stadium	4,6	4,1
Plättig	Kälberkropf-Quellstaudenflur	<i>Polygonum bistorta</i> - <i>Ranunculus acomitifolius</i> -Stadien	4,3	4,0
Bernau	Flügelginsterweiden	<i>Festuco Genistetum typicum</i>	3,9	3,9
Todtmoos		z.T. <i>Vaccinium myrtillus</i>	4,5	4,2
Fröhnd			4,3	4,4

Ergebnisse und Diskussion

Auf den untersuchten Sukzessionsflächen wurden 14 Lumbriciden-Arten nachgewiesen. Artenreich sind die Versuchsanlagen Hepsisau und Fischweier, artenarm die Untersuchungsflächen des Südschwarzwaldes und die trockeneren Flächen der Schwäbischen Alb. Das Arteninventar (Tab.3) und die Abundanz der Regenwürmer auf den zehn Sukzessionsflächen spiegelt deutlich die unterschiedlichen Standortsverhältnisse wider. So treten *Octolasion lacteum* und *Lumbricus terrestris* vor allem auf den Versuchflächen im Bereich der Schwäbischen Alb auf. *Lumbricus rubellus* und *Lumbricus castaneus* wurden sowohl im Schwarzwald als auch auf der Schwäbischen Alb nachgewiesen. Die *Aporrectodea*-Arten (*A. longa*, *A. limicola*, *A. caliginosa*, *A. rosea*) und *Allolobophora chlorotica* treten auf den Flächen im Südschwarzwald nicht auf. *Fitzingeria platyura* und *Eiseniella tetraedra* wurden nur in Fischweier, *Lumbricus badensis* wurde nur in Todtmoos gefangen.

Der Vergleich des Arteninventars in den verschiedenen Jahren zeigt, daß die meisten Arten, insbesondere die dominanten, regelmäßig nachgewiesen wurden. Der Anteil Adulter nimmt auf allen Flächen im Laufe der Sukzession ab. Der Ausfall einiger Arten in einzelnen Jahren, wie z. B. *L. rubellus*, der 1979 in Melchingen nicht nachgewiesen worden ist, ist einerseits mit Fluktuationen, andererseits mit dem relativ geringen Probenumfang zu erklären. *Dendrobaena octaedra*, eine Streuart, trat erst 1993/94 in Fischweier, Plättig, Bernau und Fröhnd auf. Das Fehlen dieser Art in den ersten 10 Jahren der Sukzession ist auffällig, da sowohl PIZL (1992) als auch SCHEU (1992) besonders ausbreitungsfähige *Dendrobaena*-Arten als typische r-Strategen schon in frühen Sukzessionsstadien auf Ackerbrachen nachgewiesen haben. In Schopfloch, St. Johann und Melchingen nimmt die Dominanz, vor allem aber die Abundanz von *L. terrestris* im Laufe der Sukzession ab. Ein möglicher Grund für die Beeinträchtigung dieser Art ist in der Verschlechterung der Nahrungsqualität (CONRADY 1987; BROLL 1989) zu sehen. Nur auf der Sukzessionsfläche in Hepsisau, auf der sich ein Eschen-Ahorn Wald entwickelt hat, wurde *L. terrestris* 1993/94 nachgewiesen. Hier ist anzunehmen, daß die gute Nahrungsqualität besonders der Eschenblätter diese Art fördert (MUYS et al. 1992).

Die höchsten Siedlungsdichten wurden in den ersten beiden Untersuchungsjahren 1977 bzw. 1978 ermittelt. Die Abundanz der Regenwürmer auf den Sukzessionsflächen nahm mit Ausnahme von Fröhnd in den ersten Untersuchungsjahren deutlich ab. Im Jahr 1979 wurden in Hepsisau, Fischweier, St. Johann und Bernau die niedrigsten Abundanzen festgestellt. Im Jahr 1984 und der

Untersuchungsperiode 1993/94 wurden wieder höhere Abundanzen ermittelt, die aber mit Ausnahme von Melchingen durchweg unter denen der ersten Untersuchungsjahre liegen. Während in den ersten Jahren nach der Stilllegung von Ackerbrachen zunächst ein rascher Anstieg der Siedlungsdichten erfolgt (PIZZ 1992; SCHEU 1992), spätere Sukzessionsstadien aber wieder schwächer besiedelt sind, ist auf den untersuchten Grünlandbrachen schon nach fünf Brachejahren eine Abnahme der Abundanz zu verzeichnen. CONRADY (1987) fand auf Wiesen, die seit 20 Jahren nicht mehr gedüngt worden sind, ebenfalls niedrigere Abundanzen als unmittelbar nach Einstellung der Düngung.

Tab. 2: Arteninventar Abundanz (Ind.m⁻²) und Dominanz (%) der Regenwürmer auf 10 Sukzessionsflächen von 1977-1993/94 (93*=Herbst 1993 und Frühjahr 1994, Oktett-Methode)

Fläche	Hepsisau					Schopfloch					St. Johann					Melchingen					Rangendingen									
	Jahr	77	78	79	84	93*	77	78	79	84	93*	77	78	79	84	93*	77	78	79	84	93*	77	78	79	84	93*				
Art	%					%					%					%					%									
D. octaedra																														
F. platyura																														
E. tetraeda																														
L. rubellus	18	36	27	3		8		83	60	75						100	43		50	55	17									
L. castaneus	4	14	9	31		42	25		5		7	43					29	50	38											14
L. terrestris	4	14	9	31	17	42	25		5		43	57	50											100	67	20				
L. badensis																														
A. longa										25																				
A. limicola																														
A. caliginosa	19		18			8	4		15		7						29	50	13	18										
A. chlorotica																														
A. rosea	46	29	18	14	17	4					7										9	8		33	14					
O. lacteum	9	7	18	21	58	50	17	15			36		50			100					18	75				80	71			
O. cyaneum																														
Abundanz	Ind.m ⁻²					Ind.m ⁻²					Ind.m ⁻²					Ind.m ⁻²					Ind.m ⁻²									
Adulte	74	14	6	29	14	24	4	6	20	11	14	14	2	0	3	1	7	2	8	15	12	1	3	5	9					
Juvenile	90	36	12	28	81	6	46	8	61	25	30	16	15	22	7	14	7	9	28	35	9	1	7	3	2					
Gesamt	164	50	17	57	95	30	50	14	81	36	44	30	17	22	10	15	14	11	36	50	21	2	10	8	11					

Fläche	Fischweier					Plättig					Bernau					Todtmoos					Fröhd								
	Jahr	n.u.	78	79	84	93*	77	78	79	84	93*	77	78	79	84	93*	n.u.	n.u.	79	84	93*	77	78	79	84	93*			
Art	%					%					%					%					%								
D. octaedra					48					10					14													75	
F. platyura					5																								
E. tetraeda					10																								
L. rubellus	40	36	50	10		65	86	67	80		69	100	64	86			68				100		33	83	13				
L. castaneus	27		17	5		4	12				31		36				25	100			100	33	17						
L. terrestris																													
L. badensis																	7	100											
A. longa							15																						
A. limicola					5																								
A. caliginosa	33	36	33	14		5	1	4																					
A. chlorotica																													
A. rosea			18		5	3	1	29	10	100																			
O. lacteum			9			7																				33			
O. cyaneum																													
Abundanz	Ind.m ⁻²					Ind.m ⁻²					Ind.m ⁻²					Ind.m ⁻²					Ind.m ⁻²								
Adulte		15	11	6	12	0	97	77	24	10	4	16	8	14	7		19	3	3	1	19	9	6	5					
Juvenile		133	24	53	74	27	178	35	102	107	26	20	11	13	28		30	5	8	0	1	10	17	0					
Gesamt		148	35	59	86	27	275	112	126	117	30	36	19	27	35		49	8	11	1	20	19	23	14					

Auf den untersuchten Sukzessionsflächen nimmt mit der Zahl adulter Regenwürmer auch die Abundanz der einzelnen Arten ab, in Schopfloch, St. Johann und Melchingen besonders die von

L. terrestris. Häufig wird die Abnahme des Tiefgräbers durch eine Zunahme der epigäischen Lumbriciden kompensiert (SCHEU 1992). Auf den hier vorgestellten Sukzessionsflächen ist dieses jedoch nicht der Fall. Die epigäischen Arten *L. rubellus* und *L. castaneus* treten nach 10 bzw. 20 Brachejahren in geringeren Dichten auf als zu Beginn der Untersuchung, obwohl auf den meisten der untersuchten Sukzessionsflächen Streu akkumuliert wurde. Der Rückgang der Abundanz von *L. rubellus* und *L. castaneus* ist auf diesen Standorten mit der Verschlechterung der Nahrungqualität (PIZL 1992, SCHEU 1992) zu erklären. In Hepsisau nahm die Abundanz beider Arten ebenfalls ab, 1993/94 wurden sie überhaupt nicht mehr nachgewiesen. Auf dieser Fläche mit der höchsten Produktivität und Mineralisationsleistung wird alle anfallende Streu, die zum Großteil aus Eschenlaub besteht, im Laufe des Jahres abgebaut. Beim Vergleich von grünlandähnlichen zu Wald-Sukzessionsstadien stellte auch PIZL (1992) eine Abnahme von *L. rubellus* fest.

Literatur

- BROLL, G. & BRAUCKMANN H.-J. (1994): Humusformen und Regenwürmfauuna zweier Grünlandbrachen in Südwestdeutschland. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 74, 49-52
- BROLL, G. & SCHREIBER, K.-F. (1994): Stickstoffdynamik nach Stilllegung und extensiver Bewirtschaftung von Grünland. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 73, 31-34
- CONRADY, D. (1987): Untersuchungen zur Struktur und Funktion der Tiergemeinschaften eines submontanen Grünlandes: Einfluß von Umweltochemikalien und Raumstruktur. *Diss. Univ. Göttingen*
- CURRY, J. P. (1994): *Grassland Invertebrates*. London
- EDWARDS, C. A. & LOFTY, J. R. (1977): *Biology of Earthworms*. London
- HANDKE, K. (1988): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg. *Arbeitsber. Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster* 8
- HÜLSSE, D. (1991): Vegetationsentwicklung in Grünlandbrachen. Bericht zum Forschungsprojekt: Ökologische Untersuchungen der boden- und vegetationskundlichen Veränderungen unterschiedlich behandelter Brachflächen in Baden-Württemberg zur Erfassung der Nährstoff- und Artendynamik. Hohenheim
- MUYS, B., LUST, N. & GRANVAL, G.: Effects of grassland afforestation with different tree species on earthworm communities, litter decomposition and nutrient status. *Soil Biol. Biochem.* 24/12, 1459-1466
- NEITZKE, A. (1991): Vegetationsdynamik in Grünlandbracheökosystemen. *Arbeitsber. Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster* 13
- PIZL, V. (1992): Succession of earthworm populations in abandoned fields. *Soil Biol. Biochem.* 24/12, 1623-1628
- RAW, F. (1959): Estimating earthworm populations by using Formalin. *Nature* 184, 1661
- SCHEU, S. (1992): Changes in the Lumbricid coenosis during secondary succession from a wheat field to a beechwood on limestone. *Soil Biol. Biochem.* 24/12, 1641-1646
- SCHIEFER, J. (1981): Bracheversuche in Baden-Württemberg. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 22, Karlsruhe
- SCHREIBER, K.-F. (1977): Zur Sukzession und Flächenfreihaltung auf Brachland in Baden-Württemberg. *Verh. Ges. Ökol.*, 1976, 251-263
- SCHREIBER, K.-F. (1980): Entwicklung von Brachflächen in Baden-Württemberg unter dem Einfluß verschiedener Landschaftspflegemaßnahmen. *Verh. Ges. Ökol.* 8, 185-203
- SCHREIBER, K.-F. (1987): Sukzessionsuntersuchungen auf Grünlandbrachen und ihre Bewertung für die Landschaftspflege. In: *Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen.* (R. SCHUBERT, W. HILBIG Eds.), *Wiss. Beitr. Univ. Halle-Wittenberg* (P28), 275-284
- SCHREIBER, K.-F. (1993): Standortabhängige Entwicklung von Sträuchern und Bäumen im Sukzessionsverlauf von brachgefallenem Grünland in Südwestdeutschland. *Phytocoenologia* 23, 539-560
- SCHREIBER, K.-F. & SCHIEFER, J. (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. *Münstersche Geogr. Arb.* 20, 111-153
- SCHREIBER, K.-F., MATTES, H., BROLL, G. & BRAUCKMANN, H.-J. (1994): Faunistische Untersuchungen auf Bracheversuchsflächen in Baden-Württemberg - Sukzessionsflächen im Vergleich zu extensiv gepflegtem Grünland. *Veröff. Projekt Angewandte Ökologie* 8, 125-139
- SEYERS, J. K. & SPRINGETT, J. A. (1983): Earthworm ecology in grassland soils. In: *Earthworm Ecology* (J. A. SATCHELL Ed.), London 67-83
- STRUEVE-KUSENBERG, R. (1982): Succession and trophic structure of soil animal communities in different suburban fallow areas. In: *Urban Ecology* (R. Bornkamm, J. A. Lee & M. R. D. Seaward, Eds.), Oxford, 89-98
- THIELEMANN, U. (1986): Elektischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. *Pedobiologia* 29, 296-302.

Auswirkung von Flächenstilllegung auf die N₂O- Freisetzung und die CH₄- Aufnahme eines ehemaligen Ackerbodens

von

Dörsch, P.* , H. Flessa** und F. Beese**

Einleitung

Im Rahmen der EG-Lanwirtschaftspolitik wird in zunehmenden Maße versucht, durch Flächenstilllegung der agrarischen Überproduktion entgegenzuwirken. Neben der Einführung der Schwarzbrache als Fruchtfolgeglied werden Teilflächen ganz aus der Bewirtschaftung genommen und entweder gepflegt oder der Sukzession überlassen. Die dadurch entstehenden Veränderungen der C- und N-Kreisläufe auf Teilflächen von Agrarökosystemen sind wenig untersucht (Kandeler und Eder 1990, Meier und Wieden 1992, Odum 1960). In Hinblick auf den flächenmäßigen Anteil zukünftig möglicher Stilllegungen sind insbesondere NO₃-Verluste sowie gasförmige C- und N-Austräge aus Stilllegungsflächen von Interesse und für die Bewertung dieser Nutzungsform wichtige Kriterien.

Am Beispiel des Vergleichs eines intensiv genutzten Kartoffelackers und einer gepflegten Dauerbrache im zweiten Jahr nach der Stilllegung werden die Auswirkungen der Extensivierung auf die Freisetzung bzw. Aufnahme der klimarelevanten Spurengase N₂O und CH₄, sowie auf die zeitliche Dynamik der Nitratgehalte im Oberboden gezeigt. Die Untersuchungen wurden im Rahmen des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München durchgeführt.

Material und Methoden

Die beiden untersuchten Standorte „Acker“ und „Brache“ sind Teilflächen des FAM-Versuchsgutes in Scheuern. Einige Bodenkennwerte sind aus Tab.1 ersichtlich (Scheinost, 1994). Die N₂O- und CH₄-Flussraten wurden in mindestens wöchentlichen Abständen ermittelt. Die Gasprobennahme erfolgte aus PVC-Hauben

Tab. 1: Standortbeschreibung

Probleflächen	Acker (DP 270210)	Dauerbrache (DP 230120)
Boden	pseudovergleyter Kolluvisol	pseudovergleyter Kolluvisol
Ton [%]	22	20
Schluff [%]	59	51
Feinsand [%]	11	13
Sand [%]	19	26
C _{org} [%]	1,4	2,2
N _i [%]	0,14	0,2
pH	6,0	5,7
Bewirtschaftung		
Vorfrucht 1993	Sommerweizen	1992 eingesäte Dauerbrache mit
Zwischenfrucht-Düngung	17 m ³ ha ⁻¹ Rindergülle	Mulchen im Herbst
Zwischenfrucht	Ölrettich	
Hauptfrucht 1994	Kartoffeln	
Hauptfrucht-Düngung	130 kg N ha ⁻¹ AHL	

* GSF - Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstraße 1, 85764 Oberschleißheim

**Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen, Büsgenweg 2, 37077 Göttingen

(30 cm Durchmesser), die in je fünf Parallelen/Standort auf fest im Boden installierte PVC-Ringe aufgesetzt wurden. Während einer 30-60 minütigen Anreicherungszeit wurden je 4 Gasproben in evakuierte 100 ml-Glasflaschen gezogen und im Labor gaschromatographisch (FID/ECD) analysiert. Die Flußraten wurden aus dem linearen Anstieg bzw. der Abnahme der N_2O und CH_4 -Konzentrationen berechnet. Aus zeitgleich gezogenen Bodenmischproben (0-30 cm) wurden der gravimetrische Wassergehalt sowie der Nitratgehalt der Bodenlösung bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 zeigt den zeitlichen Verlauf der N_2O -Emissionen und der CH_4 -Aufnahmeraten in Abhängigkeit von Nitratgehalt, Wassergehalt sowie klimatischen Veränderungen wie Frost-Tau-Zyklen und Wiederbefeuchtung. Der zeitliche Verlauf der Nitratwerte zeigte im Winterhalbjahr 93/94 weitgehende Übereinstimmung der beiden Systeme hinsichtlich des Gehaltes und der zeitlichen Dynamik. Nach dem Auflaufen der Zwischenfrucht sanken die durch Gülledüngung anfänglich hohen Nitratgehalte der intensiv genutzten Fläche auf das niedrige Niveau der Brache, wobei die N_2O -Emissionen beider Systeme zurückgingen ($2 - 30 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Eine Ausnahme stellte der deutlich erhöhte N_2O -Austrag der Brache ($250 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) am 26.10. 93 dar, der mit leicht erhöhten Nitratwerten ($3,5 \text{ mg kg TB}^{-1}$) und einem hohen volumetrischem Wassergehalt von 40% einherging. Da die Nitrat- und Wassergehalte der Ackerfläche die gleiche Dynamik aufwiesen, aber keine nennenswerten N_2O -Austräge auftraten ($6,8 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), ist die Emissionsspitze der Brache wahrscheinlich auf den mikrobiellen Abbau der 20 Tage zuvor gemulchten pflanzlichen Biomasse zurückzuführen. Es ist wahrscheinlich, daß das Mulchen gepflegter Brachen im Herbst wesentlichen Einfluß auf das N_2O -Emissionsverhalten während der Wintermonate hat, da das auf der Fläche verbleibende Schnittgut in Verbindung mit den im Herbst ansteigenden Wassergehalten die Denitrifikation fördert.

Beide Standorte zeigten nach Frostperioden (Januar bis Mai 94) erhöhte N_2O -Freisetzungsraten. Jahreszeitliche Denitrifikationsspitzen nach Bodenfrost bei Bodentemperaturen unter 5°C wurden bereits für Ackerflächen beschrieben (Christensen und Tiedje, 1990, Dörsch et al. 1993) und tragen wesentlich zum ganzjährigen N_2O -Austrag landwirtschaftlich genutzter Böden bei. Die durch Frost-Tauzyklen induzierten N_2O -Emissionen waren auf der Ackerfläche wesentlich höher (maximal $520 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) als auf der Brache (maximal $176 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Ursache hierfür waren die durch die Mineralisation des teilweise abgefrorenen Ölreutts leicht erhöhten Nitratwerte der Ackerfläche ($5,6 \pm 1,9 \text{ mg kg TB}^{-1}$). Auf der Brache hingegen sanken die Nitratgehalte, wahrscheinlich durch Aufnahme der geschlossenen Pflanzendecke auf deutlich niedrigere Werte ($2 \pm 0,6 \text{ mg kg TB}^{-1}$). Darüber hinaus kam es auf der Ackerfläche durch die fehlende Pflanzenbedeckung zu wesentlich ausgeprägteren Temperaturschwankungen im Boden, die die N_2O -Emissionen erhöhten.

Während der Hauptfruchtphase zeigte die Ackerfläche bedingt durch die AHL-Düngung deutlich erhöhte Nitratwerte, die zu erhöhten Denitrifikationsverlusten führten. Wie ein Vergleich der Bodenwassergehalte mit der Dynamik der N_2O -Flussraten zeigt, wurden die erhöhten N_2O -Emissionen der Ackerfläche während des Sommerzeitraumes durch Wiederbefeuchtung des ausgetrockneten Oberbodens beeinflusst. Auch das Emissionsmaximum des Ackers am 5.7.94 ($590 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) wurde nach heftigen Regenfall auf den vorher ausgetrockneten Boden ausgelöst und bewirkte auch auf der Brache einen kurzzeitigen, wenngleich geringen Anstieg der N_2O -Emissionen.

Die in Abb.1 dargestellten CH_4 -Aufnahmeraten zeigten einen mit dem Wassergehalt negativ korrelierten Jahresgang. Trotz höherer volumetrischer Wassergehalte zeigte die Brache tendenziell höhere CH_4 -Aufnahmeraten während der Sommermonate. Möglicherweise führt die Stilllegung ackerbaulich genutzter Böden langfristig zu einer Erhöhung der Senkenstärke für Methan (Mosier et al. 1991). Solange die regulierenden Faktoren der Methanoxidation in durchlüfteten Böden nicht besser bekannt sind, läßt sich dieser Effekt nicht mit Sicherheit vorhersagen.

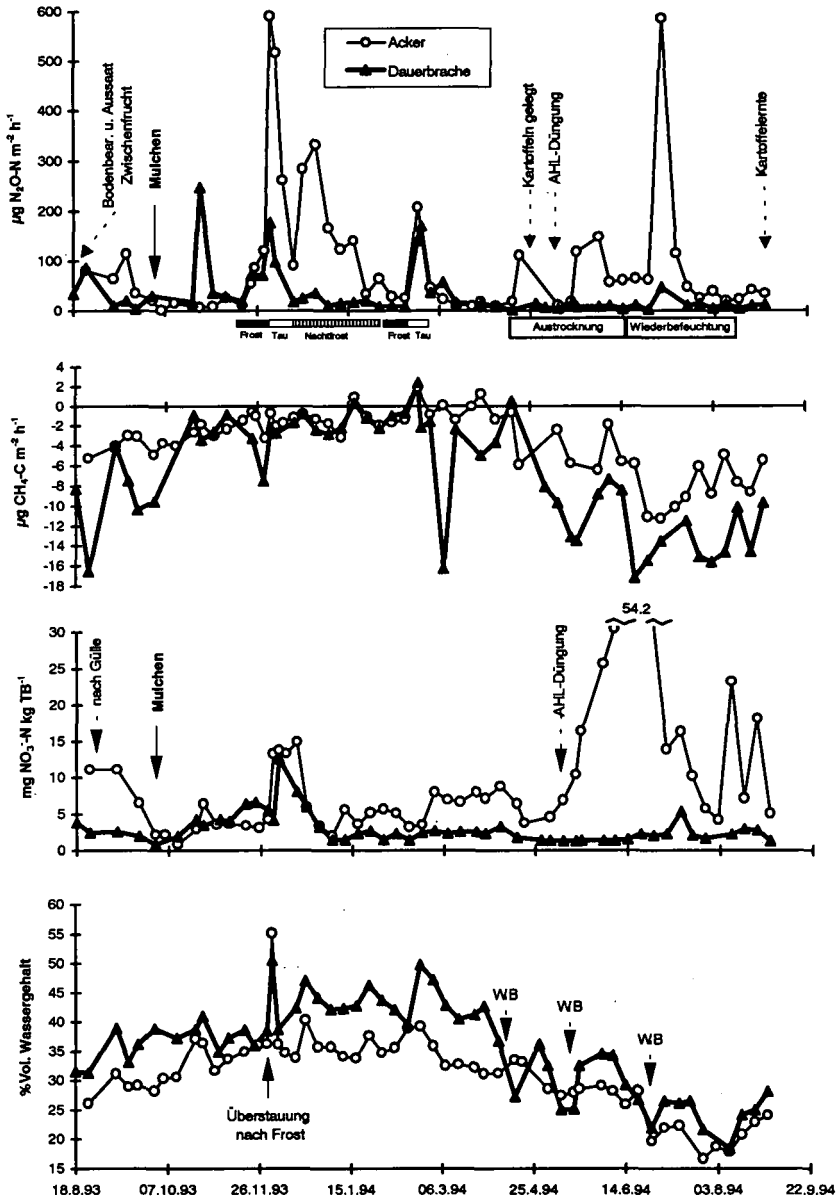


Abb. 1: Dargestellt sind die Zeitverläufe der mittleren N_2O - und CH_4 -Flußraten ($n=5$), die Nitratgehalte des Oberbodens (0-30 cm) sowie die volumetrischen Wassergehalte der Standorte "Acker" und "Dauerbrache" im Zeitraum 18.8.93 bis 30.8.94 (AHL: Ammonium-Harnstofflösung; WB: Wiederbefuechtung)

Ein Vergleich der kumulativen Spurengasflüsse der beiden unterschiedlichen Systeme (Tab. 2) verdeutlicht das Potential von Extensivierungsmaßnahmen zur Minimierung der atmosphärischen N₂O- und CH₄-Belastung aus der Landwirtschaft. Über den gesamten Meßzeitraum summiert, emittierte der Acker im Vergleich zur Brache fast dreimal mehr N₂O und nahm um die Hälfte weniger Methan auf. Dabei konnten nur 49,5% des N₂O-Mehraustrages aus der intensiv genutzten Fläche auf die mineralische Stickstoffdüngung zurückgeführt werden (Hauptfruchtphase). 50,5% des Mehraustrags entfielen auf die Wintermonate und verdeutlichen den Einfluß einer ganzjährig geschlossenen Pflanzendecke auf die N₂O-Freisetzung.

Tab. 2: Kumulative N₂O-Austräge und CH₄-Aufnahme im Zeitraum 18.8.93 bis 18.8.94

Zeitraum	Lachgas in kg N ₂ O-N ha ⁻¹			Methan in kg CH ₄ -C ha ⁻¹		
	Acker	Brache	Mehraustrag Acker	Acker	Brache	Mehraufnahme Brache
18.8.93 - 18.8.94	8,20	2,85	5,35	0,32	0,6	0,28
Zwischenfrucht: 18.8.93-18.4.94	5,14	2,5	2,64 (49,5) ¹	0,12	0,28	0,16 (58,8) ¹
Hauptfrucht: 19.4.94-18.8.94	3,07	0,36	2,71 (50,5) ¹	0,2	0,32	0,12 (41,2) ¹

¹prozentualer Anteil der verschiedenen Zeiträume an Mehraustrag bzw. Mehraufnahme des gesamten Meßzeitraumes

Schlussfolgerungen

Die Untersuchung verdeutlicht die Notwendigkeit die Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf Spurenstoffkreisläufe zu untersuchen. So kann z. B. die „Pflege“ von Stilllegungsflächen signifikanten Einfluß auf die Lachgasemission haben. Dauerbrachen emittieren deutlich weniger klimawirksames N₂O als ackerbaulich genutzte Flächen und können so zur Reduzierung von Spurengasfrachten aus der Landwirtschaft beitragen. Darüber hinaus bergen sie ein langfristiges Potential erhöhter Methanoxidation, das sich ebenfalls positiv auf landwirtschaftliche Spurengasbilanzen auswirken könnte. Das NO₃-Austragsrisiko von Dauerbrachen ist gegenüber dem Ackerbau deutlich reduziert.

Literatur

Christensen, S. und J. M. Tiedje (1990): Brief and vigorous N₂O production by soil at spring thaw. J. Soil Sci. Soc. 41, 1-4

Dörsch, P., H. Flessa und F. Beese (1993): Jahreszeitliche N₂O-Emissionsspitzen nach Bodenfrost. Dtsch. Bodenk. Gesell. 72, 495-498

Kandeler, E. und G. Eder (1990): Bodenmikrobiologische Prozesse und Aggregatstabilität einer 25-jährigen Dauerbrache mit unterschiedlicher mineralischer und organischer Düngung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 68, 83-86

Odum, E. P. (1960): Organic production and and turnover in old field succession. Ecology 41, 38 - 49

Meier, R. und M. Wieden (1992): Erfahrung mit der Flächenstilllegung (120 ha) in der Zone II des WSG Zell bei Würzburg (Ergebnisse mehrjähriger Nmin-Messungen). Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 68, 83-86

Mosier, A. R., D. Schimel, D. Valentine, K. Bronson und W. J. Parton (1991): Methane and nitrous oxide fluxes in nativ, fertilized, and cultivated grasslands. Nature 350, 330-332

Scheinost, A. (1994): Pedotransferfunktionen zum Wasser- und Stoffhaushalt einer Bodenlandschaft. Diss. TU München 176 S.

Regenwürmer und Regenwurmrohren bei Änderung der landwirtschaftlichen Nutzung

von

Ehrmann, O.

1 Einleitung

Regenwürmer sind häufig vorkommende Bodentiere. Aufgrund ihrer Rolle beim Abbau von Pflanzenresten und beim Aufbau des Bodengefüges sind sie auch wichtig für die landwirtschaftliche Produktion. In dieser Arbeit werden die Auswirkungen einer Änderung der landwirtschaftlichen Nutzung auf Regenwurmpopulationen und Regenwurmrohren untersucht. Verglichen wird eine übliche Ackerbewirtschaftung mit Feldfutterbau und Dauerbrache.

2 Material und Methoden

Die vier untersuchten **Standorte** liegen in Baden-Württemberg. Sie sind in Tab. 1 beschrieben und unterscheiden sich deutlich nach Klima und Boden.

Die **Äcker** wurden konventionell bewirtschaftet. Die Bewirtschaftungsintensität lag im mittleren Bereich (z.B. Winterweizen: 120 kg N/ha, Herbizide, keine Halmverkürzer und keine Fungizide).

Als **Feldfutter** wurde an den Standorten Kraichtal, Plieningen und Merklingen Luzernegras (Luzerne mit Knäuel- und Wiesenlieschgras) angesät. Das Feldfutter wurde nur mäßig gedüngt (1/2 der Empfehlungen). Es wurde zwei- bis dreimal gemäht. Das Schnittgut wurde abgefahren und verfüttert. Am Standort Rastatt mußte die Variante Feldfutter wegen Bewirtschaftungsschwierigkeiten aufgegeben werden.

Bei **Dauerbrache** wurde eine Grasmischung (*Festuca rubra* und *F. pratensis*) angesät. In Abhängigkeit von der Aufwuchsmasse wurde ein- bis zweimal jährlich gemulcht.

Die Mindestgröße der Parzellen betrug 500 m². Die Anlage der Versuche erfolgte im Frühjahr 1989 auf vorher einheitlich bewirtschafteten Flächen. Die vergleichenden Untersuchungen fanden jeweils im Frühjahr und Herbst der Jahre 1990 bis 1992 statt.

Der **Regenwurmfang** wurde mit einer Kombination der von THIELEMANN (1986) entwickelten Elektromethode (Probefläche: 1/8 m²) und nachfolgender Handauslese einer Teilfläche (1/30 m²) ausgeführt. Ein ausführlicher Methodenvergleich zu Beginn der Untersuchungen zeigte, daß bei ausschließlicher Anwendung der Elektro- oder Formalinmethode die Regenwurmfauuna unvollständig erfaßt wird und die alleinige Handauslese bei ausreichendem Probenvolumen sehr zeitaufwendig ist (EHRMANN & BABEL 1991).

Die Anzahl der Wiederholungen an jedem Probetermin lag bei jeder Variante zwischen 5 und 8 (σ 6,3). Bei allen Aufnahmen wurden Abundanzen und Biomassen (Frischgewicht der lebenden Tiere) ermittelt. Adulte Tiere wurden bis zur Art bestimmt, die Artnamen orientieren sich an LEE (1985).

Die **Regenwurmrohren** wurden im Sommer 1992 in allen 3 Varianten gezählt. Dazu wurden unterhalb des Ap (30 cm Tiefe, Plieningen 40 cm) horizontale Flächen (25 cm x 40 cm) präpariert. Die letzten 5 mm wurden mit einem Spachtel vorsichtig abgebrochen und anschließend abgesaugt, so daß unverschmierte Bruchflächen untersucht werden konnten. Gezählt wurden nur unverfüllte Röhren. Sie wurden in 3 Klassen eingeteilt: 2-4 mm, 4-8 mm und >8 mm Durchmesser. Bei der Darstellung sind die Klassen 4-8 mm und >8 mm aufgrund ähnlicher Ergebnisse zusammengefaßt. Bei jeder Variante wurden 3 oder 4 Flächen untersucht.

Tab. 1: Standortsbeschreibung und Probetermine

	Rastatt	Kraichtal	Plieningen	Merkingen
Lage	20 km südwestlich Karlsruhe	25 km nordöstlich Karlsruhe	10 km südlich Stuttgart	20 km nordwestlich Ulm
Höhe über NN [m]	122	166	400	706
Niederschläge [Ø, mm/a]	886	753	700	901
Temperatur [Ø, °C]	9,5	9,5	8,5	6,5
Bodentyp/Bodenform	Bänderparabraunerde	Pararendzina	Parabraunerde	Terra Fusca
Bodenart (Oberboden)	lehmiger Sand	Schluff	schluffiger Lehm	lehmiger Ton
nutzbare Feldkapazität	gering	mittel	hoch	mittel
pH (Oberboden)	5,4	7,3	6,6	6,4
Humus [kg/m ²]	7,6	12,0	18,2	18,0
Fruchtfolge	1990 Wi.-Weizen	Wi.-Weizen	Wi.-Weizen	Wi.-Weizen
Acker	1991 Mais	So.-Gerste	So.-Gerste	So.-Gerste
	1992 Hafer	Hafer	Wi.-Weizen	Hafer

Quelle: SOMMER & et al. (1993) und eigene Erhebungen

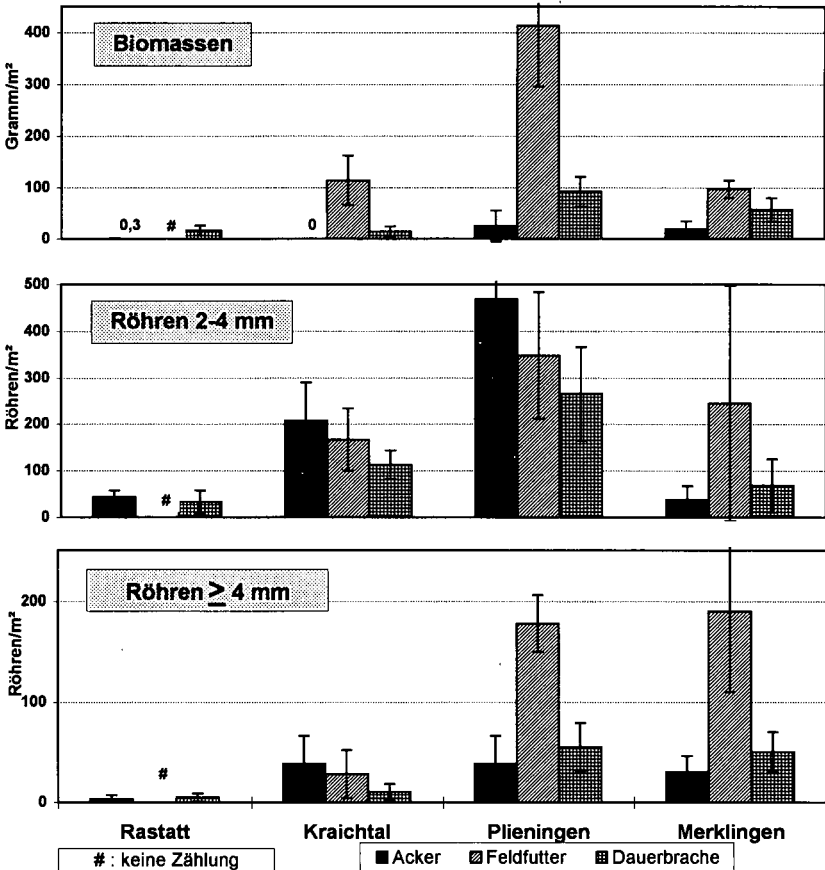


Abb. 1: Regenwurmbiomassen und Regenwurmröhren in Acker, Feldfutter und Dauerbrache (ca. 3,5 Jahre nach Versuchsanlage)

3 Ergebnisse und Diskussion

Die **Regenwurmpopulationen** von Acker, Feldfutter und Dauerbrache unterscheiden sich deutlich.

Die **Artenzahl** ist bei Feldfutter oder Dauerbrache meist höher als im Acker (Tab. 2). Die zusätzlich vorkommenden Arten müssen eingewandert sein. Quelle für die Einwanderung können angrenzende Feldraine sein, welche meist ein höheres Arteninventar als der Acker aufweisen (EHRMANN 1994).

Bei den **Biomassen** (Abb. 1) gibt es an allen Versuchsstandorten im Herbst 1992 eindeutige Unterschiede: Feldfutter>Dauerbrache>Acker. Die Unterschiede zwischen den 3 Varianten sind jeweils statistisch ($\alpha=0,05$) abgesichert. Die Entwicklung der Unterschiede zwischen den Varianten braucht Zeit (Abb. 2). Eindeutige Unterschiede zwischen Acker und Feldfutter gibt es 1,5 Jahre nach Versuchsbeginn, zwischen Acker und Dauerbrache erst nach 3 Jahren.

Eine kurzfristige Stilllegung (z.B. Rotationsbrache) oder der einjährige Anbau von Feldfutter hat daher wahrscheinlich kaum positive Auswirkungen auf Regenwürmer.

Ursache der niedrigen Regenwurmpopulationen im Acker ist die landwirtschaftliche Bewirtschaftung. Zahlreiche Arbeiten weisen auf die negativen Auswirkungen von intensiver Bodenbearbeitung (z.B. BARNES & ELLIS 1979; EDWARDS 1980) und des Einsatzes mancher Pestizide (z.B. EDWARDS 1980; SPRINGETT 1992) hin.

Die starke Zunahme der Regenwürmer bei Feldfutter im Vergleich zur Dauerbrache könnte zum einen Folge der hohen Nahrungsqualität der Luzerne sein (enges C/N - Verhältnis) - allerdings wird der größte Teil des oberirdischen Aufwuchses abgefahren. Zum anderen ist das Mikroklima bei Luzernegras zumindest zeitweise für Regenwürmer günstiger. So war der Oberboden während zweier Meßperioden im Frühsommer um durchschnittlich 4,3 °C kühler und deutlich feuchter als bei Dauerbrache.

Die Arbeit zeigt, daß nicht unbedingt ein geringer menschlicher Einfluß (Brache) für die Regenwürmer am günstigsten ist, sondern daß durch eine gezielte Nutzung Regenwürmer sogar gefördert werden können.

Bei den **Regenwurmröhren** sind die Unterschiede zwischen Acker, Feldfutter und Dauerbrache uneinheitlich.

Bei der Röhrenklasse 2-4 mm gibt es bei Rastatt, Kraichtal und Plieningen die meisten Röhren im Acker, bei Merklingen im Feldfutter. Regenwurmröhren und aktuelle Regenwurmpopulation stimmen nur in Merklingen überein, nicht aber an den anderen Standorten. Über die Ursachen dieser Diskrepanz können nur Vermutungen angestellt werden, da dem Autor keine weiteren Freilandarbeiten bekannt sind, wo sowohl Regenwurmröhren als auch Regenwurmpopulationen untersucht wurden:

- Eine Ursache könnte das zahlreiche Vorkommen alter Regenwurmröhren sein. Dies reicht aber als alleinige Erklärung nicht aus, da bei Feldfutter und Dauerbrache aufgrund höherer aktueller Populationen mehr Röhren vorhanden sein müßten. Dies ist nicht der Fall.
- Beobachtungen auf den Versuchsflächen zeigten, daß endogäische Regenwürmer manchmal keine Röhren anlegen und vorhandene Röhren mit Losungen verschließen. Der quantitative Einfluß dieser Verhaltensweisen auf die Röhrenzahl ist unbekannt, weil systematische Felduntersuchungen über den Röhrenbau endogäischer Regenwürmer fehlen.

Bei den Röhren ≥ 4 mm wurden bei Plieningen und Merklingen ähnliche Unterschiede wie bei der Biomasse gefunden: Feldfutter>Dauerbrache>Acker. Röhren dieses Durchmessers werden meist von anezischen Regenwürmern angelegt. Die Korrelation zwischen Regenwurmpopulation und Röhrenzahl wird tatsächlich besser, wenn nur anezische Regenwürmer ≥ 4 mm Durchmesser in den Vergleich einbezogen werden. Diese gute Korrelation zeigt außerdem an, daß in Plieningen und Merklingen nur wenige alte Röhren vorhanden sein können. Die Ursache könnte eine geringe Stabilität der Röhren oder ungünstige Lebensbedingungen für Regenwürmer vor Versuchsanlage sein.

Tab 2: Gesamtartenliste 1990 - 1992

			Rastatt			Kraichtal			Plieningen			Merklingen		
			AC	FF	DB	AC	FF	DB	AC	FF	DB	AC	FF	DB
epigäische	Lumbricus	castaneus rubellus	-	-	-	-	-	-	-	•	-	-	-	-
endogäische	Aporrectodea	caliginosa	•	•	•	?	•	•	•	•	•	•	•	•
		icterica	-	-	-	-	-	-	•	•	•	-	-	-
		rosea	-	-	-	-	•	•	•	•	•	•	•	•
	Allolobophora	chlorotica	-	-	-	-	-	-	•	-	-	-	-	-
	Octolasion	lacteum	-	-	-	-	-	•	-	-	•	•	•	
anezische	Lumbricus	terrestris	-	-	-	-	-	-	•	•	•	•	•	•
	Aporrectodea	longa	-	-	-	-	-	-	•	•	•	-	-	-

- = kein Vorkommen ? = Vorkommen unsicher • = nachgewiesenes Vorkommen

AC = Acker, FF = Feldfutter, DB = Dauerbrache

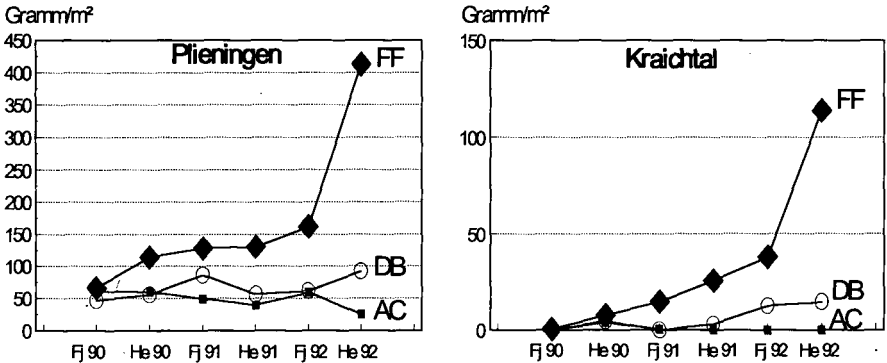


Abb. 2: Entwicklung der Regenwurmbiomassen in Acker (AC), Feldfutter (FF) und Dauerbrache (DB) Fj=Frühjahr, He=Herbst

4 Literatur

BARNES, B.T. & F.B. ELLIS, 1979: Effects of different methods of cultivation and direct drilling, and disposal of straw residues, on populations of earthworms. - Journal of Soil Science 30: 669-679.

EDWARDS, C.A., 1980: Interactions between agricultural practice and earthworms. - In: DINDAL, D.L.(ed.): Soil biology as related to land use practice. - Proc. VII. Int. Coll. Soil Zool., Syracuse: 3-12.

EHRMANN, O. 1994: Regenwürmer in Acker und Feldrain. - Verh. Ges. Ökol. 23: 89-93.

EHRMANN, O. & U. BABEL, 1991: Quantitative Regenwurmerfassung - ein Methodenvergleich. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 66, I: 475-478.

LEE, K. E., 1985: Earthworms -Their ecology and relationships with soils and land use.- Academic Press, Sydney:411S.

SOMMER, M. & R. JAHN & K. STAHR, 1993: Bodenkundliche Aspekte der Flächenstilllegung. - Zusammenfassender Bericht zum Forschungsprojekt "Begleitforschung zu Flächenstilllegung" im Auftrag des Ministeriums für ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg: 48 S.

SPRINGETT, J.A. & R. A. J. GRAY, 1992: Effect of repeated low doses of biocides on the earthworm *Aporrectodea caliginosa* in laboratory culture. - In: KRETZSCHMAR, A. (ed.): 4th International Symposium on Earthworm Ecology - Soil Biol. & Biochem. 24: 1739-1744.

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

Das Minicontainer-System - ein bodenökologisches Werkzeug für Forschung und Praxis

von

Eisenbeis, G.¹, H. Dogan, T. Heiber, A. Kerber, R. Lenz und R. Paulus

Einleitung

In den vergangenen Jahren wurden verstärkt Anstrengungen unternommen, die biologische Aktivität von Böden zu messen (EISENBEIS 1994). Hierzu wurde in Mainz ein System entwickelt, mit dessen Hilfe die standortspezifische Dekompositionsrate in verschiedenen Kompartimenten von Böden relativ einfach bestimmt werden kann, das Minicontainer-System (EISENBEIS 1993). Dieses System wurde bisher im Rahmen mehrerer Diplomarbeiten auf Forst-, Agrar- und Verkehrsrandflächen getestet (PAULUS 1993, PFEIFFER 1993, DOGAN 1994, LENZ 1994, HEIBER 1994, KERBER 1994) und hat sich in der Praxis sehr bewährt; aufgetretene Schwachpunkte konnten mittlerweile behoben werden.

Grundüberlegung zum Einsatz der Minicontainer ist, spezifische Substrate (Streu, Zellulose etc.) kleinräumig im Boden unter Feldbedingungen zu exponieren und sie der Einwirkung des Edaphon (Mikroorganismen und Bodenfauna) über Wochen bis zu mehreren Monaten auszusetzen. Durch die zeitlich gestaffelte Entnahme der Stäbe lassen sich Daten zur Abnahme der Nekromasse, der mikrobiellen Besiedlung und der Besiedlung mit Tieren gewinnen. Die Methode eignet sich jedoch nicht dafür, einen repräsentativen Querschnitt der am Untersuchungsstandort etablierten Bodenfauna zu gewinnen. Hierfür sind die klassischen Methoden der Probengewinnung (Bodenstechproben, Barberfallen und Bodenphotoelektoren) durchaus geeigneter.

Material und Methoden

Abb. 1a zeigt den Aufbau eines Minicontainer-Stabes aus PVC, in den 12 Bohrungen von 1,6 cm Durchmesser eingefräst sind. Die abschrägte Spitze erleichtert das Einschieben in den Boden. Allerdings sollte bei vertikaler Einbringung, vor allem bei schwerem Boden, eine entsprechende Bodensäule herausgebohrt werden, um übermäßige Bodenverdichtungen durch das Einsetzen zu vermeiden. Vergleichsweise einfach verläuft das horizontale Einbringen in den Oberboden, vor allem bei Wald- und bei Sandböden. Hier lassen sich die Stäbe bei einem Minimum an Bodenstörung schonend in den Boden einschieben. Abb. 1 b,c zeigt die Konstruktion der Minicontainer (2. Generation), die in einem Arbeitsgang aus Kunststoff gespritzt werden und aus zwei Ringen und dem Zentralkörper bestehen. Für den Zusammenbau wird eine Scheibe ausgestanzter Gaze mit einer Maschenweite von 20 µm, 500 µm oder 2-4 mm auf eine der beiden Öffnungen gelegt und durch Überstülpen eines der beiden Ringe fixiert. Anschließend wird das Testmaterial eingewogen. Wir empfehlen eine schonende Vortrocknung bei 40 °C. Damit die Ergebnisse später jedoch auf atrotrockensubstanz bezogen werden können, sollte stets auch eine Parallelprobe bei 105 °C getrocknet werden. Durchschnittlich lassen sich rund 250 mg Testsubstrat in einen Minicontainer einfüllen. Anschließend wird auch die 2. Öffnung wie oben beschrieben mit Gaze verschlossen. Der

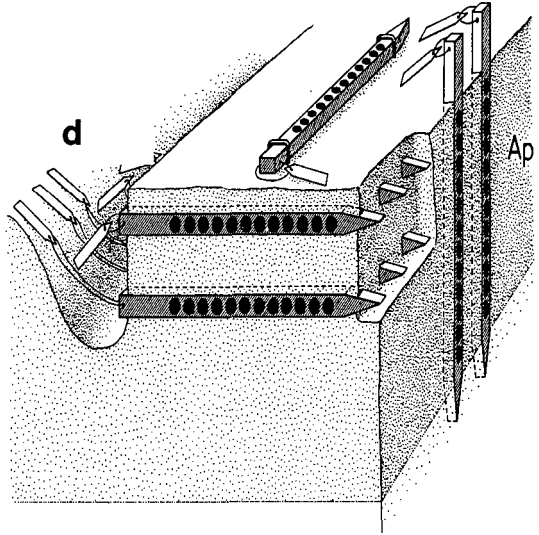
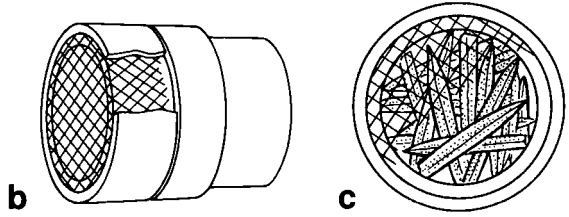
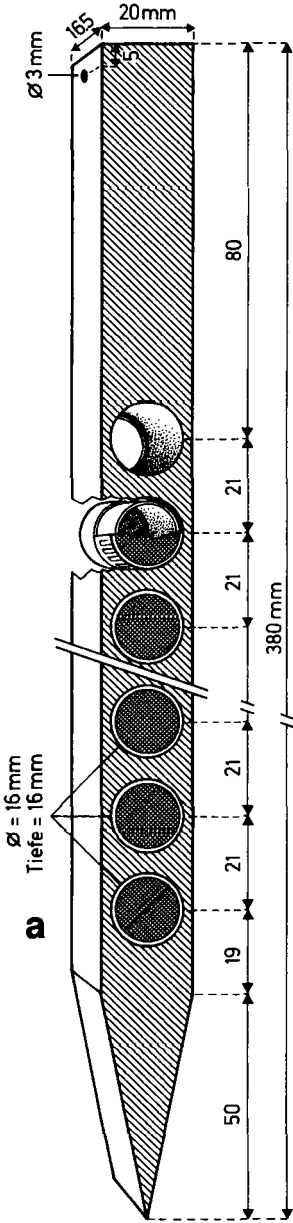


Abb. 1 a-d Konstruktion des Minicontainer-Systems (a-c) und Varianten der Ausbringung im Feld (d)

fertige Minicontainer kann danach leicht in eine freie Bohrung des Stabes eingesetzt werden. Nach Befüllen aller 12 Minicontainer wird der Stab für den Transport mit Frischhaltefolie umwickelt. Bisher haben wir als Substrate teilzerkleinerte Nadelstreu von Kiefer und Fichte, Laubstreu von Buche, Eiche und Pappel sowie Heu, Stroh, Luzerne und reine Zellulose verwendet. Abb. 1d zeigt die bisher praktizierten Varianten der Minicontainer-Exposition am Beispiel eines Ackerbodens. Die Oberflächenvariante wurde auf einer Agrarfläche parallel zu einem Litterbag-Versuch eingesetzt (Diplomarbeit KERBER 1994). Hierzu wurden die Minicontainer mit Stroh gefüllt, das z.T. mit verschiedenen

Abbau von Wiesenheu in einem Rheinhesischen Ackerboden

Bodentyp: Braungrauer Tschernosem
 250 µm Minicontainer Zeitraum: August 1992 bis Januar 1993
 Semilogarithmische Darstellung des Wiederrundes

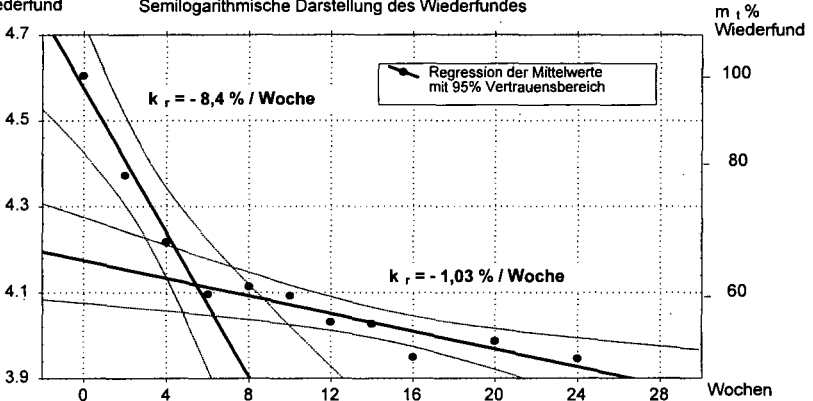


Abb. 2 Beispiel für eine zweistufige Abbaukinetik mit dem Minicontainer-System

Abbau von Stroh und Luzerne in einem Rheinhesischen Ackerboden

Bodentyp: Braungrauer Tschernosem
 Zeitraum: Dezember 1993 bis Mai 1994

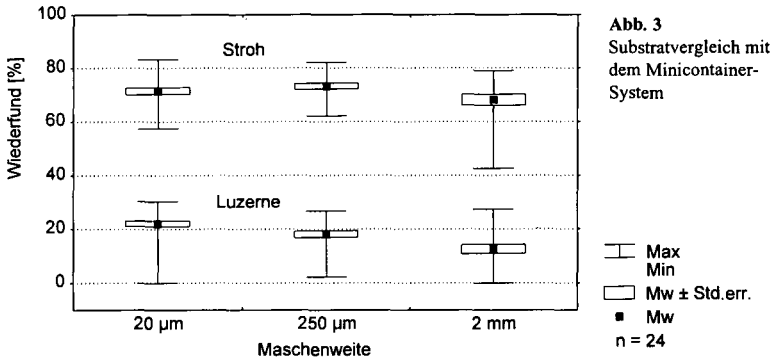


Abb. 3 Substratvergleich mit dem Minicontainer-System
 Legend: Max, Min, Mw ± Std.err., Mw (n = 24)

Substanzen (Glucose, Ammonium, Phosphat) vorbehandelt war. Während der Exposition waren die Minicontainer-Stäbe mit Eisenkrampen fest an der Bodenoberfläche fixiert, wobei eine Seite mit den Öffnungen sich in Kontakt mit dem Boden befand. Die Vertikalvariante wurde ebenfalls auf Agrarflächen eingesetzt (Diplomarbeit HEIBER 1994), wobei die Substrate (Stroh und Luzerne) fast bis in den Bereich der Pflugsohle ausgebracht werden konnten. Hierdurch war es möglich, den Effekt der Bodentiefe zu untersuchen. Die Horizontalvariante wurde ebenfalls auf Agrarflächen getestet, doch dürfte ihr Haupteinsatz auf Waldstandorten liegen. Sie eignet sich nach unseren Erfahrungen besonders gut für die Beprobung der Boden- und Humushorizonte der Waldböden. Im Falle meliorativer Waldbodenbearbeitung (z.B. nach Tieffräsen) ergeben sich jedoch ebenfalls sinnvolle Einsatzmöglichkeiten einer Vertikalbeprobung in Wäldern. Nach den bisherigen Erfahrungen verläuft der Abbau der Nekromasse im Boden nach einer exponentiellen Kinetik. Die Berechnung der Abbauraten erfolgt nach der Formel:

$$m_t = m_0 \cdot e^{-k_r \cdot t}$$

bzw.

$$\ln m_t = \ln m_0 - k_r \cdot t$$

Darin beuten m_0 die Ausgangsnekromasse (sie entspricht der Einwaage und wird mit 100% gleichgesetzt) und m_t die Nekromasse zum Zeitpunkt t (diese wird durch Rückwägung ermittelt). k_r ist die relative Abbaurrate.

Ergebnisse und Diskussion

Abb. 2 zeigt das Ergebnis einer halbjährigen Abbaustudie für Wiesenheu, das in einem Ackerboden exponiert war. Während der ersten 6 Wochen nimmt die Streumasse um 40% ab, nach 24 Wochen ist knapp die Hälfte abgebaut. Die semilogarithmische Regression der Mittelwerte liefert eine hohe Anfangsrate von $k_r = -8,4$ %/Woche. Danach verlangsamt sich die Abbaurrate deutlich auf $k_r = -1,03$ %/Woche. Als Ursache für den schnellen Streuschwind in der Anfangsphase vermuten wir Leachingprozesse, denn dieser Effekt tritt nur auf, wenn relativ frisches Ausgangssubstrat für den Test gewählt wird. Werden die Minicontainer mit gealterter Streu befüllt, so resultiert meist ein gleichförmiger Abbauverlauf mit durchgehend einheitlicher Kinetik, da die leicht löslichen Substanzen bereits eluiert bzw. von Mikroorganismen aufgenommen wurden. Einen solchen Verlauf erhielten wir für Fichten- und Kiefernnadeln (Diplomarbeiten DOGAN 1994, LENZ 1994). Um den Unterschied zwischen den Substraten zu verdeutlichen, haben wir Luzerne und Stroh in ihrem Abbauverhalten miteinander verglichen, wobei die Minicontainer vertikal bis in den Bereich der Pflugschleife exponiert waren (Diplomarbeit HEIBER 1994). Nach 6 Monaten lag der Wiederfund für Luzerne im Bereich von 20%, bei Stroh zwischen 70 und 60%. Bei Verwendung der groben Maschenweite erfolgte stets der stärkste Abbau. Dies hängt vermutlich damit zusammen, daß auch größere Bodenorganismen Zugang zum Substrat haben und durch ihre Fraßtätigkeit den Abbau beschleunigen.

Danksagung

Die Arbeiten wurden unterstützt vom Zentrum für Umweltforschung der Johannes Gutenberg-Universität, der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz in Trippstadt und von der Feldbausch-Stiftung beim Fachbereich Biologie in Mainz.

Literatur

- DOGAN, H. (1994): Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen auf die Biologische Aktivität des Bodens eines Kiefern-Buchen-Standortes im Pfälzer Wald. Untersuchungen mit Hilfe des Minicontainer-Tests und des Bait-Lamina-Tests. - Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Mainz.
- EISENBEIS, G. (1993): Zersetzung im Boden. - In: Ehrnsberger, R.: Bodenmesofauna und Naturschutz. Bedeutung und Auswirkungen von anthropogenen Maßnahmen. - Inf. Natursch. Landschaftspf. 6: 53-76. Verlag Günter Runge, Cloppenburg.
- EISENBEIS, G. (1994): Die Biologische Aktivität von Böden aus zoologischer Sicht. - Braunsch. naturkd. Schr. 4: 653-658.
- HEIBER, T. (1994): Vergleichende Untersuchungen zum Streuabbau für die Substrate Roggenstroh und Luzerne in Abhängigkeit von der Bodentiefe auf einer landwirtschaftlichen Fläche in Rheinhessen mit Hilfe des Minicontainer-Tests. - Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Mainz.
- KERBER, A. (1994): Auswirkungen der Düngung mit essentiellen Nährelementen (C, N, P) auf das Dekompositionsverhalten von Stroh. - Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Mainz.
- LENZ, R. (1994): Untersuchungen zur Auswirkung von Kompensationskalkung eines Fichtenwaldbodens im Hunsrück mit Hilfe des Bait-lamina-Tests und des Minicontainer-Tests. - Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Mainz.
- PAULUS, R. (1993): Vergleichende Untersuchungen der Biologischen Aktivität Mainzer Böden mit Hilfe neu entwickelter Testverfahren: "Bait-lamina"- und "Minicontainer"-Test. - Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Mainz.
- PFEIFFER, C. (1993): Untersuchungen zur biologischen Aktivität der Bodenmesofauna auf unterschiedlich bewirtschafteten Ackerflächen in Rheinhessen mit Hilfe der Minicontainer-Methode unter besonderer Berücksichtigung der Collembolen (Apterygota). - Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Mainz.

