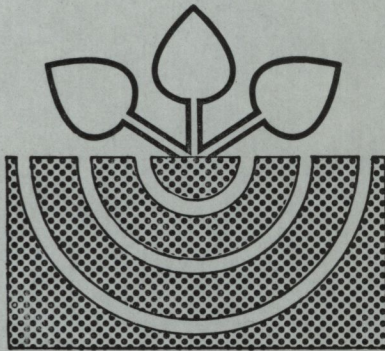


Z81/66 I

MITTEILUNGEN

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**



Band 66
Heft I
1991

I S S N - 0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Band 66

1991

I N H A L T

BAND 66

Heft I

	Seite
QUAST;J. u. I.LIEBEROTH: Zum Wirken der Bodenkundlichen Gesellschaft der DDR 1967-1990	29
VORTRÄGE DER TRÄGER DES FRITZ-SCHEFFER-PREISES	
JAHN,R.: Intensität und Geschwindigkeit bodenbildender Prozesse in Böden aus Vulkanen im semiariden Klima Lanzarotes (Spanien)	51
ROTH,K.: Stofftransport in natürlichen Böden: Modellie- rung mit Transferfunktionen	59
BERICHTE AUS ARBEITSKREISEN UND ARBEITSGRUPPEN	
ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK:	69
WITTMANN,O.: Berichte aus dem Arbeitskreis für Bodensy- stematik der DBG	
ARBEITSGRUPPE INFORMATIONSSYSTEME IN DER BODENKUNDE:	75
HEINEKE,H.J.: Der Einsatz von Informationssystemen in der Bodenkunde - Zu Aufgabe und Arbeit der AG 4 "Informationssysteme in der Bodenkunde" -	
ARBEITSGRUPPE BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND -SCHON- GEBIETEN:	81
GRAMATTE,M. Bericht über die Sitzung der Arbeitsgruppe u.B.WOHLRAB: "Bodennutzung in Wasserschutz- und Wasser- schongebieten"	
Referate der JAHRESTAGUNG 1991	
KOMMISSION I	
AHL,C.H., Soil Water Balance Study in a Soil Topo- C.CLERICI, sequence in Uruguay	87
J.E.LIESEGANG, A.TORRES u. C.VICTORA	
BACHMANN,J. Schätzverfahren zur Bestimmung von Poren- u.K.H.HARTGE: größenverteilung und Lagerungskurven in Abhän- gigkeit von Bodenart und Nutzung	91
BAUMGARTL,Th. Bedeutung der Neutralspannung für die Span- u.Regine nungsverteilung in Böden	95
KAYSER	

BECHER, H.H.:	Festigkeitsverteilung in Einzelaggregaten	99
BECKER, K.-W., H.DRECHSLER, F.EULENSTEIN u.B.MEYER:	Ein Rechenmodell mit einfachen Eingabedaten für den Zeitgang der Wasserverdrängung in und aus der Evapotranspirationszone von Böden agrarischer Ökotope und seine Überprüfung mit Tracern	103
BECKMANN, T., K.HASENPUSCH, M.KÜCKE u. H.-J.ALTEMÜLLER	Strukturstörungen beim Einbau von keramischen Saugkerzen auf unterschiedlichen Böden	107
BECKMANN, Th. u.P.Catherina MÜLLER	Nadelstichporensysteme eines Lößbodens - Rechnergestützte 3D-Darstellung -	109
BEISECKER, R., S.GÄTH u. H.-G.FREDE:	Auswirkungen langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf den Wasser- und Stofftransport eines LÖß- und eines Sandbodens	113
BERGHAUSEN, M. u.D.GOETZ:	Der Einfluß von Diesel- und Schmierölkontaminationen auf bodenmechanische Eigenschaften unterschiedlicher Bodenmaterialien	115
BOHNE, Heike:	Potentialverteilungen in Aggregaten im Verlauf der Wasserabgabe	119
BOHNE, K., H.KRETSCHMER u.R.HORN	Der Proctortest und seine Anwendung auf das Verdichtungsproblem	123
DURNER, W.:	Vorhersage der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit von Böden mit merhmodalen Porensystemen	127
GÄTH, S., H.MUTH u. H.-G.FREDE:	Einfluß der Stickstoff-Düngerform auf die Regeninstabilität von LÖß-Bodenaggregaten	131
GERMANN, P.:	Erfassung der schnellen Flüsse im Boden und deren Bedeutung für den Transport von gelösten und partikulären Stoffen	135
GLÖSS, St. u. D.FELDHAUS:	Untersuchungen zur bodenbedingten Variabilität von Durchdringungswiderständen	139
GUENTHER, D. u. P.WIDMOSER	Bodenverdichtung und Wasserleitfähigkeit	143
HELMING, K., R.WOLF u. H.DIESTEL:	Zur Kennzeichnung des Mikroreliefs von Bodenoberflächen im Hinblick auf die Mulden-speicherung und die energetische Wirkung von Niederschlägen	147
HUWE, B., R.LOCHMANN, E.STROHM, H.GÖLZ-HUWE & R.R.v.d.PLOEG	Ein Konzept zur Regionalisierung punktförmiger Daten zur Erfassung des Nitrataustrags der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Einzugsgebiet eines Wasserwerks	151
JANSEN, M. u. F.BEESE:	Stofftransporteigenschaften von Aggregatpackungen unter ungesättigten Fließbedingungen	155

KAUNE, A. u. R.HORN:	Die Veränderung der scheinbaren Temperatur- und Wärmeleitfähigkeit eines Lösses infolge der Bodenstrukturierung	157
KÖNIG, R., G.WESSOLEK u.M.RENGER:	Simulationsmodell zur Berechnung der Wasserbewegung an landwirtschaftlich genutzten Hangflächen	161
LEBERT, M.:	Stabilitätseigenschaften rekultivierter Böden aus Löß im Rheinischen Braunkohlen-Tagebaurevier	165
LEUCHT, A., B.E.ALLISON, T.ENTENMANN, R.R.V.d.PLOEG & K.HELFFESRIEDER	Evaluierung von Evapotranspirationsmodellen am Standort "Naturmeßfeld Horkheimer Insel"	169
MAHR, A. u. R.HORN:	Erfassung von Wasserhaushaltsparametern organischer Bodenhorizonte unter Verwendung der Time Domain Reflectometry (TDR)	173
MEYER, B., S.L.SCHLIND- WEIN u. J. STIEGEMANN	Dispersiver Ionentransport in den Latossoloxoxos Südbraziiliens als typischen Tonaggregat-Böden	177
--- u. J. STIEGE- MANN	Apparente Diffusionskoeffizienten bei naturnaher geringer Porenwasser-Geschwindigkeit für die Modellierung der Solut-Verdrängung in Sandböden, besonders Moderhumus-Ackerkrumen	181
MITSCHEKE, E., S.GÄTH u. H.-G.FREDE:	Die Wirkung unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten des Porenwassers auf die Luftsprennung von Aggregaten	185
de MOL, F., M.JOSCHKO u. W.EHLERS	Zur Beziehung zwischen Funktion und Morphologie von Grobporen	189
NEUPERT, A.:	Mobiles Zylinderdruckgerät zur Bestimmung des Spannungs-Verformungsverhaltens von Ackerböden	193
OPP, Chr.:	Erste Ergebnisse bodenphysikalischer, bodenchemischer und landschaftsökologischer Untersuchungen in der Mongolei	197
PLAGGE, R., C.H.ROTH u. M.RENGER:	Hysteresis der ungesättigten Wasserleitfähigkeit und der pF-Kurve unter instationären Bedingungen	201
PRIETZSCH, Corinna u. H.-R.BORK:	Regionalisierung physikalischer Boden- und Oberflächenparameter mit Hilfe der Mikrowellenfernerkundung	205
RIEBE, B. u. E.-G.NIEMANN:	Beobachtung der Verlagerung von Bodenpartikeln mit Hilfe eines neutronenaktivierbaren Tracers	209
RIEK, W., S.HANNAPPEL u.M.RENGER:	Beziehung zwischen pflanzenverfügbarem Bodenwasser und Wuchsleistung geschädigter Kiefern- und Eichenbestände unter Berücksichtigung der Schadensausprägung	213
SCHEIBKE, R., T.ZURMÜHL u.W.DURNER	Hochauflösende Datenerfassung zur Bestimmung der hydraulischen Eigenschaften ungestörter Bodensäulen	217

SCHNEIDER, R. u. D. SCHRÖDER:	Bodenmechanische Untersuchungen an Neuland- böden aus Löß und Hafenschlick	221
SEMMELE, H. u. R. HORN:	Einfluß der Befahrungintensität auf die Druckfortpflanzung im Boden	225
SOMMER, C. u. Margarete SCHWARZ	Zum Einfluß von Bodendichte und Bodenwasser- spannung auf die Wasseraufnahme von Pflanzen	229
SPEERSCHNEI- DER, H.-G. BROD u. K.-H. HARTGE:	Laterale Stoffflüsse in Böden von Alleebaum- standorten als Folge von Versiegelungsunter- schieden	233
TAUBNER, Heidi u. R. HORN:	Der Einfluß der Bodenstruktur auf die Boden- lösung	237
THOMA, M. u. E. PRIESACK:	Ein strömungsmechanisches Transportmodell für poröse Medien mit Makroporen	241
VOGEL, H.-J. u. U. BABEL:	Physikalische und morphologische Aspekte der Porengeometrie am Beispiel eines Al-Horizontes unter einem Acker bei Ohlendorf	245
WERNER, D., P. PARIS u. A. RÜDIGER:	Zum Einfluß des Radschlupfes auf das Boden- gefüge	249
WESSOLEK, G., R. PLAGGE u. R. KÖNIG	Modellstudien zur Empfindlichkeit der Van Genuchten-Mualem Parameter	255
WILLENBOCKEL, I. u. J. RICHTER	Darstellung der Bodenstruktur mit Hilfe des relativen scheinbaren Gasdiffusionskoeffizien- ten D_s/D_a	259
ZAUSIG, J. u. R. HORN:	Der Belüftungszustand eines Pelosol-Gleys als Funktion des Bodenwasserhaushaltes	263
ZHANG, H. u. K. H. HARTGE:	Zur Auswirkung organischer Substanz verschiede- ner Zersetzungsgrade auf die wasserstabile Aggregation durch Reduzierung der Aggregat- benetzbarkeit	267
KOMMISSION II		
AHL, C., I. AHRENDT u. J. NIEMEYER	Die Fraktale Verteilung der Minerale und deren Bedeutung für die Sorption	271
BAUHUS, J. u. K. J. MEIWES:	Zum Problem der Nitrat-Auswaschung nach Grün- abfallausbringung in Wäldern	275
BREDER, R. u. G. WELP:	Voltammetrische Bestimmung von Cd, Pb, Cu und Zn in Bodenlösungen	279
BÜRGISSER, C., A. SCHEIDEG- GER, M. BORKO- VEC u. H. STICHER	Transport- und Adsorptionsverhalten von Cadmium in Säulen	283

DITTRICH, K. u. L. GIANI:	Vergleich von oxischen, wurzelnahen Bodenbereichen mit anoxischen, wurzelfernen Bodenbereichen an einem Salicornia- und Spartina-Standort	287
EHRIG, Ch., U. MÜLLER-WE- GENER, B. AHLSDORF & R. SCHMIDT	Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser	291
FICKINGER, T., A. LAMPROU, T. ZURMÜHL u. W. DURNER	Vergleich von Batch- und Säulenversuchen zur Bestimmung des Sorptionsverhaltens von Dimethylphthalat an einem Ackerboden	295
FILIUS, Ange- lika u. J. RICHTER	Desorption und Verlagerung von Schwermetallen in Abhängigkeit vom pH-Wert	299
FREESE, D., S. E. A. T. M. V. d. ZEE u. W. H. v. RIEMSDIJK	Einfluß akkumulierter Phosphate im Boden auf die Phosphatsorption und -desorption	303
GENSIOR, A., W. WILCZYNSKI u. M. RENGER:	Potentielle Protonenpufferung und Desorptionsverhalten von Kationen einer Rostbraunerde unter Kiefernforst nach einer Kalkung	307
GRUPE, M. u. D. KOCH:	Austrag von Nickel geogener und anthropogener Herkunft - Ergebnisse eines Kleinlysimeterversuches -	311
GUGGENBER- GER, G.:	Dynamik und Chemismus des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) immissionsbelasteter Waldstandorte im Fichtelgebirge	315
HADERLEIN, St. u. R. SCHWAR- ZENBACH	Adsorption substituierter Nitrophenole und Nitrobenzole an mineralische Oberflächen	319
HAIDER, K., A. WAIS u. M. SPITELLER	Ein neues Verfahren zur analytischen Bestimmung gebundener Rückstände von Pflanzenschutzmitteln in Böden	323
HANTSCHHEL, R. u. S. ECKERT:	Mikrokosmenstudien zur Wirkung sowie zum Transport und Abbau von Terbutylazin in Ackerböden	327
HEYMANN, H. u. H. WIECHMANN	Untersuchungen zur Cadmiumbelastung in Hamburger Kleingärten	329
HILDEBRAND, E. E.:	Die Bestimmung effektiv austauschbarer Ionen in natürlich gelagerten Bodenkörpern	333
JANDL, R. u. G. GLATZEL:	Bodenwasserchemismus eines Allium ursinum Buchenwaldes	337
JONECK, M. u. R. PRINZ:	Dioxine in Böden Bayerns. Gehalte polychlorierter Dibenzodioxine (PCDD) und polychlorierter Dibenzofurane (PCDF) in Auflage- und Oberbodenhorizonten von Böden unterschiedlicher Nutzung und Immissionsituation	341

KAISER, K. u. M. KAUPEN- JOHANN:	Salz- und Säureeffekte auf die chemische Zusammensetzung von Bodenlösungen und auf die Sorptionseigenschaften immissionsbelasteter Standorte	345
KAUNE, A. u. H. FIEDLER:	Verhalten von Dioxinen in Böden - Aktueller Kenntnisstand	349
KAUPENJO- HANN u. Ga- brielle FRANKE	Einfluß von Probenvorbehandlung und Temperatur auf die DOC-Sorption von Böden	353
MANSFELDT, T., R. JUNG- FLEISCH- BLESS, H.-P. BLUME u. B. SAT- TELMACHER	Einfluß des Redoxpotentials auf die Stoffdynamik einer jungen Kalkmarsch	355
MARSCHNER, B., K. RAKEI u. M. RENGER	Räumliche Variabilität von Bodenlösungszusammensetzung und Sickerwasseraustrag unter einem Kiefern-Altbestand	359
MARTIN, W.:	Bestand und Veränderungen an Schwermetallen in ausgewählten Böden Bayerns. Untersuchung an 203 Profilen über den Zeitraum von 1964-1986	363
MÜLLER, U., V. HENNINGS u. A. HORN	Untersuchungen zur PCB- und Dioxinverbreitung in Böden	365
NIEMANN, A. u. B. SCHEFFER	Zur Fraktionierung organischer Stickstoffverbindungen in einem-sauren Niedermoorboden	369
NORDMEYER, H.:	Räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften und deren Bedeutung für Verhalten und Verbleib von Pflanzenschutzmitteln im Boden	373
PRIETZEL, J., K. ZENKER, M. FISCHER u. K.-E. REHFUESS	Kontinuierliche Belastung von Monolithen repräsentativer süddeutscher Waldböden mit definierten SO_4^{2-} -Gaben	377
PRINTZ, H., Th. PÜTZ u. P. BURAUDEL:	Versuch der Charakterisierung von löslichem organischem Kohlenstoff in der Bodenlösung mittels Gelpermeationschromatographie	381
v. PRUESS, A., G. TURIAN & V. SCHWEIKLE:	Ableitung kritischer Gehalte an NH_4NO_3 -extrahierbaren ökotoxikologisch relevanten Spurenelementen in Böden SW-Deutschlands	385
RENGER, M., C. FAHREN- HORST & WESSOLEK	Simulation der Schwermetallverlagerung in Böden unter verschiedenen Standortbedingungen	389
SALZMANN, Th. & J. RICHTER	Modell zum Ionentransport in der Fläche	393

SCHLINKERT, A. u. G. W. BRÜMMER	Gehalte an organischer Substanz sowie Spezies- verteilung verschiedener Schwermetalle in der Lösungsphase von Oberböden	397
SCHMIDT, R., C. G. BANNICK u. U. MÜLLER- WEGENER	Erfassung von Pflanzenschutzmitteln mit stark voneinander abweichenden Eigenschaften im Boden	401
SCHWANDT, Heike, In- grid KÖGEL- KNABNER & H. STANJEK	Sorption eines sauren Herbizids an Ferri- hydrit: Phosphatkonkurrenz	405
SPÄTE, A., W. WERNER & W. KÖNIG:	Die Erstellung eines Schwermetallkatasters für die Böden von Nordrhein-Westfalen zur Festlegung von Hintergrundwerten im Rahmen der Altlastenproblematik	409
SPRINGOB, G.:	Die Steuerung der K/Ca-Austauschkinetik durch intensive Zustandsgrößen der Bodenlösung	413
STRECK, Th. u. J. RICHTER:	Schwermetallverlagerung im Feldmaßstab - Messung und Modellierung	415
TEBAAY, R. H., G. WELP u. G. W. BRÜMMER:	Sorptionsverhalten von PAKs in Böden - Einfluß von Stoffbestand und Lösungsver- mittlern -	419
TÜRK, Thos. u. R. HORN:	Der Stoffhaushalt in zwei unterschiedlich im- missionsgeschädigten Fichtenökosystemen im Fichtelgebirge (NO-Bayern)	423
WELP, G., Y. ZHENG, G. W. BRÜMMER u. R. BREDER	Adsorptions- und Löslichkeitseigenschaften von zehn Metallen in Böden variierenden Stoffbe- standes	427
WENZEL, W. W. u. W. E. H. BLUM:	Löslichkeit und Spezierung von Fluor in Wasserauszügen belasteter Böden	431
WEYER, T. u. A. SKOWRONEK:	Zur Wirkung von Kompensationskalkungen auf die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung	435
ZEIEN, H. u. G. W. BRÜMMER:	Ermittlung der Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Böden mittels sequen- tieller Extraktionen	439
ZURMÜHL, T., W. DURNER u. R. HERRMANN	Transport von Phthalsäure-Estern und Chlorid in ungestörten Bodensäulen unter ungesättigten stationären Fließbedingungen	443

KOMMISSION III:

ALBERS, B.P. u. A. HARTMANN:	Untersuchungen zur mikrobiellen Aktivität in Bodenaggregaten	449
ALTEMÜLLER, H.-J.:	Präparative Grundlagen der Fluoreszenzfärbung organischer Bodenkomponenten in Boden-Dünnschliffen	453
AUGUSTIN, S. u. F. BEESE:	Der Einfluß der Bodenstruktur auf den mikrobiellen Stoffumsatz	457
BECK, Th.:	Einsatzmöglichkeiten der substratinduzierten Atmungsmessung bei bodenmikrobiologischen Untersuchungen	459
BECKER, K.W., H. HÖPER u. B. MEYER:	Kritik der Acetylen-Inhibitions-Methode in ihrer Anwendbarkeit auf Messungen der Denitrifikation im Felde	463
BURAUUEL, B. u. B. BRUM- HARD:	Charakterisierung der Biomasse in unterschiedlichen Horizonten eines Bodenmonolithen einer Parabraunerde nach einem 6-jährigen Lysimeter- versuch	467
BURAUUEL, P., JONGOK Ka u. J. TIEDJE:	Eine Möglichkeit der Nutzung von Gensonden zur qualitativen Charakterisierung einer Bakterien- population in Böden-Methodik und Anwendungs- beispiel	471
EHRMANN, O. u. U. BABEL:	Quantitative Regenwurmerfassung - ein Metho- denvergleich	475
EMMERLING, C. u. D. SCHRÖDER:	Einfluß unterschiedlicher Bodennutzung auf mikrobiologische Eigenschaften und die Makro- saprophagen-Fauna (Isop., Dipl., Lumbr.) von Auenböden	479
FRANK, T. u. H.-P. MALKOMES	Glucose-induzierte Kurzzeitatmung in Abhängig- keit vom mineralischen Stickstoffgehalt im Boden	483
GRAEFE, U.:	Ein Enchyträentest zur Bestimmung der Säure- und Metalltoxizität im Boden	487
HARTMANN, A., W. BODE, G. KIRCHHOF, M. SCHLOTTER u. F. BEESE	Einsatz von molekularen Sonden und biophysika- lischen Methoden zur Analyse von Mikrobenpopu- lationen im Boden	491
HEILMANN, B. u. F. BEESE:	Variabilität der mikrobiellen Aktivität und Biomasse eines großen Bodenkollektivs in Abhän- gigkeit von verschiedenen Standortsparemtern	495
HEINEMEYER, O., Gabriele WALENZIK u. E.-A. KAISER	Zur Methodik der Bestimmung gasförmiger N-Ab- gaben in Freilandexperimenten	499
HINTZE, Th., P. GEHLEN u. D. SCHRÖDER	Über die Gültigkeit der mikrobiellen Biomasse- bestimmung für Ackerböden und Waldböden	503

HOFFMANN, H., W. KRATZ u. J. NEINASS	Der Ködermembrantest - eine einfache Methode zur Bestimmung der tierischen Freßaktivität	507
JOERGENSEN, R.G. & P.C. BROOKES	Soil microbial biomass estimations by fumigation-extraction	511
---, T. HAR- DEN, B. MEYER u. V. WOLTERS	Einfluß von bioziden Substanzen auf die Bodenmikroflora nach Zugabe von ¹⁴ -markiertem Stroh	515
---, B. MEYER u. T. MÜLLER:	Messung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode bei Anwesenheit frischer Wurzeln	519
JOSCHKO, Mo- nika u. O. LARINK	Untersuchung von Regenwurmgingen mit Hilfe der Röntgen-Computertomographie	523
KAINZ, M., K. AUERSWALD u. C. PHILIPP	Einfluß von Oberbodeneigenschaften auf die Regenwurmabundanz repräsentativer Ackerböden	527
KAISER, E.-A., C. HEISLER, Gabriele WA- LENZIK u. O. HEINEMEYER	Einflüsse von mechanischen Bodenbelastungen auf mikrobielle Biomasseentwicklung Collembolen-fauna, Denitrifikation und Mineralisation in einem Agrarstandort	531
KAISER, E.-A., Gabriele WA- LENZIK u. O. HEINEMEYER	Wassergefülltes Porenvolumen und mikrobielle Stoffumsetzungen	535
KISSER-PRIE- SACK, G.M. u. W. BODE	Mikrobielle Aktivität in Böden: Vergleich von ¹⁵ NH ₄ -Umsatz und ATP-Gehalt	539
KLAGES, F.W. B. MEYER u. B. STAHL:	Eine BSB-Methode zur Bestimmung des biologisch verfügbaren C in der ET- und Dränzone von Böden	543
KRATZ, W.:	Streuabbaubehälter - ein Instrument der moder- nen Bodenbiologie	547
LARINK, O. u. B. LÜBBEN:	Bestimmung der biologischen Aktivität von Böden mit dem Köderstreifen-Test nach v. Törne: ein Erfahrungsbericht	551
LEHN-REISER, M., G. BENCKI- SER u. J.C.G. OTTOV:	Mikrobielle Aktivität (Dimethylsulfoxid-Reduktaseaktivität, aktuelle und potentielle Denitrifikationskapazität, BSB ₅) der Dränzone landwirtschaftlich genutzter Böden im Wassereinzugsgebiet Süchteln	555
MAKESCHIN, F.:	Einfluß von Kalkung und CaSO ₄ -Düngung auf die bioturbativen Leistungen von Regenwürmern in einem sauren Kiefernwaldboden	559
PÖHHACKER, Regina u. F. ZIEGLER:	Steuerungsfaktoren des Streuabbaus - Einfluß von Temperatur, Sauerstoff und Zersetzerorganismen auf den Abbau von Buchenstreu unter Laborbedingungen	563

	Seite
POIER, K.R. u. J. RICHTER:	Einfluß der mechanischen Belastung und Bewirtschaftungsweise auf Regenwurmpopulationen in Acker-Parabraunerden 565
PRIESACK, E. u. G. M. KISSER- PRIESACK	Diffusion und mikrobiologischer Abbau von ¹³ C-Glukose in Bodenaggregaten 569
SCHLEUSS, U. & H.-P. BLUME:	Die mikrobielle Biomasse von Oberböden einer Norddeutschen Moränenlandschaft in Abhängigkeit von ökologischen Bodenkennwerten und Nutzung 573
SCHRADER, St.:	Darstellung des Einflusses von Regenwürmern auf Redoxpotential und pH-Wert mit Indikatoren 577
TSCHIRSICH, C., B. SCHEFFER & H. KUNTZE	Zur Diffusion und Wirkung von Acetylen (Ethin) in einem sauren Niedermoorboden (Methodischer Beitrag zur Denitrifikationsmessung) 581
WILKE, B.-M. u. L. BRÄUTIGAM	Wirkungen polychlorierter Biphenyle auf Bodenatmung und Dehydrogenaseaktivität 585
WILKE, B.-M.:	Kombinationswirkungen von Blei, Cadmium und Zink auf die Dehydrogenaseaktivität von Boden 587
ZIEGLER, F.:	Stabilisierung organischer Substanz im Boden durch die Aktivität von Regenwürmern 591

Heft II

Seite

KOMMISSION IV

ABITZ, C., S.GÄTZ, G. WESSOLEK u. M.RENGER	Zusammenhang zwischen dem Nährstoffvorrat und der Nährstoffanlieferung an die Pflanzenwurzel	595
BABEL, U. u. M.KREBS:	Pflanzenartspezifische Mikrogefüge in Oberböden	597
BASTEN, M., J.LAMP u. A.RENKEN:	Faktorielle Laborversuche zur N-Nettomineralisation schleswig-holsteinischer Ackerböden	601
BURGHARDT, W., J.DETTMAR, F.JAKOBI, W.KÖNIG u. M.WILKENS	Schwermetalltransfer Boden/Wildpflanzen auf Standorten der Eisen- und Stahlindustrie	605
---, D.A. HILLER, M. HINTZKE, H.MEUSER u. R.WESSEL	Abiotische und biotische Eigenschaften eines Thermisch gereinigten Bodens	609
DRESSLER, A. und H.M.HELAL	Zum Einfluß von Na-Phytat auf den Boden	613
EDER, W. u. J.GAUER	Zustand von Waldböden des Pfälzerwaldes	617
FLESSA, H.:	Redoxprozesse in der Rhizosphäre von Reiszurzeln	621
GAISER, Th. u.K.STAHR:	Bedeutung des Humusgehaltes für die Pflanzenernährung in den subhumiden Tropen am Beispiel eines Nitisols auf stark verwittertem Ausgangsmaterial	623
GERKE, J.:	Huminstoff-Fe- (Al-) Phosphatkomplexe in Sandböden - Bedeutung und methodischer Nachweis	627
GLASER, B.u. Pay DRECHSEL:	Relationships between "available" Soil P and the Foliar P-Status in Plantations of Tectona grandis (teak) in West Africa	631
GRAMATTE, M. u.H.-G.FREDE:	Zur Problematik der Abschätzung diffuser und punktueller Nährstoffeinträge in die obere Altmühl und den Altmühlsee	633
HASSELBACH, G.:	Über den Einfluß des Probenahmetermins auf die Schwermetallgehalte in Bodenextrakten (CaCl ₂), NH ₄ NO ₃ , EDTA, DTPA)	637
HEBEL, A. u. K.STAHR:	Nährstoffdynamik in einem Luvic Arenosol in Sadore/Niger und deren Einfluß auf den Perlhirse-Ertrag	341

HEGARNINGSIH, N., J.C.G. OTPOW & S. DJAKAMI- HARDJA	Ertragssteigerung von Trockenreis (<i>Oryza sativa</i> L.) auf einem sauren podsoligen Boden Indonesiens durch Gründüngung, Kalkung und Beimpfung mit VA-Mykorrhiza	645
HEINZEMANN, J., B.MEYER u.H.WILDHAGEN	Vergleich der Bodenproduktivität unterschiedlich terrassierter Steilhang-Flächen in Rwanda	649
HEMPFLING,R., u.H.-R.SCHUL- TEN:	Qualitative Veränderungen der organischen Bodensubstanz durch intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung	653
HERSEMANN,H.:	Einfluß von organischer Düngung und Fruchtfolge auf Umsatz und Eigenschaften der organischen Bodensubstanz	657
HORNBURG,V. u.G.W.BRÜMMER	Schwermetall-Verfügbarkeit und -Transfer in Abhängigkeit von pH und Stoffbestand der Böden	661
LADEWIG,E. u.A.JUNGK:	Einfluß der Bodentemperatur auf die Ammoniakverdunstung nach Harnstoffdüngung - Evaluierung eines mathematischen Simulationsmodells	665
LEINWEBER,P. u.H.-R.SCHUL- TEN:	Nachweis von Langzeit-Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbewirtschaftung auf organisch-mineralische Komplexe (OMK) mittels Pyrolyse-Feldionisation, Massenspektrometrie (Py-FIMS) und Differential-Thermoanalyse, Thermogravimetrie (DTA, TG)	669
LORENZ,G. u. K.STAHR:	Stickstoff-Dynamik in Catenen einer erosionsgeprägten Lößlandschaft (Kraichgau)	673
LÜBBEN,S., A.MÜLLER u. H.M.HELAL:	Der Einfluß der Bodendichte auf die Aufnahme und Verteilung von Schwermetallen durch Buschbohnenpflanzen	677
MÜLLER,A., M.HELAL u. D.SAUERBECK:	Wurzelwachstum und Nährstoffaufnahme von Weizen und Gerste als Folge unterschiedlicher mechanischer Bodenbelastung	681
NIEDER,R. u. J.RICHTER:	Zur langfristigen Stickstoff-Immobilisation in Löß-Ackerböden	685
REBAFKA,F.-P. A.HEBEL u. H.MARSCHNER:	Zufuhr von Ernterückständen erhöht die P-Düngewirkung und verbessert die K-Versorgung von Perlhirse auf einem sauren Boden in Niger, Westafrika	689
REÜTER,G.:	Langfristige Nachwirkung der organischen Düngung auf fruchtbarkeitsrelevante Bodeneigenschaften in den Rostocker Dauerversuchen	693
ROELCKE,M., LI SHENGXIU, J.RICHTER	Stickstoffverluste in Ackerlößböden NW-Chinas	697
RODENKIRCHEN, H.:	Längerfristige Wirkungen sehr hoher N-Düngergaben auf bodenchemische sowie ernährungs- und vegetationskundliche Kennwerte eines Kiefernökosystems	701

	Seite
RÜCK, F. & K. STAHR:	Nmin-Dynamik und Nitrat-Auswaschung in Niedermooren und Mineralböden des Wasser- schutzgebietes Donauried 705
SANDHAGE, Alexandra:	Dynamik und Elementgehalte von Fichtenfein- wurzeln. Untersuchungen von Beständen in ver- schiedener Höhenlage auf Böden aus Kalkgestein 709
SAUERBECK, D. u. K. HAIDER:	Mögliche Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Bodenfruchtbarkeit 713
SCHAMP, J. u. W. MARTIN:	Karten der Verdichtungsempfindlichkeit von Unterböden 719
SCHERER, H. W. W. WERNER u. XIAOE YANG:	Fixierung und Mobilisierung von Ammonium- Stickstoff in zwei typischen chinesischen Sumpfreisböden nach der Düngung mit Stallmist 723
SCHULTZ- STERNBERG, R.:	Der Einfluß von Schwermetallbelastung und Bodenversauerung auf die Sickerwasserqualität von Laub- und Nadelwaldökosystemen an Stand- orten des pleistocänen Flachlandes und des Buntsandsteins 727
SIMARMATA, T., G. BENCKISER & J. C. G. OTTOW:	The Effect of Inorganic N in Combination With Straw or Compost On Denitrification Losses (Acetylene Inhibiton Technique) From a Silty Loam Soil 731
SOLTAN, A., W. RÖMER u. G. SCHILLING	Vergleich verschiedener Bodenextraktionsmetho- den zur Charakterisierung der Phosphatversor- gung bei ägyptischen und deutschen Böden 735
SPLETT, G. u. W. ZECH:	Der Einfluß verschiedener Aluminium-Fraktionen und anderer Bodenparameter auf das Wachstum von Weizenpflanzen in Rwanda 739
STEINERT, P.:	Langzeitwirkung des Schachtpflugverfahrens auf die Unterbodendurchwurzelung von Löß- Standorten Thüringens 741
VANDRÉ, R., M. KAUPEN- JOHANN u. W. ZECH:	Langfristige Auswirkungen von Kalkungsmaßnah- men in immissionsbelasteten Waldstandorten: Vegetation und bodenchemischer Zustand der Bodenstrukturelemente 745
WEBER, E., E. GEORGE, M. C. SAXENA u. H. MARSCHNER	VA-Mykorrhiza erhöht die Phosphataufnahme und das vegetative Wachstum, nicht aber den Samen- ertrag von Kichererbsen in Nordsyrien 749
WIESLER, F. u. W. J. HORST:	Wurzelwachstum und Nutzung des Nitratangebots bei Maissorten 753

KOMMISSION V

AEY, W. u. H.-P. BLUME:	Genese und Ökologie alter und junger Stadtböden unter Gartennutzung	759
ALAILY, F.:	Böden aus Kalksteinen im ariden Gebiet No-Somalia: Entwicklung und Datierung durch Kalkbilanzen	763
ALTERMANN, M.,	Zum Einfluß der Substratausbildung auf die Nährstoffversorgung der Böden des südöstlichen Harzvorlandes	767
BEYER, L., H.-P. BLUME u. H.-R. SCHULTEN:	Zur Charakterisierung des Humuskörpers von Kolluvisolen zweier benachbarter Catenen unter Wald und Acker mittels Morphe, Naßchemie, CPMAS ¹³ C-NMR-Spektroskopie und Pyrolyse-Feldionisation Massenspektrometrie	771
BLEICH, K.E. u. K.-H. PAPPENFUSS:	Zur Entstehung der Löß/Boden-Abfolge in Hochflächenlagen auf der südlichen Frankenalb	775
FELIX-HENNINGSSEN, P.:	Bodenentwicklung in periglazialen Deckschichten des Osthunsrücks, Rheinisches Schiefergebirge	779
FETZER, K.D., Ch. KÖNIG, K. LÄRRES, M. LOBENHOFER, A. PORTZ & P. SCHLICKER	Der Aufbau des Bodeninformationssystems des Saarlandes (SAAR-BIS)	783
FILIPINSKI, M. u. H. FINNERN:	Verwaltung von bodenkundlichen Profildaten und Meßwerten in der Bodenprobenbank Schleswig-Holstein mit einem relationalen Datenbanksystem	787
GEHRT, E., H. SPONAGEL & K.-H. OELKERS:	Ein Vorschlag zur pedoregionalen Gliederung und Systematik der Bodengesellschaften - Dargestellt am Beispiel der Bodengroßlandschaften Niedersachsens -	791
GRENZIUS, R.:	Methodisches Konzept für das Modellprojekt Saarbrücken im Rahmen von Saar-Bis	795
HÄUSLER, W. u. E. A. NIEDERBUDDE:	Böden aus Malmkalen der südlichen Frankenalb und ihre Differenzierung mit Hilfe der Diskriminanzanalyse	799
HASSELBAUER, Ruth, E. GEHRT u. B. MEYER:	Böden mit Schwarzerde-Vorgeschichte im südniedersächsischen Bergland: Bedingungen der Verbreitung, Weiterentwicklung und Veränderung durch Erosion und Akkumulation	803
KLEBER, A.:	Gliederung und Eigenschaften der Hang-Schuttdecken und ihre Bedeutung für die Bodengenese	807
KNABKE, Cornelia u. Luise GIANI:	Ausmaß der Bodenentwicklung in Marschböden des Deichvorlandes der niedersächsischen Nordseeküste	811

KREUTZER, K. K. u. W.GROT- TENTHALER	Terrestrische roganische Bodenbildungen auf Feis- und Skelettsubstraten (O-C-Böden)	815
MEUSER, H.:	Verteilung unterschiedlicher technogener Bo- densubstrate in Essener Stadtböden	819
MOERS, Cor- nelia u. E.GEHRT:	Untersuchungen zum bodenkundlichen Informa- tionsgehalt forstlicher Standortkarten	823
NEITE, H. u. U.PAHLKE:	Bodenversauerung und Vegetationsveränderungen in Waldstandorten der Westfälischen Bucht- Indikatoren einer zunehmenden Immissionsbe- lastung?	827
PAHLKE, U.-W.:	Langzeit-Entwicklung des chemischen Bodenzu- stands in säurebelasteten Waldstandorten Nord- rhein-Westfalens - Ergebnisse einer dreifa- chen Bodeninventur -	831
PFANNSCHMIDT, D., H.TRAPP, R.GRYSCHKO u.K.STAHR	Bodenverbreitung im Amanus-Gebirge in der SO- Türkei in Abhängigkeit von Höhenlage, Relief- position und Ausgangsgestein	835
SCHIRMER, W.:	Zur Nomenklatur der Auenböden mitteleuropä- ischer Flußauen	839
SCHMIDT, R.:	Genauigkeit und Repräsentanz von Modellpara- metern aus Bodenkarten	843
SCHRÖDER, H., Luise GIANI u.H.GEBHARDT:	Initiale Marschbodenentwicklung an zwei Stand- orten unterschiedlicher Sedimentbeschaffenheit und Geländemorphologie	847
SCHWERDT- FEGER, G.:	Internationale Übereinkunft für die Klassifi- kation von Böden	851
STAHR, K. u. M.THATER:	Zur Kenntnis von Schwarzerden auf der Sonthei- mer Hochterrasse	855
STASCH, Doro- thea u. K.STAHR	Einfluß verschiedener Nutzungsformen auf Bo- denpotentiale	859
STEPHAN, S. & Irmgard BRIXY	Böden aus Trachytuff-Verwitterungsprodukten im Pleiser Hügelland bei Bonn	836
STREMME, H.E. u.L.ZÖLLER:	Bodenstratigraphie und Thermolumineszenz-Da- tierungen für das Quartär im Alpenvorland	867
SUTTNER, Th., G.FRIED, H.SCHLEGEL & R.PRINZ	Bodenkarte 1 : 5.000 - München Allach	871
THIERE, J., Th.AUGST, P.LICK; u.Mw. v. G.ADLER & J.BEHRENS	Bodencharakteristik für Gemeinden, Kreise und Naturräumliche Einheiten des Landes Branden- burg	873

VÖLKEL, J.:	Bodentypen und -genese auf jungpleistozänen Deckschichten im Bayerischen Wald	877
VOSS, J. H. & B. URBAN:	Beurteilung von Schwermetallbelastungen auf militärischen Truppenübungs- und Schießplätzen	881
WIECHMANN, H.:	Erkennungsmerkmale von B(s)h-Go- und B(s)h-Gr-Horizonten in Gley-Podsolen und Podsol-Gleyen	885
KOMMISSION VI		
AUERSWALD, K.:	Vergleich gemessener und vorhergesagter Feststofftransportraten größer Wassereinzugsgebiete	891
BACH, M., M. RODE u. H.-G. FREDE:	Möglichkeiten zur Verminderung des Nitratreintrags in das Grundwasser durch Verringerung des Stickstoff-Überschusses aus der Landwirtschaft	895
BANNICK, C. G., R. SCHMIDT u. U. MÜLLER-WEGENER	Untersuchungen zur Verlagerung von ausgewählten Pflanzenschutzmitteln in Bodensäulen	899
BECKELMANN, U. W. BURGHARDT	Stoffflüsse in einem wiedervernässten Hochmoor	903
BECKER, K.-W.:	Nitratsteuerung in Wassereinzugsgebieten: Regionale Unterschiede in der N-Belastung der Agrar-Ökotope aufgrund der standortabhängigen Nutzungsweisen und der Produktionsgewohnheiten	907
BECKER, K.-W., H. DRECHSLER, F. EULENSTEIN u. B. MEYER	Nitrat-Steuerung in Wassereinzugsgebieten: der vom Nutzungssystem bestimmte N Umsatz-überschuß des agrarischen Ökotopt-Mosaiks	911
BÖTTCHER, J., O. STREBEL u. W. H. M. DUYNISVELD	Variabilität der Nitratverlagerung und deren Erfassung mittels Saugsonden in einem Sandboden unter Feldbedingungen	915
BOUWER, W., S. GÄTH u. H.-G. FREDE:	Zusammenhang zwischen der landwirtschaftlichen Bodennutzung und der Stoffkonzentration im Grundwasser, dargestellt am Beispiel des Wasserwerkes Getelo-Itterbeck	919
CLEMENS, G.:	Bodenabtrag in unterschiedlich genutzten und ausgestatteten Kleinlandschaften des Kraichgau	923
DURNER, W., Ch. REHDING & R. HERRMANN	Transport eines Tracers in einem ungestörten Ackerboden unter natürlichen Bedingungen	927
FABIS, J., S. GÄTH u. H.-G. FREDE:	Erfassung langjähriger Stickstofffrachten im Wassereinzugsgebiet der Stever und des Halterner Mühlenbaches	931