Wechselbeziehungen zwischen verschiedenen Stickstofffraktionen und der mikrobiellen Aktivität

von

Elsner, D.-C.¹ und H.-P. Blume²

Einleitung

1991 lief an der Agrarwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel der Sonderforschungsbereich 192 unter dem Motto "Optimierung pflanzenbaulicher Produktionssysteme im Hinblick auf Leistung und ökologische Effekte" an. Ein besonderes Augenmerk galt neben dem Einfluß von Pestiziden auch dem der Stickstoffdüngung, wobei auch gezielt Gülle eingesetzt wurde. Der Arbeitsbereich Bodenmikrobiologie untersuchte hierbei die Auswirkung verschiedener Dünge- und Bearbeitungsmaßnahmen auf die mikrobielle Aktivität.

Material und Methoden

Die Hauptversuchsflächen des Sonderforschungsbereiches liegen in der Jungmoränenlandschaft Schleswig - Holsteins. Es wurde eine typische Ostholsteiner Fruchtfolge eingesetzt:

Winterraps - Winterweizen und Wintergerste. Der Boden wurde in zwei Bearbeitungsvarianten (Pflug und Minimalbodenbearbeitung nach dem System Horsch), zwei Standortvarianten (Parabraunerde und Kolluvisole) und fünf verschiedene Düngungsvarianten untersucht (Abb. 1). Beprobt wurden diese Flächen an sieben jahreszeitlich verschiedenen Terminen in zwei Jahren (Herbst, Frühjahr, Frühsommer und Sommer). Das Probenmaterial wurde untersucht auf fünf mikrobielle Aktivitäten (Mikrobielle Biomasse, Basalatmung, Dehydrogenasaktivität, Argi-

2 Standortvarianten

- erodierte Parabraunerde in Oberhangposition
- Pseudogley-Kolluvisol in Unterhangposition

2 Bearbeitungsvarianten:

- eine Pflugvariante
- eine pfluglose Variante (System Horsch)

5 Düngungsvarianten:

91/92 (Raps)

- 160 kg min. N/ha¹
- 80 kg min. N/ha¹ +
2 Güllegaben³
- 80 kg min. N/ha¹
- 2 Güllegaben³
- keine N-Düngung

92/93 (Weizen)

- 200/240 kg min. N/ha²
- 120 kg min. N/ha² +
2 Güllegaben³
- 120 kg min. N/ha²
- 2 Güllegaben³
- keine N-Düngung

Abb.1: Versuchsvarianten mit je zwei Parallelen,

¹ Stickstoffgaben im Februar und April 92, ² Stickstoffgaben im Februar, April und Mai 93, ³ Güllegaben im Herbst und Frühjahr

¹ Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein, Mercatorstr. 7, 24106 Kiel-Wik

² Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr.40, 24098 Kiel

- **Mikrobielle Biomasse** nach ANDERSON & DOMSCH (1978) am
- **Basalatmung** nach DOMSCH et al. (1979) Sapromaten
- **Dehydrogenaseaktivität** nach THALMANN (1968)
- **Argininammonifikation** nach ALEF & KLEINER (1986)
- **β -Glucosidaseaktivität** nach HOFFMANN & DEDEKEN (1965)

Abb.2: Art der erhobenen mikrobiologischen Parameter

ninammonifikation und Betaglucosidaseaktivität) und auf fünf abiotische Einflußfaktoren (Temperatur nach PALLMANN, Wassergehalt, pH-Wert, N_{min} - und N_{org} -Gehalt nach HOUBA) (Abb.2).

Ergebnisse und Diskussion

Der weitgehend ähnliche Verlauf der Biomassegehalte und des Angebots an leicht mobilisierbarem organisch gebundenen Stickstoff legt den Schluß nahe (Abb.3), daß diese Stickstoffform für die Mikroorganismen eine wichtige Nahrungsgrundlage darstellt. Zu einem erhöhten N_{min} -Angebot kommt es wohl bevorzugt bei einem niedrigen metabolischen Quotienten (nicht dargestellt), d.h. also wenn die Biomasse nicht mehr wächst oder abstirbt. Darauf weist auch die absicherbare positive Beziehung der Biomasse zum Angebot an organischen gebundenen Stickstoff und die negative Beziehung zum mineralischen Stickstoffgehalt hin (Tab.1). Gleichwohl ist diese Beziehung nicht sehr ausgeprägt. Eine partielle Korrelation bringt keine besseren Ergebnisse, offenbar haben wir eine wichtige Einflußgröße nicht erfaßt, vermutlich den wasserlöslichen Kohlenstoff.

Bei der Stickstofffreisetzung spielen die Ammonifikanten offenbar keine erkennbare Rolle, nirgendwo kristallisieren sich eindeutige Beziehungen heraus (Abb.3, Tab.1). Sicherlich beeinflussen die verschiedenen Stickstofffraktionen das Verhalten der Ammonifikanten, aber offenbar beeinträchtigte die extreme Sommertrockenheit in beiden Untersuchungsjahren die Ammonifikanten zu stark (Abb.3).

Tab.1: Lineare Korrelationen (unten links) und Bestimmtheitsmaße (oben rechts) der biologischen und abiotischen Parameter bei jahreszeitlicher Betrachtung, d.h. Düngungs- und Bearbeitungseinflüsse wurden herausgerechnet, (Mittelwerte aus 4 Düngungsvarianten A,B,D,E (vgl. Abb.4), Zusammenfassung der Ober- und Unterkrumenwerte),

Abkürzungen: C_{mic} : Mikrobielle Biomasse, A_{amm} : Argininammonifikation, N_{min} : mineralischer Stickstoff, N_{org} : organisch gebundener Stickstoff, Temp: Mitteltemperatur ; *: $p=0,05$, ***: $p=0.001$

n=28	C_{mic}	A_{amm}	N_{min}	N_{org}	Temp
C_{mic}	-		0,18	0,23	0,15
A_{amm}	0,17	-	0,02	0,00	0,00
N_{min}	-0,42*	-0,14	-	0,02	0,61
N_{org}	0,48*	0,00	-0,14	-	0,01
Temp	0,39*	-0,07	-0,78***	0,10	-

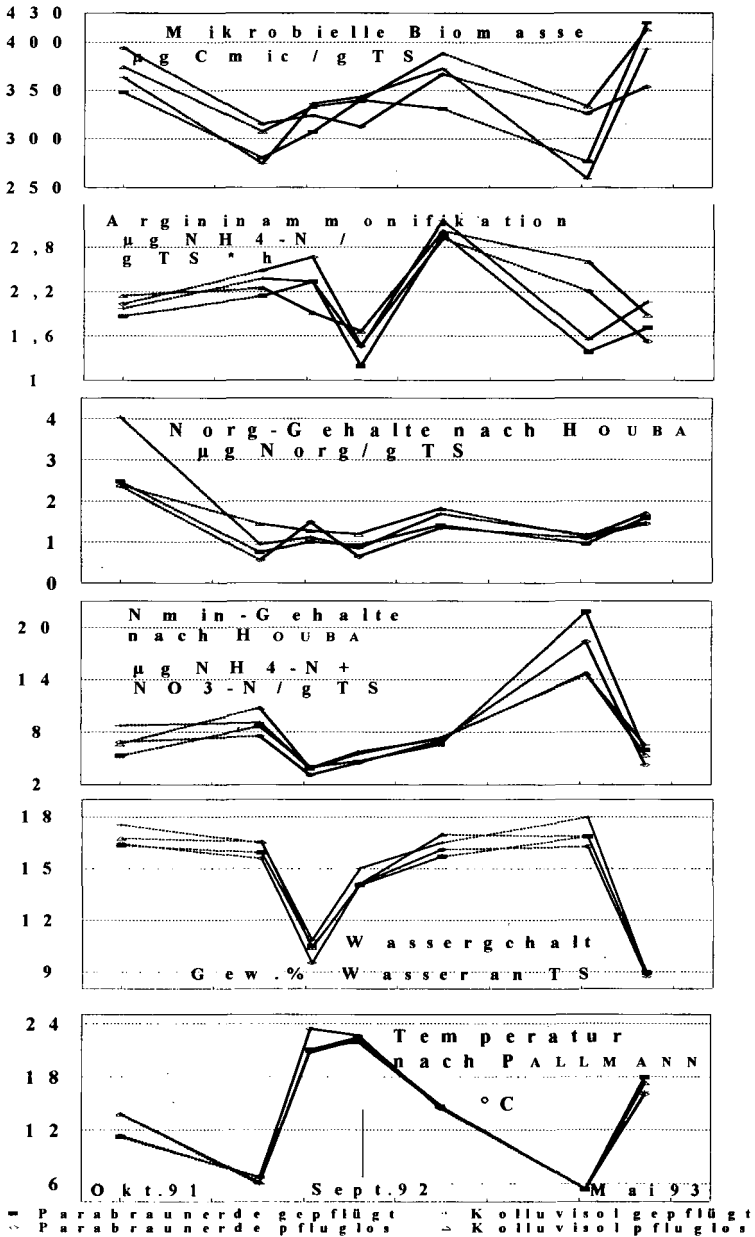


Abb.3: Mikrobielle Aktivitäten und abiotische Einflußgrößen im Jahresablauf in der Krume (0-30 cm) von verschiedenen Böden und Bearbeitungssystemen
 (Mittelwerte von 2 Tiefen, 4 verschiedenen N-Düngungsvarianten
 (vgl. A,B,D,E in Abb.4) und 2 Parallelen)

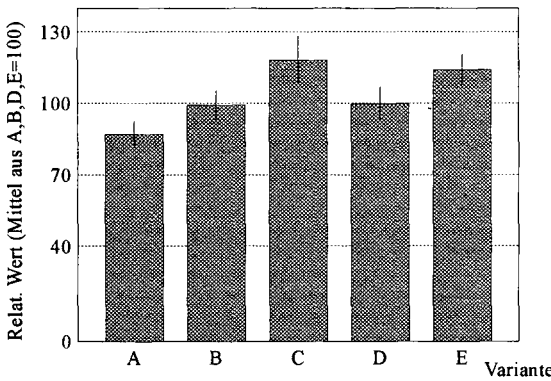


Abb.4: Einfluß der Düngung auf die mikrobielle Biomasse in der gesamten Krume (0-30 cm),

Varianten: A= 0, B= 80/120, C= Gülle, D= 160/(200/240),
E= 80/120 + Gülle, [Zahlenangaben (zu Raps/zu Weizen)
in kg / ha], [Mittelwerte von 14 Werten (C) bzw. 28 (A,B,D,E)]

onraten. Im ersten Fall mobilisieren die Mikroorganismen offenbar unter erhöhtem Energieeinsatz Stickstoff für den eigenen Bedarf. Im letzteren Fall verursacht das hohe Angebot von leicht verwertbarem organischem Stickstoff die Bildung von zusätzlichen Desaminasen. Diese Beziehungen liegen so gerade eben unter der Signifikanzschwelle wahrscheinlich deshalb, weil wie zuvor schon erwähnt, die trockenen Sommer die Ammonifikanten stark beeinträchtigt haben.

Schlußfolgerungen

Die mikrobielle Biomasse als solche stellt einen recht unspezifischer Parameter dar, der auf die ihm angebotene Nahrung deutlich reagiert. Der bei der Verwertung freigesetzte Stickstoff erscheint nicht unbedingt in der Bodenlösung, vor allem in der Hauptvegetationsperiode nehmen die Pflanzen den Stickstoff auf. Die Argininammonifikation sollte eigentlich in eindeutiger Weise auf Veränderungen im Stickstoffhaushalt reagieren und diesen beeinflussen. Daß dies nicht der Fall ist, führen wir darauf zurück, daß erstens die Ammonifikanten empfindlich auf z.B. extreme Trockenheit reagieren und zweitens die Desaminasen sowohl bei erhöhtem Angebot als auch bei Mangel an organisch gebundenem Stickstoff gebildet werden (Abb.5).

Die Stickstoffdüngung förderte die mikrobielle Biomasse und zwar besonders, wenn der Stickstoff in Form von Gülle gegeben wurde (Abb.4). Diese enthält offenbar Kohlenstoff und Stickstoff in einem engen C/N-Verhältnis und in leicht verwertbarer Form, also beste Bedingungen für ein Mikrowachstum.

Die Ammonifikanten verhielten sich hier anders (Abb.5). Offenbar überlagern sich hier zwei Effekte, wenn man das Verhalten der Argininammonifikation bei den verschiedenen Düngungsstufen betrachtet. Tendenzlie bringen hier sowohl die niedrigsten als auch die höchsten Düngungsstufen die höchsten Ammonifikationsraten.

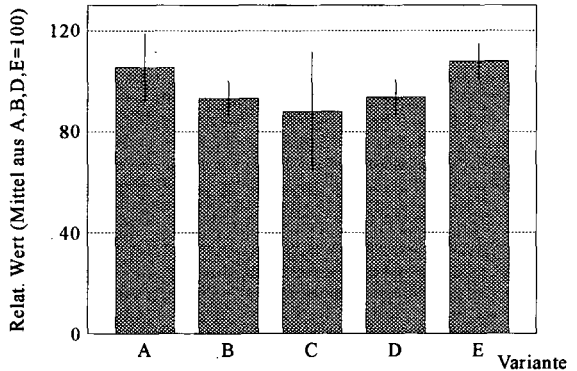


Abb.5: Einfluß der Düngung auf die Argininammonifikation

Erläuterungen und Abkürzungen siehe Abb.4

Einfluß unterschiedlicher Stickstoffdüngung auf die N₂O- Freisetzung und CH₄-Aufnahme eines Ap- Horizontes aus Lößlehm

von

Flessa, H.*, W. Pfau*, P. Dörsch* und F. Beese**

1. Einleitung

Die Konzentration der klimawirksamen Spurengase N₂O und CH₄ in der Atmosphäre ist in den letzten 20 Jahren jährlich um ca. 0.25% bzw. 0.9% angestiegen. Der Anteil der beiden Treibhausgase am derzeitigen anthropogenen Treibhauseffekt wird zusammen auf ca. 20 % geschätzt (IPCC, 1990). N₂O ist darüberhinaus auch als Katalysator des Ozonabbaus in der Stratosphäre von großer ökologischer Bedeutung (Crutzen, 1981). Böden sind maßgeblich an der Entstehung bzw. dem Umsatz dieser beiden Gase, die dort im Zuge der mikrobiellen C- und N-Transformation gebildet und verbraucht werden können, beteiligt. In landwirtschaftlich genutzten Böden werden die N₂O- und CH₄-Spurengasflüsse maßgeblich durch Bewirtschaftungsmaßnahmen beeinflusst. Zu den wichtigsten Einflußfaktoren zählt die Stickstoffdüngung (Bronson und Mosier, 1993).

In der vorliegenden Arbeit, die im Rahmen des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) durchgeführt wurde, wurde untersucht, inwieweit unterschiedliche Stickstoffdünger (NO₃⁻ bzw. NH₄⁺) die N₂O-Freisetzung sowie die CH₄-Aufnahme eines gut durchlüfteten, schluffig-lehmigen Ap-Horizontes beeinflussen.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden mit Bodenmikrokosmen (Ø 15 cm, Füllhöhe 25 cm) durchgeführt, über die ein kontinuierlicher Frischluftstrom (25 ml min⁻¹) geleitet wurde (Abbildung 1). Das Mikrokosmensystem, das von Hantschel et al. (1994) und Flessa und Beese (1995) detailliert beschrieben wurde, ermöglicht eine automatisierte Beregnung der Bodensäulen, eine kontinuierliche Perkolatabsaugung sowie die kontinuierliche Bestimmung der N₂O- und CH₄-Konzentrationen in der Zu- und Abluft der Bodenmikrokosmen.

12 Mikrokosmensäulen wurden mit gesiebt (≤ 4 mm) Boden (Lößlehm, C_{org}: 1.2%, pH: 5.9) gefüllt (Lagerungsdichte: 1.2 g cm⁻³) und mit 1.6 mm/Tag in stündlichen Intervallen beregnet (10⁻² M CaCl₂-Lösung). Durch den konstanten Unterdruck (100 haPa) am Säulenboden stellte sich konstanter Wassergehalt in den Bodensäulen ein (wassergefülltes Porenvolumen: 68 %). Die Versuche wurden bei konstant 14° Celsius durchgeführt. Nach 4 Wochen Einlaufzeit wurden folgende 3 Varianten (jeweils 4 Mikrokosmen) eingerichtet und über 7 Wochen beobachtet.

1. Düngung von 100 kg N ha⁻¹ in Form von KNO₃.
2. Düngung von 100 kg N ha⁻¹ in Form von NH₄Cl.
3. Ohne Düngung.

* GSF - Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstraße 1, 85764 Oberschleißheim.

** Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen, Büsingenweg 2, 37077 Göttingen.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 N₂O-Freisetzung

Abbildung 2 zeigt den Zeitverlauf der N₂O-Emissionsraten aus ungedüngten bzw. N-gedüngten Bodenmikrokosmen. Sowohl die ungedüngte als auch die NO₃-gedüngte Variante zeigte während des gesamten Beobachtungszeitraumes sehr niedrige, nahezu konstante Freisetzungsraten von ca. 1 µg N₂O-N m⁻² Std⁻¹. Dies weist darauf hin, daß unter den aeroben Versuchsbedingungen die Denitrifikation als N₂O-Quelle unbedeutend war. Im Gegensatz dazu stieg die N₂O-Freisetzung nach Zugabe von NH₄⁺ signifikant an und erreichte nach ca. 10 Tagen ein Maximum. Der Nitrataustrag im Sickerwasser zeigte (ohne Abbildung), daß das gedüngte Ammonium vollständig nitrifiziert wurde und daß der Zeitraum ansteigender N₂O-Emissionsraten mit der anlaufenden Nitrifikation zusammenfiel. Dies verdeutlicht, daß in dem durchgeführten Versuch die Nitrifikation die wesentliche N₂O-Quelle

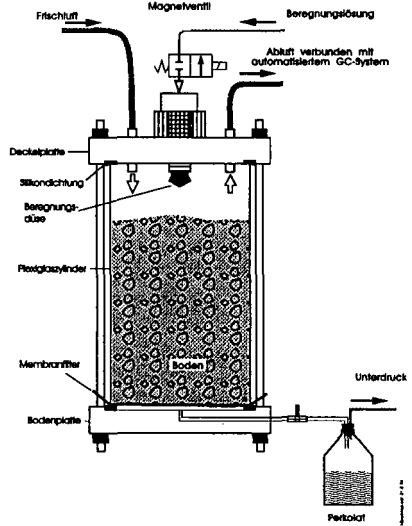


Abbildung 1: Aufbau der verwendeten Bodenmikrokosmen

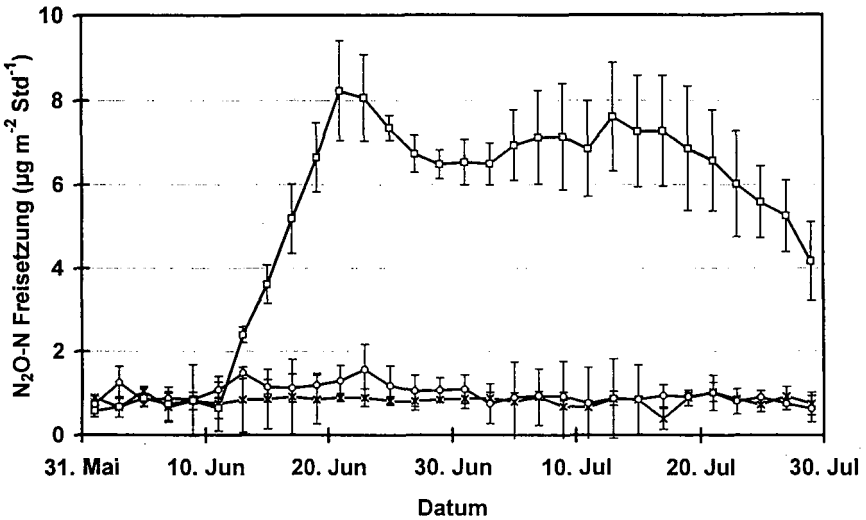


Abbildung 2: N₂O-Freisetzungsraten (Mittelwerte ± Standardabweichung) ungedüngter Bodensäulen (x) sowie nach Zugabe von KNO₃ (O) bzw. NH₄Cl (□). Düngetermin: 12. Juni.

war. Der Anteil des gedüngten $\text{NH}_4\text{-N}$, der als N_2O freigesetzt wurde, war mit nur 0.06% jedoch sehr gering. Bei guter O_2 -Versorgung dürfte deshalb auf diesem Standort die N_2O -Bildung durch Nitrifikation auch bei extrem hohen Nitrifikationsraten keine große Bedeutung haben. Die Ergebnisse zeigen auch, daß durch die Wahl des N-Düngers (NO_3^- oder NH_4^+) die Höhe der N_2O -Freisetzung nur sehr begrenzt beeinflusst werden kann.

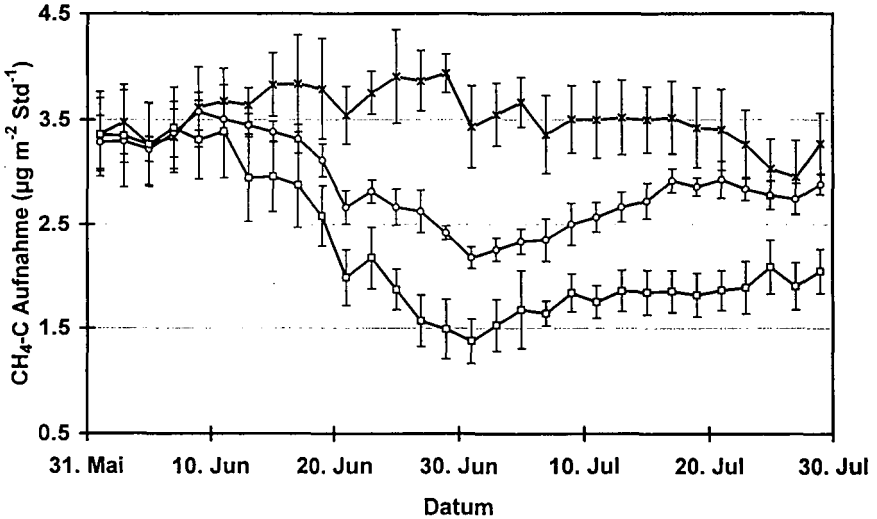


Abbildung 3:

CH_4 -Aufnahmeraten (Mittelwerte \pm Standardabweichung) ungedüngter Bodensäulen (x) sowie nach Zugabe von KNO_3 (O) bzw. NH_4Cl (□). Düngetermin: 12. Juni.

3.2 CH_4 -Aufnahme

Der Zeitverlauf der CH_4 -Aufnahmeraten der ungedüngten bzw. gedüngten Bodensäulen ist in Abbildung 3 dargestellt. Die ungedüngte Variante zeigte die höchsten CH_4 -Aufnahmeraten. Der Eintrag von NO_3^- und NH_4^+ führte zu einer signifikanten Abnahme der Methanoxidation. Die Verringerung betrug 21% für die Nitratdüngung und 36% für die Ammoniumdüngung. Der Rückgang der CH_4 -Oxidationskapazität nach NH_4^+ -Eintrag wurde bereits mehrfach beschrieben (Stuedler et al., 1989, Mosier et al., 1991). Er wird dadurch verursacht, daß Ammonium und Methan konkurrierende Substrate für die Enzyme Methanmonooxygenase und Ammonium-Monooxygenase sind. Die Ergebnisse zeigen (Abbildung 3), daß eine Verminderung der Methanaufnahme nicht nur durch N-Eintrag in Form von NH_4^+ hervorgerufen wird. Auch die Zufuhr von NO_3^- -N führte zu einer deutlichen Reduktion der CH_4 -Aufnahme. Ursache hierfür sind wahrscheinlich erhöhte N-Umsatzraten durch die mikrobielle Immobilisierung und anschließende Remineralisierung von zugeführtem Nitratstickstoff.

Literatur

Bronson, K.F. und A.R. Mosier (1993). Nitrous oxide emission and methane consumption in wheat and corn-cropped systems in Northeastern Colorado. In: Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change, ASA Special Publication Number 55, 133-144, Madisons.

Crutzen, P.J. (1981). Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, including nitrous oxide. In: Denitrification, Nitrification and Atmospheric N₂O, C.C Delwiche (Hrsg.), 17-44, John Wiley, New York.

Flessa, H. und F. Beese (1995). Soil redox potential and nitrous oxide emission as affected by the incorporation of sugar beet plant residues, Soil Sci. Soc. Am. J., angenommen.

Hantschel, R., H. Flessa und F. Beese (1994). An automated microcosm system for studying ecological soil processes. Soil Sci, Soc. Am. J., 58, 401-404.

IPCC (1990). Climate Change, The IPCC Scientific Assessment, J. T. Houghthon und J.J. Ephraums (Hrsg.), Cambridge Univ. Press, Cambridge.

Mosier, A.R., D. Schimel, D. Valentine, K. Bronson und W. Parton (1991). Methane and nitrous oxide fluxes in native fertilized and cultivated grasslands, Nature, 350, 330-332.

Stuedler, P. A., R. D. Bowden, J. M. Melillo und J. D. Aber (1989). Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils, Nature, 341, 314-316.

Bodenmikrobielle Biomasse und leicht umsetzbarer Anteil der organischen Bodensubstanz von Löß-Catänen des Kraichgaus in Betrieben mit unterschiedlicher C- und N- Zufuhr

von

Friedel, J. K.*

Einleitung und Problemstellung

Die ackerbaulich genutzte Landschaft des Kraichgaus (Baden-Württemberg) zeigt ein typisches Bodenmuster von Parabraunerden (Pb), Pararendzinen (Pr) und Kolluvien (Koll) (nähere Angaben siehe CLEMENS et al. 1995). Dieses Muster wird überlagert von der jeweiligen, betriebspezifischen Bewirtschaftung der Standorte. Sowohl die pedologischen und topographischen Gegebenheiten als auch die Bewirtschaftung wirken sich auf die Bodenmikroorganismengemeinschaft aus. Für Bodenmikroorganismen sind dabei weniger die bodengenetischen Prozesse an sich von Bedeutung, als vielmehr die jeweiligen, daraus resultierenden ökologischen Lebensbedingungen wie Temperatur, Feuchte, Durchlüftung, Substratversorgung, usw. So zeigten sich in Aktivitätsparametern und in den ATP-Gehalten als Maß für die mikrobielle Biomasse bei im Frühjahr entnommenen Bodenproben nur geringe Unterschiede zwischen verschiedenen Bodentypen unter gleicher Bewirtschaftung. Veränderungen enzymatischer Aktivitäten ergaben sich jedoch bei unterschiedlich starker Austrocknung der Böden oder bei unterschiedlicher Substratverfügbarkeit durch Anbau einer Gründüngung auf einem Teil der Fläche (FRIEDEL 1993a).

Eine wesentliche Leistung der Bodenmikroorganismen ist der Um- und Abbau der dem Boden zugeführten organischen Substanzen. Die dabei umgesetzten Stoffe werden in der mikrobiellen Biomasse zwischengespeichert, die so als Senke und Quelle wirkt. Die Verfügbarkeit von Nährstoffen, insbesondere von Stickstoff, ist daher eng mit dem Gehalt und der Aktivität der mikrobiellen Biomasse sowie mit ihren Lebensbedingungen verknüpft.

Ein wesentliches Ziel der im Rahmen des SFB 183 "Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften" im Kraichgau durchgeführten Versuche war, die Standortfaktoren zu identifizieren, anhand derer sowohl die Böden als auch die Betriebe hinsichtlich ihres Stickstoff-Nachlieferungsverhaltens charakterisiert werden können (vgl. CLEMENS et al. 1995 und TURJABAHKA et al. 1995). Im Hinblick darauf sollte durch bodenmikrobiologische Untersuchungen der Einfluß des Bodenmusters und der betriebspezifischen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Bodenmikroorganismen, ihre Lebensbedingungen und ihre Beteiligung am C- und N-Kreislauf näher untersucht werden.

Material und Methoden

Zur Klärung der Versuchsfragestellung wurden die drei Bodentypen (Pb, Pr und Koll) in drei Betrieben untersucht. Die Betriebe unterschieden sich in der (aus der Bewirtschaftungsgeschichte abgeleiteten) Höhe der Zufuhr von organischem Kohlenstoff durch Ernterückstände und organische Dünger sowie im N-Bilanzüberschuß (s. CLEMENS et al. 1995). Die Unterschiede im N-Bilanzüberschuß waren deutlicher als die in der C-Zufuhr:

*) Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

C-Zufuhr: Betrieb 1 = Betrieb 2 \geq Betrieb 3;
N-Überschuß: Betrieb 1 > Betrieb 2 > Betrieb 3.

In Betrieb 3 wurde zusätzlich zu dem betriebstypisch bewirtschafteten Kolluvium (Koll 1) ein weiteres Kolluvium (Koll 2) untersucht. Dieser Schlag hatte in den Vorjahren (1990 - 1992) hohe Rindermistgaben erhalten (durchschn. 350 dt ha⁻¹), die zu einer hohen C-Zufuhr führte. Bodenproben wurden im Frühjahr (März) und im Herbst (Oktober) 1993 unter / nach Winterweizen aus dem Ap-Horizont (0 - 30 cm) entnommen.

Methoden zur Charakterisierung der organischen Bodensubstanz bzw. des leicht umsetzbaren Anteils:

Corg-Gehalte nach der Lichterfelder Methode (SCHLICHTING und BLUME, 1966). Dichtefraktionierung mit NaJ (1.7 g cm⁻³) in modifizierter Form¹⁾ nach GREGORICH und ELLERT (1993), die leichte Dichtefraktion enthält größtenteils unzersetztes und teilzersetztes organisches Material. C-Mineralisierungspotential (C-Minpot.) im Brutversuch (T=25°C; Feuchte=50% der maximalen Wasserhaltekapazität, t=42d), freigesetztes CO₂ wurde in NaOH aufgefangen und die CO₂-Menge titrimetrisch gemessen. Gehalte an "abbaubarer junger organischer Substanz" nach FRIEDEL (1993a, 1993b); mit Hilfe von Abbaufunktionen nach JANSSEN (1984) geschätzter, umsetzbarer Anteil der in den Vorjahren (t=4a) zugeführten organischen Substanzen (Ernte- und Wurzelrückstände, organische Dünger); die Mengen der Ernterückstände und organischen Dünger wurden vom TP B 5.1 des SFB 183 ermittelt, die Wurzelrückstände wurden aus Faustzahlen geschätzt.

Methoden zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse:

C und N in der mikrobiellen Biomasse mittels Fumigations-Extraktions-Methode nach VANCE et al. (1987) bzw. BROOKES et al. (1985). Adenylatgehalte (ATP + ADP + AMP) an Proben, die auf eine Feuchte von 50% der maximalen Wasserhaltekapazität eingestellt und vor der Messung equilibriert (T=20°C, t=6d) wurden; Extraktion mit Dimethylsulfoxid und Tri-Natriumphosphat-Puffer, Messung mittels HPLC (Ionenpaarchromatographie, Fluoreszenzdetektion) nach BAI et al. (1989) in der Modifikation nach FRIEDEL (1995).

Ergebnisse und Diskussion

Die Gehalte an organischem Kohlenstoff in der Krume unterschieden sich nur wenig zwischen den verschiedenen Betrieben und waren in den Koll um 0.1% bis 0.2% höher als in den Pb und Pr (s. CLEMENS et al. 1995). Die leichte Dichtefraktion und das C-Minpot. unterschieden sich entweder nur geringfügig zwischen den Betrieben, oder die Werte waren bei Betrieb 1 höher als bei Betrieb 2 und 3 (leichte Dichtefraktion bei Pr, C-Minpot. bei Pb und Koll) (Abb.1). Die aus der Zufuhr an organischer Substanz errechnete "abbaubare junge organische Substanz" ergab bei Betrieb 3 etwas geringere Werte: B2 \geq B1 > B3. Die Stallmistdüngung des Koll 2 bei Betrieb 3 spiegelte sich in hohen Werten beim C-Minpot. und der "abbaubaren jungen organischen Substanz" wider.

Der in Betrieb 1 erhöhte Anteil leicht umsetzbarer organischer Substanz (B1 > B2 = B3 für das C-Minpot. bei Pb und Koll bzw. für die leichte Dichtefraktion bei Pr) ist wahrscheinlich auf die Kombination aus einer hohen C-Zufuhr mit dem höchsten N-Bilanzüberschuß in diesem Betrieb zurückzuführen. Als Ursache des bei den Pr von den Pb und Koll abweichenden Verhaltens werden Unterschiede im Wasserhaushalt der Böden angenommen. Die Pr sind gegenüber den Pb und Koll die trockensten Standorte (s. CLEMENS et al. 1995). Aufgrund der wiederholten, stärkeren Austrocknung der Pr drückte sich hier der unterschiedliche Anteil an leicht umsetzbarer organischer Substanz anscheinend in einer gewissen Akkumulation weniger weit zersetzter Streustoffe aus (s. leichte Dichtefraktion). Demgegenüber zeigten sich Unterschiede im Anteil leicht umsetz-

1): Veränderungen der Originalvorschrift: Bodenprobeneinwaage: 15g; zugegebene NaJ-Lösung: 60ml; Spülen der Filtriereinheit jeweils mit 150 ml CaCl₂-Lösung und 150 ml H₂O_{deion}

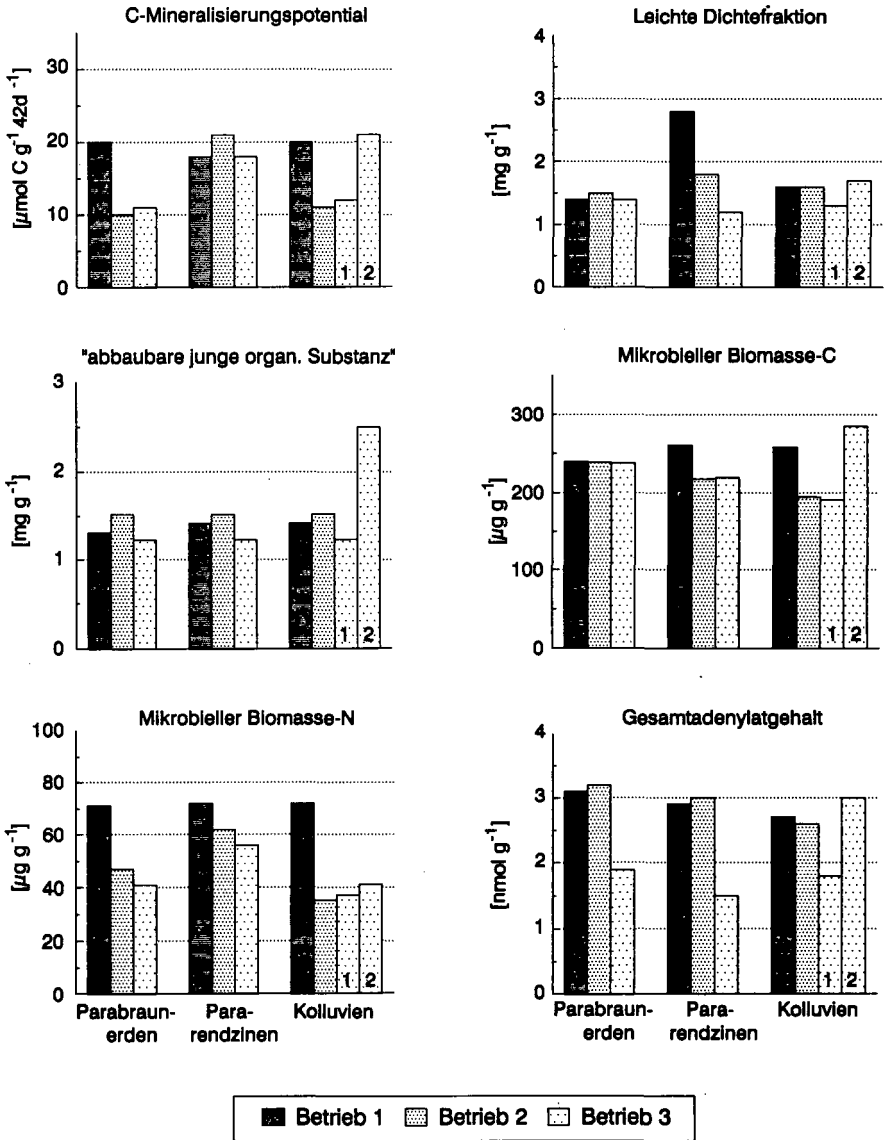


Abb. 1: Umsetzbarkeit der organischen Bodensubstanz und bodenmikrobielle Biomasse von Löss-Catänen des Kraichgaus in Betrieben mit unterschiedlicher C- und N-Zufuhr; Mittelwerte für 1993 in 0 - 30 cm Bodentiefe.

barer organischer Substanz in den gleichmäßiger durchfeuchteten Pb und Koll nicht in den Streustoffen (s. leichte Dichtefraktion), sondern im Mineralisierungsverhalten der Bodenproben.

Die Gehalte an C in der mikrobiellen Biomasse (Abb. 1) unterschieden sich nur wenig zwischen den Böden und Betrieben ($B1 \geq B2 = B3$). Die Gehalte an Biomasse-N waren bei den Pr höher als bei den Pb und Koll und nahmen in der Reihenfolge $B1 > B2 \geq B3$ ab. Die Adenylatgehalte waren in Betrieb 3 am geringsten ($B1 = B2 > B3$). Die erhöhte Zufuhr an organischer Substanz des Koll 2 bei Betrieb 3 resultierte in hohen Biomasse-C- und Adenylatgehalten, hatte aber kaum einen Einfluß auf die Biomasse-N-Gehalte.

Diese sind anscheinend hauptsächlich von den N-Bilanzüberschüssen beeinflusst ($B1 > B2 > B3$ sowie $Pr > Pb = Koll$, aufgrund der bei Pr schlechtesten N-Verwertung, vgl. CLEMENS et al. 1995). Die Adenylatgehalte reagierten auf die betriebsspezifisch unterschiedliche C-Zufuhr ($B1 = B2 \geq B3$) stärker als die Biomasse-C-Gehalte. Das aus Biomasse-C und -N-Gehalten errechenbare C/N-Verhältnis der mikrobiellen Biomasse änderte sich deutlich in Abhängigkeit vom N-Bilanzüberschuß. Eine den N-Bilanzüberschüssen und den Biomasse-N-Gehalten parallele Differenzierung der Betreibe ($B1 > B2 > B3$) zeigte sich ebenfalls für die Nmin-Gehalte im Frühjahr bei den Pr und Koll und für das N-Minpot. im Oberboden bei den Pb und Koll (s. CLEMENS et al. 1995).

Die Ergebnisse legen die Schlußfolgerung nahe, daß die zwischen den Betrieben unterschiedlichen N-Bilanzüberschüsse sich unmittelbar auf die Biomasse-N-Gehalte auswirkten. Es wird weiterhin vermutet, daß der leicht umsetzbare Anteil der organischen Bodensubstanz und damit das C-Mineralisierungspotential der Oberböden von den N-Bilanzüberschüssen indirekt, in Verbindung mit der betriebsspezifisch unterschiedlichen C-Zufuhr, beeinflusst werden.

Danksagung: Ich danke Frau Elke Feiertag und Frau Heike Hippel für die Hilfe bei der Durchführung der Analysen. Die Arbeit wurde von der DFG im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 183 gefördert.

Literatur

- Bai Q. Y., Zelles L., Scheunert I., Korte F. (1989): Determination of adenine nucleotides in soil by ion-paired reverse-phase high-performance liquid chromatography. *J. Microbiol. Methods* 9: 345-351.
- Brookes P.C., Landman A., Pruden G., Jenkinson D.S. (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* 17: 837-842.
- Clemens G., Hufnagel J., Friedel J.K., Stahr K. (1995): Ansätze zur Abschätzung der Stickstoffmineralisierung unter Acker auf regionaler Ebene. *Mitteilungen der Dt. Bodenkdl. Gesellschaft (dieser Band)*, im Druck.
- Friedel J.K. (1993a): Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf mikrobielle Eigenschaften im C- und N-Kreislauf von Ackerböden. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 11.
- Friedel J.K. (1993b): Schätzung der auf Ackerstandorten mikrobiell verfügbaren organischen Substanz und ihre Beziehungen zu mikrobiellen Eigenschaften. *Mitteilungen der Dt. Bodenkdl. Gesellschaft* 72/I: 515-518.
- Friedel J.K. (1995): Erfassung von Bodenbearbeitungs- und Fruchtfolgewirkungen auf Bodenmikroorganismen durch Bestimmung von Adenylatgehalten. *Mitteilungen der Dt. Bodenkdl. Gesellschaft*, im Druck.
- Gregorich E.G., Ellert B.H. (1993): Light fraction and macroorganic matter in soils. In: *Soil sampling and methods of analysis*. M.R. Carter (Ed.). Can. Soc. Soil Sci. Lewis Publishers, pp 397 - 407.
- Janssen B.H. (1984): A simple method for calculating decomposition and accumulation of "young" soil organic matter. *Plant and Soil* 76: 297-304.
- Schlichting E., Blume H.P. (1966): *Bodenkundliches Praktikum*. Parey-Verlag, Hamburg, Berlin.
- Turyabahika F., Wais S., Stahr K. (1995): Versuch einer regionalen Betrachtung der N-Mineralisierung in Ackerböden des Kraichgaus. *Mitteilungen der Dt. Bodenkdl. Gesellschaft (dieser Band)*, im Druck.
- Vance E.D., Brookes P.C., Jenkinson D.S. (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19: 703-707.

Direkte Populationsanalyse natürlicher bakterieller Populationen im Boden mit Hilfe molekularbiologischer Techniken

von

Führ, A. und R. Kubiak

Einleitung

Bodenschutz hat vorrangig prospektive Bedeutung und muß sich daher mit den Funktionen von Böden (Filter, Stoffwechsel etc.) auseinandersetzen und definieren, wann ein Boden in seiner Funktion noch ungestört ist oder wann er als belastet zu gelten hat. Übertragen auf die Stoffwechselfunktionen des Bodens, die zum großen Teil von Mikroorganismen bewältigt werden, bedeutet das, daß Populationsanalysen an natürlichen Standorten gemacht werden müssen, um ein Maß für die natürliche Fluktuation von mikrobiellen Lebensgemeinschaften zu erhalten. Da die Komplexität der Um- und Abbaureaktionen im Boden und die dazugehörigen Antagonisten unzureichend charakterisiert sind, gilt die Artenvielfalt als ökologischer Bewertungsmaßstab. Nur eine ausreichende Artenvielfalt gewährleistet, daß auch unter Streßbedingungen, wie sie anthropogene Einträge bedeuten können, die Stoffwechselfunktionen des Bodens aufrecht erhalten werden. Eine direkte Untersuchung der Mikroorganismenvergesellschaftung im Boden konnte bisher nicht ohne den Umweg über die Isolierung und Anzucht von Mikroorganismen erfolgen, da die dafür erforderlichen Techniken nicht bereitstanden. Durch die Verwendung von molekularbiologischen Techniken (PCR, Klonierung) ist es möglich geworden, einzelne Spezies und physiologische Gruppen (z.B. die Möglichkeit des Abbaus von 2,4-D) direkt an ihren Standorten nachzuweisen. Wir haben eine Methode verwendet, die es möglich macht, anhand von bakterieller 16S rDNA Analysen von Mischpopulationen im Boden durchzuführen und so einen Einblick in die mikrobielle Diversität an einem Standort zu erhalten.

Methoden und Ergebnisse

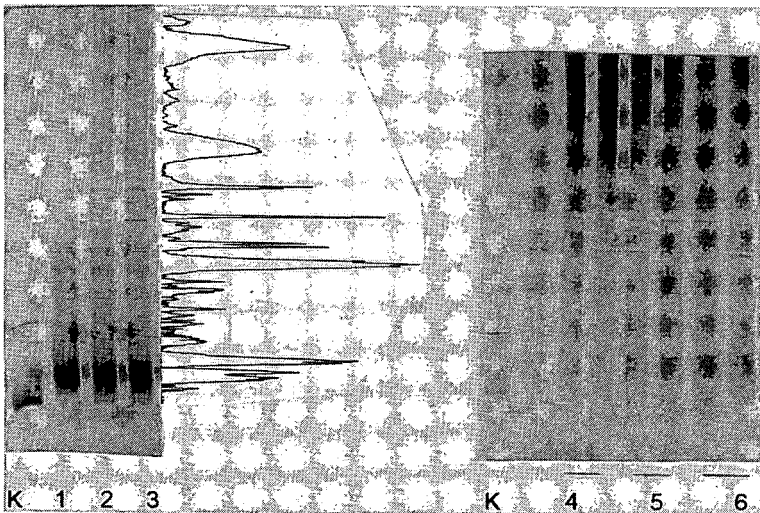
Bodenproben (sandiger Lehm) wurden aus Pflanzschalen entnommen, die drei Monate bei stabilem Klima im Gewächshaus aufbewahrt wurden. Es wurde eine

Bodenmischprobe entnommen (100g) sowie Proben zur Bestimmung der Diversität im Abstand von ~2cm mit einem Korkbohrer entnommen. Aus Aliquots (1g) wurde die genomische DNA extrahiert und die hochmolekulare DNA-Fraktion wurde über präparative Agarosegelelektrophorese aufgereinigt. Die gereinigten Fraktionen wurden zur Polymerasekettenreaktion (PCR) mit universellen Primern gegen die V III Region der 16S rDNA nach dem Touchdown-Prinzip verwendet. Die PCR-Produkte wurden in horizontalen Polyacrylamidgelen aufgetrennt, um ihre Reinheit (gleiche Länge, universelle Primer !) zu dokumentieren (Führ und Kubiak, 1995). In einem zweiten Schritt wurden die Produkte unter denaturierenden Bedingungen in einem Gradienten von bis zu 40% (v/v) Formamid, 7 M Harnstoff, 55°C in Polyacrylamidgelen getrennt (Muyzer et al., 1993). Die gleichlangen Sequenzen schmelzen dabei gemäß ihrer GC/AT-Zusammensetzung partiell auf.

Abb.1

a)

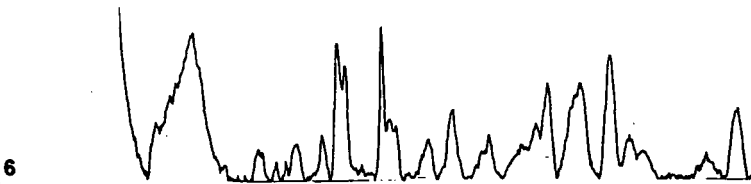
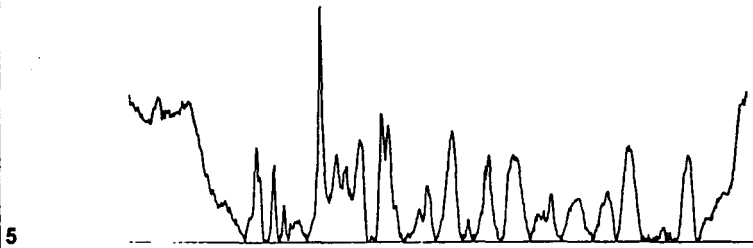
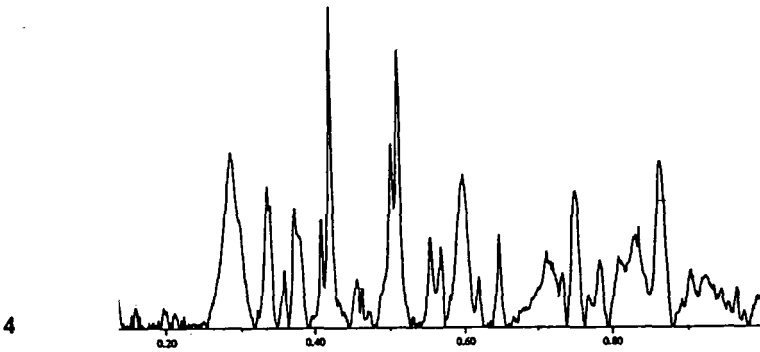
b)



a) DGGE von drei Proben einer Bodenmischprobe (1-3), K= Kontrolle, Reinkultur daneben densitometrischer Vergleich der Bahnen

b) DGGE von drei verschiedenen Bodenproben (4-6), K= Kontrolle, Reinkultur

Abb.2



Densitometrischer Vergleich der über DGGE aufgetrennten 16S rDNA PCR-Produkte aus drei unterschiedlichen Bodenproben . Die Bezeichnungen entsprechen der Legende aus Abb.1b).

Diese Konformationsänderung führt dazu, daß aufgeschmolzene Sequenzen im Gel retardiert werden. Gemäß ihrer Sequenz bildet theoretisch jede Species bei der Anfärbung mit Silber eine Bande im Gel. Bei Populationen entsteht somit ein Bandenmuster. So zeigt Abbildung 1, daß die PCR-Produkte aus der Bodenmischprobe die gleichen Muster aufweisen. Das ist ein Hinweis darauf, daß die Verteilung von Bakterien nach der Homogenisierung der Probe gleichförmig ist. Die neben der Bodenmischprobe gestochenen Proben (Abb1b, Abb.2) hingegen weisen unterschiedliche Bandenmuster auf als Beleg für die unterschiedliche Zusammensetzung der Bakterienpopulationen.

Diskussion

Erwartungsgemäß weisen die Ergebnisse darauf hin, daß die mikrobiellen Lebensgemeinschaften im Boden auf engem Raum unterschiedlich sein können. Es hat sich gezeigt, daß einzelne Banden in jedem Muster zu finden sind, einzelne Spezies also in der gesamten Bodenmikroflora immer wieder zu finden sind. Erstmals können mit dieser Methode natürliche Mikroorganismengesellschaften im Boden aufgezeigt werden, ohne vorher den Umweg über die immer selektive Anreicherung von Mikroorganismen zu nehmen. Weiterhin erlaubt die Verwendung der Polymerasekettenreaktion die Verstärkung von Signalen (spezifische DNA-Sequenzen), die anders nicht darstellbar werden. Einschränkungen liegen zur Zeit zum einen noch in der ungenügenden Extraktionsausbeute von DNA (unvollständige Lyse, Adsorption an Bodenkolloide) und der Schwierigkeit, die Herkunft der extrahierten DNA (leben, tote oder dormante Zellen) zu bestimmen. Angesichts einer steigenden Anzahl von molekularbiologischen Untersuchungen in der Bodenmikrobiologie bestehen aber berechtigte Hoffnungen, daß diese Probleme gelöst werden können.

Führ A., Kubiak R. (1993): Erfassung der mikrobiellen Biomasse und ihrer Zusammensetzung im Boden mittels direkter rDNA Extraktion. *Mitteilgn. Dt. Bodenkundl. Gesellsch.* 72, 519-522

Führ A., Kubiak R (1995): Darstellung der mikrobiellen Diversität im Boden mithilfe der denaturierenden Gradientengelelektrophorese (DGGE) von 16S rDNA Produkten. Aus: *Kommissionsitzung "Biologische Kennzeichnung von Böden"*

Muyzer G., DeWaal E.C., Uitterlinden A.G. (1993): Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. *Appl. Environ. Microbiol.* 59, 695-700

Bodendauerbeobachtung in Brandenburg - Untersuchungen zur mikrobiellen Biomasse

von

Grimm, J. und S. Wirth*

EINLEITUNG

In den Ländern der Bundesrepublik wird auf der Grundlage der Maßnahmen der Bundesregierung zum Bodenschutz (BMU 1988, Tz. 91) ein Meßnetz von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) zur langfristigen Überwachung der Belastung und Belastbarkeit von Böden sowie ihrer Phyto- und Zoozönosen eingerichtet. Die Rahmenbedingungen zur bundesweiten BDF-Einrichtung werden von der Sonderarbeitsgruppe Informationsgrundlagen Bodenschutz der Umweltministerkonferenz gegeben (Arbeitshefte Bodenschutz 1 der Unterarbeitsgruppe "Boden-Dauerbeobachtungsflächen"; SAG 1991). Ziele der BDF sind:

- Ersterfassung des Bodenzustandes durch Feststellen der gegenwärtigen Merkmale und Eigenschaften von Böden sowie ihrer Belastungen an boden- und landschaftsrepräsentativen Standorten
- Ermittlung von lang- und kurzfristigen Veränderungen der Bodenfunktionen infolge standorts-, belastungs- und nutzungsspezifischer Einflüsse durch periodische Untersuchungen des Bodenzustandes und/oder durch Bilanzierung des Stoffhaushalts der Böden
- Schaffen einer Basis für die Einrichtung von Versuchsflächen zur Entwicklung von Auswertemodellen und zur Ableitung von Bodennormwerten
- Einrichtung von Referenzflächen für regionale Belastungen und von Eichstandorten

In Brandenburg sind unter landwirtschaftlicher Nutzung 30 BDF geplant (SCHMIDT et al. 1994, KOTHE und SCHMIDT 1994), davon wurden bisher 20 BDF eingerichtet (Tab. 1). Die BDF sind drei Kategorien zugeordnet:

- Kategorie I: Bodendauerbeobachtungsflächen mit repräsentativen Boden-, Landschafts- und Nutzungsmerkmalen (20 BDF)
- Kategorie II: Bodendauerbeobachtungsflächen mit Bodenbelastung (6 BDF)
- Kategorie III: Bodendauerbeobachtungsflächen mit sensitiven Bodentypen (4 BDF)

Die über substratinduzierte Respiration bestimmte mikrobielle Biomasse (C_{biom} , ANDERSON und DOMSCH 1978) ist nach SAG (1991) ein bundesweit einheitlicher, obligatorischer Parameter der biotischen Bodenuntersuchungen auf Bodendauerbeobachtungsflächen. Mit der mikrobiellen Biomasse wird eine biologische Komponente der Bodenfruchtbarkeit erfaßt. Sie ist der Anteil organischer Substanz im Boden, der aus lebenden, metabolisch aktiven Mikroorganismen besteht. Ziel der folgenden Ausführungen ist die Ergebnisdarstellung und eine erste Bewertung dieses bodenbiologischen Parameters in zwei Versuchsjahren zur Charakterisierung und zum Vergleich von BDF-Standorten in Brandenburg.

* Institut für Bodenforschung im ZALF Müncheberg e. V., Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

MATERIAL UND METHODEN

Bodenproben wurden 1993 im Frühjahr vor dem Beginn von Bewirtschaftungsmaßnahmen und im Herbst vor der Ernte (BDF 5-8) und nach der Ernte (BDF 1, 3-4) entnommen. 1994 wurden die Bodenproben im Frühjahr zwischen März und Juni (BDF 1-13) gewonnen. Hinweise zu den BDF-Standorten sind der Tabelle 1 zu entnehmen.

Auf jeder BDF wurden mit jeweils 20 Bohrstockentnahmen je Teilfläche (Teilflächen A-D jeweils 250 m²) 4 Bodenmischproben entnommen. Ackerland wurde im Ap und Grünland bis 10 cm beprobt. Die Bodenproben wurden nach der Entnahme im Kühlschrank (+4 °C) gelagert, auf <2 mm gesiebt (außer Niedermoor-Bodenproben) und bis zur Analyse weiterhin kühl gelagert. Die Lagerzeit bis zur Analyse betrug maximal 3 Monate. Vor der Analyse wurden die Bodenproben einen Tag bei Zimmertemperatur vorinkubiert und auf 40 - 60 % der Wasserkapazität eingestellt. Je Bodenprobe kamen 3 Labor-Parallelen zur Analyse.

Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse erfolgte nach der Methode von ANDERSON und DOMSCH (1978) unter Zugabe von Glukose. Die CO₂-Abgabe wurde durch den von HEINEMEYER et al. (1989) beschriebenen, computer-gesteuerten IR-Gasanalysator bestimmt. Der mikrobielle Biomasse-C wird in µg C_{biom}/g TS-Boden angegeben.

Die Bodenproben zur Untersuchung des organischen Kohlenstoffgehaltes entstammten aus derselben auf <2 mm gesiebten Bodenprobe, die zur Bestimmung der bodenbiologischen Parameter verwendet wurde. Er wurde durch Subtraktion des Carbonat-Kohlenstoffgehaltes vom Gesamt-Kohlenstoffgehalt berechnet und wird in % angegeben.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Bodendauerbeobachtungsflächen unterscheiden sich in den mikrobiellen Biomasse-C-Gehalten in den Größenordnungen zwischen etwa 60 bis 400 µg C_{biom}/g TS-Boden. Wesentliche Unterschiede zwischen den BDF ergeben sich durch die Bodenart. Hohe Werte werden auf schweren Böden und den Niedermoorstandorten (BDF 2, 9) erzielt. Die leichten Sandböden (BDF 1, 3, 4) übersteigen 150 µg C_{biom}/g TS-Boden nur geringfügig (Abb. 1). Diese Tendenz bleibt auch auf den BDF bestehen, wo Ergebnisse von drei Meßterminen vorliegen.

Im Verlauf der drei Meßtermine 1993/94 werden mit bis zu 50 µg C_{biom}/g TS-Boden nur geringe Abweichungen festgestellt. Ausnahmen bilden die BDF 2, auf der die C_{biom}-Gehalte zwischen 100 bis 200 und die BDF 7, auf der die C_{biom}-Gehalte zwischen 50 bis 100 µg C_{biom}/g TS-Boden über die Untersuchungstermine differieren. Der mit etwa 100 µg C_{biom}/g TS-Boden im Frühjahr 1994 gegenüber 1993 deutlich höhere mikrobielle Biomasse-C-Gehalt der BDF 2 könnte bei gleichbleibenden Bodenfeuchtebedingungen von ca. 75 Vol% zu den Bodenentnahmetermen, auf die höheren Bodentemperaturen, von etwa 8,8 °C 1993 auf 11,7 °C 1994, zurückzuführen sein. Folgt man der Erklärung, daß höhere Temperaturen die mikrobielle Aktivität erhöhen, dann bleibt unverständlich, warum der Gehalt an mikrobiellem Biomasse-C im Herbst 1993 bei gleicher Temperatur von 12 °C deutlich geringer ausfiel. Die gleichbleibende Nutzung durch Dauergrünland (BDF 2, Tab. 1) würde ebenfalls eine ausgeglichene mikrobielle Aktivität dieser BDF erwarten lassen.

Ebenso schwer erklärbar sind die Veränderungen der mikrobiellen Biomasse auf der BDF 7. Ohne daß Bodentemperaturmessungen vorliegen, kann aufgrund ähnlicher Bodenentnahmetermine (1993/94 jeweils März) davon ausgegangen werden, daß wesentliche Temperaturunterschiede nicht vorlagen und damit die Temperatur als Erklärung ausscheidet. Auch war die Fruchtfolge mit dreimaligem Silomaisanbau seit 1992 einheitlich. D. h., daß die Vorfrüchte zum Meßtermin immer dieselben waren. Wie weiter unten noch behandelt wird, lassen auch die geringen Unterschiede im organischen Kohlenstoffgehalt der Herbst-93- und Frühjahr-94-Termine keinen Einfluß erwarten. Anhand der Ergebnisse zur mikrobiellen Biomasse ist zu fragen, ob Unterschiede von 50 - 100 µg C_{biom}/g TS-Boden wirklich relevante Unterschiede sind oder der natürlichen Streuung, durch die Standortfaktoren verursacht, zuzuschreiben sind.

Die organischen Kohlenstoffgehalte variieren auf den ackerbaulich genutzten Mineralböden zwischen etwa 0,5 bis 0,9 % und auf den durch Grünland genutzten Niedermoorstandorten zwischen etwa 22 bis 28 %. Der ebenfalls durch Grünland genutzte Gley-Standort (BDF 13) erzielt einen organischen Kohlenstoffgehalt von 5,8 % (Tab. 1). Die Höhe des organischen Kohlenstoffgehaltes wird demnach im Wesentlichen durch den Bodentyp und die Nutzung beeinflusst. Vom Herbst 1993 bis zum Frühjahr 1994 werden auf den untersuchten BDF 1 - 8 nur geringe Veränderungen im organischen Kohlenstoffgehalt festgestellt.