	Seite
FEGER, K.H. u. G. BRAHMER:	Gewässerbelastung nach experimentellen Düngergaben in kleinen bewaldeten Ein- zugsgebieten 935
FRIELINGHAUS, M. & R. SCHMIDT	Heterogenität der Bodendecke und Bodenero- sion im Jungmoränengebiet 939
GÄTH, S. u. H.-G. FREDE:	Einfluß der Landnutzungsform auf die Nitrat- belastung des Grundwassers im osthessischen Bergland 943
GEROLD, G. & J. GROTHEER:	Stoffumsatz und -austrag von Bodensubstrat aus Kraftwerksreststoffen in Labor- und Großlysi- meterversuchen 947
HAIDER, J.:	Pestizide in Oberflächenabfluß und Boden- abtrag 951
HAUBOLD- ROSAR, M., J. KATZUR, D. SCHRÖDER & E. VOGLER	Vergleichende Betrachtung der Eigenschaften rekultivierter Böden aus LÖß und Geschiebe- lehm 955
KERNER, F. & B. MURSCHEL:	Die räumliche und zeitliche Variabilität von bodenphysikalischen Erosionsparametern 959
KERSEBAUM, K.C., A. LIND- LOFF & J. RICH- TER	Stickstoffhaushalt von Ackerflächen mit tempo- rärer Flächenstilllegung 963
KLEMP, L., J. BENZ, J. NEUENDORFF, R. TENHOLTERN & G. SPATZ	Probleme der flächenhaften Erfassung des Nitrat austrags bei Weidewirtschaft 967
KOFOD, M., A. GRÖNGRÖFT & G. MIEHLICH:	Prognose durch Re-Suspension von anaeroben Böden und Sedimenten mobilisierbarer Schwer- metallmengen: Methodische Überlegungen 971
LAMP, J., M. BASTEN u. M. MÖLLERING	Methodische Vergleiche zur Extraktion von Boden-N-Fractionen 975
LÜTKEMÖLLER, D. u. H.-G. FREDE:	Wirkung verschiedener Bitumenfilme auf den Wasser- und Gashaushalt von Sand- und LÖß- Modellböden 979
MICKLEY, W. u. K. STAHR:	Stoffhaushalt und Stoffflüsse in Boden- Catenen der Westallgäuer Würmmoränenland- schaft im Hinblick auf die Eutrophierung der Senken (bzw. Oberflächengewässer) 983
NOLTE, C. u. W. WERNER:	Flächendeckende Abschätzung des Stickstoff- und Phosphoreintrages durch die Grundwasser- neubildung sowie durch Erosionsereignisse in Fließgewässern des Elbeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR 987

POTRATZ, K. u. A. SKOWRONEK:	Einfluß von Struktur und Feuchte an der Bodenoberfläche auf Teilprozesse und Gesamt- dynamik der Bodenerosion	991
REENTS, H.-J.:	Nitratverlagerung nach Umbruch von Legumino- sen-Feldfutterbeständen in biologisch-dynami- schen Betrieben	995
REHDING, Ch. u. W. DURNER:	Einfluß von Makroporen auf den Stofftransport in einem Ackerboden	999
RICHTER, G. M. u. J. RICHTER:	Verlagerung und Abbau von Nitrat in der unge- sättigten Zone unterhalb des Wurzelraumes	1003
ROTH, C. H. & T. EGGERT:	Zur Beziehung zwischen Bodeneigenschaften, Verschlammungsanfälligkeit und Infiltration	1007
ROTHAMMEL, B. u. M. KAUPEN- JOHANN:	Einfluß des CO ₂ -Partialdrucks auf die che- mische Zusammensetzung von Bodenlösungen und Quellwässern	1011
ROSCHER, S. & K.-H. ERD- MANN	Der Einsatz eines geographischen Informations- systems in der Bodenerosionsforschung	1013
SAUERBORN, P. & K.-H. ERD- MANN	Isoerodentkarte von Nordrhein-Westfalen	1017
SAUERBREY, R., D. ESCHNER, W.-D. LORENZ, E. HOFFMANN & J. ZEITZ	Eigenschaften degradiertes Niedermoore Bran- denburgs	1021
SCHAUDER, H.:	Quantifizierung der Filterwirkung eines beste- henden Grasfilterstreifens	1023
TENHOLTERN, R., M. GEHL- HAUS, R. GER- LINGER u. T. HARRACH	Kriterien für die Bewertung des Lockerungser- folges auf landwirtschaftlich genutzten Auf- tragsböden im rheinischen Braunkohlenrevier	1027
VIETZKE, B., A. GRÖNGROFT u. G. MIEHLICH:	Lysimeterversuche zur Stoffverlagerung in be- lasteten Sanden unter variierenden Redoxbe- dingungen: Erste Ergebnisse zur Stickstoff- auswaschung	1031
WEISS, K., A. GOEPPPEL, A. PEITHER u. J. P. LAY	Erfassungsmethoden zur Gewässerbelastung am Beispiel der Wirkung von Lindan auf plankti- sche Organismen	1035
WEYERS, M. u. D. SCHRÖDER:	Bodeneigenschaften verschieden meliorierter Neu- böden aus Löß unter konventioneller und boden- schonender Bewirtschaftung	1039
WICHTMANN, W. u. M. WEGNER:	Stoffausträge aus Dränflächen. Stickstoffver- luste aus einer intensiv genutzten Kalkmarsch	1043

	Seite
v.WILPERT,K. u.E.MIES:	Räumliche Heterogenität des Bodenwasser- flusses unter Wäldern 1047
WODSAK,H.-P. u.W.WERNER:	Eignung organischer N-Fraktionen zur Kenn- zeichnung des N-Nachlieferungspotentials von Böden 1051
 KOMMISSION VII	
ANDRES,E.u. Chr.AHL:	Tonmineralogie und Feldspatzusammensetzung in Löß-C-Materialien und deren Auswirkung auf den K-Status der Böden 1057
BREUER,J. u.E.MURAD:	Mineralogische Eigenschaften von Kaoliniten aus Böden Kameruns und Referenzkaoliniten 1061
BRONGER,A. u.P.WICHMANN:	Zur Mineralverwitterung und Tonmineralbildung von "Red Soils" aus zwei intramontanen Becken Süd-West-Nepals 1065
BRUHN-LOBIN, N.u.A.BRONGER	Mineralverwitterung und Tonmineralbildung in rezenten und reliktschen Terrae calcis im Raum Rabat/Marokko 1069
DREHER,P. u. E.A.NIEDER- BUDDE:	Tonminerale in sauren Braunerden und ihre Sorptionseigenschaften in Beziehung zu den Mineralen im Ausgangsgestein 1073
DULTZ,S.u. H.Graf v. REICHENBACH	Quantitative Veränderungen des Mineralbe- standes in Waldböden durch Bodenversauerung 1077
FRANK,U. u. H.GEBHARDT:	Datierung und Quantifizierung jüngerer Ver- sauerungs- und Mineralverwitterungsprozesse in forstlich genutzten Eschböden Nordwest- Deutschlands 1081
HILLER,D.A. u.G.W.BRÜM- MER:	Elektronenmikrostrahlanalysen zur Erfassung der Schwermetallbindungsformen in Böden unter- schiedlicher Schwermetallbelastung 1085
JAHN,R., K.-H.PAPEN- FUSS, M.BI- SCHOFF u. K.STAHR	Verwitterungsmerkmale einiger fossiler Böden des Buntsandstein-Schwarzwaldes 1089
LEINWEBER,P., Petra KAHLE u.P.MENNING	Mineralzusammensetzung und Eigenschaften von Tonböden auf Kuba 1093
LEINWEBER,P. u.G.REUTER:	Zur Veränderbarkeit organisch-mineralischer Komplexe (OMK) durch extrem unterschiedliche Bodenbewirtschaftung 1097
--- u. ---:	Mineralveränderungen in organisch-mineralischen Größenfraktionen des Lehmmergels aus dem 34jäh- rigen Rostocker Dauerversuch Hu3 1101

POETSCH, Th.:	Vivianit-Vorkommen und Kieselgelverlagerung an einem Standort in der Elbmarsch	1105
PRIETZEL, J. u. K.-H. FEGER:	Veränderungen der Mineralstabilität in einem Eisenhumuspodsol nach experimenteller (NH ₄) ₂ SO ₄ -Gabe	1111
SMETTAN, U.:	Tonmineralogie von polygenetischen petrocalcic Solonchaks am Hang in der Negev-Wüste (Israel)	1115
STRZYSZCZ, Z.:	Ferromagnetism of Soils in Some Polish National Parks	1119
VEERHOFF, M. & G. W. BRÜMMER	Mineralogische und chemische Charakterisierung von Abbauprodukten der Silicatverwitterung unter stark sauren Bedingungen	1123
ZAREI, M., R. JAHN u. K. STAHR:	Ein Beitrag zur Entstehung, Struktur und chemischen Zusammensetzung der Meerschaum-Sepiolithe aus Zentral Somalia	1127

PROBLEME DES BODENS FÜR DIE ÖKOLOGIE UND ÖKONOMIE IN DEN ENTWICKLUNGSLÄNDERN

BLEICH, K. E., U. MICHELS u. K.-H. PAPEN- FUSS	Tonminerale und Standortseigenschaften in einer Kleinlandschaft im Osten von Burkina Faso/Westafrika	1133
DIEKMANN, K. H. J. C. G. OTTOW u. S. K. DeDATTA	Gründüngung mit stengelknöllchenbildenden, N ₂ -fixierenden Leguminosen <i>Sesbania rostrata</i> und <i>Aeschynomene afraspera</i> als Möglichkeit zur Erhaltung der Standortproduktivität ("Fruchtbarkeit") im NaBreisanbau	1137
GAUER, J. u. K. STAHR:	Böden und Bodendynamik unter zunehmender Aridität auf dem Kalksteinplateau in Nordwest-Ägypten	1141
JAENSCH, S., H.-K. HAUFFE u. K. STAHR	Entstehung und Standortseigenschaften von Böden aus Granit im Norden Ghanas (Westafrika)	1145
KAACK, S. u. A. FINCK:	Aufklärung der Ursachen unterschiedlicher Bodenproduktivität in Hirsefeldern Burkina FASOS (Westafrika)	1149
LASSONCZYK, B.:	Bodenentwicklung auf Terrassenschottern im ariden Bereich NO-Somalias	1153
LICHTENFELD, A., K. STAHR u. YUAN GUOYING	Auswirkungen von landwirtschaftlichen Erschließungsmaßnahmen seit 1950 auf die Böden des Manas-Fluß-Gebietes in der Dsungarei, VR China	1157
MÜLLER- HAUDE, P.:	Probleme der traditionellen Bodennutzung in der Sudanzone am Beispiel einiger Standorte im Südosten Burkina Fasos	1161

NILL, D. u. U.SCHWERT- MANN	Erodibilität feuchttropischer Böden Kameruns	1165
PFEIFFER, E.-M., J. FREYTAG u. H.-W.SCHAR- PENSEEL	Untersuchung zur Schwermetall- und Arsenbe- lastung von Böden und Pflanzen im Stadtgebiet von Metro Manila, Philippinen	1169
PFEIFFER, D., A.KHALIL u. H.-P.BLUME:	Bedeutung des Ausgangsgesteins für die ökologischen Eigenschaften sudanesischer Vertisole	1173
PFISTERER, U., M.KANIG, H.-P.BLUME u.H.SCHNITT	Genese und Ökologie eines "Silcretic Duraquept"	1177
REUTER, G.:	Bodenkundliche Probleme im Irak und in Äthiopien	1181
SCHMIDT, M. u.H.TÜSEL- MANN:	Probleme der landwirtschaftlichen Nutzung von Vertisolen und vertisolartigen Böden in Zen- tralindien - ein Beispiel auf dem Malwa Plateau	1185
SIEBE, Ch. u.W.R.FISCHER	Schwermetallbelastung von Böden durch land- wirtschaftliche Nutzung städtischer Abwässer in Zentral-Mexiko	1189
WIECHMANN, H.:	Eigenschaften rezenter Böden aus Saprolit	1193



M I T T E I L U N G E N
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Referate
Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft

7.-15.September 1991

BAYREUTH

Band 66

Heft I

1991

**ZUM WIRKEN DER BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT DER DDR 1967-1990**

Zum Wirken der Bodenkundlichen Gesellschaft der DDR 1967 - 1990

von J. Quast und I. Lieberoth

Einleitung

Von 1967 bis zur Vereinigung Deutschlands im Oktober 1990 hatte es in der ehemaligen DDR eine eigene Bodenkundliche Gesellschaft (BG) gegeben. Ihre Gründung 1967 war verordnet als Teil der gezielten Abgrenzungspolitik der DDR und hatte dennoch eine fachliche Bedeutung für ihre Mitglieder in dem Streben nach einer arbeitsfähigen bodenkundlich-wissenschaftlichen Gemeinschaft unter den realpolitischen Gegebenheiten. Ihre Selbstauflösung zum Termin der deutschen Einheit entsprach einem Mehrheitsbeschluß der Mitglieder der BG der DDR auf der letzten Jahrestagung im Juni 1990 in Frankfurt/O. und war verbunden mit der Empfehlung an die über 300 Mitglieder, einzeln die satzungsgemäße Aufnahme in die DBG zu beantragen und künftig in dieser traditionsreichen Gemeinschaft deutscher Bodenkundler weiter zu wirken. Beschluß und Empfehlung erfolgten vor dem Hintergrund entgegenkommender Abstimmungen mit dem Präsidium der DBG. Die Wege für eine Integration der ostdeutschen Bodenkundler in die DBG waren damit geebnet. Viele sind inzwischen Mitglieder der DBG geworden, in einigen Fällen brauchte auch die bereits vor 1967 bestehende und seither ruhende Mitgliedschaft lediglich reaktiviert zu werden.

Die Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 1991 in Bayreuth vereinte die Bodenkundler Deutschlands zu ihrem ersten gemeinsamen Kongreß nach der Wiedervereinigung. Zum besseren gegenseitigen Verstehen gehören dazu sicherlich auch Kenntnisse über das Wirken der Bodenkundlichen Gesellschaft in der ehemaligen DDR. Dem will die vorliegende Abhandlung dienen.

Vorgeschichte

Seit ihrer Wiedegründung 1949 war es stets das satzungsgemäße Ziel der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, die wissenschaftliche Heimstatt aller deutschen Bodenkundler zu sein. Die Umsetzung dieser Absicht wurde jedoch mit Vertiefung der deutschen Spaltung zunehmend schwieriger. So gab es zwar in den fünfziger Jahren noch bemerkenswerte, den Zusammenhalt fördernde gemeinsame Veranstaltungen, die für die Kollegen aus Ostdeutschland aber, soweit die Veranstaltungsorte im Westen lagen, immer schwerer zugänglich waren. Mit dem Mauerbau 1961 wurde die ostdeutsche Abgrenzung gegenüber dem Westen total. Von einem gemeinsamen wissenschaftlichen Leben innerhalb Deutschlands konnte von nun an keine Rede mehr sein. Gerade noch 70 ostdeutsche Bodenkundler waren Mitglieder der DBG. Die aktive Teilnahme an gemeinsamen Veranstaltungen war ihnen verwehrt. Daran änderte auch die geduldete Beteiligung einiger Vertreter an Veranstaltungen der IBG nichts. Letztmalig gab es 1964 in Bukarest, weil im "befreundeten sozialistischen Rumänien" gelegen, für eine größere ausgewählte Gruppe von Bodenkundlern aus der DDR (25 Personen) die Möglichkeit, am IBG-Kongreß teilzunehmen. Die Bodenkundler in der DDR befanden sich in der gleichen Lage wie Physiker, Chemiker, Ärzte und andere, die bis dahin formal noch gesamtdeutschen wissenschaftlichen Gesellschaften angehörten, deren Mitarbeit praktisch zum Erliegen gekommen war. Als Alternative zum Verkümmern jeglicher fachwissenschaftlicher Verbandsarbeit im Osten Deutschlands blieb nur die Schaffung eigenständiger Verbände und wissenschaftlicher Gesellschaften in der DDR. Es liegt in der Tragik jener Jahre, daß diesem verständlichen Streben nach einer funktionstüchtigen wissenschaftlichen Heimstatt eine staatspolitisch kontrollfähige Organisationsform verordnet wurde und jede der neuen wissenschaftlichen Gesellschaften sich um den Preis ihrer Arbeitsfähigkeit der offiziellen staatlichen Abgrenzungspolitik gegenüber dem Westen unterzuordnen hatte. Die Freiräume für ein unabhängiges fachwissenschaftliches Wirken waren eingeschränkt und andererseits dennoch gegeben. Es oblag dem Geschick der Mitglieder und insbesondere der Vorstände, daraus das Beste zu machen.

Gründung der BG der DDR

Unter der Schirmherrschaft des Präsidiums der Deutschen Akademie der Landwirtschaftswissenschaften (DAL) zu Berlin war für den 21. Dezember 1967 die Gründungsversammlung einer eigenständigen Bodenkundlichen Gesellschaft der DDR vorbereitet worden. Ein geladen hatte der Sekretar der Sektion Bodenkunde und Pflanzenernährung der DAL, G. Müller, der auch die Leitung der Gründungsversammlung übernahm. In der Einladung war ausgeführt, die Gründung einer eigenen Gesellschaft verfolge das Ziel, "die Wissenschaft der Bodenkunde, der Pflanzenernährung, der Düngung und des Meliorationswesens auf der Grundlage der besten Traditionen der deutschen Bodenkunde fortzusetzen und damit dem sozialistischen Aufbau in der DDR zu dienen". Eine weitere vorrangige Aufgabe der Gesellschaft sollte es sein, ihre Mitglieder in der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft zu vertreten. Die Teilnahme von über 150 Fachkollegen wurde gewertet als "Zeichen des Wunsches, eine Interessengemeinschaft aller bodenkundlich orientierten Fachkollegen ins Leben zu rufen". Der vorbereiteten Kommission für die Gründungsversammlung gehörten neben G. Müller weiter an:

- P. Kundler, Direktor des Instituts für Mineraldüngung
Leipzig der DAL
- K. Rauhe, Direktor des Instituts für Acker- und
Pflanzenbau der Universität Leipzig
- W. Borchmann, Direktor des Instituts für Pflanzenernährung
der Universität Rostock
- K. Steinbrenner, Direktoriumsmitglied im Institut für Acker-
und Pflanzenbau Müncheberg der DAL
- I. Lieberoth, Abteilungsleiter im Institut für Bodenkunde
Eberswalde der DAL
- H. Lindner, Wiss. Mitarbeiter im Institut für Acker- und
Pflanzenbau Müncheberg der DAL
- W. Barufke, Wiss. Mitarbeiter der DAL-Zentrale Berlin

Die Mitglieder dieser Kommission bildeten dann auch den Vorstand der neu gegründeten Bodenkundlichen Gesellschaft der DDR.

P. Kundler übernahm den Vorsitz, W. Barufke wurde Sekretär der Gesellschaft. Die übrigen Vorstandsmitglieder wurden gleichzeitig zu Kommissionsvorsitzenden gewählt:

- H. Lindner, Kommission (1) Bodenphysik und (6) Melioration
- W. Borchmann, Kommission (2) Bodenchemie und Pflanzenernährung
- K. Steinbrenner, Kommission (3) Bodenbiologie
- K. Rauhe, Kommission (4) Bodenfruchtbarkeit
- I. Lieberoth, Kommission (5) Bodengenetikklassifikation und -kartierung

P. Kundler skizzierte die Ziele und Aufgaben der neuen Gesellschaft, ordnete sie der offiziellen agrarpolitischen Linie zu und gab die Begründung für die Trennung von der DBG. Die fachliche Zielsetzung für die Bodenkundliche Gesellschaft auf dem interdisziplinären Arbeitsfeld der Bodenkunde wurde klar umrissen. Sie entsprach den Prinzipien der IBG.

Aus gesellschaftlicher Sicht sollte die BG der DDR im Sinne einer "Produktivkraft Wissenschaft" helfen, die Entwicklung einer industriemäßig produzierenden Landwirtschaft voranzubringen. Das Ertragsniveau in Ostdeutschland lag damals bei 36 GE/ha. Wörtlich heißt es dazu:

"Ihre Richtung erhält die bodenkundliche Forschung durch die industriemäßigen Produktionsmethoden in der Landwirtschaft vorgeschrieben. Sie führen vom vielseitigen Landwirtschaftsbetrieb zu großen spezialisierten Einheiten der Nahrungsgüterproduktion. Getreidebaubetriebe einerseits und andererseits Kombinate mit vielen Tausend Stück Vieh an einem Ort werfen ganz neue Probleme auf. Es gilt für die Bedingungen, die sich jetzt und in den nächsten Jahren einstellen, Systeme von Maßnahmen zu entwickeln, die eine Hebung der Bodenfruchtbarkeit in allen Fällen sichern."

Es fällt schwer und erübrigt sich wohl auch, solche Passagen heute zu kommentieren. Ganz eindeutig wurde hier aber die Wissenschaft zum

Erfüllungsgehilfen vorgegebener wirtschaftspolitischer Leitlinien gemacht. Manche wissenschaftliche Irrfahrt der nachfolgenden Jahre ist in diesem Unterordnungsprinzip begründet. Die Trennung von der DBG wurde mit dem Alleinvertretungsanspruch der Bundesrepublik, der zugleich auch in § 11 der Satzung der DBG seinen Ausdruck fände, begründet. Von der DBG würde demnach keine selbständige Vertretung von IBG-Mitgliedern aus der DDR in den Gremien der IBG zugelassen. Gerade das aber sei seitens der BG der DDR anzustreben. Die Hohlheit solcher Argumente läßt sich wohl am besten daran messen, daß - ähnlich wie auf vielen anderen Gebieten auch - die BG der DDR und deren IBG-Einzelmitglieder in den späteren Jahren in der Arbeit der IBG so gut wie überhaupt nicht wirksam geworden sind. Mit Ausnahme der Entsendung von zwei bis drei Repräsentanten zu den IBG-Kongressen beschränkte sich die Teilnahme der wenigen Mitglieder aus der DDR am Leben der IBG lediglich darauf, die IBG-Mitteilungen zu erhalten.

Gleichzeitig mit der Gründung der BG der DDR wurden die noch etwa 70 der DBG angehörenden Mitglieder in einem Brief des Sekretars der Sektion Bodenkunde und Pflanzenernährung der DAL aufgefordert, unverzüglich ihren Austritt aus der DBG zu erklären. Die DBG erkannte die wahre Situation vieler Absender von Austrittserklärungen sicher richtig, indem sie auf eine Streichung der bisherigen ostdeutschen Mitglieder verzichtete und ihnen eine "ruhende Mitgliedschaft" gewährte. Einige dieser ehemaligen Mitglieder konnten weiterhin die Mitteilungen der DBG empfangen. Die (Post-)Kontrolle der DDR hat dies die ganzen Jahre hindurch in einigen Fällen toleriert. Eine letzte Verbindung zu wenigen alten Mitgliedern blieb dadurch erhalten. Für diese "Altmitglieder" bedurfte es 1990 lediglich einer Reaktivierung der alten Rechte und keines Neueintritts. In diesem Zusammenhang dürfte es auch von Interesse sein, daß die mit der BG der DDR geschaffenen Realitäten bei der DBG trotz aller Verstimmung nicht zu einer generellen Brückierung der neuen Gesellschaft führten, sondern daß einige Mitglieder schon sehr bald und ganz gezielt eine Annäherung suchten und eine Doppelmitgliedschaft anstrebten, wie sie nach der Satzung der DBG möglich ist. So gab es 1969 Anfragen von E. Schlichting und H. P. Blume mit

der Bitte, eine bilaterale Mitgliedschaft gewährt zu bekommen, wie das auch in den Verbindungen der DBG zur ÖBG und zur BGS üblich sei. Zu diesen Anträgen gab es in internen Stellungnahmen eine sehr nachhaltige Befürwortung durch den Vorsitzenden, P. Kundler. Die offizielle Antwort vom 12. Mai 1969 war dann allerdings eine krasse Absage. Die Zusammenhänge werden in den Akten aufgehehlt durch eine dazwischenliegende obligate Anfrage beim Zentralkomitee der SED, Abt. Landwirtschaft. Resultat: Die Mitgliedschaft westdeutscher Bodenkundler ist unerwünscht. Bei späteren gleichartigen Anträgen von DBG-Mitgliedern wiederholte sich diese Bevormundung. Solche Zwänge sollten bei heutigen Wertungen berücksichtigt werden.

Als Begründung für die Ablehnungen war das Statut der BG der DDR herangezogen worden, das sich die Gesellschaft schon auf der Gründungsversammlung gegeben hatte, und das eine Mitgliedschaft angeblich nur Bürgern der DDR ermöglichte. In Wirklichkeit gab es eine solche Einschränkung im Statut nicht.

Zur Arbeit der Gesellschaft in den ersten 10 Jahren bis 1977

Der Gründungsversammlung im Dezember 1967 war ein wissenschaftliches Kolloquium "Über Ergebnisse der sowjetischen Bodenkunde" zugeordnet. E. Ehwald und Mitarbeiter vom damaligen Institut für Bodenkunde Eberswalde der DAL berichteten über "Die neue sowjetische Bodensystematik und die theoretischen Grundlagen der sowjetischen Bodengeographie", "Neue Ergebnisse der sowjetischen Periglazialforschung" und über "Beispiele zur Bewertung von Böden nach Humuskomplexanalyse an Hand sowjetischer Methoden". Das Kolloquium wurde im folgenden dann als 1. Wissenschaftliche Tagung der BG der DDR gewertet. Der inhaltliche Rahmen sollte zweifelsohne auch eine bestimmte Programmatik der Gesellschaft verdeutlichen.

Die 2. Wissenschaftliche Tagung fand dann bereits im Juli 1968 in Leipzig statt. Die Thematik war sehr praxisorientiert: "Neue naturwissenschaftliche und technologische Erkenntnisse zur Hebung der Bodenfruchtbarkeit als Voraussetzungen für hohe und stabile

Erträge". Drei Plenarvorträge präzisierten diese Thematik und die Zielsetzung der Tagung:

- K. Rauhe, Leipzig: "Aspekte der Erhaltung und Steigerung der Bodenfruchtbarkeit unter den Bedingungen der kooperativen Pflanzenproduktion"
- K. Schwarz, Jena: "Großflächige Meliorationssysteme zur weiteren Steigerung der Bodenfruchtbarkeit und Entwicklung der kooperativen Pflanzenproduktion"
- W. Borchmann, Rostock: "Durch zielgerichtete Beeinflussung der Ernährungsbedingungen zu hohen und stabilen Erträgen in der Pflanzenproduktion"

Weitere 50 Vorträge gab es in den Kommissionen.

Die 192 Tagungsteilnehmer (die BG hatte inzwischen bereits 200 Mitglieder) sollten - laut Programmaussage - "... in einem wissenschaftlichen Erfahrungsaustausch Probleme beraten, die als Grundlage für die weitere Entwicklung der Pflanzenproduktion von erstrangiger Bedeutung sind, ... Arbeitsergebnisse aus der Sicht der Anforderungen der sozialistischen Landwirtschaft an die Fachgebiete kritisch prüfen sowie inhaltliche und methodische Anregungen mitnehmen". Ergänzend war das "Studium der praktischen Erfahrungen fortgeschrittener Kooperationsgemeinschaften" auf der "agra 68", der DDR-Landwirtschaftsausstellung in Markkleeberg, vorgesehen, um die Diskussion anzuregen. Hier wird sicher bereits einiges zur Problematik des Selbstverständnisses der neuen Gesellschaft deutlich. Ähnliches wiederholte sich bei einigen der weiteren wissenschaftlichen Jahrestagungen, wie z. B. besonders kraß auf der nachfolgenden 3. Tagung 1968 in Kühlungsborn zur Thematik "Grundlagen hocheffektiver Ackerbau- und Meliorationssysteme". Auf dieser Tagung sollten ... ausgehend von den Beschlüssen des VII. Parteitages der SED und des X. Deutschen Bauernkongresses ... Fragen beraten werden, die für die weitere Präzisierung von Inhalt und Ziel der Ackerbau- und Meliorationssysteme von Bedeutung sind. Es geht darum, die neuesten Erkenntnisse ... vorzutragen und für die sozialistische Praxis disponibel zu machen. Außerdem sollten neue Ergebnisse der Grundlagenforschung Anregungen vermitteln".

Die Darlegung von neuen Grundlagenergebnissen lief in dieser Zeit oft unter "außerdem". Und doch gelang es dann in den Einzelbeiträgen der Kommissionssitzungen zumeist wieder, zu wissenschaftlicher Solidität mit konkreten Aufgabenstellungen zurückzukehren. Den Autoren der zum Teil sehr schwülstigen Plenarvorträge (1969/70 gab es in der DDR eine regelrechte Kybernetik- und System-Euphorie) möchte man in einigen Fällen aber doch ein Nachlesen ihrer vormaligen Argumentationen empfehlen, wenn sie sich heute auf ihre "schon immer kritische Haltung" berufen. Die Ackerbau- und Meliorationssysteme wurden in weiteren Plenarvorträgen jeweils untersetzt in die "Teilsysteme" Bodenbearbeitung, Düngung, Melioration und Fruchtfolgen, und es wurde ernsthaft darüber beraten, dazu mit Spezialisten aus der Bodenkundlichen Gesellschaft praxisgerechte Nomenklaturen zu erarbeiten und diese in der Fachpresse zu veröffentlichen. Für 1970 sollte eine Jahrestagung zum Thema "Grundlagen und Steuerung der Umsetzung organischer Stoffe im Boden" vorbereitet werden. Schließlich wurde daraus "Beiträge zur Steuerung und Regelung von Bodenfruchtbarkeitsprozessen" (Dresden 1970). Mehr als ein Jahrzehnt bis in die frühen 80er Jahre gab es sehr kontrovers geführte Diskussionen zur Bedeutung der organischen Bodensubstanz und zur organischen Düngung. In der Realität der Großraum-Landwirtschaft der DDR zeigten sich immer größere Defizite in der Versorgung der Böden mit organischer Substanz.

Mahnende Stimmen und beschwichtigende Gegenstimmen, die vordergründig auf die technologisch besser beherrschbare Mineraldüngung setzten, prallten aufeinander. Auf der Strecke blieben über Jahre intensivere Forschungen zur Bodenbiologie und zu einer ausgeglichenen Humuswirtschaft. Nur einzelnen Kollegen war es möglich, Teilprobleme dieses wichtigen Fragenkreises weiter zu bearbeiten.

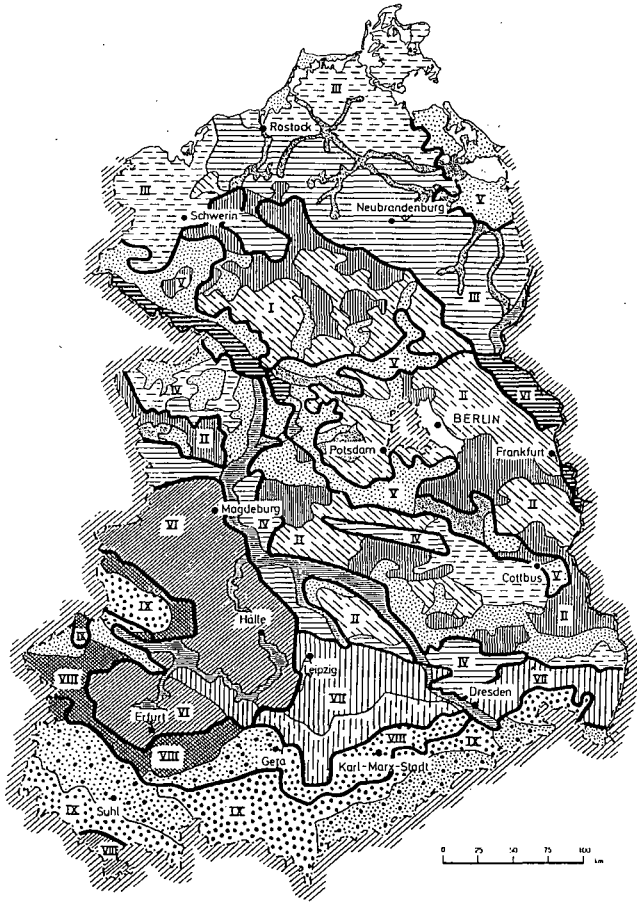
1973 in Halle wurde eine Bilanz der Arbeit in den fünf Jahren seit Gründung der Bodenkundlichen Gesellschaft der DDR gezogen ("Stand und Entwicklung der bodenkundlichen Forschung sowie die Nutzung ihrer Ergebnisse in der DDR", 6. Wissenschaftliche Tagung, Halle 1973). Diese Tagung diente auch der Vorbereitung auf den X. Kongreß der IBG 1974 in Moskau. Dieser Moskauer Kongreß bot die einzige Möglichkeit einer breiteren Teilnahme von Boden-

kundlern aus der DDR an einem IBG-Kongreß. Gleichzeitig wurden aber die Aufnahmeanträge vieler Mitglieder für die IBG mit dem Hinweis auf "Devisenmangel" negativ beschieden.

Bezugnehmend auf die Begegnungen beim IBG-Kongreß in Moskau hatte es 1975 auch den erneuten Versuch einer Kontaktaufnahme durch die DBG gegeben. Auf die von ihrem Präsidenten, Prof. Schröder, ausgesprochene Einladung zur Jahrestagung der DBG hatte der Vorsitzende der BG der DDR auf Weisung der Führung der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften aber "freundlich ablehnend zu danken mit dem Hinweis auf andere Verpflichtungen". Die 8. Wissenschaftliche Tagung 1976 in Magdeburg stand unter der Thematik: "Aufgaben und Probleme der Ausarbeitung komplexer Lösungen für die Reproduktion der Bodenfruchtbarkeit in den zukünftigen Bodennutzungstypen der industriemäßigen Pflanzenproduktion". Auf dem Gebiet der Standortkunde und Standortklassifikation ging es in jenen Jahren um die Erarbeitung der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) im Maßstab 1:100 000 mit der Gliederung in Standorttypen, Standortregionaltypen und Standortgruppen, aus der u.a. die Übersichtskarte der Böden der DDR nach Standortgruppen und Eignungsgebieten (s. Abb.) hervorging.

Als Reaktion auf das 1976 gestartete, extrem überzogene Bewässerungsprogramm mit dem Ziel einer maximalen Ausdehnung von Beregnungs- und Grundwasserregulierungsanlagen wurde die 9. Jahrestagung (Frankfurt/O. 1977) unter das Thema "Ergebnisse und Probleme der bodenkundlichen Forschung zur großflächigen Beregnung und Grundwasserregulierung" gestellt. Die in der Mitgliederversammlung 1977 durchgeführte Vorstandswahl brachte einige Neubesetzungen im Vorsitz der Kommissionen. Neben P. Kundler (Vorsitzender) und W. Barufke (Sekretär) wurden in den Vorstand gewählt:

H. Petelkau,	Müncheberg,	Kommission 1
G. Markgraf,	HU Berlin,	Kommission 2
G. Müller,	MLU Halle,	Kommission 3
H.-J. Liste,	MLU Halle,	Kommission 4
I. Lieberoth,	Eberswalde,	Kommission 5
K. Schwarz,	Jena,	Kommission 6 (Melioration)



Standortgruppen:

- | | |
|---|--|
| 1 Grundwasserferne Sandstandorte | 8 Grundwasserstandorte |
| 2 Sand- und Tieflehmstandorte | 9 Schwarzerdestandorte |
| 3 Tieflehm- und Lehmstandorte | 10 Braune Lößstandorte |
| 4 Staunasse Tieflehm- und Lehmstandorte | 11 Staunasse Lößstandorte |
| 5 Auenlehmstandorte | 12 Tiefgründige Berglehm- und Bergtonstandorte |
| 6 Auentonstandorte | 13 Berglehmstandorte mit Staunässe |
| 7 Niedermoorstandorte | 14 Berglehmsandstandorte |

Eignungsgebiete:

- I Sandige Ackerbaugelände der Nordbezirke
- II Sandige Ackerbaugelände der mittleren Bezirke
- III Lehmige Ackerbaugelände der Nordbezirke
- IV Lehmige Ackerbaugelände der mittleren Bezirke
- V Grünlandgebiete des Tieflandes
- VI Ackerbaugelände der Börde und des Thüringer Beckens
- VII Ackerbaugelände des Sächsischen Hügellandes
- VIII Übergangsgebiete zu den Mittelgebirgen
- IX Grünlandgebiete der Höhenlagen

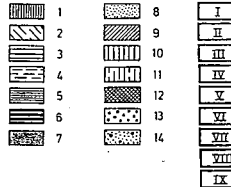


Abb: Standortgruppen und Eignungsgebiete in der DDR (KUNDLER, P., ILLIEBEROTH, R. SCHMIDT, H.-G. EWERT u. H. ANSORGE, 1977)

Zur Arbeit der Gesellschaft von 1978 bis 1990

Eine wohltuende Abkehr von den vordergründig der Intensivierung gewidmeten früheren Jahrestagungen gab es 1978 mit der 10. Wissenschaftlichen Jahrestagung in Cottbus zu Problemen des "Boden- und Umweltschutzes sowie Fragen der Rekultivierung", einer Thematik, die sonst nur in den Kommissionsberatungen behandelt wurde. Die nachteiligen Wirkungen überzogener Intensivierung machten sich inzwischen allerorten bemerkbar. Hinzu kamen die besonderen Aufgaben der Rekultivierung der Bergbaufolgelandschaften in den Braunkohlerevieren Mitteldeutschlands. Im Mittelpunkt der Cottbusser Tagung standen Themen wie "Agroökosystemforschung in der DDR", "Bodenschutz beim Einsatz von Agrochemikalien, insbesondere Phytopharmaka", "Bodenhygiene bei der Intensivierung der Pflanzenproduktion", Rekultivierung ehemaliger Tagebaugebiete", "Nährstoffauswaschung", "ökologische Aspekte der Gülle-Landbehandlung auf Kippen", "Rekultivierung und Nachnutzung örtlicher Abbaue und Mülldeponien", "Deflationsschutz auf D-Standorten".

1980, auf der 11. Wissenschaftlichen Tagung in Neubrandenburg, ging es um "Fragen der Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit in den Nordbezirken". Bei dieser Tagung setzte sich eine um Mäßigung und Ausgleich im Umgang mit den Böden bemühte Orientierung in der Arbeit der BG der DDR weiter durch. Die Produktionseuphorie war nicht mehr themenbeherrschend. Vielfältige Bodendefekte wie Verdichtungen, Erosion, gehäufte Naßstellenbildungen u.a. waren als ernste Warnsignale erkannt worden. Die Verantwortung der Bodenkundler für die Erhaltung der Fruchtbarkeit und der Nutzbarkeit der Böden und der Landschaften rückte in den Vordergrund. Radikalmeliorationen wurden eindeutige Absagen erteilt. Und man zog auch eine erste Bilanz hinsichtlich Brauchbarkeit der Aussagen der MMK für die verschiedenen Aufgaben der Entscheidungsfindung bei der Landnutzung. Ermutigt und bestätigt durch die Neubrandenburger Tagung wurde für 1981 in Halle die Thematik "Stoffkreislauf und Bodennutzung" auf die Tagesordnung gesetzt. Schwerpunkte dieser Tagung mit nachhaltiger Resonanz waren:

- Aufklärung und Gestaltung der Stoffkreisläufe im System Boden-Pflanze-Umwelt,
- Methoden zur Untersuchung von Stoffkreisläufen und Stoffumsetzung
- Ergebnisse zur effektiven Bodennutzung und zur Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit in den Mittel- und Südbezirken
- Moderne Methoden der biometrischen Versuchsplanung und Versuchsauswertung.