Die Höhe des mikrobiellen Biomasse-C ist nach ANDERSON und DOMSCH (1978) eng an den organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens gekoppelt. Die zum Teil deutlichen Veränderungen im mikrobiellen Biomasse-C und entsprechend geringen Veränderungen im organischen Kohlenstoffgehalt lassen allerdings keine enge Korrelation erwarten. Werden alle Daten der Mineral- und Moorböden zusammen betrachtet, ergibt sich mit einem Korrelationskoeffizienten von $r = 0,38$ ($n = 76$) eine geringe Abhängigkeit zwischen dem C_{biom} und C_{Org} . Die alleinige Betrachtung der Mineralböden ($C_{\text{Org}} < 1\%$) führt mit einem Korrelationskoeffizienten von $r = 0,57$ ($n = 60$) zu einem besseren Ergebnis (Abb. 2). Die Trennung nach Herbst- 1993 ($r = 0,43$ $n = 24$) und Frühjahrsuntersuchung 1994 ($r = 0,64$ $n = 36$) erbringt für den Frühjahrstermin den höchsten Korrelationskoeffizienten. Anhand der Abbildung 2 läßt sich rein visuell ein Trend einer Abhängigkeit zwischen C_{biom} und C_{Org} ersehen.

In den Untersuchungen ist deutlich geworden, daß Veränderungen in der mikrobiellen Biomasse erheblich sein können und keine eindeutige Zuordnung auf klimatische und standörtliche Bedingungen möglich ist. Im Zusammenhang mit dem Ziel des Bodenschutzes negative Veränderungen der Bodenfunktionen feststellen zu können, erhebt sich dabei die Frage, wie hoch die natürliche Schwankungsbreite dieser Parameter ist und mit wieviel Untersuchungen (zeitlich) ein Nachweis über Veränderungen erbracht sein wird. Untersuchungen zur mikrobiellen Biomasse sind künftig, sollten in der Literatur keine Erfahrungswerte vorliegen, vermutlich erheblich häufiger und mit zusätzlichen Standortparametern am selben Bodenmaterial durchzuführen. Auf den bestehenden BDF wird im Frühjahr 1995 eine weitere Untersuchung zur mikrobiellen Biomasse und Zusatzparametern durchgeführt.

LITERATUR

- ANDERSON, J.P.E., K.H. DOMSCH, 1978: A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), 1988: Maßnahmen zum Bodenschutz. Bericht der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag.- Bonn (BT-Drucksache 11/1625)
- HEINEMEYER O., H. INSAM, E.A. KAISER, G. WALENZIK, 1989: Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infrared gas analysis. *Plant and Soil* 116, 191-195
- KOTHE, P., R. SCHMIDT, 1994: Nachbarschaftsanalytische Ausweisung repräsentativer Bodendauerbeobachtungsflächen in Brandenburg. In: SCHRÖDER, W., L. VETTER, O. FRÄNZLE (Hrsg.): Neue statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie. Verlag Vieweg 225-237
- SAG, 1991: Bodendauerbeobachtungsflächen. Arbeitshefte Bodenschutz 1 der Sonderarbeitsgruppe Informationsgrundlagen Bodenschutz der Umweltministerkonferenz, München
- SCHMIDT, M., R. SCHULTZ-STERNBERG, J. GRIMM, 1994: Bodendauerbeobachtungsflächen in Brandenburg. Berichte aus der Arbeit 1993, Landesumweltamt Brandenburg 88-92

DANK

Wir danken dem Landesumweltamt Brandenburg für die finanzielle Unterstützung der Arbeiten (F&E Vorhaben A8-2/93).

Tab. 1: Bodendauerbeobachtungsflächen im Land Brandenburg

BDF-Nom.	Standort Kreis	Gemeinde	Nutzung	Naturraum	Bodentyp (KA 3)	Ausgangsgestein (KA 3)	Substrat (KA 3)	Corg-Gehalte 1994 (%)
1	Bernau	Klandorf	Ackerland	Nordbrb. Wald- u. Seengebiet	Braunerde	S/Adr	S12 über S	0,70
2	Bernau	Zerpenschleuse	Grünland	Nordbrb. Wald- u. Seengebiet	Niedermoor	Ha/gf	T über S	22,00
3	Eberswalde	Altenhof	Ackerland	Nordbrb. Wald- u. Seengebiet	Parabraunerde	gf	S12 über S	0,52
4	Eberswalde	Altenhof	Ackerland	Nordbrb. Wald- u. Seengebiet	Braunerde	gf	S12 über S	0,77
5	Eberswalde	Bölkendorf	Ackerland	Uckermark	Parabraunerde	Mg	S1-L	0,79
6	Eberswalde	Bölkendorf	Ackerland	Uckermark	Kolluvium	Mg	S14	0,89
7	Frensdorf	Aspantenfelde	Ackerland	Uckermark	Parabraunerde	Mg	S14 über S10	0,80
8	Frensdorf	Aspantenfelde	Ackerland	Uckermark	Kolluvium	L/g	S13 über S14	0,78
9	Naundorf	Paulsenau	Grünland	Rhin-Haveland	Niedermoor	gf	Hn über S	28,21
10	Brandenburg	Lösau	Ackerland	Mittlere Mark	Fahlerde	Sg/Mg	S über Ls2	0,48
11	Frensdorf	Bagsmühl	Ackerland	Uckermark	Parabraunerde	Mg	Ls4 über Ls3	0,73
12	Jüterbog	Kossin	Grünland	Filmig	Humusgley	gf	S	
13	Flintzerwäde	Zeckerin	Grünland	Niederlausitz	Gley	gf	S12 über S	5,84
14	Fritzwalk	Lockersfeld	Ackerland	Prignitz und Ruppiner Land	Braunerde	gf	S	
15	Kyritz	Schönhagen	Ackerland	Prignitz und Ruppiner Land	Parabraunerde	Lg	S über Ls4	
16	Forst	Dubrau	Ackerland	Niederlausitz	Pseudogley	Lg	S12 über Ls4	
17	Bad Freienwalde	Reihdorf	Ackerland	Odertal	Auenogley	L/F	L13 über F	
18	Seclow	Gnsw	Ackerland	Odertal	Auenogley	Lf	L12 über Lu	
19	Brandenburg	Schenkenberg	Grünland	Mittlere Mark	Niedermoor	Ha/F	Hn über F	
20	Luckau	Gotschen	Grünland	Mittlere Mark	Niedermoor	Ha	Ha	

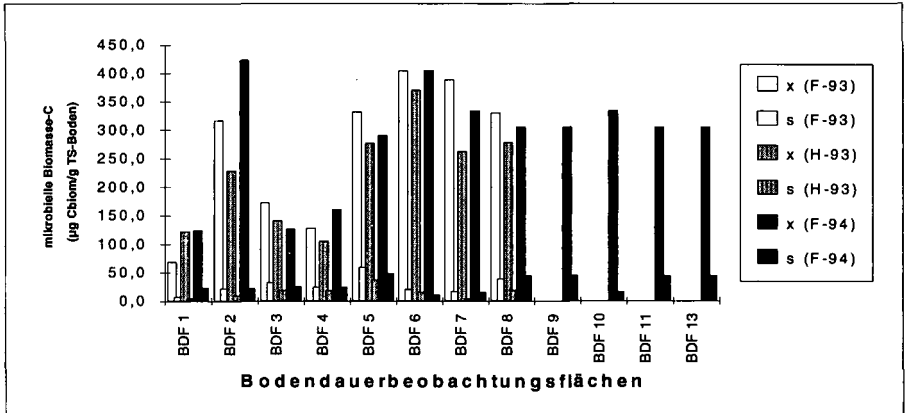


Abb. 1: Mikrobielle Biomasse verschiedener Bodendauerbeobachtungsflächen 1993 und 1994

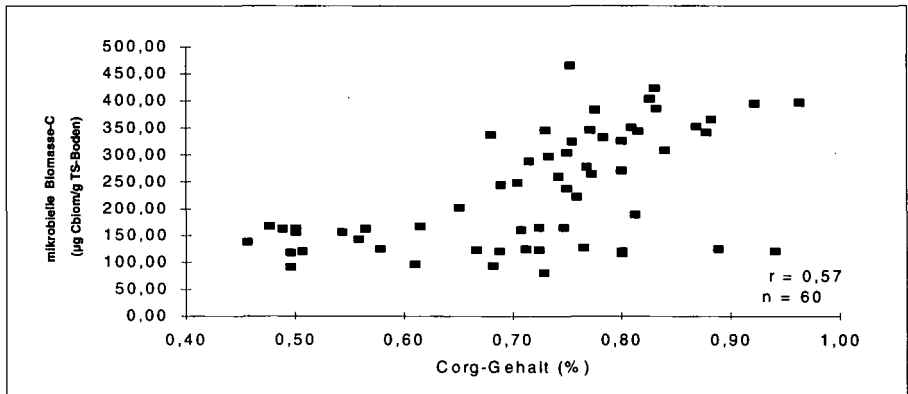


Abb. 2: Korrelation zwischen mikrobiellem Biomasse-C und organischem Kohlenstoff

Modellierung der Stickoxid-Emission aus landwirtschaftlich genutzten Böden

von

Haberbosch, C. und E. Priesack¹

1 Zusammenfassung

Aufbauend auf dem Modell-Baukastensystem *Expert-N* wird ein N_2O -Modell entwickelt, dessen Ziel es ist, die Emission von Stickoxiden, Kohlendioxid und Ammonium in landwirtschaftlich genutzten Böden prozeß-orientiert zu modellieren.

In einem ersten Schritt wurden zwei weitere Denitrifikationsmodelle in das *Expert-N*-System integriert: ein Modell nach *Johnsson et al.* (1987) und eines nach *Li et al.* (1990). Letzteres differenziert zwischen den gasförmigen Denitrifikationsprodukten (N_2O und N_2) und folgt einem mechanistisch-deterministischen Ansatz.

Aufgrund des modularen Konzepts des Systems *Expert-N* ist es möglich, einzelne Komponenten auszutauschen und so die unterschiedlichen Modellansätze in ihrer Funktionsweise direkt miteinander zu vergleichen.

Durch Vergleich mit Freilandmessungen auf dem Versuchsgut Scheyern soll die Güte der bestehenden Modelle überprüft und verbessert werden.

2 Denitrifikationsmodell nach Johnsson et al. (1987)

In diesem Modell wird die Gesamtdenitrifikation ($NO_3 \rightarrow N_2 + N_2O$) mithilfe eines einfachen kinetischen Ansatzes modelliert. Einflußgrößen sind Wassergehalt, Bodentemperatur und NO_3 -Gehalt. Die Nitratkonzentration wirkt sich durch Michaelis-Menten-Kinetik aus. Der Ansatz lautet:

$$\left(\frac{\partial N_{NO_3}}{\partial t}\right)_{DEN} = k_{max} \cdot \mu_{\vartheta} \cdot \mu_T \cdot \frac{N_{NO_3}}{N_{NO_3} + K_{s,NO_3}} \quad (1)$$

wobei:

N_{NO_3}	Stickstoff-Konzentration des Nitrats
$\left(\frac{\partial N_{NO_3}}{\partial t}\right)_{DEN}$	Abbaugeschwindigkeit von N_{NO_3} durch Denitrifikation
μ_{ϑ}	Reduktionsfunktion des volumetrischen Wassergehalts ϑ
μ_T	Reduktionsfunktion der Bodentemperatur T
k_{max}	Maximale Denitrifikationsrate
K_{s,NO_3}	Halbsättigungskonstante für Nitrat

¹GSF — Institut für Bodenökologie, D-85764 Oberschleißheim

3 N₂O-Modell nach Li et al. (1990)

3.1 Dekompositionsmodell

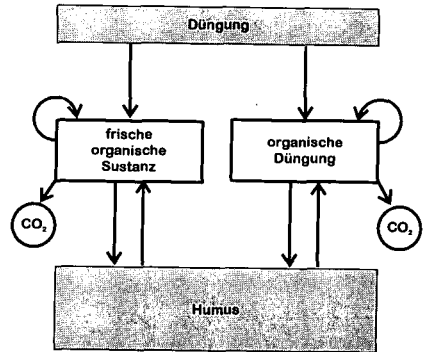
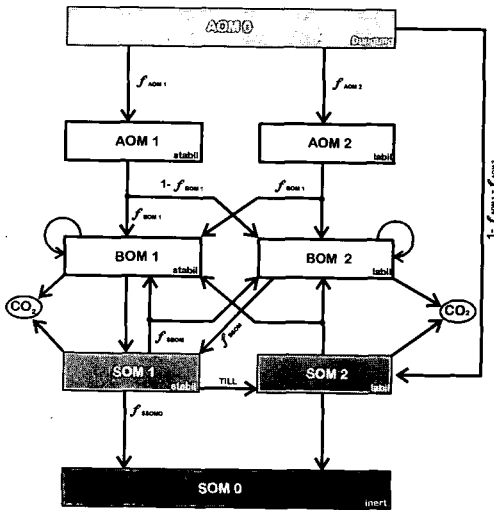
Um Denitrifikation als biotischen Prozeß modellieren zu können, wird ein Zersetzungsmodell verwendet, das die mikrobielle Biomasse als separate Größe modelliert. Dieses Modell geht auf *Molina et al.* (1983) zurück. Es unterscheidet drei Vorräte an organischer Substanz: zugefügte organische Masse (AOM), mikrobielle Biomasse (BOM) und tote organische Masse (SOM). Diese Gruppen werden jeweils in eine stabilere und eine labilere Fraktion eingeteilt. Der Abbau der organischen Substanz in den einzelnen Fraktionen wird durch Kinetiken 1. Ordnung beschrieben:

$$\frac{\partial C_x}{\partial t} = k_x(z, T, \vartheta) \cdot C_x \quad (2)$$

wobei:

C_x Kohlenstoffkonzentration in der Fraktion x
 k_x Abbaukoeffizient der Fraktion x , abhängig von der Tiefe z ,
 der Bodentemperatur T und dem volumetrischen Wassergehalt ϑ

Die einzelnen Fraktionen unterscheiden sich in ihrem C/N-Verhältnis und in ihrer Abbaudynamik.



Dekompositionsmodelle nach *Molina et al.* (links) und *Johnsson et al.* (rechts).

3.2 Denitrifikationsmodell

Denitrifikation wird aufgespalten in die Teilprozesse Nitrat- und Nitritdenitrifikation, wobei die Rate eines jeden Prozesses von der Konzentration des betreffenden Substrats und der Aktivität der Denitrifikanten abhängt.

$$\left(\frac{\partial N_{NO_3}}{\partial t}\right)_{DEN} = - \left(\frac{\mu_{NO_3}}{Y_{NO_3}} + \frac{\sigma_{NO_3} \cdot N_{NO_3}}{N_{NO_3} + N_{N_2O}}\right) \cdot B_{DEN} \cdot \mu_{\vartheta} \cdot \mu_{pH,NO_3} \quad (3)$$

wobei:

μ_{NO_3}	Relative Wachstumsrate der NO_3 -Denitrifizierer
Y_{NO_3}	Erntefaktor
σ_{NO_3}	Erhaltungskoeffizient
$\frac{N_{NO_3}}{N_{NO_3} + N_{N_2O}}$	Relative Präsenz des Elektronenakzeptors
μ_{ϑ}	Reduktionsfunktion des Wassergehalts
μ_{pH,NO_3}	Reduktionsfunktion des Säuregehalts
B_{DEN}	Aktivität der Denitrifikanten

Die Nitritdenitrifikation wird analog modelliert. Die Säureresponsfunktionen sind so beschaffen, daß bei abnehmendem pH-Wert der Anteil unvollständiger Denitrifikation zunimmt (*Leffelaar und Wessel, 1988*).

3.2.1 Modellierung der mikrobiellen Aktivität

Für die Aktivität der Denitrifikanten werden Wachstums- und Sterberaten angenommen, die von Wassergehalt, Bodentemperatur, Substrat und verfügbarem organischem Kohlenstoff bestimmt sind.

$$\frac{\partial B_{DEN}}{\partial t} = -(\mu_{DN}(T, \vartheta, N_{NO_3}, N_{N_2O}, pH, C_{sol}) - \sigma_C \cdot Y_C) \cdot B_{DEN} \quad (4)$$

$$\mu_{DN} = \mu_T \cdot (\mu_{NO_3} \cdot \mu_{pH,NO_3} + \mu_{N_2O} \cdot \mu_{pH,N_2O}) \quad (5)$$

$$\mu_{NO_3} = \mu_{NO_3,max} \cdot \frac{C_{sol}}{C_{sol} + K_{s,C}} \cdot \frac{N_{NO_3}}{N_{NO_3} + K_{s,NO_3}} \quad (6)$$

wobei:

μ_{DN}	Relative Wachstumsrate der Denitrifikanten
σ_C	Erhaltungskoeffizient für Kohlenstoff
Y_C	Erntefaktor für Kohlenstoff
B_{DEN}	Aktivität der Denitrifikanten
$\mu_{NO_3,max}$	Maximale Wachstumsrate der Nitrat-Denitrifikanten
$\mu_{N_2O,max}$	Maximale Wachstumsrate der Nitrit-Denitrifikanten
μ_{pH,NO_3}	Säure-Retardationsfunktion für Nitrat-Denitrifikanten
μ_{pH,N_2O}	Säure-Retardationsfunktion für Nitrit-Denitrifikanten
C_{sol}	Gelöster Kohlenstoff
$K_{s,C}$	Halbsättigungskonstante für gelösten Kohlenstoff
K_{s,NO_3}	Halbsättigungskonstante für Nitrat

3.3 N₂O-Produktion während der Nitrifikation

Unter aeroben Bedingungen kann Ammonium zu Nitrat nitrifiziert werden. Während dieses Prozesses kann auch N₂O emittiert werden. Für diese N₂O-Emission werden NH₄⁺-Konzentration und Bodentemperatur T als Steuergrößen betrachtet (Bremner und Blackmer, 1981).

$$\left(\frac{\partial N_{N_2O}}{\partial t}\right)_{N_2O} = \mu_{N_{NO_3}} \mu_T N_{NH_4} \quad (7)$$

wobei:

$\left(\frac{\partial N_{NH_4}}{\partial t}\right)_{N_2O}$	Abbaugeschwindigkeit von NH ₄ ⁺ zu emittiertem N ₂ O während Nitrifikation
μ_T	Reduktionsfunktion der Bodentemperatur
$\mu_{N_{NO_3}}$	Reduktionsfunktion der NO ₃ -Konzentration
N_{NH_4}	Stickstoff-Konzentration des NH ₄ ⁺

4 Literatur

- Baldioli, M. Engel, T., Klöcking, B., Priesack, E., Schaaf, T., Sperr, C., Wang, E. (1994): *Expert-N, ein Baukasten zur Simulation der Stickstoffdynamik in Boden und Pflanze. Prototyp. Benutzerhandbuch*, Lehrinheit für Ackerbau und Informatik im Pflanzenbau, TU München, Freising, 106p.
- Bremner, J.M. und Blackmer, A.M. (1978): *Emission from soils during nitrification of fertilizer nitrogen*, Science, Vol. 199, p. 295-296.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E., Svendsen, H. (1990): *DAISY - Soil plant atmosphere system model*. NPO-Research Report No. A 10, The National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark, 272 p.
- Johnsson, H., Bergström, L., Jansson, P. und Paustian, K. (1987): *Simulated Nitrogen Dynamics and Losses in a Layered Agricultural Soil*. Agriculture, Ecosystems and Environment, Vol. 18, p. 333-356.
- Leffelaar, P.A. und Wessel, W.W. (1988): *Denitrification in a homogeneous, closed system: experiment and simulation*, Soil Science, Vol. 146, p. 335-349.
- Li, C., Frohling, S. und Frohling, A.T. (1992): *A Model of Nitrous Oxide Evolution From Soil Driven by Rainfall Events: 1. Model Structure and Sensitivity*. Journal of Geophysical Research, Vol. 97, p. 9759-9776.
- Molina, J.A., Clapp, C.E., Shaffer, M.J., Chichester, F.W. und Larson, W.E. (1983): *NCSOIL, A Model of Nitrogen and Carbon Transformations in Soil: Description, Calibration and Behaviour*. Soil Science Society American Journal, Vol. 47, p.85-91.

Denitrifikation und Stickstoffverlagerung von Almböden unterschiedlicher Nutzung

von

Hackl, E., S. Zechmeister-Boltenstern und E. Kandeler*

Einleitung

In den österreichischen Alpen werden im Zuge von Wald- und Weidetrennungsverfahren Waldweideflächen in reine Wald- und Weideflächen umgewandelt. Österreichweit sind 335.836 ha Waldfläche durch Weiderechte belastet, die aus historischer Zeit stammen und derzeit in großem Umfang abgelöst werden.

Die damit verbundenen Abholzungen oder Aufforstungen bewirken eine Veränderung der Dynamik des Stickstoffkreislaufes. Untersuchungen von Griffiths et al. (1993) an tropischen vulkanischen Böden lassen eine direkte Beziehung zwischen der vorherrschenden Vegetation und den mikrobiellen Aktivitäten im Boden vermuten. An Kontrollflächen mit ungestörter Vegetation wurden deutlich höhere potentielle Denitrifikationswerte gemessen als an Versuchsflächen, an denen die Vegetation regelmäßig entfernt wurde. Die Vegetation steht in direktem oder indirektem Zusammenhang mit den Faktoren, die die Denitrifikation maßgeblich beeinflussen (denitrifizierende Mikroorganismen, Energie- und Stickstoffquelle, Redoxbedingungen, Temperatur und Feuchtigkeit; Robertson 1989).

Ziel unserer Arbeit war es, verschiedene Prozesse des Stickstoffkreislaufes von Weide- und Waldweideflächen sowie von in Weideflächen umgewandelten abgeholzten Flächen zu untersuchen und miteinander in Beziehung zu setzen. Durch simulierte Freiland- und durch Laboruntersuchungen wurden die potentiellen Auswirkungen verschiedener Nutzungsformen auf einzelne Aspekte des Stickstoffkreislaufes ermittelt. Schwerpunkte der Untersuchung waren die Erfassung der Stickstoffverluste dieser Ökosysteme durch Denitrifikation und Stickstoffverlagerung.

Material und Methodik

Für die Untersuchungen wurden jeweils vier unterschiedlich genutzte Almflächen auf der Scheucheggalm (bei Hieflau, Steiermark) und auf dem Teufelstein (Fischbacher Alpen, Steiermark) herangezogen. Folgende Nutzungseinheiten wurden gewählt:

1. Waldweiden
2. Schlagflächen
3. langjährige Weideflächen
4. Weideflächen mit Klee-Einsaat

Auf jeder der acht Untersuchungsflächen wurden innerhalb einer Fläche von 10m*10m mittels Zufallszahlen 10 Probenpunkte ermittelt, an denen Bodenproben aus einer Tiefe von 0-15 cm genommen wurden.

Die Untersuchung der Stickstoffmineralisation im Freiland wurde nach der Methode von Gerlach (1973), die Stickstoffmineralisation im anaeroben Brutversuch und die Nitrifikation im Brutversuch wurden nach Schinner et al. (1993) durchgeführt.

*Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Denisgasse 31, A-1200 Wien

Die Ermittlung der Stickstoffverlagerung erfolgte durch Exposition von Ionenaustauschersäckchen, die mit je 4g Anionen- und 4g Kationenaustauscherharz gefüllt waren. Auf den acht Untersuchungsflächen wurden jeweils 10 intakte Bodenzylinder entnommen und in Kunststofföpfe (Höhe 10,5cm, Durchmesser 9cm) eingefügt, in die zuvor die Ionenaustauschersäckchen eingelegt worden waren. Die Töpfe wurden dann in die Entnahmestellen der Bodenzylinder eingesetzt. Nach einer Expositionszeit von 10 Wochen wurden die Ionenaustauschersäckchen entnommen und mit 1,59M HCl extrahiert.

Für die Bestimmung der N₂O-Bildungsraten wurden die Versuchstöpfe mit Plexiglashauben versehen, gasdicht abgeschlossen und 24 Stunden bei 10°C im Licht-/Dunkel-Zyklus inkubiert. N₂O wurde gemeinsam mit CO₂ gaschromatographisch bestimmt (Zechmeister-Boltenstern 1994). Zusätzlich wurden die gesamten Stickstoffverluste durch Denitrifikation (N₂O+N₂) mittels Acetyleninhibierung (Ryden et al. 1979) und die Nitrogenaseaktivität mittels Acetylenreduktion (Schinner et al. 1993) ermittelt.

Ergebnisse und Diskussion

In den Waldweiden traten deutlich höhere Auswaschungsraten auf als auf den Reinweideflächen (Abb.1). Die Waldweideflächen wiesen kaum eine Bodendeckung durch Unterwuchs auf. Die hohen Auswaschungsraten können daher auf die ungehinderte Stickstoffverlagerung in tiefere Bodenschichten zurückgeführt werden. In den Reinweideflächen bewirkte die dichte Vegetationsdecke, daß vorhandenes Nitrat sehr rasch von den Pflanzenwurzeln aufgenommen wurde und nicht in das Sickerwasser gelangen konnte.

Die mobileren Nitrationen wurden in stärkerem Maße ausgewaschen als die Ammoniumionen. In den Mineralisationsuntersuchungen wurde mehr Ammonium als Nitrat in den Böden nachgewiesen (Tab.1); als Ursache dafür wird die gehemmte Nitrifikation bei niederen pH-Werten (Tab.1) angesehen.

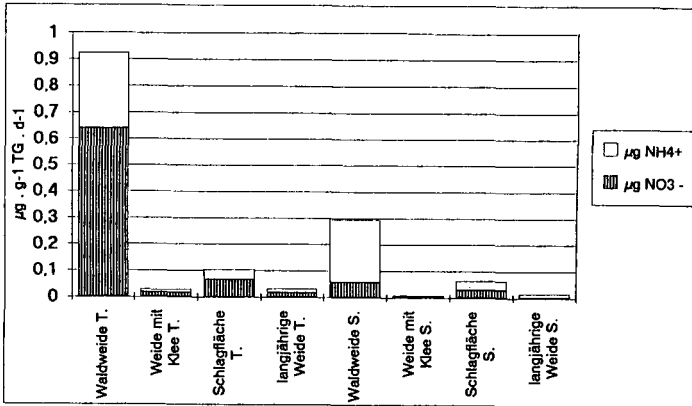


Abb.1: Stickstoffverluste durch Stickstoffverlagerung (T.=Teufelstein, S.=Scheuchegg)

Hohe Denitrifikationsverluste traten auf den Waldweideflächen auf, wobei die Werte der Waldweide Teufelstein die der Scheucheggalm weit überragten (Abb.2). Auf den Reinweideflächen wurden allgemein geringe Denitrifikationswerte gemessen. Die hohen Denitrifikationswerte der Waldweiden könnten mit der besseren Nitratverfügbarkeit in Zusammenhang stehen (Abb.1).

Die Werte der natürlichen N₂O-Bildung stimmten weitgehend mit denen der gesamten Denitrifikationsverluste überein (Abb.2), woraus abzuleiten ist, daß hier als hauptsächliches Denitrifikationsprodukt N₂O gebildet wurde. Die höheren natürlichen N₂O-Werte der Fläche 2

könnten auf Nitrifikation oder aber auf eine rasche N_2O -Freisetzung nach dem Gießen der Töpfe zu Versuchsbeginn zurückzuführen sein. Bei den Flächen 1, 3 und 8 waren die Werte der gesamten Denitrifikationsverluste höher, was darauf hinweist, daß hier ein Teil der Denitrifikationsverluste in Form von N_2 auftrat.

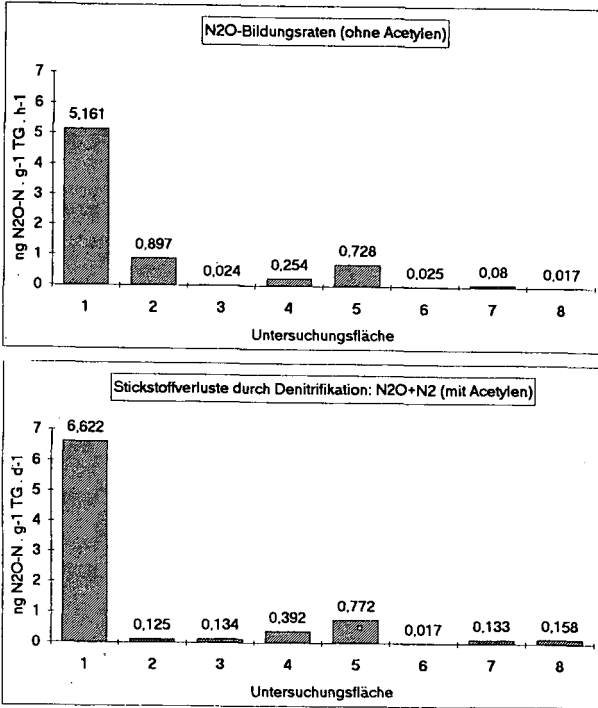


Abb.2: N_2O -Bildungsraten und Gesamtstickstoffverluste (N_2O+N_2) der unterschiedlich genutzten Weiden (1=Waldweide Teufelstein, 2=Weide mit Klee T., 3=Schlagfläche T., 4=langjährige Weide T., 5=Waldweide Scheuchegg, 6=Weide mit Klee S., 7=Schlagfläche S., 8=langjährige Weide S.)

Die Netto- CO_2 -Produktion (Tab.1) ergibt sich aus der Differenz zwischen Boden- und Wurzelatmung und der CO_2 -Fixierung durch Pflanzen. Aus diesem Grund war die CO_2 -Bildungsrate auf der Waldweide Scheuchegg höher als auf den Reinweideflächen.

Die Untersuchung der Nitrogenaseaktivität ergab geringe Werte für die Waldweiden und die Schlagflächen, auf den Flächen mit Klee-Einsaat und auf den langjährigen Weideflächen wurden hohe Aktivitäten gemessen (Tab.1). Daraus läßt sich schließen, daß der Stickstoffeintrag durch freilebende Stickstoffbinder eine untergeordnete Rolle spielt, während Rhizobien-Klee-Symbiosen und wurzellozierte Bakterien zu einer Stickstoffnettoanreicherung beitragen könnten.

Aus Tabelle 1 ist zu ersehen, daß die durchschnittlichen Variationskoeffizienten der gemessenen Parameter zum Teil mehr als 100% des Mittelwertes betragen. Das deutet auf eine logarithmische Datenverteilung hin, wie sie für Denitrifikationsmessungen bekannt ist (Parkins und Robertson 1994).

	Waldweiden		Weiden mit Klee-Einsaat		Schlagflächen		langjährige Weiden		V (%)
	T.	S.	T.	S.	T.	S.	T.	S.	
potentielle N-Mineralisation ¹⁾	5,68	7,30	7,03	16,6	11,0	11,7	9,32	12,4	25,53
aktuelle N-Mineralisation ¹⁾	1,73	1,24	0,92	0,14	0,44	0,86	-0,15	0,68	66,46
Nitrogenase-aktivität ²⁾	0,01	0,03	11,6	4,02	0,14	0,40	9,67	1,00	164,7
CO ₂ -Freisetzung ³⁾	338	4772	81	94	342	294	514	178	130,8
NO ₃ ⁻ -N ⁴⁾	0,13	0,20	0,28	0,12	0,48	0,39	0,13	0,66	99,68
NH ₄ ⁺ -N ⁴⁾	19,9	54,3	24,7	11,9	10,5	52,5	18,8	30,2	69,15
pH-Wert (CaCl ₂)	2,9	2,9	3,5	4,4	3,6	3,5	4,0	3,6	

Tab.1: Chemische und mikrobiologische Eigenschaften der unterschiedlich genutzten Weiden (T.=Teufelstein, S.=Scheuchegg). V (%)= Variationskoeffizient

1) $\mu\text{g N} \cdot \text{g}^{-1} \text{ TG} \cdot \text{d}^{-1}$; 2) $\mu\text{g N}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ TG} \cdot \text{h}^{-1}$; 3) $\text{ng CO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ TG} \cdot \text{h}^{-1}$; 4) $\mu\text{g N} \cdot \text{g}^{-1} \text{ TG}$

Aus den Untersuchungen, die während der sommerlichen Vegetationsperiode durchgeführt wurden, geht hervor, daß zu dieser Zeit die größten Stickstoffverluste in den Waldweiden auftraten. Auf den Schlagflächen war 3 bzw. 5 Jahre nach der Waldschlägerung eine durch Gräser und krautige Pflanzen gebildete Vegetationsdecke weitgehend wiederhergestellt, sodaß hier keine erheblichen Stickstoffverluste festzustellen waren. Aufgrund des hohen Potentials an mineralisierbarem Stickstoff (Tab.1), das auf den Reinweiden vorgefunden wurde, kann aber angenommen werden, daß etwa im Frühjahr vor der Ausbildung der Vegetationsdecke größere Mengen an verfügbarem Stickstoff vorliegen könnten. Ohne die effektive Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen könnte es auch auf diesen Flächen zu größeren Verlusten durch Stickstoffverlagerung und Denitrifikation kommen.

Literatur

- Gerlach A.** (1973) Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoffmineralisation. Scripta Geobotanica 5, Univ. Göttingen
- Griffiths R.P., Caldwell B.A., Sollins P.** (1993) Effects of vegetation regime on denitrification potential in two tropical volcanic soils. Biol Fertl Soils 16:157-162
- Parkins T.B., Robison J.A.** (1994) Statistical Treatment of Microbial Data. In: Weaver R.W., Angle J.S., Bottomley P.S.: Methods of Soil Analysis Part 2 -Microbial and Biochemical Properties. SSSA Book Series No.5 Madison U.S.A.
- Robertson G.P.** (1989) Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems: Potential controls on nitrogen retention. In: Proctor J. (ed) Mineral nutrients in tropical and savanna ecosystems. Br Ecol Soc Spec Publ No 9, Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp 55-69
- Ryden J.C., Lund I.J., Focht D.D.** (1979) Direct measurement of denitrification loss from soils: A laboratory evaluation of acetylene inhibition of nitrous oxide reduction. Soil Sci Soc Am J 43:104-110
- Schinner F., Öhlinger R., Kandeler E., Margesin R.** (1993): Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York
- Zechmeister-Boltenstern S.** (1994) Measurement of actual and potential denitrification and soil respiration with an automated gas chromatographic system. Die Bodenkultur 45:219-226

Die Enzymkinetik der Urease in Böden und ihre Beeinflussung durch den Schadstoff Kupfer

von

Hahn, B., T. Hintze und D. Schröder*

EINLEITUNG

Bislang ist die bodenenzymatische Arbeitsweise überwiegend quantitativ, d.h. die Enzymaktivitäten von Böden werden für eine einzige Substratkonzentration ermittelt und miteinander verglichen. Die Grundlage enzymatischer Reaktionsverläufe wird durch die Michaelis-Menten-Beziehung beschrieben. Sie setzt voraus, daß jeweils ein Enzym für die Umsetzung eines Substrates verantwortlich ist. Aufgrund der Vielzahl von Reaktionsräumen und Reaktionsteilnehmern im Boden ist es wahrscheinlich, daß verschiedene Enzyme der gleichen Art vorliegen, die das gleiche Substrat umsetzen können (NANNIPIERI et al. 1982, HINTZE u. SCHRÖDER 1994).

Abweichungen von der Michaelis-Menten-Beziehung könnten ein Hinweis darauf sein, daß im Boden mehrere Enzyme der gleichen Art vorkommen, die dieselbe Reaktion katalysieren. Derartige Enzyme lassen sich über ihre K_M -Werte (Michaeliskonstante) voneinander unterscheiden (SEGEL 1975).

Das Ziel dieser Arbeit war es daher zu überprüfen, ob sich verschiedene Bodenureasen unterscheiden lassen. Darüber hinaus wurde die Wirkung von Kupfer auf die Enzymkinetik der Urease untersucht.

MATERIAL und METHODEN

Die Untersuchungen erfolgten an Bodenmaterial von zwei Ackerstandorten bei Trier (Föhren und Rothaus). Die Böden wurden bis in eine Tiefe von 15cm beprobt. Auf jeder Fläche wurden 40 Einzelproben genommen, die jeweils zu einer Mischprobe vereinigt wurden; das Bodenmaterial wurde auf 2mm gesiebt und sofort bei -20° C eingefroren.

Die Bestimmung der Ureaseaktivität erfolgte nach der Methode von KANDELER u. GERBER (1988). Die Untersuchungen wurden bei pH 10 (Boratpuffer) durchgeführt, um die maximale Reaktionsfähigkeit der Urease zu erfassen. Zur Untersuchung der

* Universität Trier, FB VI - Abt. Bodenkunde, 54286 Trier

Enzymkinetik wurden 12 Substratkonzentrationen (zwischen 0,0067Mol und 3,6Mol) gewählt. Die Inkubationszeit wurde von 2 Stunden auf 45min reduziert.

Die Untersuchung der Auswirkung von Kupfer ($\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) auf die Enzymkinetik der Urease erfolgte bei 9 Harnstoffkonzentrationen nach einer dreitägigen Vorinkubation (22°C) mit jeweils 3 verschiedenen Schadstoffkonzentrationen. Die Versuche wurden beim bodeneigenen pH-Wert durchgeführt.

Zur Darstellung der Untersuchungsergebnisse wurde der Eadie-Hofstee-Plot (E-H-Plot) verwendet, weil auf diese Weise Abweichungen von der zugrundeliegenden Michaelis-Menten-Beziehung besonders gut angezeigt werden können (LÜTHJE 1990).

ERGEBNISSE

Die bodenchemischen Befunde lauten: pH-Werte 5,64 (Föhren) und 6,33 (Rothaus), C_{org} -Gehalte (LECO) 1,17 % (Föhren) und 1,57 % (Rothaus), Stickstoffgehalte (LECO) 0,12 % (Föhren) und 0,14 % (Rothaus).

Die E-H-Plots für Föhren und Rothaus (Abb.1.1 u. 1.2) zeigen, daß sich 2 Substrat-konzentrationsbereiche mit verschiedenen Enzymaktivitäten trennen lassen. Diese legen die Existenz von 2 Ureasen nahe.

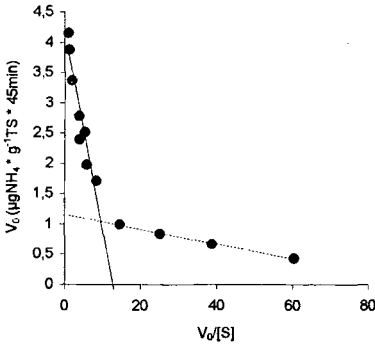


Abb.1.1: E-H-Plot für Föhren Acker

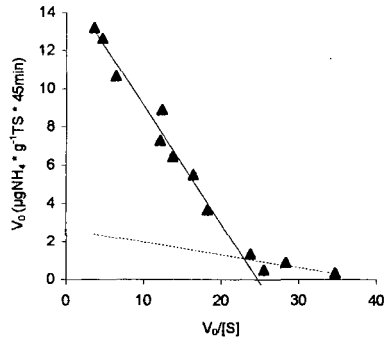


Abb.1.2: E-H-Plot für Rothaus Acker

In Abb.2.1 sind die Ureasen beider Standorte aus Abb.1 dargestellt, die bei niedrigen Substratkonzentrationen aktiv sind; Abb.2.2 zeigt den Eadie-Hofstee-Plot der Ureasen, die bei hohen Harnstoffkonzentrationen reagieren. Die Michaeliskonstanten (Steigung der Geraden in Mol) der beiden Enzyme unterscheiden sich deutlich voneinander.

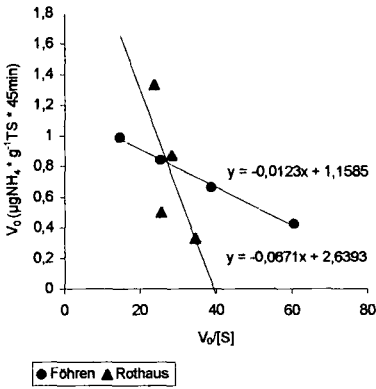


Abb.2.1: E-H-Plot für niedrige [S]

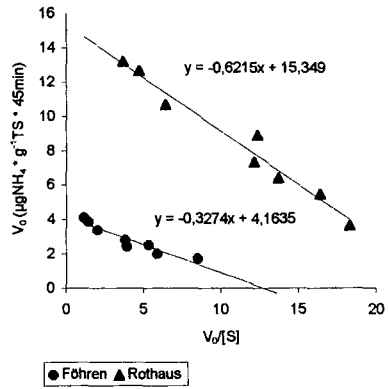


Abb.2.2: E-H-Plot für hohe [S]

Wie Abb.3 zeigt, nimmt die Aktivität der Urease des hohen Substratkonzentrationsbereiches mit zunehmender Kupferbelastung ab, wobei die Steigungen und damit die K_M -Werte weitgehend konstant bleiben (siehe Tab.1). Im Bereich der niedrigen Harnstoffkonzentrationen (hier nicht dargestellt) erfolgt eine nahezu vollständige Hemmung des Enzyms über alle Substratkonzentrationen.

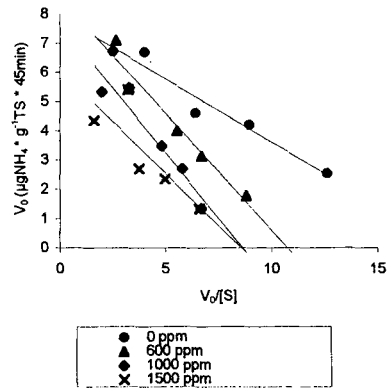
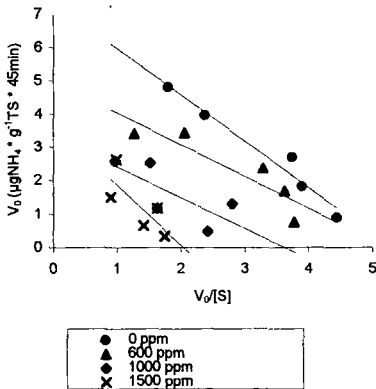


Abb.3: E-H-Plots der Urease nach Zugabe von CuCl_2 in unterschiedlichen Konzentrationen (links: Föhren, rechts: Rothaus)

Tab. 1: K_M - und V_{max} -Werte der Urease bei unterschiedlichen $CuCl_2$ -Konzentrationen

Standort	Kupferchlorid (ppm)	K_M (Mol)	V_{max} ($\mu gNH_4^+ \cdot g^{-1}TS \cdot 45min^{-1}$)
Föhren	0	1,396	7,38
	600	0,955	5,00
	1000	0,920	3,34
	1500	1,803	3,68
Rothaus	0	0,433	7,93
	600	0,797	8,57
	1000	0,894	7,69
	1500	0,715	6,10

ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegenden Untersuchungen haben gezeigt, daß sich für die Bodenureasen Abweichungen von der Michaelis-Menten-Beziehung ergeben. Sie legen die Anwesenheit von zwei Ureasen nahe, die in unterschiedlichen Substratkonzentrationsbereichen aktiv sind. Am Beispiel des Schadstoffes Kupfer konnte gezeigt werden, daß diese beiden Enzyme in unterschiedlichem Maße beeinflusst werden.

LITERATUR

HINTZE, Th. u. SCHRÖDER, D. (1994): Untersuchungen zur Enzymkinetik der Boden-Phosphatasen.- VDLUFA-Kongreßband, 38, S.313 - 316

KANDELER, E. u. GERBER, H (1988): Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium.- Biology and Fertility of Soils, 6, S.68 - 72

LÜTHJE, J. (1990): Enzymkinetik - eine elementare Einführung mit computersimulierten Experimenten.- München, 201 S.

NANNIPIERI, P., Ceccanti, B., Cervelli, S. und Conti, C. (1982): Hydrolases extracted from soil: kinetic parameters of several enzymes catalysing the same reaction.- Soil Biology and Biochemistry, 14, S.429-432

SEGEL, I.W. (1975): Enzyme kinetics.- John Wiley & Sons, New York

Einfluß von Hangdeposition und güllebedingter Eutrophierung von Trockenrasen im nordostdeutschen Tiefland auf die Mikroflora im Rhizosphärenraum von Kultur- und Wildpflanzen

von

Höflich, G.*

Trockenrasen sind anthropogen geprägte artenreiche Pflanzengesellschaften, die auf nährstoffarmen und ungedüngten Böden bei geringen Niederschlägen wachsen. Düngungsmaßnahmen können die Pflanzengesellschaften und mikrobiellen Prozesse im Boden verändern.

Auf den Trockenrasenflächen der Galower Berge am Odertalrand in der Nähe von Criewen (Nordostdeutsches Tiefland) zeichnen sich nach wiederholter, unkontrollierter Gülleverwertung bis zum Frühjahr 1990 am Nord- und Südhang deutliche Eutrophierungsstreifen trichterförmig hangabwärts ab.

Durch die wiederholte Ausbringung von Gülle wurde der Trockenrasen als wertvolles Artenreservoir z. T. völlig zerstört (SCHALITZ et al. 1993).

Ziel vorliegender Untersuchungen war es, den Einfluß von Nord- und Südexposition (Ober- und Unterhang) mit und ohne Gülleausbringung auf

- allgemeine Merkmale der mikrobiellen Aktivität (Bodenatmung, mikrobielle Biomasse) und
 - die Rhizosphärenmikroorganismenbesiedlung von Kultur- und Wildpflanzen in Wechselbeziehung zur Pflanzenentwicklung und chemischen Bodenfaktoren
- zu untersuchen.

Ergebnisse

1. Chemische Bodenmerkmale und allgemeine mikrobielle Aktivitäten

Am Südhang erfolgte sowohl am Ober- als auch am Unterhang mit und ohne Gülleausbringung eine stärkere Anreicherung organischer C- und N-Verbindungen im Boden als am Nordhang. Die Ergebnisse korrelieren mit höheren Trockenmasseerträgen infolge intensiverer Sonneneinstrahlung am Südhang (SCHALITZ et al. 1993). Der höhere Anteil an organischer Bodensubstanz spiegelte sich auch in höheren Phosphatgehalten wider. Bei den Nährstoffen Kalium und Magnesium waren die Unterschiede zwischen Nord- und Südhang nicht so ausgeprägt.

Die wiederholte unkontrollierte Ausbringung hoher Güllmengen führte zu einer Anreicherung von N, P, K, und Mg im Boden. Organische Kohlenstoffverbindungen wurden nach Gülleausbringung in Verbindung mit dem reichlichen Angebot an mineralischem Stickstoff beschleunigt abgebaut.

Am Südhang war - übereinstimmend mit höheren Kohlenstoffgehalten und Pflanzenerträgen - auch die Bodenatmung als Ausdruck mikrobieller Aktivitäten im Boden und die mikrobiellen Biomassen höher als am Nordhang.

* Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V., Institut für Ökophysiologie der Primärproduktion, Eberswalder Straße 84, D - 15374 Müncheberg

Durch Gülle wurde die Atmung bei beiden Hangrichtungen am Oberhang gefördert und am Unterhang reduziert. Auch hier zeichneten sich Wechselbeziehungen zum Kohlenstoffgehalt ab. In den tieferen Bodenschichten gingen in allen Varianten die Bodenatmung und Biomassen übereinstimmend mit den Nährstoffgehalten zurück. Unterschiede zwischen den Bodentiefen wurden durch Gülle nicht ausgeglichen.

2. Mikroflora im Rhizosphärenraum von Kultur- und Wildpflanzen

In Übereinstimmung mit höherer Biomasse, Bodenatmung und Pflanzenentwicklung waren in Böden vom Südhang auch die Bakterien- und Pilzzahlen im Vergleich zu Böden vom Nordhang erhöht. *Streptomyces spp.* und *Pseudomonas spp.* nahmen in den Trockenrasenböden einen relativ hohen Anteil an den ermittelten Bakterienzahlen ein. Bei den Pilzen rangierten die *Penicillium spp.* vor *Fusarium spp.*. Ihnen folgten mit Abstand *Verticillium spp.* und *Mucor spp.*.

In der **Rhizosphäre von Weizen und Erbsen** vermehrten sich im Vergleich zum Ausgangsboden insbesondere *Pseudomonas spp.* und *Fusarium spp.*. Bei den anderen Mikroorganismengruppen war der Rhizosphäreneffekt geringer.

Bei Nordhangböden waren in der Rhizosphäre *Pseudomonas spp.*, *Bacillus spp.* und *Azotobacter spp.* im Vergleich zu Südhangböden reduziert, *Streptomyces* und Pilz Spezies nahmen dagegen zu. Im Tal des Nordhanges waren die Pilze und *Streptomyces spp.* im Vergleich zur Höhe meist reduziert und die *Pseudomonas spp.* und *Bacillus spp.* stimuliert.

Niedrigere Pflanzentrockenmassen auf Böden vom Nordhang korrelierten mit einer höheren Ansiedlung von *Streptomyces spp.*, *Penicillium spp.* und *Mucor spp.* im Rhizosphärenraum von Weizen und Erbsen.

Nach **Gülleausbringung** wurde insbesondere am Nordhang in der Rhizosphäre die Entwicklung der *Pseudomonas spp.*, *Bacillus spp.* und *Fusarium spp.* begünstigt. *Streptomyces spp.* und *Penicillium spp.* waren reduziert. Am Südhang - mit höherer natürlicher mikrobieller Aktivität - wirkte sich die Gülle nicht so stimulierend auf mikrobielle Prozesse aus. Variantenspezifische Artenunterschiede zeichneten sich nicht ab.

Rhizosphärenuntersuchungen an standortspezifischen **Wildpflanzen** zeigten, daß sich die Pflanzenarten differenzierend auf die Vermehrung spezieller Mikroorganismengruppen im Rhizosphärenraum auswirken können. So war z. B. bei Südexposition am Oberhang die *Pseudomonas*- und *Agrobacter*-Besiedlung in der Rhizosphäre von *Centaurea cyanus* und *Festuca ovina* höher als die von *Artemisia campestris*.

Ein Vergleich der Hänge brachte bei Nordexposition bei der Besiedlung von *Pimpinella saxifraga* und *Leontodon hispidus* keine Unterschiede zwischen Hangkuppe und Hangfuß.

Bei Südexposition war *Artemisia campestris* am Hangfuß stärker und mit einem breiteren Bakterien-spektrum besiedelt als am Oberhang. Die Untersuchungen sollen weitergeführt werden.

Die Ergebnisse zeigen deutlich, daß mikrobielle Aktivitäten in Wechselbeziehungen zur Entwicklung von Pflanzenbiomassen - mit und ohne Gülleausbringung - stehen und in hohem Maße von der Hangexposition und der damit verbundenen veränderten Sonnenstrahlenintensität beeinflusst werden. Eutrophierungsmaßnahmen in hängigem Gelände müssen folglich in Abhängigkeit von der Hangrichtung differenziert beurteilt werden. Die Wildpflanzen können sich differenzierend auf die Anreicherung von Mikroorganismen im Boden auswirken.

Literatur

SCHALITZ, G.; KAISER, T.; LEIPNITZ, W.; SCHRADER, A. (1993): Konzeption und erste Ergebnisse zur Renaturierung von Trockenrasen in Großschutzgebieten des Landes Brandenburg. ZALF-Bericht Nr. 5, 37-57

Veränderungen in der Zusammensetzung der Streufauna während des Abbaus von Erlenstreu

von

Irmner, U.¹

Einleitung

Der Abbau der Laubstreu wird in unterschiedlicher Weise durch die Bodenfauna beeinflusst. Die Streu wird durch Streuverzehrer in kleine Teile zerkleinert (Anderson & Ineson 1984) und die Zusammensetzung der Mikroorganismengemeinschaft durch die Darmpassage verändert (Ullrich et al. 1991). Außerdem ernähren sich zahlreiche Arten der Bodentiere von Pilzen und anderen Mikroorganismen (Hanlon & Anderson 1979). Zusätzlich hat die Bodenfauna zahlreiche indirekte Funktionen, die den Abbauprozess beeinflussen.

Der Einfluß der Bodenfauna auf den Zersetzungsprozess ist abhängig von ihrer Zusammensetzung. Eine vergleichende Analyse mit Streubeuteln in den Jahren 1989 - 1991 in einem feuchten Erlenwald und einem nassen Erlenbruch kommt zu dem Ergebnis, daß die Fauna für ca. 50 % des Streuverlustes in dem nassen Erlenbruch bzw. für 40 % in dem trockenen Erlenwald verantwortlich ist. In der vorliegenden Arbeit wird die Zusammensetzung der Bodenfauna in den Streubeuteln beschrieben. Insbesondere wird die Sukzession der Bodenfaunagemeinschaft während des Zerkleinerungsprozesses vorgestellt.

Standorte und Methode

Die beiden Erlenwälder liegen im Hauptforschungsraum der "Bornhöveder Seenkette" ca. 30 km südlich von Kiel auf dem pleistozän gestalteten "Östlichen Hügelland" in Schleswig-Holstein. Der nasse Erlenbruch (Bodenwassergehalt im Durchschnitt 63 %) hat einen relativ hohen pH-Wert von ca. 6,0 und liegt direkt am See. Im Unterwuchs findet sich daher auch Schilf (*Phragmites australis*). Als Humusform hat sich hier ein Feuchtmull ausgebildet. Der feuchte Erlenwald (Bodenwassergehalt im Durchschnitt 44 %) hat nur einen pH-Wert von 3,5 und liegt höher am Hangfuß. Hier liegt die Humusform mullartiger Moder vor. Die Bodenfauna wurde jeweils aus 4 parallelen Streubeutelproben mit Hilfe der Trockenextraktion gewonnen. Die Proben wurden zu Beginn des Versuchs monatlich, später nur noch zweimonatlich genommen. Zusätzlich wurde die Naßextraktion (Graefe 1984) zur Ermittlung der Enchytraeidae angewandt. Anschließend wurde die Fauna gezählt und determiniert. Die Arten wurden nach Makrofauna (20 mm - 2 mm) und Mesofauna (2 mm - 0,2 mm) getrennt. Die Biomasse der Makrofauna wurde direkt gewogen, diejenige der Mesofauna durch spezifische Faktoren abgeschätzt.

¹Projektzentrum für Ökosystemforschung, Universität, Schauenburger Str. 112, 24118 Kiel

Ergebnisse

1. Zusammensetzung der Streufauna

Die häufigsten Tiergruppen der Streufauna auf beiden Standorten sind die zur Mesofauna zählenden Oribatida und Collembola (Abb. 1). Sie tragen jedoch nur wenig zur Biomasse der Streufauna bei. Die Biomasse der Streufauna wird weitgehend durch Schnecken (Gastropoda), Asseln (Isopoda) und Larven der Dipteren bestimmt. Regenwürmer sind auf beiden Standorten weniger bedeutend sowohl hinsichtlich der Biomasse als auch der Abundanz.

Im nassen Erlenbruch ist die Gesamtzahl und -biomasse der Tiere deutlich geringer als in dem feuchten Erlenwald. Unter der Mesofauna sind die Oribatida in dem feuchten Erlenwald auffällig häufiger als die Collembola. Große Unterschied wurden auch bei den Dipteren festgestellt, die in dem feuchten Erlenwald häufiger waren als in dem nassen Erlenbruch.

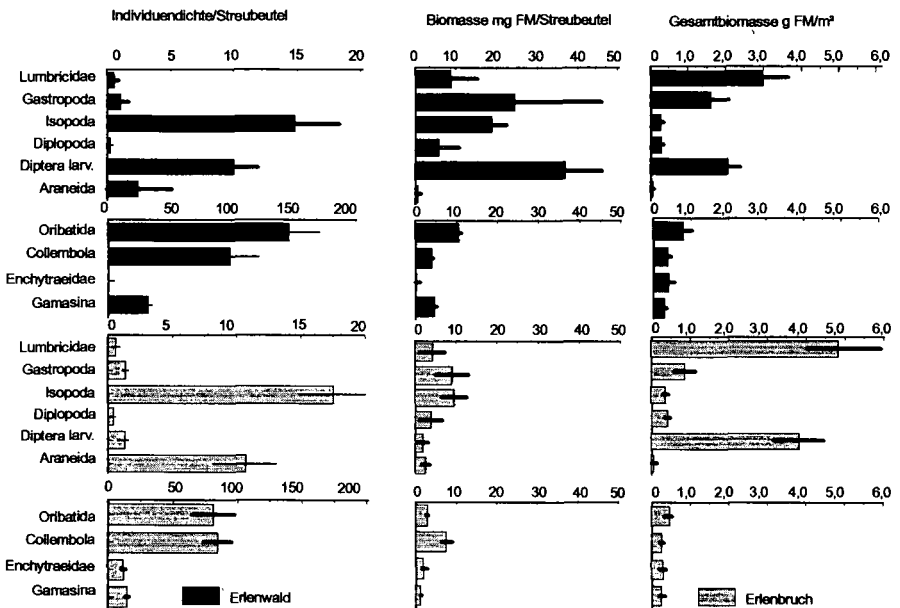


Abb. 1 Vergleich zwischen der Streufauna in den Streubeuteln und der gesamten Bodenfauna aus den Jahren 1988 - 1992.

Die Ergebnisse aus den Streubeutelversuchen wurden mit den langfristigen Untersuchungen der Bodenfauna aus den Jahren 1988 bis 1992 verglichen. Für beide Standorte ergaben sich starke Unterschiede in der Zusammensetzung zwischen der Streubeutelfauna und der gesamten Bodenfauna. In der gesamten Bodenfauna dominieren die Regenwürmer hinsichtlich der Biomasse, insbesondere in dem nassen Erlenbruch. Dies läßt sich auf die hohe Biomasse der endogäischen Regenwürmer zurückführen, die nicht in der Streu vorkommen. Weiterhin sind die Dipteren wesentlich

zahlreicher in dem nassen Erlenbruch. Hierfür können ebenfalls die endogäischen Arten verantwortlich gemacht werden. In der Mesofauna wurden ähnliche Verhältnisse für beide Untersuchungen gefunden.

2. Dynamik wichtiger Bodentiergruppen

Die Dynamik der saprophagen Bodentiergruppen gibt Hinweise auf die unterschiedlichen Prozesse während des Streuabbaus. Die wichtigsten saprophagen Bodentiergruppen innerhalb der Mesofauna sind die Collembola und die Oribatida. Wichtige Streuverzehrer unter der Makrofauna sind die Asseln (Isopoda) und die Doppelfüßer (Diplopoda). Im Vergleich dazu werden die zoophagen Gamasina als Vertreter der Mesofauna und die Spinnen, Laufkäfer und Kurzflügelkäfer als Vertreter der Makrofauna dargestellt (Abb. 2).

Die Collembolen sind in beiden untersuchten Erlenwäldern am häufigsten zu Beginn des Zersetzungsprozesses. Die Abundanz sinkt während des Jahres. Am Jahresende werden sie durch die Oribatida mehr oder weniger ersetzt. Die Gamasina erreichen hohe Dichten im ersten Frühjahr. Möglicherweise wird der Rückgang der Collembolen durch den Verzehr der Gamasina und der zoophagen Makrofauna verursacht, die Collembolen als Nahrung den hartgepanzerten Oribatida vorziehen.

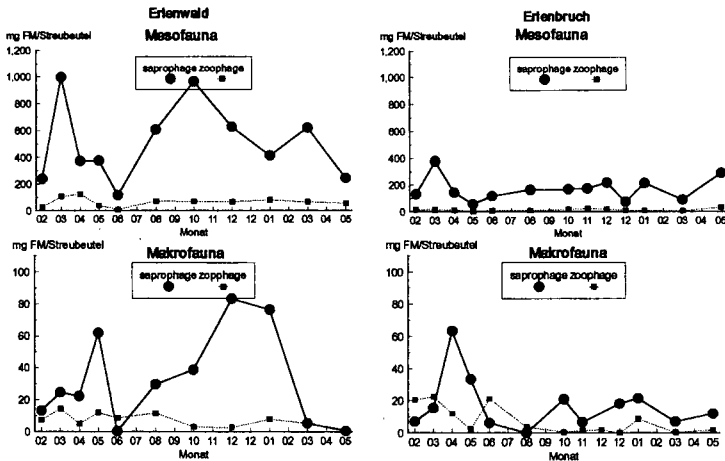


Abb. 2 Entwicklung der trophischen Gruppen in der Bodenfauna während des Abbauprozesses.

Im nassen Erlenbruch ist die streuverzehrende Makrofauna nur zu Beginn des Abbauprozesses in größerer Anzahl vorhanden. Der schnelle Verlust des Streusubstrates verhindert eine weitere Entwicklung von Asseln und Tausendfüßern. Ein Zusammenhang zu den zoophagen Tieren der Bodenfauna konnte nicht festgestellt werden. Im feuchten Erlenwald kann sich ein zweites Maxi-

mum der saprophagen Makrofauna vom Herbst bis Frühjahr zu Beginn des zweiten Abbaujahres entwickeln.

Diskussion

Während des Abbauprozesses verändert sich zusätzlich zu der abnehmenden Menge die Qualität der Streu und reguliert unter anderem damit das sukzessive Auftreten der verschiedenen Arten der Streufauna. Dies wird bei einem Vergleich mit ähnlichen Experimenten aus einem Moderhumus Buchenwald deutlich. In dem Moderhumus stieg die mikrophytophage Bodenfauna während der zwei Jahre des Abbaus an und hatte einen nachweisbaren Einfluß auf die Pilzgemeinschaft in dem zweiten Abbaujahr (Beck 1983). Die Collembolen-Art *Isotoma notabilis* trat in dem Moderhumus Buchenwald ca. 2-3 Jahren nach Beginn des Abbauprozesses auf (Dielmann 1989), während sie in dem Erlenwald auf dem Mullhumus direkt nach dem Blattfall mit hohen Dichten erschien. Woas et al. (1989) fanden in dem Moderhumus Buchenwald die Oribatiden erst nach mehreren Jahren des Zersetzungsprozesses in den Streubeuteln, während Collembolen wie in dem untersuchten Erlenwald früher gefunden wurden (Dielmann 1989).

Es kann festgestellt werden, daß die Konkurrenz unter den Bodentieren um das Streusubstrat zumindest teilweise für das Auftreten bestimmter Streutiere verantwortlich ist. Außerdem könnten auch Räuber-Beute Beziehungen von Bedeutung sein. Regenwürmer haben einen Vorteil in dem nassen Erlenbruch wegen der ständig hohen Bodenfeuchte und dem höheren pH-Wert. Arten, die auf bereits stärker zersetzte Streu angewiesen sind, haben dort einen Konkurrenz Nachteil, während Arten der frühen Zersetzungsstadien wie viele Collembolen koexistieren können

Literatur

- Anderson JM & Ineson P (1984) Interactions between microorganisms and soil invertebrates in nutrient flux pathways of forest ecosystems. In: Anderson JM, Rayner ADM. & Walton DWH (Eds) Invertebrate-microbial interactions (pp 59-88). Cambridge University Press, Cambridge.
- Beck L (1983) Zur Bodenbiologie des Laubwaldes. Verh. Dtsch. Zool. Ges. 1983: 37 - 54
- Dielmann HJ (1989) Lebensraum Buchenwaldboden. 10. Die Colembolen. Verh. Ges. Ökol. 17: 103-107.
- Graefe U (1984) Eine einfache Methode der Extraktion von Enchytraeiden aus Bodenprobe n. Bremen: Protokoll Workshop Mesofauna.
- Hanlon RDG. & Anderson JM (1979) The effects of collembola grazing on microbial activity in decomposing leaf litter. Oecologia 38: 93-99
- Ullrich B, Storch V & Schairer HU (1991) Bacteria on the food, in the intestine and on the faeces of the woodlouse *Oniscus asellus* (Crustacea, Isopoda). Species composition and nutritive value. Pedobiologia 35: 41-52
- Woas S, Wunderle I & BECK L (1989) Lebensraum Buchenwaldboden. 12. Die Oribatiden. Verh. Ges. Ökol. 17: 117-123.

Die Bestimmung von Muraminsäure als Biomarker von Bakterien

von

Joergensen, R. G.⁺, G. Scholle⁺⁺ und V. Wolters⁺⁺

Problemstellung

Bodenbakterien sind als heterotrophe, aber auch autotrophe Organismen physiologisch äußerst vielfältig. Sie können bei den verschiedensten O₂-Konzentrationen unter aeroben bis strikt anaeroben Bedingungen leben. Im Vergleich zu Pilzen sind Bakterien jedoch weniger tolerant gegenüber Stress durch Trockenheit, erhöhte Protonen- und Schwermetallbelastung. Dafür können Bakterien höhere Syntheseraten haben, wobei sie allerdings Substrate weniger effizient nutzen sollen (SAKAMOTO & OBA 1994). Bakterien weisen im Boden die höchste Individuenzahl auf, ihr Anteil an der gesamten mikrobiellen Biomasse ist jedoch sehr umstritten. Insbesondere die mikroskopischen Methoden führen zu sehr divergierenden Ergebnissen. So fanden HASSINK *et al.* (1991) mit der Agarfilm-Technik in der Regel einen Bakterienanteil von über 90% an der gesamten mikrobiellen Biomasse und SAKAMOTO und OBA (1994) im Mittel nur einen von 38%. Die letzteren bestimmten die Biomasse der Bakterien mit der Membranfilter-Methode und die der Pilze nach Anfärbung mit Phenol-Anilin-Blau. Die Zentrifugierungsmethode von FAEGRI *et al.* (1979) ergab einen Bakterienanteil von durchschnittlich 20%, die Methode der selektiven Inhibierung einen von 30% (ANDERSON & DOMSCH 1973, 1975). Anhand der Gehalte des Zellmembranbestandteils Ergosterol als Biomarker für Pilze ließ sich indirekt ein Bakterienanteil von 46% an einer Gruppe von 72 Böden ermitteln (DJAJAKIRANA *et al.* 1995).

Der Zellwandbestandteil Muraminsäure ist neben Diaminopimilinsäure der wichtigste Biomarker von Bakterien (DURSKA & KASZUBIAK 1983). Aus diesem Grund gibt es eine ganze Reihe von Versuchen, die bakterielle Biomasse mit Hilfe der Muraminsäure zu quantifizieren. Sie kann kolorimetrisch (MILLAR & CASSIDA 1970) und enzymatisch durch den D-Lactat-Dehydrogenase-Test (MORIARTY 1975), aber auch mit Hilfe der Gaschromatographie (HICKS & NEWELL 1983) und der HPLC (MORIARTY 1983; ZELLES 1988) bestimmt werden. Die Messung einer organismen-spezifischen Biomasse mit einem Biomarker ist an folgende Voraussetzungen gebunden: (1) Der Biomarker ist in allen Organismen in der gleichen, bekannten Konzentration vorhanden. (2) Er kommt nur in der Biomasse vor, nicht aber in der Nekromasse, d.h., er wird nicht im Humus akkumuliert. (3) Er kann quantitativ aus dem Boden extrahiert und (4) genau gemessen werden. In dieser Arbeit soll durch eigene Messungen und den Vergleich mit Literaturdaten

⁺) Institut für Bodenwissenschaft, Von-Siebold-Str. 4, 37075 Göttingen

⁺⁺) Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie, Stephanstr. 4, 35390 Giessen

geprüft werden, ob Muraminsäure (3-O-Carboxyethyl-D-Glucosamin) diesen Anforderungen genügt.

Material und Methoden

Unsere Untersuchung erfolgte an 2 gram(-) und 2 gram(+) Bakterienarten und einem Boden, einer Mullrendzina des Göttinger Waldes. Dieser Boden hatte ein pH-H₂O von 8,3, eine Kationen-Austausch-Kapazität von 364 $\mu\text{eq q}^{-1}$ Boden, einen C_{org}-Gehalt von 83,3 mg g⁻¹ Boden, ein C_{org}/N_t-Verhältnis von 13,0, einen Gesamtbioasse-Gehalt von 3,75 mg g⁻¹ Boden und einen Ergosterol-Gehalt von 4,82 $\mu\text{g g}^{-1}$ Boden.

Feuchtes Bodenmaterial, entsprechend 1 g Trockenmasse oder ungefähr 100 mg gefriergetrocknete Bakterienmasse wurden 6 h mit 6,25 M HCl unter Rückfluß hydrolysiert und dann filtriert. Die HCl des Hydrolysats wurde im Rotationsverdampfer abgezogen, der Rückstand in Puffer A aufgenommen. Anschließend wurde die Muraminsäure in einem automatischen Aminosäuren-Analysator (Biotronik LC 2000) nach Kationen-Austausch-Chromatographie und Nachsäulen-Derivatisierung mit BCA kolorimetrisch bestimmt (JOERGENSEN & MEYER 1990). Puffer A war folgendermaßen zusammengesetzt: 0,1 M Natriumcitrat-Dihydrat + 5,5% Methanol, pH 3,5 (mit HCl) und Puffer B: 0,4 M Natriumcitrat-Dihydrat, pH 6,0 (mit HCl). Die BCA-Reagenz bestand aus drei Lösungen im Verhältnis A : B : C = 100 : 5 : 2, (A) 8% Na₂CO₃ (wasserfrei) + 0,2% Asparaginsäure, (B) 4% Bicinchoninat, (C) 4% CuSO₄ x 5 H₂O. Als Vorsäule wurde Durrum DC-3 A (110 x 12 mm) und als Trennsäule Durrum DC-6 A (280 x 6 mm) verwendet. Die Temperatur der Trennsäule betrug konstant 62°C, die des Reaktionsbads 100°C. Puffer A lief 15 min, Puffer B 45 min. Die Durchflußgeschwindigkeit der Puffer lag bei 28,05 ml h⁻¹, die der Reagenz bei 21,90 ml h⁻¹, d.h. das Verhältnis von Puffer zu Reagenz war 1,28:1. Muraminsäure wurde nach 24 min eluiert, Glucosamin nach 48 min und Galactosamin nach 50 min. Die kolorimetrische Messung erfolgte bei 570 nm.

Ergebnisse und Diskussion

Der Muraminsäure-Gehalt der verschiedenen Bakterienarten variierte sehr stark (Tabelle 1). Die Gehalte an Muraminsäure der beiden gram(-) Bakterien hatten einen Mittelwert von 3,9 mg g⁻¹ Trockenmasse und lagen sehr dicht beieinander. Der Muraminsäure-Gehalt der gram(+) *Streptomyces*-Art lag mehr als doppelt so hoch. Mit Abstand am größten war der Muraminsäure-Gehalt der sporenbildenden, gram(+) *Bacillus*-Art. Unsere Werte stimmen mit denen von MILLAR und CASSIDA (1970) überein. Diese ermittelten durchschnittliche Gehalte von 3,4 mg Muraminsäure g⁻¹ Trockenmasse in 7 gram(-) Bakterien, 9,4 mg Muraminsäure g⁻¹ Trockenmasse in 5 gram(+) Bakterien und 37,6 mg Muraminsäure g⁻¹ Sporenmasse von 3 *Bacillus*-Arten.

Die Mullrendzina hat einen Muraminsäure-Gehalt von 0,27 mg g⁻¹ Boden. Danach müßte der Gehalt an bakterieller Biomasse zwischen 14,1 mg g⁻¹ Boden und 73,0 mg g⁻¹ Boden liegen, wenn man von der Variationsbreite der Muraminsäure-Gehalte unserer vier Bakterien ausgeht. Wenn der Anteil von Bakterien an der Gesamtbioasse nach ANDERSON und DOMSCH (1973,

1975) 30% beträgt, hätte unsere Mullrendzina nur einen Gehalt an bakterieller Biomasse von 1.1 mg g⁻¹ Boden. Das heißt, daß sich in Abhängigkeit von der Artenstruktur nur ein Anteil von 1 bis 8% der Muraminsäure in den Zellwänden von lebenden Bakterien befinden kann. Damit ist aber der Anteil der Muraminsäure in der bakteriellen Biomasse um einen Faktor von 10 bis 100 größer, als MILLAR und CASSIDA (1970) angenommen hatten, da die von ihnen angewendete Methode der Koloniezahlbestimmung die Biomasse der Bakterien entsprechend stark unterschätzte.

Tabelle 1: Muraminsäure (Mur), Glucosamin (GlcN), Galactosamin (GalN) sowie der Quotient GlcN/Mur in vier Bakterienarten und einem Boden als Beispiel

	Mur	GlcN	GalN	GlcN/Mur
	mg g ⁻¹ Trockenmasse			
<i>Bacillus megaterium</i> [gram(+)]	19,1	37,0	0	2,7
<i>Streptomyces</i> sp. [gram(+)]	9,1	51,7	0	7,9
<i>Bradyrhizobium japonicum</i> [gram(-)]	3,7	5,2	0	2,0
<i>Pseudomonas fluorescens</i> [gram(-)]	4,0	5,6	1,7	2,0
Beispiel: Mullrendzina	0,27	3,0	2,0	13,7
Variationskoeffizient [± %]	17,6	10,8	6,0	

Erhebliche Mengen an Muraminsäure könnten sich noch in Sporen befinden, über deren mengenmäßigen Anteil im Boden wenig bekannt ist, da Sporen von keiner Methode zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse erfaßt werden. Der weitaus größte Teil der Muraminsäure wird anscheinend in bakterieller Nekromasse akkumuliert. Da Muraminsäure zu Glucosamin abgebaut werden kann, ist die Akkumulation der Muraminsäure in der toten organischen Substanz, dem Humus, längst nicht so ausgeprägt wie die von Glucosamin, was sich an dem sehr viel größeren Glucosamin/Muraminsäure-Quotienten in der Mullrendzina zeigt (Tabelle 1). Ungeklärt bleibt die Herkunft der großen Galactosamin-Mengen in Böden, wenn man die geringen Galactosamin-Gehalte in den untersuchten Bakterienarten betrachtet.

Die bakterielle Biomasse, d.h. die Körpersubstanz der lebenden Bakterien, kann mit der Muraminsäure-Messung nicht quantifiziert werden. Es scheint aber möglich zu sein, daß sich mit der Muraminsäure die Nekromasse von relativ frisch abgestorbene Bakterien bestimmen läßt. Neben Exoenzymen und Exsudaten ist die Nekromasse eine wichtige Fraktion der mikrobiellen Residualmasse. Es ist anzunehmen, daß diese Humusfraktion einen wichtigen, in seiner Größe

stark schwankenden Zwischenspeicher für Pflanzennährstoffe darstellt. Eine verstärkter bakterieller Umsatz als Folge der Zufuhr von frischer Pflanzensubstanz muß zu einer Produktion von bakterieller Residualmasse und damit zu erhöhten Muraminsäure-Gehalten führen. Aus diesen Gründen kann die Quantifizierung der Muraminsäure einen wichtigen Beitrag zur Aufklärung der bakteriellen bzw. mikrobiellen Umsatzprozesse in Böden leisten.

Literatur

- ANDERSON JPE, DOMSCH KH (1973) Quantification of bacterial and fungal contributions to soil respiration. *Archiv Mikrobiol* **93**:113-127
- ANDERSON JPE, DOMSCH KH (1975) Quantification of bacterial and fungal contributions to respiration of selected agricultural and forest soils. *Can J Microbiol* **21**:314-322
- DJAJAKIRANA G, JOERGENSEN RG, MEYER B (1995) Ergosterol and microbial biomass relationships in soil. *Biol Fertil Soils* (in press)
- DURSKA G, KASZUBIAK H (1983) Occurrence of bound muramic acid and α , ϵ -diaminopimelic acid in soil and comparison of their contents with bacterial biomass. *Acta Microbiol Pol* **32**:257-263
- FAEGRI A, TORSUIK VG, GOKSÖYR J (1979) Bacterial and fungi activities in soil: separation of bacteria and fungi by a rapid fractionated centrifugation method. *Soil Biol Biochem* **9**:105-112
- HASSINK J, LEBBINK G, VAN VEEN JA (1991) Microbial biomass and activity of a reclaimed-polder soil under a conventional and a reduced-input farming system. *Soil Biol Biochem* **23**:507-517
- HICKS RE, NEWELL SY (1983) An improved gas chromatographic method for measuring glucosamine and muramic acid concentration. *Anal Biochem* **128**:438-445
- JOERGENSEN RG, MEYER B (1990) Chemical change in organic matter decomposing in and on a forest Rendzina under beech (*Fagus sylvatica* L.). *J Soil Science* **41**:17-27
- MILLAR WN, CASSIDA LE (1970) Evidence for muramic acid in the soil. *Can J Microbiol* **18**:299-304
- MORIARTY DJW (1975) A method for estimating the biomass of bacteria in aquatic sediments and its application to trophic studies. *Oecologia* **20**:219-229
- MORIARTY DJW (1983) Measurements of muramic acid in marine sediments by high-performance liquid chromatography. *J Microbiol Methods* **1**:111-117
- SAKAMOTO K, OBA Y (1994) Effect of fungal to bacterial biomass ratio on the relationship between CO₂ evolution and total soil microbial biomass. *Biol Fertil Soils* **17**:39-44
- ZELLES L (1988) The simultaneous determination of muramic acid and glucosamine in soil by high-performance liquid chromatography with precolumn fluorescence derivatisation. *Biol Fertil Soils* **6**:125-130

Die Rauhigkeit der Bodenoberfläche als steuerbare und steuernde Größe in Habitaten der epigäischen Fauna landwirtschaftlicher Flächen

von

Kaemmerer, A., K. Auerswald, H. Sommer und J. Filser

Die Oberflächenmorphologie landwirtschaftlich genutzter Flächen wird durch die Bodenbearbeitung entscheidend geprägt und hat sowohl direkte als auch indirekte Auswirkungen auf die Habitate der im und am Boden lebenden Organismen. Das Mikro- und Mesorelief kann im Millimeter- bis Meter-Bereich mit Bodenreliefmetern durch Lasertriangulation zerstörungsfrei gemessen werden. In Geographischen Informationssystemen entstehen aus den im 2-mm-Raster aufgenommenen Höhendaten Digitale Höhenmodelle, die mit unterschiedlichen Fragestellungen ausgewertet werden.

Charakterisiert man die Rauhigkeit der Bodenoberfläche durch die tatsächlich zurückzulegende Entfernung im Verhältnis zur Luftlinienentfernung (relative Länge), so ist dieses Maß sowohl von Bodeneigenschaften als auch von der Art der Bodenbearbeitung abhängig. Für das jeweils frische Saatbett errechnete sich die relative Länge quer zur Bearbeitung bei Weizen zu 1.5 m/m, bei Sonnenblume zu 1.6 m/m, bei Senf zu 1.7 m/m und bei Kartoffeln zu 2.1 m/m. In derselben Meßreihe war die Rauhigkeit entlang der Kartoffeldämme 0.96-mal so groß, also nur unwesentlich kleiner. Entlang der Furchen war sogar die 1.05-fache Strecke zurückzulegen. Geostatistische Analysen ergaben, daß gröbere Strukturen wie große Aggregate oder Saatzeilen auch noch nach Einebnung des Mikroreliefs durch Niederschläge die Oberfläche prägen.

Als Maß für die Wegbarkeit der Bodenoberfläche für epigäische Fauna wurden außer den zu überwindenden Strecken auch die Höhenunterschiede entlang der Tiefenlinien, sowie längs und quer zur Bearbeitung berechnet. Es zeigte sich, daß diese mit abnehmender Schrittweite von 100 auf 2 mm annähernd exponentiell zunehmen. Selbst bei groben Strukturen wie Kartoffeldämmen hängen die qualitativen und quantitativen Unterschiede zwischen Wegen quer und längs zu den durch die Bearbeitung geschaffenen Strukturen deutlich von der Schrittweite der Organismen ab.

* Institut für Bodenkunde, TU München-Weihenstephan, Hohenbachernstrasse, 85350 Freising

**Lehreinheit für Mathematik, Statistik und Datenverarbeitung, TU München,
Hohenbachernstrasse 2, 85350 Freising

Für die Planung und Beurteilung der Anordnung linearer Landschaftselemente bei Umgestaltungen wurde die optische Reizdichte von Feldgehölzen bei realen Bodenoberflächen für unterschiedlich große Individuen quantifiziert. Messungen zeigten, daß in einem Winterweizensaatbett z.B. nur auf 11 % der Strecke an der Bodenoberfläche Aussicht auf eine neu angelegte Hecke bei einer Entfernung von 10 m vom Feldrand bestand, siehe Abbildung 1.

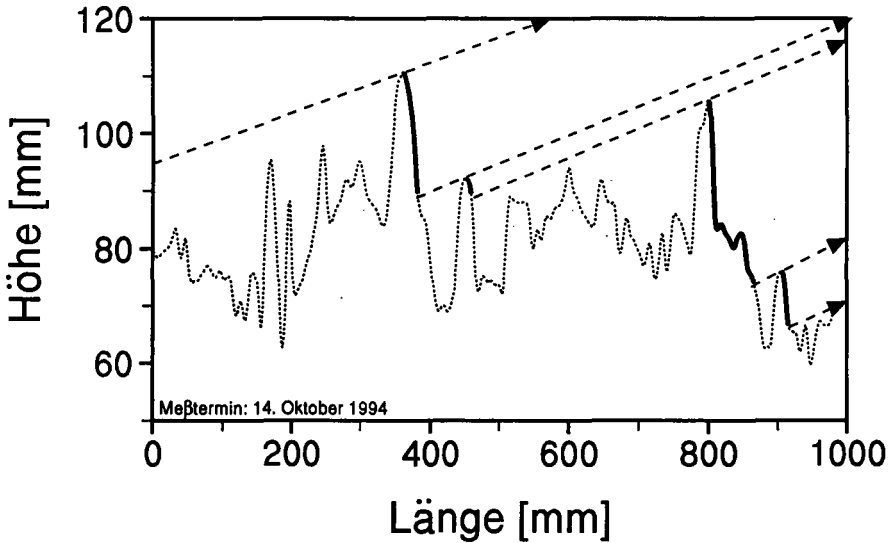


Abb. 1: Höhen transekt eines Winterweizensaatbetts. Die Aussicht auf eine 10 m entfernte Hecke ist nur auf den fett markierten Strecken gegeben.

Die Oberflächenmorphologie bedingt darüberhinaus auch das Windfeld und damit sowohl anemotaktische Reize als auch das Kleinklima. Die hochauflösende Messung der Oberfläche liefert auch für diese Habitateigenschaften eine geeignete Grundlage für Modellrechnungen.

Danksagung:

Die Forschungsaktivitäten des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) werden durch das Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT 0339370) unterstützt. Die Pacht- und Betriebskosten des FAM-Versuchsgutes Scheyern trägt das Bayerische Staatsministerium für Unterricht, Kultur, Wissenschaft und Kunst.

Einfluß einer Erhöhung der Bodentemperatur auf die N₂O- Emission in landwirtschaftlich genutzten Böden - erste Ergebnisse

von

Kamp, T.* und R. E. Hantschel[†]

1. Einleitung

Seit dem Beginn der Industrialisierung ist durch anthropogene Aktivitäten die ursprüngliche Konzentration klimarelevanter Spurengase (CO₂, N₂O, CH₄) in der Atmosphäre stark angestiegen (z.B. Distickstoffoxid von 288 vppb 1750 auf 310 vppb 1990). Zwischen Konzentration klimarelevanter Spurengase in der Atmosphäre und globaler Erwärmung besteht ein Kausalzusammenhang (IPCC, 1990). Verschiedene General-Circulation-Models (GCMs) gehen von Temperaturerhöhungen der oberflächennahen Luftschichten, bedingt durch einen Konzentrationsanstieg klimarelevanter Spurengase, von 1,9 bis 5,2 °C in den nächsten Jahren (bis 2100) aus (MANABE & STOUFFER, 1980; HANSEN et al., 1981; SCHLESINGER, 1983; DICKINSON & CICERONE, 1986; MITCHELL et al., 1989; u.a.). Die daraus resultierenden Klimaänderungen haben direkte und indirekte Auswirkungen auf Bodenprozesse und damit auf die landwirtschaftliche Nutzung von Böden.

Quellen anthropogen bedingter N₂O-Freisetzungen bestehen vor allem in der Verbrennung von Biomasse und in der Kultivierung und Düngung von Böden (BOUWMANN, 1990; WUEBBLES & EDMONDS, 1991). Der Anteil an der jährlichen Gesamtemission, die auf Bewirtschaftung und Nutzung von terrestrischen Böden zurückzuführen ist, beträgt für N₂O ca. 2,6 TgN/a (zu ca. 0,7 TgN/a nicht-Boden-bürtig) (WUEBBLES & EDMONDS, 1991).

Landwirtschaftlich genutzte Böden tragen nicht nur durch Freisetzung klimarelevanter Spurengase zu Klimaänderungen bei. Prozesse in Böden unterliegen selber durch Änderungen klimatischer Bedingungen Umformungen und Richtungsänderungen. Mikrobielle Aktivität, Denitrifikations- und Nitrifikationsraten steigen mit zunehmender Temperatur. N₂O-Freisetzungen erweisen sich stark temperaturabhängig (FRENEY et al., 1979; KEENEY et al., 1979; GOODROAD & KEENEY, 1984), welche nach CONRAD et al. (1983) für den Temperaturbereich 13 - 23 °C der Arrheniusgleichung folgen ($N_2O = e^{-k/T} + k'$).

An dieser Stelle soll eine Möglichkeit vorgestellt werden, die den Einfluß einer kontrollierten Temperaturerhöhung auf N₂O-Emissionen in landwirtschaftlich genutzten Böden aufzeigt.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen fanden auf dem Versuchsgut des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) in Scheyern auf einem Acker mit Winterweizen von Januar bis März 1994 statt.

Zur Erwärmung des Bodens wurde ein 33 m langes Teflon-Kupfer-Kabel mit einem Durchmesser von 0,0032 m verwandt. Das Kabel wurde in 0,02 m Bodentiefe, mit einem Windungsabstand von 0,03 m verlegt. Die Untersuchungsflächen (Kontrolle und erwärmt) waren jeweils 1 m² groß. Über Temperatursensoren (Pt100) in 0,02 m Bodentiefe wurde die Heizleistung des Teflon-Kupfer-Kabels derart gesteuert, daß zwischen der aktuellen Bodentemperatur und der Temperatur des zu erwärmenden Bodens eine Differenz von +3 °C bestand. Über fünf weitere Temperatursensoren (TH2) in jeder Untersuchungsfläche wurde kontinuierlich die Bodentemperatur in 0,02 m Bodentiefe aufgezeichnet. **Abbildung 1** zeigt den schematischen Aufbau. Mit einem Einstechthermometer (Ebro TTX)

* GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr. 1, 85758 Oberschleißheim

[†] TÜV-Energie und Umwelt GmbH, Robert-Bunsen-Str. 1, 79108 Freiburg

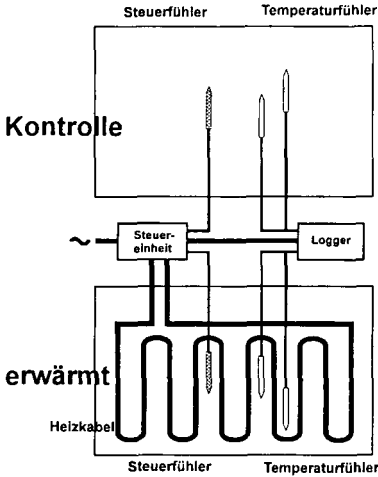


Abbildung 1: Schematischer Aufbau der Heizanlage mit Temperatursensoren, Heizkabel, Datenaufzeichnung- und Steuereinheit.

3. Ergebnisse und Diskussion

Während des Untersuchungszeitraumes herrschte eine durchschnittliche Lufttemperatur von 3 °C (Maximaltemperatur 17,4 °C, Minimaltemperatur -11,7 °C). Während zweier Perioden (15.01.1994 - 23.01.1994 und 11.02.1994 - 22.02.1994) wurden Temperaturen unterhalb des Gefrierpunktes gemessen (Abb. 2 oben).

Zwischen der erwärmten Fläche und der Kontrollfläche konnte durch die gewählte Versuchsanordnung eine durchschnittliche Temperaturdifferenz von 3 °C ± 0,5 aufrecht gehalten werden (Abb. 2 unten) - einzig in Zeiten starker Temperaturänderungen (Tagesmitten im März) bestand eine Nachlaufzeit von 1 bis 2 h gegenüber der tatsächlichen Bodentemperatur. Bis in eine Bodentiefe von

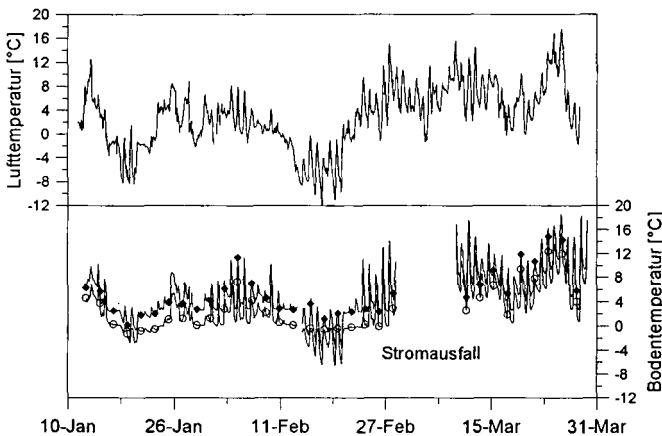


Abbildung 2: Lufttemperatur (oben) und Bodentemperatur (unten) in 2 cm Tiefe in der erwärmten Versuchsfläche (●) und in der Kontrollfläche (○) als Stundenmittel.

wurde alle drei Tage die Bodentemperatur in 0,02 m Schritten bis in eine Tiefe von 0,3 m ermittelt.

Die N₂O-Freisetzungen wurden mit der 'closed chamber technique' (MOSIER, 1989; DÖRSCH et al., 1993) in dreitägigen Intervallen, jeweils am frühen Nachmittag bestimmt. Hierzu wurden PVC-Ringe (Durchmesser 0,3 m, Höhe 0,1 m) permanent im Boden eingegraben, das Heizkabel wurde quer durch die PVC-Ringe hindurchgeführt und gasdicht eingepasst. Zur Probenahme wurde eine PVC-Haube auf die 0,04 m aus dem Boden ragenden PVC-Ringe gesetzt und während der nachfolgenden 60 minütigen Anreicherungsphase wurden 5 Gasproben (0,1 l) genommen. Die Analytik erfolgte über einen automatischen Probengeber (Loftfields Analytische Lösungen, Göttingen) gaschromatographisch (Shimadzu GC-14B) mit einem EC-Detektor.

Zu mehreren Zeitpunkten wurden Bodenproben bis 0,3 m Bodentiefe genommen und der Wassergehalt ermittelt.

0,3 m wurde eine Temperaturdifferenz zwischen den Versuchsflächen von 0,5 °C nachgewiesen (Abb. 3). Bei Temperaturen um 11 bis 14 °C in 0,02 m Tiefe (12.03.) bestand eine gleichmäßige Abnahme der Temperaturdifferenz zwischen beiden Flächen mit zunehmender Bodentiefe - bei geringeren Temperaturen, so am 24.01.1994, herrschte in 0,05 m Bodentiefe eine Differenz von >4 °C, wobei in der Kontrollfläche in dieser Tiefe eine Frostschicht festgestellt

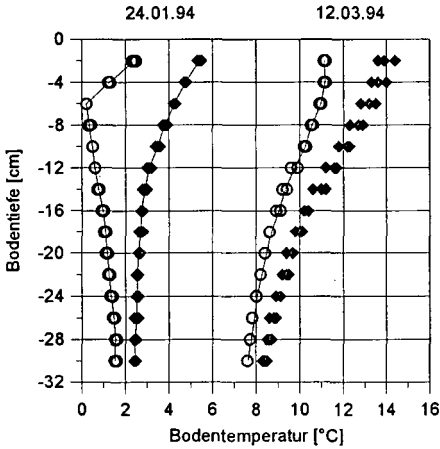


Abbildung 3: Temperaturverlauf im Boden in der erwärmten Versuchsfläche (◆) und in der Kontrollfläche (○) am 24.01. und 12.03. in 2 cm Schritten bis in 30 cm Tiefe.

gemessen (Abb. 4). Innerhalb der Frostperioden traten in der Kontrollfläche hohe Emissionen auf (22.01.1994: $37,6 \pm 2,9$, 24.01.1994: $103,4 \pm 0,9$ und 19.02.: $60,8 \pm 16,8 \mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$), die in der erwärmten Fläche nicht festgestellt werden konnten (22.01.1994: $5,1 \pm 2,0$, 24.01.1994: $4,6 \pm 0,2$ und 19.02.: $10,4 \pm 0,7 \mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$). An Tagen mit Temperaturen bis zu 15°C wurden nur geringe N_2O -Flüsse ($<5 \mu\text{g}$) gemessen. Eine kumulative Aufrechnung der beiden Behandlungen über den Versuchszeitraum ergab für die Kontrollfläche einen gasförmigen N_2O -Verlust von $0,233 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ und für die erwärmte Fläche von $0,058 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Im Fehlen längerer Frostperioden in der erwärmten Fläche sind die Ursachen der vierfach geringeren Freisetzungen gegenüber der Kontrollfläche zu sehen. Erhöhte N_2O -Emissionen nach Bodenfrozt konnten von DÖRSCH, FLESSA und BEESE (1993) in landwirtschaftlich genutzten Böden aufgezeigt werden und SOMMERFELD et al. (1993) wiesen N_2O -Austräge selbst durch Schneedecken hindurch nach.

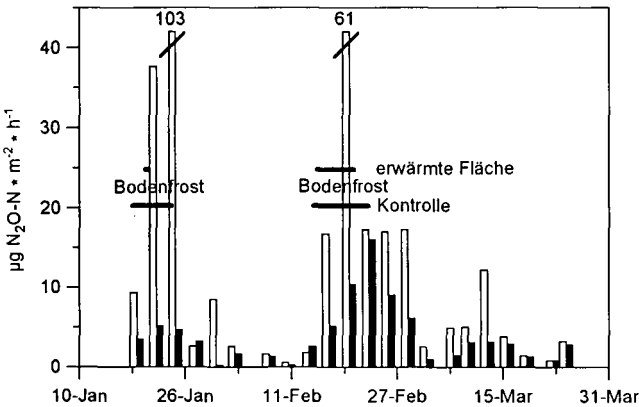


Abbildung 4: N_2O -Emissionen aus der erwärmten Versuchsfläche (■) und aus der Kontrollfläche (□).

wurde. In der vorhergehenden Nacht kam es zu Bodenfrösten bis zu 10 cm Tiefe, durch erhöhte Sonneneinstrahlung taute der Boden von der Oberfläche her auf. Ein vergleichbar tiefer Bodenfrost konnte in der erwärmten Fläche nicht festgestellt werden.

Ausgehend vom gleichen Wassergehalt am 12.01.1994 (Tab. 1) fällt in allen Bodentiefen der erwärmten Fläche eine deutliche Abnahme gegenüber der Kontrollfläche auf. Mit zunehmender Bodentiefe verringern sich die Unterschiede zwischen beiden Behandlungen. Zwischen den Untersuchungsflächen bestehen keine bodenphysikalischen Unterschiede, somit ist eine erhöhte Evaporation in der erwärmten Fläche verantwortlich für den abnehmenden Wassergehalt. Veränderungen im Wasser- und Stofftransport, O_2 -Verfügbarkeit sowie mikrobieller Umsetzungen von C und N verschieben als Folge einer erhöhten Bodentemperatur das Verhältnis Nitrifikation/Denitrifikation.

Aus der erwärmten Versuchsfläche wurden geringere N_2O -Emissionen als aus der Kontrollfläche

gemessen (Abb. 4). Innerhalb der Frostperioden traten in der Kontrollfläche hohe Emissionen auf (22.01.1994: $37,6 \pm 2,9$, 24.01.1994: $103,4 \pm 0,9$ und 19.02.: $60,8 \pm 16,8 \mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$), die in der erwärmten Fläche nicht festgestellt werden konnten (22.01.1994: $5,1 \pm 2,0$, 24.01.1994: $4,6 \pm 0,2$ und 19.02.: $10,4 \pm 0,7 \mu\text{g N}_2\text{O-N}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$). An Tagen mit Temperaturen bis zu 15°C wurden nur geringe N_2O -Flüsse ($<5 \mu\text{g}$) gemessen. Eine kumulative Aufrechnung der beiden Behandlungen über den Versuchszeitraum ergab für die Kontrollfläche einen gasförmigen N_2O -Verlust von $0,233 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ und für die erwärmte Fläche von $0,058 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Es ist noch nicht eindeutig geklärt, inwieweit die erhöhten Temperaturen oder die geringeren Wassergehalte zu den verringerten Freisetzungen beitragen. Aufgrund der sich abzeichnenden globalen Temperaturerhöhung muß mit einem positiven Rückkopplungseffekt hinsichtlich der Freisetzung des klimare-

Tabelle 1: Wassergehalte in der erwärmten Versuchsfläche (H) und der Kontrollfläche (U) in Prozent des trockenen Bodens.

Tiefe [cm]	12.01.94		13.02.94		25.02.94		28.02.94		15.03.94		29.03.94	
	H + U	H	U	H	U	H	U	H	U	H	U	
00 - 05	28,3	27,4	39,3	28,9	32,7	27,0	29,0	23,7	26,8	23,8	26,9	
05 - 10	27,1	26,4	27,3	26,8	33,4	25,5	26,6	24,1	25,9	24,6	27,0	
10 - 20	24,7	23,6	25,9	23,0	28,6	25,8	25,4	23,9	25,2	25,6	25,8	
20 - 30	22,3	22,9	23,4	--	--	22,7	23,0	22,5	22,9	23,7	23,8	

levanten Spurengases Distickstoffoxid aus landwirtschaftlich genutzten Flächen gerechnet werden. Zur Bilanzierung des N-Umsatzes in Abhängigkeit veränderter Temperaturbedingungen sind ganzjährige Messungen notwendig, welche besonders in den Wintermonaten bislang vernachlässigt wurden (FLESSA et al., 1994).

Die hier vorgestellten Untersuchungen werden zur Zeit in einem erweiterten Rahmen auf mehreren größeren Parzellen fortgesetzt - Untersuchungen über lösliche C- und N-Fractionen sowie Variationen des Wassergehaltes finden statt.

4. Literatur

- BOUWMAN, A.F. (1990): Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: Soils and the greenhouse effect. Bouwman, A.F. (eds.), John Wiley and Sons Ltd., Chichester.
- CONRAD, R., W. SEILER and G. BUNSE (1983): Factors influencing the loss of fertilizer nitrogen into the atmosphere as nitrous oxide. *J. Geophys. Res.* **88**: 6709-6718.
- DICKENSON, R. E. and R. J. CICERONE (1986): Future global warming from atmospheric trace gases. *Nature* **319**: 109-115.
- DÖRSCH, P., H. FLESSA und F. BEESE (1993): Jahreszeitliche N₂O-Emissionsspitzen nach Bodenfrost. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft*, **72**: 495-498.
- FLESSA, H., P. DÖRSCH und F. BEESE (1994): Seasonal variability of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed arable soils in Southern Germany. Eingereicht bei *J. Geophys. Res.*
- FRENEY, J.R., O.T. DENMEAD and J.R. SIMPSON (1979): Nitrous oxide emission from soils at low moisture contents. *Soil Biol. Biochem.* **11**: 167-173.
- GOODROAD, L.L. and D.R. KEENEY (1984): Nitrous oxide production in aerobic soils under varying pH, temperature and water content. *Soil Biol. Biochem.* **16**: 39-43.
- HANSEN, J., D. JOHNSTON, A. LACIS, S. LEBEDEFF, P. LEE, D. RIND and G. RUSSEL (1981): Climate impact of increasing atmospheric carbon dioxide. *Science*, **213**: 957-966.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (1990): Climate Change - The IPCC Scientific Assessment. Cambridge University Press, Cambridge, Massachusetts.
- KEENEY, D.R., I.R. FILLARY and G.P. MARX (1979): Effect of temperature on the gaseous nitrogen products of nitrification in a silt loam soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **43**: 1124-1128.
- MANABE, S. and R.J. STOFFER (1980): Sensitivity of a global climate model to an increase in the CO₂ concentration in the atmosphere. *J. Geophys. Res.*, **85**: 5529-5554.
- MITCHELL, J.F.B., C.A. SENIOR and W.J. INGRAM (1989): CO₂ and climate: A missing feedback? *Nature*, **341**: 132-134.
- MOSIER A.R. (1989): Chamber and isotope techniques. In: Exchanges of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. Andreae M.O. and D.S. Schimel (eds.), John Wiley and Sons Ltd., New York.
- SCHLESINGER, M.E. (1983): A review of climate model simulations of CO₂ induced climatic change. OSU Report 41, Climatic Research Institute and Department of Atmospheric Sciences.
- WUEBBLES, D.J. and J. EDMONDS (1991): Primer on greenhouse gases. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.

Danksagung

Die Forschungsaktivitäten des Ökosystemforschungszentrums "Forschungsbund Agrarökosysteme München" (FAM) werden finanziell unterstützt durch das Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT 0339370). Miete und Betriebskosten des Versuchsgutes in Scheyern werden vom Bayerischen Ministerium für Erziehung, Kultur, Wissenschaft und Kunst getragen.

Die vorliegenden Untersuchungen werden von dem GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit finanziert.

Bodenmikrobiologische Prozesse als frühzeitige Indikatoren für die Änderung der Bodennutzung

von

Kandeler, E.* , K. Böhm* und E. Murer#

Einleitung

Flächenextensivierung und Reduktion der Bodenbearbeitung werden von den Landwirten aus ökologischen und ökonomischen Gründen durchgeführt. Diese Änderung der Bodennutzung beeinflusst langfristig sowohl die räumliche Nährstoffverteilung als auch die physikalischen und die biologischen Eigenschaften des Bodens (Gupta, 1994). Jedoch ist es in vielen Fällen nicht möglich, mit Hilfe von chemischen Bodenkennwerten (z.B. Humusgehalt, Stickstoffgehalt des Bodens) bereits nach kurzer Versuchsdauer diese Veränderungen zu detektieren. Ergebnisse von Jenkinson (1988) konnten jedoch zeigen, daß der Pool der mikrobiellen Biomasse frühzeitige Prognosen über die Entwicklung der Humusdynamik nach Nutzungsänderung erlaubt. Durch die Untersuchung von bodenmikrobiologischen Prozessen kann zusätzlich erfaßt werden, ob Bodenmikroorganismen in der Lage sind, Ressourcen unter optimalen Bedingungen zu verwerten. Anhand von zwei Feldversuchen in unterschiedlichen Klimaräumen (mitteleuropäisches Klima, Alpenvorland und nördlicher Rand des pannonischen Klimaraumes) sollte dargestellt werden, in welchem Zeitraum sich eine Umstellung in der Bodennutzung (Extensivierung und Reduktion der Bodenbearbeitung) auf die mikrobielle Biomasse und auf die unterschiedlichen Enzymaktivitäten auswirkt.

Material und Methodik

Der Feldversuch zur Untersuchung von Extensivierungsmaßnahmen wurde 1988 als lateinisches Rechteck mit dreifacher Wiederholung auf einer kalkhaltigen Lockersedimentbraunerde auf Schwemmaterial (FAO: Eutric Cambisol) in Wieselburg/Niederösterreich im mitteleuropäischen Klimaraum (Alpenvorland) mit folgenden Varianten angelegt: Grünbrache (Aussaat der Grünbrachemischung: 1988, Grünlandumbruch: Oktober 1990) und Fruchtfolge (Mais 1988, Winterweizen 1989, Sommergerste 1990, Mais 1991). Die Proben wurden monatlich von Januar 1989 bis Dezember 1991 in einer Bodentiefe von 0-20 cm entnommen.

Ein Feldversuch zur Untersuchung unterschiedlicher Bodenbearbeitungsmaßnahmen wurde 1988 als lateinisches Rechteck mit dreifacher Wiederholung auf der Niederterrasse des mittleren Marchfeldes in Fuchsenbigl/Niederösterreich am nördlichen Rand des pannonischen Klimaraumes angelegt. Der Versuchsboden war ein Tschernosem auf kalkhaltigem Schwemmaterial (FAO: Haplic Chernosem). Folgende Bodenbearbeitungsvarianten wurden untersucht: Pflug (Wenden,

* Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Denisgasse 31, A-1200 Wien

BAW, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, A-3252 Petzenkirchen

Mischen auf 25-30 cm), Grubber (Mischen auf 20 cm) und Frässaat (oberflächliches Mischen auf 5-8 cm). Die Fruchtfolge war Weizen (1989), Erbse (1990), Wintergerste (1991) und Sorghum (1992). Die Probenahme erfolgte von 1989-1991 jeweils im Frühjahr und während des Jahres 1992 monatlich in drei Tiefenstufen (0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm). Die Standortseigenschaften der beiden Feldversuche können aus Tab.1 entnommen werden. Die substrat-induzierte Respiration als Maß für die mikrobielle Biomasse und die Xylanaseaktivität wurden nach Schinner et al. (1993) bestimmt. Statistische Auswertung: ANOVA und ONEWAY (Scheffé, $P < 0,05$), SPSS-Programm (Version 4, Microsoft Corp., 1988).

Tab.1: Standortseigenschaften der untersuchten Felder

Bodentyp	Seehöhe	Niederschlag \bar{x}	Temperatur \bar{x}	C _{org} %	pH (CaCl ₂)	Sand %	Schluff %	Ton %
Lockersedimentbraunerde	269 m	708 mm	8,6 °C	1,6	7,1	8	68	24
Tschernosem	147 m	519 mm	9,3 °C	1,2	7,7	37	41	22

Ergebnisse und Diskussion

Im Rahmen des Extensivierungsversuches in Wieselburg/Niederösterreich konnte anhand der Rotationsfruchtparzellen gezeigt werden, daß die substrat-induzierte Respiration durch ein annähernd gleichbleibendes Niveau während der Vegetationsperiode und ein Minimum der SIR während des Winters charakterisiert wird. Die substrat-induzierte Respiration war innerhalb von wenigen Monaten nach Aussaat der Grünbrache erhöht (Abb.1). Die Xylanaseaktivität reagierte mit einer zeitlichen Verzögerung von einem Jahr (Ergebnisse nicht abgebildet). Der Grünlandumbruch bewirkte im November 1990 eine Reduktion der SIR und der Xylanaseaktivität

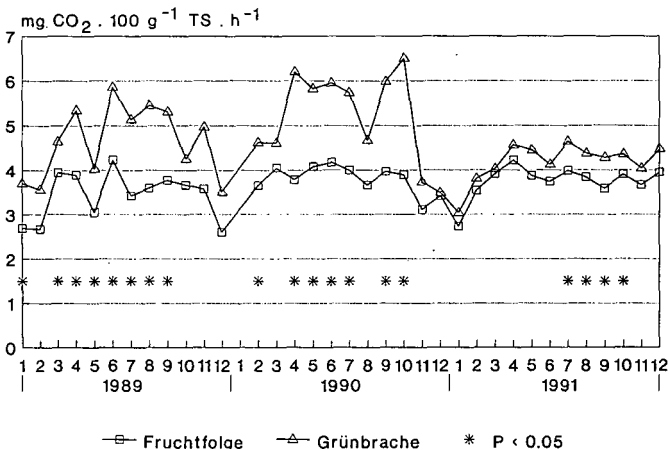


Abb.1: Jahreszeitlicher Verlauf der SIR in der Fruchtfolge- und der Grünbracheparzelle einer Lockersedimentbraunerde in Wieselburg (Grünlandumbruch im Oktober 1990).

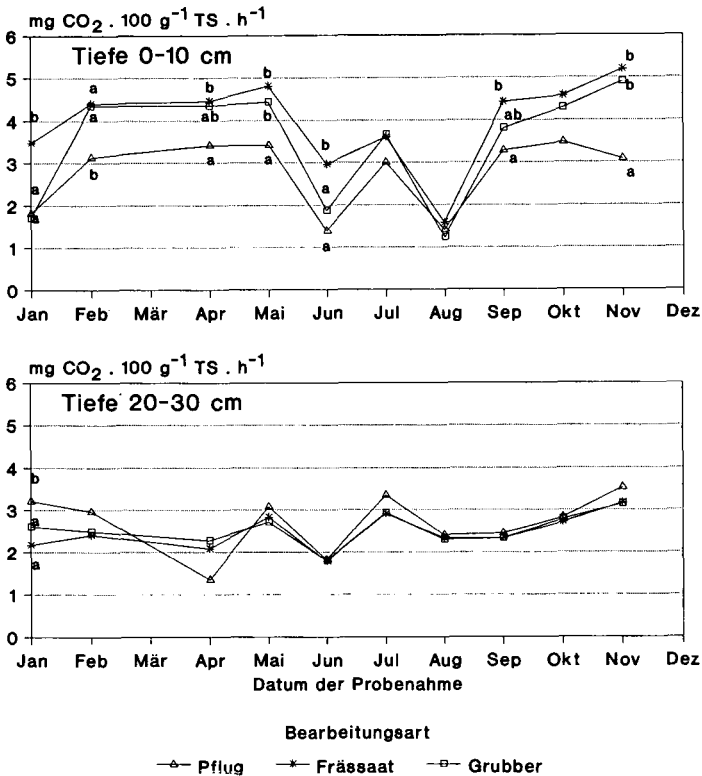


Abb.2: Jahreszeitlicher Verlauf der SIR in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung eines Tschernosems.

dieser Fläche. Die geringe Nachwirkung der Grünbrache wurde auf die Probenahmetiefe von 0-20 cm zurückgeführt; der Grünlandumbruch erfolgte jedoch auf eine Bodentiefe von 30 cm.

Im pannonischen Klimaraum zeigte sich ein abweichender jahreszeitlicher Verlauf der SIR. Die geringen Niederschläge während der Sommermonate reduzierten die mikrobielle Biomasse (Abb.2). Dieser stärkere Wechsel von feuchten und trockenen Verhältnissen führte auch dazu, daß die mikrobielle Biomasse im Marchfeld eine höhere Turnover Rate besaß, als die mikrobielle Biomasse des Feldversuches in Wieselburg. Berechnet man die Turnover Rate der mikrobiellen Biomasse als Summe der Kohlenstoffverluste bezogen auf den Jahresmittelwert des mikrobiellen Kohlenstoffes (Berechnung nach McGill et al., 1986), so ergibt sich für die Versuchsflächen in Fuchsenbigl ein Wert von 1,50 und für die Versuchsflächen in Wieselburg ein Wert von 0,42.

Die beiden nicht wendenden Bearbeitungsvarianten (Grubber und Frässaart) wiesen in der Bodentiefe von 0-10 cm in der Regel eine höhere mikrobielle Biomasse auf als die gepflügten Flächen. Dieser Effekt kehrte sich in der Bodentiefe von 20-30 cm um (Abb.2). Als Ursache für

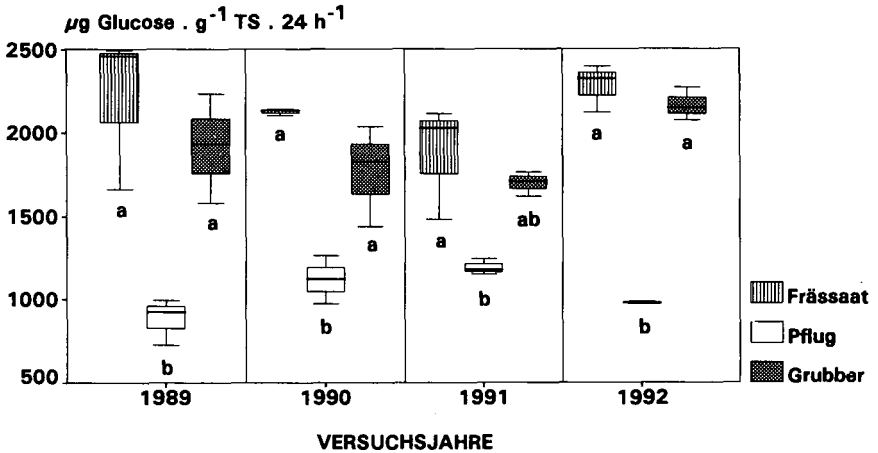


Abb3: Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Xylanaseaktivität eines Tschernosems in der Bodentiefe von 0-10 cm (Probenahme erfolgte jeweils im März oder April des entsprechenden Jahres). Unterschiedliche Buchstaben innerhalb eines Versuchsjahres kennzeichnen signifikante Unterschiede ($P < 0,05$) zwischen den Bearbeitungsvarianten.

dieses Ergebnis nehmen wir folgenden Grund an: Mikroorganismen sind auf die Ernterückstände als Substrat angewiesen und diese wurden in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung in unterschiedliche Bodentiefen eingebracht. Abbildung 3 zeigt in sehr anschaulicher Weise, daß die Xylanaseaktivität bereits im ersten Versuchsjahr 1989 auf die veränderte Substratlokalisierung in den unterschiedlichen Bodenschichten reagierte. Dieses Ergebnis wurde in den folgenden drei Jahren bestätigt.

Zusammenfassend kann man feststellen, daß Änderungen der Bodennutzung mit Hilfe von bodenmikrobiologischen Methoden bereits sehr frühzeitig erkannt werden können. In der Kombination mit Temperatur- und Niederschlagsdaten könnte es in der Zukunft möglich sein, die mikrobielle Nährstoffmobilisierung und möglicherweise Nährstoffverlagerung bei unterschiedlicher Bodennutzung besser vorherzusagen.

Literatur

- Gupta VVSR** (1994) The impact of soil and crop management practices on the dynamics of soil microfauna and mesofauna. In: Soil Biota (CE Pankhurst, BM Doube, VVSR Gupta, PR Grace, eds). CSIRO Australia, 107-124
- Jenkinson DS** (1988) Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems (JR Wilson, ed). CAB International, Wallingford, Connecticut, 368-386
- McGill WB, Cannon KR, Robertson JA, Cook FD** (1986) Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. Can J Soil Sci 66, 1-19
- Schinner F, Öhlinger R, Kandeler E, Margesin R** (1993) Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Springer-Verlag, Berlin

Der Wandel von Collembolenzönosen in der Sukzessionsreihe Weinberg/ Weinbergbrache auf Schieferböden

von

Kemp, C., C. Emmerling und D. Schröder

Einleitung

In Weinbergsböden des Ruwertales bei Trier wird die Artenverteilung und Abundanz der Collembolenfauna untersucht. Ziel ist es, anhand der Analyse von Collembolengemeinschaften eines Weinbergs und dreier Weinbergbrachen Aussagen über die Beeinflussung des Edaphons durch die intensive Bewirtschaftung der dauerhaften Monokultur Weinbau und die Sukzession nach Aufgabe dieser Flächen zu formulieren.

Weiterhin scheint es von Interesse, die Bodenfauna der für die Region Mosel-Saar-Ruwer typischen Weinbergsböden - Rigosole auf Devonschiefer - mit der gänzlich verschiedener Böden in den Weinbauregionen Rheingau (DIELMANN 1982) und Pfalz (HÜTHER 1961) zu vergleichen.

Collembolen wurden aufgrund ihrer produktionsbiologischen Leistung sowie ihrer Bedeutung als Indikator des Bodenhaushaltes (GHILAROV 1978) und Testorganismus in der Ökotoxikologie (SPAHR 1981) ausgewählt.

Material und Methoden

In den Monaten Juli bis November 1994 wurden im Ruwertal nahe Trier ein genutzter Weinberg und drei Weinbergbrachen unterschiedlichen Alters (ein-, vier-, siebenjährig) beprobt. Die Standorte sind gut vergleichbar, da sie alle in unmittelbarer Nachbarschaft liegen, die Brachen sogar verschiedene Parzellen eines Weinberges sind. So sind als wirksame Gradienten lediglich das Alter der Brachen und die Nutzung zu vergleichen.

Es wurden die Bodentiere aus insgesamt 7200 cm³ Oberboden (0-5 cm) mittels dynamischer Extraktion (MACFADYEN-Apparatur) über sieben Tage ausgetrieben und die Collembolen bis auf Artniveau determiniert.

Ergebnisse

Im gesamten Untersuchungszeitraum wurden 517 Collembolen erfaßt. Das entspricht einer durchschnittlichen Besatzdichte von etwa 2900 Tieren/m². Dieser Wert ist ausgesprochen niedrig. Die Abundanzen veränderten sich im Laufe des Jahres auffällig. Einem Sommerminimum Anfang August mit durchschnittlich ca. 1600 Tieren, standen rund 2600 Individuen im späten September und 4200 zu Beginn des Novembers gegenüber. Dabei wiesen die einzelnen Standorte in der Jahressumme keine besonderen Differenzen der Individuenzahlen auf.

Die 406 bis zur Art bestimmten adulten Tiere verteilten sich auf 24 Spezies. Mit großer Stetigkeit in allen Böden treten lediglich fünf Arten auf. Häufigste Art war *Tullbergia krausbaueri* BÖRNER mit 101 Individuen.

Die untersuchten Einzelflächen zeichnen sich durch Unterschiede in den Artenzahlen und den Diversitätsindices nach SHANNON-WEAVER bzw. der Evenness aus. So nimmt die Artenzahl stetig von 6/5 (Oberhang/Unterhang) über 8/10, 14/11 bis auf 13/14 in der Suk-

zessionsreihe "Weinberg" - "einj. Brache" - "vierj. Brache" - "siebenj. Brache" zu. Die Diversität steigt in ähnlicher Weise an (große mathematische Abhängigkeit von der Artenzahl). Die Eveness zeigt ein differenzierteres Bild (Abb. 1): Die niedrigsten Werte werden in den genutzten Weinbergsböden erreicht, gefolgt von denen der vierjährigen, einjährigen und siebenjährigen Brache. Alle Eveness-Indices sind im Vergleich mit anderen Untersuchungen als hoch einzuschätzen.

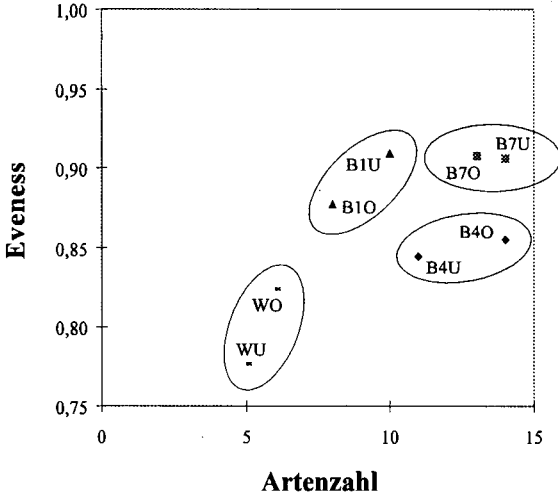


Abb. 1: Vielfältigkeitsdiagramm der Untersuchungsflächen

WO = Weinberg Oberhang, WU = Weinberg Unterh., B1O = einj. Brache Oberh., B1U = einj. Brache Unterh., B4O = vierj. Brache Oberh., B4U = vierj. Brache Unterh., B7O = siebenj. Brache Oberh., B7U = siebenj. Brache Unterh.

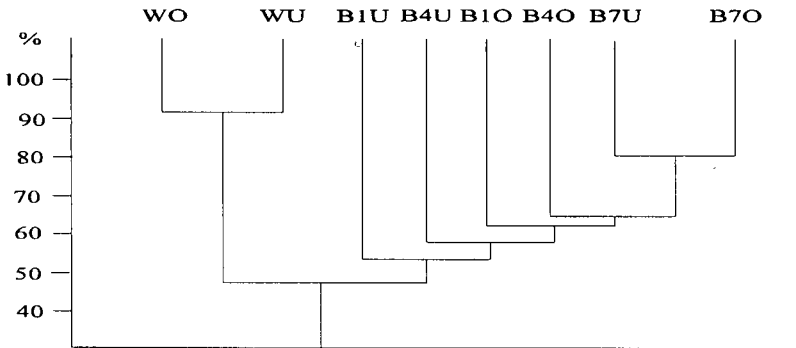


Abb. 2: Dendrogramm der faunistischen Ähnlichkeit der Vergleichsstandorte; berechnet auf Grundlage von SÖRENSEN-Indices. Abkürzungen s. Abb. 1

Bei der Betrachtung der SÖRENSEN-Indices (Abb. 2) fällt die Sonderstellung der beiden Weinbergflächen auf, die sich selbst sehr ähnlich, aber von allen anderen Untersuchungsgebieten recht verschieden sind. Die größte Ähnlichkeit unter den übrigen Gebieten weisen die beiden siebenjährigen Brachen auf. Die nächst höhere Artidentität zu diesen besteht bei der vierjährigen Brache (Oberhang) und der einjährigen Brache (Oberhang). Die größten faunistischen Unterschiede zu den restlichen Brachen existieren für den Unterhang der einjährigen Brache.