K. Rauhe hielt ein leidenschaftliches Plädoyer für eine ausgeglichene Kreislaufwirtschaft bezüglich Stickstoff und Humus unter Einbeziehung von Pflanzen- und Tierproduktion.

Insgesamt kann aus heutiger Sicht festgestellt werden, daß die BG versuchte, sich von einer vordergründig agrarpolitischen Agitationshilfe etwas loszusagen. Außenstehende werden die Kompliziertheit und die Fallstricke dieser Wegstrecke kaum nachempfinden können. Für die einen gab es Ermutigungen, sich kritisch Gehör zu verschaffen, bei anderen zeigte sich die Anfälligkeit wissenschaftlich getönter Beschönigungsargumentationen. Es wäre deshalb auch zu einfach, die Schuld an verfehlter Agrarpolitik heute nur dem Machtgebahren inkompetenter Funktionäre anlasten zu wollen. Immer gab es auch einzelne Wissenschaftler, die durch Überbieten an unglaublichen Vorschlägen zu gefallen suchten. Die Verregnung von Brackwasser in großem Stil und dessen Überleitung bis in den Berliner Raum gehörten ebenso dazu wie die betriebswirtschaftlichen Begründungen und bodenkundlichen Unbedenklichkeitserklärungen für von Flurelementen völlig ausgeräumte übergroße Schläge mit 100...300 ha. Die Wissenschaft und auch führende Bodenkundler der DDR hatten ihren Anteil an diesen Fehlentwicklungen. Das bedeutet andererseits keinerlei Herabsetzung der vielen positiven Ergebnisse, die es in diesem Zeitraum gegeben hat und ohne die die dann endlich bewirkte kritische Besinnung kaum möglich gewesen wäre. Das "schlechte Gewissen" gegen eine bodenbelastende Agrarpolitik war die Bodenkundliche Gesellschaft der DDR in den siebziger Jahren aber keinesfalls, und sie hatte auch danach noch erhebliche Mühe, dieser Verantwortung gerecht zu werden.

Die Vorstandswahl 1981 brachte nur geringfügige Neubesetzungen. P. Menning, Rostock, wurde als Nachfolger von K. Schwarz zum Vorsitzenden der Kommission 6 (Melioration) gewählt und J. Quast, Müncheberg, wurde neuer Sekretär der Bodenkundlichen Gesellschaft der DDR.

1982, auf der 13. Wissenschaftlichen Jahrestagung in Magdeburg, ging es um die "Beurteilung und Verbesserung der Bodenstruktur". Angesichts des kritischen Zustands großer Teile unserer Böden gab es keine Zurückhaltung mehr. Dringlicher Handlungs- und Forschungsbedarf wurden angemahnt. Die Beiträge dieser Tagung wurden als Tagungsbericht Nr. 215 der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften veröffentlicht. Die Praxis war verunsichert. Eben noch war z.B. die Wunderwirkung regelmäßiger Unterbodenlockerungen propagiert worden, nun wurde die Fragwürdigkeit solcher Maßnahmen für die meisten Standorte bekannt. Als Fazit blieb mehr oder weniger nur eine den Bodenbedingungen besser gerecht werdende Bewirtschaftungstechnologie. Das Prinzip "Schäden werden mit Radikalmaßnahmen beseitigt" erwies sich als untauglich.

In gleicher Weise kritisch ausgelotet wurden auf der 15. Wissenschaftlichen Jahrestagung 1984 in Schwerin die Probleme der "Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit auf Moränen- und Moorstandorten". Für beide Standortgruppen wurde die Notwendigkeit durchgreifender Nutzungsänderung und, vor allem auch für die Moorstandorte, besserer Schutzstrategien verdeutlicht, wenn nicht nachhaltige Schäden entstehen sollten. Die Bodenkundliche Gesellschaft wurde in ihrer Rolle als kritischer Mahner nun etwas deutlicher. Beispielslösungen zur standortgerechten Melioration von Moränestandorten und zur schonenden Moorbodenbewirtschaftung im Umfeld von Schwerin belegten diese Bemühungen und offenbarten gleichzeitig die Dringlichkeit weitergehender Maßnahmen.

Vorausgegangen war 1983 die 14. Wissenschaftliche Tagung in Karl-Marx-Stadt (Chemnitz) zum Thema "Anforderungen der sozialistischen Gesellschaft an die Bodenfruchtbarkeit, die Nutzung und den

Schutz des Bodens". Diese Tagung stand im Zeichen eines in der DDR begangenen Marx-Jubiläums (100. Todestag). In einem Plenarvortrag referierte die Agrarökonomin R. Sachse über "Die Bedeutung der Marx'schen Rententheorie für die Lösung aktueller agrarpolitischer Fragen". Auch auf dieser Tagung gab es neben vordergründiger Agitation Vorträge mit hohem wissenschaftlichem Niveau. So würdigte E. Ehwald in einem eindrucksvollen Beitrag "Das Wirken Dokuchajevs zur Entwicklung der modernen Bodenkunde" anlässlich des 100. Jahrestages von dessen Werk "Russkij Chernozem".

Im weiteren wurden insbesondere die Probleme der Böden des Mittelgebirgsvorlandes der DDR behandelt.

Ab 1984 fanden die Wissenschaftlichen Jahrestagungen der BG der DDR nur noch alle 2 Jahre statt. Der organisatorische Vorbereitungsaufwand für Tagungen mit jeweils 250 Teilnehmern (die Mitgliederzahl der BG lag inzwischen bei 300) war zu hoch. Die Schwerpunkte der Arbeit der BG sollten zwischenzeitlich noch mehr auf die Kommissionen verlagert werden. Diese hatten parallel zu den Jahrestagungen schon immer ihre eigenen Veranstaltungen durchgeführt und zur Förderung eines kritischeren wissenschaftlichen Meinungsstreites auf interner Ebene wesentlich beigetragen. Die Kommissionssitzungen boten auch die Möglichkeit, die Wissenschaftlichen Tagungen der Gesellschaft, bei denen man mehr und mehr auch um eine internationale Ausstrahlung, insbesondere nach dem Westen, bemüht war, gründlicher vorzubereiten. Zum Teil fanden auch Kommissionssitzungen im Zusammenwirken mit anderen wissenschaftlichen Gesellschaften statt, so z. B. mit der Gesellschaft für Geologische Wissenschaften, der Biologischen Gesellschaft und der Geographischen Gesellschaft der DDR.

Die 16. Wissenschaftliche Tagung 1986 in Erfurt stand unter der Thematik "Felddiagnose ertragsbestimmender Eigenschaften von Böden für die Prognose von Boden- und Ertragsentwicklungen und die Entscheidungsfindung für Steuerungsmaßnahmen". Die Tagung auf dem Gelände der Erfurter Gartenbauausstellung fand eine große Resonanz bei den über 250 Teilnehmern, darunter einige Gäste aus osteuropäischen Ländern. Die Bedeutung der Diagnosemethoden, ihre Abstimmung auf machbaren Erkundungsaufwand und beherrsch-

bare Modelle waren rechtzeitig erkannt worden. Die Forschung bemühte sich um Ergebnisse, die internationalen Ansprüchen genügten und gleichzeitig den verfügbaren technischen Möglichkeiten entsprechen sollten. Manches wurde aus Mangelsituationen heraus nachempfunden. Einiges konnte bis heute zu international anerkannten Lösungen weitergeführt werden.

1986 war auch eine Vorstandswahl überfällig. P. Kundler verzichtete nach 18 Jahren auf eine erneute Kandidatur um den Vorsitz. Zum neuen Vorsitzenden wurde der damalige Sekretär der Gesellschaft J. Quast, Müncheberg, (Fachgebiet Bodenwasserregulierung) gewählt. Neuer Sekretär wurde B. Strohbach, Eberswalde. Bei den Kommissionen 1, 3 und 5 gab es einen Wechsel im Vorsitz. D. Werner, Jena, wurde zum Vorsitzenden der Kommission 1 gewählt, B. Hickisch, Halle, wurde Vorsitzende der Kommission 3, und R. Schmidt, Eberswalde, übernahm den Vorsitz der Kommission 5.

Außerdem wurden zwei neue Subkommissionen gebildet:

SK Tropische Böden (Vorsitz: H. Mutscher, Leipzig)

SK Bodenökologie (Vorsitz: M. Succow, Eberswalde)

Die Subkommissionen Forstliche Bodenkunde (Vorsitz: H.-J. Fiedler, Tharandt) gab es schon seit den 70er Jahren.

Mit der deutlichen und zum Teil besorgniserregenden Zunahme von Problemen und Konfliktsituationen bei der Nutzung und dem Schutz der Böden wuchsen auch die Ansprüche an die Arbeit der Bodenkundlichen Gesellschaft. Sie mußte ihre Unabhängigkeit als akademisches Forum stärken und gleichzeitig eine größere Ausstrahlung als gesellschaftliche Kraft erwirken. Es galt, die bislang allzu enge Orientierung auf rein landwirtschaftliche Fragestellungen zu überwinden und sich den Böden in ihrer umfassenden Problematik als nationale Naturressource zuzuwenden. Es mußte endlich auch zu einer stärkeren internationalen Öffnung der Bodenkundlichen Gesellschaft kommen. Bei Sichtung und Wertung der Probleme zeigte sich auch immer deutlicher, daß die akademische Ausbildung in der DDR dem Bedarf an qualifizierten Bodenspezialisten nicht gerecht wurde. Sowohl in der Ausbildung der Landwirte als auch bei Geographen, Wasserwirtschaftlern, Biologen und Ökologen gab es

große Defizite hinsichtlich der erforderlichen pedologischen Kenntnisse.

Für die landesweit anstehenden bodenökologischen Problemstellungen fehlte der akademische Nachwuchs. Der Vorstand suchte Kontakt mit den einzubeziehenden Fachrichtungen und erarbeitete unter Federführung von H. Mutscher ein Memorandum für den Hochschulminister. Dessen Reaktion jedoch war unverbindlich.

Zur Realisierung der Vorschläge ist es nicht mehr gekommen.

Seit 1987 gab es, auf Initiative des Vorstandes der DBG, auch wieder Kontakte zwischen beiden Gesellschaften. An der DBG-Tagung in Stuttgart-Hohenheim konnte erstmals nach 20 Jahren wenigstens ein Mitglied des Vorstandes der BG der DDR teilnehmen. Noch ein Jahr zuvor waren alle Bemühungen, einer größeren Anzahl von Mitgliedern die Teilnahme am IBG-Kongreß in Hamburg zu ermöglichen, wieder gescheitert. Geplant war, in Grenznähe zu übernachten und jeden Tag mit einem Bus nach Hamburg zu fahren, um das sonst immer als Hinderungsgrund aufgeführte Argument der Devisenknappheit zu entkräften. Trotzdem gab es keine Genehmigung. Hoffnungen der DDR-Bodenkundler auf eine etwas tolerantere Handhabung der Reisekarderegelungen wurden immer noch enttäuscht.

Mit der Wissenschaftlichen Jahrestagung 1988 in Dresden, die dem nunmehr 20jährigen Wirken der Bodenkundlichen Gesellschaft der DDR gewidmet war, konnten dann endlich auch weitere Schritte zur Öffnung der Arbeit der Gesellschaft nach außen getan werden. Die 1987 beim Honecker-Besuch in der Bundesrepublik getroffenen Vereinbarungen hatten dafür etwas bessere Voraussetzungen geschaffen. Unter dem Thema "Ergebnisse und Aufgaben der Bodenforschung in der DDR" hatten sich im Dresdner Hotel "Bellevue" mehr als 250 Mitglieder und Gäste der BG der DDR zusammengefunden. Neben den Bodenkundlichen Gesellschaften Osteuropas waren auch die Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft und die Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz vertreten. Der von der DBG benannte Vertreter mußte aus persönlichen Gründen leider kurzfristig absagen.

Es darf an dieser Stelle nicht unerwähnt bleiben, daß einzelne Mitglieder der BG bei Tagungen der BG der DDR mit "internationaler Beteiligung" von ihrer Dienststelle keine Genehmigung zu einer Teilnahme erhielten.

In einer bis dahin nicht gekannten Offenheit und Aufgeschlossenheit wurden sowohl Erfolge der eigenen Arbeiten dargestellt als auch dringlich anstehende Probleme kritisch benannt. Die Tagungsbeiträge wurden in einem zweibändigen Tagungsbericht veröffentlicht. Der Vorstand der BG der DDR bemühte sich, größeren internationalen Anschluß zu gewinnen und die Bevormundung abzubauen. Inzwischen gab es auch erste Ansätze für eine direkte Zusammenarbeit ausgewählter Bodenkundler mit westdeutschen Kollegen an gemeinsamen Forschungsprojekten. 1990 wurde die letzte Tagung der BG der DDR mit erweiterter internationaler Teilnahme in Frankfurt/O. zum Thema "Effektive ökologiegerechte Landnutzung" durchgeführt.

Inhaltlich kann diese Tagung sicherlich mit vollem Recht als sehr erfolgreich, wissenschaftlich anspruchsvoll, öffentlichkeitswirksam und das Einigungsbestreben der deutschen Bodenkundler sehr befördernd eingeschätzt werden. Zum Problemkreis "Effektive ökologiegerechte Landnutzung" gab es aufschlußreiche Plenarvorträge und eine Vielzahl von Postern. Den Hauptvortrag hielt R. Schmidt, Eberswalde, zum Thema "Anthropogene Veränderungen und Degradation landwirtschaftlich genutzter Böden in der DDR". Vertreter des Landwirtschaftsministeriums und des Umweltministeriums legten ihre Auffassungen zur Situation der Böden und zum Bodenschutz dar. Die Posterdiskussionen fanden großes Interesse und spiegelten auch gut die Breite der Bodenforschung im Osten Deutschlands in den letzten Jahren wider.

Die der Tagung vorangestellte Exkursion führte auf Standorte des Choriner Endmoränenbogens und in das Oderbruch. Degradierete Böden infolge überhöhter Begüllung und geschädigte Waldbiotope im Umfeld der ehemaligen Großmästerei Eberswalde waren krasse Beispiele für Schädigungen dieses inzwischen als Biosphärenreservat unter Schutz gestellten Landschaftsraumes.

Über 40 Teilnehmer waren aus der Bundesrepublik angereist. Durch ihre Diskussionsbeiträge und Poster wurde das Tagungsprogramm nicht nur schlechthin bereichert, sondern erhielt die Tagung auch in hohem Maße bereits den Charakter einer gesamtdeutschen bodenkundlichen Tagung - Monate vor der offiziellen staatlichen Vereini-

gung Deutschlands. Die Tagung in Frankfurt/O. 1990 und die Jahrestagung der DBG 1991 in Bayreuth werden sicher zu Recht als wichtige Etappen des Zusammenführens der Bodenkundler im vereinigten Deutschland zu werten sein. Die Mitglieder der DBG aus dem Osten Deutschlands bringen in die gemeinsame Arbeit auch ihre Ergebnisse und Erfahrungen aus der Zeit des Wirkens ihrer eigenständigen Bodenkundlichen Gesellschaft ein.

Aktivitäten nach der Wende

Anfang 1990 war die BG der DDR mit einer Gruppe Bodenkundler bei einem Workshop zum BMFT-Projekt "Bodenbelastung und Wasserhaushalt" in Bonn vertreten. Bei diesem Treffen wurden grundlegende vorbereitende Gespräche mit dem Präsidium der DBG über das Wiederezusammenführen der deutschen Bodenkundler in einer Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft geführt. Sehr schnell wurde klar, daß das nur ein Zusammenführen individueller Art durch Beitritt zur DBG sein konnte und ein offizielles Verschmelzen beider Gesellschaften, wie es einigen in der BG der DDR vorschwebte, ausschied. In dieser Situation gab es, wie in der großen Politik auch, wiederholt Stimmen, die das Angebot der DBG als den Versuch einer dominierenden Einvernahme werteten und dem Vorstand der BG der DDR den Verzicht auf souveräne Behauptung der Eigenständigkeit vorwarfen.

Das satzungsgemäße Erfordernis eines Beitrittsantrages für die DBG wurde teilweise sogar als diskriminierende Nötigung angesehen. Durchgesetzt hat sich schließlich das Machbare. Auf der Mitgliederversammlung während der Jahrestagung 1990 in Frankfurt/O. zeigte sich die Mehrzahl der Mitglieder damit einverstanden, die Einzelmitgliedschaft in der DBG anzustreben und die Tätigkeit der Bodenkundlichen Gesellschaft der DDR zum Termin des Beitritts der DDR zur Bundesrepublik Deutschland zu beenden. Dieser Weg hat sich als richtig erwiesen. Trotz mancher Bedenken der Mitglieder ist der Übergang ohne Komplikationen und in Kollegialität erfolgt, nicht zuletzt durch das persönliche Engagement des DBG-Präsidenten H. Kuntze, der sich in Frankfurt/O. dafür ausgesprochen hatte, den Übergang "in Würde" zu vollziehen.

Mit dem in Frankfurt anwesenden Vorstand der DBG wurde in einer gemeinsamen Sitzung Einigung darüber erzielt, die Mitglieder des letztmalig neu zu wählenden Vorstandes der BG der DDR zu den Beratungen des Vorstandes der DBG hinzuzuziehen. Dadurch wurde eine Möglichkeit geschaffen, die Mitglieder aus den neuen Bundesländern in den Vorstandsgremien der DBG zu vertreten. Eine umgehende Neuwahl des satzungsgemäß bis 1993 gewählten Vorstandes hätte zum einen eine Satzungsänderung erfordert und zum anderen unter Berücksichtigung der Mitgliederzahlen und des Bekanntheitsgrades nur wenig Chancen für Kandidaten aus den ostdeutschen Bundesländern geboten. Für 1993 ist eine Chancengleichheit zu erwarten. Um den neuen Vorstand, dem somit für den gesamten Übergangszeitraum bis 1993 wichtige Aufgaben obliegen würden, wurde in Frankfurt in mehreren Abstimmungsrunden hart gerungen. Gewählt wurden:

Vorsitzender:	I. Lieberoth, Eberswalde
Stellvertretender Vorsitzender:	M. Altermann, Halle
Kommission 1: Vorsitzender:	E. Vetterlein, Eberswalde
Kommission 2: Vorsitzender:	D. Richter, Jena
Kommission 3: Vorsitzender:	H. Dunger, Görlitz
Kommission 4: Vorsitzender:	R. Metz, Berlin
Kommission 5: Vorsitzender:	R. Schmidt, Eberswalde
Kommission 6: Vorsitzender:	G. Schnurrbusch, Dölzig
Sekretär:	W. Hierold, Eberswalde

Eine der ersten gemeinsamen Aktivitäten dieses neuen Vorstandes und des Vorstandes der DBG war auf die Erhaltung bodenkundlicher Lehr- und Forschungseinrichtungen der ehemaligen DDR gerichtet. Das Ergebnis der Evaluierung ist allerdings nicht so günstig einzuschätzen, wie es von seiten dieser Vorstände erwartet worden war.

Abschließend bleibt der Wunsch der Autoren auf eine reibungslose Integration der Bodenkundler aus den östlichen Bundesländern in die DBG. Hinsichtlich der persönlichen Kontakte gibt es sicherlich keinerlei Schwierigkeiten. Problemreicher wird die Einbeziehung von Erfahrungen, wissenschaftlichen Ergebnissen und Standards in den boden-

kundlichen Fundus der alten Bundesländer sein. Hier gilt es zu bedenken, daß auch das bodenkundliche Gedankengut aus den neuen Bundesländern auf einer intensiv betriebenen wissenschaftlichen Meinungsbildung beruht und deshalb nicht nur als Ansicht einer Minderheit angesehen werden sollte, sondern als ein Ergebnis, für das es sich lohnt, in bestimmten Fällen auch einmal ein eingefahrenes Gleis zu verlassen.

Anschriften der Verfasser: Prof. Dr. sc. techn. Joachim Quast,
Zerbster Str. 72, O-1150 Berlin, Prof. Dr. agr. habil. Immo Lieberoth,
Breitscheidstr. 59, O-1300 Eberswalde

Vorträge der Preisträger des FRITZ-SCHEFFER-PREISES

JAHN, R.

Intensität und Geschwindigkeit bodenbildender
Prozesse in Böden aus Vulkaniten im semiariden
Klima Lanzarotes (Spanien)

ROTH, K.

Stofftransport in natürlichen Böden:
Modellierung mit Transferfunktionen

Intensität und Geschwindigkeit bodenbildender Prozesse in Böden aus Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes, (Spanien)

von
Jahn, R. ¹⁾

1. Einführung und Problemstellung

Gebiete mit jüngeren, das heißt quartären vulkanischen Gesteinen, nehmen weltweit zwar nur eine relativ geringe Fläche ein (etwa 1% der Erdoberfläche), verteilen sich jedoch über nahezu alle Klimaregionen der Erde.

Wegen der guten Verwitterbarkeit ist vulkanisches Gestein besonders geeignet Bodenkunde im Sinne RAMANN's als der "Lehre von der Entstehung, den Eigenschaften und den Umbildungen des Bodens" zu betreiben.

Die typische Bodenbildung aus glasreichen, vulkanischen Pyroklastika sind Andosole. Die meisten der bekannten Andosole befinden sich in gemäßigten bis tropischen Klimaregionen mit Jahresniederschlägen über 600 mm. Die Bildung typischer andischer Eigenschaften (wasserreiche "amorphe" Verwitterungsprodukte, hohe Humusgehalte, geringe Lagerungsdichte) wurde für trockenere Bedingungen nicht angenommen.

Aus diesem Sachverhalt wurde ein Forschungsorhaben entwickelt, indem die Verwitterung von vulkanischem Gestein und die Bodenentwicklung unter semiariden Klimabedingungen untersucht werden sollte.

2. Objekte

Als Untersuchungsobjekt wurde Lanzarote gewählt. Hier besteht Gelegenheit Böden in Landschaften zu studieren, die sich seit dem Miozän, Mittelpleistozän, ält. und jüngerem Jungpleistozän, Altholozän und seit 250

Hier werden Ergebnisse dargestellt, die aus der Untersuchung von Böden resultieren, welche von den jüngeren Flächen IV_B, IV_A und III stammen, die bis ins Jungpleistozän reichen. Alle hier angesprochenen Böden haben sich aus basaltischer Pyroklastika entwickelt.

Die meisten der untersuchten Böden liegen im zentraleren Teil der Insel und weisen Jahresniederschläge zwischen ca. 120 und 180 mm auf. Die Jahresmitteltemperatur liegt zwischen 16 und 19°C, alle Standorte zeichnen sich durch eine relativ hohe Luftfeuchte von etwa 70% aus.

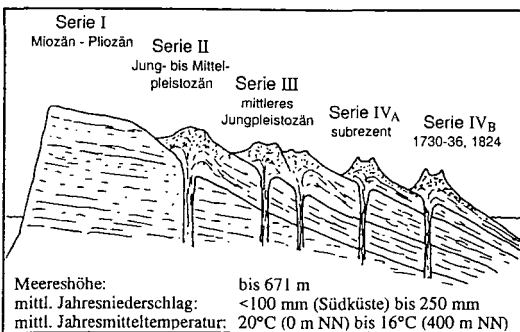


Abb. 1: Geologischer Bau von Lanzarote (stark schematisiert)

¹⁾ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart 70

Die paläoklimatischen Verhältnisse werden auf Grund der atlantischen Lage zumindest bis zum Jungpleistozän, also etwa seit dem Entstehungszeitpunkt der Fläche III, als relativ konstant angenommen. Dies ist nicht unumstritten, es ließen sich jedoch keine Hinweise finden, die auf schwerwiegende Klimawechsel hindeuten.

3. Böden

Das Auftreten von Böden läßt sich zunächst nach dem Alter der Landschaft und nach der Lage in der Landschaft differenzieren. (Abb.2)

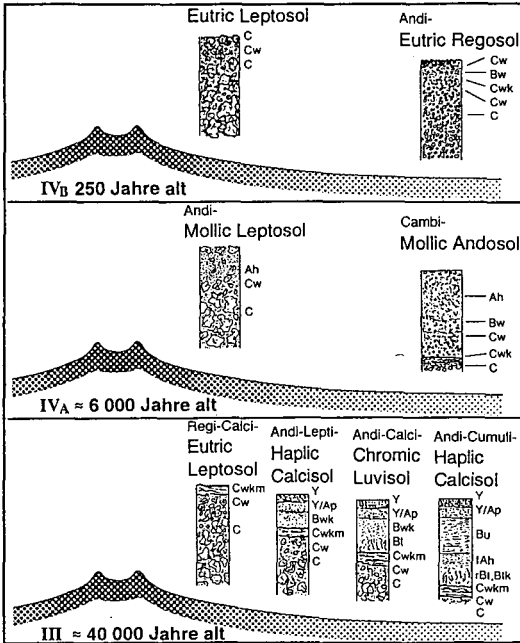


Abb. 2: Schematische Abfolge der Böden Lanzaretos aus Pyroklastika nach Relief und Alter der Landschaft

Auf der erst 250 Jahre alten Fläche IV_B finden sich Leptosole und Regosole, in denen die Eigenschaften des Ausgangsmaterialies dominieren. Der Steingehalt wie auch die Größe der Steine nehmen zu den Vulkanen hin zu.

Auf der ca. 6000 Jahre alten Fläche IV_A haben sich bei feingrusigem Ausgangsmaterial diagnostische A- und B-Horizonte mit andischen Eigenschaften entwickelt, so daß hier Andosole vorliegen. Im größeren Ausgangsmaterial an den Flanken der Vulkane ist die Bodenbildung weniger weit fortgeschritten, so daß hier Leptosole zu klassifizieren sind. Auf der ca. 40000 Jahre alten Fläche III treten die lithogenen Merkmale zugunsten pedogener Merkmale deutlich zurück.

Erosion und Akkumulation prägen hier die Profilmorphologie, so daß eine Sequenz von Eutric Leptosol, Haplic Calcisol, Chromic Luvisol mit petrocalcic horizon und akkumulierte Bodensedimente in Form von Calcisols vorliegt.

Die weiteren Aussagen beziehen sich auf die jeweiligen Maximalstadien der Bodenbildung in den unterschiedlich alten Landschaften, nämlich Eutric Regosol, Mollic Andosol und Chromic Luvisol, so daß bei der Rekonstruktion der bodenbildenden Prozesse der Einfluß des Reliefs weitgehend ausgeschaltet ist.

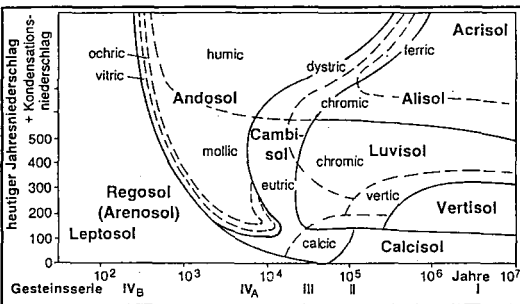


Abb. 3: Feuchte- und altersabhängiges Vorkommen von Böden aus Vulkanen auf den Kanaren

Vergleicht man nun das Muster an Böden im ariden Klima mit dem

im humiden Klima anhand eines Bodentypen-Stabilitätsdiagrammes (Abb.3), das nach Alter der Landschaft und dem Jahresniederschlag differenziert (für die feuchteren Teile der Kanaren wurden Ergebnisse des Departamento de Edafologia in La Laguna herangezogen), können folgende Unterschiede festgestellt werden:

Unter ariden Bedingungen tritt ein relativ langes Regosolstadium und ein relativ kurzes Andosolstadium auf. Im weiteren Verlauf prägen Tonverlagerung und Kalkanreicherung die Böden und nährstoffreiche Verhältnisse bleiben über den gesamten hier dargestellten Zeitraum bestehen.

Unter humiden Bedingungen dagegen ist die Regosolphase sehr viel kürzer und die Andosolphase sehr viel länger. Bereits sehr früh sind nährstoffarme Verhältnisse anzutreffen und die Bodenentwicklung wird nach dem Andosolstadium durch Ferralitierung geprägt.

4. Intensität und Geschwindigkeit bodenbildender Prozesse

Den zeitlichen Verlauf der wichtigsten Bodenbildenden Prozesse zeigt Abb.4.

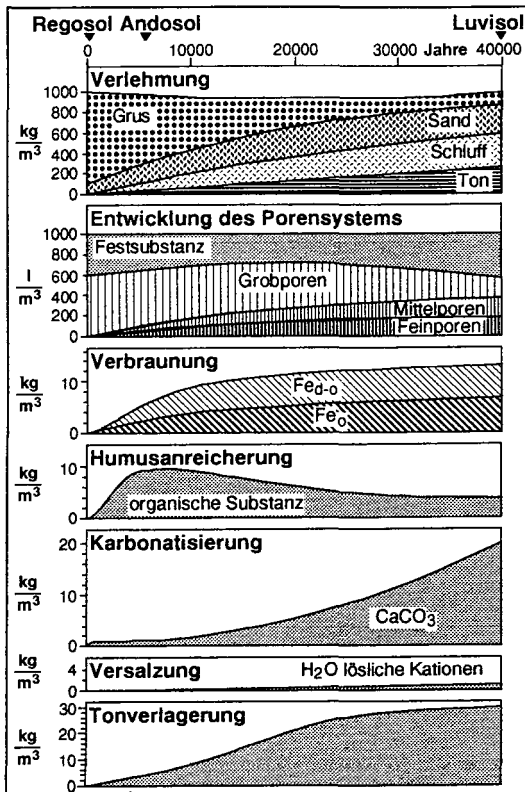


Abb. 4: Zeitliche Entwicklung bodenbildender Prozesse bei der Verwitterung von $1m^3$ basaltischer Pyroklastika

Bei Entwicklung aus fein bis mittelgrusiger Pyroklastika verwittert bis zu den jungpleistozänen Böden der Serie III der primäre Grus nahezu vollständig zu feineren Fraktionen. Hierbei ist über den gesamten Zeitraum eine sehr gleichmäßige Tonbildungsrate von ca. $6g/m^2$ zu beobachten. Die Tonbildung im semiariden Klima Lanzarotes ist in den ca. 40000 Jahre alten Luvisolen bereits auf über $200 kg\ Ton/m^2$ angewachsen. Ton aus Staubeinträgen wurde hierbei auf etwa $35 kg$, also auf unter 20% des Gesamttons geschätzt.

Mit der Änderung der Textur geht auch die Änderung des Porensystems einher, wobei die Grobporen zugunsten von Fein- und Mittelporen drastisch abnehmen. Zwischen dem Regosol und Andosolstadium ist der Zuwachs an Feinporen etwas größer als an Mittelporen. Für das Stadium zwischen den Andosolen und den Luvisolen gilt das umgekehrte.

Ein sehr starker Zuwachs an Eisenoxiden ist wiederum mit der Entwicklung der Andosole verbunden, in denen auch die ursprünglich sehr hohen Aktivitätsquotienten ein Niveau wie bei den Luvisolen erreichen.

Nur die Andosole weisen erhebliche Humusmengen von bis zu 10 kg/m² auf. Die für die Akkumulation von Humus bekannten andischen Eigenschaften verlieren sich zu den Luvisolen hin, so daß auch die Humusmengen mit zunehmendem Alter wieder abnehmen.

Die Karbonatisierung ist in diesen Böden ein sehr wesentlicher Prozeß der sich in allen Gliedern der Chronosequenz nachweisen läßt, und wie in Dünnschliffen zu sehen, zu Verkrustungen und karbonatischer Füllung von Hohlräumen führt (ZAREI, 1989). Hierbei wird ein Teil des durch Verwitterung freigesetzten Calciums im Profil festgelegt. Bei zunehmender Verlehmung und Erhöhung der Wasserkapazität nimmt die Karbonatisierung progressiv zu und führt bei entwickelten Böden zu einer Verschlechterung der Standortseigenschaften.

Die Akkumulation an Salzen ist recht kontinuierlich und nimmt ebenfalls mit zunehmender Wasserkapazität der Böden, also durch verminderte Auswaschung, bedeutend zu. Aus der Kaliumaufnahme der Böden konnte ein Meeressgicht-Eintrag von jährlich mindestens 0,3 l/m² berechnet werden.

Die Tonverlagerung ist am geringsten während der andischen Phase und in den stark karbonatisierten Calcisolen. Im Zeitraum zwischen Andosol- und Luvisol-Stadium wird die Tonverlagerung auf etwas über 1 g/m² und Jahr geschätzt, also etwa einem Fünftel der Tonbildungsrate.

5. Verlehmung, Tonbildung und Elementhaushalt im speziellen

In Abb.5 sind alle untersuchten Horizonte in das Körnungsdreieck eingetragen. Hierbei zeigt sich eine sehr systematische Entwicklung der Textur von den sandigen Regosolen, über die schluffreichen Andosole zu den tonigen Luvisolen und Calcisolen. Reliktischen Vertisolen konnte entnommen werden, daß die Textur langfristig einem Tongehalt von über 80 % entgegenstrebt.

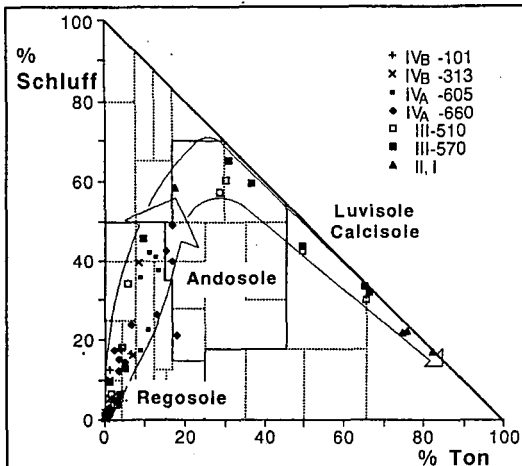


Abb. 5: Körnungsdreieck mit Horizonten unterschiedlicher Entwicklungsstadien

Die Entwicklung der Textur wird hierbei von zweierlei Prozessen geprägt, die miteinander verknüpft sind. Zum einen wird primäres Material gelöst und aus kleinsten Bausteinen werden Tonminerale aufgebaut, zum anderen brechen durch die Anlösung des hohlräumreichen primären Materials Verbindungsstege zusammen, so daß grobe Primärpartikel zu kleineren Partikeln zerfallen. Die Entwicklungslinie des Körnungsspektrums aus Pyroklastika wird offensichtlich nicht, die zeitliche Abfolge dagegen stark von den klimatischen Gegebenheiten berührt. Vergleiche (GREZ, 1977; DEPARTEMENTO DE EDAFOLOGIA, 1984) mit Böden aus ähnlichem Ausgangsmaterial

aber bei wesentlich humideren Bedingungen bestätigen dies.

In Abb.6 ist die Abhängigkeit des Tongehaltes mit den Gesamtgehalten an silikatischem Calcium, Magnesium, Natrium und Silizium dargestellt. Hierbei ist mit

zunehmender Verwitterung ein deutlicher Rückgang der Gesamtgehalte an Calcium, Magnesium und Natrium festzustellen. Ein Kubikmeter Boden verliert im betrachteten Zeitraum etwa die Hälfte dieser Elemente. Silizium dagegen nimmt mit zunehmender Verwitterung leicht zu, was auf residuale Anreicherung durch den Verlust an Alkalien und Edalkalien zurückzuführen ist. In Bodenbilanzen zeigte sich, daß hier Silizium keinen mengenmäßigen Änderungen bei der Bodenbildung unter-

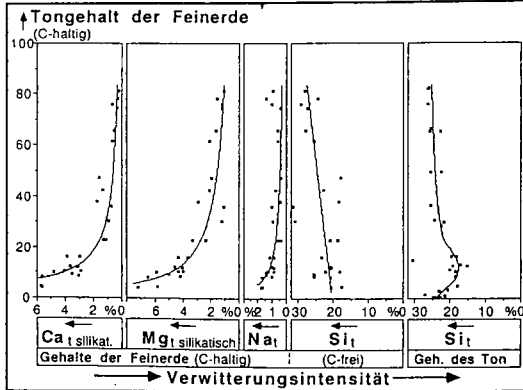


Abb. 6: Beziehung zwischen Tongehalt und Gesamt-Elementgehalten

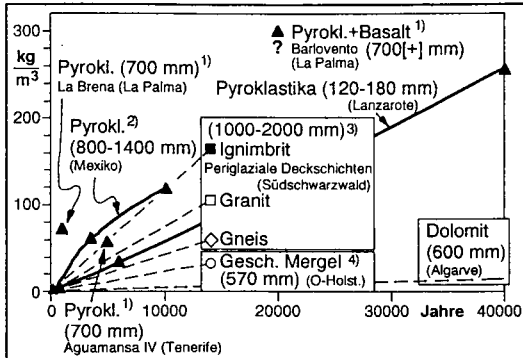


Abb. 7: Vergleich der Tonbildung in Böden aus unterschiedlichen Klimata und Ausgangsmaterialien

1) DEPARTAMENTO de EDAFOLOGIA (1984), 2) MIEHLICH (1991), 3) STAHR (1979), 4) SCHLICHTING & BLUME (1961)

Einige wesentliche Unterschiede im Ausmaß der Tonbildung und des Elementhaushaltes unter humiden und semiariden Klimabedingungen können Tab.1 entnommen werden. In dieser Tabelle sind die Ergebnisse aus Lanzarote mit Ergebnissen MIEHLICH's (1991) aus Mexiko verglichen. Der Vergleich ist allerdings etwas dadurch eingeschränkt, daß die Mexikanischen Böden etwas älter sind und aus andesitischen Aschen entstanden.

Hierbei stehen sich insgesamt 36 kg und 6,5 kg Silizium + Aluminium/m³ gegenüber die in sekundären Silikaten gebunden sind. Bemerkenswert sind bei diesem großen Unterschied in der Silikatbildung die ähnlichen Mengen der Eisenumsetzung mit etwas über 5 kg in Mexiko und 3,4 kg/m³ in Lanzarote (die Basalte Lanzarotes ent-

worfen ist. Wie in Abb.6 rechts zu sehen ist, wird nur während der kurzen andischen Phase Si-arter Ton, wie Allophan, gebildet.

In Abb.7 kann die mengenmäßige Tonbildung Lanzarotes mit Tonbildungen aus unterschiedlichen Materialien im humideren Klima verglichen werden.

- Sie liegt deutlich niedriger als aus Pyroklastika in Gebieten mit über 600 mm Niederschlag, wie zum Beispiel im Hochland von Mexiko oder den humideren Teilen der Kanaren oder aus ignimbritischen Deckschichten im Südschwarzwald.

- Sie ist in etwa vergleichbar mit der Tonneubildung periglazialer Deckschichten, also bereits vorverwittertem Material aus Granit und Gneis im Südschwarzwald, die einen wesentlich verwitterungsbeständigeren Mineralbestand aufweisen.

- Sie liegt deutlich über der Tonneubildung aus einem Geschiebemergel Holsteins mit etwa je 10% Feldspäten und Glimmer und sie liegt weit über der Tonfreisetzung aus einem Dolomit mit etwa 1 % HCl-Rückstand im mediterranen Klima Südportugals.

halten allerdings mehr als doppelt soviel Fe als die Andesite Mexikos).

Tab. 1: Vergleich der Elementmengen im Ton und Element-Exporte bzw. -Importe zwischen 6 000 Jahre alten Andosolen auf Lanzarote und 10 000 Jahre alten Andosolen im Hochland von Mexiko

Element	Mexiko aus andesitischen Aschen 800-1400 mm N, 5-11°C MIEHLICH (1991) in sekund. Export bzw. Mineralen 1) Import		Lanzarote aus basalt. Lapilli 150-200 mm N, - 16°C (IV _A -norm.) im Ton ²⁾ Export bzw. Import ²⁾	
	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³	kg/m ³
Si	19,6	- 90,7	3,8	± 0
Al	16,2	- 12,0	2,7	± 0
Ca	1,1	- 10,3	0,12	- 10,9 ³⁾
Mg	0	- 4,5	0,4	- 8,9
K	0	- 7,8	0,2	+ 0,12
Na	0	- 14,4	0,04	- 2,6
Ti	0	- 0,17	0,5	- 0,5
P	0,4	± 0	0,15	+ 0,07
Fe	5,2	- 4,2	3,4	± 0
Mn	0,2	- 0,04	0,05	- 0,02

- 1) für sekundäre Minerale natronlaugelöslisches Si und Al, austauschbares Ca, org. gebundenes und mineralisches P, dithionitlösliches Fe und Mn.
- 2) autochthoner Ton und autochthones Ausgangsmaterial
- 3) hiervon sind 0,9 kg als Karbonat im Oberboden gebunden

Weiterhin sind unter humiden Klimabedingungen erhebliche Exporte an Silizium, Aluminium und Eisen (zusammen über 100 kg/m³) zu verzeichnen, unter semiariden Bedingungen sind diese Elemente dagegen stabil.