Diskussion

Nach Aufgabe von Weinbergen setzt die Sukzession der Vegetation, der Bodenbiozönose und die Stratifizierung der Böden ein. Schon im ersten Jahr kann ein erkennbarer Wechsel der Diversität der Collembolengemeinschaften und der beteiligten Arten festgestellt werden. Mit zunehmender Vegetationsdeckung erhöht sich die Anzahl der Nischen. Neben nacktem Fels mit besonders trocken-heißem Mikroklima existieren nach vier Jahren erste dichtere Pflanzenbestände und geringe Streuakkumulation. Neben zahlreichen eurytopen Arten kommen noch thermo- und/oder xerophile Arten vor (*I. thermophila*, *P. alba*). Es werden auch schon verstärkt epedaphische Arten gefunden, die nun in der dichteren Vegetation existieren können. Warum die vierjährigen Brachen durch geringere Evenness-Werte als die anderen Brachen gekennzeichnet sind, kann nur vermutet werden. Bei den untersuchten Flächen handelt es sich streng genommen um mehrere sehr verschiedene Standorte mit einem Mosaik an unterschiedlichen Sukzessionsstadien. Bei der Beprobung wurde festgestellt, daß einige wenige Arten innerhalb dieser Teilflächen relativ stark aggregiert auftreten. Dies führt bei einer relativ geringen Probenzahl unter Umständen zu geringeren Diversitätswerten. Auch scheint das Sukzessionsstadium weit weniger stabil als es das Alters vermuten läßt; das Zwischenstadium vom vegetationslosen, xerothermen Standort zum Vorwald der siebenjährigen Brache wird deutlich.

Die älteste Brachfläche läßt weniger einen Weinbergsscharakter als den eines Vorwaldes oder einer Schlaggesellschaft erkennen. Kennzeichen sind die höhere Vegetationsdeckung, verstärkter Streuanfall sowie ein leicht erhöhter Wassergehalt des Bodens im Sommer. Das Arteninventar (s. Tab. 1) gibt dies gut wieder.

Der Einfluß der bodenkundlichen Parameter pH-Wert oder Porengrößenverteilung ist in den ersten sieben Jahren der Sukzession nicht erkennbar. Entscheidend scheint neben der ausbleibenden Störung durch Nutzung und mikroklimatischen Aspekten vor allem Art und Gehalt an organischem Material sowie die anfangs rasch zunehmende Anzahl von Nischen.

Literatur

- DIELMANN, H. 1982: *Untersuchungen zur Collembolenfauna verschiedener Weinbergsböden im Oberen Rheingau*, Diplomarbeit Uni Bonn,
- GHILAROV, M.S., 1978: *Bodenwirbellose als Indikatoren des Bodenhaushaltes von bodenbildenden Prozessen*, *Pedobiologia* 18, 300-309
- HÜTHER, W. 1961: *Ökologische Untersuchungen über die Fauna pfälzischer Weinbergsböden mit besonderer Berücksichtigung der Collembola und Milben* *Zool. Jb. Syst.*, 89, S. 243-368
- SPAHR, H.J. 1981: *Die bodenbiologische Bedeutung von Collembolen und ihre Eignung als Testorganismen für die Ökotoxikologie*, *Anz. Schädlingskd.*, 54, S. 27-29

Tab. 1: Habitatpräferenzen der gefundenen Collembolenarten
Abkürzungen der Standorte s. Abb 1

Art/Standort	WO	WU	B1O	B1U	B4O	B4U	B7O	B7U
Arten der genutzten Weinberge								
<i>Isotomina bipunctata</i>	5	3						
Arten der jungen Brache								
<i>Tullbergia ramicuspis</i>				2				
<i>Frisea claviseta</i>				3				
Arten der älteren Brachen								
<i>Onychiurus jubilaris</i>						2		
<i>Isotomina scapellifera</i>						3		
<i>Ceratophysella denticulata</i>					1			
<i>Megalothorax minimus</i>					4			
<i>Hypogastrura vernalis</i>							1	3
<i>Tullbergia callipygos</i>					4	2	2	8
<i>Pseudosinella alba</i>					6	15		
<i>Sminthurides schoetti</i>					1		1	2
<i>Entomobrya multifasciata</i>					2			1
Arten aller Brachen								
<i>Folsomides americanus</i>				2		1	2	3
<i>Isotomiella minor</i>			10	6	1	9	9	6
<i>Isotoma propinqua</i>			2		1		5	
<i>Isotomina thermophila</i>			3	5	7	13	4	1
<i>Heteromurus nitidus</i>				2	1			1
<i>Oncopodura crassicornis</i>			9	9		4	1	4
Eurytope Arten								
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	1		2			1		2
<i>Onychiurus armatus</i>	14	6	1	2	3		3	7
<i>Folsomia quadrioculata</i>	4	21	5		2	2	7	2
<i>Isotoma notabilis</i>	6	1			3		6	3
<i>Tullbergia krausbaueri</i>	21	10	11	12	15	12	10	10
Arten mit indiffer. Verbreitung								
<i>Anurida sensillata</i>				5			4	
Artenzahl	6	5	8	10	14	11	13	14
Vegetationsdeckung	10	15	20	30	25	40	70	90

Processes of development of acid sulfate soils as influenced by soil microorganisms and different moisture conditions

von

Khan, H. R.¹ und T. Adachi²**Introduction**

Proper correction, planning and utilization of vast areas of acid sulfate soils, it is essential to have information on the influence of some natural factors relating to processes of development of acid sulfate soils. Basic research for determining the main factors responsible for the rate of reduction following flooding or irrigation, and the rate of pH-rise to levels beyond those at which Al, Fe toxicity occurs, should be conducted in order to predict which reclamation and/or management system will be most effective (AD HOC COMMISSION 1981, DENT 1986). They also emphasize on the severity and reserve of soil acidity. These can not be quantitatively determined from morphology and field relationships, but rapid and simple methods are being developed to estimate the amount of acid present and the amount that will be generated upon drainage. Against this background, inasmuch as short-term laboratory column-leaching experiments were conducted in this study to assess the prominent factors responsible for the development of acid sulfate soils under various rainfall, groundwater and soil microbial conditions.

Materials and Methods

Preparation of soil columns: The moist soil was uniformly packed and stacked into acrylic cylinders composed of sections (rings) 5.0 cm in length with an internal diameter of 5.0 cm. Total column lengths ranged from 60 to 70 cm depending on the groundwater levels and rainfall intensity. The bottom section of some columns consisted of a hard plastic pipe with small holes distributed over its surface inside of the soil column. Each column was sequentially packed by slowly adding increments of moist soil and tapping until a desired bulk density (1.40 Mg m^{-3}) was obtained.

Treatments, sample collection and analysis: Two sets (I: T₁ to T₆ and II: T₇ to T₁₀) of column experiments were carried out by using the sediments in the laboratory of Faculty of Agriculture, Okayama University, Okayama, Japan during 1992-93. The soil showed a clay texture with pyrite content of 6.5 mg g^{-1} (oven dry basis) and organic matter of 43 g kg^{-1} and had pH values of 6.4 (oven dry soil:water=1:2.5) and 8.0 (sticky point). The experiments were set up in a randomized design with three levels (0, 500 and 1000 mm yr^{-1}) of rainfall (Rf), two levels (0, 50 cm below the soil surface) of groundwater (Gw), and 2 levels (M⁺: presence, and M⁻: absence) of soil microorganisms and they were arranged in three replications. Artificial rainfall was applied by using distilled water for about 40 minutes once a week during the experimental period. Resultant leachates were collected in fractions and analyzed for concentrations of acidic and basic cations. Groundwater level was maintained by the addition of distilled water as required. At the conclusion of each sampling time, each section of soil was analyzed following methods of soil analysis by KLUTE (1986) for water content (weight basis), sticky point pH, EC and water soluble cations.

Results and discussion

Distribution of soil moisture: Water content is a basic physical property essential for characterization and proper understanding of different properties of soils. Moisture contents of the studied soils decreased throughout the columns with the lapse of time and the most decrease were observed after 32-weeks of incubation in all the treatments even in presence of rainfall and

¹ Department of Soil Science, University of Dhaka, Dhaka, Bangladesh (at present: AvH-postdoc. Res. Fellow, FTZ, AG Bodenökologie, Hafentörn, 25761 Büsum, FR Germany).

² Environmental Division, Faculty of Agriculture, Okayama University, Okayama, Japan.

groundwater (Fig. 1). The treatments T_1 to T_3 and T_7 to T_{10} showed a gradual increase in moisture towards the lower depths up to 22.5 to 32.5 cm and then decreased by showing elliptical distribution which may be due to the increased bulk density of the soils in the lower parts of the profiles and/or the creation of a thin layer of fine particles washed from the top layer of the soil profile which acted as a barrier of uniform water movement. However, in the presence of groundwater (T_4 - T_6), soil moistures increased linearly towards the lower depths at all times, except for the T_9 and T_{10} treatments. Though these (T_9 , T_{10}) treatments were also influenced by rainfall and groundwater levels but received rain fall from the 8th week due to percolation problems, so that the influence of rain fall and groundwater level to these treatments are not in the same trend as those of the T_4 to T_6 treatments. The present findings have similarities with the results of BROADBRIDGE et al. (1988).

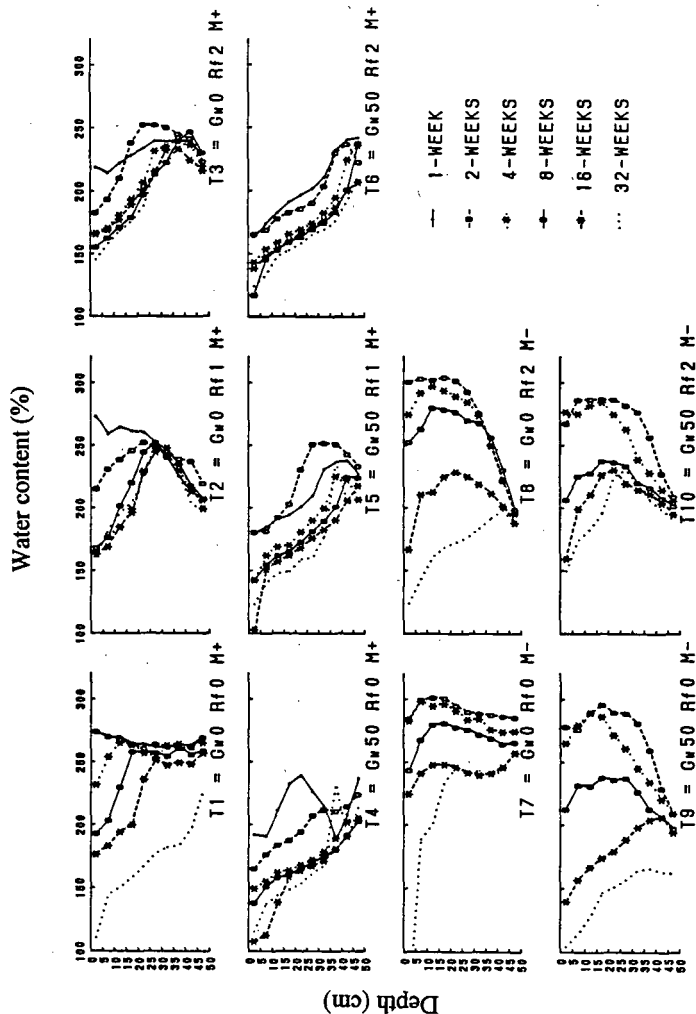


Fig. 1: Distribution of water throughout the soil profiles at different periods of incubation as influenced by soil microorganisms, rainfall intensity and groundwater levels.

Distribution of soil pH: Acidity and mineralogy are important soil properties to be considered in acid sulfate soils. In these investigations, the soils of the first set (T_1 to T_6) showed about pH 7.5

throughout the profiles during the earlier (1, 2-weeks) periods of incubation which turned towards acidic range from the 4th week leading to an acute drop of pH in the top soils after 32-weeks of incubation in all the treatments (Fig. 2). The largest decrease in soil pH was detected towards the 37.5 cm depth (I: set) during the later periods (8-32 weeks) of incubation in presence of groundwater without rainfall, indicates that the decrease in pH values (3.1 to 3.8) was the result of oxidation induced by soil microorganisms and groundwater levels. The higher amount of rainfall in presence of ground water was found to be increased the soil pH towards the lower depths, which may be attributed to the replacement of exchange acidity and dissociated organic acid by the base exchange in the top soils.

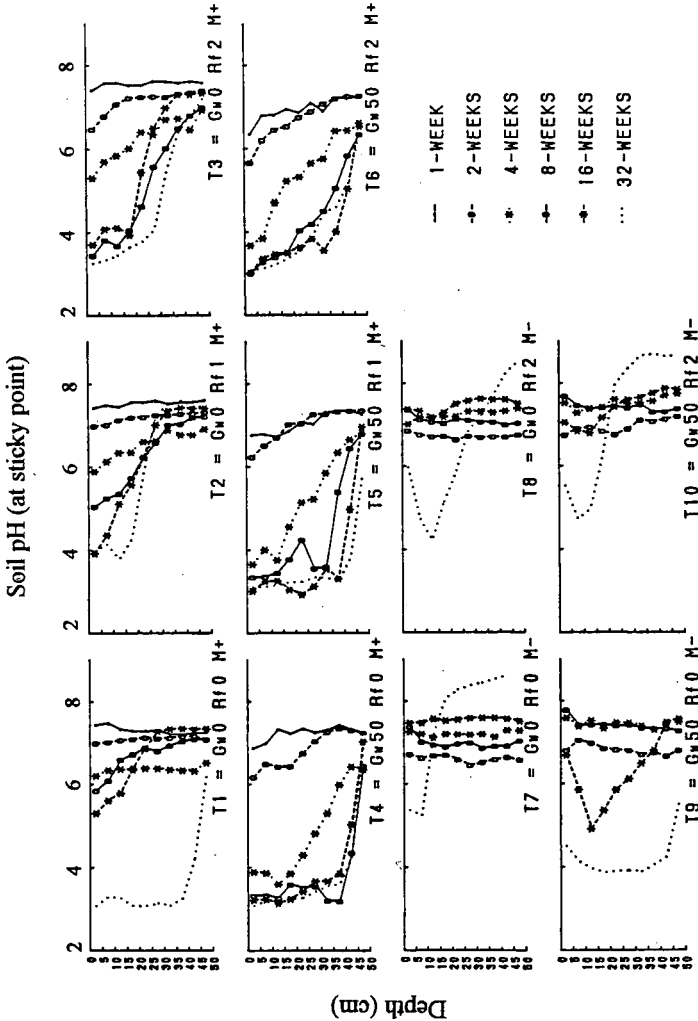
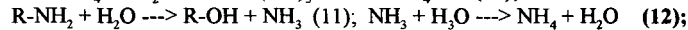
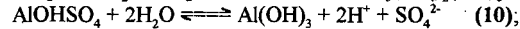
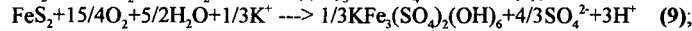
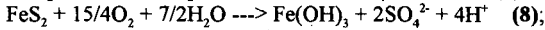
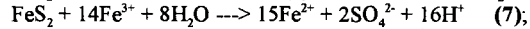
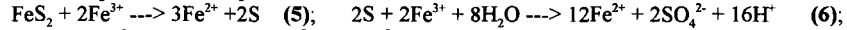
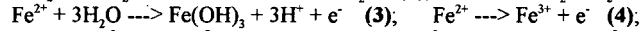
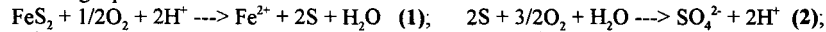


Fig. 2: Distribution of pH throughout the soil profiles at different periods of incubation as influenced by soil microorganisms, rainfall intensity and groundwater levels.

In the second set (T_7 to T_9), the alkaline pH (8.0) of the initial soil decreased towards slightly acid to neutral pH (5.5 to 7.2) throughout the soil profiles after second week, which attributed to

autoclaving effects on the soils. These pH levels increased towards the more alkaline range (pH >8.5) with time, which might be due to decomposition and/or disintegration of organic matter, clay minerals, formation of CaCO_3 , HCO_3^- and release of alkaline metals due to autoclave at a temperature of about 150°C and 2 kg cm^2 pressure. But after 32-weeks of incubation, the pH values in the top soils (7.5-12.5 cm, Fig. 2) were around pH 5.0, except for the treatment receiving no rain in presence of groundwater. In this treatment the soil pH ranged from 3.9 to 5.5 throughout the column, suggesting that this acidity might be developed due prolonged oxidation. ADACHI et al. (1992) reported that soil pH decreased from 7.6 to 3-4 with prolonged (2 years) oxidation in the coastal muddy soil having considerable amounts (16 g kg^{-1}) of pyrite.

Mechanisms of development of acidity: The development of acidity can be understood by the following equations:



The pH of the soils studied in almost all the treatments showed significant ($p \leq 0.01$) positive relationship with the corresponding soil moisture contents at different sampling times (2, 16 and 32-weeks), which indicated that the development of acidity (pH <6) was started after 16-weeks at about 200 % moisture content in the T_1 treatment, while at the same moisture content during 32nd week the soil pH was found at about 1 (pH 5) unit lower than those of 16th week. But in the T_2 treatment, the development of acidity (pH <6) was started after 32-weeks at about 150 % moisture content, whereas at these (~150%) moisture contents, the soil pH were dropped to about pH 3.0 in all the treatments of the first set (T_1 - T_6), suggesting that the development of acidity depends on the activity of soil microorganisms and incubation times. The development of acidity was more acute during the 16 to 32-weeks in the presence of soil microorganisms under 150-200 % moisture levels. But below this (<150 %) moisture level, the development of acidity was also influenced by chemical reactions which was more pronounced with the lapse of time (32-weeks). In all the situations, the presence of rainfall and groundwater were found to induce the development of soil acidity.

Conclusion: Based on these laboratory column-leaching experiments, it can be concluded that at about 150 % of soil moisture, the development acidity was mainly related to the activities of soil microorganisms, while below 150 %, the acute development of acidity (pH 3-4) was dependent on the length of oxidation and activities of soil microorganisms. The presence of rainfall and groundwater were found to induce the development of soil acidity, suggesting that soil moisture has a prominent role in the development of soil acidity as well as to control the activity of soil microorganisms.

References: ADACHI, T., Y. MATSUMOTO AND T. HARA (1992): Process of acid sulfate soil formation from the viewpoint of moisture conditions on coastal muddy soil. *Trans. JSIDRE*, 162, 89-96. - AD HOC COMMISSION OF SECOND INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ACID SULFATE SOILS IN BANGKOK, (1981): Specific conclusions and recommendations. In *Proc. Bangkok Symp. Acid Sulfate Soils*. Ed. H. Dost and N. Van Breemen, p. 9-11. ILRI Publ. 31, Wageningen, The Netherlands. - BROADBRIDGE, P., J.H. KNIGHT AND C. ROGERS (1988): Constant rate rainfall infiltration in a bounded profile; solutions of a nonlinear model. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 1526-1533. - DENT, D. (1986): Acid sulfate soils; a baseline for research and development, p. 58. ILRI Publ. 39, Wageningen, The Netherlands. - KLUTE, A. (1986): *Methods of Soil Analysis*. Agron. Series 9. Am. Soc. Agron. Publ., Madison, WI, USA.

Untersuchungen zum Einfluß des s-Triazins Terbutylazin auf die biologische Aktivität des Bodens

von

Klimanek, E.-M.

Terbutylazin wird als Nachfolgeprodukt für Atrazin im Maisanbau verwendet. Im Rahmen des AGF-Verbundes "Boden" wurde im Teilprojekt "Bioabbau und Bioverfügbarkeit von organischen Schadstoffen im Boden" das Umsetzungsverhalten von Terbutylazin in Abhängigkeit von der Bodenart und dem Humusgehalt des Bodens sowie seine Wirkung auf bodenbiologische Parameter unter definierten Laborbedingungen geprüft.

Material und Methoden

Böden:

- Löß-Schwarzerde mit unterschiedlichem C-Niveau (Statischer Düngungsversuch)

• 2,49 % Ct (300dt Stalldung/ ha+ NPK)

• 1,90 % Ct (+ NPK)

• 1,64 % Ct (ohne Düngung)

- Tieflehm-Fahlerde (Ausgleichsfläche)

• 0,61 % Ct

Herbizid: Terbutylazin als reiner Wirkstoff und in Form des "Gardoprim" in den Aufwandmengen 5, 10 und 20 ppm.

Untersuchte Parameter:

• Bodenatmung (Langzeitinkubation von 100 Tagen)

• Mikrobielle Biomasse nach der SIR- Methode (Substrat-Induzierte-Respiration)

• Enzymaktivitäten (Dehydrogenase, Alkalische Phosphatase, β -Glucosidase)

• Nitrifikation

• Toxizität mit Hilfe des Leuchtbakterientestes nach LANGE

Ergebnisse

Die Untersuchungsergebnisse bei einer Aufwandmenge von 5 ppm Terbutylazin zu zwei Bodenarten mit unterschiedlichem C-Niveau (Tab.1) zeigten eine deutlich geringere CO₂-Freisetzung auf den Prüfgliedern 1 und 4. Die ungedüngte Variante (3) ließ dagegen eine leichte Erhöhung der Bodenatmung erkennen. Möglicherweise wird auf der humusarmen Schwarzerdevariante das Terbutylazin als "Nährstoff" veratmet oder wirkt stimulierend auf die Atmung, während auf den gut versorgten Prüfgliedern ein großer Teil des Terbutylazins an die Humuskomplexe gebunden wird, wie Ergebnisse anderer Autoren aussagen (DOUS-

SET et al., 1994; DÖRFLER et al. 1994; SCHEUNERT et al. 1992; SCHROLL et al. 1992). Bei der Tieflehm-Fahlerde war dagegen ein deutlicher Rückgang der Bodenatmung nachzuweisen. Eine hemmende Wirkung des Terbutylazin auf die Atmung käme hier in Betracht. Der Einsatz erhöhter Aufwandmengen von 10 und 20 ppm zu Lößschwarzerde (Ct=2,49%) ließ keine eindeutige Wirkung auf die CO₂-Freisetzung erkennen, wie die Kurvenverläufe in Abb.1 zeigen. Eine leichten Verminderung der CO₂-Freisetzung war beim Einsatz von 10 ppm Terbutylzin nach dem 30. Inkubationstag bis zum Versuchsende festzustellen. Aber auch hier sind die Differenzen unbedeutend.

Tabelle 1: Einfluß von Terbutylazin auf die Bodenatmung von Schwarzerde und Tieflehm-Fahlerde* in Abhängigkeit vom C-Gehalt des Bodens nach einer Inkubationszeit von 140 Tagen bei 25 °C und 60% WK max (Aufwandmenge 5ppm)

Prüfgl.	Ct %	Boden ohne Zusatz	Boden mit Terbutylazin mg CO ₂ /100g Boden
1.	2,49	278,3	257,8
2.	1,90	189,7	189,4
3.	1,65	158,9	169,6
4.	0.61*	208,9	169,3

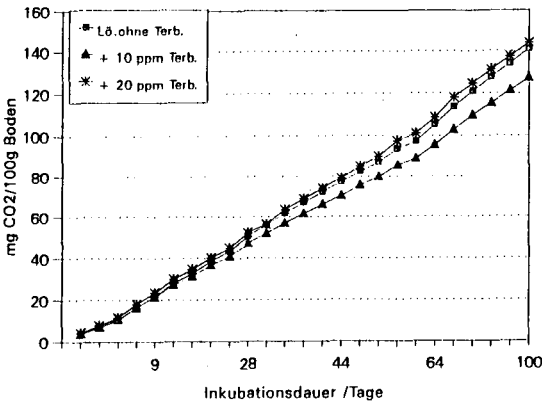


Abb. 1: Einfluß unterschiedlicher Aufwandmengen an Terbutylazin auf den Verlauf der Bodenatmung von Lößschwarzerde

Die während des Inkubationsverlaufes ermittelte mikrobielle Biomasse der Böden, die für Lößschwarzerde in Abb.2 dargestellt ist, läßt keine eindeutige Beeinflussung durch Terbutylazin erkennen. Die Biomasse-Gehalte waren auf den behandelten Prüfgliedern der Lößschwarzerde leicht erhöht oder vermindert. Bei der Tieflehm-Fahlerde konnte am 70. Tag ein leichter Rückgang der Biomasse bei Terbutylazinbehandlung registriert werden. Die geprüften Enzyme (Abb.3) zeigten ein ähnliches Verhalten wie die mikrobielle Biomasse. Es war keine eindeutige Wirkung der Terbutylazin-Behandlung nachzuweisen. Im-

Inkubationsverlauf traten sporadisch sowohl leichte Erhöhungen, als auch Verminderungen der Aktivitäten auf.

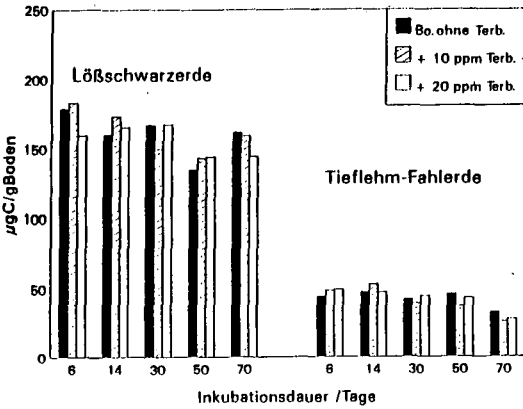


Abb. 2: Einfluß der Terbutylazinbehandlung auf die mikrobielle Biomasse

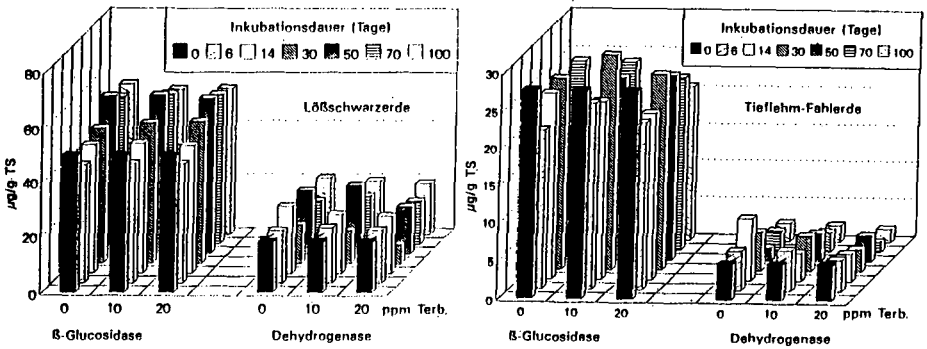


Abb. 3: Einfluß von Terbutylazin auf die Enzymaktivitäten β-Glucosidase und alkalische Phosphatase

Zu den genannten Terminen wurde der N_{an} -Gehalt des Bodens untersucht. Wie die in Abb. 4 dargestellten Ergebnisse zeigen, stieg der N_{an} -Gehalt im Verlaufe der Inkubation auf allen Prüfgliedern an. In Lössschwarzerde unterschieden sich die N_{an} -Mengen bis zum 14. Inkubationstag auf den Varianten ohne, 10 und 20 ppm Terbutylazin nicht. Vom 30.-70. Tag war dagegen ein deutlicher Anstieg des mineralischen N auf den mit Terbutylazin behandelten Prüfgliedern festzustellen. Am Ende der Versuchszeit lagen die Werte wieder unter denen ohne Zugabe. In der Tieflehm-Fahlerde war dagegen keine eindeutige Tendenz zu erkennen. Die N_{an} -Werte befanden sich auf den mit Terbutylazin behandelten Prüfgliedern über oder unter denen der Vergleichsvariante.

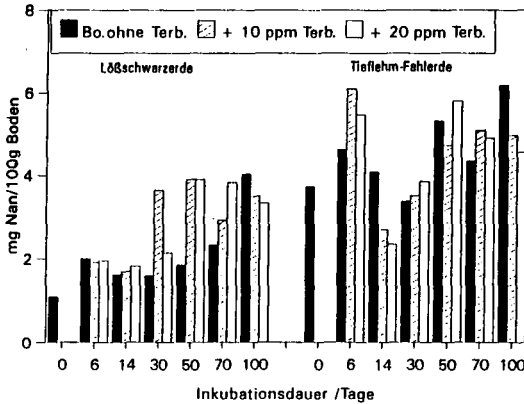


Abb. 4: Einfluß von Terbutylazin auf die Nitrifikation von Lössschwarzerde und Tieflehm-fahlerde

Mit Hilfe des Leuchtbakterientests nach LANGE sollten Aussagen über die Verfügbarkeit des Terbutylazins und damit über eine mögliche Toxizität getroffen werden. Die zu allen Terminen und an beiden Bodenarten durchgeführten Tests zeigten keine Beeinflussung der Leuchtfähigkeit der Bakterien.

Schlußfolgerungen:

- Die Abbaubarkeit von Terbutylazin über eine C-Mineralisierung scheint sehr gering zu sein. Ohne radioaktive Tracer ist die Herkunft des bei der Biomineralisierung freigesetzten C als CO₂ nicht nachzuweisen. Ergebnisse von SCHEUNERT et al. (1992), DÖRF- LER et al. (1994) weisen eine Biomineralisierung von 3-5% mit Hilfe radioaktiver Tracer nach.
- Durch den Einsatz von Terbutylazin war auch bei höheren Aufwandmengen keine negative Beeinflussung der mikrobiellen Biomasse und der Enzymaktivitäten Dehydrogenase, alkalische Phosphatase und β -Glucosidase nachzuweisen.
- Auf die Nitrifikation könnte Terbutylazin in Lössschwarzerde zeitweise stimulierend gewirkt haben.
- Die Akkumulation des Terbutylazins im Boden und die Bildung von Metaboliten ist weitaus höher als seine Mineralisierung zu CO₂.

Literatur

- Dousset, S.; Mouvet, C.; Schiavon, M. 1994: Sorption of terbutylazine and atrazine in relation to the physico-chemical properties of three soils. *Chemosphere*, Vol. 28, No.3, S. 467-476
- Dörfler, U.; Schroll, R.; Scheunert, I. 1994: Aufklärung der Vorgänge, die zum Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser führen, das für die Trinkwasserversorgung genutzt wird. *GSF-Bericht* 19/1994, S1-87
- Scheunert, I.; Schroll, R.; Dörfler, U. 1992: Fate of ¹⁴C-Terbutylazin in Outdoor Lysimeters. *BCPC MONO. No. 53, Lysimeter Studies of Pesticides in the soil*. S. 125-131
- Schroll, T.; Langenbach, G. Cao, Dörfler, P. et al. 1992: Fate of ¹⁴C-terbutylazin in soil-plant systems. *The Science of the Total Environment*, 123/124, S.377-389

Entwicklungstendenzen abiotischer und biotischer Bodenparameter in Brachesukzessionsstadien

von

Klose, S., G. Machulla und O. Rosche*

Problemstellung:

Die Agrarkrise in der Europäischen Union mit enormen Produktionsüberschüssen und Subventionen führte zur Stilllegung von Ackerflächen. So betrug der Anteil Brachen an der gesamten Ackerfläche der neuen Bundesländer 1992 ca. 12,8%; die Tendenz ist steigend. Angesichts des zunehmenden Anteils von Brachen in der Landschaft stellt sich die Frage hinsichtlich Tempo und Richtung der Veränderungen auf diesen Flächen. Unerlässlich für die Entwicklung sowohl ökonomischer als auch ökologisch vertretbarer langfristig beständiger Landbewirtschaftungssysteme ist die Kenntnis der Auswirkungen von Flächenstilllegung und Brachebewirtschaftung auf die physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften, auf die biologische Aktivität und den Umsatz organischer Stoffe im Boden.

Das Ziel dieser Studie, die im Rahmen des vom BMFT/UFZ Leipzig-Halle geförderten Projektes „REGNAL“ (FA-Nr.: 70108-02-626) erfolgt, besteht in einer Erfassung von ausgewählten abiotischen Bodeneigenschaften und bestimmten Parametern der Struktur von Bodenorganismengemeinschaften auf Sukzessionen unterschiedlicher Acker- und Grünlandbrachen eines typischen Standortes im mitteldeutschen Schwarzerdegebiet und einer Beurteilung dieser Ergebnisse zusammen mit anderen naturräumlich - geographisch bedingten Sukzessionsfaktoren wie Klima und Biozönosestrukturen. Im Mittelpunkt der Untersuchungen steht ebenfalls die Frage nach dem Einfluß von Lage, historischen Faktoren und Managementmaßnahmen auf Tempo und Richtung der Sukzession.

Material und Methoden:

Untersuchungsgebiet: Der Standort Zöberitz befindet sich ca. 7 km nordwestlich des Ballungsraumes Halle inmitten einer intensiv genutzten Agrarlandschaft, so daß man die Untersuchungsfläche als isolierte Brache bezeichnen kann.

Boden: Braunschwarzerde (Bodenform: Decklößbraunschwarzerde über Schmelzwassersand), Ah-Horizont

Management:

Ackerbrache (ehemaliger Ackerstandort)

Grünlandbrache (ehemalige extensiv genutzte Mähwiese)

Ackerbrache, ungedüngt AU
Ackerbrache, gedüngt¹⁾ AD

Grünlandbrache, ungedüngt GU
Grünlandbrache, gedüngt¹⁾ GD

¹⁾ jährliche Minereraldüngung in Höhe von 40 kg P/ha und 100 kg K/ha im Herbst, 120 kg N/ha in 2 Gaben im Frühjahr

* Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Weidenplan 14, 06108 Halle

Parameter:

Korngrößenzusammensetzung (KÖHN-Apparatur), Trockenrohddichte (Stechzylinder und Wägewerfahren), Porenvolumen (berechnet), pH-Wert (in CaCl_2), C_1 -Gehalt (trockene Oxidation nach LADEMANN), N_1 -Gehalt (KJELDAHL), CaCO_3 -Gehalt (Zerstörung mit 10 % H_3PO_4), P- und K-Gehalte (DL-Extraktion), Mikrobielle Biomasse (CFE-Methode nach VANCE et.al 1987), Erfassung von Colembolen (MACFADYEN-High Gradient-Extraktion)

Ergebnisse:

Die Ergebnisse der bodenphysikalischen Untersuchungen (Abb. 1) auf dem Braunschwarzerstandort zeigten nach 7-jähriger Brache eine Reduzierung der Trockenrohddichte (RT) von 1,63 g/cm^3 im 1. Brachejahr auf 1,4 g/cm^3 (Mittel der Acker- und Grünlandbrachen) im 7. Jahr. Die Grünlandbrachen wiesen durchschnittlich höhere Lagerungsdichten auf ($\text{RT} = 1,56 \text{ g/cm}^3$) als die Ackerbrachen ($\text{RT} = 1,37 \text{ g/cm}^3$), was als Ergebnis der historischen Flächennutzung zu sehen ist. Zwischen der Entwicklung der RT und dem Porenvolumen (PV) besteht ein umgekehrt proportionaler Zusammenhang, d. h. eine Abnahme der RT spiegelt sich in einer Zunahme des PV wider. Im Verlauf der 7-jährigen Brache konnte eine Vergrößerung des Hohlraumvolumens des Bodens von ca. 40 % auf 45 % beobachtet werden. Da RT und PV den Luft- und Wasserhaushalt des Bodens stark beeinflussen, dürften sich die genannten Veränderungen auch auf die Gemeinschaft der Bodenmikroorganismen und ihre Aktivitäten auswirken.

Die Ursachen für die genannten Veränderungen in der Bodenstruktur liegen in der während der Stilllegung erfolgten Humusanreicherung begründet, hier dargestellt anhand der Entwicklung des C_1 -Gehaltes des Bodens (Abb. 2). Die C_1 -Gehalte aller Varianten übertreffen 1993 (7. Brachejahr) die Gehalte von 1987. Auf den Ackerbrachen konnte für den genannten Zeitraum ein Anstieg des C_1 -Gehaltes um 16 % gefunden werden. Der Anstieg des C_1 -Gehaltes war auf den gedüngten Varianten AD und GD höher als auf den ungedüngten Parzellen. Auf AD und GD war auch das Pflanzenwachstum positiv beeinflusst, so daß die höheren C_1 -Gehalte in diesen Varianten wahrscheinlich auf höhere C - Einträge in den Boden über Pflanzenrückstände und Wurzelexudate zurückzuführen sind.

Die N-, P- und K-Gehalte im Ap-Horizont der gedüngten Parzellen liegen nach 7-jähriger Brachlegung im Bereich der mittleren Gehalte von Schwarzerdeböden (Tab. 1). Eine Ausnahme bildet die Variante GD, in der eine deutliche Nährstoffakkumulation v. a. von P und K in der Krume erfolgte. Eine mögliche Erklärung dafür ist wiederum in der Vegetationsentwicklung auf den unterschiedlich behandelten Flächen zu sehen. Die pflanzliche Biomasseproduktion war auf den gedüngten Varianten höher als auf den ungedüngten und auf AD höher als auf GD. Eine Akkumulation der gedüngten Nährstoffe im Boden erfolgte auf der Ackerbrache vermutlich aus dem Grund nicht, weil diese zur höheren Phytomassebildung auf dieser Parzelle beigetragen haben.

Die Entwicklung der Bodenreaktion auf diesem mäßig sauren Standort verlief in Richtung einer Abnahme um durchschnittlich 0,3 bis 0,5 pH-Einheiten vom 1. bis zum 7. Jahr nach der Flächenstilllegung. Diese Veränderungen sind auf dem pufferungsstarkem Lößstandort jedoch kaum von Bedeutung, da sie im Bereich der periodischen pH-Wert-Jahresschwankungen liegen (GERTH, 1991). Arme Sandstandorte hingegen reagieren sehr sensibel auf das Fehlen von Kulturmaßnahmen mit einem deutlichen Absinken des pH-Wertes (HARTMANN und LORENZ, 1994).

Der Gehalt an mikrobieller Biomasse (C_{mic}) eines Bodens mit unterschiedlichem Management folgt nach BEESE (1994) stets dem Gehalt an organischer Substanz. In unseren Untersuchungen war sowohl ein Einfluß des Trophiegrades (Nährstoffgehalte) als auch der historischen Nutzung der Flächen zu erkennen (Abb. 3). Aufgrund des positiven Düngungseinfluß auf die Vegetation und Humusakkumulation konnten in AD und GD auch höhere C_{mic} -Gehalte gefunden werden.

Die, bedingt durch eine geringere RT und ein höheres PV, relativ lockeren Ackerbrachen wiesen höhere mikrobielle Biomassen auf als die vergleichbaren Grünlandbrachen.

Verglichen mit einer bewirtschafteten Ackerfläche, weisen die Collembolenzöosen der Brachefläche in Zöberitz neben einer höheren Artenzahl auch eine gleichmäßigere Verteilung der Individuen auf die Arten auf. Einige der im Verlaufe der Sukzession eingewanderten Arten sind im 7. Jahr nach der Flächenstilllegung zu den dominanten zu rechnen.

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen:

Das Subökosystem Boden reagiert langsamer als andere Ökosystemkompartimente auf sukzessionsbedingte Veränderungen. Nach 7 Jahren Brache konnte jedoch schon folgende Entwicklung von abiotischen und biotischen Bodenparametern beobachtet werden:

1. eine Abnahme der Trockenrohdichte und eine Vergrößerung des Hohlraumvolumens des Bodens,
2. eine Zunahme des Gehaltes an organischer Bodensubstanz,
3. eine unbedeutende Beeinflussung des pH-Wertes auf diesen pufferungsstarken Lößböden,
4. ein enger Zusammenhang zwischen der Entwicklung abiotischer Bodenparameter und der Mikroorganismengemeinschaft in Brachen, besonders zwischen dem Ct-Gehalt des Bodens und seinem Gehalt an mikrobieller Biomasse,
5. eine Veränderung der Arten- und Dominanzstruktur bei Collembolenzöosen
6. eine Beeinflussung von Geschwindigkeit und Verlauf der Sukzession durch historische Faktoren und Düngungsmaßnahmen.

Literatur:

- BECK, TH. (1990): Einfluß langjähriger Bewirtschaftungsweise auf bodenmikrobiologische Eigenschaften. KALI-Briefe (Büntehof), 20 (1), 17-29
- BECK, TH., H. BOCHERT und P. CAPRIEL (1990): Beziehungen zwischen Aggregatstabilität, mikrobieller Biomasse und einer aliphatischen Fraktion der organischen Substanz von landwirtschaftlich genutzten Böden. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 62, 15-18
- BEESE, F., A. HARTMANN, TH. BECK, R. RACKWITZ and L. ZELLES (1994): Microbial community structure and activity in agricultural soils under different management. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 157, 187-195
- BORCHERT, T. und TH. BECK (1985): Bodenphysikalische, -chemische und -biologische Vergleichsuntersuchungen auf konventionell und alternativ bewirtschafteten Betriebsschlägen. VDLUFA-Schriftenreihe 16, Kongreßband, 287-293
- BROLL, G. (1991): The effects of set-aside on the decline of organic matter in the example of an grassland fallow. Verhandl. Gesellsch. für Ökologie, 19, 105-114
- FREDE, H.-G., R. BEISECKER und S. GÄTH (1994): Long-term impacts of tillage on the soil ecosystem. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 157, 197-203
- GERTH, H.-P. (1991): Erfassung des pH-Wertes in Boden und Niederschlag an ausgewählten Standorten in Halle/Saale. Wiss. Z. Univ. Halle XXXX '91 M., 6, 41-46
- HARTMANN, K. - J. und S. LORENZ (1994): Abschätzung zur Entwicklung der pH-Werte Brandenburger Böden infolge von Flächenstilllegungen. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 74, 185-188
- Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1992, Bericht der EG-Kommission, Landwirtschaftsverlag, GmbH Münster-Hiltrup, 407

Tab.1: Entwicklung der Nährstoffgehalte im Verlauf der 7-jährigen Brachelegung

Varianten	N _i in ppm	P K	
		in mg / 100 g	
1987			
AU	1200,00	6,65	5,22
GU	1325,00	6,19	5,20
1993			
AU	1435,35	4,90	8,91
AD	1379,85	6,25	9,57
GU	1873,05	5,30	14,92
GD	1939,40	12,38	35,04
Mittlere Gehalte in Schwarzerdeböden	1200 - 2500	4,0 - 6,5	13 - 21

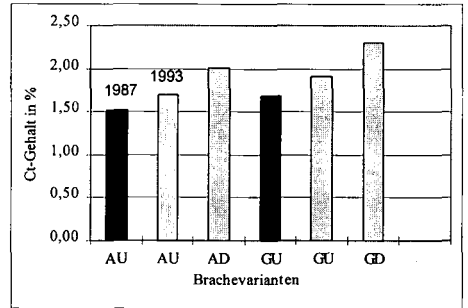
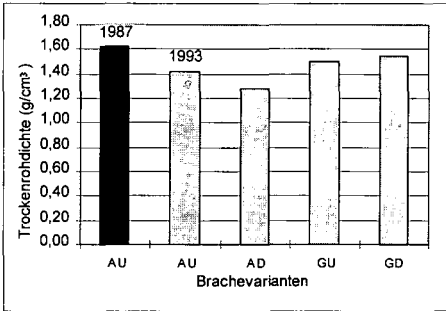


Abb. 1: Entwicklung der Trockenrohdichte nach 7-jähriger Flächenstilllegung

Abb. 2: Entwicklung des C₁ - Gehaltes nach 7-jähriger Flächenstilllegung

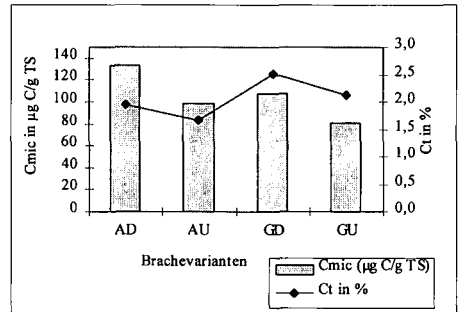
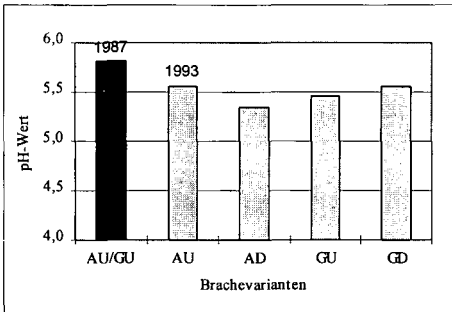


Abb. 3: Entwicklung des pH - Wertes nach 7-jähriger Flächenstilllegung

Abb. 4: Mikrobielle Biomasse im Vergleich zum C₁ - Gehalt des Bodens im 7. Brachejahr

Legende: AU Ackerbrache, ungedüngt
 AD Ackerbrache, gedüngt
 GU Grünlandbrache, ungedüngt
 GD Grünlandbrache, gedüngt

Zur Sukzession edaphischer Raubmilben (Gamasina)

von

Koehler, H.

Einleitung

Die Theorie der Sukzession wurde von Vegetationskudlern im wesentlichen in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts angelegt (Clements 1916) und hat seitdem zahlreiche Modifikationen erfahren, die ebenfalls überwiegend auf Beobachtungen der Entwicklung der Phytozönose beruhen (Connell & Slatyer 1977). Demgegenüber sind Studien über die Sukzession der Zoozönose weit in der Minderzahl.

Obwohl Sukzession als ökosystemarer Prozess definiert ist (Odum 1971), wurde die Rolle der Tiere hierbei meist als gering eingeschätzt (Bradshaw 1983). Whelan (1989), Koehler & Born (1989) u. a. belegen jedoch erhebliche gegen- bzw. einseitige Beeinflussungen der Sukzession durch Interaktionen von Pflanzen und Tieren.

In einem 1980 begonnenen Freilandexperiment (Koehler 1991a) wird die Sukzession des gesamten Systems durch experimentelle Beeinflussung der Phytozönose (Grasansaat, regelmäßige Mahd) gelenkt. Trotz dieses experimentellen Charakters ist der Forschungsansatz jedoch nicht geeignet, kausale Zusammenhänge der die Sukzession steuernden Prozesse befriedigend zu klären. Die langfristige, synchrone Beschreibung der Entwicklung von Experimental- und unbeeinflusster Variante gibt Aufschluß über Sukzessionsabläufe und deren Variabilität (Koehler 1991b) und ist Grundlage für Hypothesen für weitere Forschungen.

Mit dem vorliegenden kurzen Beitrag kann lediglich ein ausschnittartiger Einblick in die Sukzession der Raubmilben-Taxozönose (Gamasina) gegeben werden. Die Raubmilben sind eine relativ homogene Phago-Taxozönose. Ihr werden gute indikatorische Eigenschaften zugeschrieben, die u. a. mit ihrer Stellung im oberen Bereich der Nahrungspyramide begründet werden (Karg 1978).

Probeflächen, Material und Methoden

Die Bodenabdeckung der Siedenburg'schen Bauschuttdeponie (Bremen Walle) wurde Anfang 1980 planiert (Sukzessionsfläche SUK). Ein Teil des Areal wurde gefräst, mit Landschaftsrasenmischung eingesät und regelmäßig gemäht (rekultivierte Fläche REK). Der Boden ist ein lehmiger Sand. Die Beschreibung der Vegetationsentwicklung der ersten 3 Jahre erfolgte durch Müller (Details in Weidemann et al. 1988).

Mit einem Probenstecher wurden in vierteljährlichem Abstand von 1980 bis 1988 Bodenzylinder von 25 cm² aus 0-12 cm Tiefe entnommen (n = 4-12). Für die dynamische Extraktion wurden die Bodenkerne in 0-4, 4-8, 8-12cm unterteilt (Extraktionsgerät: MacFadyen Canister Typ, Extraktion: 10 Tage bei Temperaturerhöhung 5 K/d, Endtemperatur Probenunterseite mindestens 45°C). Die Ermittlung der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte der Bohrkern erfolgte mit Analyseautomaten (LECO RC 412, LECO FP 428).

Die Gamasina wurden im wesentlichen nach Karg (1993) bestimmt. Die alte Auflage (Karg 1971) wurde für die ökologische Charakterisierung (bisherige Fundorte, Feuchtepräferenz, Stratenpräferenz) herangezogen.

Die Ergebnisse werden für 0-12cm Bodentiefe dargestellt.

Ergebnisse

Die Sukzession der Phytozönose beginnt auf beiden Varianten (REK und SUK) innerhalb des ersten Monats (Frühjahr 1980). Der Vegetationsschluß erfolgt auf REK rascher als auf SUK. Vollständige Deckung wird erst nach einem Jahr erreicht. Auf der Sukzessionsfläche entwickelt sich eine ausgeprägte Hochstaudenflur, auf der Rekultivierungsfläche ein Landschaftsrasen. Die unterschiedlichen Sproßarchitekturen von Ruderal- und Rasenvegetation beeinflussen das Mikroklima. Die tiefe, lokalisierte Durchwurzelung auf SUK schafft im Gegensatz zum Wurzelfilz der Gramineen auf REK einen stark abweichenden Lebensraum für die Bodentiere, der auch Qualität und Quantität der Nahrung betrifft.

Der Kohlenstoffgehalt (% Trockenmasse) steigt von 1.8 auf 2.5% auf SUK bzw. auf 2.8% auf REK. Die entsprechenden N Gehalte betragen 0.13 und 0.17 bzw. 0.20%. Die Standardfehler liegen für beide Kennwerte zwischen 5 und 25%. Die zeitlichen Schwankungen sind relativ gering. Der aktuelle Wassergehalt bewegt sich zwischen 30 und 15% (Trockenmasse), in heißen Sommern auch darunter.

Die Gamasina erreichen mit 12 Tsd. Ind./m² ihre bislang höchste Siedlungsdichte bereits im Spätherbst 1980 (REK). Die Abundanzen unterliegen im Zeitverlauf starken Schwankungen, die auf REK und SUK nicht synchron sind und nicht mit aktuellen Witterungsereignissen in Zusammenhang zu bringen sind.

Innerhalb des Untersuchungszeitraumes wurden auf den beiden Flächen 52 Arten nachgewiesen. Die Arten sind überwiegend von Acker- und Wiesenstandorten beschrieben worden. Die Feuchtepräferenz (nach Karg 1971) liegt bei ca. 70% der Arten im mäßig feuchten bis feuchten Bereich. Für 13% der Arten werden nasse Fundorte angegeben, für nur 3% trockene. Für die verbleibenden 13% kann nach den bisherigen Funden keine Vorliebe festgestellt werden. Die Bildung von Gilden nach Bewohnern der Kraut- und Streuschicht, der Bodenoberfläche (epedaphisch), des oberen Bodenbereichs (hemiedaphisch) und der Bodenporen (euedaphisch) ergibt, daß die Arten sich auf diese Gruppen zu jeweils ca. 40%, 25%, 15% und 20% aufteilen. Die zeitliche Dynamik ist in Abb. 1 dargestellt. Die Besiedlung der beiden Varianten durch die Gilden weicht deutlich voneinander ab. Auf REK erfolgt ab 1981 eine zunehmende Besiedlung durch als hemiedaphisch und auf SUK durch als epiedaphisch charakterisierte Arten.

Diskussion

Längerfristige Sukzessionsstudien müssen i.d.R. auf den Vergleich unterschiedlich alter, nicht synchronisierter Standorte zurückgreifen (Dunger 1989, 1991), was den Einblick in das Sukzessionsgeschehen trübt (Parr 1978). Bei dem hier vorgestellten Ansatz werden hingegen zwei Varianten synchron seit 1980 beprobt, wodurch ein unmittelbarer Vergleich möglich wird. Daten über Siedlungsdichten sind auf Grund der naturgegebenen Aggregation der Tiere und wegen des begrenzten bearbeitbaren Stichprobenumfangs mit sehr hohen Standardfehlern behaftet, wohingegen Aussagen über den Artenbesatz besser absicherbar sind (Ekschmitt 1993). Daher werden hier qualitative Aspekte in den Vordergrund gestellt. Die vorgenommene Reduktion der Artenvielfalt auf nur 4 Gilden ist eine starke Vereinfachung, erlaubt aber einen Einblick in die Besiedlungsdynamik der jeweiligen Straten. Durch Hinzuziehen von Literaturdaten (Karg 1971) wurde der Zirkelschluß vermieden, die Zugehörigkeit der Arten zu den drei Bodentiefen 0-4, 4-8 und 8-12cm Tiefe als Ordnungskriterium zu nutzen. Die nachgewiesene Zusammensetzung der Taxozönose entspricht insofern den Erwartungen in die

Anfangsphase einer Sukzession, indem zumindest während der ersten Jahre überwiegend als Acker- oder sogar Pionierarten beschriebene Gamasinen gefunden wurden. Eine weitergehende Charakterisierung erscheint jedoch zunächst schwierig. Die Bodenkennwerte stehen in keinem Zusammenhang mit der Dynamik der Bodentierarten und der Ausbildung der Taxozöosen. Das ausschließliche Auftreten euedaphischer Raubmilben zu Beginn der Sukzession ist mit den "harten" mikroklimatischen Verhältnissen der vegetationsarmen Flächen zu erklären, die besonders die Bodenoberfläche treffen (Schriefer 1984). Doch auch ein weitgehender Vegetationsschluß verändert die Situation nur langsam, insbesondere auf SUK. Auch hätte die anfängliche Bodenlockerung auf REK durch das die Ansaat vorbereitende Fräsen eine stärkere Initialbesiedlung durch größere hemiedaphische Arten erwarten lassen.

Schon der sehr komprimierte Einblick in das Sukzessionsgeschehen der beiden Varianten zeigt, daß Erklärungen für die an einem kleinen Ausschnitt des Ökosystems beobachteten Phänomene meist nicht in direkten Zusammenhängen mit Bodenkenngrößen, Mikroklima, Bodenverdichtung zu finden sind. Die Differenzierung der Taxozöosen der Gamasina auf REK und SUK steht vielmehr im Zusammenhang mit der Biologie der Arten (Verbreitungsfähigkeit, Fortpflanzungsstrategie) und mit nur schwer zugänglichen qualitativen Gegebenheiten des Lebensraumes, die durch die Vegetation und andere biotische Umweltparameter bedingt sein mögen. Die vorgelegte Erörterung der Beobachtungen zeigt, daß zum Verständnis von Sukzessionsprozessen die Interaktionen der Lebewesen im Zentrum der Forschungen stehen müssen, ein Vorhaben, welches bei der Komplexität der ökosystemaren Zusammenhänge interdisziplinäre Langzeitforschung erfordert.

Dank

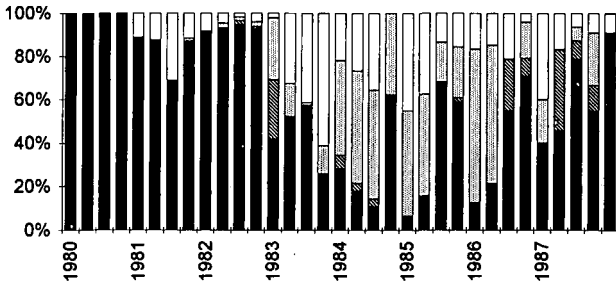
Herr M. Kesper (AG Prof. Krieter) unterstützte die bodenkundlichen Analysen mit großem Engagement und Wissen.

Literatur

- Bradshaw, A.D., 1983: The reconstruction of ecosystems. *J. of appl. Ecol.* 20: 1-17.
- Clements, F.E., 1916: Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Inst. Wash. Publ. 242: 1-512.
- Connell, J. & R.O. Slatyer, 1977: Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability. *Amer. Natur.* 111: 1119-1144.
- Dunger, W., 1989: The return of soil fauna to coal mined areas in the German Democratic Republic. In : J.D. Majer, *Animals in primary succession*, Cambridge Univ. Press, Cambridge etc.: 307-338.
- Dunger, W., 1991: Zur Primärsukzession humiphager Tiergruppen auf Bergbauflächen. *Zool. Jb. Syst.* 118: 423-447.
- Ekschmitt, K., 1993: Über die räumliche Verteilung von Bodentieren. Diss. Univ. Bremen, FB2.
- Karg, W. 1968: Bodenbiologische Untersuchungen über die Eignung von Milben, insbesondere von parasitiformen Raubmilben als Indikatoren. *Pedobiologia* 8: 30-49.
- Karg, W., 1971 (2. Aufl. 1993): Die freilebenden Gamasina (Gamasides), Raubmilben. Die Tierwelt Deutschlands, 59. Teil, Fischer, Jena: 475 S.
- Koehler, H. & H. Born, 1989: The influence of vegetation structure on the development of soil mesofauna. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 27: 253-269.

- Koehler, H., 1991a: A five year study on the secondary succession of Gamasina on a ruderal site: the influence of recultivation. In: Dusbabek, F. & V. Bukva (eds.): Modern Acarology, Academia, Prag & SPB Acad. Publ., The Hague: 373-383.
- Koehler, H., 1991b: Zur Reproduzierbarkeit von Befunden zur Entwicklung der Bodenmikroarthropoden während der Anfangsphase von Sekundärsukzessionen. Verh. Ges. Ökol. (Osnabrück 1989) 19,3: 99-104.
- Odum, E.P., 1971: Fundamentals of Ecology. Saunders, Philadelphia etc.: 574 pp.
- Parr, T.W., 1978: An analysis of soil microarthropod succession. Sc. Proc. R. Dublin Soc., Ser. A, 6: 185-196.
- Schriever, T., 1984: Der Zusammenhang von Bodenatmung, Wasserhaushalt und Mikroklima während der Anfangsphase der sekundären Sukzession. Diss. Univ. Bremen, FB2.
- Weidemann, G., K. Mathes & H. Koehler, 1988: Bezugsökosystem Ödland unter Pestizid-Belastung. KfA Jülich, Jül-Spez-439: 7-222.
- Whelan, R.J., 1989: Influence of fauna on plant species composition. In: J.D. Majer, Animals in primary succession, Cambridge Univ. Press, Cambridge etc.: 107-142.

Rasenfläche REK



Sukzessionsfläche SUK

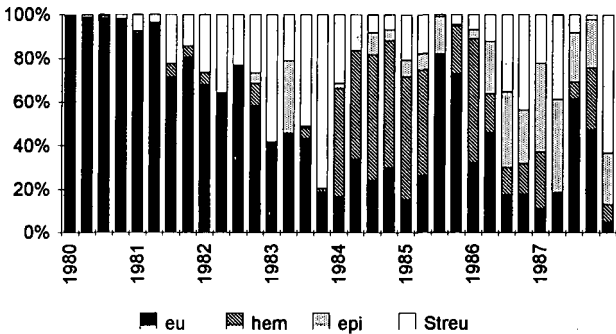


Abb. 1: Stratenpräferenz nach Karg (1971);
eu = eu-, hem= hemi-, epi= epiedaphisch, Streu= Kraut- u. Streuschicht

Konstruktion einer Versuchsanlage zur Untersuchung der Freisetzung von Spurengasen aus Boden- Kompostsubstraten

von

Leifeld, J., S. Siebert und I. Kögel-Knabner

Einleitung

Um quantitative Aussagen über die bei der Mineralisierung und Humifizierung von Komposten nach der Ausbringung auf Böden stattfindenden Gasfreisetzungen machen zu können, wurde eine Versuchsanlage aus Mikrokosmen konzipiert. Bei der Anwendung und Umsetzung von Bioabfallkomposten in der Landwirtschaft spielen umweltrelevante Spurengase wie CO_2 und N_2O eine Rolle.