Ähnlich hohe Exporte entstehen bei Calcium, bei Magnesium sind in Lanzarote sogar höhere Exporte, bei Natrium dagegen wesentlich geringere Exporte zu verzeichnen (die Basalte Lanzarotes enthalten wesentlich mehr Ca und Mg als die Andesite Mexikos!). Ein Teil des Calcium und auch etwas Magnesium wird unter semiariden Bedingungen etwas tiefer im Profil wieder als Carbonate gebunden.

Kalium verhält sich gegensätzlich, da dies in Lanzarote laufend eingetragen wird und durch die Bildung von Illiten im Boden akkumuliert.

Neben der quantitativen Entwicklung der Tongehalte, weist auch die qualitative Entwicklung der Tonfraktion im semiariden Klima eine erhebliche Dynamik auf (Abb.8).

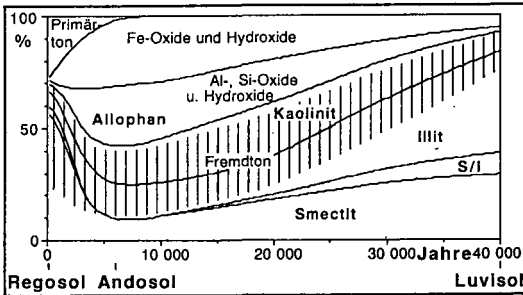


Abb. 8: Zeitliche Entwicklung der Zusammensetzung der Tonfraktion <2µm

Die geringen Gehalte an primärem Ton der jüngsten Regosole, vor allem Glasstaub, wird relativ schnell abgebaut.

Ansonsten dominieren in den Regosolen Kaolinite, Illite und Smectite aus Einträgen, sowie geringe Mengen an neugebildetem Smectit.

In den Andosolen ist in der Tonfraktion eine starke oxydische Komponente, sowie Allophan zu finden. Imogilit konnte nicht festgestellt werden, allerdings Spuren von Halloysit.

Zu den Luvisolen hin dominiert zunehmend neugebildeter eisenreicher Smectit, der durch K-Aufnahme in erheblichem Maße illitisiert ist.

Die Bedeutung eingetragener Tonminerale (vor allem Kaolinit und Illit) verringert sich mit fortschreitender Bodenentwicklung.

Betrachtet über das gesamte klimatische Spektrum der Kanaren, weisen die Böden erhebliche Unterschiede in der Tonmineralzusammensetzung auf. Die dominierenden

Tonminerale in den kanarischen Böden zeigt das Tonmineral-Stabilitätsdiagramm (Abb.9). (Auch hierzu wurde für die feuchteren Teile der Kanaren auf Ergebnisse des Departamento de Edafologia in La Laguna zurückgegriffen.)

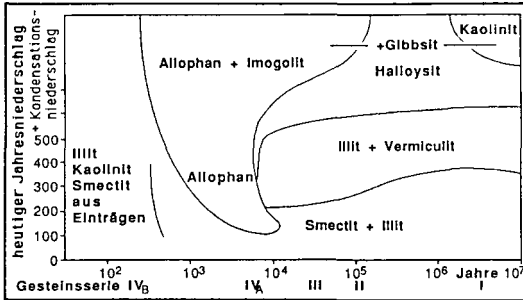


Abb. 9: Feuchte- und altersabhängige Bildung von Tonmineralen in Böden aus Vulkaniten der Kanaren

Hierbei ist zu sehen, daß die Bildung von Zweischicht-Ton, insbesondere von Allophan im semiariden Klima nur während einer kurzen Periode der Bodenbildung von Bedeutung ist. Im feuchteren Klima bleiben "amorphe" Verwitterungsprodukte wesentlich länger stabil und in späteren Bodenbildungsphasen wird bevorzugt Halloysit, Kaolinit und auch Gibbsit gebildet.

In den trockenen Teilen der Kanaren dagegen wird relativ schnell Smectit und Illit gebildet, der

über sehr lange Zeit stabil ist. Vermiculit tritt vor allem in älteren Böden auf, welche sich bei Jahresniederschlägen zwischen 300 und 600 mm entwickeln konnten.

6. Schlußfolgerungen

- Es besteht eine Trockengrenze für Andosole, sie liegt jedoch noch unterhalb 200 mm Jahresniederschlag und damit tiefer als bislang angenommen (gegenüber kontinentalen Landschaften scheint jedoch die Luftfeuchte die Trockengrenze auf den Kanaren herabzusetzen).
- Die andische Phase der Bodenbildung setzt im semiariden Klima später ein und ist kürzer als im humideren Klima.
- Auch im semiariden Klima liegt ein Elementexport vor, beschränkt sich jedoch auf Calcium, Magnesium und Natrium (sowie Titan, Phosphor und Mangan -hier nicht dargestellt).
- Ein Export von Silizium (wie auch von Aluminium und Eisen) konnte nicht nachgewiesen werden.
- Die Karbonatisierung ist ein dominierender Prozeß der mit fortschreitender Verlehmung und zunehmender Wasserkapazität progressiv zunimmt.
- Die Bildung von Fe-Oxiden ist in der Anfangsphase der Bodenbildung sehr intensiv und nimmt später in ihrer Intensität deutlich ab.
- Die Tonbildungsrate ist mit etwa 6g/m² und Jahr im semiariden Klima erstaunlich hoch und über längere Zeit relativ gleichmäßig.
- Auch im semiariden Klima wird Allophan gebildet, nicht jedoch Imogolite. Das wichtigste neugebildete Tonmineral ist eisenreicher Smectit, der bei K-Zufuhr illitisiert.

Literatur

- DEPARTAMENTO DE EDAFOLOGIA, Universidad de La Laguna (1984): Congreso Internacional de Suelos Volcanicos - Guia de Campo. 282 S., Tenerife.
- GREZ, R. (1977): Nährelementehaushalt und Genese von Böden aus vulkanischen Aschen in Südchile. Freiburger Bodenkundl. Abh. 6. 179 S. +Anhang.
- MIHLICH, G. (1991): Chronosequences of volcanic ash soils. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Bd. 15, 207 S.
- SCHLICHTING, E. & BLUME, H.-P. (1961): Art und Ausmaß der Veränderungen des Tonmineralbestandes typischer Böden aus pleistozänem Geschiebemergel und ihrer Horizonte. Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd. 95, S. 227-239.
- STAHR, K. (1979): Die Bedeutung periglazialer Deckschichten für Bodenbildung und Standortseigenschaften im Südschwarzwald. Freiburger Bodenkundl. Abh. 9, 273 S.
- ZAREI, M. (1989): Verwitterung und Mineralneubildung in Böden aus Vulkaniten auf Lanzarote (Kanarische Inseln). Verlag B. Schulz, Berlin, 255 S.

Die vollständige Arbeit erschien als:

- JAHN, R. (1988): Böden Lanzarotes - Vorkommen, Genese und Eigenschaften von Böden aus Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes (Kanarische Inseln). Hohenheimer Arbeiten. Ulmer, Stuttgart, 257 S.

Stofftransport in natürlichen Böden: Modellierung mit Transferfunktionen

Kurt Roth¹

Die Verlagerung eines Chlorid-Tracers durch einen heterogenen Boden wurde von einem Tunnel aus in einem 10 m langen, 2.4 m tiefen Transekt mit Hilfe von 110 Saugkerzen gemessen. Während der Verlagerung wurde der homogen aufgebraute Tracer in einen langsamen Pulse und in eine Reihe sehr schneller Pulse aufgespalten. Der erste der schnellen Pulse erreichte nach einer Infiltration von 31 mm eine Tiefe von 2.4 m. Im Gegensatz dazu befand sich das Maximum des langsamen Pulses nach einer Infiltration von 853 mm in einer Tiefe von lediglich 0.8 m.

Während die Bewegung der schnellen Pulse als Folge einer zu geringen Messauflösung nicht quantitativ modelliert werden kann, ist die Verlagerung des langsamen Pulses mit Hilfe von Transferfunktionen beschreibbar. Für dieses Experiment ergab die Modellrechnung, dass nach einer Infiltration von 0.7 m die Hälfte des aufgebrauchten Chlorids durch die schnellen Pulse in grössere Tiefen verlagert wurde.

EINLEITUNG

Gegenwärtig verstehen wir die Verlagerung gelöster Stoffe durch natürliche Böden noch nicht hinreichend. Dies ist hauptsächlich eine Folge der grossen räumlichen und zeitlichen Variabilität der Transportprozesse und des enormen experimentellen Aufwandes, welcher zu deren Erfassung erforderlich ist. Dieses Fehlen von Felddaten führte dazu, dass konzeptionelle Modelle des Stofftransportes fast ausschliesslich auf der Basis von Laborexperimenten mit kleinen, homogenisierten Bodensäulen entwickelt wurden.

Gegenüber einer homogenen Laborsäule weist ein heterogener Feldboden eine sehr viel grössere Variabilität des Transportvolumens auf. Während die messbare grossräumige Variabilität oft durch veränderliche Parameterfelder beschrieben wird (z.B. *Schulin et al., 1987*), verhindert die beschränkte Auflösung der Messungen im allgemeinen die Erfassung der kleinräumigen Variabilität, welche sich dann als "Rauschen" in den Daten äussert. Die Folgen dieser Variabilität—wie etwa schneller Transport oder wachsende Dispersivität mit zunehmender Transportdistanz—werden meist direkt in die Formulierung des Modells integriert, etwa dadurch, dass das Konvektion-Dispersion Modell durch das Modell einer stochastischen Konvektion ersetzt wird (*Jury and Roth, 1990*).

Ich zeige im folgenden die Ergebnisse eines Tracer-Experimentes in einem geschichteten, strukturierten Boden unter transienter Infiltration. Die gemessenen, sehr unregelmässigen Konzentrationsverteilungen zeigen, dass in einem kleinen Teil des Transportvolumens schneller Transport auftritt, während im Rest die Verlagerungsgeschwindigkeit sehr klein ist.

EXPERIMENT

Methode

Das Experiment wurde zwischen Oktober 1987 und März 1988 in einem Gemüsegeld in der Nähe von Zürich durchgeführt (*Roth, 1989*). Der jährliche Niederschlag in dieser Region beträgt etwa 1000 mm, wobei die Niederschlagsrate 100 mm d^{-1} überschreiten kann.

Das Bodenprofil bis zu einer Tiefe von 3 m besteht aus 8 Schichten, welche in drei Gruppen zusammengefasst werden können. Bis etwa 0.8 m besteht es aus einer kalkigen Parabraunerde, mit einem gut durchmischten A_p -Horizont, welcher durch eine deutliche Pflugschle abgegrenzt wird. Zwischen

¹Dept. of Soil and Environmental Sciences, University of California, Riverside, CA 92521

0.8 und 1.6 m befindet sich eine fossile Parabraunerde und darunter treten von Stauwasser beeinflusste und stauende Horizonte auf.

Um die Stoffverlagerungen im ungestörten Boden messen zu können, bauten wir einen 12 m langen, 2.4 m hohen Tunnel, dessen oberer Rand sich 0.6 m unter der Bodenoberfläche befand. Von hier aus instrumentierten wir parallel zur Tunnelwand in einer Distanz von 1 m ein rund 10 m langes Messgebiet, welches sich zwischen 0.4 und 2.5 m Tiefe erstreckte. Es wurden insgesamt 110 Saugkerzen und 99 Tensiometer auf zwei annähernd regelmässigen Gittern eingebaut (Abb. 1). Zur Messung des volumetrischen Wassergehaltes wurden 8 TDR-Sonden am Rand des Messgebietes installiert.

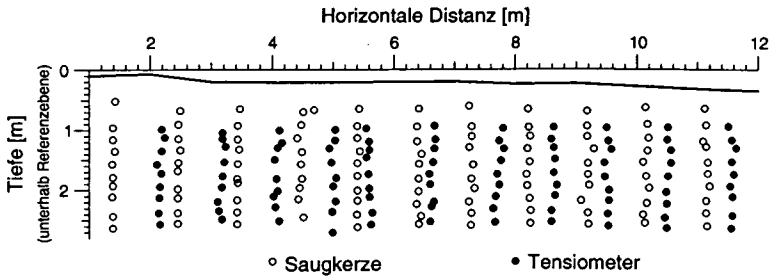


Abb. 1 Positionen der Instrumente im vertikalen Messgebiet. Die durchgezogene Linie symbolisiert die Bodenoberfläche. In der obersten Schicht wurden keine Instrumente eingebaut um die normale Bewirtschaftung des Feldes nicht zu beeinträchtigen.

Der Chlorid-Tracer wurde als Mischung dreier Salze— NH_4Cl , KCl und MgCl_2 —mit einer Flächendichte von $5.6 \text{ mol Cl m}^{-2}$ auf das Feld über dem Messgebiet ausgebracht. Innerhalb der ersten fünf Tage wurden die Salze durch Tau und Niederschlag von sehr geringer Intensität vollständig aufgelöst. Der Chlorid-Puls wurde anschliessend durch Niederschlag und Bewässerung in die Tiefe verlagert. Das Experiment kann in drei Phasen unterteilt werden. Während der ersten Phase fielen 99 mm Niederschlag mit einer maximalen Intensität von 10 mm h^{-1} . Nachfolgend wurden mit einem Sprinkler Starkregen simuliert. An 10 Tagen wurden zwischen 40 und 80 mm Wasser mit einer maximalen Intensität zwischen 4 und 8 mm h^{-1} aufgebracht, insgesamt 601 mm Wasser. In der letzten Phase fielen nochmals 153 mm Niederschlag. Während des gesamten Experimentes infiltrierten 853 mm Wasser.

Abhängig von der kumulativen Infiltration wurden in unregelmässigen Abständen von 1 bis 15 Tagen Proben der Bodenlösung entnommen und gleichzeitig Wasserpotential und volumetrischer Wassergehalt gemessen. Die Chloridkonzentration wurde mit einem Technion Autoanalyser System bestimmt, das Wasserpotential mit dem Einstichtensiometer (Marthaler et al., 1983) gemessen, und für die Berechnung des volumetrischen Wassergehaltes wurde die Methode von Roth et al. (1990) verwendet.

Ergebnisse

In den ersten 7 Tagen nach Ausbringung des Chlorid-Tracers fiel wenig Regen mit einer sehr geringen Intensität. Die Konzentrationen im Messgebiet (Abb. 2) blieben während dieser Zeit auf Werten welche der Hintergrundkonzentration zu Beginn des Experimentes (Tag 0) entsprechen. Nachdem weitere 18 mm Regen infiltrierten, 10 mm davon innerhalb einer Stunde während eines Gewitters, stiegen die Konzentrationen an einigen Stellen im unteren Teil des Messgebietes um mehr als eine Grössenordnung an.

Während für kleine Infiltrationsmengen die Konzentrationsverteilung hauptsächlich durch die schnelle Verlagerung von relativ geringen Mengen der Tracermasse in grosse Tiefen bestimmt war, zeigten die Verteilungen nach grossen Infiltrationsmengen die sehr langsame Verlagerung des Hauptteils der Tracermasse (Abb. 3). Am Ende des Experimentes, nach einer Infiltration von 853 mm, befand sich das Maximum der Konzentrationsverteilung etwa 0.8 m unterhalb der Bodenoberfläche.

Diskussion

Die Aufspaltung des Tracerpulses zeigt, dass dieses Feld nicht als homogenes Medium betrachtet wer-

den kann, sondern als Überlagerung von mindestens zwei verschiedenen Strukturen—ich bezeichne sie als Matrix bzw. als Makrostruktur—beschrieben werden muss. Sobald die Infiltrationsrate einen kritischen Wert überschreitet, vermag die Matrix nicht mehr den ganzen Wasserfluss zu leiten. Ein Teil des infiltrierenden Wassers wird dann in der Makrostruktur sehr schnell in tiefere Schichten verlagert. Hierdurch wird der Wasserfluss in der Matrix verkleinert, und die Verlagerungstiefe der gelösten Stoffe kann nicht mehr aufgrund der infiltrierten Wassermenge und des volumetrischen Wassergehaltes geschätzt werden. (Am Ende des hier beschriebenen Experimentes würde man etwa das Maximum der Konzentrationen in einer Tiefe von 2.5 m erwarten—bei einem mittleren Wassergehalt von 0.34—während es tatsächlich in einer Tiefe von lediglich 0.8 m auftritt.)

An den Grenzflächen zwischen Matrix und Makrostruktur entstehen als Folge von Konzentrationsunterschieden laterale Flüsse, welche gelöste Stoffe von der Matrix in die Makrostruktur verlagern, wo sie dann schnell in tiefere Schichten gelangen. Mit jedem Infiltrationsereignis, welches schnellen Transport auslöst, wird der Matrix somit ein kleiner Teil der gelösten Stoffe entzogen.

Der schnelle Transport kann sehr oft nicht direkt gemessen werden, da er nur an isolierten Stellen und während kurzer Zeit auftritt. Undurchlässige Schichten, wie etwa im vorliegenden Experiment, bieten aber die Möglichkeit der indirekten Messung, indem sie den schnellen Transport unterbrechen und die verlagerten Stoffe über grössere Gebiete verteilen.

Ohne diese Barrieren ist experimentell nur der Matrixfluss zugänglich und man erhält das Bild eines Pulses, der sehr langsam in die Tiefe verlagert wird und dabei stetig an Masse verliert. Diese Erscheinung ist etwa bei der Entsalzung von Böden in ariden Gebieten seit langem bekannt und dokumentiert (Reeve, 1948 zitiert in Thomas and Phillips, 1979).

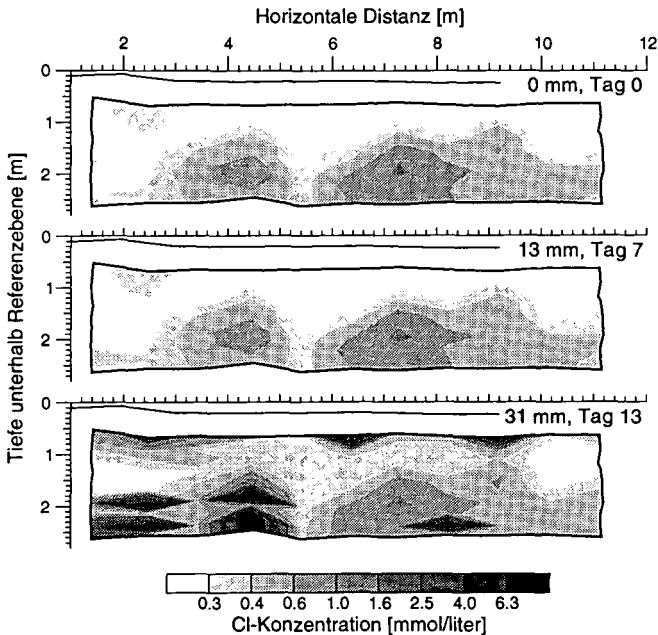


Abb. 2 Konzentrationsverteilung in der Anfangsphase des Experimentes. Während die Infiltration von 13 mm Niederschlag geringer Intensität innerhalb der ersten 7 Tage die Konzentrationen kaum veränderte, führte ein Regen, der innerhalb einer Stunde 10 mm Niederschlag brachte, an einigen Stellen im untern Teil des Messgebietes zu Konzentrationserhöhungen, welche eine Grössenordnung überschritten. (Die Bodenoberfläche ist durch die durchgezogene Linie symbolisiert. Die insgesamt infiltrierte Wassermenge seit Beginn des Experimentes und die verstrichene Zeit sind jeweils in der rechten oberen Ecke hingeschrieben. Die Konzentrationen sind durch logarithmisch abgestufte Grauwerte dargestellt.)

MODELLIERUNG

Für die Beschreibung des schnellen Transportes auf der Feldebene gibt es zurzeit lediglich konzeptionelle Modelle, wobei beispielsweise zwei wechselwirkende homogene Medien (Walker, 1987) oder Random-Walk in einer stochastischen Struktur (Roth et al., 1990) betrachtet wird. Realistische Modelle fehlen, da die experimentellen Daten, welche für ihre Entwicklung unabdingbar sind, gegenwärtig nicht zur Verfügung stehen. Ich werde mich daher im folgenden auf die Untersuchung des Matrixflusses beschränken.

Im allgemeinen wissen wir nicht *a priori* welche Art von Modell für die Beschreibung des Stofftransportes auf der Feldebene verwendet werden soll, dies hängt im wesentlichen von der Homogenität des Bodens auf der Transportskala ab. Bei einem Tracerexperiment kann man zwei Skalen unterscheiden: die Beobachtungsskala, welche durch das Messvolumen des verwendeten Instrumentes definiert wird, und die Transportskala, welche durch die Ausdehnung eines von einer Punktquelle ausgehenden Tracerpulses bestimmt wird. Während die Beobachtungsskala oft als konstant angenommen werden kann, wächst die Transportskala mit zunehmender Transportdistanz, da sich der Tracerpuls ausdehnt. Ein Boden wird als homogen auf einer bestimmten Skala betrachtet, wenn die Mittelung über diese Skala ein homogenes Medium erzeugt. Auf der Transportskala ist der Grad der Homogenität eines Bodens im allgemeinen nicht bekannt; er wird durch die Wahl des Modells implizite angenommen.

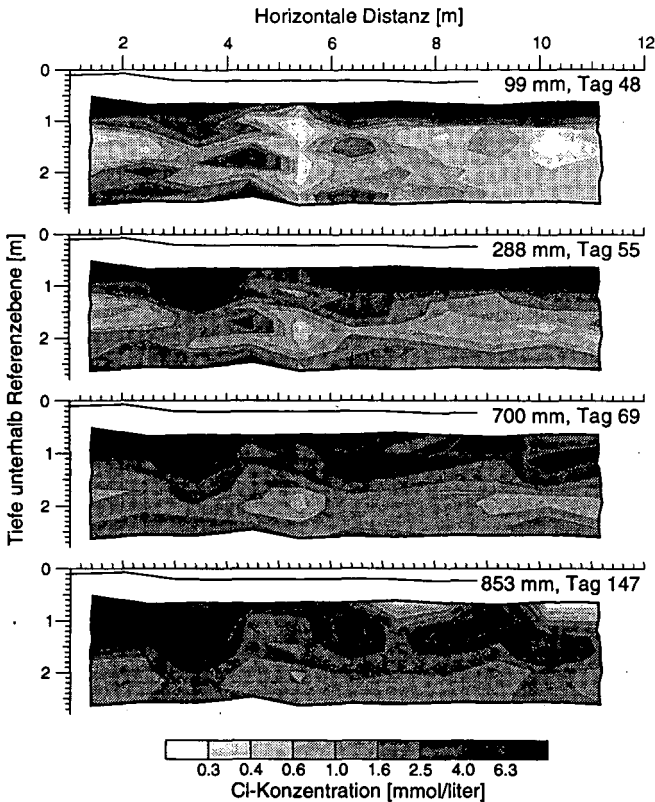


Abb. 3 Konzentrationsverteilung nach grossen Infiltrationsmengen. Ein grosser Teil der Tracermasse wurde sehr langsam nach unten verlagert. Dabei wurde der ursprünglich homogene Puls in einzelne, räumlich getrennte Pulse aufgespalten.

Im folgenden betrachte ich zwei gegensätzliche Annahmen über die Homogenität auf der Transportskala: (i) der Boden ist homogen, d.h. der Transport wird durch ein Konvektion-Dispersion Modell beschrieben, und (ii) der Boden ist homogen entlang der Transportrichtung aber inhomogen senkrecht zu ihr. Die zweite Annahme führt zu einem Modell der stochastischen Konvektion, welches als Bündel von Stromröhren aufgefasst werden kann (*Jury and Roth, 1990*).

Die folgenden beiden grundsätzlichen Annahmen führen zu einer einfachen Modellierung des Experimentes: (i) Der Boden ist homogen auf der Beobachtungsskala. Hieraus folgt, dass die Tracerbewegung eindimensional ist und die lokalen Modellparameter räumlich konstant sind. (ii) Die Form des Transportvolumens ist konstant und, als zusätzliche schwache Annahme, die molekulare Diffusion auf der Feldebene ist vernachlässigbar. Dann folgt, dass die lokalen Modellparameter konstant sind, wenn die Zeit durch die kumulative Infiltration ersetzt wird.

Konvektion-Dispersion Modell

Die Dynamik des eindimensionalen, stationären Konvektion-Dispersion Modells kann beschrieben werden durch (*Nielsen and Biggar, 1962*)

$$\frac{\partial}{\partial t} C_i^r = -V \frac{\partial}{\partial z} C_i^r + D \frac{\partial^2}{\partial z^2} C_i^r \quad (1)$$

(C_i^r : volumengemittelte Konzentration (resident concentration) der flüssigen Phase; V : Porenwassergeschwindigkeit; D : Dispersionskoeffizient). Unter stationären Bedingungen ist die kumulative Infiltration $I(t)$ definiert durch

$$I(t) = j_w t \quad (2)$$

(j_w : Wasserfluss durch die Bodenoberfläche). Damit kann in (1) die Zeit t durch die Infiltration I ersetzt werden und es ergibt sich

$$\frac{\partial}{\partial I} C_i^r = -\frac{1}{\vartheta} \frac{\partial}{\partial z} C_i^r + \frac{\lambda}{\vartheta} \frac{\partial^2}{\partial z^2} C_i^r \quad (3)$$

($\lambda := D/V$: Dispersivität; $\vartheta := j_w(t)/V(t)$: scheinbarer Volumenanteil des Transportvolumens). Ich will im folgenden diejenige Lösung von (3) verwenden, welche die Randbedingungen

$$\left. \left(\frac{1}{\vartheta} C_i^r - \frac{\lambda}{\vartheta} \frac{\partial}{\partial z} C_i^r \right) \right|_{z=0} = 0, \quad \lim_{z \rightarrow -\infty} C_i^r(z, I) = 0 \quad (4)$$

und die Anfangsbedingung

$$C_i^r(z, 0) = \frac{m_0}{\theta} \delta(z) =: C_0 \delta(z) \quad (5)$$

erfüllen (m_0 : Massendichte des ursprünglich aufgebracht Tracers; θ : volumetrischer Wassergehalt; $\delta(z)$: Dirac's Delta Funktion (*Arfken, 1985*); $C_0 := m_0/\theta$). In (4) ist formuliert, dass der Fluss des Tracers durch die Bodenoberfläche verschwinden soll—d.h. dass sich die gesamte Tracermasse zur Zeit $t = 0$ bereits im Boden befindet und ihn nicht durch die Bodenoberfläche verlassen kann—und dass der Tracerpuls während dem Experiment den unteren Rand nicht erreicht—d.h. der Boden kann als unendlich tief betrachtet werden. Gleichung (5) formuliert, dass die gesamte aufgebrachte Tracermasse in der flüssigen Phase aufgelöst wurde und sich zur Zeit $t = 0$ in einer sehr dünnen Schicht an der Bodenoberfläche befindet. Die Lösung von (3) unter den Bedingungen (4) und (5) kann geschrieben werden als (*Jury and Roth, 1990, Prob. 3.8*)

$$C_i^r(z, I) = C_0 \left[\sqrt{\frac{\vartheta}{\pi \lambda I}} \exp\left(-\frac{(I - \vartheta z)^2}{4\vartheta \lambda I}\right) - \frac{1}{2\lambda} \exp\left(\frac{z}{\lambda}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{I + \vartheta z}{2\sqrt{\vartheta \lambda I}}\right) \right] \quad (6)$$

($\operatorname{erfc}(\cdot)$: komplementäre Fehlerfunktion (*Abramowitz and Stegun, 1970*)).

Modell der stochastischen Konvektion

Für das Modell der stochastischen Konvektion—welches ich als Bündel von Stromröhren auffasse, dessen Transporteigenschaften durch die Parameter p beschrieben sind—kann die Konzentration auf der Beobachtungsebene geschrieben werden als (*Jury and Roth, 1990*)

$$C_i^r(z, t) = \int_{\Omega} f_p(p) C_i^r(z, t; p) dp \quad (7)$$

($C_I^r(z, t; p)$: Konzentration in einer einzelnen Stromröhre; $f_p(p)$: Wahrscheinlichkeitsdichte der Parameter; Ω : Wertebereich von p). Unter der Annahme, dass die Dispersion innerhalb einer Stromröhre gegenüber den Geschwindigkeitsunterschieden zwischen den Stromröhren vernachlässigbar ist, kann der lokale Transportprozess als reine Konvektion aufgefasst werden, d.h.

$$C_I^r(z, I; \vartheta) = C_0 \delta(z - I/\vartheta) \quad (8)$$

(ϑ : scheinbarer Volumenanteil des Transportvolumens). Um das Modell vollständig zu bestimmen, muss noch die Wahrscheinlichkeitsdichte $f_\vartheta(\vartheta)$ gewählt werden. Ausgehend von der Feststellung, dass die lokalen Verlagerungsgeschwindigkeiten in einem Feld oft lognormal verteilt sind (Jury, 1985), wähle ich diese Verteilung für den Parameter ϑ

$$f_\vartheta(\vartheta) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_\vartheta}\vartheta} \exp\left(-\frac{(\ln\vartheta - \mu_\vartheta)^2}{2\sigma_\vartheta^2}\right) \quad (9)$$

($\mu_\vartheta, \sigma_\vartheta$: Parameter der lognormalen Verteilung). Hierzu ist zu bemerken, dass $\vartheta = j_w/V$ zwar umgekehrt proportional zur lokalen Verlagerungsgeschwindigkeit V ist, dass aber das Reziproke einer lognormal verteilten Variable wiederum lognormal verteilt ist. Das Modell der lognormalen stochastischen Konvektion ergibt sich nun durch Einsetzen von (8) und (9) in (7)

$$C_I^r(z, I) = \frac{C_0}{\sqrt{2\pi\sigma_\vartheta z}} \exp\left(-\frac{(\ln z - (\ln I - \mu_\vartheta))^2}{2\sigma_\vartheta^2}\right). \quad (10)$$

Schneller Transport

Aus den experimentellen Ergebnissen habe ich geschlossen, dass die in der Matrix verlagerte Masse durch eine Vielzahl von schnellen Pulsen, die in der Makrostruktur auftreten, verkleinert wird. Unter der vereinfachenden Annahme, dass, über eine lange Zeit betrachtet, ein konstanter Anteil der gesamten Infiltration zu schnellem Transport führt, und dass jeder dieser Pulse einen kleinen Anteil der Tracermasse aus der Matrix entfernt, nimmt die gesamte in der Matrix verlagerte Tracermasse exponentiell ab. Damit ergibt sich für das Konvektion-Dispersion Modell (3)

$$C_I^r(z, I) = C_0 \exp\left(-\frac{I}{I_0}\right) \left[\sqrt{\frac{\vartheta}{\pi\lambda I}} \exp\left(-\frac{(I - \vartheta z)^2}{4\vartheta\lambda I}\right) - \frac{1}{2\lambda} \exp\left(\frac{z}{\lambda}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{I + \vartheta z}{2\sqrt{\vartheta\lambda I}}\right) \right] \quad (11)$$

und für das Modell der stochastischen Konvektion (10)

$$C_I^r(z, I) = \frac{C_0}{\sqrt{2\pi\sigma_\vartheta z}} \exp\left(-\frac{I}{I_0}\right) \exp\left(-\frac{(\ln z - (\ln I - \mu_\vartheta))^2}{2\sigma_\vartheta^2}\right) \quad (12)$$

(I_0 : Zerfallsparameter der in der Matrix verlagerten Tracermasse).

Vergleich der Modelle mit dem Experiment

Um die beiden Modelle mit dem Experiment zu vergleichen, habe ich die Parameter so angepasst, dass die Übereinstimmung mit den Daten optimal ist (Roth et al., 1991). Der Vergleich (Abb. 4) zeigt, dass der Matrixfluss durch das Konvektion-Dispersion Modell besser beschrieben wird als durch das Modell der stochastischen Konvektion, welches eine zu starke Ausdehnung des langsamen Pulses erzeugt. Die folgenden Parameter ergaben die beste Übereinstimmung zwischen Modell (11) und Daten:

$$C_0 = 17.7 \text{ mol m}^{-2}, \quad \vartheta = 1.45, \quad \lambda = 0.29 \text{ m und } I_0 = 0.995 \text{ m.}$$

Ein Vergleich mit der Arbeit von Butters and Jury (1989) zeigt die Schwierigkeiten, welche bei der a priori Wahl eines Transportmodells auftreten. Sie führten ein ähnliches Experiment im morphologisch homogenen, sandig-lehmigen Etiwanda-Boden durch und fanden, dass das Modell der lognormalen stochastischen Konvektion bis in eine Tiefe von 1.8 m eine sehr gute Übereinstimmung mit den gemessenen Durchbruchkurven zeigte. Im Gegensatz zur morphologischen Erscheinung ist somit

der Bülach-Boden auf der Transportskala homogen, während der Etiwanda-Boden inhomogen ist. Ich führe das darauf zurück, dass die typische Mächtigkeit der Bodenschichten in Bülach etwa 0.1 m beträgt, während sie in Etiwanda grösser als 1 m ist. Schichtgrenzen, die im ungesättigten Bereich oft senkrecht zur Verlagerungsrichtung liegen, führen zu einer Homogenisierung auf der Transportskala, indem sie zum einen die lateralen Flüsse verstärken und zum andern vertikale Korrelationsstrukturen unterbrechen.

Diskussion der angepassten Parameterwerte

Mit der aufgebrauchten Massendichte des Tracers, $m_0 = 5.6 \text{ mol m}^{-1}$, und dem volumetrischen Wassergehalt, $\theta = 0.34$, ergibt sich aus (5) $C_0 = 16.5 \text{ mol m}^{-1}$, was gut mit dem geschätzten Wert übereinstimmt.

Die Zerfallskonstante $I_0 = 0.995 \text{ m}$ besagt, dass nach einer Infiltration von 995 mm—was etwa einem Jahresniederschlag entspricht—63% der aufgebrauchten Masse durch schnellen Transport in Schichten unterhalb der Wurzelzone transportiert wurden.

Die Tatsache, dass der scheinbare Volumenanteil des Transportvolumens grösser als 1 ist, zeigt, dass der Parameter in dieser Form keine physikalische Bedeutung haben kann. Der Grund hierfür liegt in der Definition $\vartheta := j_w/V$, wo angenommen wird, dass j_w der gesamten Infiltrationsrate entspricht. Die obige Diskussion des schnellen Transportes zeigt aber, dass j_w kleiner als die Infiltrationsrate ist. Es ist somit klar, dass für dieses Feld nicht einmal die Position eines Stoffpulses unabhängig, d.h. ohne das Experiment tatsächlich durchzuführen, geschätzt werden kann.

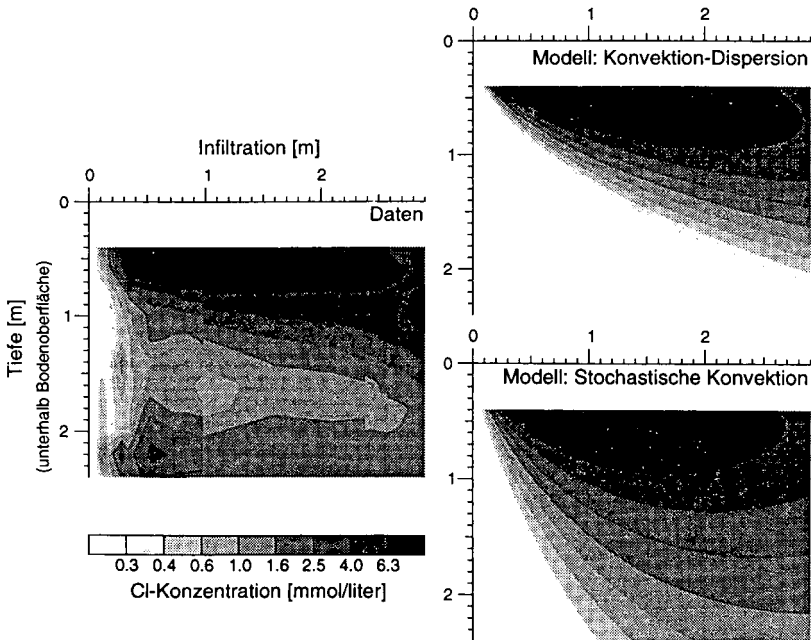


Abb. 4 Vergleich der Modelle mit dem Experiment. Die gemessenen Konzentrationen sind als horizontal gemittelte Werte in Abhängigkeit von skaliertem Infiltration I/θ und Tiefe gezeichnet. Für die Schätzung der Modellparameter wurden nur die Daten bis zu 1.6 m Tiefe verwendet, die Konzentrationen in tieferen Schichten sind im wesentlichen durch den schnellen Transport verursacht, welcher durch die Modelle nicht beschrieben wird.

Dank. Die hier beschriebene Arbeit war Teil meiner Dissertation, die ich bei Prof. Dr. Hannes Flühler am Institut für terrestrische Ökologie der ETH Zürich ausführte, während ich an der Eidg. Forschungsanstalt in Wädenswil bei Dr. Christian Gysi arbeitete. Das Experiment wurde zu einem grossen Teil finanziert durch die Migros Genossenschaft und das Amt für Gewässerschutz des Kantons Zürich. Für seine Durchführung war die Mitarbeit von Herrn Werner Attinger vom Institut für terrestrische Ökologie essentiell. Herr Heinz Schwager von der Eidg. Forschungsanstalt hat sämtliche chemischen Analysen durchgeführt. Der hier gezeigte theoretische Ansatz wurde wesentlich durch die Zusammenarbeit mit Prof. Dr. William Jury von der University of California in Riverside geprägt.

LITERATUR

- Abramowitz, M. and I.A. Stegun, *Handbook of Mathematical Functions*. Dover Publishing Co., New York, 1970.
- Arfken, G., *Mathematical Methods for Physicists*. Third edition, Academic Press, San Diego, 1985.
- Butters, G.L. and W.A. Jury, Field scale transport of bromide in an unsaturated soil. 2. Dispersion modeling. *Water Resour. Res.*, **25**, 1583-1589, 1989.
- Jury, W.A., 1985: Spatial variability of soil physical parameters in solute migration: A critical literature review. EPRI Report EA-4228, Electric Power Research Institute, Palo Alto, CA.
- Jury, W.A. and K. Roth, 1990: *Transfer Functions and Solute Movement Through Soil. Theory and Application*. Birkhäuser Verlag, Basel.
- Marthaler, H. P., W. Vogelsanger, F. Richard, and P. J. Wierenga, 1983: A pressure transducer for field tensiometers. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **47**, 624-627.
- Nielsen, D.R. and J.W. Biggar, 1962: Miscible displacement. 3. Theoretical considerations. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **26**, 216-221.
- Roth, K., 1989: Stofftransport im wasserungesättigten Untergrund natürlicher, heterogener Böden unter Feldbedingungen. Dissertation Nr. 8907, ETH Zürich, (*vergriffen*).
- Roth, K., R. Schulin, H. Flühler, and W. Attinger, 1990: Calibration of time domain reflectometry for water content measurement using a composite dielectric approach. *Water Resour. Res.*, **26**, 2267-2273.
- Roth, K., H. Flühler and W. Attinger, 1990: Transport of a conservative tracer under field conditions: Qualitative modeling with random walk in a double porous medium. In *Field-Scale Water and Solute Fluxes in Soils*, edited by K. Roth, H. Flühler, W.A. Jury, and J.C. Parker, 239-249, Birkhäuser Verlag, Basel.
- Roth, K., W.A. Jury, H. Flühler, and W. Attinger, 1991: Transport of chloride through an unsaturated field soil. *Water Resour. Res.*, **27**, im Druck.
- Schulin, R., M.Th. 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.
- Thomas, G.W. and R.E. Phillips, 1979: Consequences of water movement in macropores. *J. Environ. Qual.*, **8**, 149-152.
- Walker, G.R., 1987: Solution to a class of coupled linear partial differential equations. *IMA J. appl. Math.*, **38**, 35-48.

BERICHTE AUS
ARBEITSKREISEN UND ARBEITSGRUPPEN

Berichte aus dem Arbeitskreis für Bodensystematik der DBG

von Dr. O. Wittmann *)

Der Arbeitskreis für Bodensystematik ist der älteste der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Auf der 3. Hauptversammlung der 1949 neugegründeten Gesellschaft im September 1952 in Bad Kreuznach präsentierte Prof. Mückenhausen - ich zitiere aus einer Abhandlung über die Geschichte der DBG - "einen ersten Entwurf für eine Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. Die Ausarbeitung einer genetisch konzipierten Bodensystematik erschien so wichtig und dringend, daß der Präsident der DBG einen Arbeitskreis für die Ausarbeitung einer Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland einsetzte, dem Prof. Dr. F. Vogel (Vorsitzender), Dr. F. Heinrich, Prof. Dr. W. Laatsch und Dr. Dr. E. Mückenhausen (Federführender) angehörten", Prof. Mückenhausen als Federführender, nebenbei bemerkt, bis zum Mai 1989. Der Arbeitskreis existiert somit fast 40 Jahre und tagte seither immer am Geologischen Landesamt in München - sieht man von zwei Ausnahmen in Hannover und Bonn ab. Der erwähnte erste Entwurf einer Systematik bildete zusammen mit dem bodensystematischen Werk KUBIENAS "Die Böden Europas" die Grundlage für die weitere Arbeit, die als Ergebnis zunächst zu dem vom Arbeitskreis 1962 herausgegebenen Werk "Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland" führte, im Jahr 1977 zu einer zweiten ergänzten Auflage.

Ganz wesentlich ist jedoch, daß die allerersten Arbeiten des Arbeitskreises Voraussetzung für den Beginn der modernen Bodenkartierung 1 : 25 000 waren. Ohne sie hätte z. B. Karl BRUNNACKER im Sommerhalbjahr 1955 sein bodenkundliches Erstlingswerk Blatt Straßkirchen in Niederbayern nicht aufnehmen können, zumindest nicht so, wie es mit Erläuterungsband heute vorliegt - im Rahmen noch voll in die derzeitige Systematik passend. Eine weitere Überarbeitung erfuhr die Systematik für die heute noch gültige, 1982 erschienene 3. Auflage der Bodenkundlichen Kartieranleitung durch die Geologischen Ämter. Sie erfolgte in ständigem Kontakt mit dem Arbeitskreis Systematik der DBG.

Nach diesem einführenden geschichtlichen Rückblick, der vor allem für die mit der Entwicklung weniger vertrauten jüngeren Kolleginnen und Kollegen gedacht war, komme ich zum eigentlichen Thema.

Meine Berichte aus dem Arbeitskreis für Bodensystematik lassen sich in zwei Abschnitte gliedern:

Im ersten Teil werde ich einen Überblick über die seit 1985 vom Arbeitskreis behandelten Fragen geben.

Der zweite Teil wird sich mit Grundsatzfragen der Deckschichten- und Substratgliederung, der Horizont- und Bodensystematik in den alten und neuen Ländern befassen.

Gleichzeitig werde ich versuchen, aufzuzeigen, welche Probleme in nächster Zeit im Vordergrund der gemeinsamen Bemühungen eines die neuen Länder einbeziehenden Arbeitskreises stehen sollten.

*) Bayerisches Geologisches Landesamt, Heßstr. 128, 8000 München 70

Ich beginne mit der Kurzfassung der Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland, die aus Anlaß der Tagung der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft im August 1986 in Hamburg vom Arbeitskreis in Deutsch, Englisch und Französisch herausgegeben wurde (Band 44 der Mitteilungen der DBG). Grundlage dieser Bodensystematik ist die vom Arbeitskreis erarbeitete quantifizierende Horizontsystematik, die bereits in der 3. Auflage der Bodenkundlichen Kartieranleitung der Geologischen Ämter von 1982 enthalten war. Mit dieser Kurzfassung hatten die Arbeiten an der Bodensystematik zunächst einen gewissen Abschluß gefunden, wenigstens bis zur Subtypen-Ebene.

Somit konnte sich der Arbeitskreis nach 1986 neuen Zielen zuwenden. Eine der dringendsten Aufgaben wurde in der Gliederung der periglazialen Deckschichten und ihrer Substrate gesehen. Zu diesem Zweck wurden die wichtigsten Gliederungen sowie alle vorhandenen Vorschläge dieser Art, auch die aus der damaligen DDR, vergleichend diskutiert. Ergänzend dazu hat Herr Prof. Mückenhausen in ausführlichen Gesprächen die Auffassungen der im Arbeitskreis Systematik nicht vertretenen Geologischen Ämter in Hessen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz erkundet. Im Ergebnis kam der Arbeitskreis einvernehmlich zu folgendem Vorschlag (von oben nach unten):

- Holozänlage(n)
- Decklage: außerhalb der Gebiete holozäner Akkumulation und Erosion jüngste homogene periglaziale Deckschicht mit äolischer Komponente; wahrscheinlich in der jüngeren Tundrenzeit entstanden
- Mittellage(n): älter als Decklage, mit äolischer Komponente
- Basislage(n): immer im Liegenden der Decklage, i. d. R. auch der Mittellage, ohne äolische Komponente

Die Differenzierung und Erfassung der Deckschichten ist die eleganteste und einfachste Methode zur systematischen regionalisierenden Kennzeichnung des Stoffbestandes unserer vielfältigen Substrate bis hin zu den Spurenelementen.

Aus diesem Grund ist das Material der Lagen qualitativ und quantitativ nach Komponenten zu charakterisieren. Vorschläge dazu wurden bereits erarbeitet und im Arbeitskreis vorgestellt (Referate Dr. Fried und Dr. Spies auf dieser Tagung).

Im Anschluß an die Gliederung der periglazialen Deckschichten befaßte sich der Arbeitskreis mit der Klassifikation der Stadtböden, die nur unter Einbeziehung der entsprechenden Substrate und anthropogenen Deckschichten möglich ist. Mit den vielfältigen natürlichen und künstlichen, autochthonen und allochthonen, oft von Fremdstoffen bestimmten Substraten hat sich ein anderer Arbeitskreis, nämlich der für Stadtböden der Kommission V der DBG intensiv auseinandergesetzt, mit dem Ziel, "Empfehlungen für die bodenkundliche Kartieranleitung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen" zu erarbeiten. Eine eingehende Beschreibung der Stadtboden-Substrate dieses Ausschusses liegt vor. Seine bodensystematische Gliederung beschränkt sich auf einen kurzen vorläufigen Entwurf. Zusammen mit 3 weiteren ausführlichen Vorschlägen (H.-P. Blume, G. Fried, W.-G. Schrapf) war er Grundlage für eine intensive Diskussion, die jedoch wegen der vordringlichen Behandlung von Grundsatzproblemen nach der Wiedervereinigung zunächst unterbrochen werden mußte. Das Kapitel Stadtböden soll eine wesentliche Ergänzung der 4. Auflage der Kartieranleitung der Geologischen Ämter darstellen. Der Arbeitskreis ist deshalb gefordert, rechtzeitig Entscheidungen zu treffen. Dazu ist vor allem auch die grundsätzliche Frage zu klären, wo die Stadtböden in der Hierarchie unserer Bodensystematik eingruppiert werden sollen: in eine eigenständige Abteilung der Anthropogenen Böden oder in die bereits bestehenden Abteilungen der Terrestrischen und Semiterrestrischen Böden.

Weiterer Gegenstand der Beratungen waren die Terrestrischen organischen Bildungen auf Fels- und Skelettsubstraten. Als Grundlage dienten gemeinsame Vorschläge von K. Kreutzer und W. Grotenthaler. Der Arbeitskreis beschloß die Einführung einer neuen **Klasse der O-C-Böden** mit den Typen Felshumusboden(O-C-Profil aus Festgestein) und Skeletthumusboden (mit einem O + 1C - Horizont, also einem diagnostischen Horizont mit O-Material als Zwischenmittel von Skelettsubstraten). Die Beratung über die O-C-Böden ist abgeschlossen (Referat über das Thema auf dieser Tagung). Vom Arbeitskreis wurde jedoch empfohlen, die Humusformen, wie sie sich aus der Morphologie der Auflage ergeben, in die Gliederung dieser Böden einzubeziehen.

Ein Thema, das besonders bei der Bodenkartierung immer wieder aufkommt, ist die systematische Einstufung der **durch landwirtschaftliche Nutzung** in verschiedenster Richtung **veränderten ehemaligen Waldböden**. Der Arbeitskreis hat diese Problematik aufgegriffen und an Hand einer Reihe von Beispielen besprochen. Dabei zeigte sich, daß es sinnvoll ist, zunächst nicht von der bisherigen Praxis abzuweichen (Einstufung nach dem ehemaligen natürlichen Bodenprofil, soweit es profilmorphologisch noch angesprochen werden kann, ansonsten nach der vorliegenden erkennbaren Horizontfolge, z.B. im Fall von Ap-C-Böden, die durch weitgehenden Abtrag des ursprünglichen Solums entstanden sind.)

Derzeit in der Diskussion sind noch ein neuer Vorschlag für eine **Bodensystematik der Moore** von G. Roeschmann, H. Kuntze, J. Tüxen und J. Blankenburg sowie ein Vorschlag für eine neue bodensystematische **Gliederung der Steppenböden** des Oberreintales von Zakosek.

Die Gespräche darüber konnten jedoch nicht fortgesetzt werden, weil der Arbeitskreis durch die Wiedervereinigung der beiden deutschen Staaten, die bekanntlich auch bodenkundlich jahrzehntelang ein gewisses Eigenleben geführt haben, sich plötzlich mit der dringenden Notwendigkeit einer **Vereinheitlichung der Boden- und Substratsystematik** konfrontiert sah. Bisher fanden zwei gemeinsame Sitzungen statt. Als Gäste aus den neuen Ländern waren vertreten Dr. Altermann, Halle, Prof. Lieberoth, Eberswalde und Dr. Rau, Jena.

Vergleichend behandelt wurden folgende Klassifikationen der alten und neuen Länder:

- Deckschichten
- Bodenarten
- Substrate
- Horizonte
- Bodentypen
- Bodenformen

In der **Einteilung und Nomenklatur der Deckschichten** wurde mit folgendem Vorschlag bereits Einigkeit erzielt: die jungtundrenzeitliche Decklage wird Hauptlage, eine darüberliegende Holozänlage wird Oberlage benannt. Unter der Decklage folgt, soweit vorhanden, die Mittellage und dann die Basislage, wie im bereits vorgestellten früheren Vorschlag des Arbeitskreises.

Bei den **Bodenarten** stimmen wichtige Bodenartengrenzen nicht überein; zum Beispiel bewegt sich in der Bodenartengruppe Ton der Tongehalt

- in den alten Bundesländern (ABL) zwischen 25 und 45 Gew.% Ton
 - in den neuen Bundesländern (NBL) liegt er konstant bei 30 Gew.% Ton
- oder die Grenze zwischen den Bodenartengruppen Sand und Lehm bewegt sich
- in den ABL zwischen 15 und 25 Gew.% Ton
 - in den NBL zwischen 5 und 14 Gew.% Ton

Eine Konvertierung ist nicht möglich!

Da Bodenart und Bodenartenschichtung in beiden Systemen ein wesentliches Kriterium zur Bildung und Differenzierung der Bodenformen und Hauptbodenformen darstellen, wird dadurch auch die nahtlose Konvertierung verhindert.

Der Arbeitskreis für Bodensystematik empfiehlt den Geologischen Landesämtern daher dringend, im Zug der Vorbereitung der 4. Auflage Kartieranleitung möglichst bald eine Einigung über ein Bodenartendreieck herbeizuführen.

Das **Substrat** und die **Substratschichtung** als Bodenausgangsmaterial liefern in beiden Systematiken wesentliche Kriterien für die Bildung der Bodenform. Während in den ABL die Bodenart zusätzlich, oft fein abgestuft, angegeben wird, ist sie in den NBL in der Substratbezeichnung bereits systematisiert enthalten. Wegen der zunehmenden Bedeutung, die dem Stoffbestand unserer Böden und Gesteine und allen davon abhängigen Eigenschaften beizumessen ist, schlägt der Arbeitskreis für Bodensystematik vor, in Anlehnung an die Substratsystematik der neuen Länder und unter Berücksichtigung eines erweiterten Konzeptes des Bayerischen Geologischen Landesamtes, das vor allem auch Art und Menge der autochthonen und allochthonen Deckschichtenkomponenten berücksichtigt, eine hierarchisch gestufte einheitliche Substratsystematik zu entwickeln. Die Substratklassifikation sollte zunächst losgelöst von der Bodenklassifikation erarbeitet werden. Unter Berücksichtigung der entsprechenden Vorlagen des Ausschusses Kartieranleitung 4. Auflage sollen später Substrat- und Bodensystematik zu einem Gesamtkonzept verknüpft werden. Der Arbeitskreis ist der Auffassung, daß bei der Kategorisierung der Substrate nicht geologische, sondern pedologische Aspekte im Vordergrund stehen müßten.

In der **Horizontsystematik** besteht in weiten Bereichen Übereinstimmung. Verschiedene Bezeichnungen existieren für Et = Al, Es = Ae, g = S, um die wichtigsten zu nennen. Daneben gibt es gleiche Symbole für unterschiedliche Bedeutung: E, i, a, w, g. Außerdem enthalten beide Horizontsystematiken Symbole, für die es im jeweils anderen System keine Entsprechung gibt. Eine bundeseinheitliche Angleichung dürfte nicht allzu schwierig sein.

Größere Differenzen hingegen bietet die **Bodensystematik**. So bestehen bereits unterschiedliche Gliederungsprinzipien auf **Abteilungsebene**:

ABL: Terrestrische Böden
Semiterrestrische Böden
NBL: Anhydromorphe Böden
Hydromorphe Böden

Auf **Klassenebene** ergeben sich Unterschiede, die auf einen zum Teil nicht vergleichbaren hierarchischen Aufbau zurückzuführen sind:

Beispiele:

- Terrestrische Rohböden und A_n -C-Böden ohne Steppenböden in den ABL entsprechen der Klasse der schwach differenzierten Böden der NBL, zu denen übrigens auch die Vega gehört.
- Pelosole der ABL werden in den NBL als Substrat berücksichtigt.
- Klasse Podsole der ABL in den NBL in der Klasse der stärker differenzierten Böden
- Terrae calcis der ABL in den NBL als Substrat berücksichtigt
- Klasse der Plastosole der ABL in den NBL in der Klasse der Staunässeböden enthalten
- Stauwasserböden der ABL in den NBL als Klasse Staunässeböden in der Abteilung hydromorphe Böden
- Klassen Gleye und Marschen der ABL zusammen in der Klasse der Grundwasserböden der NBL

- Klasse der Moore der ABL ist in den NBL in zwei Klassen verankert: Niedermoorböden und Hoch- und Übergangsmoorböden.

Was die **Typen- oder gar Subtypenebene** anbelangt, so möchte ich hier nicht weiter in die Einzelheiten gehen. Allgemein läßt sich jedoch feststellen, daß die Systematik der ABL hier deutlich stärker differenziert als die der NBL.

Beispiel: Typ Ranker der NBL differenziert sich in den ABL in Syrosem, Lockersyrosem, Ranker und Regosol. Das prägt sich selbstverständlich in die unteren Hierarchieebenen durch.

Auch bei den Übergangssubtypen gliedert die Systematik der ABL stärker auf:

Zwischen zwei Typen gibt es 2 Übergangssubtypen, während in den NBL nur ein Übergangssubtyp vorgesehen ist, mit den Folgen daß die Grenzen zwischen den jeweiligen Übergangssubtypen vollkommen unterschiedlich definiert sind.

Der Arbeitskreis für Bodensystematik schlägt gemeinsam mit den Gästen aus den NBL folgendes vor:

- die Klasse der A_h -C-Böden bleibt unverändert bestehen
- der Klasse der Pelosole wird allseits zugestimmt
- die Fahlerde soll einen eigenständigen Typ innerhalb der Klasse der Braunerden bilden
- die Rostbraunerde der ABL soll die Rosterde der NBL enthalten
- bei den Klassen der Podsole, Terrae calcis, Plastosole und Latosole der ABL sind keine Änderungen vorgesehen

Eine große Zahl weiterer Fragen wurde aufgeworfen und besprochen, jedoch ohne endgültige Beschlußfassungen.

Da die **4. Auflage der Bodenkundlichen Kartieranleitung** vor der Tür steht, sind zunächst hauptsächlich die Geologischen Landesämter gefordert, in der Horizont- und Bodensystematik ein einheitliches gemeinsames Konzept auszuarbeiten, das für die ABL und für die NBL gleichermaßen tragfähig ist und dessen Rahmen mit dem Arbeitskreis Systematik vorher abgestimmt worden ist. Dieses Konzept sollte auch die Systematik der Humusformen einschließen auf der Basis der Vorschläge, die in dieser Richtung vom Arbeitskreis Waldhumusformen zu erwarten sind.

Die NBL arbeiten seit 25 Jahren mit einer **Bodenformensystematik**. Sie hat in den ABL kein Gegenstück. Zwei Niveaus von Bodenformen werden unterschieden:

- Hauptbodenformen und
- Lokalbodenformen

Der Arbeitskreis hat auf der ersten gemeinsamen Sitzung beschlossen, für die ABL einen "Übersetzungsschlüssel" für die Hauptbodenformen zu erarbeiten. Wahrscheinlich führt es aber insgesamt weiter, wenn nach Vorliegen einheitlicher Klassifikationssysteme für Substrat, Bodenart und Bodentyp auf der Grundlage des Vorbilds der NBL die notwendige gemeinsame Bodenformensystematik entwickelt wird.

Darüber hinaus warten noch weitere Aufgaben auf ihre Bewältigung. Da die bodentypologische Gliederung der ABL nur bis zum Subtyp systematisch ausgearbeitet ist, hat sich der Arbeitskreis die **Charakterisierung der Varietäten- und Subvarietätenebene** vorgenommen. Bereits in einer ersten Behandlung des Themas zeichneten sich aussichtsreiche Lösungen ab, die im Hinblick auf die nun gemeinsam mögliche Diskussion von vorneherein auf ein für die alten und neuen Bundesländer einheitliches konsequentes System hinielen.

Die Vereinheitlichung all dieser Klassifikationen kann nicht allein vom Arbeitskreis für Bodensystematik bewältigt werden. Dazu ist - wie in den vergangenen Jahrzehnten auch - die Mitwirkung anderer Institutionen, vor allem aber der Geologischen Ämter der Bundesrepublik nötig. Die Zeit drängt aus verschiedenen Gründen. Einmal kann die in Arbeit befindliche 4. Auflage der Bodenkundlichen Kartieranleitung der Geologischen Ämter nur eine gesamtdeutsche sein. Eine Einigung ist aus sachlichen Gründen so schnell wie möglich herbeizuführen. Zum anderen erlangt die systematische Gliederung, Einstufung und Charakterisierung der Bodenformen, als der Synthese aus Deckschichtenaufbau, Deckschichtenzusammensetzung, Bodenartenprofil und Bodentyp durch die Anforderungen des Boden- und Umweltschutzes eine zusätzliche Dimension. Die bodeneigene Empfindlichkeit und Belastbarkeit gegenüber allen möglichen Beanspruchungen und Belastungen, die z. B. Versauerung, Anreicherung oder Verlagerung von Schadstoffen oder Bodenverdichtung zur Folge haben, sind nämlich konstante Größen. Als Geokonstanten finden sie in der Einheit der Bodenform die ideale Bezugsbasis. Allein auf dieser Grundlage sind die Ziele zu erreichen, die dem Bodeninformationssystem mit der flächenhaften Schadens- und Risikoprognose und der Ursachenanalyse gesteckt sind.

Damit komme ich zum Schluß. 40 Jahre Arbeitskreis für Bodensystematik zeugen von großer Beständigkeit, sie bedingen aber auch zwangsläufig personelle Veränderungen. Den letzten großen Wechsel gab es im Jahr 1989 mit dem Ausscheiden von Prof. Dr. Dr. Dr. h. c. Eduard Mückenhausen und Prof. Dr. Siegfried Müller. An ihre Stelle wurden zwei alterfahrene Bodenkundler gewählt: Herr Dr. Finnern und Herr Prof. Dr. Roeschmann, zugleich als stellvertretender Vorsitzender. Vorsitz und Federführung sind zur Zeit in einer Hand. Der Vorsitzende wird dabei von Herrn Dr. Fried unterstützt.

Prof. Mückenhausen war Gründungsmitglied des Ausschusses und während dieser ganzen Zeit, also 37 Jahre lang der Federführende. Ihm ist nicht nur die akribische Dokumentation aller Fortschritte in der Systematik zu danken, sondern auch eine Fülle von Anregungen und Beiträgen aus seinem überaus reichen Wissens- und Erfahrungsschatz. Das Buch "Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland" ist im wesentlichen sein Werk.

Prof. Siegfried Müller war als Nachfolger von Prof. Laatsch über ein Vierteljahrhundert Mitglied des Arbeitskreises und seit 1977 dessen Vorsitzender. Siegfried Müller hat in den Landschaften immer den Zusammenhang Gestein - Relief - Boden gesucht und gesehen und insbesondere aus dieser Richtung die Bodensystematik sehr befruchtet. Beiden gelten unser herzlichster Dank und unsere besten Wünsche.

Der Einsatz von Informationssystemen in der Bodenkunde

- Zu Aufgabe und Arbeit der AG 4

"Informationssysteme in der Bodenkunde" -

von

Hans J. Heineke *

1. Bodeninformationssysteme - Definition und Einsatzbereiche -

Seit der Gründung der Arbeitsgruppe "Informationssysteme in der Bodenkunde" während der Tagung der DBG in Berlin, dem ersten Treffen in Kiel (1983) und der im Oktober folgenden diesjährigen Sitzung ist eine dynamische Entwicklung auf dem Gebiet der Bodeninformationssysteme zu verzeichnen. LAMP definierte 1983 ein solches System als einen "planvollen und zweckgerichteten Verbund von Menschen und Institutionen mit Techniken und Methoden zur Erfassung, Verarbeitung und Verteilung von (bodenkundlichen) Daten". Diese etwas unscharf erscheinende Definition konnte in den folgenden Jahren, nicht zuletzt durch die Arbeit von Mitgliedern der AG 4, weit konkreter gefaßt werden. Wurde diese Entwicklung zunächst durch Arbeiten in Hochschuleinrichtungen vorangetrieben, so übernehmen heute die Geologischen Landesämter einen wesentlichen Teil der Weiterentwicklung und versuchen, auf der politischen Ebene das Bewußtsein im Hinblick auf die Bedeutung von Informationssystemen zu schärfen. Schließlich haben die Umweltminister und -senatoren des Bundes und der Länder auf ihrer Sitzung vom 07./08. Mai 1987 den Ländern empfohlen, Bodeninformationssysteme aufzubauen (SONDERARBEITSGRUPPE INFORMATIONSGRUNDLAGEN BODENSCHUTZ, 1987).

Gegenüber der Definition von 1983 stellt sich ein Bodeninformationssystem heute als ein EDV-gestütztes Werkzeug dar, das aus einem Kernsystem mit Mechanismen zur Daten- und Methodensteuerung (Datenkatalog, Methodenkatalog, übergeordnete Datenbasis, Thesaurus) und Fachinformationssystemen besteht, die wiederum einen Daten- und Methodenbereich umfassen (Abb. 1). Die Breite des Ansatzes von 1983 findet sich wieder, indem der "Boden" - in diesem Kontext benutzt - auf alle Bereiche der Erdoberfläche und der oberen Erdkruste bezogen wird, in die der Mensch durch seine Tätigkeit eingreift.

* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

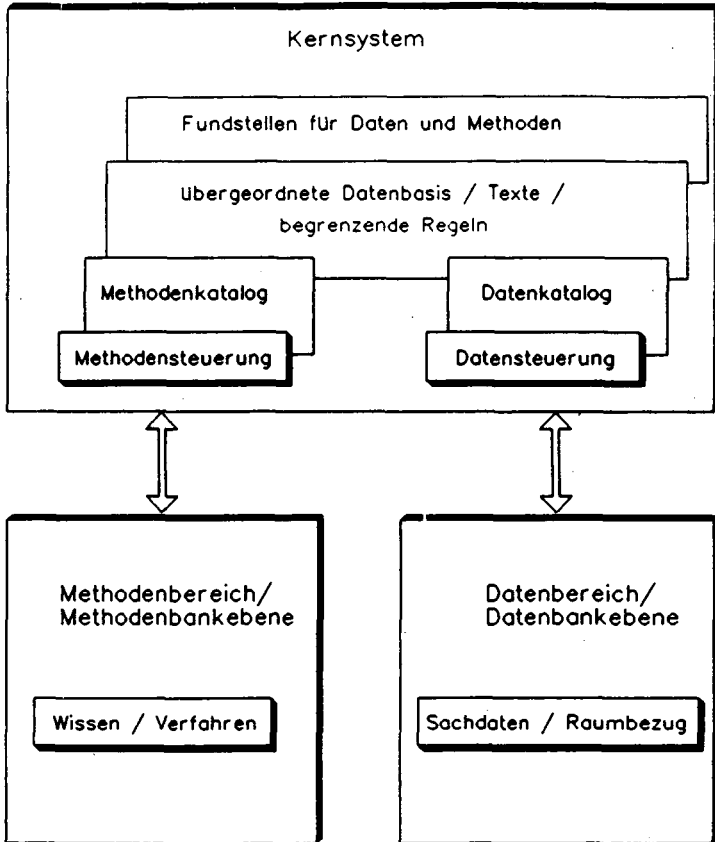


Abb. 1: Struktureller Aufbau eines Bodeninformationssystems

Die 33. Umweltministerkonferenz hat 1989 empfohlen, beim Aufbau von Bodeninformationssystemen den auf dieser Basis entwickelten Vorschlag für die Einrichtung eines länderübergreifenden Bodeninformationssystems (UNTERARBEITSGRUPPE BODENINFORMATIONSSYSTEM, 1989) zugrunde zu legen. Seit diesem Zeitpunkt werden diese Systeme bundesweit abgestimmt und in verstärktem Maße bei den Geol. Landesämtern in den alten und neuen Bundesländern aufgebaut.

2. Bodeninformationssysteme - Aufgabe und Arbeit der AG 4 -

Bei Beginn der Arbeit 1983 wurden die Problemfelder, denen sich die AG 4 widmen sollte, auf der Basis der seinerzeit gegebenen Definition mit den in Abb. 2 gezeigten Bereichen umrissen.

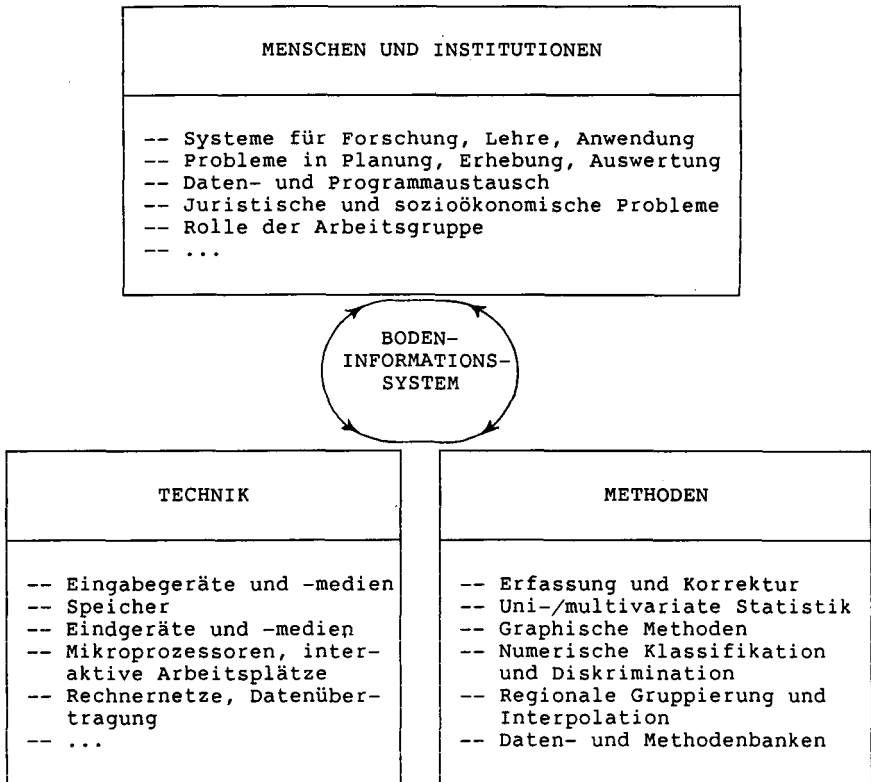


Abb. 2: Problemfelder der Arbeitsgruppe "Informationssysteme in der Bodenkunde" (LAMP, 1983)

Zu vielen Fragestellungen des Blockes der "Technik" und zu einigen des Komplexes "Methoden" hat die Gruppe in der Vergangenheit gearbeitet bzw. Anregungen gegeben.

Vor dem Hintergrund der Tatsache, daß einerseits Bodeninformationssysteme in zunehmendem Maße real existieren, politische Rahmenbedingungen für ihren Aufbau verbessert worden sind und andererseits vermehrt konkrete Bodenschutzmaßnahmen eingeleitet werden müssen, sollten die integrativen Gesichtspunkte bei Aufbau und Betrieb von Bodeninformationssystemen in den Mittelpunkt der Arbeit gestellt werden (Abb. 3). D. h. der Anspruch unserer Gesellschaft an hohe Informationsdichte sowie Verfügbarkeit und Verknüpfbarkeit dieser Information muß verstärkt unterstützt werden. Im Einzelfall heißt das, daß für aktuelle Problemfelder, in denen der Boden mit seiner zentralen Stellung als Durchdringungskomplex von Atmosphäre, Hydrosphäre, Lithosphäre, Biosphäre und Anthroposphäre eine Rolle spielt, der Bedarf an Informationen konkretisiert sowie vorhandene methodische Ansätze zur Datenauswertung und existierende Datenbestände auf ihre Aussagekraft hin analysiert werden müssen. Im Ergebnis können strukturelle Betrachtungen dieser Art eine Basis für die weitere Entwicklung von Bodeninformationssystemen darstellen.

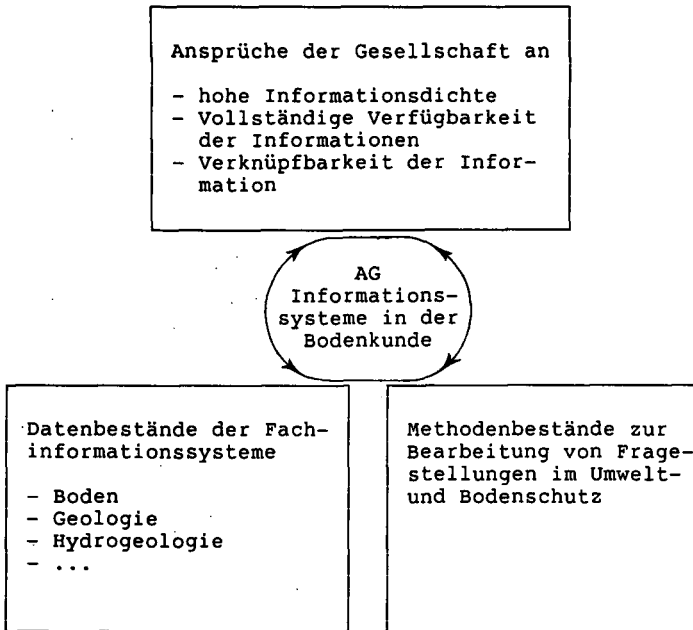


Abb. 3: Stellung der AG 4 im Spannungsfeld bestehender Systeme und den Ansprüchen der Gesellschaft.

Die Arbeitsgruppe hofft, mit ihren weiteren Arbeitssitzungen dieser Aufgabe gerecht werden zu können. Auf der nächsten Sitzung am 01./02. 10. 1991 soll daher für aktuelle Planungsanlässe (Planungen in Trinkwasserschutzgebieten/Planungen im Problemfeld Altlastenbewertung) diskutiert werden:

- welche Daten und Methoden geeignet sind,
- welches Vorgehen unter Einsatz von BIS-Systemen vorgesehen werden kann und
- welche Anforderungen an die Bodenkunde daraus abzuleiten sind.

Die Arbeitsgruppe hofft, mit diesem Vorgehen einen Beitrag zu oben definierten Aufgaben leisten zu können und die DBG in diesen für die zukünftigen Arbeitsweisen entscheidenden Entwicklungsprozeß nach wie vor einzubringen.

LITERATUR:

- LAMP, J. (1983): Informationssysteme und numerische Verfahren der Klassifizierung und Regionalisierung in der Bodenkunde - ein Überblick. Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 36, 41-46.
- SONDERARBEITSGRUPPE INFORMATIONSGRUNDLAGEN BODENSCHUTZ (SAG) (1987): Konzept zur Erstellung eines Bodeninformationssystems. - Materialien, 47: 26 S., Anhang 37 S.; München (Bayr. Min. f. Landesentwicklung u. Umweltfragen).
- UNTERARBEITSGRUPPE BODENINFORMATIONSSYSTEM (1989): Vorschlag für die Einrichtung eines länderübergreifenden Bodeninformationssystems. - Reihe Expert: 25 S., 11 Abb., 1 Tab.; Hannover (Nds. Umweltministerium).



Bericht über die Sitzung der Arbeitsgruppe
"Bodennutzung in Wasserschutz- und Wasserschongebieten"

von

Gramatte, M.* und B. Wohlrab**

Anlässlich der DBG-Tagung in Bayreuth hielt die AG am 09.09.91 eine Sitzung mit dem Rahmenthema "Bodennutzung in Grundwasserschutzgebieten" ab. Festzustellen war einleitend, daß die diesbezüglichen Vorgehensweisen sich in den Bundesländern z. T. nicht unwesentlich unterscheiden; Fazit aus Berichten über Regelungen bzw. Lösungsansätze in Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Baden-Württemberg und Hessen sowie aus Rahmenempfehlungen für die neuen fünf Länder. Zur Problemlösung und zum Ausgleich bestehender Diskrepanzen hat sich die AG die Aufgabe gestellt, entsprechende Strategien zu erarbeiten. Ein Konzept (folgende Seite) wurde erläutert und damit die Diskussion eingeleitet. Sie konzentrierte sich nach grundsätzlicher Akzeptation des Konzeptes vor allem auf folgende Fakten und Aspekte (Auszug):

Beklagt wurde, insbesondere von den örtlich oder regional mit der Problemlösung Beauftragten, der fehlende oder unzureichende Transfer von wissenschaftlichen Erkenntnissen über deren objektbezogene Anwendung bis zum Vollzug im jeweiligen Wasserschutzgebiet. Es fehle oft die fachliche und engagierte Unterstützung der zuständigen Verwaltungen. Die Interessenvertretungen der Beteiligten bzw. Betroffenen zeigten häufig zu wenig Bereitschaft zu gemeinschaftlichem Handeln.

In den Mittelpunkt der Ansprache rückte immer wieder die Stickstoff-Bilanz (und -Freisetzung) bei den derzeit vorherrschenden Betriebssystemen und -praktiken der landw. Bodennutzung als Ursache der NO_3^- -Belastung des (den Wurzelraum verlassenden)

*Wasserwirtschaftsamt Ansbach, Außenstelle, 8832 Weißenburg/Bay.

**Inst.f.Landeskultur, JLU Gießen, privat: Lessingstr.25, 6748 Bad Bergzabern

Konzept für:

S t r a t e g i e n

zur Reduzierung bodennutzungsbedingter Belastungen
des Grundwassers in Wasserschutz- und -schongebieten

1. **ZIELSETZUNG**

- Knappe Situationsdarstellung
- Begriffsdefinitionen
- rechtliche Grundlagen (Gesetze,Verordnungen:EG,Bund,Länder)
- Richtlinien, Merkblätter (DVGW....)
- engere Zielsetzung der Studie

2. **Mechanismen und Risikofaktoren bei der Grundwasserneubildung**

- Standort
- verlagerte Substanz
- Bewirtschaftung

3. **Grundlagen für die Problemlösung**

- Ausweisung von Arealen standörtlich verschiedenen Gefährdungsgrades (mittels Bodeninformationssystemen)
- Einstufung des Verfrachtungsverhaltens von gefährdenden Substanzen
- Quantifizierung atmosphärischer Wechselwirkungen
Einträge/Austräge, getrennt nach reaktiven und nicht reaktiven Verbindungen.
- Stoffbilanzen, mit unterschiedlicher räumlicher Auflösung (Kreisebene, Betrieb, Fläche)
- Bewertung von Simulationsmodellen zur genaueren Quantifizierung des Stofftransportes und Stoffumsatzes

4. **Maßnahmen und Instrumente zur Reduzierung von Belastungen**

- Flächenstillegung (unter Einbeziehung von Übergangsmaßnahmen)
- Änderung der Nutzung oder des Bodenbearbeitungssystems
- Herausnahme von Kulturen aus der Nutzung
- Kulturtechnische Anlagen, Meliorationen (?)
- Flurneueordnung
- Einführung von Beratungsmodellen (Kooperationsmodelle, Officialberatung), inkl. einer Bewertung vorhandener Modelle
- Regelung von Bodenuntersuchungsprogrammen (Erfolgskontrolle)

5. **Ausgleichsleistungen**

6. **Schlußfolgerungen**

- Entwicklung einer "Anleitung" zur Reduzierung bodennutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers unter Einbeziehung aller, in den einzelnen Bundesländern gemachten Erfahrungen und Einbindung vorliegender Ergebnisse, die eine vereinfachte Vorgehensweise gestatten (ENTSCHEIDUNGSMODELL)

Sickerwassers und damit - aktuell oder potentiell - des Grundwassers. Im Zusammenhang damit kam es zu den kontroversen Feststellungen:

- Konventionelle Landwirtschaft sei nach wie vor möglich, wenn die Düngung (unter Berücksichtigung der Nachwirkung aus zugeführter bzw. verbleibender org. Substanz) bedarfsgerecht und pflanzenbauliche Bewirtschaftungsmaßnahmen optimal (unter Bilanzgesichtspunkten) erfolgen; der Mangel liege hauptsächlich bei der Beratung, die den Kenntnisstand nicht ausreichend übermittle.
- Grundwasserschutz, speziell die Anforderungen in Grundwasserschutzgebieten, schließen konventionelle Landwirtschaft, zumindest bestimmter Betriebssysteme, meist aus; das gilt vor allem für Veredelungsbetriebe bisheriger Praxis und für Standorte mit großem bis mäßigem Verlagerungsrisiko.

Unter Bezug auf diesen Aspekt - allgemein und speziell - wurde auf die Erfolge ökologisch wirtschaftender Betriebe hingewiesen und die Weiterentwicklung dieser Systeme empfohlen. Auch hierzu gab es kontroverse Aussagen.

Die Forderung nach einer präziseren Definition "ordnungsgemäßer Landwirtschaft" wurde erhoben, nicht zuletzt aus der Vorstellung heraus, daß es in Anbetracht der Notwendigkeit generellen Gewässerschutzes in der Landwirtschaft keine "Zweiklassengesellschaft" geben könne. Demzufolge wären Ausgleichsleistungen - von gebietsspezifischen Sonderfällen abgesehen - am wirkungsvollsten generell zur Umorientierung des Landbaus auf eine standortangepaßte Bodennutzung einzusetzen.

Kritische Hinweise erfolgten hinsichtlich der Gewässerschutzwirksamkeit von Flächenstillegungs- und Extensivierungsprogrammen, soweit sie sich bislang überwiegend aus agrarpolitischen Forderungen ableiten; Gefahr von anfänglichen Belastungsschüben bzw. von Intensivierungen auf den restlichen Nutzflächen. Eine Umorientierung unter Berücksichtigung ökologischer - und gewäs-

serschutzorientierter - Ziel - ist jedoch offensichtlich erkennbar.

Beklagt wurde, daß großmaßstäbliche Standortkarten, die präzisere Angaben über das Verlagerungsrisiko bei den im Rahmen der Bodennutzung eingesetzten wassergefährdenden Substanzen enthalten und die sich direkt in Empfehlungen dementsprechend standortangepaßter Bewirtschaftungssysteme umsetzen lassen, meist fehlen.

Als Ergebnis der sehr regen Diskussion - rd. 100 Teilnehmer - ist folgendes für die künftige Arbeit der AG festzuhalten:

1. Es wurde beschlossen, daß zwei Gremien (Mitgliederzahl zur Gewährleistung der Arbeitsfähigkeit begrenzt)

A) Standort

B) Nutzung

zunächst parallel ihre Beiträge zu den "Strategien...." (siehe Konzept) ausarbeiten und diese dann koordinieren. Interessenten hatten ihre Bereitschaft zur Mitarbeit in den beiden Gremien in der Anwesenheitsliste entsprechend kenntlich gemacht.