Ein entsprechender Versuchsaufbau stößt schnell an finanzielle Grenzen, die entweder den Versuchsumfang (Anzahl der Varianten) oder die Laufzeit erheblich einschränken. In der Arbeitsgruppe Bodenkunde und Bodenökologie des Geographischen Institutes der Ruhr- Universität Bochum ist eine kostengünstige Mikrokosmenanlage konstruiert worden, die zur Zeit mit 144 Einzelgefäßen unter verschiedenen Abbaubedingungen arbeitet. Im folgenden sollen Konzeption und Bau dieser Anlage beschrieben werden.

Anlagenkonstruktion

Für den Bau der Mikrokosmen wurde auf DIN-Kanalrohre aus PVC (wahlweise PE) mit einem Durchmesser von 200 mm zurückgegriffen. Jedes Gefäß ist nach unten durch eine verschweißte PVC-Kappe mit Wasserablaufstutzen verschlossen. Ein 30 mm über dem Boden angebrachter Kunststoffring dient als Auflage für eine Poroplast-Filterplatte (Fa. DURST Filtertechnik, Besigheim) mit $5\mu\text{m}$ Porung. Die Platte wird eingesetzt, um nach Wassersättigung sowohl einen Gasaustritt nach unten als auch einen Stauwasseranfall zu vermeiden. Gegen eine Verschlammung der Poren ist die Filterplatte mit Glaswolle abgedeckt. Darüber befindet sich eine 300 mm mächtige Bodensäule. Nach oben ist der Mikrokosmos durch einen passenden DIN-Steckdeckel verschlossen. Zum Abdichten des Systems werden eingefettete Gummiringe von Prüfsieben verwendet, da die vorgefertigten innenliegenden Dichtungen die Deckel zu fest verschließen. Die Dichtigkeit wurde in Probeläufen nachgewiesen. Der Deckel ist mit einem Plexiglasrohr und einem Elektromotor mit

Luftschaube ausgestattet. Zur Gasprobenentnahme wird das Plexiglasrohr mit einem Silikonseptum verschlossen.

Das Gesamtvolumen des Mikrokosmos` beträgt 13 Liter. Die Gasfreisetzung wird unter definierten Bedingungen in Klimakammern gemessen.

Die Ventilator konstruktion wurde in Anlehnung an WELL, R. (1993) entwickelt.

Die Kosten für ein Gefäß betragen DM 97,50,- plus DM 6,- für Motor und Luftschaube plus DM 13,20,- für die Filterplatte. Der Bau erfolgte durch eine ortsansässige Firma. Durch eigene Werkstattherstellung kann der Preis weiter gesenkt werden.

Meßtechnik

CO₂ und N₂O wird mit einem Gaschromatographen HEWLETT PACKARD 5890 Series II (WLD, gepackte Glassäule, Säulentemperatur 50°C, Detektor temperatur 110°C, Gasfluß 15ml/min He 5.0). Auf eine vollautomatische Probenentnahme mit kontinuierlicher Gasmessung wurde aus Kostengründen verzichtet. Daher ist eine diskontinuierliche Gasprobenentnahme entwickelt worden, die zufriedenstellende Ergebnisse liefert.

Als Probengefäße dienen mit Septen verschließbare 10-20 ml Glasvials, wahlweise mit Schraubkappe und Silikonseptum oder mit Bördekkappe und Buthylgummiseptum mit Teflonbeschichtung. Beide Varianten sind gasdicht; eine Probenlagerung mit reproduzierbaren Ergebnissen ist möglich. Die Vials werden vor der Probenentnahme mit einer Edwards-Vakuumpumpe durch eine Kanüle auf <25 mbar - in Abhängigkeit vom Außendruck - evakuiert. Das Vakuum hält mindestens zwei Stunden. Zur Probenentnahme werden die Lysimeter je nach Versuchsvariante für eine bestimmte Zeit verschlossen. Da CO₂ sich bodennah aufkonzentriert, ist vor dem Verschließen das kurze Herausdrücken der bodennahen Gasschicht mit einem Handpropeller unbedingt notwendig, um die jeweiligen Anfangsmeßwerte niedrig zu halten. Hohe Anfangsmeßwerte bedingen zu geringe Konzentrationsunterschiede zu Beginn und Ende der Messung im linearen Bereich. Vor der Entnahme wird der Innenpropeller für 20 sec. angeschlossen, um eine Durchmischung zu erreichen. Mittels einer zweiseitigen Einstichkanüle wird das Gas in die Vials überführt. Eine Probenentnahme benötigt 20 sec.. Die Druckdifferenzmessung des Vials erfolgt mit einem digitalen Einstichbarometer. Die Verschlusszeiten richten sich nach der Dauer der linearen Aufkonzentrierung der zu messenden Gase. Entsprechende Meßreihen zur Bestimmung der Linearität wurden in Vorversuchen gewonnen. Die Eingabe in den GC-Port erfolgt durch eine evakuierte Probenschleife mit einem definiertem Probenentnahmevervolumen. Die Evakuierungsvorrichtung für die Probenschleife wurde mit Elektronikbausteinen, Digitalbarometer und entsprechenden Ventilen selbst konstruiert. Die Meßzeit pro Probe

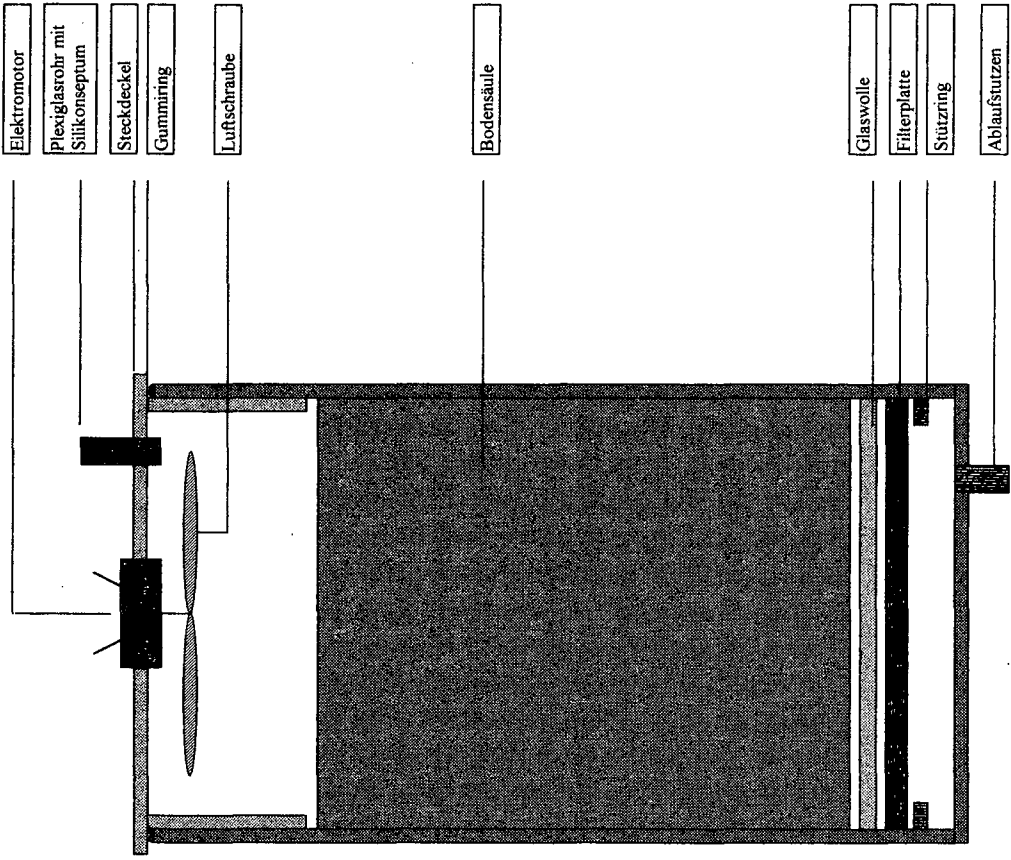


Abb. 1: Schematischer Aufbau des Mikrokosmos

beträgt 15 min. Bei großen Probenmengen ist die Einrichtung eines automatischen Probengebers zu empfehlen.

Die relative Standardabweichung der Proben liegt bei durchschnittlich 3%, bei den Kallibrationsgasmischungen bei 0,5%. Eine Probenlagerung ist mindestens fünf Tage möglich. Innerhalb der geforderten Reproduzierbarkeit können je Vial bis zu fünf Proben entnommen werden.

Fazit

Die aufgezeigte Versuchs- und Meßtechnik ist variabel handhabbar und ermöglicht umfangreiche Reihenuntersuchungen. Durch die diskontinuierliche Messung sind die Mikrokosmen nicht an einen Aufstellungsort gebunden. Die bisher ausgewerteten Meßreihen zeigen gut reproduzierbare Ergebnisse. Die Versuchsanlage stellt eine kostengünstige Alternative zum vollautomatisch gesteuerten Mikrokosmensystem (HANTSCHEL, R. E. et al. 1994) dar.

Danksagung

Die Autoren danken Herrn Dr. Hantschel und Herrn Dr. Flessa, GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit in Neuherberg und Herrn Dr. WELL, Universität Göttingen, für die beratende Hilfe bei der Konstruktion.

Literatur

- HANTSCHEL, E. R.; FLESSA, H. und BEESE, F. (1994): An Automated Microcosm System For Studying Soil Ecological Processes. Soil Sci. Soc. Am. J. 58: 401-404
- WELL, R. (1993): Messung der Denitrifikation in Böden: Vergleich der 15-N-Bilanzmethode und der 15-N-Gasfreisetzungsmethode. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 72: 649-652

Rhizobien als Bioindikatoren

von

Mayer, S. und B.-M. Wilke

Die verstärkte Belastung der Umwelt in den vergangenen Jahren hat zu einer Beeinträchtigung der mikrobiellen Aktivität und der Biomasse geführt (Harden et al., 1993; Domsch et al., 1983 u. a.). Um die Effekte auf die Mikroorganismen festzustellen, werden in der Regel Summenparameter wie Gesamtbiomasse und Gesamtaktivität erfaßt. Da der Ausfall von schadstoffsensitiven Arten leicht durch resistente Mikroorganismen ausgeglichen werden kann, ist das Verschwinden von bestimmten Organismen mit diesen Verfahren nicht feststellbar. Um dieses Manko auszuschalten, wurde in der vorliegenden Arbeit versucht eine Methode zu entwickeln, die mit Rhizobien als Bioindikatoren arbeitet. Domsch et al. (1983) bezeichnen die Rhizobien als sehr empfindliche Organismen. Bisher wurden die Knöllchenbakterien im allgemeinen über die Wirtspflanze isoliert. Dieses Verfahren ist aber sehr zeitaufwendig. Die vorliegende Methode bietet - neben einer verkürzten Meßzeit - eine aussagekräftige Ergänzung zu den bisher bestehenden Verfahren, die mit Summenparametern arbeiten.

Im folgenden wird anhand von drei Schadstoffen die Eignung dreier Rhizobienarten als Bioindikatoren überprüft bzw. dargestellt.

2. Material und Methoden

Boden

Für die Untersuchungen wurde der A_n-Horizont einer Parabraunerde unter Rasen im feldfrischen Zustand auf 2 mm gesiebt und die Wurzeln entfernt. Die Lagerung erfolgte bei 4° C im Dunkeln. 48 Stunden vor dem Start der Untersuchungen wurde der Boden bei Raumtemperatur akklimatisiert und der Wassergehalt auf 50 % WHC eingestellt.

Mikroorganismen

Vom Zentrum für Agrarlandschaft- und Landnutzungsforschung in Müncheberg wurden folgende Rhizobienarten bereitgestellt: *Rhizobium meliloti*, *Rhizobium leguminosarum* bv. *trifolii* und *Bradyrhizobium lupini*.

Selektion der antibiotikaresistenten Rhizobien

Um bei der Isolierung der Rhizobien das Wachstum anderer Bakterien oder Pilze auszuschließen, wurden in Vorversuchen die Rhizobienarten mit Hilfe steigender Antibiotikakonzentrationen auf eine sehr hohe Resistenz selektiert. Die Antibiotika werden hierfür steril filtriert (Sartorius, 0, 45 µm

Porendurchmesser) und dem noch flüssigen Medium (Hefe - Extrakt - Mannitol - Agar, nach Elkan & Bunn (1990)) bei ca. 45° C zugegeben. Mit den folgenden Konzentrationen konnte das Wachstum anderer Bakterien und Pilze erfolgreich unterdrückt werden:

Nalidixinsre:	80 µg / ml
Kanamycin:	18 µg / ml
Streptomycin:	80 µg / ml
Cycloheximid:	24 µg / ml

Schadstoffe

Als Schadstoffe kamen Kupfer, Cadmium und Benzo(a)pyren (BaP) in jeweils zwei Konzentrationen zum Einsatz; Kupfer in 50 und 400 mg / kg, Cadmium in 15 und 150 mg / kg, BaP in 5 und 50 mg / kg. Die Schwermetalle wurden in gelöster Form (als Salze) dem Boden zugesetzt. Die Kontrollansätze erfolgten mit Aqua dest.. Das wasserunlösliche BaP wurde in Aceton gelöst und damit 5 % der Bodenprobe (lufttrocken) kontaminiert. Über Nacht wurde das Aceton abgedampft und die Bodenprobe in den restlichen Boden eingemischt. Die Kontrolle bestand aus unbelastetem Boden, bei dem ein Äquivalent nur mit Aceton behandelt wurde.

Aus versuchstechnischen Gründen konnten die Schadstoffversuche nicht zusammen durchgeführt werden. Im Fall der Schwermetalle erfolgten die Messungen 40 Tage nach Schadstoffzugabe. Die Wirkung von BaP wurde sofort nach Zugabe, sowie nach 90 Tagen gemessen. Die Proben wurden während dieser Zeit bei 22° C im Dunkeln gelagert und der Feuchtigkeitsverlust regelmäßig ausgeglichen.

Einsatz und Isolierung der antibiotikaresistenten Rhizobien

Nach der Selektion auf hohe Antibiotikaresistenzen werden die kontaminierten Böden mit Rhizobienreinkulturen beimpft und für 5 Tage bei 28° C im Dunkeln inkubiert. Die Zugabe der Bakterien erfolgt als Suspension in Saline (0,9 %ige NaCl - Lösung). Anschließend wird mit Saline eine Bodensuspension im Verhältnis 1 : 2,5 hergestellt und schrittweise verdünnt. Mit einer geeigneten Verdünnungsstufe erfolgt dann die Beimpfung der antibiotikahaltigen Nährböden. Nach drei Tagen bei 28° C werden die Kolonien gezählt und aus dem Verhältnis der kontaminierten Proben und der unbelasteten Kontrolle die Wirkung des Schadstoffs ermittelt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Bei *Bradyrhizobium lupinii* und *Rhizobium meliloti* zeigte sich keine ausreichende Resistenz gegenüber den o. g. Antibiotika. Eine generell niedrige Resistenz kann daraus jedoch nicht geschlossen werden. Die Resistenz ist quantitativ und qualitativ durchaus unterschiedlich ausgeprägt, so daß sich bei anderen Antibiotika hohe Resistenzen zeigen können. Für die Schadstofftests wurde aus den o. g. Gründen nur *Rhizobium leguminosarum* *bv. trifolii* eingesetzt.

Da die Messungen zu unterschiedlichen Zeitpunkten stattfanden, werden die Ergebnisse der Schwermetall- und der BaP - Kontamination getrennt behandelt.

Wie aus Abb. 1 hervorgeht, reagieren die Rhizobien vor allem auf Kupfer sehr empfindlich. Obwohl die Kontamination bereits 40 Tage zurückliegt wird mit der hohen Belastungsstufe eine 95 % ige Reduktion der Population bewirkt. Selbst mit 50 mg / kg Kupfer wurde die Koloniezahl noch um 30 % verringert. Cadmium hatte allerdings nur in der niedrigen Konzentration eine hemmende Wirkung.

Bei 150 mg / kg Cadmium wurde eine signifikante Zunahme der Kolonien festgestellt. Dieser Effekt konnte in der vorliegenden Arbeit nicht geklärt werden. Hier müssen zusätzliche physiologische Untersuchungen durchgeführt werden. Deutlich wird aber dennoch die große Empfindlichkeit, mit der die Rhizobien bereits auf niedrige Schadstoffkonzentrationen reagieren.

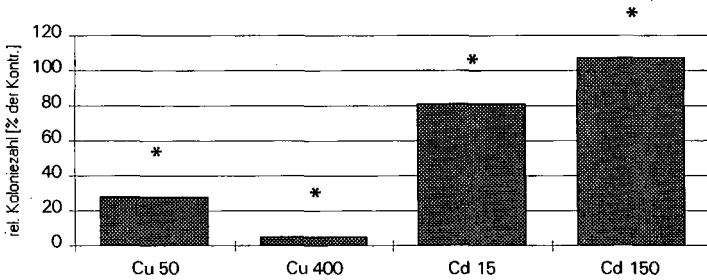


Abb. 1: Wirkung von Kupfer (50 u. 400 ppm) und Cadmium (14 u. 150 ppm) auf die relative Koloniezahl von *Rhizobium leguminosarum* bv. *trifolii* (40 Tage nach Schadstoffzugabe).

* signifikant verschieden von der Kontrolle ($\alpha = 0,05$, $n = 4$).

Die Wirkung von BaP nimmt mit der Zeit zu (s. Abb. 2). Während am ersten Tag nach Zugabe keine Abweichungen zur Kontrolle zu verzeichnen sind, können in den gealterten Proben deutliche Rückgänge in den Koloniezahlen beobachtet werden.

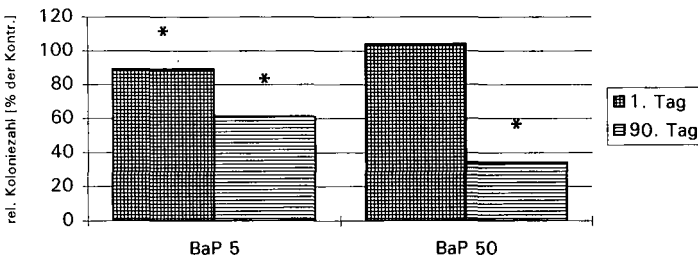


Abb. 2: Wirkung von 5 u. 50 mg BaP / kg auf die relative Koloniezahl von *Rhizobium leguminosarum* bv. *trifolii* am 1. und 90. Tag nach Schadstoffzugabe.

* signifikant verschieden von der Kontrolle ($\alpha = 0,05$, $n = 4$)

Die Zunahme der Schädigung kann wahrscheinlich auf die schlechte Verfügbarkeit des extrem hydrophoben Schadstoffs zurückgeführt werden. Untersuchungen von Mayer (1994) mit anderen mikrobiologischen Verfahren bestätigen diese Vermutung. Nach einer dreimonatigen Alterung reagierten die Rhizobien mit deutlichen Rückgängen auf das BaP. Selbst auf die relativ niedrige Konzentration von 5 ppm bewirkte bei den Bakterien eine fast 40 %ige Reduktion der Koloniezahlen. Fleischmann und Wilke (1991) konnten zeigen, daß z. B. in Straßennähe die BaP - Konzentrationen bereits 10 mg / kg betragen kann. Somit ist die Konzentration von 5 ppm BaP

durchaus umweltrelevant. Damit wird die hohe Empfindlichkeit, die sich bereits bei den Schwermetallversuchen gezeigt hat, auch anhand des organischen Schadstoffs deutlich. Die im Verhältnis zur niedrigen Belastungsstufe geringe Wirkung von 50 ppm BaP kann wahrscheinlich ebenfalls auf die geringe Verfügbarkeit des BaPs zurückgeführt werden. Welp und Brümmer (1992) haben auf die Bedeutung des löslichen organischen Kohlenstoffs (DOC) hingewiesen. Geht man davon aus, daß das DOC als Lösungsvermittler auftritt, so wird die Verfügbarkeit zu einem großen Teil durch dessen Gehalt bestimmt. Damit wird die Wirkung in erster Linie durch den DOC - Gehalt und nur in zweiter Linie durch die absolute Konzentration begrenzt.

Literatur

- Domsch, K. H., Jagnow, G., Anderson T. H. (1983): An ecological concept for the assessment of side-effects of agrochemicals on soil microorganisms. *Residue reviews* 86: 64 - 105.
- Elkan, G. H.; Bunn, C. R. (1990): The Rhizobia. Aus: *The prokaryotes, Sec. Ed., Vol III*, Eds. Balows, A; Trüper, H. G. Dworkin, M.; Harder, W.; Schleifer, K.-H.; Springer-Verlag, New York, Heidelberg
- Fleischmann, S., Wilke, B.-M. (1991): PAKs in Stadtböden. *Mittl. Dt. Bk. Ges.* 63: 99 -102.
- Harden, T., Jörgensen, R. G., Meyer, B. Wolters, V. (1993): Soil microbial biomass estimated by fumigation-extraction and substrate-induced respiration in two pesticide-treated soils. *Soil Biol. Biochem.* 25: 679 - 683.
- Mayer, S. (1994): Die Wirkung von Schadstoffen auf die mikrobielle Aktivität und die Biomasse - ein Methodenvergleich. Dipl. - Arbeit, TU Berlin, Inst. f. Landschaftsbau. 98 S..
- Tebaay, R. H., Welp, G., Brümmer, G. W., U. Neckar (1992): Untersuchungen zur mikrobiellen Toxizität sowie zur Adsorption und Löslichkeit von PAKs und PCBs in Böden. Hrsg.: Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forst in N.-W.. Aus: *Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten. Bd. 7 Beurteilung von PCBs und PAKs in Kulturböden.*

Auswirkungen von Flächenstillegungen auf die Populationsdynamik von Collembolen in einer ackerbaulich genutzten Braunerde

von

Mebes, K.-H. und J. Filser*

Einleitung und Fragestellung

Seit die ackerbauliche Praxis zunehmend auf niedrige Inputs und auf eine nachhaltige Bewirtschaftung abzielt, wird das Wissen über die Aktivitäten von Bodenorganismen zunehmend wichtig. Die Bodenfauna, deren Bedeutung im Ackerboden lange Zeit ignoriert wurde, wird inzwischen als wichtiger Regulationsfaktor für die im Boden ablaufenden Stoffwechselprozesse erkannt (CROSSLEY et al. 1989). Ihre Einflußnahme auf die Bodenbiozönose könnte helfen, die Effektivität der Nutzung von Pflanzennährstoffen zu verbessern (ELLIOTT & COLEMAN 1988). Gerade im zunehmend praktizierten integrierten Anbau und noch mehr bei biologisch-dynamischer Wirtschaftsweise leistet die Bodenfauna wegen des erhöhten Umsatzes von organischer Substanz einen entscheidenden Beitrag zum Gesamtumsatz im Ackerbau (BRUSSAARD 1988 a, b). Dabei kommt den Collembolen wegen ihrer Dominanz in Agrarökosystemen eine entscheidende Bedeutung zu: Durch das Abgrasen von Pilz- und Bakterienrasen haben sie einen starken Einfluß auf die Qualität der Mikroorganismengemeinschaft (selektiver Abweideeffekt) und tragen über ihre Ausscheidungen zu ihrer Verbreitung bei (VISSER 1985). Ein weiterer Effekt besteht in der regulierenden Wirkung der mikrobivoren Bodenfauna auf die streuzersetzenden Bakterien und Pilze. Durch den Fraß der Collembolen werden die Mikroorganismen in der für den Gesamtumsatz besonders günstigen Phase logarithmischen Wachstums, also unterhalb ihrer Kapazitätsgrenze, gehalten (DE RUITER et al. 1993; CLARHOLM 1985; COLEMAN et al. 1978, 1983; WOODS et al. 1982). Dies äußert sich in einer beschleunigten Mineralisierung von Stickstoff und Phosphor (DUNGER 1983).

Ziel unserer Untersuchung ist der Vergleich der Nahrungsnetze in einer Ackerfläche mit integriertem Anbau und einer Brachfläche, die direkt aneinander angrenzen. Dabei werden folgende Organismengruppen untersucht: Epigäische Raubarthropoden, Collembolen, Acari, Enchytraeiden, Nematoden, Lumbriciden, Protozoen, Bakterien und Pilze. Für die folgenden Ausführungen wurden beispielhaft die Collembolen ausgewählt, weil sie die Anforderungen an Indikatororganismen sehr gut erfüllen, (DUNGER 1983, FILSER et al. 1993) und sie als in Agrarökosystemen dominierende Tiergruppe einen starken Einfluß auf die Mineralisierung haben.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Versuchsflächen gehören zum Klostergut Scheyern (ca. 40 km nordwestlich von München) im oberbayerischen Tertiärhügelland, das seit 1990 für den Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM) für einen Zeitraum von 15 Jahren gepachtet ist. Im Herbst 1992 wurde eine

*) GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Bodenökologie, Postfach 1129, D- 85758 Oberschleißheim

Nutzungsumstellung der bis dahin konventionell bewirtschafteten Flächen vorgenommen: Eine der hier vorgestellten Flächen wurde stillgelegt, die andere, 100 m entfernte, wird seither integriert bewirtschaftet. Im wesentlichen bedeutet dies reduzierte Stickstoffdüngung, Einsatz von Gründüngung und weitgehenden Verzicht auf Bodenbearbeitung. 1993 wurde Weizen, 1994 Mais angebaut. Die wichtigsten Bodenkenngrößen sind Tabelle 1 zu entnehmen.

	Acker	Brache
Bodenform	Braunerde aus lehmiger Deckschicht (Fließerde) über sandiger Oberer Süßwassermolasse	Pseudovergleyter Kolluvisol aus lehmigen Abschwemmassen
Eigenschaften des Ap-Horizonts		
Mächtigkeit	0-26 cm	0-21 cm
org. Kohlenstoff g/kg	16.00	15.00
pH-Wert	6.40	6.10
Ton kg/kg	0.25	0.22
Schluff kg/kg	0.32	0.47
Feinsand kg/kg	0.16	0.13
Skelettanteil kg/kg	0.43	0.30
Sand kg/kg	0.11	0.02
Trockenraumdichte kg/l	1.49	1.32

Tab 1: Vergleich der Bodeneigenschaften im A_p-Horizont von Acker und Brache (SCHEINOST, mdl. Mitteilung).

Die Bodenproben wurden in ca. sechswöchigem Turnus mit einem Bohrstock (Durchmesser: 6,8 cm) genommen und in je vier Tiefenbereiche von 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 cm geteilt. Je Standort und Beprobungstermin wurden fünf Einstiche gemacht. Die Mesofauna wurde mit Hilfe einer modifizierten MacFadyen-High-Gradient-Apparatur extrahiert. Vor bzw. nach der Extraktion wurde das Feucht- bzw. das Trockengewicht der Proben bestimmt, und daraus der Wassergehalt berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Die hier gezeigten Ergebnisse beschränken sich auf die oberen 0-5 cm Bodentiefe, da hier nach bisherigem Auswertungsstand ca. 75% der Collembolen konzentriert sind. Im allgemeinen waren die Individuenzahlen der Collembolen im Acker sehr viel höher als in der Brache (Tab. 2). Dies könnte auf die bessere Nährstoffversorgung des Ackers in Folge von Düngung zurückzuführen sein (ANDREN 1984). Einige Arten überwiegen jedoch in der Brache: *Lepidocyrtus cyaneus*, *Isotomurus palustris*, *Isotomiella minor*, *Mesaphorura macrochaeta* und vor allem *Folsomia manolachei*, die bis auf einen Einzelfund im Acker ausschließlich in der Brache angetroffen wurde. Ausschließlich im Acker kamen die Arten *Folsomia quadrioculata* und *Folsomides parvulus* vor. Die deutlichen Präferenzen der beiden *Folsomia*-Arten zeigen, wie stark sich die ökologischen Ansprüche äußerlich sehr ähnlicher Arten unterscheiden können (Abb. 1).

Standort	Acker					Brache				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
<i>Folsomia quadrioculata</i>	13933 **	1762 **	6388 *	165	2258 *	0	0	0	0	0
<i>Isotoma notabilis</i>	33593 *	881	2368	165 *	441	6388	6168	1652	2148	1322
<i>Folsomides parvulus</i>	1046	2478 *	17182	165	0	0	0	55	0	0
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	4461 *	991	661	110	110	330	441	496	496	110
<i>Isotoma viridis</i>	1817	2093	606	0	0	1597	1101	991	110	0
<i>Onychiurus armatus-group</i>	5562	330	3029	496	716	2203	1377	1817	1983	1817
<i>Folsomia manolachei</i>	55	0	0	0	0	1762 *	1817 **	1652	1377 **	1377 **
<i>Isotomurus palustris</i>	3359	55	0	110	330	15750	4681 **	991	7269 **	2919 *
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	2533	551	275	220	386	1983	2423 *	2368 *	2203 *	551
<i>Isotomiella minor</i>	330	0	55	0	0	771	110	386	55	165
<i>Heteromurus nitidus</i>	716	0	0	0	0	165	110	275	165	0
<i>Mesaphorura macrochaeta-group</i>	55	0	551	441	55	771	386	1542	496	496

Tab. 2: Abundanzen der häufigsten Arten in Acker und Brache an den verschiedenen Terminen in 0-5 cm Tiefe. Signifikante Unterschiede zwischen Acker und Brache:***: $p=0,001$, **: $p=0,01$ *: $p=0,05$.

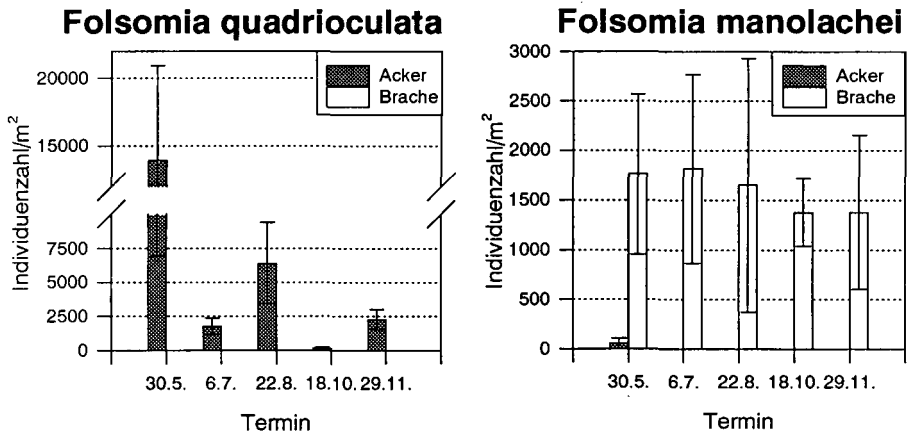


Abb. 1: Abundanzen von *Folsomia quadrioculata* und *F. manolachei* in Acker und Brache in der Tiefe 0-5 cm; Mittelwerte und Standardfehler (n=5).

Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, daß sich bereits zwei Jahre nach der Bewirtschaftungsumstellung deutliche Unterschiede in den Collembolencoenosen der vormals gleich bewirtschafteten Flächen gebildet haben.

Inwieweit diese strukturellen Veränderungen Auswirkungen auf Stoffumsetzungsprozesse haben können wird in Laborexperimenten mit ausgewählten Arten untersucht werden.

Danksagung

Die Forschungsaktivitäten des "Forschungsverbundes Agrarökosysteme München" (FAM) werden durch das Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT 0339370) unterstützt. Die Pacht- und Betriebskosten des FAM-Versuchsgutes trägt das Bayerische Staatsministerium für Unterricht und Kultus, Wissenschaft und Kunst.

Literatur

- ANDREN (1984). Soil mesofauna of arable land and its significance for decomposition of organic matter. Diss. (Uppsala) Institutionen för Ekologi och Miljö. Sveriges Landbruksuniversitet. Rapport 16: 118 pp.
- BRUSSAARD, L., J.P. KOOLS, L.A. BOUWMAN, P.C. DE RUITER (1988a). Population dynamics and nitrogen mineralization rates in soil as influenced by bacterial grazing nematodes and mites. *Advances in Management and Conservation of Soil Fauna*. (Eds. G.K. VEERESH, D. RAJAGOPAL, C.A. VIRAKTAMATHI). Oxford & IBH Publishing Co.pvt.Ltd. New Dehli. 517-523.
- BRUSSAARD, L., J.A. VAN VEEN, M.J. KOOISTRA, G. LEBBINK. (1988b). The Dutch Programme on Soil Ecology of Arable Farming Systems. I. Objectives Approach and some preliminary results. *Ecological Bulletins* 39: 35-40.
- CROSSLEY, D.A., J.R. DAVID, C. COLEMAN, Paul F. HENDRIX. (1989). The importance of the Fauna in Agricultural soils: Research approaches and perspectives. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 27: 47-55.
- CLARHOLM, M. (1985). Possible role for roots, bacteria, protozoa, and fungi in supplying nitrogen to plants. *Ecological interactions in Soil: Plants, Microbes and animals*. (Eds. A.H. FITTER, D. ATKINSON, D.J. READ, M.B. USHER). British Ecological Society Special Publications. Oxford. 355-365.
- COLEMAN, D.C., R.V. ANDERSSON, C.V. COLE, E.T. ELLIOTT, L. WOODS, M.K. CAMPION. (1978). Trophic interactions in soils as they affect energy and nutrient dynamics. IV. Flows of metabolic and biomass carbon. *Microbial Ecology*. 4: 373-380.
- COLEMAN, D.C., C.P.P. REID, C.V. COLE. (1983). Biological strategies of nutrient cycling in soil ecosystems. *Advances in Ecological Research*. 13: 1-55.
- CROSSLEY, D.A., J.R. DAVID, C. COLEMAN, Paul F. HENDRIX. (1989). The importance of the Fauna in Agricultural soils: Research approaches and perspectives. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 27: 47-55.
- DE RUITER, P.C. J.A. VAN VEEN, J.C. MOORE, L. BRUSSAARD, H.W. HUNT (1993). Simulation of nitrogen mineralisation in soil food webs. *Communication of the Dutch Programme on Soil Ecology of Arable Farming Systems*. 50: 24pp. (submitted).
- DUNGER, W. (1983). *Tiere im Boden*. Neue Brehm Bücherei. A. Ziemsen Verlag Wittenberg-Lutherstadt. 280 pp.
- ELLIOTT, E.T., D.C. COLEMAN (1988). Let the soil work for us. *Ecological Bulletins*. 39: 23-32.
- FILSER, J., H. FROMM, R.F. NAGEL, K. WINTER. (1993). Bodentier- und Mikroorganismengesellschaft in einer heterogenen Agrarlandschaft. *Mitteilungen der deutschen bodenkundlichen Gesellschaft*. 72: 507-510
- VISSER, S. (1985). Role of the soil invertebrates in determining the composition of soil microbial communities. (Eds. A.H. Fitter, D. Atkinson). *Biological interactions in soil*. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 297-317.
- WOODS L.E., C.V. COLE, E.T. ELLIOTT, R.V. ANDERSSON, D.C. COLEMAN, (1982). Nitrogen transformations in soil as affected by bacterial-microfaunal interactions. *Soil Biology and Biochemistry*. 14: 93-98.

Lagerungseffekt und Schadstoffwirkung - ein Kurzzeit-Laborversuch zur Wirkung von Terbutylazin auf die Phospholipid- Fettsäure (PLFA)- Zusammensetzung zweier Böden

von

Mölter, K. *, L. Zelles, Q.Y. Bai und A. Hartmann

1.) EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG

Die Frage nach der ökotoxikologischen Verträglichkeit von in der Landwirtschaft verwendeten Wirkstoffen wie Pestiziden ist in den letzten Jahren zunehmend ins Interesse gerückt. So gibt es bsw. für **Pflanzenschutzmittel** Richtlinien der BBA zur Prüfung von Auswirkungen auf die Aktivität der Bodenmikroflora (BBA 1990). Untersuchungen hinsichtlich struktureller Veränderungen der Bodenmikroorganismen sind hierbei nicht miteingebunden.

Mit dem hier beschriebenen Kurzzeit-Laborversuch möchten wir anhand von **Phospholipid-Fettsäure (PLFA)-Mustern** ergänzend eventuell auftretende strukturelle Veränderungen aufzeigen. Als Testsubstanz wurde **GARDOPRIM®** mit dem Wirkstoff Terbutylazin verwendet.

2.) MATERIAL UND METHODEN

Ausgewählt wurden zwei Böden vom Versuchsgut Scheuern (Forschungsverbund Agrarökosysteme München). Bei den Böden handelt es sich um Parabraunerden auf Lößlehm, die ähnliche physiko-chemische Eigenschaften (siehe Tabelle 1) besitzen, sich jedoch hinsichtlich ihrer Grundbelastung mit Kupfer unterscheiden. D.h. Boden IP10 ist aufgrund langjähriger Hopfennutzung durch seinen erhöhten Kupfergehalt bereits mit einem Schadstoff "vorbelastet".

Tabelle 1: Versuchsböden und ihre wichtigsten Bodeneigenschaften

Boden	pH	Ct [%]	Nt [%]	Ton [%]	Schluff [%]	Sand [%]	Cu [ppm] Aqua Regia	Biomasse-C [µg/g]
IP4	6,0	1,3	0,14	18	38	44	18	387
IP10	6,1	1,5	0,15	12	32	56	200	511

Die Bodenproben wurden im September 1994 aus 0-10 cm Tiefe entnommen, auf 2mm gesiebt und auf einen Wassergehalt von 60% der mWK eingestellt. Nach 10tägiger Vorinkubation bei 22°C wurde das Herbizid **GARDOPRIM®** in einfacher und zehnfacher praxisüblicher Dosierung wie in den BBA-Richtlinien beschrieben appliziert. Probenahmen erfolgten im unbelasteten Zustand zu Versuchsbeginn (Tag 0), nach 2 Tagen und nach 14 Tagen.

Die Bestimmung der ester-gebundenen Phospholipide wurde gemäß der von *Zelles und Bai (1993)* beschriebenen Methodik durchgeführt. Hierbei werden die Fettsäuren in vier Fraktionen unterteilt: **SATFA(s)** = saturated fatty

*GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, *INSTITUT FÜR BODENÖKOLOGIE*, Postfach 1129
85758 Oberschleißheim

acid(s). **PUFA**(s) = polyunsaturated fatty acid(s), **MUFA**(s) = monounsaturated fatty acid(s) und **PLOH**(s) = hydroxy-fatty acid(s).

Die **Variantenbezeichnungen** sind folgendermaßen aufgebaut: Die erste Position bezeichnet den Boden (IP4 oder IP10), die zweite Position die Dosierungshöhe (0=unbehandelt; 1= 1fache Aufwandmenge, 10= 10fache Aufwandmenge) und die dritte Position den Probenahmezeitpunkt (0 Tage, 2 und 14 Tage).

Die statistische Auswertung erfolgte mittels SPSS.

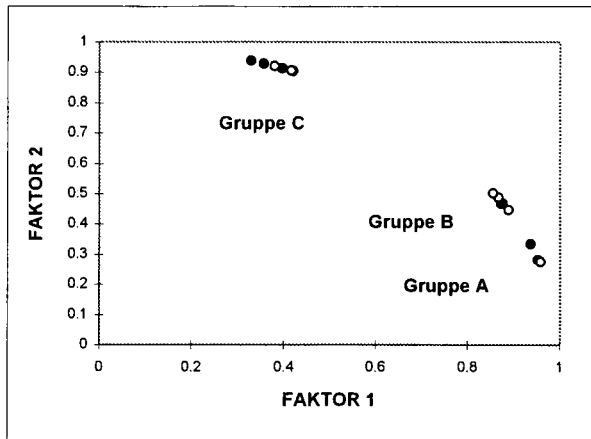
3.) ERGEBNISSE

Werden alle Daten einer Hauptkomponentenanalyse (**PCA**) unterzogen, so ergeben sich zwei Faktoren. Der erste erklärt dabei 86% und der zweite 13% der Gesamtstreuung.

Graphisch aufgetragen (siehe

Abb.1) ergibt sich eine deutliche Untergliederung in drei Gruppen: Gruppe A beinhaltet die Proben zum Zeitpunkt 0. Gruppe B die zum Zeitpunkt 2 und Gruppe C die zum Zeitpunkt 14 Tage. D.h. es sind keine auffallenden Unterschiede zwischen den Dosierungsvarianten, wohl aber zwischen den drei Probenahmeterminen erkennbar.

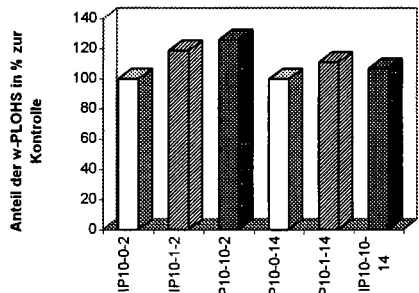
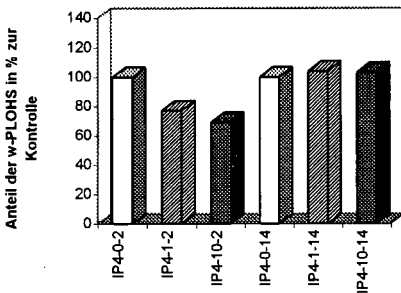
Abb. 1: Rotierte Darstellung der Ladungsplots aller Versuchsvarianten (PCA)



Die bestimmenden Kompo-

nenten (höchste Ladungsfaktoren) sind dabei die Fettsäuren der **PLOH**-Fraktion, insbesondere die ω -Hydroxy-Fettsäuren, und die 18:1-Fettsäuren der **MUFA**-Fraktion.

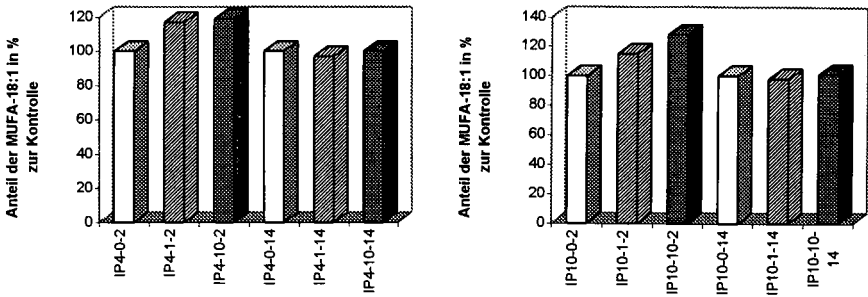
Abb. 2: Graphische Darstellung des Anteils der ω -Hydroxy-Fettsäuren der PLOH-Fraktion in Prozent der Kontrolle



Betrachtet man den Anteil der ω -Hydroxy-Fettsäuren (Abb.2) zu den Versuchsterminen 2 und 14 Tage, so fällt auf, daß gegen Versuchsende die Werte der pestizidbelasteten Varianten ungefähr der der Kontrolle entsprechen. Nach 2 Tagen Inkubation ergibt sich für beide Böden jedoch ein unterschiedliches Bild: Bei dem Boden mit erhöhter Kupfergrundbelastung (IP10) tritt mit steigender Pestizidkonzentration eine Zunahme des ω -Hydroxy-Fettsäuren-Anteils ein, beim Boden IP4 hingegen eine Abnahme.

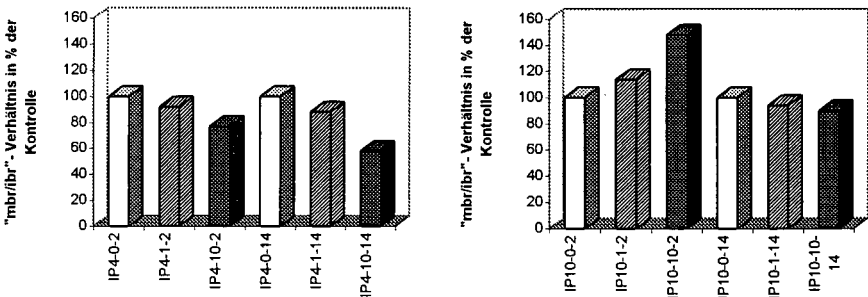
Für die MUFAS 18:1 zeigt sich bei beiden Böden eine gleiche Tendenz (siehe Abbildung 3). Zum Zeitpunkt 2 Tage führt die Pestizidbelastung hier in beiden Fällen zu einem Anstieg des prozentualen 18:1-Anteiles, nach 14 Tagen ist dieser Effekt jedoch nicht mehr erkennbar.

Abb. 3: Graphische Darstellung des Anteils der 18:1-Fettsäuren der MUFA-Fraktion in Prozent der Kontrolle



Auch in anderen Fettsäuregruppen kommt es zu Veränderungen. In Abbildung 4 ist das Verhältnis der "mbr- /ibr-SATFA", d.h. das Verhältnis der in mittlerer Position verzweigten gesättigten Fettsäuren zu den in Anfangsposition verzweigten, aufgetragen. Hier verhalten sich beide Böden wieder unterschiedlich: mit zunehmender Pestizidkonzentration nehmen nach 2 Tagen die Verhältnis-Werte bei Boden IP4 ab und bei Boden IP10 zu. Nach 14 Tagen ist bei Boden IP4 noch der gleiche Trend vorhanden und auch bei Boden IP10 ist nun eine leichte Abnahme der Werte mit steigender Schadstoffbelastung erkennbar.

Abb. 4: Graphische Darstellung der Verhältniswerte der "mbr- /ibr-SATFA"-Fettsäuren in Prozent zur Kontrolle



4.) DISKUSSION UND ZUSAMMENFASSUNG

- Während bei der Gesamtbetrachtung (*Hauptkomponentenanalyse*) keine Unterschiede zwischen den einzelnen Pestiziddosierungen erkennbar sind, zeigt sich jedoch eine deutliche Untergliederung hinsichtlich der Probenahmetermine. D.h. es gibt einen deutlichen Lagerungseffekt. Eine derartige zeitliche Veränderung der Kontrollböden trat auch in Untersuchungen von Frostegard (1995) auf, und Petersen und Klug (1994) stellten bei einem Inkubationsversuch über einen Zeitraum von drei Wochen bei 25°C ebenfalls eine signifikante Verschiebung in der PLFA-Zusammensetzung fest. Wichtig ist aus diesem Grunde, alle weiteren Betrachtungen stets in Bezug zur entsprechenden Meßtermin-Kontrolle durchzuführen.
- Die bestimmenden Komponenten (höchste Ladungsfaktoren) tragen bei der *Hauptkomponentenanalyse* die Fettsäuren der *PLOH*-Fraktion, speziell die ω -Hydroxy-Fettsäuren, und die MUFA-18:1-Fettsäuren.
- Die ω -Hydroxy-Fettsäuren zeigen in Bezug zur Kontrolle nur zu dem Meßtermin nach 2 Tagen einen Effekt, der jedoch bei beiden Böden unterschiedlich verläuft.
- Auch bei den 18:1-MUFA-Fettsäuren ist nur nach zwei Tagen ein Effekt erkennbar: hier kommt es mit zunehmender Pestizidkonzentration zu einem Anstieg des prozentualen Anteils. Nach 14 Tagen entsprechen die Werte wieder annähernd denen der Kontrolle. Den größten Anteil nimmt unter den 18:1-MUFA-Fettsäuren die 18:1 Δ 11-Fettsäure ein, die charakteristisch für die α -Untergruppe der Proteobakterien (Gram-negativ) ist.
- Innerhalb der SATFA-Fraktion tritt bei Boden IP4 eine Abnahme und bei Boden IP10 eine Zunahme des "mbr/ibr"-Verhältnisses ein. Beide Untergruppen sind charakteristisch für Gram-positive Bakterien..
- Insgesamt zeigt sich, daß ein Schadstoffeffekt durch Terbutylazin nur zum Meßtermin 2 Tage in schwacher Form erkennbar ist, wobei sich die beiden Böden, deren Kupfergrundbelastung unterschiedlich hoch ist, in ihrem Verhalten teilweise unterscheiden. Wichtig ist hierbei eine detailliertere Betrachtung einzelner Fettsäureuntergruppen.

5.) LITERATUR

- *BBA (Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft)*. (1990): Richtlinien für die amtliche Prüfung von Pflanzenschutzmitteln. Teil VI, 1-1: Auswirkungen auf die Aktivität der Bodenmikroflora. 2. Aufl., 24 S.
- *Frostegard, A.* (1995): Phospholipid fatty acid analysis to detect changes in soil microbial community structure. Dissertation Universität Lund (Schweden).
- *Petersen, S.O., Klug, M.J.* (1994): Effects of sieving, storage, and incubation temperature on the phospholipid fatty acid profile of a soil microbial community. *Appl. Environ. Microbiology* 60/7, 2421-2430
- *Zelles, L., Bai, Q.Y.* (1993): Fractionation of fatty acids derived from soil lipids by solid phase extraction and their quantitative analysis by GC-MS. *Soil Biol. Biochem.* 25/4, 495-507

6.) DANKSAGUNG

Frau Christine KOLLERBAUR möchten wir für die schnelle und zuverlässige Durchführung der Fettsäurefraktionierungen danken..

Struktur und Funktion von Nahrungsnetzen in unterschiedlich genutzten Agrarböden - eine Projektvorstellung

von

Mommertz, S., A. Lang, H. Mebes, A. Palojarvi und J. Filser*

1. Einleitung

1.1 Der Forschungsverbund Agrarökosysteme München

Unser Projekt ist ein Teil des "Forschungsverbundes Agrarökosysteme München" (FAM). Der FAM vereinigt ca. 40 Teilprojekte aus den Bereichen Pflanzenbau und Bewirtschaftung, biotische und abiotische Bodenprozesse, Hydrologie, Populationsdynamik und Artendiversität, Modelle und Datenverwaltung sowie Ökonomie. Gesamtziel ist die "Erfassung, Prognose und Bewertung nutzungsbedingter Veränderungen in einer Agrarlandschaft". Bestandteil des FAM ist ein Langzeitversuch auf dem Klostergut Scheyern (im tertiären Hügelland nördlich von München), bei dem 15 Jahre lang die Entwicklung eines integrierten und eines biologisch wirtschaftenden landwirtschaftlichen Betriebes wissenschaftlich analysiert wird.

1.2 Hypothesen und Ziele

Eine der Voraussetzungen für eine nachhaltige Nutzung unserer Agrarlandschaft ist die Minimierung unerwünschter Stoffaussträge in Nachbarsysteme (Grund-, Oberflächenwasser, Atmosphäre). Nach unserer Haupthypothese sind durch intakte Organismengesellschaften die Stoffkreisläufe wieder so synchronisiert, daß nur noch minimale Austräge feststellbar sind. Mit steigender Nutzungsintensität werden diese Kreisläufe desynchronisiert (Abbildung 1).

Es ist unser Ziel, Struktur und Funktion von Bodenorganismen in unterschiedlich genutzten Systemen zu identifizieren und zu quantifizieren. Ein Schwerpunkt liegt dabei auf kurzzeitigen Populationsveränderungen nach massiven Systemeingriffen durch Bewirtschaftungs- oder Witterungseinflüsse.

1.3 Forschungsbedarf

Für unser Teilprojekt - Bodentiere und Mikroorganismen - sehen wir in folgenden Bereichen Forschungsbedarf:

1. Langzeituntersuchungen an Nahrungsnetzen in landwirtschaftlich genutzten Böden sind bisher nur im Süden der USA und in den Niederlanden durchgeführt worden (zum Beispiel HENDRIX & al. 1986, BRUSSAARD & al. 1990). Insbesondere die Tiergesellschaften in diesen Böden unterscheiden sich

*) GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Bodenökologie, Postfach 1129
D-85758 Oberschleißheim

deutlich von denen in unseren Agrarökosystemen. Eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf unsere Verhältnisse ist also keineswegs gewährleistet.

2. Die für die Nährstoffversorgung der Pflanzen und den Stoffaustausch aus dem System wichtigen Prozesse (Abbildung 1) scheinen sich in einem Bruchteil der für die Vegetationsperiode zur Verfügung stehenden Zeit abzuspielden (BRUSSAARD & al. 1990). Laborversuche und einige wenige Freilandbeobachtungen lassen den Schluß zu, daß Bakterien und Protozoen nach massiven Störungen des Systemes z.B. durch Tauwetter, starken Regen oder Bodenbearbeitung, Aktivitätsmaxima aufweisen, in deren Folge mehr Nährstoffe als ohne Störung des Systems (zum Beispiel CLARHOLM 1994, KUIKMAN & al. 1991, MORLEY & al. 1983). Freilanduntersuchungen zeigen, daß nach Störungen auch die Freisetzung des klimarelevanten Spurengases N_2O dramatisch ansteigen kann. (FLESSA & DÖRSCH 1994).

3. Auswirkungen von massiven Systemeingriffen auf höhere Trophieebenen wurden im Labor und Freiland bereits untersucht (VERHOEFF & BRUSSAARD 1990). Aber nach wie vor gibt es Bedarf an Untersuchungen zu Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Trophieebenen und ihrer Bedeutung für die Stabilität des Nahrungsnetzes im Boden (WARDLE & YEATES 1993) - erst recht, wenn sie die Folgen plötzlicher Witterungsereignisse mit einbeziehen.

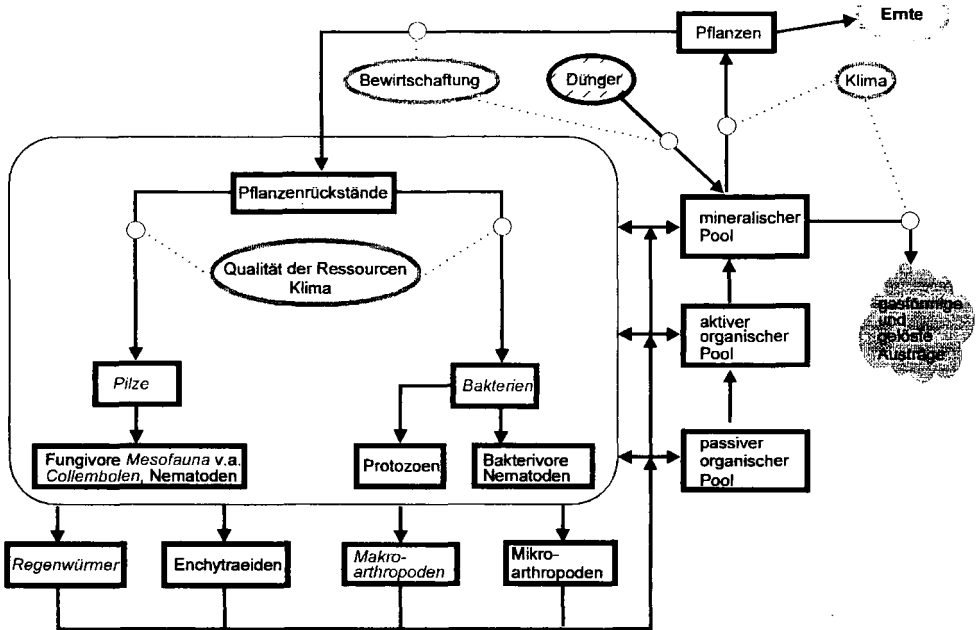


Abbildung 1: Modell des Nahrungsnetzes in einem landwirtschaftlich genutzten Boden (nach HENDRIX & al. 1986, verändert). Alle Rechtecke = Nährstoffspeicher, Wolken und Ovale = Nährstoffquellen oder Verluste, Pfeile = Wege des Nährstoffflusses, weiße Kreise zeigen an, daß der Nährstofftransfer von Faktoren beeinflusst wird, die an den gepunkteten Linien stehen; kursiv = Haupt-Meßparameter, großes Rechteck: je nach Intensität der Bodenbearbeitung geht der Abbaueweg über Pilze (geringe Intensität - langsames Freiwerden der Nährstoffe) oder Bakterien (hohe Intensität - schnelles Freiwerden der Nährstoffe)

4. Sowohl die tatsächlichen Biomassen epigäischer Prädatoren als auch deren Auswirkungen auf Beutetierpopulationen unter Freilandbedingungen sind noch weitgehend unbekannt (VERHOEFF & BRUSSAARD 1990).

1.4 Die Fragestellungen im Einzelnen

Folgende Fragestellungen werden wir bearbeiten

1. Welchen Einfluß hat die Bewirtschaftung langfristig auf die Organismengesellschaften unserer Agrarböden?
2. Welchen unmittelbaren Einfluß haben massive Systemeingriffe auf die Populationsdynamik von Pilzen, Bakterien und Protozoen und den Nährstoffhaushalt?
3. Welchen Einfluß haben Bewirtschaftung und Witterung gegebenenfalls auf Zusammensetzung und Populationsdynamik von Mesofauna und Makrofauna?
4. Können polyphage, epigäische Prädatoren den Nährstoffumsatz im Boden beeinflussen?

2. Vorgehensweise - Methoden

2.1 Monitoring im Freiland

Einflußgröße Bodeneigenschaften - Dauerbeobachtung: 1-2 mal im Jahr werden auf 22 Teilflächen mit verschiedenen Böden die auf Abbildung 1 kursiv gedruckten Organismengruppen quantitativ erfaßt (Hier: Pilze und Bakterien zusammen als „mikrobielle Biomasse“).

Einflußgröße Bewirtschaftung - regelmäßige, intensive Beprobung: Ca. alle 6 Wochen) werden an zwei Teilflächen (1. Acker, integriert bewirtschaftet, 2. Brache, Sukzessionsfläche seit Ende 1992 unbewirtschaftet) alle in Abb. 1 erwähnten Gruppen der Bodenorganismen quantitativ erfaßt. Daten zu Witterung, Bodeneigenschaften (Aggregatstabilität, Bodenrauhigkeit, Ionen in der Bodenlösung, mineralischer Stickstoff etc.) und Zustand der Vegetation werden ebenfalls regelmäßig aufgenommen.

Einflußgröße Störungen - zeitlich hochauflösende (tägliche) Beprobung: In Acker und Sukzessionsfläche sollen nach Frost, starken Regenfällen, die einer Trockenperiode folgen und nach massiven Bewirtschaftungseingriffen möglichst viele der obigen Parameter untersucht werden.

2.2 Experimente

Freiland: Erfassung des Einflusses epigäischer Räuber auf ihre Beute in Enclosures mit manipulierten Räuberdichten (LANG & al. 1994).

Labor: Gefäß- und Mikrokosmenversuche zu ausgewählten Fragestellungen (zum Beispiel: Bedeutung von Frost-Tauzyklen für den Stoffaustausch, Rolle ausgewählter Prädatoren im System).

3. Was ist das Besondere an unserem Ansatz?

1. **Langfristige** Erfassung funktioneller Gruppen der Zersetzergemeinschaft in einer typischen Agrarlandschaft unseres Klimas mit **heterogenen Bodenverhältnissen** auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Ebenen.
2. **Zeitlich hochauflösende** Beprobung nach massiven Eingriffen in das System.
3. Erfassung der **Artenzusammensetzung von Collembolen** auf unterschiedlich genutzten Böden mit hoher zeitlicher Auflösung.
4. **Flächenbezogene Erfassung der Biomasse** epigäischer Prädatoren und ihres Einflusses auf verschiedene Ebenen des Nahrungsnetzes im Freiland.
5. Entwicklung und Anwendung neuer **Methoden** (z.B. Fettsäuremuster zur Bestimmung des Pilz-Bakterienverhältnisses, modifizierte Direktzählung von Protozoen).
6. Einbindung in ein großes **integriertes Forschungsprojekt (FAM)** - zu unseren Versuchsflächen stehen uns Daten der anderen Teilprojekte (z.B. Bodenkunde, Hydrologie, Meteorologie, Vegetationskunde) zur Verfügung.