2. Vorzubereiten ist eine - gemeinsam mit der Kommission VI - durchzuführende Veranstaltung mit dem Arbeitsthema "Bodennutzung und Grundwasser - Umsetzung bisheriger Erkenntnisse in das Management von Wasserschutzgebieten". Im Rahmen dieser Veranstaltung soll vor allem örtlich bzw. regional an der Konfliktlösung Beteiligten Gelegenheit geboten werden, Erfahrungs- und Diskussionsbeiträge zu liefern. Zu diesem Zweck ist auch die Verbindung zu themenbezogenen tätigen Vertretern bzw. Institutionen aus Wasserwirtschaft und Landwirtschaft herzustellen.

K O M M I S S I O N I

Soil Water Balance Study in a Soil Toposequence in Uruguay

C.H. Ahl*, J. Bico**, C. Clerici**, J.E. Liesegang**, A. Torres**,
C. Victora**,

1 Introduction

Drought and frost hazards are recognized as the most important facts limiting agricultural land use in Uruguay. The use of nuclear techniques in determining seasonal changes of soil water storage in a plant root zone in deeper horizons in relation to probable occurrence of drought or frost could enhance and speed up land capability classification in the country.

2. Methods

According to the Uruguayan classification system (ALTAMIRANO et al., 1976), the soils are grouped into the second and third order, as Suelos Melánicos and Suelos Saturados Lixiviados. The measurement sites are located on an experimental field in the Departamento San José. The field has an undulated topography with a gently slope of 0.5 to 3.1 %. Four sites, one of the top, two on the slope and one on the foot, each in four repetitions, were selected.

2.1 Land use

During the reported measurement time, site 1 to 3 were used for fodder production (red clover, lotus and ray grass (*Trifolium pratense*, *Lotus corniculatus* L. and *Lolium perenne*)). Site 4, with lotus and white clover, was used by dairy cattle for pasture.

2.2 Neutron probe measurement and calibration

A subsurface neutron probe, model "503 DR Hydroprobe Direct-reading Subsurface Moisture Gauge", was calibrated consecutively during the measurement period by taking soil cores by rings to determine the bulk density and the gravimetric soil water content.

2.3 Climatic data

Precipitation and potential evapotranspiration data, pET, (alike the Hook Gauge evaporimeter) were provided by the nearby "Agricultural Meteorological Station 'Escuela Maquinaria'".

2.4 Calculation of soil physical and climatic data

2.4.1 Evaporation of the bare soil

The pET was converted into the soil evaporation value. The evaporation stream of the soil-water, the upwards displacement, depends on the pressure-head. Therefore, for each soil-water content, the suction was taken from the soil-water suction characteristic curve and the pET was converted into the evaporation of

* Institut für Bodenwissenschaft, von-Siebold-Str. 4, D-3400 Göttingen

** Dirección de Suelos, MGAP, Av. Garzon 456, Montevideo

the soil ($E_{s_{0.11}}$) by the program "Simulation of Evaporation from a Bare-Surface Soil" (CAMPBELL, 1985).

Example: December 1988: 1st decade: pET: 60 mm; 33 Vol.-% soil water in the upper 30 cm, measured by the neutron probe; 33 Vol.-% represents a tension of 1.5 bar or nearly -150J/kg (the input for the initial water potential). The calculated ratio of pET/ $E_{s_{0.11}}$ is 0.78 and results in a $E_{s_{0.11}}$ of 47 mm for the first ten days in December 1988.

2.4.2 Evapotranspiration of the growing plants

From the above-ground biomass and the crop residue, a soil cover index was calculated using a component of EPIC in Ritchie's evapotranspiration model (RITCHIE, 1972). To estimate the above-ground biomass and crop residue, 4 x 1 m² plots were collected separately of the four sites.

$$SCI = \exp^{-2.9 \cdot 10^{-5} \cdot CV} \quad (1)$$

SCI : Soil cover index

CV : above-ground biomass (kg/ha)

The total albedo of the soil and the green matter is according to RITCHIE (1972):

$$AB = 0.23(1.0 - SCI) + (AB)_s \cdot SCI \quad (2)$$

AB : albedo of soil and soil cover

$(AB)_s$: soil albedo

0.23: albedo for plants

Example: Above ground biomass on site 1: 2940 kg/ha, results in a SCI of 0.92 (equation 1) and a total albedo of soil and soil cover AB of 0.221. Using the equation (3), the actual evapotranspiration can be calculated.

$$ETI_{act} = E_{s_{0.11}}(1 - AB) \quad (3)$$

ETI_{act} : actual evapotranspiration

The actual evapotranspiration would be : $ETI_{act} = 47 \cdot (1 - 0.221) = 36.6$ mm which represents a daily ETI_{act} of 3.6 mm.

3 Results

3.1 Soils

Tab. 1: Soils, texture, pH(H₂O) and organic carbon

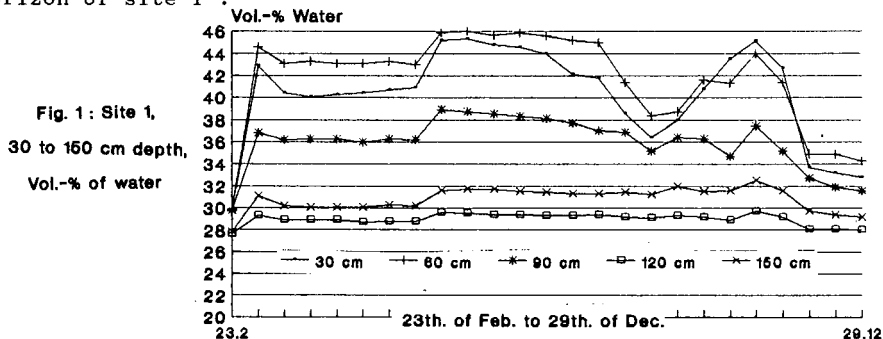
	depth (cm)	texture in % dry matter			pH(H ₂ O)	org.
		sand	silt	clay		carbon
		2000-50	50-2	<2		%
Site 1 A	0-24	15.1	54.7	30.2	5.6	4.3
	B ₂ -64	11.2	38.2	50.6	6.3	2.1
	B ₃ -93	11.0	40.2	48.8	7.1	1.3
	C >93	14.9	39.3	45.8	8.1	0.5
Site 2 A	0-20	17.2	52.6	30.2	5.8	3.6
	B ₂ -53	11.5	41.6	46.6	7.1	2.0
	B ₃₁ -87	12.3	42.9	44.5	7.7	1.6
	B ₃₂ -147	15.9	35.5	48.6	7.9	0.3
Site 3 A	0-15	15.9	61.4	22.7	5.8	2.6
	B ₂₁ -37	9.3	46.0	44.7	6.5	1.7
	B ₂₂ -50	8.6	44.8	46.6	7.2	1.6
	B ₃ -141	18.8	51.5	29.7	6.9	0.3

Site 4 is similar to site 3. Comparing A and B horizons, the B horizons show an enrichment in clay and a diminution of silty and sandy material. Deeper than 50-70 cm, the soil pH(H₂O) increase to 7 and more (for details see Tab. 1).

3.2 Soil water properties

3.2.1 Changes in soil-water content

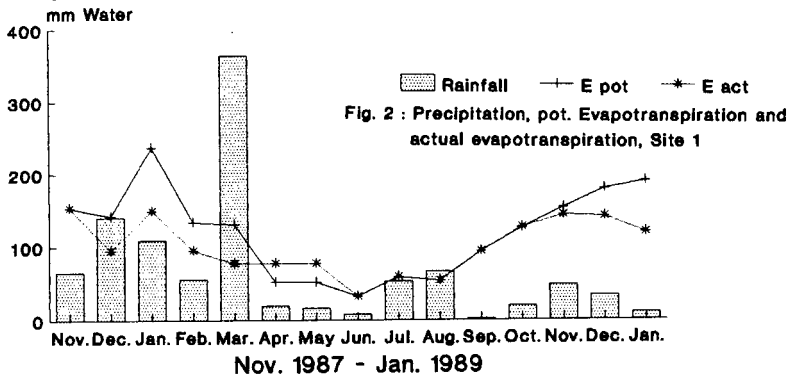
Exemplary, Fig. 1. represents the water-content in Vol.-% for each horizon of site 1.



The figure indicates that the influence of rainfall and evapotranspiration on the water-content inside the deeper soil horizons is low, this might be due to the low saturated as well as unsaturated hydraulic conductivity ($k_s = 6.6 \cdot 10^{-5} \text{ kg*s*m}^{-3}$, calculated from soil texture data (CAMPBELL, 1985)). Site 1 is remarkably different from site 2, 3 and 4, the total amount of water reaches a higher level than in site 2, 3 or 4. Site 4, which is used occasionally used as pasture, is affected by poaching by dairy cattle. This might result in:

- (1) a reduction of pore volume in combination with a change in the pore-size distribution, less pores with diameters of 20 to 50 μm , more pores with diameters of $< 10 \mu\text{m}$ and/or
- (2) in a lower infiltration rate. In Figure 5 the summarized changes in soil-water content over the whole profile are plotted vs time for each month.

In December the summer 88/89 drought diminished the water in the whole soil profiles of site 1 to 4 to an average of 80 mm.



3.2.2 Annual Soil-Water Balance

Fig. 2 combines the precipitation and the evapotranspiration for site 1 (similar results are obtained for site 2-4 and not presented). The straight line shows the potential evapotranspiration and the dotted line the actual evapotranspiration. The measurement period can be divided in three seasons, neglecting some missing data:

1. Period of spring and summer: Nov. '87 to Feb. '88.
2. Period autumn and winter: May '88 to Sept. '88.
3. Period of spring: Oct. '88 to Nov. '88.

The following equation for water-balance was used:

$$P = ETI_{act} + \Delta \theta + (R + D) \quad (4)$$

P : Precipitation

ETI_{act} : Actual Evapotranspiration

Δθ : Changes in Water-Content in the soil profile, 0-150 cm

R : Runoff

D : Drainage

The term "R+D" describes drainage deeper than 150 cm as well as runoff. The ratio of surface runoff to infiltration is dependant on the relief and the roughness on the surface of the soil.

Example: Water-Balance for Site 1, period 1 to 3.

Period 1	372	=	280	-	54	+	154
Period 2	520	=	345	+	119	+	56
Period 3	251	=	210	-	13	+	54
	1143	=	835	+	52	+	256

The lowest values for R+D occur on site 1, site 2 and 3 might have more runoff generated by the inclination, the soil of site 4 is compacted and the infiltration rate might be limited.

For the whole experimental field we get the following annual soil water balance, including the average of soils inclined and flat:

P	=	ETI _{act}	+	Δθ	+	(R+D)
1143	=	835	+	26	+	282

4 Conclusions

Minimal infiltration to deeper horizons is recognized for the whole experimental field, the amplitude for changes of the water content is general low. It looks like as if in the upper 30 cm the water storage and supply for plant production is the most important part for these soils. Due to compaction by the cattle feeding site 4 shows the same Δθ as the sites 2 and 3, situated at the steep slopes. Therefore, overgrazing should be avoided to minimize enhancement of runoff and erosional hazards.

Altamirano, A., H. da Silva, A. Durán, A. Echevarría, D. Panario and R. Puentes: Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay. - Tomo I: Clasificación de Suelos. -Montevideo, Uruguay, 1976.

Campbell, G.S.: Soil Physics with Basic - Transport models for soil-plant systems. - Develop. in Soil Science 14, Elsevier 1985.

Ritchie, J.T.: A model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. - Water Resour. Res. 8(5), 1204-1213, 1972.

Schätzverfahren zur Bestimmung von Porengrößenverteilung und Lagerungskurven in Abhängigkeit von Bodenart und Nutzung

von

Bachmann, J. und K. H. Hartge +)

1. Einleitung

Bei großflächigen bodenphysikalischen Untersuchungen ist die Datenbasis häufig lückenhaft. Speziell die Porengrößenverteilung des Bodens gilt als wichtige Steuergröße für hydrologische Prozesse. Vorangegangene Untersuchungen der Autoren gingen der Fragestellung nach, wie präzise die Porengrößenverteilung auf Basis der Daten:

- Gesamtporenvolumen
- Körnung
- Gehalt an organischer Substanz.

mittels Schätzverfahren ermittelt werden kann. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird weitergehend geprüft, inwieweit im Rahmen einer weiteren Extensivierung der Probenahme auf die Entnahme ungestörter Bodenproben (Stechzylinderproben) verzichtet werden kann.

2. Material und Methoden

Der dieser Arbeit zugrunde liegende Datenbestand stammt von 200 Bodenprofilen aus Nordwestdeutschland. Die Nutzung wird in Wald- Acker- und Grünlandnutzung unterschieden und ist etwa zu gleichen Anteilen auf die Nutzungstypen verteilt; die Tongehalte der Böden liegen zwischen 1 bis 50 Gewichts- Prozent. Die physikalischen Laboruntersuchungen (d_B , Porengrößenverteilung, Körnung) wurden nach HARTGE und HORN (1989) durchgeführt, die Analyse des organischen Kohlenstoffs erfolgte nach Oxidation kondutrometrisch mit einem Gerät der Fa. WOSTHOFF.

3. Schätzverfahren und Ergebnisse

Es wurde in drei Informationsniveaus unterschieden:

- I. für alle Horizonte ist Körnung, Gesamtporenvolumen (PV) und Gehalt an organischer Substanz (OS) vorhanden.
- II. für alle Horizonte ist Körnung und OS vorhanden; bei mindesten zwei Horizonten ist PV bekannt.
- III. für alle Horizonte ist Körnung und OS vorhanden; keine Angaben zum Gesamtporenvolumen.

Auf dem Informationsniveau I kann direkt das bei HARTGE et al. (1986) entwickelte Nomogrammverfahren manuell oder in der automatisierten PC- Version (BACHMANN und HARTGE, 1991) angewendet werden. Wie bereits durchgeführte Analysen zur Schätzgenauigkeit zeigen, wird bei einer Stichprobe von Daten aus dem eigenen Labor und bei Literaturdaten eine Schätzgenauigkeit von durchschnittlich 2.5 bis 3.5 Vol- % Wassergehalt erzielt (Abb.1).

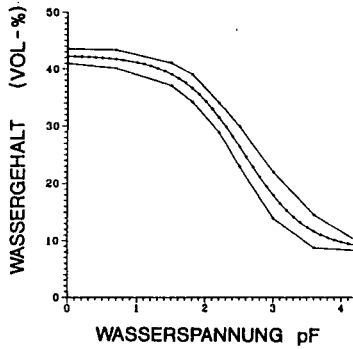


Abb. 1. Beispiel einer mit dem PC- Datenbanksystem geschätzten pF- Kurve. Zusätzliche Angabe der durchschnittlichen Standardabweichung zwischen Schätzwert und Meßwert einer unabhängigen Stichprobe von 28 pF- Kurven.

Das Informationsniveau II unterscheidet sich durch eine reduzierte Anzahl von Stechzylinderproben und entsprechend fehlenden Angaben zum Gesamtporenvolumen. Soll für alle Tiefen die pF- Kurve analog zum Verfahren beim Informationsniveau I ermittelt werden, dann müssen die fehlenden Gesamtporenvolumina zunächst geschätzt werden. Wie die Auswertung von ca. 200 Lagerungskurven zeigt, liegt entsprechend der funktionalen Zuordnung $E = f(\log(N))$ mit wenigen Ausnahmen ein linearer Zusammenhang zwischen E und $\log(N)$ vor. (Abb. 2).

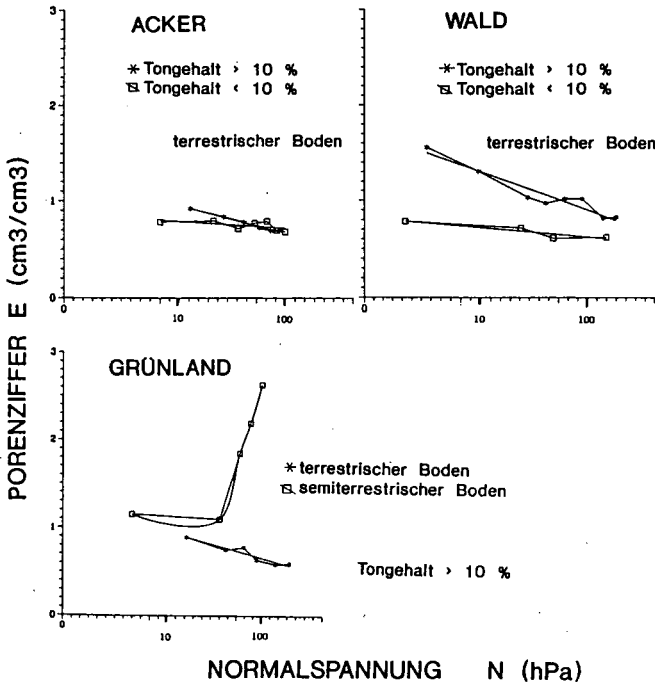


Abb. 2. Porenziffer E als Funktion der vertikalen Auflast N (Normalspannung).

Mit der Porenziffer E wird dabei das Verhältnis von Porenvolumen zu Feststoffvolumen bezeichnet; die Normalspannung N wird aus der Aufsummierung der Gewichtskraft n_1 des Bodenmaterials pro Horizont berechnet. Mit Ausnahme semiterrestrischer Böden, wie Marschen und Auenböden, ist bei ca. 80 % aller Lagerungskurven eine durchschnittliche Betragsabweichung der einzelnen Meßpunkte kleiner als 0.1 E zur gemeinsamen linearen Regression festzustellen. Daraus geht hervor, daß die Kenntnis der Gesamtporenvolumina und damit auch der Porenziffer E aus zwei Tiefen die Interpolation und Extrapolation des Gesamtporenvolumens innerhalb definierbarer Unschärfen in Bodentiefen zwischen 20 - 160 cm möglich ist (Abb.4). Diese Option wäre besonders bei unvollständigen Profildaten oder bei großräumigen Untersuchungen mit wenigen Leitprofilen und ergänzenden, teilweise beprobten Profilen anzuwenden.

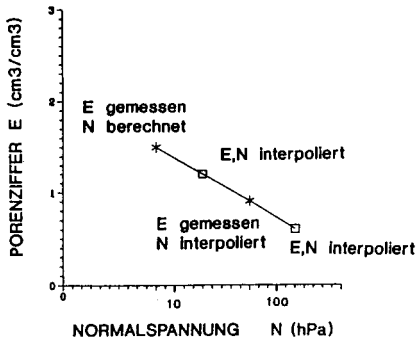


Abb. 3. Berechnung der Porenziffer nach Fixierung des ersten Meßpunktes.

Auf dem Informationsniveau III fehlen bei allen Tiefen die Angaben zum Gesamtporenvolumen; die Körnung und der Anteil der organischen Substanz können z.B. von Kartierergebnissen abgeleitet werden. Exemplarisch für die Nutzung Wald sind in Abb. 4 alle Profile zusammengefaßt worden und die lineare Regressionsgerade berechnet worden; die Differenzierung erfolgte nach den Tongehalten des Bodens.

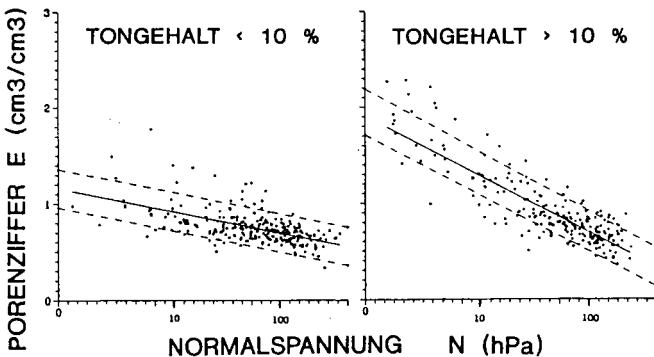


Abb. 4. Porenziffer E als Funktion der Normalspannung N . Regression und Standardabweichung aller Profile der Nutzung Wald.

Die verhältnismäÙige weite Streuung der MeÙpunkte zeigt, daÙ theoretisch vorausgesetzte lineare Lagerungskurven hinsichtlich der Steigung und des Ordinaten-Achsenabschnitts nicht zu fixieren sind. Daraus folgt, daÙ die Differenzierung in Nutzung und Bodenart, z.B. Sandböden, nicht für eine Prognose möglicherweise auftretender Gesamtporenvolumina ausreichend ist.

5. Diskussion

Ausgehend von unterschiedlichen Informationsniveaus ist eine sehr unterschiedliche Schätzgenauigkeit in Hinblick auf die Bestimmung des Gesamtporenvolumens und der PorengröÙenverteilung möglichen.

Eine verhältnismäÙig gute Schätzung der pF-Kurve ist bei der vollständigen Angabe von Lagerungsdichte, Anteil organischer Substanz und der Körnung möglichen. Die Körnungsangaben können ohne deutliche EinbuÙe an Genauigkeit auf die Angabe Sand-, Schluff- und Tongehalt reduziert werden. Ein weiterer Vorteil des PC-Interpolationsverfahrens besteht in der gebietsspezifischen Erweiterung des Datenmaterials, daÙ die Grundlage des Interpolationsverfahrens bildet.

GröÙere Unschärfen ergeben sich aus der Interpolation fehlender Gesamtporenvolumina aus benachbarten Daten. Zur Interpolation sind ein Minimum von zwei mit Stechzylindern beprobten Tiefen, zur Absicherung einer linearen Lagerungskurve sogar drei mit Stechzylindern beprobte Horizonte notwendig.

Liegen keine Informationen zu Gesamtporenvolumen vor, dann ist eine, nach den aufgezeigten Kriterien durchführbare Prozedur zum Ermitteln fehlender Daten nicht möglichen.

6. Literatur

Bachmann, J., K.H. Hartge (1991):

Die Berechnung von Wasserspannungskurven aus Primärdaten: Ein Methodenvergleich. Eingereicht bei Z. Pflanzenernähr. Bodenk.

Hartge, K.H., H. Bohne und M. Extra (1986):

Die Bestimmung der Wasserspannungskurve aus Körnungssummenkurven und Porenvolumen mittels Nomogrammen. Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 27, 83 - 87.

Hartge, K.H., R. Horn (1989):

Die physikalische Untersuchung von Böden. 2. Aufl., Enke Verlag Stuttgart. 175 S.

BEDEUTUNG DER NEUTRALSPANNUNG FÜR DIE SPANNUNGSVERTEILUNG IN BÖDEN

Baumgartl Th., R. Horn und Regine Kayser *

Einleitung:

Bei Belastung eines Bodens werden Kräfte nicht nur über Korn-zu-Korn-Kontaktpunkte (=effektive Spannung) übertragen, sondern auch über die Wasserphase als **Neutralspannung** weitergeleitet. Die Höhe der Neutralspannung ist abhängig vom Vorentwässerungsgrad sowie von der textur- und strukturbedingten Möglichkeit der Wassermobilisierung. Sie ist somit eine Funktion der Textur und Struktur.

Frage:

Haben unterschiedliche Scherwiderstände ihre Ursache in der effektiven Spannung oder sind sie auf den Einfluß der Neutralspannung zurückzuführen?

Theorie:

Der Einfluß der Neutralspannung für die **Spannungsverteilung** im Boden läßt sich anhand von Scherversuchen aufzeigen. Der Scherwiderstand berechnet sich dabei nach der **Mohr-Coulomb'schen Bruchbeziehung**.

und wird beschrieben nach:

$$(Gl. 1) \quad \tau = c + \tan(\Psi) * \sigma$$

τ = Scherwiderstand

Ψ = Winkel der inneren Reibung

σ = Gesamtspannung

Die Gesamtspannung (σ) setzt sich aus der effektiven Spannung (σ') und der Neutralspannung (u) zusammen:

$$(Gl. 2) \quad \sigma = \sigma' + u$$

Für ungesättigte Böden lautet die Gleichung dann unter Einbeziehung der Neutralspannung u :

$$(Gl. 3) \quad \tau' = c' + \tan(\Psi') * \sigma_n - X(u_w)$$

$\sigma_n - X(u_w) = \sigma' =$ effektive Spannung

$c' =$ effektive Kohäsion

$\tau' =$ effektiver Scherwiderstand

$\Psi' =$ effektiver Winkel der inneren Reibung

X beschreibt näherungsweise den **Sättigungsgrad** des Bodens, d.h. den Anteil des wassererfüllten Porenraumes, der zur Spannungsübertragung beiträgt.

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstraße 40, 2300 Kiel

Material und Methoden:

Für die Untersuchungen wurden daher die Scherwiderstände von Einzelaggregaten und Gesamtboden gleicher Textur verglichen.

Bgt₂-Horizont einer Pseudogley-Parabraunerde aus Lößlehm, Standort Bindlacher Senke, Ackernutzung, Tiefe 65-90 cm

Tabelle 1: Physikalische und chemische Kennwerte

Horizont	Gefüge	dB	dF	pH
Bgt ₂	pol-pris	1.35	2.53	5.6

Tabelle 2: pF/Wg-Charakteristik und deren Parameter nach VAN GENUCHTEN (1980)

Wassergehalt (Vol-%) bei pF					kf (cm/d)
	∞	1.8	2.5	4.2	
Gesamtboden	42	35	29	22	73
Aggregat	38	36	36	29	12

Es wurden Scherversuche an unbelasteten und konsolidierten Aggregaten und Gesamtbodenproben bei verschiedenen Auflasten und 3 Vorentwässerungsstufen durchgeführt. Während der Messungen wurde die Änderung der Wasserspannung mit Mikrotensiometern aufgezeichnet.

Ergebnisse:

Scherwiderstände von **Einzelaggregaten** in strukturierten Böden sind größer als die des **Gesamtgefügeverbandes** bei gleichen Auflasten.

Die Neutralspannung zum Zeitpunkt des maximalen Scherwiderstandes ist dagegen negativer und trägt damit einen höheren Anteil der Gesamtspannung, der Boden ist "trockener".

Die Scherwiderstände sind bei gleicher Auflast umso höher, je negativer die Neutralspannung zum Zeitpunkt des maximalen Scherwiderstandes ist. Für die Auflast $\sigma = 0 \text{ kPa}$ entspricht der Scherwiderstand der **Kohäsion** und zeigt damit eine Änderung, die abhängig von der **Neutralspannung** ist (Abb. 1).

Die Scherwiderstände sind im Aggregat höher als im Gesamtboden.

Unter Einbeziehung des X-Faktors (Gl. 2) errechnen sich aus diesen Scherversuchen für positive Neutralspannungen größere Winkel der inneren Reibung bzw. für negative Neutralspannungen kleinere Winkel der inneren Reibung als bei Nichtberücksichtigung der Neutralspannung.

Die **Winkel der inneren Reibung** nehmen im untersuchten Wasserspannungsbereich mit negativer werdenden **Neutralspannungen** zu (Abb. 2).

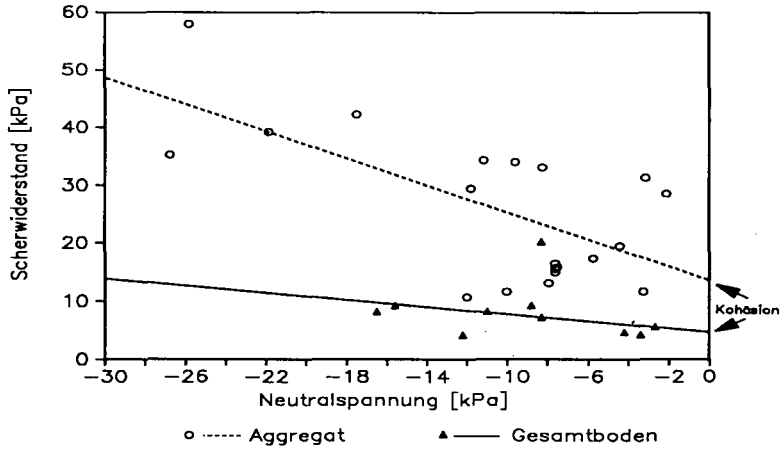


Abb.1: Schwerwiderstand und aktuelle Neutralspannung von Aggregaten und Gesamtboden, Auflast 0 kPa

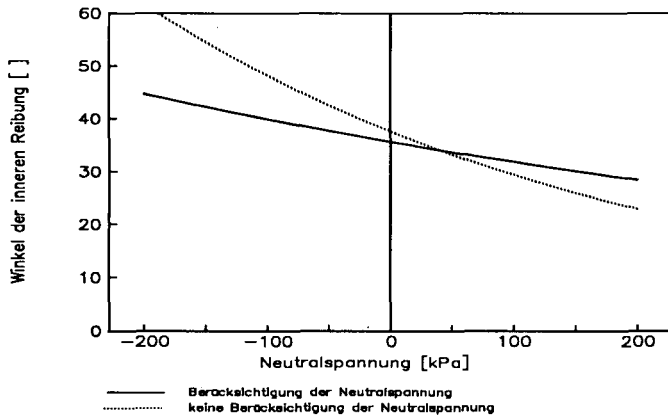


Abb. 2: Änderung des Winkels der inneren Reibung mit der Neutralspannung

Auswirkung:

Der effektive Schwerwiderstand, d.h. der Schwerwiderstand für $u=0$ (s. Gl. 3) läßt sich damit errechnen.

Es zeigt sich hierbei, daß Aggregate bei kleinen Auflasten aufgrund von Strukturierungsvorgängen, (Einregelung von Bodenpartikeln, Ausbildung von chemischen Bindungen) stabiler sind als der Gesamtboden, die effektive Spannung σ' ist höher. Die tatsächlich gemessenen Scherwiderstände sind im Aggregat jedoch deutlich höher als im Gesamtboden (s. Abb. 1). Dies ist auf die **Stabilitätserhöhung durch Meniskenkräfte** zurückzuführen.

Schlußfolgerung:

- Die Neutralspannung beeinflusst die Größe des Scherwiderstandes
- Eine exakte und vergleichbare Berechnung der Scherwiderstände macht eine Berücksichtigung der wasserspannungsabhängigen Kohäsion und des Winkels der inneren Reibung notwendig.

Eine exakte **Vergleichbarkeit** von Ergebnissen aus Scherversuchen ist nur dann gegeben, wenn der textur- und strukturabhängige **Einfluß der Neutralspannung** auf den Scherwiderstand berücksichtigt wird.

Dieser Sachverhalt findet seine Auswirkung bei Modellierungen von Spannungen und Spannungsverteilungen in Böden.

Abb. 3 zeigt beispielhaft für verschiedene Auflasten den Verlauf der Scherwiderstände (Isobaren) als Funktion der Neutralspannung

Bsp: Auflast 200 kPa, $\psi = -10$ kPa: Scherwiderstand = 175 kPa
 $\psi = +10$ kPa: Scherwiderstand = 130 kPa

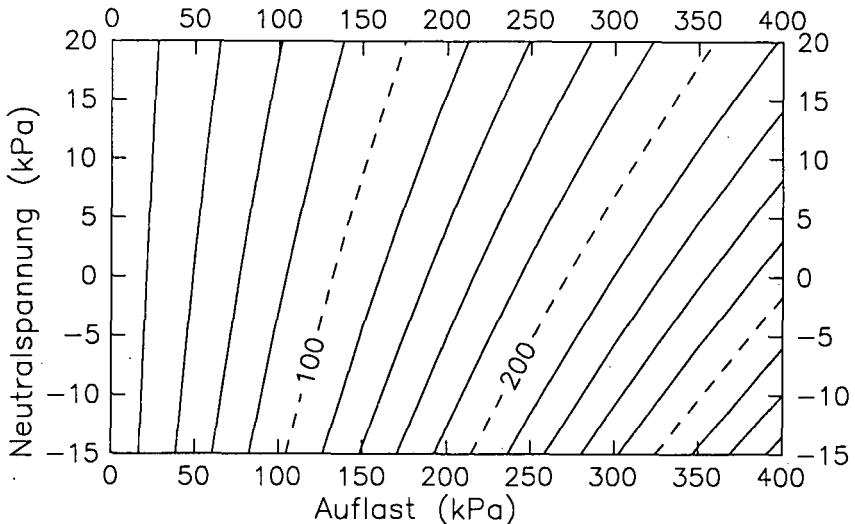


Abb. 3: Isobaren der Scherwiderstände (kPa) als Funktion der Auflast und der Neutralspannung

Festigkeitsverteilung in Einzelaggregaten

von

H.H. Becher*

Untersuchungen u. a. von HORN et al. (1987) haben gezeigt, daß die bei Aggregaten meist vorhandene Hüllschicht sowohl den Wasserhaushalt des Aggregates als auch den Nährstoffaustausch zwischen Aggregat und Interaggregatpore maßgeblich beeinflußt. Um Auskunft über den Aufbau dieser Hüllschicht, aber auch des Aggregatinneren zu erhalten, wurden aus den an Einzelaggregaten gemessenen Eindringkräften unter Berücksichtigung der Schaftrreibung die Eindringwiderstände und deren räumliche Verteilung berechnet.

Sowohl bei den als Beispielproben herangezogenen Aggregaten aus A_p- und B_t-Horizonten von Parabraunerden, bei denen die Sondierungen an 10 Einzelaggregaten wie 10 Sondierungen an einem Aggregat behandelt wurden, als auch bei den Aggregaten aus dem G₀₂ eines Gleys, dem A_p eines Pseudogleys und dem B_{p2} eines Pelosols zeigen die Festigkeitsverteilungen, daß die Hüllschicht einen besonders hohen Eindringwiderstand aufweist, der bei den aus den Einzelsondierungen erhaltenen Verteilungen deutlicher hervortritt. Dabei darf nicht vergessen werden, daß selbst sehr kleine Kräfte, bezogen auf eine äußerst kleine Basisfläche, extrem große Eindringwiderstände erzeugt. Trotz dieser Einschränkung sind bei beiden Aggregatgruppen Lücken bzw. Schwächezonen in der Hüllschicht zu erkennen, die Wege sowohl für Wasser und Nährstoffe als auch für Wurzeln darstellen. Dies ist besonders auffällig bei den Pelosol-Aggregaten, in denen die vorhandenen Slickensides bis an die Oberfläche dringen. Die Auswirkungen sowohl einer unterschiedlichen Humusversorgung (15 Jahre mit und ohne Stallmist) (Abb. 1) als auch einer unterschiedlichen Körnung (tonarm <-> tonreich) (Abb. 2) geben die Verteilungen wieder.

Eine ausführliche Darstellung wird in BECHER (1992) gegeben.

Literatur:

- BECHER, H.H. (1992): Festigkeitsverteilungen in Einzelaggregaten ausgewählter Horizonte.- Z. f. Pfl.-Ern. u. Bodenk. 155 (eingereicht).
- HORN, R., HANTSCH, R., und TAUBNER, H. (1987): Effect of soil heterogeneity on water and element fluxes in damaged forest ecosystems.

* Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 8050 Freising-Weißenstephan

tems.- In: Anon.: Relations between above and below ground influences of air pollutants on forest trees; Proc. Workshop, Wageningen, 119-151.

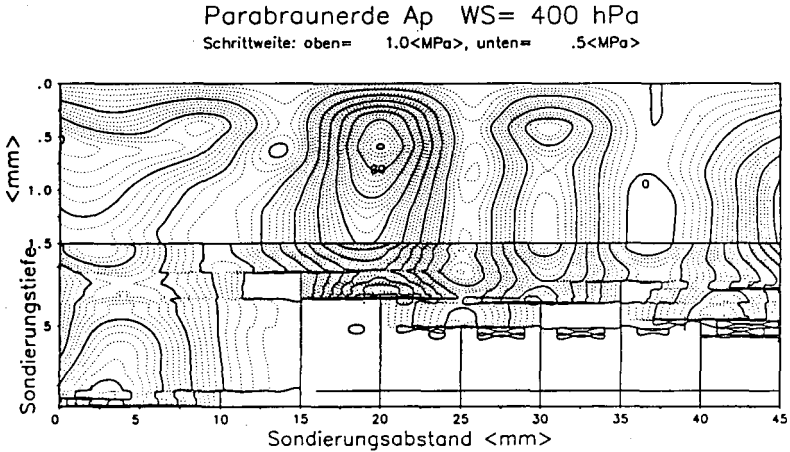
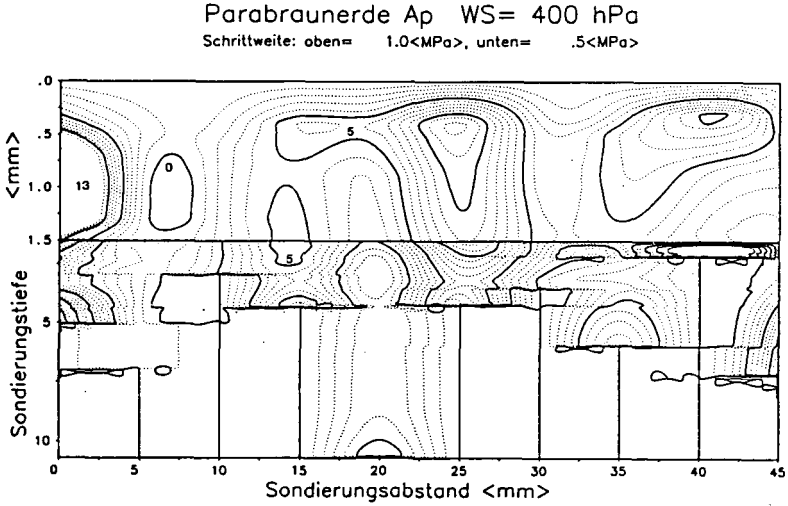
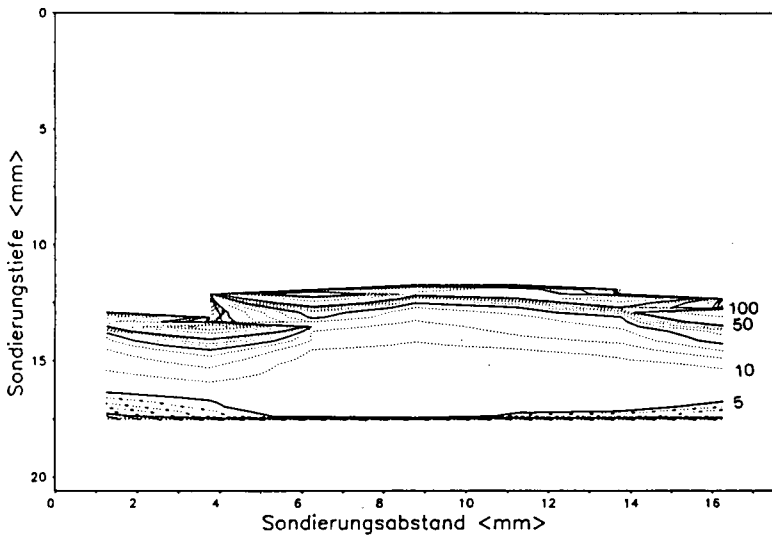


Abb. 1: Festigkeitsverteilung in A_p -Aggregaten einer Parabraunerde bei $\psi = 400\text{hPa}$ (oben mit, unten ohne 15-jährige Stallmistzufuhr)

Pseudogley Ap 3.Aggr. WS= 1000hPa

Schrittweite= 0,5 bis 100<MPa>



Pelosoil Bg2 2.Aggr. WS= 1000hPa

Schrittweite= 0,5 bis 100<MPa>

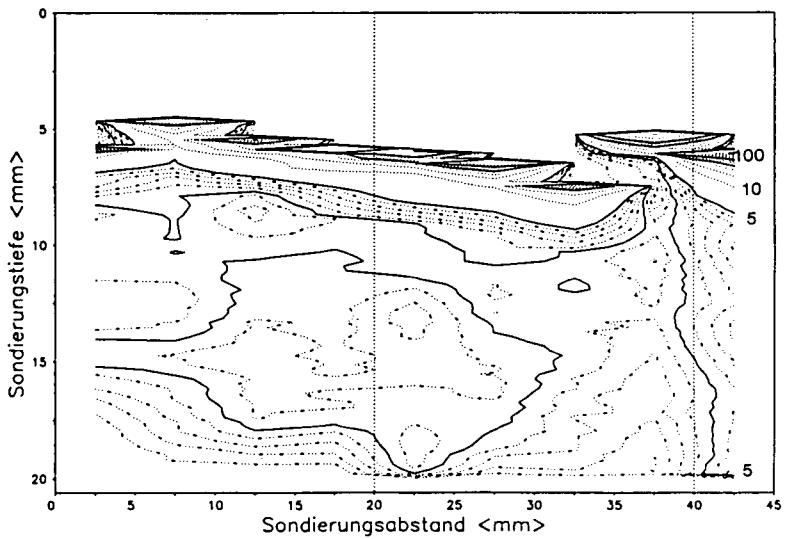


Abb. 2: Festigkeitsverteilung in einem A_p -Aggregat aus einem ton-armen Pseudogley (oben) und aus einem Pelosoil (unten) bei $\psi = 1000\text{hPa}$



Ein Rechenmodell mit einfachen Eingabedaten für den Zeitgang der Wasserverdrängung in und aus der Evapotranspirations-Zone von Böden agrarischer Ökotope und seine Überprüfung mit Tracern

von

Becker, K.-W., H. Drechsler, F. Eulenstein und B. Meyer^{†)}

Problemstellung

Für die Nitratsanierung der meist agrarischen Wasser-Einzugsgebiete ist die Kenntnis der Jahresraten des Sickerwassers, d.h. des Wassers, das aus der ET- in die Dränzone übertritt, spezifiziert für die einzelnen Ökotope, eine Voraussetzung. Sie ergibt sich aus der Ökotopt-Wasserhaushalts-Jahresbilanz: Sickerung = Niederschlag - Evapotranspiration/Interception. Jahres-Schwankungen des Bodenwassers (+/- ΔV) sind nur dort zu berücksichtigen, wo eine schwankende Frühjahrs-Sättigung gegeben ist und/oder - besonders in Trockengebieten - nur selten eine Wassersättigung entsprechend der Feldkapazität (FK) erreicht wird.

Der hier vorgestellte Berechnungsansatz ist in den niederrheinischen Trinkwassereinzugsgebieten der Stadt Viersen an Agrarökotopen mit tiefliegendem Grundwasser und löß- und sandbürtigen Böden bei ca. 750 mm Durchschnitts- Jahresniederschlag angewendet und mit Chlorid als Tracer überprüft worden.

1. Ökotopt- Sickerdaten aus Niederschlag und Verdunstung

1.1 Berechnung

Unter der Voraussetzung, daß die Niederschläge flächendifferenziert und ökotoptspezifisch erfaßt sind und Oberflächen- und lateraler Bodenabfluß auszuschließen sind, ist das nicht direkt meßbare Gleichungsglied ETI (Verdunstung) die entscheidende abzuleitende Kalkulationsgröße.

Die Berechnung der Verdunstung basiert auf den nach HAUDE (1954) ermittelten Tagesraten, welche für vegetationslose Bodenoberflächen bei 40 cm Grundwasser- Grenzflurabstand gelten.

Für jede einzelne landwirtschaftliche Kultur ist dieser Verdunstungswert zu korrigieren, wozu die im Boden zur Verfügung stehende Wassermenge benötigt wird. Für die Vegetationszeit von April bis Oktober haben wir die von SPONAGEL (1980) ermittelten kulturspezifischen Korrekturfaktoren verwendet, für die Zeit der Vegetationsruhe (November bis März) und für Bracheflächen die von BEESE, VAN DER PLOEG & RICHTER (1978) mitgeteilten. Die Tagesrate der Verdunstung ist dabei von der in 5 cm Tiefe herrschenden Saugspannung abhängig, die über die Ψ / Θ - Beziehung aus den Wassergehalten berechnet wird.

Zur summierenden Berechnung wurde ein PC- Programm in FORTRAN erstellt, das den HAUDE-Tageswerten die von der Pflanzenkultur und den Wassergehalts- Tageswerten abhängigen Korrekturfaktoren [F] zuordnet. Das Rechenprogramm geht davon aus, daß nur in Zeitabschnitten mit Wassersättigung der ET- Zone über die FK hinaus eine Sickerung stattfindet. Abb. 1. zeigt, daß dies in den Monaten Oktober bis März der Fall ist.

Das Eintreten der Sickerung nach der sommerlichen Ausschöpfung hängt von der Geschwindigkeit der Wiederauffüllung des Bodenwasser-Defizits ab. Der Zeitpunkt hängt im Beispielsjahr 1988 nur unwesentlich von den Unterschieden der nFKWe ab, kann sich aber besonders in trockenen Jahren wie 1989 als Funktion der nFKWe über mehr als einen Monat hinziehen.

Die Berechnung wurde für grundwasserferne Standorte mit 85 - 240 mm nFKWe für die Kulturen Winterweizen, Wintergerste, Sommergetreide, Mais, Kartoffeln, Zuckerrüben, Weide/Wiese und Brache durchgeführt.

^{†)} Institut für Bodenwissenschaft, von-Siebold-Str. 4, D-3400 Göttingen

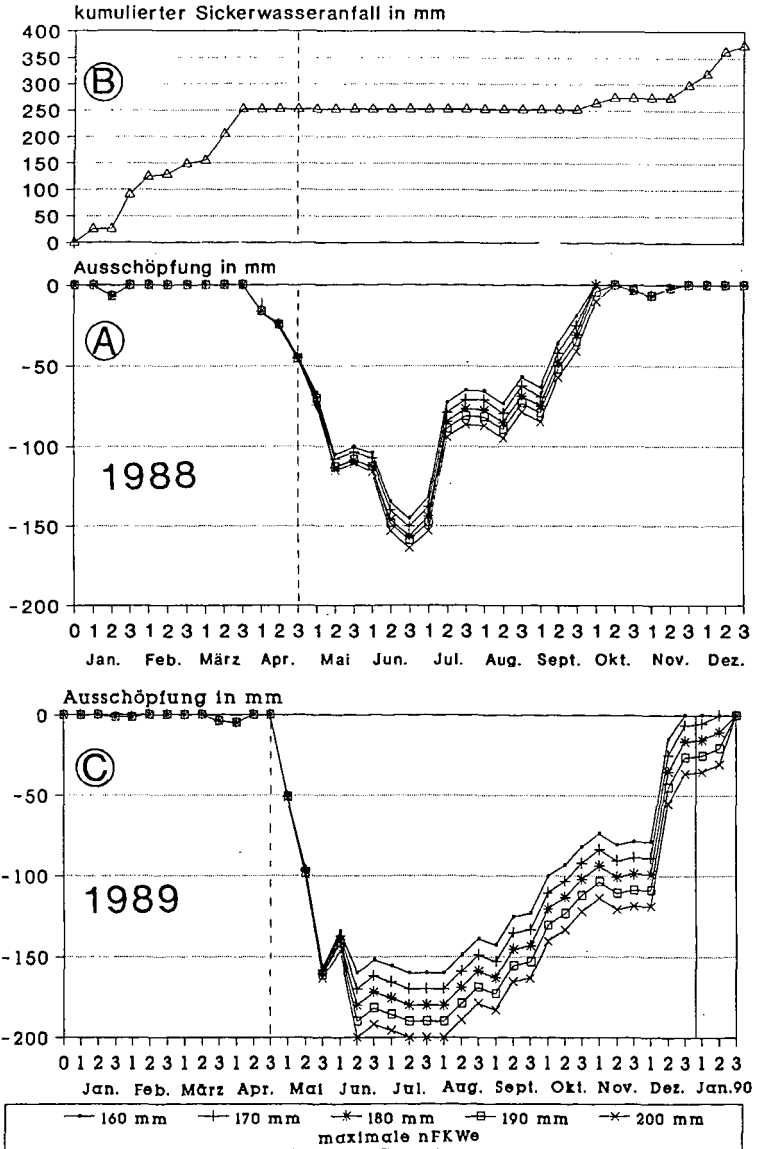


Abb. 1: A = Zeitgang der Bodenwasser- Ausschöpfung in einem grundwasserfernen Winterweizen- Ökotoip im Jahr 1988 - unterschieden nach der Höhe der nutzbaren FK im "effektiven Wurzelraum", nFKWe, von 160 - 200 mm Wasserhöhe.
B = Kumulierend berechneter Sickerwasser- Anfall für das Ökotoip mit 160 mm nFKWe.
C = Zeitgang der Bodenwasser- Ausschöpfung in einem grundwasserfernen Winterweizen- Ökotoip im Trockenjahr 1989 - unterschieden nach der Höhe der nutzbaren FK im "effektiven Wurzelraum", nFKWe, von 160 - 200 mm Wasserhöhe.

1.2 Jahres-Wasserhaushalts-Bilanzen der einzelnen Agrar-Ökotope

Tab.1: Verdunstung (ETI) und Sickerung (S) in 1988, variiert durch die nFKWe der Böden. Niederschlagshöhe (N) 907mm; Halbjahr Jan.-Juni 406mm; Hj. Juli-Dez. 501mm. S im Durchschnitt der Kulturen Hj.1: 250mm, Hj.2: 114mm (Weide 2mm)

Kultur	Evapotranspiration (ETI)					Sickerwasser (S)				
	nFKWe (mm)					nFKWe (mm)				
	160	170	180	190	200	160	170	180	190	200
W-Gerste mit Zwischenfrucht	493	503	510	516	524	414	404	397	391	383
W-Weizen	533	539	544	549	555	374	368	363	358	352
S-Getreide	544	548	553	559	574	363	359	354	348	333
Z-Rüben	552	556	560	563	566	355	351	347	344	341
Kartoffeln	541	544	548	550	551	366	363	359	357	356
Mais	495	497	499	501	503	412	410	408	407	405
Weide	663	674	684	694	694	244	233	232	232	232

Tab.1 bringt die Jahres-Wasserhaushalts-Bilanzen der Agrar-Ökotope. Das Minimum der Sickerung liegt im Grasland, dessen 3 Böden mit der höchsten nFKWe am Jahresende noch ein Wasser-Vorratsdefizit von 9-19-19 mm haben. Besonders Mais gibt wegen des späten Wasserentzugs im 1. Halbjahr hohe Sickerwasserspenden. Außerdem wird die Steigerung von S mit abnehmender nFKWe deutlich.

2. Sickerraten aus Tracermessungen

2.1 Methodik

Der über die Wasserhaushaltsbilanzen berechnete Sickeranfall wurde im Feld durch Tracerversuche überprüft.

Zum Zeitpunkt des Erreichens der Feldkapazität (1988: 25.Nov.) wurden auf der Bodenoberfläche von Meßparzellen in verschiedenen Kulturen und Ökotypen 1000 kg Chlorid/ha in Form von 40er Kornkali in Wasser gelöst ausgebracht. Chlorid gilt als hydrochemisch stabiles Element, das im Boden weder einem Abbau noch einer ins Gewicht fallenden Sorption unterliegt und deshalb gut als Boden-Tracer für den Wasser- und Stofftransport herangezogen werden kann (BEESE & VAN DER PLOEG, 1979).

Die Tiefen-Verlagerungsstrecke der Tracerfront (dm) für einen Zeitabschnitt ist gleich dem Quotienten aus Sickerrate (mm) und FK (mm/dm).

2.2 Ergebnisse

Abb.2 bringt ein Beispiel für die winterliche Abwärtsverdrängung 1988/89.

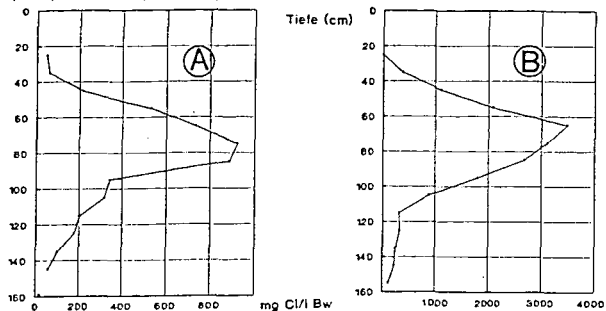


Abb.2: Tiefenverteilung des Chlorids in einer Löß-Parabraunerde (A) und einem Sand-Esch (B) unter Acker im April 89, 5 Monate nach Ausbringung

In Tab. 2 sind die in 6 Ökotope gemessenen Verlagerungsstrecken aufgeführt. Die daraus berechneten Sickerwasserraten werden mit den nach dem Wasserhaushalts-Modell berechneten verglichen. Die Übereinstimmung ist befriedigend.

Tab.2: Chlorid-Verlagerungsstrecken Nov.88-Apr.89 (annähernd Sickerperiode 88/89), daraus berechnete Sickerwasser-Mengen und Sickerwasser-Mengen nach dem Wasserhaushalts-Modell

Ökotope	Frühj.89 Tiefe(cm)	FK (mm/dm)	S nach Tracer-Bilanz	S nach WH-Modell	Δ	Kultur
Löß	80	28,3	226	241	+15	ZR-WW
Löß	80	24,7	198	188	-10	WW-ZR
Löß	90	22,8	233	241	+8	ZR-WW
Löß	50	24,8	124	119	-6	WEIDE
Sand	80	22,0	176	183	+7	M-WW

Die Abweichungen betragen maximal 6,3%. Der Vergleich bestätigt die Anwendbarkeit der von SPONAGEL sowie BEESE et al. verwendeten Faktoren zur Korrektur der HAUDE-Werte.

3. Anwendungsbeispiel: Erstellung einer Gebiets- Wasserhaushaltsbilanz für das Trinkwasser-Einzugsgebiet Süchteln der Stadtwerke Viersen (Niederrhein)

Sind Nutzung und Böden des Ökotope-Mosaiks mit ihrer nFKWe im Wasser-Einzugsgebiet bekannt, so ergibt sich dessen jährliche Grundwasser-Neubildung aus der Summe der Ökotope-Jahres-Wasserhaushaltsbilanzen. Dies setzt eine kartographische Erfassung der FK-Werte voraus, die im Frühjahr zu messen sind.

Die maximale Wasserausschöpfung wurde dagegen unter Zuckerrübenbeständen am Ende des Trockensommers 1990 bestimmt (vgl. RENGGER et al., 1975).

Die in einem Trockenjahr bis in eine Tiefe von 140 cm reichende Wasserausschöpfung verlangt die Kenntnis der Wassergehalte bei Feldkapazität und maximaler Ausschöpfung bis in diese Tiefe, um die nFKWe zu berechnen. Im Wasser-Einzugsgebiet Süchteln betrug die Spannweite der nFKWe für die grundwasserfernen Standorte 110 - 200 mm. Bei grundwassernahen Standorten ist der Aufstieg aus dem Grundwasser zu berücksichtigen.

Auf dieser Grundlage wurde unter Berücksichtigung der angebauten Kulturen die jährlich anfallende Sickerwassermenge des Ökotope-Mosaiks für den Zeitabschnitt 1986 bis 1989 berechnet. In diesen mit einer durchschnittlichen Niederschlagsmenge von 789 mm als feucht einzustufenden Bilanz-Jahren fielen unter Ackerflächen 318 mm, unter Weideflächen 228 mm und unter Waldstandorten nur noch 113 mm Sickerwasser an. Der als Poster präsentierten Arbeit war eine Computer-Karte des Wasser-Einzugsgebietes mit den Feldkapazitäts-Werten und den mittleren Jahres-Sickerwerten der Agrarökotope beigegeben.

4. Literatur

BECKER, K.-W., H. DRECHSLER, F. EULENSTEIN u. B. MEYER (1992, im Druck): Nitrat im Grundwasser agrarischer Ökotope - Gött. Bodenkundl. Ber. 92
 BEESE, F. u. R.R. van der PLOEG (1979): Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 142, 69 - 85
 BEESE, F.; R.R. van der PLOEG u. W. RICHTER (1978): Z. Acker- Pflanzenbau 146, 1 - 19
 HAUDE, W. (1954): Mitt. Dtsch. Wetterdienstes, Nr. 8, 3 - 22,
 RENGGER, M.; O. STREBEL u. W. GIESEL (1975): Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 138, 61 - 72
 SPONAGEL, H. (1980): Geol. Jhb, Reihe F, Heft 9, 87 S.

Strukturstörungen beim Einbau von keramischen Saugkerzen auf unterschiedlichen Böden

Beckmann, T., K. Hasenpusch, M. Kücke u. H.-J. Altemüller^{*)}

1. Einleitung

Zum Einbau von Unterdruck-Saugkerzen oder Tensiometern wird üblicherweise mit einem Bohrstock ein Loch in den Boden vorgebohrt, in das die Kerze eingeführt wird. Vor oder während des Kerzeinbaus in das Bohrloch gegebene Löß- oder Feinsandsuspensionen dienen dazu, den vollständigen Anschluß des feinporösen Kerzenkörpers an den Boden sicherzustellen (DIN 19682, Bl. 4; DVWK, 1989).

Bei dieser Einbautechnik sind Veränderungen des Bodengefüges im Kerzenbereich unvermeidlich.

In Zusammenarbeit zwischen dem SFB 179 "Wasser- und Stoffdynamik von Agrar-Ökosystemen" und dem BMFT-Verbundprojekt "Bodenverdichtung" wurden mit Hilfe mikromorphologischer Bodenuntersuchungsverfahren die Veränderungen des Bodengefüges sowie der Boden/Kerze-Kontakt in unterschiedlichen Bodenarten untersucht. Die Frage warum Saugkerzen bei der Gewinnung von Bodenlösung plötzlich trockenfallen sollte ebenfalls geklärt werden.

Zur Untersuchung wurden an unterschiedlichen Standorten eingebaute Saugkerzen mit dem umgebenden Boden entnommen und mit Polyesterharz imprägniert (ALTEMÜLLER, 1974; ALTEMÜLLER u. VORBACH, 1987). Nach der Polymerisation wurden senkrecht und quer zum Keramikkörper Anschliffe (Abb. 1) sowie in besonders interessanten Fällen großformatige Dünnschliffe (7 x 5 cm) angefertigt.

2. Zusammenfassung

Auf unterschiedlichen Standorten wurden mit Hilfe von Anschliff- und Dünnschliffpräparaten Gefügeveränderungen durch den Einbau von Saugkerzen untersucht.

Bis zu 2 cm im Umkreis der Kerzen werden Gefügeänderungen erkennbar, die durch das Einschlagen des Bohrstockes hervorgerufen wurden. Vordem vorhandene Aggregatzwischenräume oder Röhrensysteme verschwinden; Tonbeläge und -anreicherungen werden schlierenartig verschmiert und umorientiert. Diese Merkmale sind in ihrer Ausprägung von der gegebenen Körnungsart abhängig.

^{*)} Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde,
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL);
Bundesallee 50; D-3300 Braunschweig

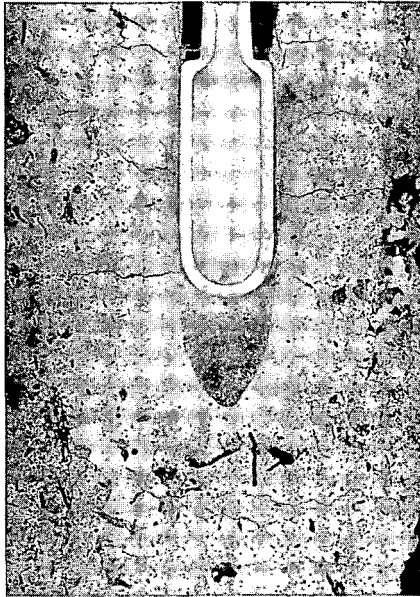


Abbildung 1: Keramik-Saugkerze (P80), eingebaut in einer Parabraunerde aus Löß (B_r -Horizont, Boden Timmerlah). Man erkennt den Abdruck der Bohrspitze mit der eingespülten Schluffmasse und die seitliche Verdichtung. Polierter und geätzter Anschlag, Balken= 2 cm.

In lehmigen und tonigen Böden wird die Störzone noch durch konzentrisch angeordnete feine Rißsysteme überprägt, die zur Ausbildung von schuppenförmigen Lamellen in senkrechter und kreisförmiger Orientierung rings um die Kerze führen. In grobkörnigen Böden wird das Ausmaß der Verdrängung und Umlagerung von Sandkörnern nicht ohne weiteres sichtbar. Beim Durchstoß durch ein Tonband (B_r -Band) konnte eine starke Verschleppung besonders nach der Tiefe festgestellt werden.

In allen Fällen verbesserte eine Einschlammung mit Schluffmaterial den Bodenkontakt zu den Kerzen.

Ausführlicher wird über diese Untersuchungen an anderer Stelle berichtet.

3. Literatur

- ALTEMÜLLER, H.-J. (1974): Mikroskopie der Böden mit Hilfe von Dünnschliffen, in Freund, H. (Ed.): Handbuch der Mikroskopie in der Technik, Bd. IV, Tl. 2, 309-367.
- ALTEMÜLLER, H.-J. & A. VORBACH (1987): Veränderungen des Bodengefüges durch Wurzelwachstum von Maispflanzen. Mitteiln. Dtsch. Gesellsch. 55/1, 93-98.
- DIN 19682, Bl. 4 (1972): Felduntersuchungen; Bestimmung der Saugspannung mit dem Tensiometer.
- DVWK (1989): Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK). Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Gewinnung von Bodenwasser; Teil 1: Saugkerzen-Methoden.

Nadelstichporensysteme eines Lößbodens - Rechnergestützte 3D-Darstellung -

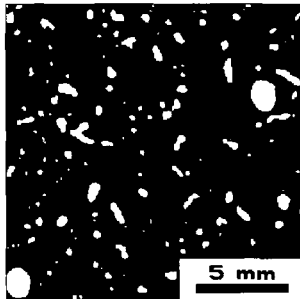
Thomas Beckmann *) und P. Catherina Müller **)

Ziel:

Die dreidimensionale Betrachtung von ungestörten Nadelstichporen eines Lößbodens (Braunschweig, B₁-Horizont) sollte ihren räumlichen Aufbau klären sowie zum besseren Verständnis ihrer Funktion für Wasser- und Gashaushalt beitragen.

Vorgehen:

Eine in Polyesterharz eingebettete Lößbodenprobe (16 x 16 x 16 mm) mit typischen Nadelstichporen wurde mit einer feinen Diamantschleifscheibe in 125 µm Schritten abgeschliffen. Diese seriellen Anschliffe wurden auf 200% vergrößert und mit Hilfe eines Scanners (Auflösung= 300 dpi, Pixelabstand= 0,125 mm) digitalisiert.



Poren ges. n=151 9,8%

φ µm	n	x
- 100	7	4,6
100- 250	55	36,5
250- 500	56	37,1
500- 750	21	13,8
750-1000	9	6,0
> 1000	3	2,0

Abbildung 1: Oberste Schicht des untersuchten Bodenblocks als Binärbild. Die Porengröße ist als Äquivalenzdurchmesser angegeben.

Diese binären Bilddateien (Abb. 1) wurden zu einem dreidimensionalen Datensatz (256 x 256 Pixel, 126 Schlicke) zusammengefügt.

Mit dem bekannten Schlickeabstand läßt sich aus der erfaßten Porenfläche annähernd das Porenvolumen berechnen.

*) Institut für Pflanzenernährung u. Bodenkunde, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, D-3300 Braunschweig

**) Institut für Medizinische Informatik, Universität Hildesheim, Samelsonplatz 1, D-3200 Hildesheim

Auf einem STELLAR-GS1000 Graphik-Supercomputer wurde der Datensatz verrechnet und anschließend mit dem AVS-Softwarepaket dreidimensional dargestellt.

Es wurden zwei Verarbeitungswege gewählt:

- In den einzelnen Binärbildern wurden alle Objekte (Poren) unter einer Mindestgröße von 75 Pixel (Äquivalentdurchmesser= 0,63 mm) gelöscht. Die restlichen Poren bildeten die Grundlage zur dreidimensionalen Darstellung. Diese Datenvorverarbeitung berücksichtigt aber einen möglichen Zusammenhang der Poren zwischen den Schliffebene nicht.
- Mit einem speziellen Programm wurde der gesamte Datensatz dreidimensional nach zusammenhängenden, also auch schliffübergreifenden, Poren durchsucht. Diese wurden indiziert und anschließend nach ihrer Volumengröße sortiert. Die Indizierung der 255 größten Porensysteme wurde in den Datensatz eingetragen. Dadurch wurde es möglich, einzelne, abgegrenzte Poren- und Porensysteme gezielt zu analysieren und darzustellen.

Ergebnisse:

- Porenflächen über 75 Pixel:

In einem reduzierten Datensatz von 54 Schichten (= 7 mm Höhe) wurden alle Porenflächen unter 75 Pixel gelöscht und anschließend 3D-mäßig dargestellt. Bereits hierbei zeigte sich die starke Durchporung der Probe. Die größeren Wurzelröhren einschließlich verschiedener Verzweigungen waren deutlich zu erkennen und zu verfolgen.

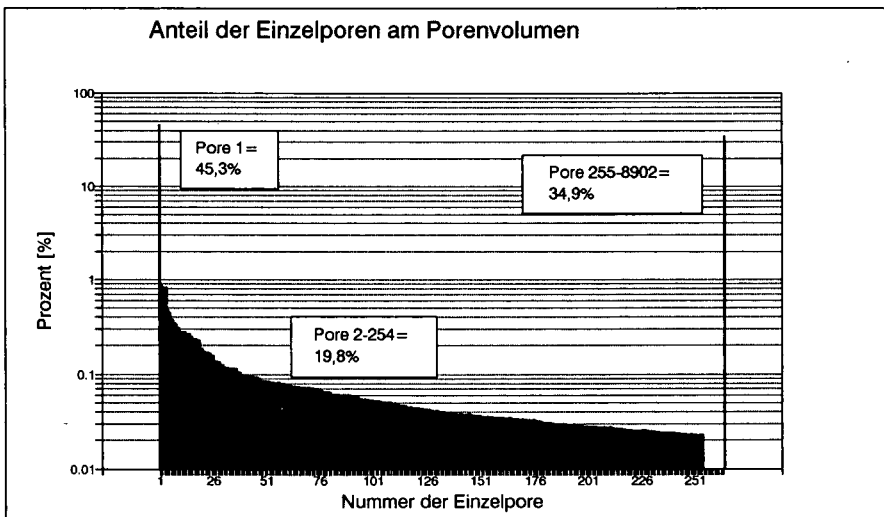


Abbildung 2: Anteil der Einzelporen(systeme) am Porenvolumen.

- Indizierung von Poren:

Durch die Indizierung konnten weitere Ergebnisse über den Zusammenhang des Porensystems gewonnen werden. Bei einem Porenvolumen von 8,8% wurden in der Probe insgesamt 8902 Einzelporen ermittelt. Die Verteilung der Größen ist sehr ungleichmäßig (Abb. 2). Die größte zusammenhängende Pore hat ca. 45% des Gesamtporenvolumens, die Poren 2-254 machen ca. 20% aus, während von den verbleibenden 8648 Poren nur ca. 24% gebildet werden.

In der 3D-Darstellung der größten Einzelpore, in der nur jeder zweite Bildpunkt berücksichtigt wurde, ist zu erkennen, daß die Probe von dieser größtmäßig beherrschenden Pore gleichmäßig erschlossen wird (Abb. 3). Die Vernetzung und Verknüpfung der Porenflächen aus den Einzelschnitten ist sehr stark.

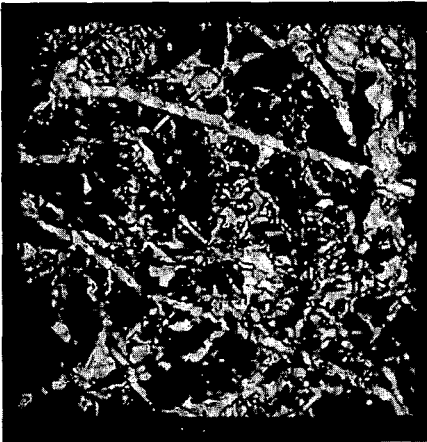


Abbildung 3: 3D-Darstellung des größten zusammenhängenden Einzelporensystems; Sicht auf die xy-Achse; (vereinfacht).

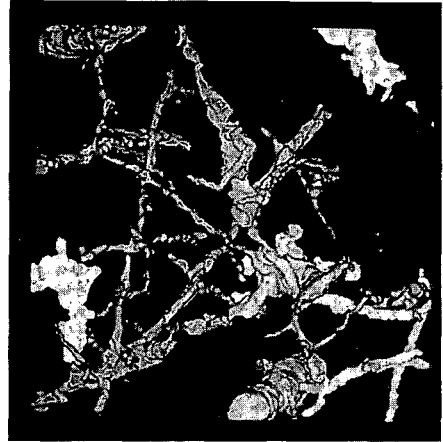


Abbildung 4: 3D-Darstellung der 10 größten Einzelporensysteme des Teildatensatzes; Sicht auf die xy-Achse.

Zur klareren Darstellung wurde wieder ein Teildatensatz von 54 Schnitten gebildet und indiziert. Die Darstellung der 10 größten Einzelporen (Abb. 4) zeigt sehr deutlich, daß sie nur scheinbar Einzelporen sind und Verknüpfungen, die im vollständigen Datensatz existieren, hier noch nicht vorhanden sind.

Die Indizierung der Poren läßt die Verfolgung durch die Probe zu. Somit können Porenaustritte sowie Engpässe in der Probe ermittelt und analysiert werden. So wurde festgestellt, daß nur die größte Pore an der Oberfläche als auch an der Unterseite der Probe austritt. Abbildung 6 zeigt die in den einzelnen Schichten auftretenden Porenflächen und damit wirksamen Querschnitte. Engpässe treten vor allem im oberen Bereich der Probe auf.

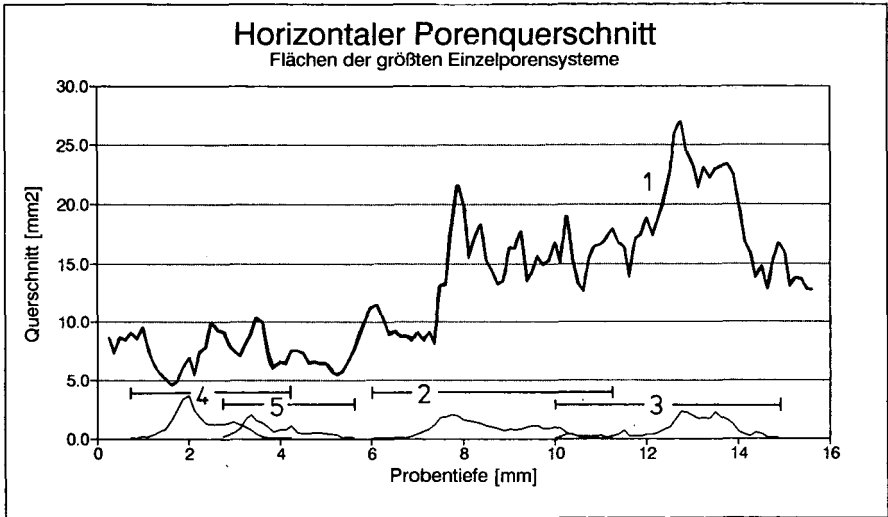


Abbildung 5: Kontinuität und scheinbar wirksamer Querschnitt der größten zusammenhängenden Einzelporensysteme bei zweidimensionaler Betrachtung in horizontaler Richtung.

Weitere Arbeiten:

Es wurde versucht, diese Methode auf ein Spaltensystem eines lockeren Oberbodens anzuwenden. Es zeigte sich jedoch, daß dieses Gefüge mit seinen scharfen und nicht kontinuierlichen Hohlraumgrenzen so komplex ist, daß ohne Vereinfachungen eine Bearbeitung nicht möglich ist. Hierfür müssen spezielle dreidimensionale Filter entwickelt werden.

Zusammenfassung:

- Serielle Schnitte von Bodenproben können mit speziellen Programmen ausgewertet werden.
- Die dreidimensionale Darstellung zeigt den inneren Zusammenhang der Probe und ihrer Elemente.
- Die Verfolgung von zusammenhängenden Objekten (hier: Porensystemen aber auch: Aggregaten, Wurzeln u.a.) ist möglich.
- Die Indizierung der Porensysteme ermöglicht quantifizierte Aussagen über Größe, Verteilung, Querschnitt, Kontinuität u.a. von Einzelsystemen.
- An den Probenoberflächen offene Porensysteme können von abgeschlossenen Porensystemen getrennt werden.
- Damit werden Aussagen über die Durchlässigkeit der Probe für Gase und Wasser möglich.

Auswirkungen langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf den Wasser- und Stofftransport eines Löß- und eines Sandbodens

von

Beisecker, R., S. Gäth und H.- G. Frede *)

Auf einer Löß-Tschernosem-Parabraunerde und einer Braunerde aus Sand wurden auf den Bearbeitungssystemen Pflug (P) und Direktsaat (D) Beregnungsversuche im Feld zur Wasserinfiltration und Stoffverlagerung durchgeführt. Auf den Standorten werden beide Bodenbearbeitungssysteme seit mehr als 10 Jahren eingesetzt. Bromid wurde als anionischer Tracer im nahe gesättigten Bereich eingesetzt, während als kationischer Tracer der Farbstoff Rhodamin B im stark ungesättigten Bereich verwendet wurde. Folgende Ergebnisse wurden erzielt:

- (1) Die langjährig verschiedenen Bodenbearbeitungssysteme haben auf beiden Standorten zu **deutlich unterschiedlichen Porensystemen** bei der Pflug- und Direktsaatvariante geführt. Dabei weist die Pflugvariante im Oberboden niedrigere Rohdichten und entsprechend einen höheren Grobporenanteil als die Direktsaatvariante auf. Demgegenüber wurden in der D-Variante im ehemaligen Pflugsohlenbereich die niedrigeren Rohdichten und deutlich höheren Grobporengehalte bestimmt, während in der P-Variante eine starke Verdichtung im Bereich der Pflugsohle festgestellt wurde.
- (2) Die **Messung der Matrixpotentialänderung** während eines künstlichen Starkregens weist auf beiden Standorten für die Direktsaatvariante günstigere Infiltrationsbedingungen aus, welche zu höheren Bromidgehalten im **Unterboden** führten. Demgegenüber konnten in der Pflugvariante aufgrund der stärkeren Aufsättigung im **Oberboden** höhere Bromidgehalte als in der Direktsaatvariante bestimmt werden. Die tiefere Verlagerung des konservativen Tracers in der D-Variante wird auf den schnellen, dem Matrixfluß vorausgehenden **Makroporenfluß** zurückgeführt.
- (3) Die **Farbstoffverlagerungsversuche** im stark ungesättigten Bereich zeigen, daß die höhere Anzahl kontinuierlicher Makroporen in der D-Variante auf beiden Standorten zu einer schnellen, bis in größere Tiefen reichenden Stoffverlagerung führt, während der Farbstoff in der P-Variante in den obersten Bodenzentimetern festgehalten wird.

Eine ausführliche Darstellung der eingesetzten Methodik und der gewonnenen Ergebnisse erfolgt in Kürze an anderer Stelle.

*) Institut für Landeskultur der JLU Gießen, Senckenbergstraße 3, 6300 Gießen

Der Einfluß von Diesel- und Schmierölkontaminationen auf bodenmechanische Eigenschaften unterschiedlicher Bodenmaterialien

von

Berghausen, M. und D. Goetz¹⁾

1. Einleitung und Fragestellung

Im Rahmen eines DFG-geförderten Sonderforschungsbereiches "Kontaminierte Standorte", der seinen Schwerpunkt z.Zt. auf Ölkontaminationen gelegt hat, wird der Einfluß von Diesel- und Schmieröl auf bodenmechanische Eigenschaften untersucht. Hierbei werden die Effekte im allgemeinen und im Hinblick auf Sanierungsleitwerte und die Wiederverwendbarkeit verschiedener gereinigten Materialien bspw. als Baugrund erforscht.

In diesem Beitrag soll der Mineralöleinfluß auf zwei die bodenmechanischen Eigenschaften bestimmenden Faktoren vorgestellt werden: die Stabilität der Aggregate ohne Belastung und ihre Verdichtbarkeit unter Belastung und die daraus resultierende Lagerungsdichte. Das mit Wasser nicht mischbare, unpolare Mineralöl stellt eine 4. Phase im Boden dar. Die Auswirkung des Mineralöles auf die Summe der wirkenden Kräfte (Ko- und Adhäsionskräfte, Ober- und Grenzflächenenergien) und die Benetzbarkeit sollen mit Untersuchungen, die Summeneffekte beschreiben, dargestellt werden.

2. Verwendetes Bodenmaterial und Mineralöl

Die Untersuchungen wurden an Mischproben eines AhAp-Horizontes (= Ah-Material) und SwBt- und SdSwBt-Horizontes (= Bt-Material) einer pseudovergleyten Parabraunerde aus Geschiebedecksand durchgeführt. Die Bodenmaterialien unterscheiden sich in ihrem Ton- und Humusgehalt (Tongehalt (Gew.%): Ah 6.32, Bt 12.27; C_{org} (Gew.%): Ah 1.10, Bt 0.14).

Bei dem verwendeten Mineralöl handelt es sich um Dieselkraftstoff und Schmieröl. Hierbei sind neben der stofflichen Zusammensetzung die unterschiedliche Dichte und Viskosität im Vergleich zum Wasser die die Ko- und Adhäsionskräfte verändernden Parameter (Dichte (g/ml): Diesel 0.843, Schmieröl 0.893, Wasser 0.998; kinematische Viskosität (mm²/s): Diesel 3.5, Schmieröl 240.1, Wasser 1.0).

Alle Untersuchungen wurden an homogenisiertem lufttrockenen Bodenmaterial durchgeführt. Um einen Kontakt des Mineralöles mit der Bodenmatrix zu gewährleisten, wurde erst das unpolare Mineralöl, anschließend das polare Wasser hinzugefügt und eine 24stündige Durchfeuchtungszeit unter Verdunstungsschutz eingehalten.

Das Bodenmaterial wurde mit 0.1, 1, 3 und 5 Gew.% Diesel bzw. Schmieröl versetzt. Die Kontaminationshöhe 0.1 Gew.% Mineralöl ist ein bei Sanierungen häufig geforderter Sanierungsleitwert. Die übrigen Varianten stellen oft vorkommende Kontaminationsgrade dar.

3. Stabilität der Aggregate

Die Untersuchung der Aggregatstabilität erfolgte mittels Naßsiebung nach HARTGE & HORN (1989). Hierbei werden die Gewichtsanteile von Siebfraktionen der Maschenweite 5, 3, 2 und

¹⁾ Institut f. Bodenkunde, Universität Hamburg, Allende Platz 2, 2 Hamburg 13

1 mm nach Trocken- bzw. Naßsiebung bestimmt. Die Veränderung des gewogenen mittleren Durchmessers (Δ GMD (mm)) gibt den Grad der Stabilität der Aggregate an: je niedriger der Δ GMD, desto stabiler sind die Aggregate.

In Abb.1 ist deutlich zu erkennen, daß die Aggregatstabilität sowohl bei Diesel- als auch Schmierölkontamination bei beiden Bodenmaterialien in allen Kontaminationsvarianten zunimmt. In allen Untersuchungsvarianten ist ein Mineralöleffekt bereits bei 0.1 Gew.% Kontamination gut zu erkennen und im Parallelversuch (hier n=2) zu reproduzieren. Ein deutlicher Mineralöleinfluß, der die von HARTGE & HORN (1989) angegebene Standardabweichung für Parallelversuche von 0.35 mm überschreitet, kann ab 3 Gew.% Diesel bzw. Schmieröl konstatiert werden.

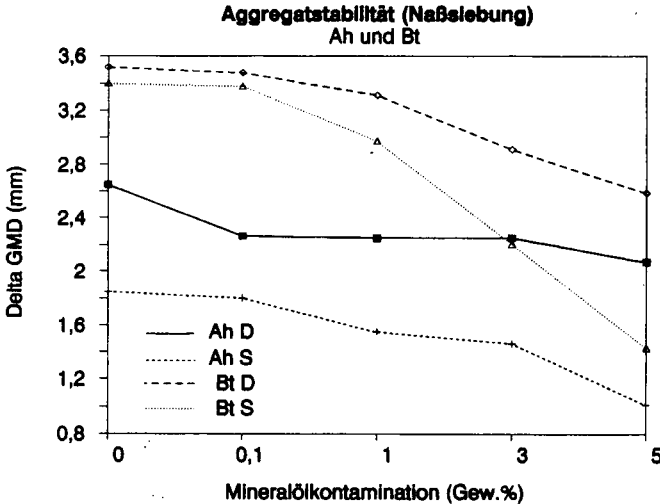


Abb.1: Aggregatstabilität Δ GMD (mm) des Ah- und Bt-Materials bei steigender Diesel bzw. Schmierölkontamination (D: Dieselkontamination; S: Schmierölkontamination; 0.1, 1, 3 und 5: Höhe der Kontamination in Gew.%)

Die erhöhte Stabilität mineralölkontaminierter Proben gegenüber unkontaminierten Proben kann auf eine schlechtere Benetzbarkeit der Aggregatoberflächen infolge aufliegender Ölfilme zurückgeführt werden. Die Aggregate werden hydrophob (MC GILL et al. (1981), RASIAH et al. (1990)). Trockene Aggregate weisen gegenüber feuchten eine höhere Stabilität auf.