Literatur

- BRUSSAARD, L., BOUWMAN, L.A. & GEURS, M., 1990: Biomass, composition and temporal dynamics of soil organisms of a silt loam soil under conventional and integrated management. - Netherlands J. Agric. Sci. 38: 283-302.
- CLARHOLM, M., 1994: The microbial loop in soil. - In: RITZ, K. & al. (ed.): Beyond the biomass. - Wiley, Chichester: 221-230.
- FLESSA, H. & DÖRSCH, P., 1994: Lachgasemissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden. - GSF-Jahresbericht '93, Bereich Ökologie, GSF München, ISBN 0941-3847: 36-40.
- HENDRIX, P.F., PARMELEE, R.W., CROSSLEY JR. D.A., COLEMAN, D.C., ODUM E.P. & GROFFMAN, P.M., 1986: Detritus food webs in conventional and no-tillage agroecosystems. - BioScience 36: 374-380.
- KUIKMAN, P.J., JANSEN, A.G. & VAN VEEN, J.A., 1991: ¹⁵N-Nitrogen mineralization from bacteria by protozoan grazing at different soil moisture regimes. - Soil Biol. Biochem. 22: 193-200.
- LANG, A., FILSER, J., MOMMERTZ, S. & GIGGLINGER, S., 1994: Relationships between lycosid spiders and their prey in agricultural land. An outline of a project. - Proceedings of the XVth European Colloquium of Arachnology, Budweis 1994: in press.
- MORLEY, C.R., TROFYMOW, J.A., COLEMAN, D.C. & CAMBARDELLA, C., 1983: Effects of freeze thaw stress on bacterial populations in soil microcosms. - Microb. Ecol. 9: 329-340.
- VERHOEFF, H.A. & BRUSSAARD, L., 1990: Decomposition and n itrogen mineralization in natural and agroecosystems: the contribution of soil animals. - Biogeochemistry 11: 175-211.
- WARDLE, D.A. & YEATES, G.W., 1993: The dual importance of competition and predation as regulatory forces in terrestrial ecosystems: evidence from decomposer food-webs. - Oecologia 93: 303-306.

Temporal variation of C and N turnover in soil after oilseed rape straw incorporation in the field: Model simulations with the soil-plant-atmosphere model DAISY - possibilities for improvement

von

Müller, T., L. S. Jensen, J. Magid und N. E. Nielsen¹

Several models of the turnover of organic matter in soils are presented in the literature. Most of them are able to simulate long term changes of different pools of carbon and nitrogen in soils reasonably. In short term simulation studies often only some pools of the organic matter turnover (mainly mineral N) are measured frequently during the whole simulation period. Start values for soil microbial biomass as well as turnover rate coefficients are estimated from literature data - mainly derived from long-time field experiments and lab-experiments under steady state conditions. However, simulation of mineralisation and immobilisation of nitrogen and carbon in small time scales is often unsatisfactory (de Willigen, 1991).

The aim of the present work is to improve the soil organic matter submodel of the soil-plant-atmosphere simulation model DAISY (Hansen et al., 1990 & 1991) using data from a rape straw incorporation experiment in the field. Several pools of the organic matter turnover were measured periodically. Turnover rate coefficients and substrate mobilization effected by soil perturbation are altered systematically in the model in order to minimize differences between measured and predicted amounts of the pools.

The experimental plots were a sandy loam (Højbakkegård) and a coarse sandy soil (Snubbekorsgård) in the glacial landscape at the experimental farm in Høje Tåstrup (Zealand). Rape straw (some of which were labelled with ¹⁵N) was incorporated on 3 levels (0 t ha⁻¹, 4 t ha⁻¹, 8 t ha⁻¹) to a depth of 20 cm into the bare fallow. From August 1993 until August 1994 total CO₂-flux from the soil surface (passive trapping in alkali (Gupta & Singh, 1977)), soil microbial biomass C, N and ¹⁵N (Fumigation-extraction method (Brookes et al., 1985; Wu et al., 1990)), extractable inorganic N and ¹⁵N, extractable organic C and density fractions of soil organic matter (Magid et al., 1994) in the top soil (0-5 cm, 5-15 cm) were determined every 2 to 4 weeks. Furthermore, temporal variations of global radiation, air temperature, soil temperature (2.5 cm, 5 cm, 10 cm) and soil water content, as well as precipitation were registered. Global radiation, air temperature and precipitation are driving variables in the DAISY model.

Fig. 1 shows the soil organic matter submodel schematically. We assume, that we were able to estimate total soil microbial biomass C and N by Fumigation-extraction (SMB1+SMB2) and mineral N in 0.5 M K₂SO₄ extracts. The density fractionation of soil organic matter yielded a labile light fraction ($\rho < 1.4$) that seems to represent added fresh organic matter (AOM1, AOM2). Changes in the amount of this light fraction should be correlated to changes in the AOM-pools of the model. Modeled soil respiration should be in the order of magnitude of the measured total CO₂-flux from the soil. However, methodological problems by measuring CO₂-flux in the field were apparent.

Firstly two different simulation scenarios were carried out for 0 t ha⁻¹ and 8 t ha⁻¹ rape straw. The two scenarios differed in the start parameters for the soil-organic-matter submodel. In **scenario 1** start parameters for added and total organic matter (AOM-C, AOM-C/N, C_i, C_i/N_{org}) were as measured in

¹ The Royal Veterinary and Agricultural University; Dep. of Agricultural Sciences; Sect. of Soil, Water and Plant Nutrition; Thorvaldsensvej 40; DK-1871 Frederiksberg C; Denmark

the field, whereas the remaining were standard parameter values derived from the knowledge in the literature. In **scenario 2** all start parameters were as in scenario 1, except for soil microbial biomass (SMB-C, SMB-C/N), which were also set to values as measured in the field.

Contents of mineral N and soil respiration were simulated satisfactorily in **scenario 1** on Højbakkegård for 0 t ha⁻¹ and 8 t ha⁻¹ rape straw. In contrast, microbial biomass C and N were under-estimated and showed a decline after the initial increase which could not be measured in the field. On Snubbekorsgård the scenario 1 simulation was reasonable for mineral N and after application of 8 t ha⁻¹ rape straw only slightly too low for microbial biomass.

The **scenario 2** simulation overestimated the contents of inorganic N and the soil respiration, whereas the agreement between observed and simulated microbial biomass C and N was improved. However, the decline in contents of C and N in microbial biomass was still over-estimated.

Thus, the DAISY model seems to over-estimate the rate of biomass decay which leads to an over-estimation of C and N mineralization.

Consequently, a simulation **scenario 3** is currently carried out, where coefficients of microbial turnover (maintenance respiration coefficient and turnover rate coefficient of microbial biomass, substrate use efficiency) are modified systematically, in order to minimize the sum of squares of the differences between predicted and measured values of the investigated pools. In the same way, the substrate mobilizing effect of soil perturbation is quantified by adding a substrate pool during simulation of the 0 t ha⁻¹ rape straw treatments.

Simulations of scenario 3 will be the main topics of the presentation on the conference.

References

- Brookes P.C., Landman A., Pruden G. & Jenkinson D.S. (1985): Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass in soil. *Soil. Biol. Biochem.* **17**, 837-842.
- De Willigen P. (1991): Nitrogen turnover in the soil-crop system; comparison of fourteen simulation models. *Fert. Res.* **27**, 141-149.
- Gupta S.K. & Singh J.S. (1977): Effect of alkali concentration, volume and absorption area on measurement of soil respiration in a tropical sward. *Pedobiol.* **17**, 233-239.
- Hansen S., Jensen N.E., Nielsen N.E. & Svendsen H. (1990): DAISY-Soil Plant Atmosphere System Model. *NPo-forskning fra Miljøstyrelsen*. **A10**, 272 pages
- Hansen S., Jensen N.E., Nielsen N.E. & Svendsen H. (1991): Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. *Fert. Res.* **27**, 245-259.
- Magid J., Gorissen A. & Giller K.E. (1994): Three size-density fractionation methods for tracing the fate of homogeneously ¹⁴C-labelled plant materials in soil. *Proceedings of the XVth world congress in soil science, Acapulco, 10-16th July, 1994*.
- Wu J., Joergensen R.G., Pommerening B., Chaussod R. & Brookes P.C. (1990): Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction - an automated procedure. *Soil Biol. Biochem.* **22**, 1167-1169.

Acknowledgement

The present study was financed by the Danish Strategic Environmental Research Programme. T. Müller is a collaborator via a fellowship under the OECD Project on Biological Resource Management and via a research fellowship of the German Research Society (DFG).

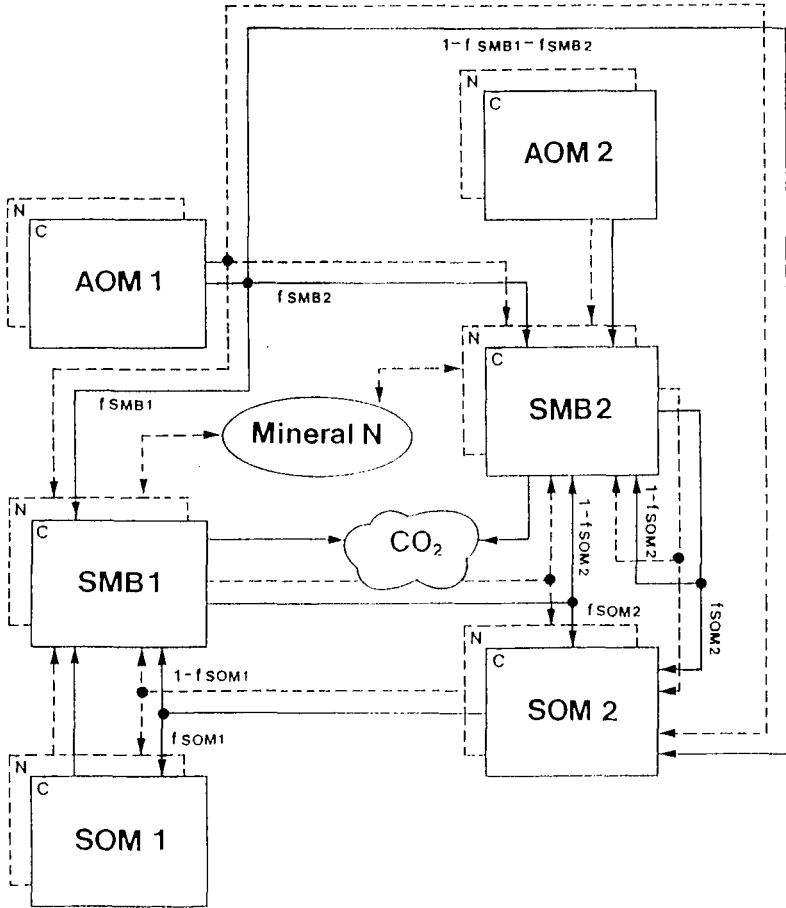
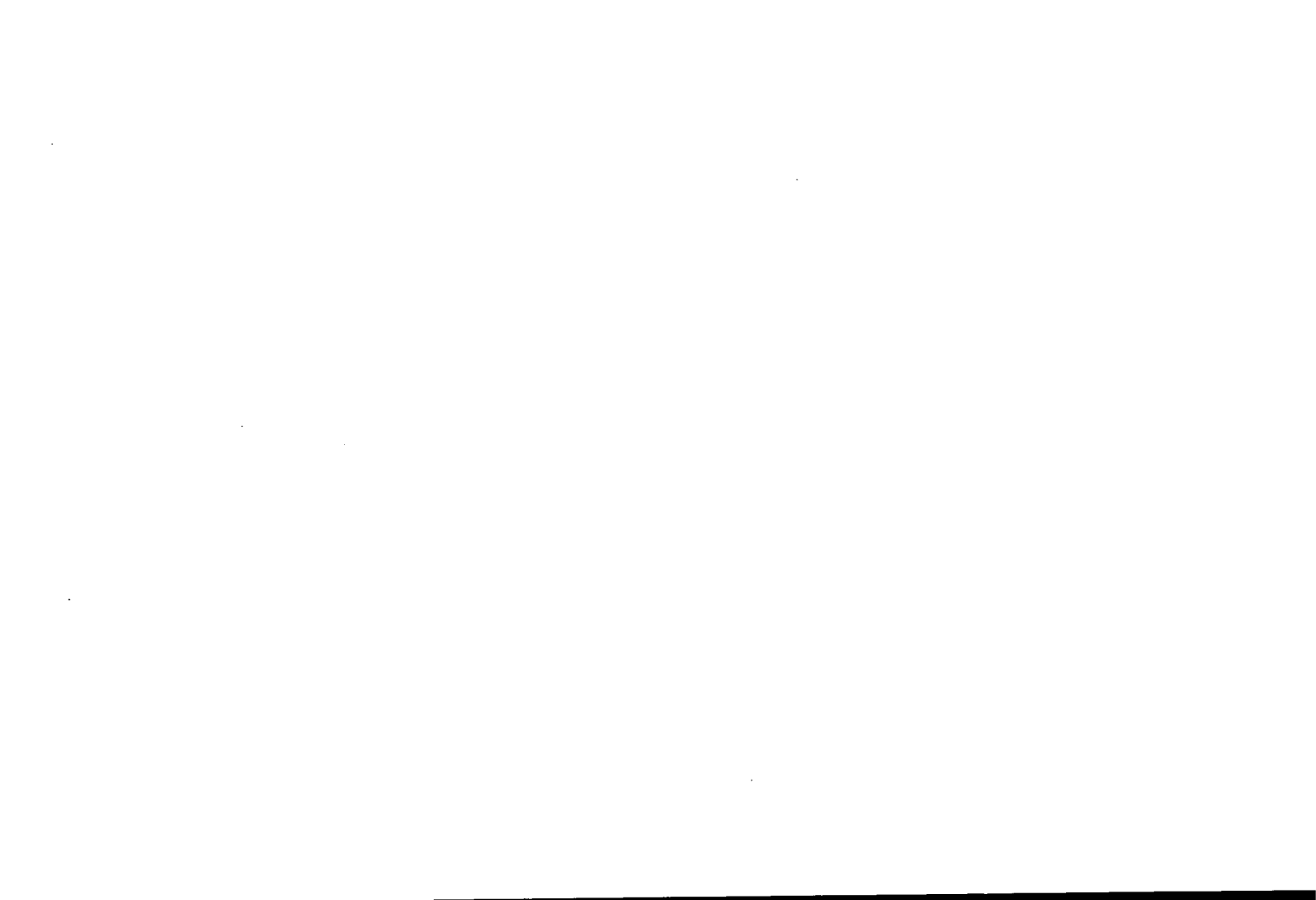


Fig. 1: Pools and Subpools (1 and 2) of the DAISY submodel "Soil Organic Matter". AOM=Added organic matter, SMB=Soil microbial biomass, SOM=Soil organic matter.



Räumliche Verteilung der Enchytraeiden-Dichte in landwirtschaftlich genutzten Böden

von

Pacholski, A.¹, O. Wendroth², M. Joschko², D. Söndgerath¹ und M. Frielinghaus²

1. Einleitung

Bei bodenzoologischen Untersuchungen von Ackerstandorten zeigt sich häufig eine stark ausgeprägte räumliche Variabilität des Tierbesatzes. Dieser Tatsache kann mit statistischen Kennwerten wie z.B. Mittelwert und Standardabweichung nicht immer Rechnung getragen werden. Geostatistische Methoden bieten dagegen die Möglichkeit, die Strukturen der räumlichen Variabilität näher zu untersuchen. In der vorliegenden Arbeit werden die räumlichen Verteilungsmustern von Enchytraeiden geostatistisch analysiert. Darüber hinaus wird die Abhängigkeit und Ausprägung dieser Verteilungsmuster von der Art der Landbewirtschaftung (Mulchsaat und konventioneller Anbau) betrachtet.

Material und Methoden

Versuchsstandort: Versuchsfeld innerhalb des ZALF, 527 mm mittlerer Jahresniederschlag, 8,2 °C mittlere Jahrestemperatur, Braunerde in schwach schluffigem Sand (11 % U, 2% T, pH 6,0).

Auf der Versuchsfläche werden seit 1987 nebeneinander zwei Parzellen mit Mulchsaat und konventionellem Anbau bewirtschaftet. Durch beide Varianten wurde nach der Winterroggen-Ernte am 23.08.1993 in 3 m Abstand parallel ein 50 m langes Transsekt in Abständen von 2 m

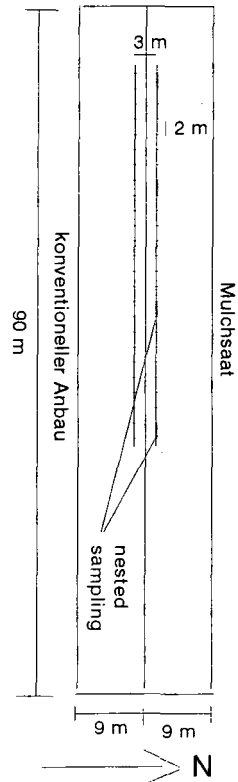


Abb.1: Versuchsplan

¹ Institut für Geoökologie und Geographie, TU Braunschweig, Langer Kamp 19 c, 38106 Braunschweig

² Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V., Institut für Bodenforschung, Eberswalderstr. 84, 15374 Müncheberg

beprobt. In der Mulchsaatvariante wurden an 4 je 2 m langen Teilstücken in 20 cm Abständen Proben genommen, um die Variation über kurze Distanzen zu untersuchen (nested sampling). (Abb. 1) Die Abundanzen der Enchytraeiden wurden mit Bohrstockproben (30 cm tief, 4,1 cm Durchmesser) bestimmt.

Die Enchytraeiden wurden nach GRAEFE (1989) mit Hilfe der Naßsiebung erfaßt. Bei der Mulchsaat betrug die durchschnittliche Abundanz der Enchytraeiden in den obersten 30 cm 37449 Individuen m⁻², bei der konventionellen Variante 10000 Individuen m⁻². Die Daten wurden geostatistisch (Programmpaket GEO-EAS, Environmental Protection Agency USA) analysiert.

Geostatistische Verfahren geben Aufschluß darüber, ob meßbare Größen aufgrund unterschiedlicher Faktoren im Gelände räumlich miteinander korreliert sind. Bei den Ergebnissen der Enchytraeidenauszählung handelt es sich um 'regionalisierte Variablen', da sie neben ihrem Zahlenwert durch ihre Lage im Raum charakterisiert werden.

Zur Bewertung und Abschätzung der räumlichen Korrelation von Enchytraeidenanzahlen wird ein Semivariogramm nach der Formel:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n(h)} \cdot \sum_{i=1}^{n(h)} (z(x_i) - z(x_i+h))^2$$

h = lag-Distanz
 $n(h)$ = Anzahl der Paare in Distanzklasse h
 $z(x_i)$ = Wert an der Stelle x_i

berechnet.

Die ermittelte Semivarianz $\gamma(h)$ (Y-Achse des Semivariogramms) ist das Maß für die Beziehung zwischen Nachbarbeobachtungen mit der Distanz h . Je weiter die Meßpunkte auseinanderliegen, umso weniger Paare, deren Semivarianz ermittelt werden soll, können gebildet werden. An diese Punkte kann eine Modellkurve angepaßt werden. Der Schnittpunkt der Kurve mit der Y-Achse wird als 'nugget' bezeichnet. Der nugget bildet eine theoretische Variationskomponente ab ($\gamma(h)$ ist bei dem Abstand $h = 0$ gleich 0), die zum einen auf die Unsicherheit oder Reproduzierbarkeit des Meßergebnisses zurückgeführt werden kann und zum anderen durch zu weite Abstände zwischen den Meßpunkten begründet sein kann.

3. Ergebnisse und Diskussion

Bei der Untersuchung der räumlichen Verteilungsstruktur werden die beiden Anbauvarianten getrennt und über die Tiefe 0 - 30 cm betrachtet. Für die Mulchsaatvariante lagen insgesamt 61, für die konventionelle 25 Proben vor. Bei der Mulchsaatvariante konnte aufgrund des nested-sampling die Semivarianz bei geringen räumlichen Abständen untersucht werden.

In der Mulchsaatvariante (Abb. 2) ließen sich eindeutig räumliche Verteilungsmuster feststellen. Die X-Achsen-parallele Linie (Abb. 2) gibt das durchschnittliche Niveau

der Gesamtvarianz an. Anhand der relativ geringen Semivarianz bei kurzen lag-Distanzen wird deutlich, daß die Werte für die Semivarianz nicht zufällig um den Mittelwert pendeln, sondern daß eine von der Distanz abhängige räumliche Struktur der Verteilung vorliegt (unterhalb 10 m).

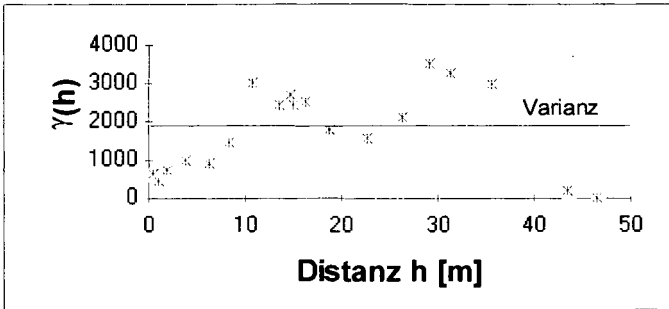


Abb. 2 Semivariogramm Mulchsaat

Das Semivariogramm für kurze Distanzen (Abb. 3) zeigt, daß mit Probenahmeabständen kleiner 2 m die Semivarianz kaum zu vermindern oder zu senken ist. Die Probeabstände verdichten zwar die Information, hätten aber durchaus weiter gewählt werden können.

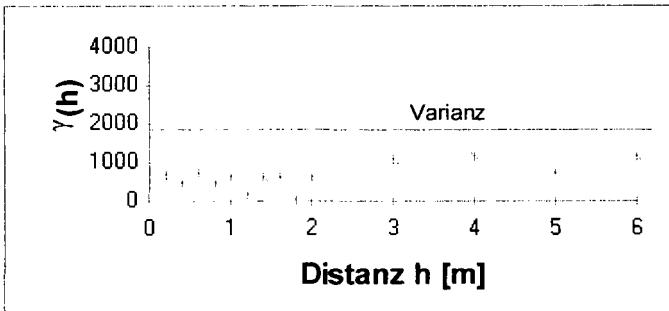


Abb. 3 Semivariogramm Mulchsaat, kurze Distanzen

Die Ausprägung der räumlichen Struktur ist im Semivariogramm für die konventionelle Variante (Abb. 4) nicht so deutlich zu erkennen. Es ist zwar bis zu der Distanz von ca. 12 m eine klare Verringerung der Semivarianz erkennbar, diese fluktuiert aber insgesamt um das Niveau der Gesamtvarianz. Das Ansteigen der Semivarianz in beiden Bearbeitungsvarianten bis zu einer Distanz von ca. 15 m und die Verringerung der Semivarianz bis zur Distanz von ca. 30 m, sowie der erneute Wiederanstieg, deuten auf ein räumlich-periodisches Verteilungsmuster hin.

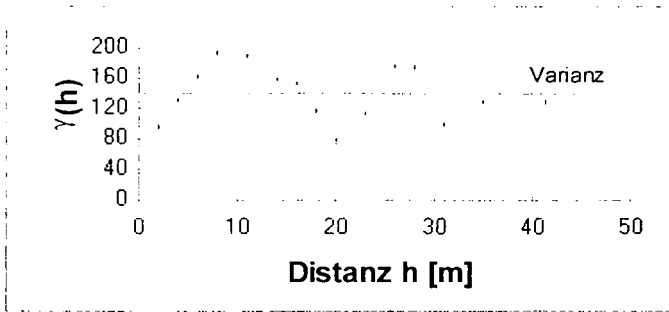


Abb. 4 Semivariogramm konventioneller Anbau

Die Höhe der nugget-Varianz ist auf die hohe Grundvariabilität der Enchytraeiden-Abundanzen und methodische Unsicherheiten des Austriebs- und Auszählungsverfahrens zurückzuführen, da die Semivarianz bis zum Bereich von 4 m um das Niveau der nugget-Varianz schwankt. Eine genauere Aussage für den Nahbereich ist von der Optimierung dieser Verfahren zu erwarten weniger aber von der Verkürzung der Probedistanzen.

Schlußfolgerungen:

- Die Abundanzen von Enchytraeiden weisen am untersuchten Standort ein räumliches Verteilungsmuster auf.
- Dieses Verteilungsmuster kann mit einem Semivariogramm beschrieben werden. Bei einem ermittelten Bereich der räumlichen Korrelation (range) von 15 m ist eine Probedistanz von 8 m angemessen, um genügend Informationen über die Enchytraeiden-Abundanz auf dem gewählten Standort zu erhalten. Um das räumliche Kontinuum zu erfassen bzw. die Schätzvarianz der räumlichen Interpolation zu verringern, ist der Probeabstand jedoch kleiner zu wählen.
- Das Verteilungsmuster muß in einer zukünftigen Untersuchung auf seine zeitliche Stabilität hin überprüft werden. Das sich andeutende periodische Fluktuiere der Abundanzen ließe sich durch ein flächenhaftes Probemuster näher untersuchen.

Vielen Dank an Doris Beutler und Heike Schäfer für ihre ausgezeichnete technische Assistenz.

Literatur:

1. Didden, W. A. M. (1993): Ecology of terrestrial Enchytraeidae. *Pedobiologia* 37, 2 - 29
2. Graefe, U., in Dunger, W., Fiedler, H.J. (1989): *Methoden der Bodenbiologie*, G. Fischer, Jena
3. EPA 1991: *Handbuch zum Programmpaket GEO-EAS 1.2.1*. Las Vegas

Einfluß verringerteter ackerbaulicher Nutzungsintensität auf Collembolengemeinschaften in Böden des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes

von

Rosche, O.*

1. Einleitung

Neben der Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte führen die derzeit schlechten wirtschaftlichen Rahmenbedingungen für die Erzeugung agrarischer Produkte regional zu einer Extensivierung der ackerbaulichen Bewirtschaftung. Diese reicht auf bestimmten Flächen von einem verminderten Input an Dünge- und Pflanzenschutzmitteln bis hin zur Stilllegung (Brache). Langfristig sind derartige Veränderungen der anthropogenen Steuerung der Agrarökosysteme mit Strukturwandlungen der Phytozöosen verbunden (BISCHOFF u. MAHN, 1994; HURLE et al., 1988). Da letztere als Primärproduzenten den Ausgangspunkt der Nahrungsketten in Ökosystemen bilden, stellt sich die Frage, inwieweit diese Entwicklungen auf nachfolgende Trophieebenen ausstrahlen.

Im Rahmen zweier interdisziplinärer Forschungsprojekte** (AUGE u. MAHN, 1994; TREFFLICH et al.; 1989) wurden daher die Auswirkungen verringerten Stickstoffeintrages sowie der Einfluß von Brache auf eine der individuen- und artenreichsten Gruppen der Bodenmesofauna (s. DUNGER, 1983) anhand von drei Modellökosystemen untersucht.

2. Material und Methoden

Die drei Versuchstandorte befinden sich in der Umgebung von Halle/Saale im mitteldeutschen Schwarzerdegebiet. Eine Kennzeichnung der Standorte und Versuchsvarianten vermittelt Tab. 1.

Tab. 1: Versuchsstandorte und Versuchsvarianten

Standort	Etzdorf		Bad Lauchstädt		Zöberitz
Nutzungsgeschichte	intensiv bew. Ackerland seit 1981 extensiv ¹⁾ bew.		Gülledeponie (1962-1983), seit 1983 extensiv ²⁾ bew.		intensiv bew. Ackerl. s. 1987 Dauerbrache
Lage über NN	134 m		97 m		107 m
Niederschlag ³⁾	473 mm/a		479,6 mm/a		466,1 mm/a
Temperatur ³⁾	9,0 °C		8,9 °C		9,0 °C
Bodentyp	Schwarzerde		Schwarzerde		Braunschwarzerde
Versuchsvariante	EN1	EN2	LA1	LA2	ZB
			gering belastet mit Gülle	hoch	
Düngung	ohne N	80-100 N/ha*y kg K: 80 kg/ha*y	ohne Düngung		ohne Düngung
	P: 40 kg/ha*y				
Kulturarten	1991: Sommerg., 1992: Winterw., 1993: Mais, 1994: Sommerg.				keine

¹⁾ verringerte N-Düngung, ohne Herbizide. ²⁾ ohne Düngung, seit 1991 ohne Herbizide

³⁾ langjährige Mittelwerte

* Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut f. Bodenkunde, Weidenplan 14, 06108 Halle (S)

** Die Projekte wurden vom BMFT gefördert.

Die Entnahme der Bodenproben zur Erfassung der Collembolenzönosen erfolgte von 1992-1994 in Etzdorf und Bad Lauchstädt zu je 5 Terminen und in Zöberitz einmal jährlich. Mittels eines Bodenschichtzylinders wurde in der Bodenschicht 0-10 cm je Versuchsvariante und Probetermin durch 8fache Wiederholung 1 dm³ Boden entnommen. Die Extraktion der Tiere erfolgte in einer MACFADYEN-High-Gradient Apparatur. Die mikroskopische Artenbestimmung der Collembolen wurde, bis auf wenige Ausnahmen, nach GISIN (1960) durchgeführt. Zur statistischen Absicherung von Abundanzunterschieden diente der U-Test nach WILCOXON, MANN und WHITNEY (SACHS, 1992).

3. Ergebnisse und Diskussion

Wie in Abb. 1 am Beispiel ausgewählter Strukturparameter der Probennahme im Juli 1993 gezeigt wird, sind die Collembolengemeinschaften der ackerbaulich genutzten Standorte artenärmer und von geringerer Diversität als dies in der siebenjährigen Brache der Fall ist. Die allgemein einseitigeren Bedingungen in den bewirtschafteten Böden werden weiterhin deutlich, wenn man die Dominanzverhältnisse betrachtet. Während in Bad Lauchstädt und Etzdorf eine vergleichsweise starke Dominanz einzelner Arten zu beobachten war, zeigte sich in Zöberitz eine weitaus gleichmäßigere Individuenverteilung auf die Arten (Abb. 2).

Der prägende Einfluß der Bewirtschaftung auf die Artenzusammensetzung der Zönosen geht aus der weitgehenden Übereinstimmung der Artenspektren in Etzdorf und Bad Lauchstädt, trotz z.T. unterschiedlicher Bodenbedingungen (vgl. PFEFFERKORN, 1990), hervor. Unter Einbeziehung aller Probennahmen des Untersuchungszeitraumes wurde zwischen beiden Standorten eine Artenidentität auf der Basis des SÖRENSEN-Indexes von 83% ermittelt, für dominante Arten relative Abundanz >3,2%, vgl. ENGELMANN, 1978) eine Ähnlichkeit von 93%.

Während auf der Brachefläche hinzukommende Collembolenarten erste Stadien einer sekundären Sukzession der Bodenfauna anzeigten, konnten Auswirkungen des unterschiedlichen Stickstoffangebotes auf die Artenspektren weder in Etzdorf noch in Bad Lauchstädt festgestellt werden. Jedoch ließen sich Modifikationen der Abundanzdynamik und der Dominanzstrukturen nachweisen.

Die Gesamtindividuenabundanz war in Etzdorf in EN2 weitaus größeren Schwankungen unterworfen als in EN1 (Abb. 3). Übervermehrungen einzelner dominanter Arten (z.B. *Isotoma notabilis* im Sommer 1993), offensichtlich als Folge gesteigerten Pflanzenwachstums und daraus resultierender Zunahme der mikrobiellen Biomasse (BAUM, 1994), führten in EN2 zur zeitweiligen Zunahme der Collembolenzahl. Die damit einhergehende verstärkte Polarisierung der Dominanzverhältnisse führte dabei gleichzeitig zu geringeren Diversitäts- und Evennesswerten als in EN1 (vgl. Abb. 1).

In Bad Lauchstädt waren große Unterschiede im Auftreten der Collembolen auch innerhalb der Versuchsvarianten festzustellen, erkennbar an einer hohen Variabilität der Individuenzahlen in den Einzelproben. Hierbei kam es offenbar auf der Versuchsfläche punktuell zur zeitweiligen Dominanz von Arten, die im übrigen Untersuchungszeitraum zu den rezedenten zählten. Abhängigkeiten der Besiedlungsdichte von den variantenspezifischen Bodenstickstoffgehalten als Folge historisch unterschiedlicher Güllebelastung waren dagegen nicht nachweisbar.

4. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

1. Der Verzicht auf Stickstoffdüngung ließ keine Auswirkungen auf das Artenspektrum der Collembolen der Etzdorfer Versuchsfläche erkennen. Somit scheint diese im gegenwärtigen Stadium des Agroökosystems nicht zu den primären Einflußgrößen auf die Artenzusammensetzung der Collembolensynusie zu gehören.

2. Beeinflußt durch die nachlassende Bewirtschaftungsintensität zeigten sich hingegen einzelne dominante Arten, deren Abundanzdynamik in der N-gedüngten Variante stärker oszillierte als in der ungedüngten. Die demgegenüber gleichmäßigere Verteilung der Individuen auf die Arten in der N-ungedüngten Versuchsvariante führte hier zu höheren Diversitäts- und Evennesswerten.

3. 10 Jahre nach Einstellung der Gülleausbringung wird die ehemalige Hochlastfläche in Bad Lauchstädt von denselben Collembolenarten besiedelt, wie angrenzende geringbelastete Flächenstücke. Inselartige Vermehrungen einzelner Arten zu verschiedenen Probeterminen, die in keinem direkten Zusammenhang zum Belastungsgradienten zu stehen scheinen, deuten jedoch auf weiterhin bestehende kleinräumige Heterogenitäten der Versuchsfläche hin.

4. Verglichen mit einer mehrjährigen Brachefläche bei Zöberitz erweisen sich die Collembolengemeinschaften in Etzdorf und Bad Lauchstädt weit individuen- und artenärmer und von geringerer Diversität. Zu den Hauptursachen hierfür dürften die Instabilität der zönotischen Strukturen (jährliche Ernte) sowie die periodische wendende Bodenbearbeitung gehören.

Literatur:

AUGE, H u. E.-G. MAHN (1994): STRAS - ein integriertes Forschungsvorhaben zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des mitteldeutschen Schwarzerdegebietes. Arch. Nat. schutz Landsch. forsch. **33**, 25 - 33.

BAUM, C (1994): Auswirkungen von verringerter Nutzungsintensität durch reduzierte N-Düngung auf das Bodenpilzartenspektrum und die mikrobielle Aktivität mitteldeutscher Schwarzerdestandorte. Diss. Univ. Halle.

BISCHOFF, A. u. E.-G. MAHN (1994): Strukturwandlungen von Agrophytozönosen auf N-Hochlastflächen bei extensivierter agrarischer Nutzung.

DUNGER, W. (1983) Tiere im Boden, 2. Aufl. A. Ziemsen Wittenberg Lutherstadt.

ENGELMANN, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. Pedobiologia **18** : 378-380.

GISIN, H. (1960): Collembolenfauna Europas. Genf.

HURLE, K., J. MAIER, A. AMANN, T. WEISHAAR, B. MOZER und M. PULCHER-HÄUSSLING (1988): Auswirkungen unterlassener Pflanzenschutz- und Düngungsmaßnahmen auf die Unkrautflora - Erste Ergebnisse aus einem mehrjährigen Versuchsprogramm. Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. **XI**, 175 - 187.

PFEFFERKORN, A. (1990): Einfluß extrem hoher Ct und Nt-Gehalte auf N-Entzug, N-Verlagerung und Bodeneigenschaften auf Löß-Schwarzerde. Diss., Univ. Halle.

SACHS, L. (1992): Statistische Auswertungsmethoden, 7. Aufl.. Springer- Verl. Berlin.

TREFFLICH, A, S. KLOTZ, G. MÜLLER, B. HICKISCH, P. BLISS, N. GROSSER, U.-V. KÖCK u. K. SCHNEIDER (1989): Der Sukzessionsversuch Zöberitz - ein interdisziplinäres Projekt zur Erforschung ökologischer Verhältnisse in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. Wiss.Z. Univ. Halle **1**, 89 - 105.

Abbildungen:

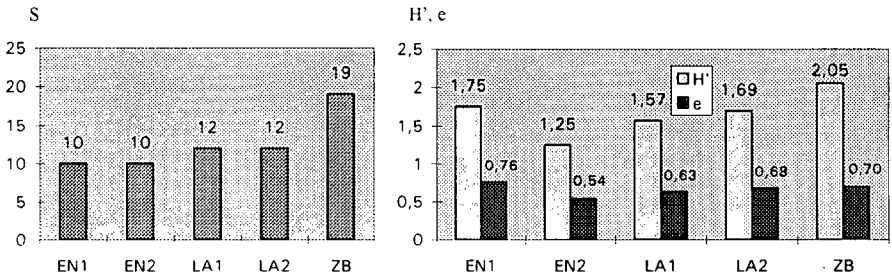
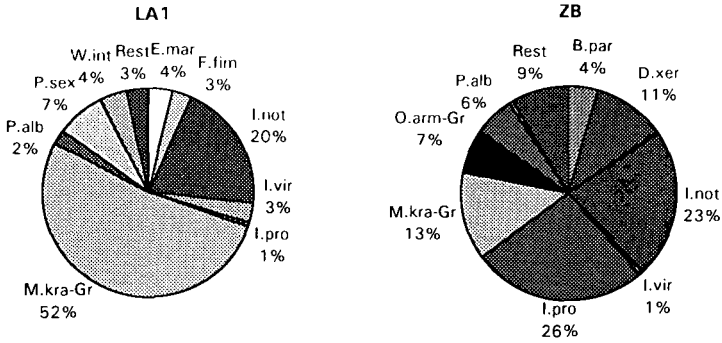


Abb 1. Artenzahl (S), Diversität (H') und Evenness (e) der Collembolenzönosen im Juli 1993, EN1 ohne N-Düngung, EN2 80-100 kg N/ha*a, LA1: gering belastet mit Gülle, LA2: hochbelastet mit Gülle, ZB Dauerbrache



Abkürzungen der Art-Namen: B.par: *Brachystomella parvula*, D.xer: *Doutnacia xerophila*, E.mar: *Entomobrya marginata*, F.fim: *Folsomia fimetaria*, I.not: *Isotoma notabilis*, I.vir: *Isotoma viridis*, I.pro: *Isotomodes productus*, M.kra-Gr: *Mesaphorura kraushaueri*-Gruppe, O.arm-Gr: *Onychiurus armatus*-Gruppe, P.alb: *Pseudosinella alba*, P.sex: *Pseudosinella sexoculata*, W.int: *Willemia intermedia*

Abb 2: Verteilung der Individuen auf die Collembolenarten mit relativer Abundanz $\geq 1\%$ in Bad Lauchstädt (LA1: Acker) und Zöberitz (ZB: Dauerbrache), Juli 1993

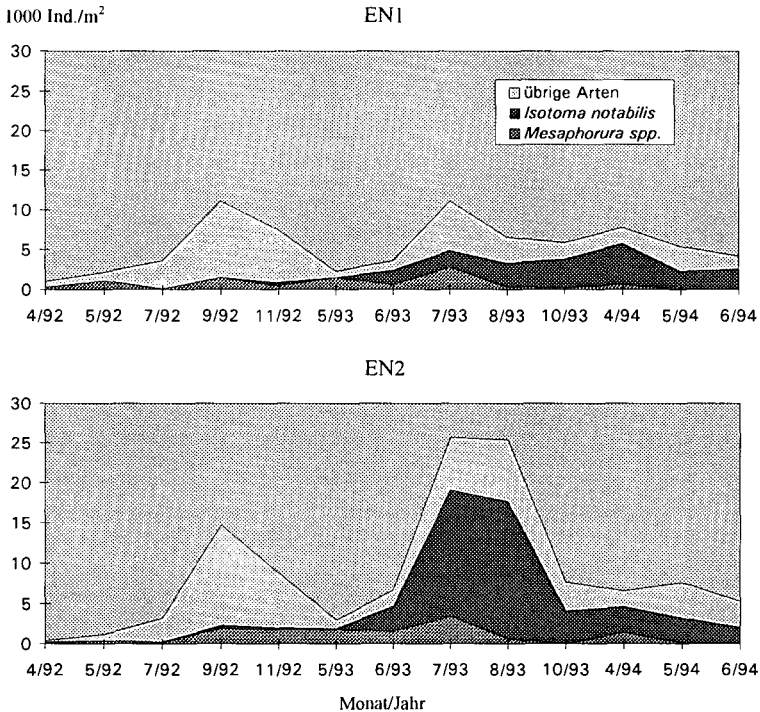


Abb 3: Abundanzdynamik der Collembolenzönosen sowie dominanter Arten in Etzdorf, Bodenschicht 0-10 cm, EN1: ohne N-Düngung, EN2: 80-100 kg N/ha*a

Unterschiedliche C-Effizienz von Rhizobium-Leguminosen-Kombinationen bei Erbsen- und Ackerbohnenpflanzen

von

Schulze, J. und E. Adgo¹

Zusammenfassung

Für die Effizienz der Symbiose zwischen Rhizobien und Leguminosen ist unter anderem der C-Aufwand für die N_2 -Reduktion von Bedeutung. Es wird eine Methode zur Bestimmung des C-Bedarfs der N_2 -Fixierung über längere Zeiträume vorgestellt. Die erhaltenen Ergebnisse zeigen, daß der C-Aufwand in Abhängigkeit von Mikro- und Makrosymbiont und vom Alter der Pflanzen erheblich schwanken kann. Es werden mögliche Ursachen hierfür diskutiert sowie Wege zur Etablierung C-effizienter Symbiosen aufgezeigt.

Einleitung

Die im Boden vorhandenen Rhizobienbakterien fixieren in Symbiose mit Leguminosenarten erhebliche Mengen Stickstoff und machen diese Pflanzengruppe daher weitgehend unabhängig vom Angebot an mineralischem N im Boden. Die Effektivität der Luftstickstoffreduktion in dieser Symbiose ist dabei sowohl vom Makro- als auch vom Mikrosymbionten abhängig (MYTTON et al., 1977). Die Effizienz des Mikrosymbionten kann durch unterschiedliche Faktoren beeinflusst sein. Zunächst muß sich ein effektiver Rhizobienstamm beim Wettkampf um die Infektion gegenüber anderen im Boden durchsetzen (WERNER et al., 1994). Für die N_2 -Bindungsleistung des gebildeten Knöllchens ist dann eine Vielzahl von Faktoren von Bedeutung, unter anderen die energetische Effizienz der N_2 -Fixierung, d. h. der Verbrauch an Assimilaten je Einheit reduzierten elementaren Stickstoffs.

Die biologische N_2 -Fixierung hat einen hohen C-Bedarf, und dieser kann zur Limitierung des Wachstums wie auch der N_2 -Bindung führen (SCHULZE et al., 1994). Beispielsweise ist seit langem bekannt, daß bestimmte Leguminosenarten während der Hülsenfüllung die N_2 -Fixierung einstellen, da sie dann nicht mehr in der Lage sind, Hülsen und Knöllchen gleichzeitig mit Assimilaten zu versorgen (SCHILLING, 1983). Die C-Effizienz ist also wahrscheinlich insbesondere bei optimalem Ablauf aller weiteren Prozesse von Bedeutung. Aus diesem Grunde wurde eine Methode entwickelt, mit deren Hilfe der C-Bedarf der N_2 -Fixierung über längere Zeiträume in situ gemessen werden kann. Ziel war es, diese Größe in Abhängigkeit vom Idiotyp des Mikro- und des Makrosymbionten zu studieren, um die Ursachen einer eventuellen Varianz aufdecken zu können und durch günstige Kombinationen effiziente Symbiosen zu erzeugen.

Material und Methoden

Um den C-Bedarf der N_2 -Fixierung über einen längeren Zeitraum bestimmen zu können, ist es einerseits erforderlich, die N_2 -Fixierung zu messen und andererseits den Teil der Wurzelatmung zu erfassen, der diese treibt. Die Bestimmung der N_2 -Fixierungsmenge über längere Zeiträume ist im Gefäßversuch am besten möglich, wenn nodulierte Pflanzen in N-freiem Substrat wachsen. Die Pflanzen werden zu diesem Zweck in Mitscherlichgefäßen mit C- und N-freiem Quarzsand angezogen, dem folgende Nährstoffmengen je 6 kg zugesetzt sind:

1,32 g K als K_2SO_4 , 0,3 g Mg als $MgSO_4 \cdot 7 H_2O$, 2 ml $FeCl_3$ -Lösung, 1 ml A-Z Lösung (a+b) nach HOAGLAND.

Außerdem werden je 6 kg trockenen Sandes 0,52 g P als $CaHPO_4 \cdot 2 H_2O$ in Pulverform zugemischt.

Die N_2 -Fixierungsmenge ergibt sich dann aus der Differenz der N-Mengen in den Pflanzen zweier Ernten, zwischen denen beispielsweise ein Zeitraum von 14 Tagen liegen kann.

Um nun im fraglichen Zeitraum den Anteil der Wurzelatmung zu erfassen, der die N_2 -Fixierung treibt ($A_{N_{fix}}$), wird zunächst die Gesamt- CO_2 -Freisetzung aus dem Wurzelraum (CF_{wr}) während der Meßperiode erfaßt. Sie kann an Parallelgefäßen nach Abschneiden der Sprosse gemessen werden (vgl. SCHULZE, 1993). Außerdem ist es auch möglich, mit Gefäßen zu arbeiten, bei denen der Gaswechsel des Sproß- und Wurzelraumes getrennt erfaßt werden kann.

In der Gesamt- CO_2 -Freisetzung aus dem Wurzelraum (CF_{wr}) wird neben der Wachstumsatmung (A_{wuw}) auch die Erhaltungsatmung des Wurzelgewebes (A_{wue}) und die mikrobielle Veratmung wurzelbürtiger Substanzen in der Rhizosphäre (A_{mr}) enthalten sein. Somit gilt bei Anzucht in C-freiem Substrat:

$$CF_{wr} = A_{wuw} + A_{wue} + A_{mr}$$

Die Summe der letzten beiden Größen ($A_{wue} + A_{mr}$) entspricht der CO_2 -Freisetzung aus dem Wurzelraum CF_{wr}^1 etwa 30-40 Stunden nach Wegfall der Assimilatquelle (Abschneiden der Sprosse). Die Differenz der gemessenen CO_2 -Freisetzung kurz nach Abschneiden der Sprosse und 40 Stunden später repräsentiert dann folglich die Wachstumsatmung der Wurzel (A_{wuw}), die während der Zeit nach dem Wegfall der Assimilatquelle zum Stillstand kommt (Einzelheiten und methodische Sicherung vgl. SCHULZE, 1993, und SCHULZE et al., 1994).

Es gilt also:

$$A_{wuw} = CF_{wr} - CF_{wr}^1$$

Wird die Wachstumsatmung der Wurzel an einer nichtnodulierten Variante bestimmt, die über gebundenen Stickstoff ernährt wird (0,8g N / Gefäß als Harnstoff in Dosen von 100 mg N/Woche, Einzelheiten vgl. SCHULZE, 1993), so sind in der hier gemessenen Wachstumsatmung (A_{wuw}^1) alle Atmungsaufwendungen mit Ausnahme derjenigen für die N_2 -Fixierung enthalten. Voraussetzung ist, daß im Meßzeitraum eine vergleichbare N-Assimilation beider Varianten erfolgt. Außerdem sollte A_{mr} in beiden Varianten gleich groß sein. Letzteres kann nach der Analyse der vorhandenen Wurzelausscheidungsmengen angenommen werden.

Diese unterscheiden sich zwischen den Varianten nicht. Sind diese Voraussetzungen gegeben, errechnen sich die C-Aufwendungen für die N₂-Fixierung (A_{N,fix}) nach:

$$A_{N,fix} = A_{wuv} - A'_{wuv}$$

Dieser Wert kann nun auf die N-Assimilation der N₂-fixierenden Variante bezogen werden, wodurch man den C-Bedarf der N₂-Fixierung, ausgedrückt in mg C/ mg N_{fix}, erhält.

Die Messung des CO₂-Gaswechsels erfolgte mit einer speziell angepaßten Gaswechselmeßanordnung der Firma Walz Meß- und Regeltechnik (Einzelheiten vgl. Schulze, 1993). Die Analyse des Pflanzenmaterials auf Gesamt-N-Gehalt wurde nach KJELDAHL durchgeführt.

Die Messung der einzelnen Atmungsarten (cyanidresistent und cyanidsensitiv, vgl. unten) erfolgte nach LAMBERS (1982).

Ergebnisse

Tabelle 1 zeigt die Ergebnisse von Versuchen zur Bestimmung des C-Bedarfs der N₂-Fixierung an Erbsen und Ackerbohnen. Die Pflanzen wurden jeweils mit verschiedenen Stämmen von Rhizobium leguminosarum kombiniert, und die Messung erfolgte vor und nach der Blüte in je einer Periode von 14 Tagen.

Tabelle 1: C-Bedarf der N₂-Fixierung bei verschiedenen Sorten von Erbsen- und Ackerbohnenpflanzen in Kombination mit unterschiedlichen Rhizobien und zu verschiedenen Zeitpunkten der Ontogenese. Angaben als Mittel aus 6 Wiederholungen in mg C/mg N_{fix}. Die Werte im Vergleich von vor und nach der Blüte bei einer Sorte und vor der Blüte bei einer Sorte mit unterschiedlichem Rhizobienstamm sind statistisch signifikant verschieden (α ≤ 5%, Tukey-Test).

Pflanzenart	Erbsen						Ackerbohnen		
	Grapis		Erbi			Sorte F	Sorte G	Erfano	Erfano
Rhizobienstamm	Nitragin	E 163	E 164	Pis 1	E 163	E 163	E 163	Vic 1	A 37
Meßperiode									
vor der Blüte	2,7	3,9	4,3	6,6	2,4	4,0	3,3	2,7	4,8
nach der Blüte	keine N ₂ -Fixierung	keine N ₂ -Fixierung	keine N ₂ -Fixierung	keine N ₂ -Fixierung	keine N ₂ -Fixierung	1,6	1,9	1,7	2,2

E 163, Pis 1, Vic 1, A 37 und E 164 wurden dankenswerterweise von Frau Prof. Höflich (ZALF, Müncheberg) zur Verfügung gestellt.

"Sorte G" und "Sorte F" stammen aus Äthiopien.

Es ist zu erkennen, daß der Rhizobienstamm einen starken Einfluß auf den C-Verbrauch der N₂-Fixierung hat. Aber auch bei unterschiedlichen Sorten führt die Impfung mit demselben Stamm offenbar zu Unterschieden („Erbi“ und „Grapis“ mit E 163). Auffallend ist, daß der C-Verbrauch der N₂-Fixierung sowohl bei den äthiopischen Erbsen wie auch bei den Ackerbohnen nach der Blüte sinkt. Da zu dieser Zeit die wachsenden Hülsen viele Assimilate anziehen, „reguliert“ die Pflanze den C-Bedarf möglicherweise auf die eine oder andere Weise herab. Ist dies nicht mehr oder nicht mehr im ausreichenden Maße (möglicherweise bei bestimmten Sorten oder Bedingungen überhaupt nicht) möglich, so kommt die N₂-

Fixierung zum Stillstand (frühe deutsche Erbsensorten). Über den Mechanismus oder die Mechanismen einer solchen Regulation ist noch nichts bekannt. Neben z. B. der Aktivität von hup-Genen würde insbesondere eine effizientere Umwandlung von Assimilaten in ATP (P/O-Quotient der oxidativen Phosphorylierung) ins Gewicht fallen.

Wie Tabelle 2 zeigt, ist in den Wurzeln von Erbsenpflanzen der Sorte Erbi im Vergleich zu Ackerbohnen (Erfano) die Kapazität cyanidsensitiver Atmungsketten höher. Diese erlauben die Umsetzung von Assimilaten mit einer höheren ATP-Ausbeute als die cyanidresistente alternative Atmung. Möglicherweise können sich aber Ackerbohnen besser an Assimilatmangel in der Wurzel adaptieren, indem sie ihre cyanidresistente Atmung herabsetzen, so daß auch zwischen Blüte und Reife N₂-Fixierung möglich ist. Es handelt sich allerdings nur um erste Untersuchungen. Vielleicht existieren Sortenunterschiede, und das Verhältnis der Atmungsarten ändert sich im Laufe der Ontogenese. Hier ist also ein Ansatz für das Auffinden von Varianz bezüglich der energetischen Effizienz gegeben.

Tabelle 2: Kapazität einzelner Atmungsarten bei Ackerbohnen- und Erbsenwurzeln,

gemessen über den Sauerstoffverbrauch mittels O₂-Elektrode in einer Stunde. Angaben als % Reduktion der Atmung gegenüber Wasser ohne Atmungshemstoffe. Mittel aus 6 Wiederholungen, Erbsen und Ackerbohnen signifikant verschieden bei $\alpha \leq 5\%$, t-Test.

	25 mM SHAM	0,4 mM KCN
Ackerbohne (N ₂) „Erfano“	52%	31%
Erbsen (N ₂) „Erb“	33%	52%

Differenz zu 100% war weder durch KCN noch durch SHAM zu blockieren (SHAM blockiert alternative Oxidasen). SHAM = Salicylhydroxamsäure

Die Kenntnis solcher Mechanismen könnte es vielleicht ermöglichen, besonders C-effiziente Kombinationen zu erzeugen. Außerdem ist es wahrscheinlich nützlich, bei C-limitierten Symbiosen - wie etwa den frühreifen Erbsen - nach Sorten mit hoher Photosynthesekapazität zu suchen (z. B. langsames Absterben unterer Blättern).

Literatur

- LAMBERS, H.: Cyanid-resistant respiration: a non-phosphorylating electron transport pathway acting as an energy overflow. *Physiologia Pl.* 55 (1982), 478-485
- MYTTON, L. R., EL-SHERBEENY, M. H., und LAWES, D. A.: Symbiotic variability in *Vicia faba*: 3. Genetic effects of host plant, Rhizobium strain and of host-strain interaction. *Euphytica* 26 (1977), 785-791
- SCHILLING, G.: Genetic specificity of nitrogen nutrition in leguminous plants. *Plant and Soil* 72 (1983), 321-334
- SCHULZE, J.: Untersuchungen zur Kohlenstoffbilanz bei Leguminosen und Nichtleguminosen unter besonderer Berücksichtigung der organischen Wurzelabscheidungen. Diss. MLU Halle-Wittenberg (1993)
- SCHULZE, J., ADGO, E., und SCHILLING, G.: The influence of N₂-fixation on the carbon balance of leguminous plants. *Experientia* 50 (1994), 906 - 912
- WERNER, D., BERNARD, S., GÖRGE, E., JACOBI, A., KAPE, R., KOSCH, K., MÜLLER, P., PARNISKE, M., SCHENK, S., SCHMIDT, P., STREIT, W.: Competitiveness and communication for effective inoculation by Rhizobium, Bradyrhizobium and vesicular-arbuscular mycorrhiza fungi. *Experientia* 50 (1994), 884-889

Einfluß reduzierter Bodenbearbeitung auf biologische und chemische Kennwerte in verschiedenen Tiefen einer Löß-Parabraunerde

von

Stockfisch, N.¹, W. Ehlers¹ und U. Eberhardt²

Einleitung

Verfahren zur reduzierten (nicht-wendenden) Bodenbearbeitung haben sowohl aus ökonomischen als auch aus ökologischen Gründen eine Bedeutung. Der Zeit- und Energieaufwand für die Feldbestellung vermindert sich; zugleich wird die Bodenstruktur stabilisiert. Durch den Verzicht auf den Wendepflugeinsatz reichert sich organische Substanz auf dem Boden und oberflächennah an. Dies bewirkt einen effektiven Erosions- und Verschlämmungsschutz, erhöht aber auch das Produktionsrisiko (EHLERS, 1992). Die Ernterückstände erschweren eine gleichmäßige Saatgutablage, und der mangelnde Kontakt zwischen Boden und Samen kann den Feldaufgang der Saat vermindern (KOCH, 1990). Langfristig ist ein reduziert bearbeitetes Bodennutzungssystem nur durchführbar, wenn die Ernterückstände in der nachfolgenden Vegetationsperiode von Regenwürmern in den Boden eingemischt und durch Regenwürmer oder Mikroorganismen mineralisiert werden.

Um die anfallende makroorganische Substanz beschleunigt abbauen zu können, müßten die am Strohumsatz beteiligten Organismen bei Pflugverzicht an die oberflächennahe Ablage des Substrats und die fehlende Bodendurchmischung angepaßt sein. Die vorliegende Untersuchung soll zeigen, ob für Regenwürmer und Mikroorganismen in einem langjährig reduziert bearbeiteten Boden eine solche Anpassung im Vergleich mit einem gepflügten Boden deutlich wird.

Standort und Versuchsanlage

Das Versuchsfeld Garte-Nord liegt 7 km südlich von Göttingen im Leinetalgraben, 160 m ü.NN. Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt 8,8°C, die mittlere Jahresniederschlagsmenge 610 mm. Der Bodentyp ist ein Parabraunerde-Kolluvium aus Löß. Folgende Varianten wurden 1974 in drei Wiederholungen auf dem Versuchsfeld angelegt:

- **LW**: konventionelle Lockerbodenwirtschaft, in der jährlich auf 25 cm Tiefe gepflügt wurde;
- **FMW**: Festboden-Mulchwirtschaft, in der sowohl die Stoppelbearbeitung als auch die Saatbettbereitung maximal 7 cm tief mit wühlend-mischenden Geräten erfolgte.

Die weiteren pflanzenbaulichen Maßnahmen wurden auf allen Parzellen (18 x 49 m) identisch durchgeführt.

Untersuchungsmethoden

Von mehreren Probenahmeterminen im Jahresverlauf ist hier exemplarisch ein Termin (April 1993) dargestellt. Unter Winterweizen wurde aus 6 Bodeneinstichen je Wiederholung eine Mischprobe hergestellt und auf 3 mm gesiebt.

1: Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Georg-August-Universität, von-Siebold-Str. 8, 37075 Göttingen

2: Isotopenlabor für biolog. und med. Forschung, Georg-August-Universität, Burckhardtweg 2, 37075 Göttingen

Gesamt-Kohlenstoff (C_t), Gesamt-Stickstoff (N_t), Kalkgehalt und pH-Wert wurden an luftgetrocknetem, feingemahlenem Probenmaterial mit herkömmlichen Methoden bestimmt. Organischer Kohlenstoff (C_{org}) wurde aus der Differenz von C_t und Carbonat-C berechnet. Für die Erfassung der Lagerungsdichte (LD) wurden je Bodenschicht 6 Stechzylinder mit einem Volumen von 100 cm³ entnommen (Ausnahme: 0-5 cm Schichten mit je 10 Stechzylindern).

Die Bestimmung des mikrobiellen Biomassekohlenstoffs (C_{mik}) wurde mit der Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode nach VANCE et al. (1987) an feldfeuchten Proben durchgeführt. Die Kohlenstoffmessung erfolgte photometrisch mit einem Continuous-Flow-Analysator nach UV-Persulfat-Aufschluß. Der Adenosintriphosphat-Gehalt (ATP) des Bodens wurde in TCA-Phosphat-Extrakten (in Anlehnung an JENKINSON & OADES, 1979; modifiziert nach STOCKFISCH et al., 1995) aus feldfeuchtem Material nach Präinkubation der Proben bei 25°C bestimmt. Die ATP-Messung erfolgte mit dem firefly-Testsystem (Sigma) an einem Biolumineszenz-Meßgerät.

Regenwürmer wurden im April 1993 auf Teilflächen von 0,25 m² mit der Formalin-Methode nach RAW (1959) gefangen. An 6 Fängen je Wiederholung wurde neben der Aktivitätsdichte und dem Artenspektrum auch das Entwicklungsstadium (juvenil/adult) und das Einzelwurmgewicht der lebenden Tiere bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Lagerungsdichten der Lockerbodenwirtschaft (LW) lagen im Bearbeitungshorizont (0-25 cm) zwischen 1,35 und 1,42 g cm⁻³ (Tab.1). In der Festboden-Mulchwirtschaft (FMW) war die oberste Bodenschicht (0-5 cm) im Vergleich deutlich lockerer. Die folgenden Schichten bis 25 cm waren dagegen dichter gelagert als im gepflügten Boden. Im Unterboden traten keine unterschiedlichen Lagerungsdichten zwischen den Bearbeitungsvarianten auf. Auch im pH-Wert und im C_{org}/N_t -Verhältnis unterschieden sich FMW und LW nicht wesentlich (Tab.1).

C_{org} -, N_t -, C_{mik} - und ATP-Gehalte wiesen im Bearbeitungshorizont der LW eine relativ gleichmäßige Tiefenverteilung auf (Tab.1 und 2). Lediglich der C_{mik} -Gehalt war in der Bodenschicht 15-20 cm etwas höher als in den oberen Bodenschichten. Dies ist vermutlich auf die vermehrte Einmischung von Ernte- und Wurzelrückständen der Vorfrucht in diese Tiefe durch den Wendepflug zurückzuführen. Erhöhte C_{mik} -Gehalte in der Unterkrume einer gepflügten Parabraunerde beobachteten auch LAVAHUN et al. (1993). Im Gegensatz zur LW wies die FMW ausgeprägte Tiefengradienten für die C_{org} -, die N_t -, die C_{mik} - und die ATP-Gehalte auf (Tab.1 und 2). Die höchsten Gehalte fanden sich jeweils in der obersten Bodenschicht (0-5 cm) und nahmen bis 15 cm Tiefe deutlich ab.

Auffallend war, daß in der obersten Bodenschicht der FMW nahezu doppelt so hohe C_{mik} -Gehalte wie in der obersten Schicht der LW auftraten (Tab.2). Weiterhin waren die C_{mik} -Gehalte der strohdurchmischten Bodenschicht (0-5 cm) in der FMW deutlich höher als die C_{mik} -Gehalte der entsprechenden, mit Stroh angereicherten Schicht (15-25 cm) in der LW. Die hohen C_{mik} -Gehalte in der obersten Bodenschicht der FMW führten außerdem zu einem erhöhten C_{mik}/C_{org} -Quotienten. Der C_{mik}/C_{org} -Quotient kann als ein relatives Maß der C_{org} -Verfügbarkeit für die Bodenmikroflora angesehen werden, wobei ein größerer Quotient eine bessere Verfügbarkeit anzeigt (ANDERSON & DOMSCH, 1986). Demnach wäre der Mikroflora in der obersten Bodenschicht der FMW im Vergleich zur LW ein größerer Teil an organischer Substanz als Nährstoff zugänglich, obwohl sich Menge und Qualität der jährlich zugeführten organischen Substanz in den beiden Bodenbearbeitungssystemen nicht unterschieden. Eine beschleunigte Strohmikrofloralisation bei höheren C_{mik} -Gehalten beobachteten KAISER und HEINEMEYER (1993) im Rahmen einer Untersuchung von Ober-

Tab. 1: Tiefenprofil von Lagerungsdichte (LD) und bodenchemischen Parametern in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung (FMW=reduziert bearbeitet auf 7 cm; LW=gepflügt auf 25 cm; n=3)

Tiefe [cm]	LD [g·cm ⁻³]		C _{org} [%]		N _t [%]		C _{org} /N _t		pH (H ₂ O)	
	FMW	LW	FMW	LW	FMW	LW	FMW	LW	FMW	LW
0- 5	1,18	1,35	1,57	1,11	0,16	0,11	9,96	10,45	6,9	7,0
5-10	1,39	1,40	1,19	1,06	0,13	0,14	9,35	7,79	7,1	7,3
10-15	1,51	1,42	0,87	1,01	0,09	0,09	9,31	11,50	7,3	7,3
15-20	1,49	1,36	0,80	1,06	0,09	0,11	8,56	9,40	7,6	7,2
20-25	1,47	1,37	0,80	1,07	0,09	0,10	8,49	11,34	7,6	7,2
25-30	1,42	1,49	0,90	0,97	0,10	0,09	9,18	9,50	7,5	7,3
30-40	1,46	1,47	0,81	0,59	0,08	0,05	9,85	12,56	7,8	7,4
40-50	1,44	1,44	0,55	0,49	0,07	0,05	8,09	13,39	7,7	7,4
Σ ^a [kg ha ⁻¹]			62186	59781	6830	6511				

a: Gesamtmenge in 50 cm Tiefe (berechnet aus Gehalt · LD · Schichtdicke)

Tab. 2: Tiefenprofil bodenmikrobiologischer Parameter in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung (FMW=reduziert bearbeitet auf 7 cm; LW=gepflügt auf 25 cm; n=3)

Tiefe [cm]	C _{mik} [µg g ⁻¹ TS]		ATP [nmol g ⁻¹ TS]		ATP/C _{mik} [µmol ATP g ⁻¹ C _{mik}]		C _{mik} /C _{org} [%]	
	FMW	LW	FMW	LW	FMW	LW	FMW	LW
0- 5	383,7	176,1	6,0	2,1	15,6	12,5	2,8	2,3
5-10	225,0	159,3	3,0	1,9	13,7	12,0	2,1	1,5
10-15	118,7	203,7	1,5	2,4	13,5	12,1	1,5	2,0
15-20	98,8	226,5	1,3	2,1	13,3	9,5	1,2	2,1
20-25	106,9	209,7	1,7	2,0	15,5	11,6	1,3	2,0
25-30	84,6	131,3	1,2	2,1	14,6	16,4	1,0	1,4
30-40	80,3	53,4	1,0	0,7	13,4	13,3	1,0	0,9
40-50	44,9	33,7	0,3	n.n. ^b	6,7	-	0,8	0,7
Σ ^a [kg ha ⁻¹]	867	899						

a: Gesamtmenge in 50 cm Tiefe (berechnet aus Gehalt · LD · Schichtdicke); b: nicht nachweisbar

Tab. 3: Aktivitätsdichte und Einzelwurmgewicht der Regenwürmer in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung (FMW=reduziert bearbeitet auf 7 cm; LW=gepflügt auf 25 cm; n=3)

	Aktivitätsdichte [Ind.·m ⁻²]			Einzelwurmgewicht [g·Ind. ⁻¹]		
	Juvenil	Adult	Gesamt	Juvenil	Adult	Gesamt
FMW	60,4	5,1	65,5	1,1	4,6	1,4
LW	16,7	1,1	17,8	1,1	4,7	1,4

und Unterkrume eines Ackerbodens. Es ist zu vermuten, daß im reduziert bearbeiteten Boden durch die höheren Gehalte an mikrobieller Biomasse in der obersten Bodenschicht dort auch ein schnellerer Umsatz der Ernterückstände erfolgen kann.

Deutliche Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungssystemen fanden sich im Regenwurmbesatz (Tab 3). Die Aktivitätsdichte der Regenwürmer lag in der FMW um den Faktor 3,5 höher. Keine Unterschiede traten dagegen beim Einzelwurmgewicht und in der Artenzusammensetzung auf. Die Regenwurmpopulation war in beiden Bearbeitungssystemen stark von *Lumbricus terrestris* dominiert (90 % der Aktivitätsdichte). Andere Autoren beobachteten ebenfalls erhöhte Aktivitätsdichten von Regenwürmern in einer FMW (GERSCHAU et al., 1992). CURRY & BYRNE (1992) wiesen außerdem einen positiven Einfluß von Regenwürmern auf den Strohabbau in Ackerböden nach. Somit wäre zu erwarten, daß der erhöhte Regenwurmbesatz im reduziert bearbeiteten Boden zu einer verstärkten Einmischung von Ernterückständen in den Boden führt.

Schlußfolgerung

In einem reduziert bearbeiteten Boden wurden höhere Gehalte an mikrobieller Biomasse in den obersten Bodenschichten und höhere Regenwurm-Aktivitätsdichten als in einem gepflügten Boden bestimmt. Diese Untersuchungsergebnisse legen nahe, daß sich das Bodenleben langfristig an die durch den Pflugverzicht hervorgerufenen, vielfältigen Veränderungen im Boden anpaßt. Inwieweit Mikroorganismen und Regenwürmer in einem reduziert bearbeiteten Bodennutzungssystem tatsächlich dazu beitragen, die anfallende makroorganische Substanz vermehrt und oberflächennah umzusetzen, ist Gegenstand weiterführender Untersuchungen. Darüberhinaus wird geklärt, ob es beim Strohabbau zu Interaktionen zwischen den beteiligten Organismengruppen kommt und ob solche Interaktionen in reduziert bearbeiteten Böden stärker ausgeprägt sind als in gepflügten Böden.

Literatur

- Anderson J. P. E. & Domsch K. H. (1986): Carbon link between microbial biomass and soil organic matter.- In: Megusar F., Gantar M. (eds) Perspectives in Microbial Ecology. Proc 4th Symp Microbial Ecology 1986, Ljubljana, 467-471.
- Curry J. P. & Byrne D. (1992): The role of earthworms in straw decomposition and nitrogen turnover in arable land in Ireland.-Soil Biol. Biochem. 24, 1409-1412.
- Ehlers, W. (1992): Reduzierte Bodenbearbeitung-Ökologische Folgen und ackerbauliche Grenzen.-VDLUFA-Schriftenreihe 35, 35-58.
- Gerschau M.-B., Grothues L. & Claupein W. (1992): Einfluß der Bewirtschaftungsintensität auf die Regenwurmakktivität in einem Lößboden.-Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 5, 217-220.
- Jenkinson D. S. & Oades J. M. (1979): A method for measuring adenosin triphosphate in soil.-Soil Biol. Biochem. 11, 193-199.
- Kaiser E. A. & Heinemeyer O. (1993): Kohlenstoff- und Stickstoffumsetzungen im Boden: Einfluß der mikrobiellen Biomasse.-Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 72, 559-562.
- Koch H.-J. (1980): Pflanzenbauliche Risiken und erosionsmindernde Wirkungen von Strohmulchdecken im Getreidebau.-Dissertation im Fachbereich Agrarwissenschaften der Univ. Göttingen.
- Lavahun M. F. E., Jörgensen R. G. & Meyer B. (1993): Tiefenprofil der mikrobiellen Biomasse in Löss-Parabraunerden.-Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 71, 355-356.
- Raw F. (1959): Estimating earthworm populations using formalin.-Nature 188, 1661-1662.
- Stockfisch N., Jörgensen R. G., Wolters V., Klein T. & Eberhardt U. (1995): Examination of microbial biomass in beech forest moder profiles.-Biol. Fert. Soils (im Druck).
- Vance E. D., Brookes P. C. & Jenkinson D. S. (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C.-Soil Biol. Biochem. 19, 703-707.

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Graduiertenkollegs "Landwirtschaft & Umwelt" von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert. Herrn Dr. R. G. Jörgensen sei für die konstruktive Diskussion gedankt.

Monitoring der nodulierenden *R. leguminosarum*- Population unter Gülle- Einfluß in einem Trockenrasengebiet Nordostdeutschlands

von

Ulrich, A. und P. Lentzsch

Einleitung

Um die Struktur und Dynamik der Bodenbakterien zu untersuchen, ist es nicht ausreichend, die quantitative Bestimmung der Gesamtpopulation vorzunehmen, sondern vielmehr ist es notwendig definierte Populationen in Stämme bzw. Stammgruppen zu differenzieren. Nur so ist es möglich, detaillierte Aussagen über die Veränderungen von Populationen unter anthropogenen Einflüssen zu machen. Für die Differenzierung von Bakterienstämmen sind eine Reihe von genetischen Methoden entwickelt worden. Eine dieser Methoden basiert auf der Amplifikation von DNS zwischen repetitiven Sequenzen im Bakteriengenom mittels der Polymerase- Kettenreaktion (PCR). Die Lokalisierung von repetitiven Sequenzen wie der ERIC [enterobacterial repetitive intergenic consensus] - Sequenz variiert stammspezifisch, so daß auch eng verwandte Stämme unterschieden werden können (De Bruijn, 1992). Ebenso kann mit Hilfe dieser Methode ein phylogenetischer Bezug zwischen den erhaltenen Fingerprints und den Stämmen der Population hergestellt werden (Hulton et al., 1991).

Im Trockenrasengebiet Galower Berge liegen artenreiche naturnahe Trockenrasen und hoch eutrophierte Landschaftssegmente dicht beeinander. Am Modellorganismus *Rhizobium* sollte geprüft werden, inwieweit drastische Einflüsse, wie diese starke Eutrophierung, Veränderungen innerhalb abgegrenzter Populationen hervorrufen und ob diese mit der entwickelten Methodik beschreibbar sind.

Methodik

Bei der Populationsanalyse von Bodenbakterien muß vor der eigentlichen Analyse zunächst die zu untersuchende Gruppe von Bakterien eingegrenzt werden. Dies ist bei dem verwendeten Modellorganismus *Rhizobium* sehr gut möglich, da diese Bakterien selektiv über Leguminosen als Sondenpflanzen von den restlichen Bodenbakterien, aber auch von den nicht oder nur schlecht nodulierenden Rhizobien abgetrennt werden können. Nach Modifikation der von De Bruijn (1992) beschriebenen Methodik ist es möglich, die Analyse des infizierten Stammes direkt im Knöllchen durchzuführen und so auf die aufwendige Reisolation/ Reinigung des jeweiligen Stammes zu verzichten. Darüberhinaus kann die Analyse ohne eine vorherige Kultivierung der entnommenen Proben (hier Knöllchen) erfolgen. Wie in Abbildung 1 am Beispiel des *R. leguminosarum* bv. *vi-*

viciae- Stamm G122 gezeigt, ergeben beide Analysemethoden, die PCR aus einem Knöllchenextrakt bzw. aus einem Stammlysate, identische Fingerprints. Auffällig ist, daß unterschiedliche PCR- Analysen von Knöllchenextrakten Fingerprintmuster mit besserer Reproduzierbarkeit liefern als die von Stammlysaten. Die Übereinstimmung der Fingerprintmuster im Vergleich beider Methoden ist nur unwesentlich geringer als die Reproduzierbarkeit der PCR- Analysen von Stammlysaten (~90%). So ist ein schneller und reproduzierbarer Nachweis des jeweiligen Stammes durch direkte PCR des Knöllchenextraktes möglich.

In Mischbeimpfungsversuchen (Erbsen-Steriltests mit der Sorte Grapis; beimpft mit zwei unterschiedlichen *R. leguminosarum* bv. *viciae*- Stämmen) konnte gezeigt werden, daß auch hier der

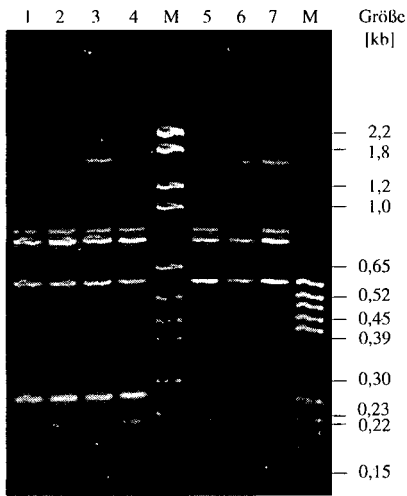


Abb.1: ERIC-PCR- Muster, ausgehend von der Analyse des Bakterienstammes im Vergleich zu der Analyse infizierter Knöllchen des *R. leguminosarum* Stammes G122

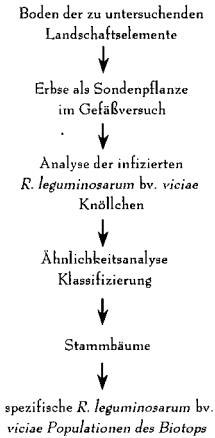
Bahn 1-4: G122- Knöllchenextrakt;
Bahn 5-7: G122- Stammkultur;
Primer: ERIC1R, ERIC2

jeweils infizierte Stamm im einzelnen Knöllchen eindeutig nachweisbar ist (Daten nicht gezeigt). Eine Mischinfektion mehrerer Stämme in einem Knöllchen ist nur bei einem etwa gleichen Verhältnis der beteiligten Stämme im Knöllchen nachweisbar. Bei ungleichen Mischungen ergibt sich das Fingerprint- Muster des dominanten Stammes.

Analyse der nodulierenden *R. leguminosarum* bv. *viciae*- Populationen in einem natürlichen Bodensystem

Die Untersuchung erfolgte im Rahmen des Trockenrasen- Modellversuches Galow, einem Talkessel von ca. 7 ha Fläche, der von Dr. Schalitz (ZALF, Institut für Grünland- und Moorökologie) mehrjährig angelegt und betreut wird. Dieser Talkessel, der teilweise einer extremen Gülleeinwirkung ausgesetzt war, zeigt im Pflanzenbewuchs und den Bodenparametern zum Teil deutliche Unterschiede in den begüllten und nicht begüllten Flächen (vgl.HÖFLICH, dieses Heft). Die Probenahme erfolgte mit und ohne Gülleeinwirkung am Nord-/Südhang sowie jeweils am Hangfuß/Hangkuppe. In Abbildung 2 A ist schematisch die Aufarbeitung des Bodens zur Analyse der

A



B

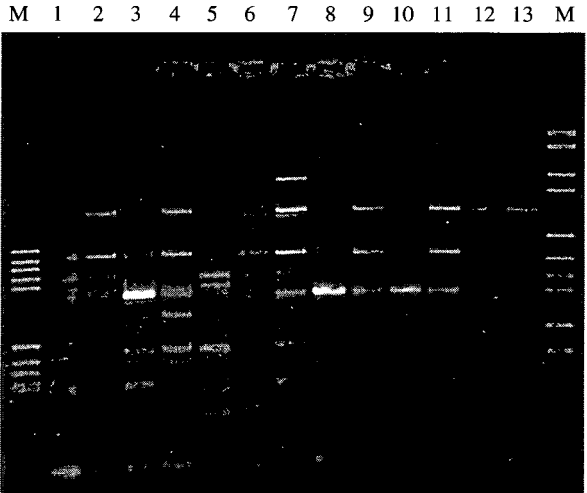


Abb.2: A Abfolge der Analyse der *R. leguminosarum* bv. *viciae*- Population des Trockenrasen-Biotops Galow

B Beispiele für die Analyse von infizierten Knöllchen mittels ERIC- PCR
Primer: ERIC1R, ERIC2

M: DNS- Längenstandard

1- 13: PCR- Muster von Knöllchenextrakten

Population dargestellt. In den Fingerprints ist deutlich erkennbar, daß mittels der ERIC-PCR einerseits eine Vielzahl von Stämmen differenzierbar ist, andererseits eine Reihe von identischen Banden auftreten, die eine Klassifizierung bzw. Verwandtschaftsanalyse erlauben (Abb. 2B). Insgesamt konnten in diesem Versuch 27 Stammgruppen differenziert werden. Der überwiegende Teil dieser *R. leguminosarum* bv. *viciae* Stammgruppen (20) setzt sich aus Isolaten der Symbiose mit beiden verwendeten Erbsensorten (Grapis und Frogel) zusammen, nur wenige Stammgruppen (3 bzw. 4 Gruppen) scheinen nur sortenspezifisch zu nodulieren. So kann davon ausgegangen werden, daß nicht nur wenige durch die Pflanzensorte selektierte Stämme, sondern der Großteil der nodulierenden Population in die Analyse einbezogen sind.

Die Ähnlichkeitsanalyse der ERIC-PCR-Muster zeigt, daß unter Gülleeinfluß ähnlich viele Stammgruppen differenzierbar sind (Abb. 3). Auffällig ist jedoch, daß in den begüllten Varianten völlig andere dominante Stammgruppen auftreten, die nur hier gefunden werden können. Somit ist eine starke Veränderung der nodulierenden Population nachweisbar. Darüber hinaus wird deutlich, daß die in den begüllten Varianten identifizierten Stammgruppen eine hohe Spezifität für ihren entsprechenden lokalen Bezug besitzen (Abb. 3). Der Anteil an Stammgruppen, die in vielen Varianten, d.h. an unterschiedlichen Stellen des Biotops auftreten, ist im Vergleich zu den unbegüllten Varianten sehr gering (21% im Vergleich zu 58% Anteil "indifferenter" Stammgruppen).

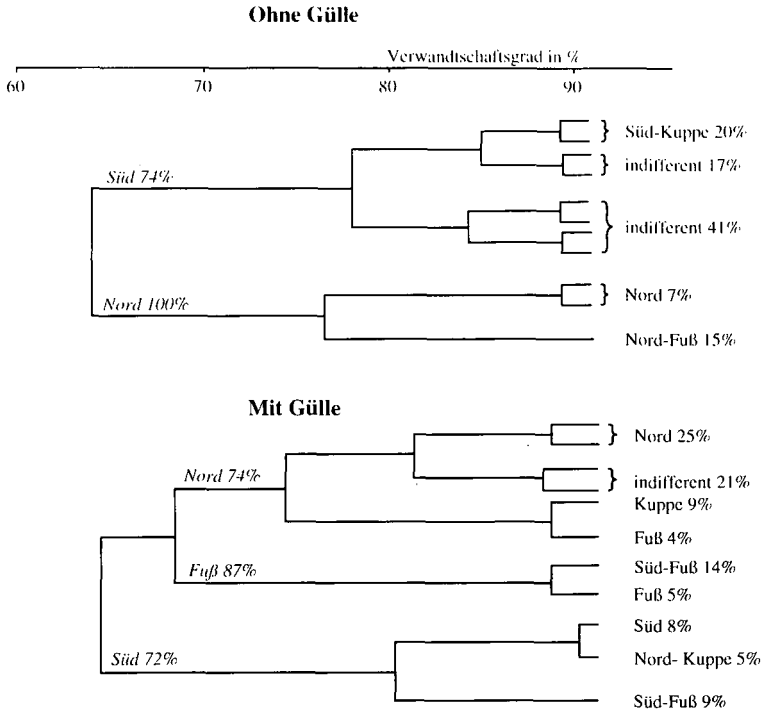


Abb.4: Verwandtschaftsanalyse der im Trockenrasenversuch Galow identifizierten *R. leguminosarum* bv. *viciae* Stämme

In den zwei Stammbäumen sind jeweils die identifizierten Stämme der unbegüllten bzw. begüllten Varianten gezeigt. Die erhaltenen Stammgruppen sind mit ihrem lokalen Bezug und mit ihrem relativen Anteil an der analysierten Population dargestellt. Diese Zuordnung wurde getroffen, wenn mindestens 70% der Vertreter der Stammgruppe den entsprechenden lokalen Bezug aufweisen. "Indifferente" Stammgruppen treten bei mehreren Varianten auf. Klassen von Stammgruppen (*kursiv*) sind in bezug auf ihren relativen Anteil an bestimmten Varianten zusammengefaßt.

untersuchte Einflußgrößen: Hanglage [Kuppe;Fuß], Hangausrichtung [Nord; Süd]

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die Gülleeinwirkung einen drastischen Einfluß auf die Population ausübt. Stammgruppen, die in diesem Biotop lokal weiträumig verbreitet waren, wurden aus den begüllten Flächen verdrängt.

(Die Arbeiten wurden durch das BMFT gefördert {0310181A}.)

Literatur:

Debruijn,FJ (1992): Use of Repetitive (Repetitive Extragenic Palindromic and Enterobacterial Repetitive Intergeneric Consensus) Sequences and the Polymerase Chain Reaction to Fingerprint the Genomes of *Rhizobium meliloti* Isolates and Other Soil Bacteria. Appl Environ Microbiol 58, 2180-2187

Hulton,CSJ, Higgins,CF, Sharp,PM (1991): ERIC sequences: a novel family of repetitive elements in the genomes of *Escherichia coli*, *Salmonella thyphimurium* and other enterobacteria. Mol Microbiol 5, 825-834

Tiefenprofil der Methanbildung einer Flußmarsch der Unterelbe

von

Wagner, D. und E.-M. Pfeiffer

Einleitung:

Untersuchungen der Methanbildung bzw. Methanemission in hydromorphen terrestrischen Ökosystemen wurden in der Vergangenheit hauptsächlich an Reisböden durchgeführt. Neben den künstlich bewässerten Reisböden stellen natürliche Feuchtgebiete (Marschen, Moore, Sümpfe) Quellen atmosphärischen Methans dar. Ihre Fläche ist mit $5,7 \times 10^6 \text{ km}^2$ (ASELMANN & CRUTZEN, 1989) fast 4mal so groß wie die Reisanbaufläche der Erde. Neuere Untersuchungen in Marschengebieten zeigen eine große Spannweite der Methanemission auf, die von $0,005 \text{ mg CH}_4/\text{m}^2 \times \text{d}$ bis $550 \text{ mg CH}_4/\text{m}^2 \times \text{d}$ reichen (BARTLETT et al., 1985; DELAUNE et al., 1990; PFEIFFER, 1994).

Prozeßstudien über die Faktoren (Bodenart, Redoxpotential, Temperatur u.a.), die die Methanogenese in terrestrischen Ökosystemen beeinflussen, gibt es bisher wenige (CONRAD et al., 1987; MAYER & CONRAD, 1990; SCHÜTZ et al., 1990). Deren Kenntnis ist jedoch wichtig, um den Anteil der natürlichen Feuchtgebiete am Gesamtaufkommen des atmosphärischen Methans beurteilen zu können. Als ein wesentlicher Faktor sei die Temperatur genannt. Im Gegensatz zu Profundalsedimenten, die ein relativ konstantes Temperaturmilieu zeigen, unterliegen Marschen und Moore wesentlich größeren Temperaturschwankungen.

Material und Methoden:

Untersuchungsgebiet: Unterelbe, Asseler Sand, Landkreis Stade; Schilfgürtel (R:³⁵29,86 - H:⁵⁹52,76). Vegetation: Hauptvertreter *Phragmites australis*. Nutzung: Naturschutzgebiet.

Methanbildungsraten: Methanbildungsraten wurden für Lagen von 5 cm Mächtigkeit bei 5°C und 20°C ermittelt. 15 g feldfrisches Probenmaterial wurden in sterile Serumflaschen (25 ml) mit 2,5 ml sterilen und entgastem Elbwasser befeuchtet. Anschließend wurden die Flaschen mit einem sterilen, gasdichten Stopfen verschlossen und einem zweimaligen Zyklus von Entgasen (2 Minuten durch eine Kanüle an der Wasserstrahlpumpe) und Begasen (2 Minuten mit N_2) unterzogen. Alle Arbeiten erfolgten unter anaeroben Bedingungen. Als Kontrolle diente eine Probe mit 2,5 ml 8%iger Formaldehyd-Lösung. Die Messung der Methankonzentration im Gasraum erfolgte über einen Zeitraum von 0 - 190 Stunden für 3 bis 7 Parallelen je Probe im Gaschromatographen. Die Methanbildungsraten wurden aus dem Anstieg der Methankonzentration während des Versuchszeitraumes berechnet.

Zellzahlbestimmung: Die Bestimmung der Zellzahlen von methanogenen Bakterien erfolgte mit Hilfe der MPN-Methode (most probable number) nach MAYER & CONRAD (1990). Als Substrat diente Acetat (20mM) und H_2/CO , (8:2).

Ergebnisse:

Bodentyp: Kalk-Flußmarsch aus carbonathaltigen, sandig-lehmigen, perimarinem Sedimenten mit folgender Horizontierung: AhGo (0-5cm), Gor₁ (5-16cm), Gor₂ (16-24cm), Gor₃ (24-43cm), Gr₁ (43-60cm), Gr₂ (60-74cm), fAhGr₁ (74-100cm), Gr₃ (100-116cm), fAhGr₂ (116-126cm), Gr₄ (126-134cm), Gr₅ (134-150cm).

Zellzahlen: Für das gesamte Profil, d.h. für den oxischen und den anoxischen Bereich, konnten methanogene Bakterien nachgewiesen werden (Abb. 1).

Die Werte lagen zwischen $1,4 \times 10^2$ bis $2,5 \times 10^6$ Zellen/g Boden, wobei sich die niedrigen Werte in der Größenordnung von 10^2 bis 10^3 auf drei Lagen (Gor₃, Gr₁) beschränkten. Werden diese Lagen nicht berücksichtigt, ergab sich für den Bereich 0 bis 70 cm Tiefe eine durchschnittliche Zellzahl von $3,4 \times 10^4$ Zellen/g Boden. Für die Tiefe von 70 bis 150 cm lag die durchschnittliche Zellzahl mit $9,8 \times 10^5$ Zellen/g Boden um mehr als eine Zehnerpotenz höher als für die oberen Bodenzonen.

Tiefenprofil der Methanbildungsrate: Die Methanbildungsrate für 5°C lag zwischen 0,007 und 1,041 nmol/h x gTG und für 20°C zwischen 0,052 und 5,596 nmol/h x gTG. Bei beiden Temperaturen zeigten die Tiefenstufe 35-40 cm (Gor₃) die niedrigste und die Tiefenstufe 60-65 cm (Gr₂) die höchste Rate, während die Tiefenstufen 0 bis 35 cm (Gor-Horizonte) über den Versuchszeitraum von 190 Stunden keine auswertbaren Ergebnisse lieferten. Bei 20°C überstiegen die übrigen Lagen einen Wert von 0,6 nmol/h x gTG nicht (Abb. 4.). Von oben nach unten stiegen die Werte an (Ausnahme Tiefenstufe 60-65 cm). Bei 5°C war die Verteilung über das Tiefenprofil unregelmäßiger (Abb. 3.). Die meisten Werte lagen zwischen 0,007 und 0,1 nmol/h x gTG. In drei Lagen wurde eine mehr als doppelt so hohe Methanbildungsrate gemessen. Die Aktivitäten stiegen, im Gegensatz zur Aktivität bei 20°C, zur Profilmittelpunkt hin an und nahmen nach unten wieder ab. Im Durchschnitt war die Methanbildung bei 20°C um das 4,4-fache höher als bei 5°C.

Diskussion:

Für die untersuchte Flußmarsch konnte mit zunehmender Tiefe eine Zunahme der Methanbildung gezeitet werden.

Die höchsten Methanbildungsraten traten dabei in Bodenlagen auf, die durch hohe Gehalte von Ton und organischer Substanz sowie durch hohe Eisen(II)- und Ammonium-Gehalte (Abb. 2.) gekennzeichnet waren.

Es ist bekannt, daß die mikrobielle Aktivität einerseits direkt durch Sorption von Mikroorganismen an Tonminerale und andererseits indirekt durch Sorption von Nährstoffen beeinflusst wird (FILIP, 1979). Für diese Effekte ist vor allem die große Oberfläche der Tonminerale verantwortlich. Mit dem hohen Tongehalt und dem hohen Gehalt organischer Substanz sind auch die hohen Eisen(II)- und Ammoniumgehalte zu erklären.

Die Methanbildungsraten der untersuchten Marsch betragen für 5°C durchschnittlich 0,123 nmol/h x g TG und für 20°C 0,603 nmol/h x g TG. THEBRATH et al. (1993) ermittelten für Oberflächensedimente des Bodensees im April (etwa 7°C) maximale Bildungsraten, die 3mal so hoch lagen wie die in dieser Arbeit ermittelten maximalen Bildungsraten für 5°C und im Oktober bei etwa 15°C war der Maximalwert immer noch etwa 1,5 mal so hoch wie die ermittelte Rate für 20°C. Andere Untersuchungen ergaben bei 15°C Methanbildungsraten für Sedimente von 3,6 bis 26,4 nmol/h x g TG (ZEIKUS & WINFREY, 1976) und für Moorproben bei 25°C von 228 nmol/h x g TG (WILLIAMS & CRAWFORD, 1984). Die Werte dieser Untersuchungen lagen damit um ein vielfaches höher als die in dieser Untersuchung für den

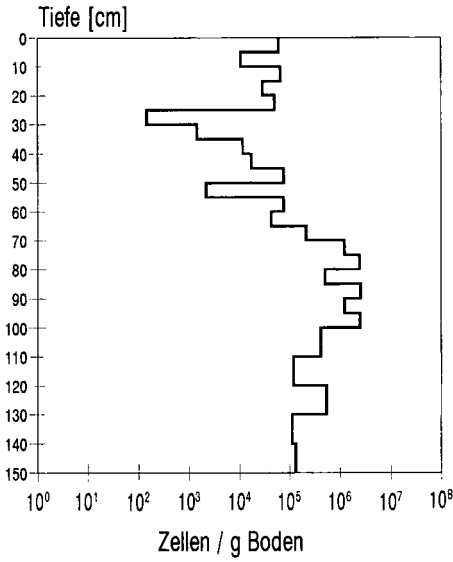


Abb. 1: Tiefenverteilung der methanogenen Bakterien

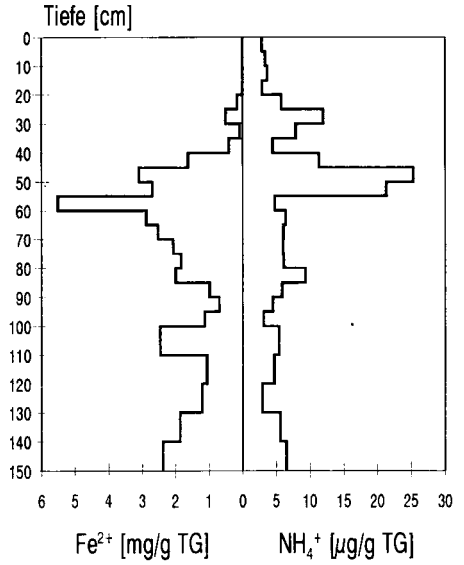


Abb. 2: Tiefenprofil der Eisen(II)- und Ammoniumgehalte

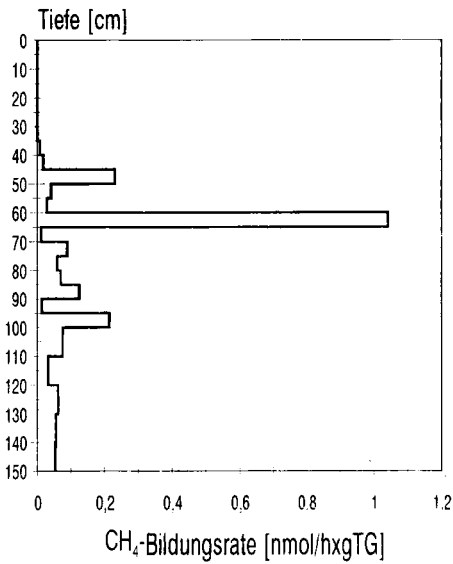


Abb. 3: Tiefenprofil der Methanbildungsrate für 5°C

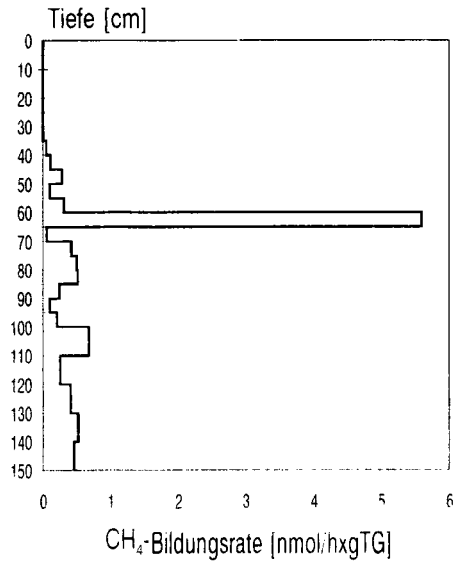


Abb. 4: Tiefenprofil der Methanbildungsrate für 20°C

Marschenboden ermittelten Werte. Daher muß die Methanbildung in der Elbmarsch im Vergleich zu anderen natürlichen Feuchtgebieten als niedrig eingestuft werden.

Bestätigt werden diese Ergebnisse auch durch die Untersuchungen von PFEIFFER (1993), in denen die für den Standort Asseler Sand ermittelten Emissionsraten im Vergleich zu Emissionsraten aus Sümpfen und Mooren als niedrig eingestuft werden.

Es konnten für die gesamte Beprobungstiefe des untersuchten Marschenbodens methanogene Bakterien nachgewiesen werden. Die Zellzahlen der methanogenen Bakterien lagen dabei bis auf wenige Ausnahmen in einem Bereich von 10^4 bis 10^6 Zellen/g Boden. Auch für den oberen aeroben Bodenbereich (Go-Horizonte) konnten regelmäßig Keimzahlen in der Größenordnung 10^4 Zellen/g Boden ermittelt werden. Die Zellzahlen der methanogenen Bakterien im aeroben Bereich lagen nur etwa eine Zehnerpotenzen niedriger als im anaeroben Bodenbereich.

Die Bedeutung der Fähigkeit der natürlichen Population methanogener Bakterien aerobe Phasen in dem untersuchten Boden zu überdauern ist dabei in einer Anpassung an die wechselnden Grundwasserstände und damit an wechselnde Sauerstoffgehalte zu sehen. Dadurch führen wechselnde Grundwasserstände zu einer Veränderung der Verhältnisse von Methanbildung und Methanoxidation in dem Marschenboden und wirken sich somit, wie auch von MOORE & KNOWLES (1989) gezeigt, auch auf die Methanemissionsmenge aus.

Literatur:

- ASELMANN, I. & CRUTZEN, J. (1989): Global distribution of natural freshwater wetlands and rice paddys, their net primary productivity, seasonality and possible methane emissions. *J. Atmospheric Chem.* **8**, 307-358
- BARTLETT, K.B.; HARRIS, R.C. & SEBACHER, D.J. (1985): Methane flux from coastal salt marshes. *J. Geophys. Res.* **90**, 5710-5720
- CONRAD, R.; SCHÜTZ, H. & BABEL, M. (1987): Temperature limitation of hydrogen turnover and methanogenesis in anoxic paddy soil. *FEMS Microbiol. Ecol.* **45**, 281-289
- DELAUNE, R.D.; PATRICK Jr., W.H.; LINDAU, C.W. & SMITH, C.J. (1990): Nitrous oxide and methane emission from Gulf coast wetlands. *In: Bouwmann, A.F. (eds.): Soils and the Greenhouse Effect.* 497-502. John Wiley and Sons, Chichester
- FILIP, Z. (1979): Wechselbeziehungen von Mikroorganismen und Tonmineralen - eine Übersicht. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd.* **142**, 375-386
- MAYER, H.P. & CONRAD, R. (1990): Factors influencing the population of methanogenic bacteria and the initiation of methane production upon flooding of paddy soil. *FEMS Microbiol. Ecol.* **73**, 103-112
- MOORE, T.R. & KNOWLES, R. (1889): The influence of water table levels on methane and carbon dioxide emissions from peatland soils. *Ca. J. Soil Sci.* **69**, 33-38
- PFEIFFER, E.-M. (1993): Methanbildung und -emission aus Marschen und Mooren. *Mitteil. Dt. Bodenkundl. Gesellschaft* **72**
- PFEIFFER, E.-M. (1994): Methane fluxes in natural wetlands (Marsh and Moor) in Northern Germany, *Current Topics Wetland Biogeochem.*, **1**, 36-47
- SCHÜTZ, H.; SELER, W. & CONRAD, R. (1990): Influence of soil temperature on methane emission from rice paddy fields. *Biogeochemistry* **11**, 77-95
- THEBRATH, B.; ROTHFUSS, F.; WHITICAR, M.J. & CONRAD, R. (1993): Methanproduction in littoral sediment of Lake Constance. *FEMS Microbiol. Ecol.* **102**, 279-289
- WILLIAMS, R.T. & CRAWFORD, R.L. (1984): Methan production in minnesota peatlands. *Appl. Microbiol.* **47**(6), 1266-1271
- ZEIKUS, J.G. & WINFREY, M.R. (1976): Temperature limitation of methanogenesis in aquatic sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* **31**(1), 99-107

Wirkungen von Luzernemehl, Zinkchlorid, Goltix WG und Metamitron auf die mikrobielle Aktivität und Aggregatstabilität von Böden

von

Wilke, B.-M. und M. Fuchs*

EINFÜHRUNG

Bodenmikroorganismen vermögen Bodenpartikel durch Absonderung von Polysacchariden und anderen Biopolymeren zu stabilisieren (Anderson 1991). Im Hinblick auf die Erodierbarkeit von Böden wurden Wirkungen der Herbizide Goltix WG und Grammoxone auf die mikrobielle Aktivität und Aggregatstabilität eines sandigen Lehmes und eines Lößbodens untersucht (Wilke u. Fuchs 1993). Während Grammoxone sowohl die mikrobielle Aktivität als auch die Aggregatstabilität des sandigen Lehmes reduzierte, förderte das gut abbaubare Präparat Goltix WG sowohl die Basalatmung als auch die Aggregatstabilität beider Böden.

In der vorliegenden Arbeit sollen folgende Fragestellungen geprüft werden: 1. Sind aktivitäts- und stabilitätsfördernden Wirkungen von Goltix WG auf dessen Wirkstoff Metamitron oder die Formulierung des Präparates zurückzuführen? 2. Fördern leicht abbaubare organische Substanzen generell die Aggregatstabilität? 3. Führen Hemmungen der mikrobiellen Aktivität zwangsläufig zur Instabilisierung von Bodenaggregaten? Zur Prüfung der Fragen 2 und 3 wurden die Versuchsböden mit Luzernegrüngrasmehl bzw. Zinkchlorid behandelt.

MATERIAL UND METHODEN

Als Versuchsböden dienten die Ap-Horizonte eines Kolluviums aus Geschiebemergel (K) und einer erodierten Parabraunerde aus Löß (L). Ihre physikalischen und chemischen Eigenschaften sind folgender Tabelle zu entnehmen.

Physikalische und chemische Eigenschaften der Versuchsböden

Parameter	T (%)	U (%)	S (%)	pH (CaCl ₂)	C _{org} (%)	N _t (mg/g)	KAK (cmol/z/kg)
Kolluvium aus Geschiebemergel (K)	19	29	52	6,7	1,5	1,29	15,2
erodierte Parabraun- erde aus Löß (L)	12	80	9	7,7	0,94	1,94	12,1

Beide Böden wurden mit dem Herbizid Goltix WG, dessen Wirkstoff Metamitron, Luzernegrüngrasmehl (4000 mg/kg) sowie mit Zinkchlorid (240 mg Zn/kg) behandelt. Goltix WG und Metamitron wurden in 10-facher Dosierung appliziert (= 150 mg Goltix WG/kg, 100 mg Metamitron/kg Boden).

Aus den naturfeuchten Böden wurden Aggregate der Größe 1 - 2 mm abgesiebt und die o.g. Stoffe durch Aufsprühen bzw. vorsichtiges Einmischen (Luzernemehl) zugesetzt. Die Wassergehalte der Aggregate betragen nach Stoffzugabe 11 % (K) und 21 % (L). Anschließend wurden die Proben 35 Tage im Dunkeln bei 22 °C bebrütet.

Die mikrobielle Aktivität wurde durch Messung der *Basalatumung* (CO₂-Abgabe, Leitfähigkeitsmessung in KOH n. Nordgren 1988) und der *Dehydrogenaseaktivität* (DHA) unter Verwendung von INT (modifiziert n. Spothelfer-Magana u. Thalmann 1992) bestimmt.

* Institut für Landschaftsbau der TU Berlin, Albrecht-Thaer-Weg 4, 14195 Berlin.

Die *Aggregatstabilität* wurde nach einem Tauchsiebverfahren in Anlehnung an Murer et al. (1992) ermittelt. *Mobiles Zink* bestimmten wir im Wasserextrakt (Boden/Lösung 1:2, 24h schütteln).

Alle Versuche wurden in dreifacher Wiederholung mit Ausnahme der CO₂-Bestimmungen (zwei Parallelen) durchgeführt. Die statistische Auswertung der Daten erfolgte mit dem SPSS-Programmpaket (Varianzanalyse, Scheffé Procedure).

ERGEBNISSE und DISKUSSION

Luzernegrüngrasmehl förderte erwartungsgemäß die Basalatmung und Dehydrogenaseaktivität (DHA) beider Versuchsböden beträchtlich (s. Abb. 1a,b und 2a,b). Am Kolluvium konnten stärkere Steigerungen nachgewiesen werden als an der Parabraunerde. Dementsprechend wurde die Wasserstabilität der Aggregate der Parabraunerde weniger gefördert als die des Kolluviums (vgl. Abb. 1c, 2c).

Zinkchloridzusätze hemmten Atmung und DHA beider Böden. Die Aktivitätsverluste des Kolluviums, insbesondere der Basalatmung, waren größer als die der Parabraunerde (vgl. Abb. 1a,b mit 2a,b). Letzteres ist auf die stärkere Sorption von Zink in der Parabraunerde zurückzuführen. Die Gehalte an wasserlöslichem Zink betragen 5 mg Zn/kg (L) bzw. 23 mg Zn/kg (K). Signifikante Stabilitätsverluste konnten nur beim Kolluvium nachgewiesen werden (s. Abb. 1c, 2c).

Goltix WG und *Metamitron* förderten die Basalatmung der Versuchsböden nachhaltig, wobei der Wirkstoff 'Metamitron' häufig etwas weniger effektiv war als das formulierte Präparat (s. Abb. 1a,2a). Metramitron förderte die DHA des Kolluviums am 14. und 21. Tag, Goltix zusätzlich am 7. Tag. Am 35. Tag wurde die DHA geringfügig gehemmt (s. Abb 1b). In der Parabraunerde förderte nur Metamitron die DHA am 7. und 14. Versuchstag geringfügig (Abb. 2b). Wirkungen von Metamitron und Goltix auf die DHA unterschieden sich nicht. Die Aggregatstabilität des Kolluviums wurde durch Goltix WG am 1. Versuchstag geringfügig gefördert. Am 14. Tag bewirkten Goltix WG und Metamitron einmalig signifikante Stabilitätsverluste (Abb. 1c). Die Aggregatstabilität der Parabraunerde wurde dagegen am 14. Tag einmalig durch beide Stoffe gefördert (Abb. 2c). Unterschiede zwischen den Wirkungen von Metamitron und Goltix WG bestanden nicht.

Aktivitäts- und stabilitätsfördernde Wirkungen von Goltix WG können, sofern vorhanden, nicht allein auf die Formulierung des Präparates zurückgeführt werden. Nur die Basalatmung wurde durch Goltix WG etwas stärker gefördert als durch den Wirkstoff Metamitron. Gleiches gilt auch für die Aggregatstabilität, die bei den hier verwendeten Konzentrationen nur einmalig am 1. Tag im Kolluvium durch Goltix WG stärker verändert wurde als durch Metamitron.

In Übereinstimmung mit Kandeler et al. (1994) kann davon ausgegangen werden, daß durch Zugabe leicht abbaubarer organischer Verbindungen die Aggregatstabilität gefördert wird. Nachhaltige Hemmungen der mikrobiellen Aktivität, wie sie z.B. durch Zink hervorgerufen wurden, scheinen dagegen eine Destabilisierung zu bewirken. Darauf weisen zumindest die am Kolluvium erzielten Ergebnisse hin.

LITERATUR

- Anderson, T.-H. (1991): Bedeutung der Mikroorganismen für die Bildung von Aggregaten im Boden. Z.Pflanzenernähr. Bodenk. 154:409-416.
- Kandeler, E., Aichingen, S. und R. Kiem (1994): Die Funktion von Mikroorganismen bei der Bildung und Stabilisierung von Aggregaten. VDLUFA-Schriftenreihe Kongreßband 38:581-584.
- Nordgren, A. (1988): Apparatus for the continuous, long-term monitoring of soil respiration rate in large numbers of samples. Soil Biol. Biochem- 20:955-957.
- Murer, E.-J., Baumgarten, A., Eder, G., Gerzabek, M.H., Kandeler, E. and N. Rampazzo (1993): An improved sieving machine for estimation of soil aggregate stability (SAS). Geoderma 56:539-547.
- Spothelfer-Magana, J. und A. Thalmann (1992): Eine verbesserte Methode zur Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität von Böden unter Einsatz von Iodonitrotetrazoliumchlorid (INT) Agriol.Res. 45:244-256.
- Wilke, B.-M. und M. Fuchs (1993): Wirkungen von Herbiziden auf die mikrobielle Aktivität und die Aggregatstabilität von Böden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 72:657-660.

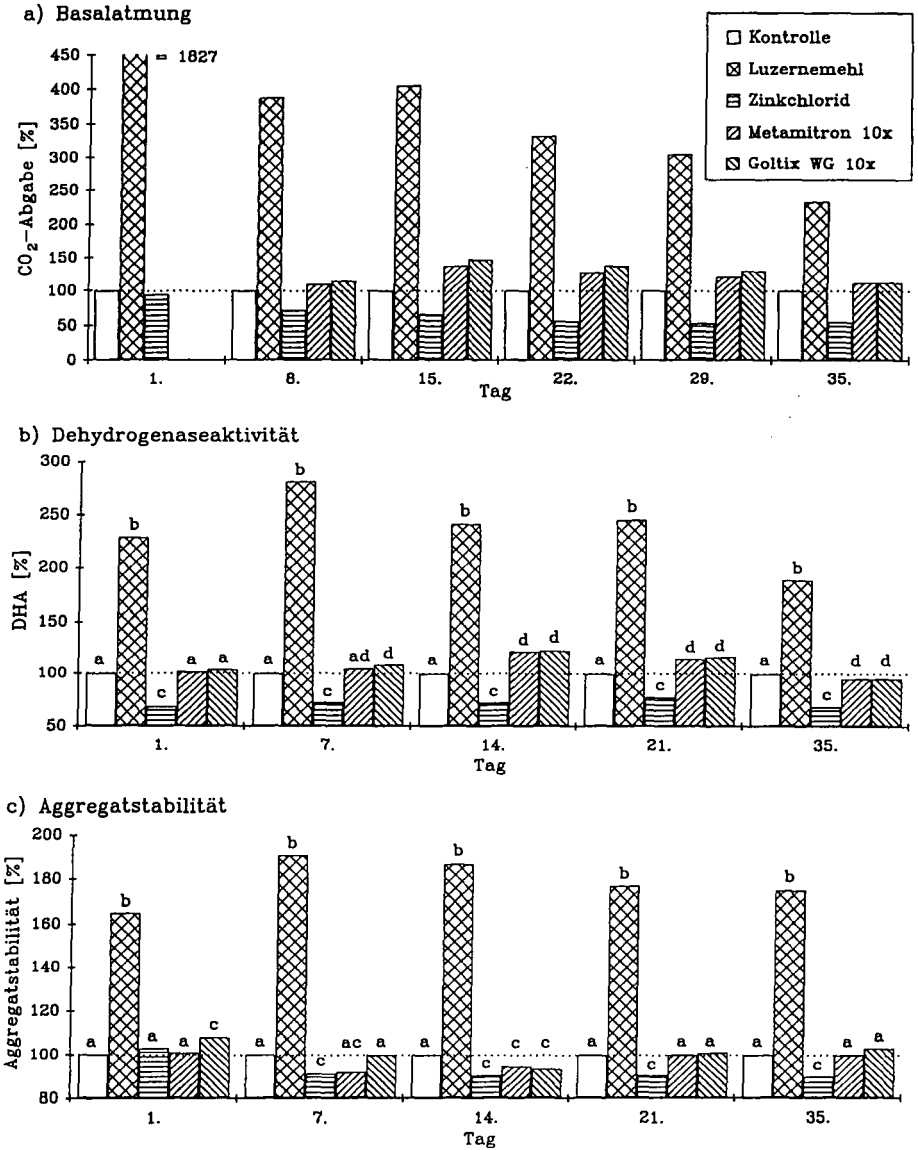


Abb. 1: Einfluß verschiedener Substanzen auf die Basalatmung, Dehydrogenaseaktivität und Aggregatstabilität eines Kolliviums (Kontrolle = 100%)

Innerhalb eines Meßtermines unterscheiden sich die mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichneten Varianten signifikant.

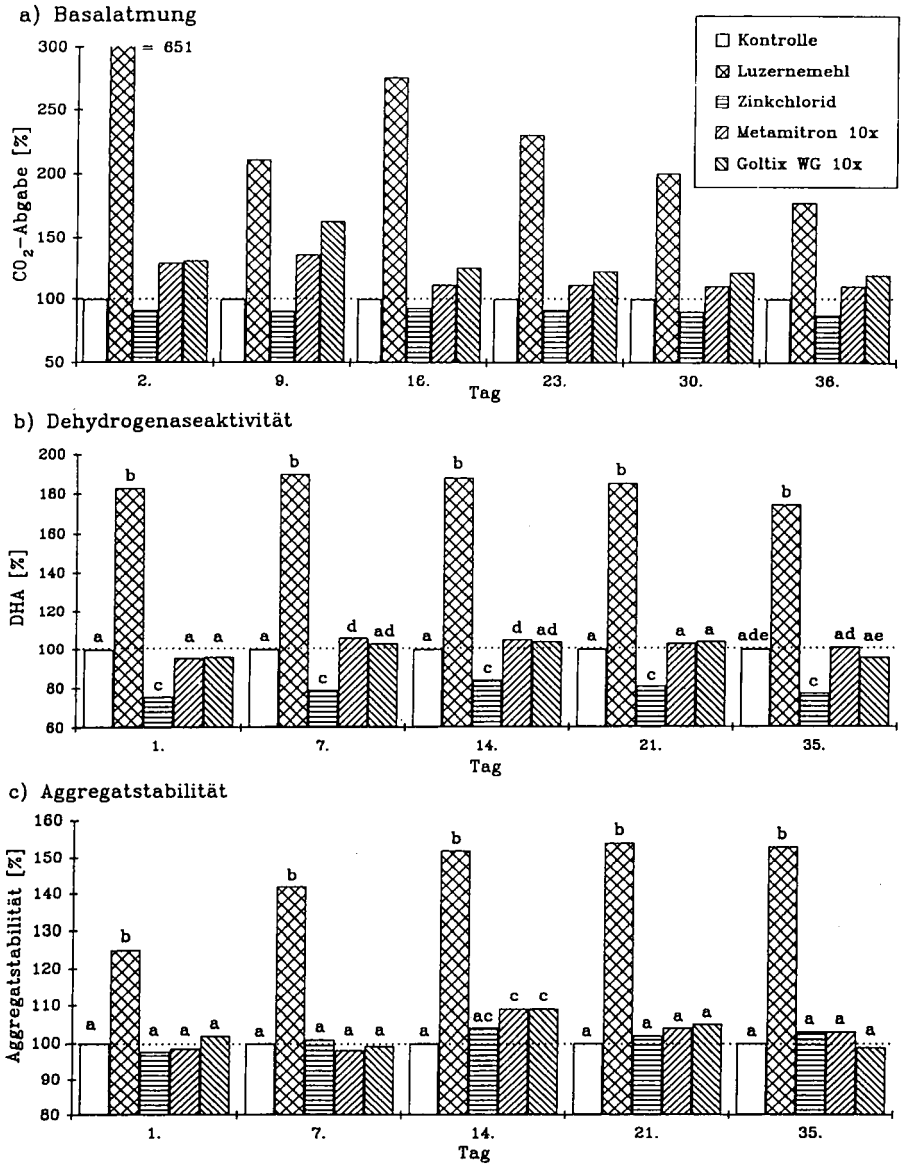


Abb. 2: Einfluß verschiedener Substanzen auf die Basalatmung, Dehydrogenaseaktivität und Aggregatstabilität einer Parabraunerde (Kontrolle = 100%)

Innerhalb eines Meßtermines unterscheiden sich die mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichneten Varianten signifikant.

**Theoretische Grundlage zur Verwendung von Bodenalgeln als
Mustermatrix in Waldökosystemen**

von

Wöhler, I.^o

In dieser Arbeit soll eine theoretische Grundlage geschaffen werden, um standortabhängige und statusbeschreibende Muster in Waldökosystemen mit Hilfe von Bodenalgeln zu finden.

Erste Ansätze zu diesem Thema, auf dem auch dieser Text basiert, sind von Wöhler (1995) dargelegt worden.

Unter Muster sollen wiederkehrende oder beibehaltene Zustände, die den typisierten, potentiellen Normalzustand eines Ökosystems widerspiegeln, verstanden werden.

Bodenalgeln und ihr qualitatives und quantitatives Vorkommen in Waldökosystemen können standortabhängige und statusbeschreibende Muster ausweisen und müssen in diesem Versuchsansatz miteingebunden werden.

Die folgende Hypothese muß deshalb in den Untersuchungen überprüft werden:

• Bodenalgeln charakterisieren über ihr quantitatives und/oder qualitatives Vorkommen Waldökosysteme, da sich die biologischen, chemischen und physikalischen Bedingung am Standort in den Algenpopulationen widerspiegeln können.

^o Institut für Bodenkunde und Waldernährung,

Universität Göttingen, Büsgenweg 2, 37077 Göttingen

Theoretische Grundlage:

Dieser Forschungsansatz soll bewußt ein empirisches Vorgehen auf der Basis des heutigen Kenntnisstandes in den Vordergrund stellen, um Muster im oben genannten Sinn zu finden bzw. auszuweisen und um ihre Eignung als Prognosewerkzeuge in der Ökosystemforschung zu testen.

Die Suche nach Mustern ist im Grunde die Suche nach der verborgenen Einfachheit komplexer Systeme, für die auch moderne Untersuchungs- und Anwendungsmethoden neue Wege bieten. Durch Muster können Identifikationsmöglichkeiten für Waldökosysteme durch Prozeßbündelungen im Sinne einer Ordnung auf biologischer, chemischer oder physikalischer Ebene möglich sein. In der Mannigfaltigkeit der Beobachtung soll die Einheit, die die verbindliche Ordnung verbürgt, zu erkennen sein.

Muster sollen dann in der Naturausstattung einer Landschaft wiederkehrende Zustände repräsentieren. Ihre Übereinstimmung oder Abweichung vom typisierten, potentiellen Normalzustand eines Ökosystems spiegeln sie wider.

Die Musterbildung kann verschiedenen Prinzipien folgen. Für Ökosysteme scheint zu gelten, daß mindestens zwischen strukturellen und funktionalen Kriterien zu unterscheiden ist (Dualismus).

In diesem hier vorgenommenen Forschungsansatz sollen Muster unter statischem oder strukturellem Gesichtspunkt erfaßt und betrachtet werden.

Die durchgeführten Analysen und Untersuchungen dienen der Herausarbeitung von Merkmalen, die zur Identifikation eines Musters Verwendung finden können.

Ausgewählte Muster müssen untereinander widerspruchsfrei sein; es bleibt dabei zu prüfen, inwieweit ein generelles Datenerhebungsschema für die Beschreibung von Waldökosystemen

über Bodenalgeln sinnvoll ist, oder ob sich Merkmalskombinationen ergeben, die zweckmäßig von vornherein zu differenzieren sind.

In den Datenerhebungsschemata muß sich die Hypothese widerspiegeln.

Um mit Mustern arbeiten zu können, müssen die Kriterien, auf deren Merkmalen das Muster beruht, definiert werden. Des weiteren müssen die Reproduzierbarkeit, die räumlich wiederkehren und gleiche Untersuchungsbefunde liefern, die Quantifizierbarkeit und die Gültigkeitsgrenzen bzw. die Anwendbarkeit des Musters berücksichtigt werden.

Diese Abhandlung soll als ein erster theoretischer Versuch verstanden werden, um mit Hilfe von Mustern, die in diesem Fall durch Bodenalgeln ermittelt werden, Waldökosysteme zu beschreiben und zu charakterisieren.

Weitere Arbeiten sind für diesen Ansatz aber noch zwingend notwendig, da heute noch große Kenntnis- und Wissensdefizite bestehen, um Bodenalgeln als Muster sinnvoll in der Ökosystemforschung einsetzen zu können.

Abschließend seien die Stufen der Erkenntnisbeschreibung genannt, deren Schrittfolge Beschreibung, Erklärung, Kontrolle und Prognose allgemein auch für Ökosysteme gilt.

Im geplanten Forschungsansatz können die Daten und Ergebnisse über die Bodenalgeln zur Musterbeschreibung in Waldökosystemen anfangs nur von der ersten und mit Einschränkung von der zweiten Ebene Verwendung finden.

Generell müssen die ausgewählten Muster immer meßbar und objektivierbar sein.

Dieser Forschungsansatz sollte für Ökosysteme weiter verfolgt werden. Es erscheint sinnvoll zu sein, Kenntnis- und Wissensdefizite in diesem Bereich durch weitere Untersuchungen aufzuarbeiten, um Muster in der Ökosystemforschung gezielt und