3.1. Wasserbindekapazität (Wb)

Die o.g. Hydrophobierungseffekt des Mineralöles wurde mit der NEFF-ENSLIN-Apparatur geprüft. Hierbei wird pulverisiertes Bodenmaterial auf eine Glasfilterplatte geschüttet, die mit einer wassergefüllten, luftfreien Meßpipette in Verbindung steht und ein Ablesen der aufgenommenen Wassermenge ermöglicht.

Abb.2 zeigt wie erwartet eine deutliche Abnahme des Wasseraufnahmevermögens des Ah-Materials bei beiden Kontaminanten und des Bt-Materials bei der Schmierölkontamination. Dagegen nimmt Diesel-kontaminiertes Bt-Material um bis zu 4 Gew.% (1 Gew.% Diesel-Variante) mehr Wasser auf als unkontaminiertes Material. Die Ergebnisse basieren auf 4-13

Parallelserien pro Bodenmaterial und Kontamination.

Besonders deutlich wird die Hydrophobierung bei der Ah Diesel-Variante, da hierbei die geringe Viskosität eine gute Ausbreitung, d.h. ein Spreiten des Diesels ermöglicht und der Deseleinfluß großflächig wirksam wird. Dagegen ist eine homogene Verteilung des Schmieröles infolge schlechter Benetzungseigenschaften nicht gewährleistet, so daß der Schmieröleinfluß kleinräumiger zum Tragen kommt und somit die Wasserbindekapazität im Vergleich zur Dieselkontamination weniger stark beeinträchtigt ist.

Die beschriebenen Tendenzen werden in allen Varianten bereits bei 0.1 Gew.% Mineralöl deutlich.

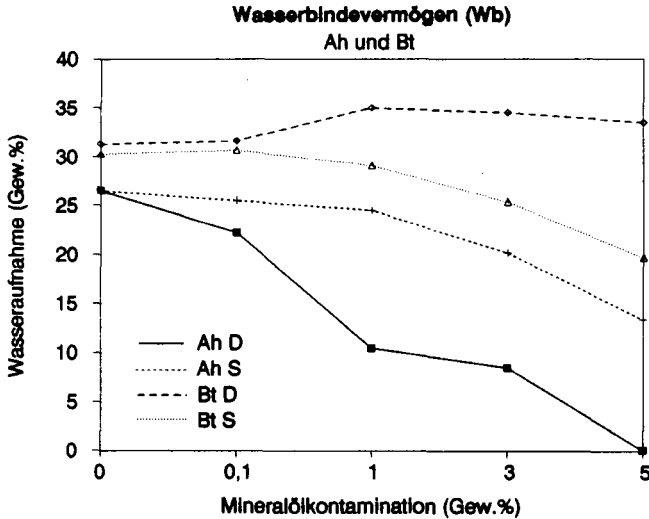


Abb.2: Wasserbindekapazität Wb (Gew.%) des Ah- und Bt-Materials bei steigender Diesel- und Schmierölkontamination (D: Dieselkontamination; S: Schmierölkontamination; 0,1, 1, 3 und 5: Höhe der Kontamination in Gew.%)

4. Verdichtbarkeit der Aggregate

Die Untersuchungen wurden mit dem Proctorgerät nach DIN 18 127 (Ausführung A) durchgeführt. Angefeuchtetes Bodenmaterial wird mit einem automatisch betriebenen Fallgewicht maximal verdichtet und anschließend das Trockengewicht bestimmt. Durch sukzessive Steigerung des Wassergehaltes der Probe ermittelt man den optimalen Wassergehalt (Proctorwassergehalt w_{pr}), bei dem die Probe auf das maximale Trockengewicht verdichtbar ist (Proctordichte δ_{pr}). Jede Proctorkurve basiert auf 7-14 Einzelversuchen.

Mineralölkontaminationen bewirken bei dem Ah- und Bt-Material sowohl bei Diesel- als auch Schmieröl mit Ausnahme der Variante Ah und Bt mit 5 Gew.% Schmieröl eine Verringerung der maximalen Trockendichte (Proctordichte). Die in Kap.3 gezeigte erhöhte Stabilität der Aggregate durch Mineralöl führt zu einer schlechteren Verdichtbarkeit im Proctorversuch.

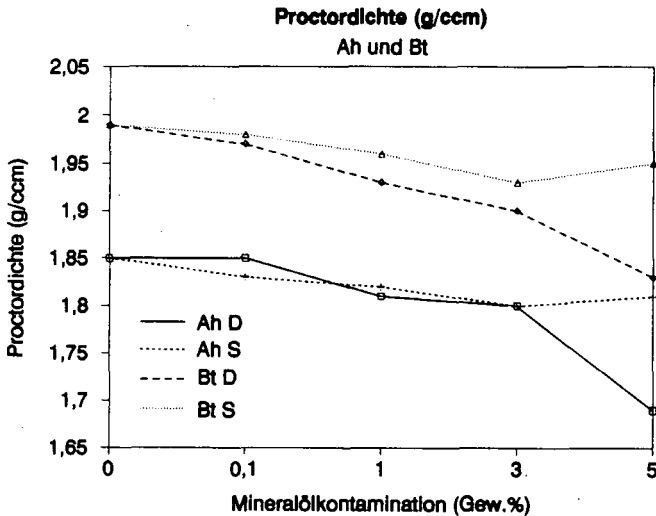


Abb.3: Maximale Trockendichte δ_{pr} (= Proctordichte (Gew.%)) des Ah- und Bt-Materials bei steigender Diesel- bzw. Schmierölkontamination (D: Dieselkontamination; S: Schmierölkontamination; 0,1, 1, 3 und 5: Höhe der Kontamination in Gew.%)

5. Schlußbetrachtung

Die Aggregatstabilität des Ah- und Bt-Materials nimmt infolge Hydrophobierung der Aggregatoberflächen zu. Die bei Mineralölanwesenheit verminderte Wasseraufnahmekapazität konnte mittels Untersuchungen zum Wasserbindevermögen nach NEFF-ENSLIN nachgewiesen werden. Im Proctorversuch weisen die Aggregate des Ah- und Bt-Materials bei steigender Diesel- bzw. Schmierölkontamination eine verminderte maximale Trockendichte auf, sind folglich schlechter verdichtbar. Die beschriebenen Effekte sind alle bereits bei der dem Sanierungsleitwert entsprechenden Kontaminationshöhe von 0,1 Gew.% zu erkennen.

Diese Ergebnisse haben nicht nur Einfluß auf die bodenmechanischen Eigenschaften (Scherstabilität, Plastizitätsindices), sondern wirken sich auf Wasserleitfähigkeiten (k_f und k_u) und somit auf Stofftransporte aus. Es ist mit einem unmittelbaren Einfluß auf die Permeabilität von Mineralöl und folglich auf die Mobilität in einem Schadensfall zu rechnen.

6. Literatur

DIN 18 127 (1987): Proctorversuch. Beuth Verlag, Berlin

HARTGE, K.H. & HORN, R. (1989): Die physikalische Untersuchung von Böden. 2. Aufl., Enke Verlag

MC GILL, W.B., ROWELL, M.J. & WESTLAKE, D.W.S. (1981): Biochemistry, Ecology, and Microbiology of Petroleum Components in Soil. Soil Biochemistry (ed. PAUL, E.A. & LADD, N.J.), Marcel Dekker, New York, Vol. 5

NEFF, H.K. (1988): Der Wasseraufnahme-Versuch in der bodenphysikalischen Prüfung und geotechnische Erfahrungswerte. Bautechnik 65, H. 5

RASIAH, V., VORONEY, R.P., GROENEVELT, P.H. & KACHANOSKI, R.G. (1990): Modifications in Soil Water Retention and Hydraulic Conductivity by an Oily Waste. Soil Techn., Vol. 3, No. 4

Potentialverteilungen in Aggregaten
im Verlauf der Wasserabgabe

von
Heike Bohne ⁺

Einleitung

In den vergangenen Jahren wurde wiederholt auf die Bedeutung von Aggregateigenschaften für den Wasser- und Nährstofffluß zur Wurzel an der Aggregatoberfläche hingewiesen. In eigenen Untersuchungen konnte gezeigt werden, daß die Verfügbarkeit von Wasser aus großen, nicht durchwurzelten Aggregaten im Vergleich zu kleineren Aggregaten vermindert war (Bohne, 1986, Bohne und Hartge, 1990). Für den Wasserfluß zur Wurzel sind Gradient und Wasserleitfähigkeit maßgebend. Daher wurde in weiteren Versuchen die Entstehung und Veränderung von Potentialverteilungen im Verlauf der Wasserabgabe aus den Aggregaten untersucht. Dabei wurde der Frage nachgegangen, wie sich die Aggregatgröße, die Körnung der Aggregate und die rel. Luftfeuchtigkeit der Atmosphäre auf die Potentialverteilung in den Aggregaten auswirken und damit den Wasserfluß zur Wurzel beeinflussen.

Material und Methoden

Für die Versuche wurde homogenisiertes Material aus einer Parabraunerde aus LÖB und aus einem Pseudogley-Pelosol aus Lias-Ton verwendet. Von diesem Material wurden kugelförmige Aggregate mit Durchmessern zwischen 2,1 und 4,5 cm erstellt. Die Lagerungsdichte der Aggregate betrug $1,75 \text{ (g*cm}^{-3}\text{)}$ bei dem tonreichen Boden und $1,65 \text{ (g*cm}^{-3}\text{)}$ bei dem schluffreichen Boden. Als Versuchsgefäße wurden Neubauer-Schalen verwendet. Die feuchten Aggregate wurden in trockenen Quarzsand eingebettet und mit einer dünnen Schicht feuchten Quarzsand abgedeckt. In den feuchten Quarzsand wurden 20 Roggenkörner gesät. Anzahl und Größe

⁺ Institut für Obstbau und Baumschule, Am Steinberg 3,
3203 Sarstedt

der Aggregate wurden so kombiniert, daß in jedem Versuchsglied zu Beginn der Versuche die gleiche Wassermenge vorhanden war. Die rel. Luftfeuchtigkeit wurde bei einer Versuchsserie bei 40 bzw. 60% konstant gehalten. Bei einer weiteren Versuchsreihe fluktuierte sie zwischen 40 und 60 bzw. zwischen 70 und 90%. Die Versuche wurden bei unterschiedlichen Wachstumsstadien bis zum Welken der Pflanzen abgebrochen. Bei Versuchsende wurden Sproß- und Wurzelgewichte sowie die Wassergehaltsverteilung in den Aggregaten ermittelt. Die Wassergehalte wurden mit Hilfe von pF-Kurven in Wasserspannungen umgewandelt. Die ungesättigte Wasserleitfähigkeit wurde nach der Methode von Arya (1975) bestimmt.

Ergebnisse

Die Gesamtwasserabgabe bis zum Welken der Pflanzen nimmt bei den tonreichen Aggregaten bei konstanter relativer Luftfeuchtigkeit mit zunehmender Aggregatgröße ab. Dieses Ergebnis stimmt mit früheren Untersuchungen überein (Bohne, 1986). Bei fluktuierender relativer Luftfeuchtigkeit ist demgegenüber die Wasserabgabe bis zum Welken der Pflanzen unabhängig von der Aggregatgröße. Ähnliche Ergebnisse wurden auch für die Aggregate aus dem schluffreichen Boden erzielt, allerdings war hier bei konstanter relativer Luftfeuchtigkeit nur die Wasserabgabe durch Evaporation von der Aggregatgröße abhängig.

Abbildung 1 zeigt den Verlauf der Wasserspannung in den Aggregaten und die zeitliche Veränderung der Wasserspannungsverteilungen. Die in den Abbildungen angegebenen Zeiten t_1 bis t_4 entsprechen verschiedenen Wachstumsstadien, bei t_4 sind die Pflanzen meist verwelkt. Für die Darstellungen wurden einige typische Beispiele verwendet, die bestimmte Gesetzmäßigkeiten erkennen lassen.

Abbildung 1a) und b) zeigt für die größten und die kleinsten Aggregate aus dem tonreichen Boden den Wasserspannungsverlauf bei konstanter relativer Luftfeuchtigkeit. Bei den großen Aggregaten erfolgt während der gesamten Wachstumszeit der Sämlinge die Wasserabgabe überwiegend aus einem kleinen Bereich am Aggregat- außenrand. Hier steigt die Wasserspannung besonders stark an. In den kleinen Aggregaten erstreckt sich die Zone des Wasserspannungsanstiegs, d.h. der Wasserabgabe, weiter in das Aggregat hinein und es kommt zu keinem bevorzugten Wasserspannungsanstieg am Aggregataußenrand. Der Wasserspannungsverlauf flacht hier ab.

Beiden Aggregatgrößen ist gemeinsam, daß sich der Typ des Wasserspannungsverlaufes - zum Aggregatrand hin ansteigend bzw. abflachend - im Verlauf der Wasserabgabe nicht verändert.

Bei fluktuierender relativer Luftfeuchtigkeit verändert sich bei allen Aggregatgrößen im Verlauf der Wasserabgabe die Art des Wasserspannungsverlaufes (Abb. 1c). Bei fortgesetzter Wasserabgabe steigt die Wasserspannung in den einzelnen Aggregatbereichen in unterschiedlichem Ausmaß an: es entsteht ein linearer Verlauf, der in den zum Aggregataußenrand hin abflachenden Verlauf übergeht.

Für die Aggregate aus dem schluffreichen Boden verändert sich der Typ des Wasserspannungsverlaufes sowohl bei konstanter als auch bei fluktuierender relativer Luftfeuchtigkeit (Abb. 1d).

Insgesamt zeigen die Ergebnisse zwei unterschiedliche Arten, wie sich Potentialverteilungen im Aggregat im Verlauf der Wasserabgabe ändern können.

Eine Möglichkeit besteht in einer Art Parallelverschiebung der zu Beginn der Wasserabgabe entstandenen Potentialverteilung zu höheren Wasserspannungen. Dieser Verlauf trat bei dem tonreichen Material mit der kleineren Wasserleitfähigkeit und bei konstanter relativer Luftfeuchtigkeit auf. Die Wasserabgabe aus den Aggregaten nimmt in diesem Fall mit zunehmender Aggregatgröße ab.

Die andere Möglichkeit besteht darin, daß sich der gesamte Wasserspannungsverlauf während der Wasserabgabe verändert, d.h. es treten in den verschiedenen Aggregattiefen unterschiedlich große Wasserspannungsveränderungen auf. Diese Möglichkeit trat auf bei dem tonreichen Material, aber bei fluktuierender relativer Luftfeuchtigkeit und bei dem schluffreichen Material mit höherer Wasserleitfähigkeit sowohl bei konstanter als auch bei fluktuierender relativer Luftfeuchtigkeit. Die Wasserabgabe aus den Aggregaten war in diesen Fällen von der Aggregatgröße unabhängig.

Eine ausführlichere Darstellung und Interpretation der Ergebnisse ist in der Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde vorgesehen.

Literatur

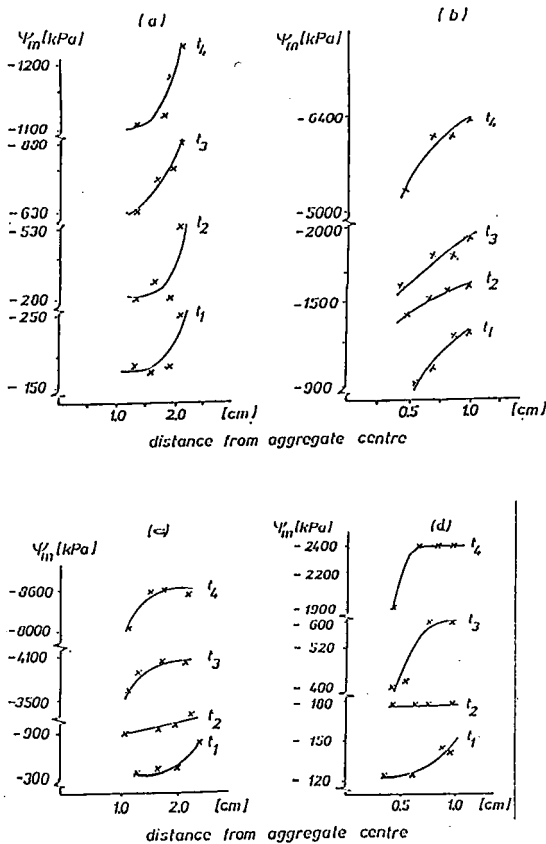
Arya, L.M., D.A. Farell, und G.R. Blake, 1975: A field study of soil water depletion patterns in presence of growing soybean roots. Determination of hydraulic properties of the soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 39, 424-436.

Bohne, H., 1986: Der Einfluß geometrischer Faktoren auf die H₂O-Abgabe aus künstlichen Aggregaten und das Wachstum von Roggenkeimlingen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149, 28-36.

Bohne, H. und K.H. Hartge, 1990: Development of water potential gradients in non-rooted aggregates in relation to aggregate size and relative humidity of the air. Soil & Tillage Res. 17, 231-240.

Abb. 1: Wasserspannungsverteilung (ψ_m) in kugelförmigen Aggregaten im Verlauf der Wasserabgabe (t_1 bis t_4)

- a) 52 % < 2 μm ,
Aggregatdurchmesser 4,5 cm, rel. Luftfeuchtigkeit 70 %
- b) 52 % < 2 μm ,
Aggregatdurchmesser 2,1 cm, rel. Luftfeuchtigkeit 40 %
- c) 52 % < 2 μm ,
Aggregatdurchmesser 4,5 cm, rel. Luftfeuchtigkeit 40 - 60 %
- d) 81 % < 60 μm ,
Aggregatdurchmesser 2,1 cm, rel. Luftfeuchtigkeit 40 %



Der Proctortest und seine Anwendung auf das Verdichtungsproblem

Bohne, K. ¹⁾ Kretschmer, H. ¹⁾ und Horn, R. ²⁾

Zielstellung

Häufig ergibt sich die Notwendigkeit, Verdichtungen mineralischer Bodensubstrate zu quantifizieren, um zu starke Verdichtungen landwirtschaftlich genutzter Böden bzw. zu schwache Verdichtungen bei Baumaßnahmen zu erkennen. Eine Möglichkeit hierzu bietet der Proctortest (PROCTOR 1933), dessen Prinzip und Aussagemöglichkeiten nachfolgend beschrieben werden.

Methode, Proctorkennwerte und Proctorverdichtungskurve

Grobhomogenisierter (Substrateinfluß) bzw. aggregierter Boden (Gefügeeinfluß) werden in 3 Lagen in den Verdichtungszyylinder eingefüllt und je Lage durch 25 Schläge mit dem Fallhammer verdichtet, (Fallhammer 2,5 kg, Fallhöhe 30 cm, Verdichtungsarbeit $58,9 \text{ Ncm/cm}^3$, der auf Baustellen erreichbaren Verdichtung entsprechend). Ergebnis eines solchen Teilversuches ist eine wassergehaltsabhängige Trockenrohdichte d_p . Um den Feuchteinfluß auf die Verdichtbarkeit herausstellen zu können, sind im Regelfall 6 solcher Teilversuche mit gestaffelten Wassergehalten erforderlich. Die Abbildung veranschaulicht den Verlauf einer daraus resultierenden Proctorverdichtungskurve.

Von der trockenen Seite her betrachtet, läßt die Verdichtbarkeit bei ansteigendem Wassergehalt zunächst vielfach nach. Dies ist auf scheinbare Kohäsion c_u infolge sich entwickelnder Wassermenisken zurückzuführen. Dieser Wassersättigungsbereich ($\sim 0,2 < s < 0,5$) kann als wenig verdichtungsanfällig (w_{wa}) und spröde bezeichnet werden. Mit weiterem Wassergehaltsanstieg geht c_u bzw. die Scherfestigkeit zurück. Die Teilchenverschiebbarkeit und damit die Verdichtbarkeit steigen an bis zu einem Maximum, der Proctordichte d_{pr} mit dem korrespondierenden verdichtungsoptimalen Wassergehalt w_{opt} (stark verdichtungsanfälliger Bereich w_{va}). d_{pr} markiert den Übergang vom plastischen zum plastisch-fließenden Bereich (w_{vk}) und kann als technologische Nässegrenze für nichtbindige Böden benutzt werden. Im w_{vk} -Bereich nimmt die Verknüetbarkeit bei abnehmender Verdichtbarkeit infolge der Inkompessibilität des Porenwassers zu. Die Sättigungslinie (Abbildung) dient der Kontrolle

¹⁾ Universität Rostock, Justus-von-Liebig-Weg 6, 0 - 2500 Rostock

²⁾ Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstraße 40, W - 2300 Kiel

der Proctorkurve, die von ihr nicht geschnitten werden darf.

Neben den Proctorkennwerten d_{Pr} und w_{opt} kommt deshalb auch der Proctorkurve große Bedeutung für die Beurteilung des technologischen Bodenverhaltens zu. Um den hohen Arbeitsaufwand bei den Proctoruntersuchungen zu umgehen, wird nachfolgend ein Weg zur Darstellung dieser Kurve durch eine mathematische Funktion beschrieben.

Führt man den senkrechten Abstand zwischen der Sättigungslinie und der Proctorverdichtungskurve als neue Variable ein, so bildet sich die Funktion $d_B(w)$ als eine stetig fallende Kurve ab, die eine gewisse Ähnlichkeit mit der Wasserspannungskurve hat. Unter Verwendung eines Ansatzes von VACHAUD (LUCKNER et al. 1978) erhält man die halbempirische Gleichung

$$d_B(w) = 1 / (w + 1 / d_F^p) - A / (1 + B \cdot w^p)$$

d_F Substanzdichte, gcm^{-3}

w gravimetrischer Wassergehalt (Wassermasseverhältnis), g/g

A, B, p empirische Parameter

Die unbekanntenen Parameter, deren physikalische Bedeutung bisher nicht aufgeklärt worden ist, lassen sich aus den Beobachtungsergebnissen des Proctorversuches mit Hilfe eines geeigneten Parameteroptimierungsverfahrens leicht bestimmen.

Tab. 1: Parameter der angegebenen Gleichung für ausgewählte Moränesubstrate

Nr.	Körnung	A	B	p	Reststr.	Proctordichte		opt. Wassergehalt	
						gem. berechnet	g/cm ³	gem. berechnet	g/g
<u>A-Horizonte</u>									
1	1" S	0.737	5650	3.703	0.0116	1.80	1.789	0.12	0.131
2	1" S	0.852	1000	2.989	0.0122	1.71	1.711	0.15	0.135
3	1" S	0.767	6045	3.612	0.0146	1.84	1.814	0.12	0.125
4	1U	1.383	1.E4	4.267	0.0178	1.64	1.616	0.20	0.187
5	sL	0.756	1.E4	3.879	0.0112	1.83	1.810	0.13	0.129
<u>B-Horizonte</u>									
6	1" S	0.807	1440	2.670	0.0168	1.92	1.900	0.09	0.095
7	1S	0.743	2.E4	3.604	0.0338	2.00	1.974	0.09	0.0944
8	sL	0.879	2007	2.976	0.0351	1.86	1.824	0.13	0.115

Da die Reststreuung der in der Tab. 1 dargestellten Fälle die meßmethodisch bedingten Fehler nicht oder nur wenig übersteigt, kann die Anpassungsqualität als gut bis sehr gut bezeichnet werden. Es wird erwartet, daß eine spätere Erweiterung der Parametererfahrungen den gegenwärtig erforderlichen Untersuchungsaufwand erheblich reduzieren wird. Der Wassergehalt w_{opt} ist jener, der

$d_B(w)$ maximiert, so daß $d_{Pr} = d_B(w_{opt})$ gilt. Er kann aus der 1. Ableitung der angegebenen Funktion mit Hilfe des Näherungsverfahrens von NEWTON berechnet werden.

Diese Darstellung der PROCTOR-Verdichtungskurve bietet folgende Vorteile:

1. Fehlerausgleich und Erkennung grob fehlerhafter Einzelbestimmungen
2. Leichte Berechenbarkeit der Lagerungsdichte bei einer der Proctorverdichtung ähnlichen Verdichtungsarbeit in Abhängigkeit vom Wassergehalt
3. Einsparung der aufwendigen experimentellen Arbeit, die der Proctortest erfordert, sofern Schätzwerte der Gleichungsparameter entweder vorliegen (Richtwertekatalog) oder aus einfacher zu bestimmenden Bodeneigenschaften abgeleitet werden können (sog. "indirekte Methode" der Parametergewinnung).

Bodenbeurteilung

Der Substrateinfluß auf die Verdichtbarkeit geht aus der Tab. 2 hervor.

Tab. 2: Substratabhängige Richtwerte zur Proctorverdichtung

Substrat	d_{Pr} (g/cm^3)	w_{opt}
Sande, sandige Lehme	1.80 - 2.00	0.08 - 0.12
Schluffe, Löße	1.50 - 1.70	0.12 - 0.25
holozäne Tone	1.30 - 1.50	0.25 - 0.35

Mit zunehmendem Tongehalt fällt d_{Pr} ab, und w_{opt} steigt an. Der Gefügeeinfluß wird sichtbar in einer Abnahme von d_{Pr} mit steigender Aggregatstabilität, wobei natürliches Krümelgefüge die höchste Stabilität aufweist (HORN 1982)

Der aktuelle Verdichtungszustand eines Bodens kann durch den Verdichtungsgrad

$$D_{Pr} = d_B/d_{Pr}$$

substratunabhängig dargestellt werden. D_{Pr} -Werte > 0.9 zeigen z. B. für sandige bis sandig-lehmige Moränesubstrate Schadverdichtung (Lockerungsbedarf) an. Weitere Aussagen zur differenzierten Bewertung von D_{Pr} im Hinblick auf verschiedene Substrate sind möglich (KRETSCHMER, HORN, BOHNE und FRENKEL 1992).

Literatur

1. HORN, R.: Die Bedeutung des Aggregierungsgrades von Bodensubstraten für die Proctordichte. Z. f. Vegetationstechnik 5 (1982), S. 117-119
2. KRETSCHMER, H.; HORN, R.; BOHNE, K.; FRENKEL, J.: Ermittlung der potentiellen Verdichtbarkeit und der Verdichtungsgefährdung mineralischer Substrate mittels des Proctortestes. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, im Druck
3. LUCKNER, L.; SCHNEIDER, G.: Digitale Simulation der Strömungsvorgänge in der Aerationzone des Bodens. Acta Hydrophysica Berlin 23 (1978) 4, S. 249-259
4. PROCTOR, R. R.: Fundamental Principles of Soil Compaction. Eng. News Record, New York 111 (1933) 9, S. 245-248; 10, S. 286-289; 12, S. 348-351; 13, S. 372-389

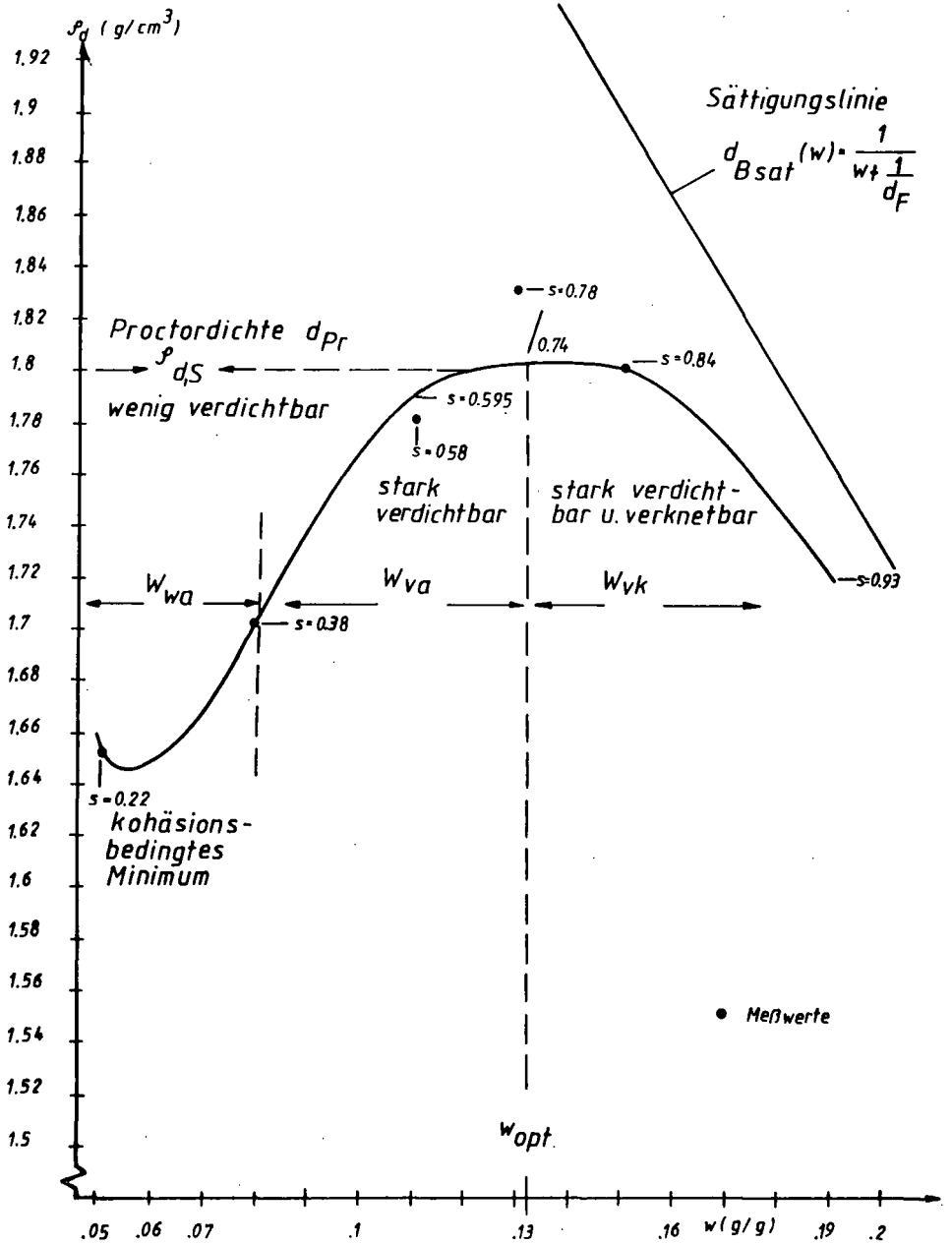


Abb.: Proctorverdichtungskurve u. Sättigungslinie für einen sandigen Moränelehm, Bt-Horizont

Vorhersage der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit von Böden mit mehrmodalen Porensystemen

von

Durner, W.†

Einleitung

Zur deterministischen Modellierung des Schadstofftransports in der ungesättigten Zone ist es notwendig, alle wesentlichen Prozesse in die Modellformulierung aufzunehmen, sowie alle parametrisierten Größen richtig zu bestimmen. Insbesondere die gesättigt/ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit $k_u(\theta)$ ist eine äußerst schwierig zu messende Funktion. Sie wird deshalb für die meisten Modellanwendungen aus einfacher zu bestimmenden Größen abgeleitet. Eine wichtige Rolle bei der k_u -Vorhersage spielen statistische Porenmodelle, bei denen die Form der $k_u(\theta)$ -Funktion aus der pF-WG-Kurve bestimmt wird. Bei Vergleichen von k_u -Vorhersagen und k_u -Messungen werden jedoch immer wieder Abweichungen festgestellt, die mehrere Größenordnungen betragen können (Hantschel et al. 1987). Die Ursachen solcher Abweichungen können zum einen im Versagen der Vorhersagetheorien begründet sein. Da jedoch festgestellt wurde, daß Abweichungen besonders dann auftreten, wenn die zur Vorhersage verwendeten pF-WG-Funktionen die gemessenen Retentionsdaten des Bodens nicht gut beschreiben (Van Genuchten 1980), muß untersucht werden, ob und wie sich die Verwendung ungeeigneter pF-WG-Funktionstypen auswirkt.

Ziel dieser Arbeit ist es aufzuzeigen, in welcher Weise die $k_u(\theta)$ - und $k_u(\psi)$ -Funktionen in Böden mit mehrmodalen Porengrößenverteilungen (strukturierte Böden, Lehme, Böden mit Makroporen) von der spezifischen Form der pF-WG-Kurve abhängen. Besonderes Gewicht wird auf die Diskussion der Vorhersagefehler gelegt, die aus der Darstellung der pF-WG-Kurven mit den üblichen unimodalen Funktionen resultieren.

Theorie

Einige sehr populäre funktionale Beschreibungen für die pF-WG-Kurve sind die Modelle von Brooks & Corey (1964) und Van Genuchten (1980). Ihre weite Verwendung beruht unter anderem auf dem Umstand, daß sie sehr leicht mit k_u -Vorhersagetheorien auf Basis der Childs & Collis-George (1950) - Theorie, etwa dem Modell von Mualem (1976), kombiniert werden können, und sich dann für $k_u(\theta)$ und $k_u(\psi)$ mathematisch geschlossene Ausdrücke ergeben. Die gesamten hydraulischen Funktionen können somit durch eine kleine Zahl von Parametern ausgedrückt werden. Dies ist sowohl für ihre Verwendung in Simulationsmodellen von größtem Vorteil, als auch Voraussetzung für den Einsatz von Parameterbestimmungsmethoden durch inverse Simulation (Facklam und Braun 1989, Kool et al. 1987).

Die genannten pF-WG-Funktionen sowie eine Reihe weiterer Ausdrücke (vgl. Tab. 2.2 in Durner 1991b) setzen alle voraus, daß die Porengrößenverteilung eines porösen Mediums unimodal und etwa log-normal-verteilt ist. Ungestörte, natürlich entwickelte Böden zeigen jedoch oft nicht-normalverteilte Porengrößenverteilungen oder sekundäre Porensysteme. Solche Porensysteme können darauf beruhen, daß die Partikelgrößenverteilung des Ausgangsmaterials nicht gut sortiert

† Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth.

ist (insbesondere bei Moränenmaterial oder Solifluktionsschutt), oder darauf, daß sich Sekundärporensysteme im Zuge der Bodenentwicklung eingestellt haben (Aggregation, verwitterte Wurzeln, Makroporen). Die Existenz eines solchen zusätzlichen Porensystems kann die k_u -Funktion in starkem Maße beeinflussen. Seine Mißachtung, etwa weil der Typus der verwendeten hydraulischen Funktionen ungeeignet ist, führt deshalb zwangsläufig zu völlig falschen hydraulischen Parametern. Besondere Beachtung verdient der Umstand, daß Standard-Parameteridentifikationsverfahren, die *a priori* von einer unimodalen funktionalen Beschreibung der hydraulischen Eigenschaften ausgehen, nicht zur Identifikation eines solchen Porensystems genutzt werden können.

Abb. 1 zeigt ein Beispiel eines Bodens mit einem Porensystem, das nicht durch unimodale hydraulische Funktionen beschreibbar ist. Um solche Böden gut beschreiben zu können, wurde von Durner (1991a,b) eine multimodale Retentionskurve entwickelt, die sich aus einer linearen Überlagerung der allgemeinen Van Genuchten pF-WG-Funktion ergibt

$$\Theta = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \sum_{i=1}^k w_i \left[\frac{1}{1 + (\alpha_i |\psi|)^{n_i}} \right]^{m_i}, \quad (1)$$

mit Θ = effektive Sättigung, θ_r = Restwassergehalt, θ_s = Sättigungswassergehalt, k = Modalität des Porensystems, w_i = Gewichtungsfaktor, den Bedingungen $0 < w_i < 1$ und $\sum w_i = 1$ unterworfen. Die Parameter α_i , n_i und m_i sind freie Fittingparameter (vgl. Van Genuchten und Nielsen 1985). Zur Repräsentation von pF-WG-Kurven ist Gleichung 1 normalen Interpolationsverfahren überlegen, da sie bei einem Minimum an Parametern die wünschenswerten Eigenschaften der Van Genuchten-Funktion bewahrt (asymptotisches Verhalten bei Näherung an Sättigung und Trocknung, strikt monoton, stetig differenzierbar).

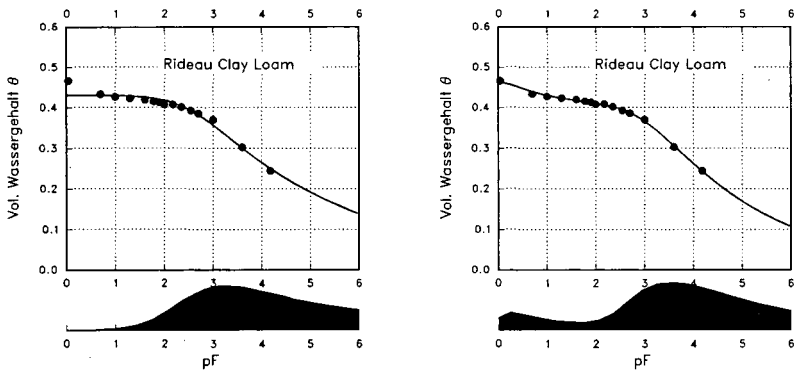


Abb. 1: Gemessene pF-WG-Daten, angepaßte uni- und mehrmodale pF-WG-Funktion, und Form der durch diese Funktion repräsentierten Porengrößenverteilung für Rideau Clay Loam (Daten von G. C. Topp, mündl. Mitt.; Dokumentation des Bodens in De Jong et al., 1991). Die Porengrößenverteilung wurde nach db/dpF berechnet, und gibt somit den Porenanteil an, der einer pF-Klasse zugeordnet werden kann. Die schwarze Fläche entspricht dem gesamten Porenraum. Die Koeffizienten der Anpassungen sind Abb. 2 zu entnehmen.

Ergebnisse und Diskussion

Wie die rechte Teilabbildung von Abb. 1 zeigt, ist die über Gleichung (1) definierte pF-WG-Funktion flexibel genug, um die Retentionscharakteristik multimodaler Böden zu beschreiben. Die Abbildung zeigt ferner die angenommene Porengrößenverteilung des Beispielbodens. Es wird deutlich, daß der Boden ein texturgegebenes Hauptporensystem besitzen, jedoch ein nicht unbedeutlicher Anteil wesentlich größerer Poren das hydraulische Verhalten nahe Sättigung definiert.

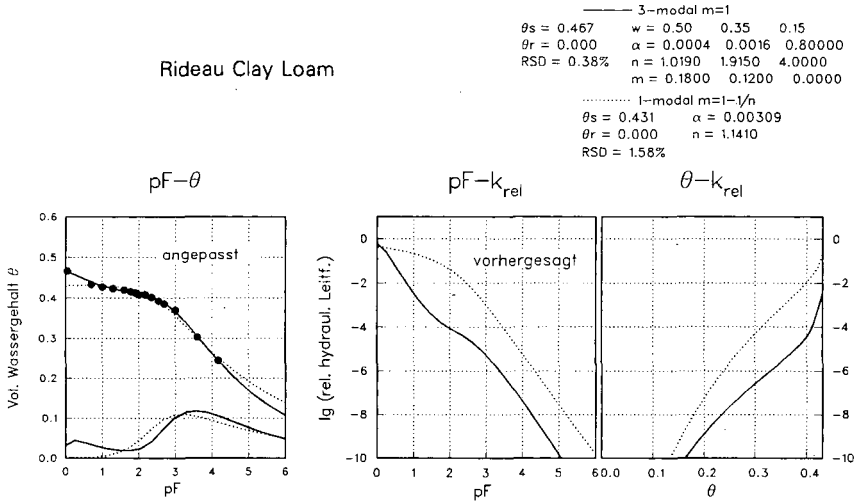


Abb. 2: Hydraulische Eigenschaften des Rideau Clay Loam (De Jong et al. 1991). Die Koeffizienten der uni- und der mehrmodalen pF-WG-Kurve sind oben rechts angegeben. Die Abbildung zeigt von links nach rechts die pF-WG-Kurve mit der zugrundeliegenden Porengrößenverteilung, die $k_u(\psi)$ - und die $k_u(\theta)$ -Funktion. Die Leitfähigkeiten sind logarithmisch als relative Leitfähigkeiten $k_r = k_u/k_{sat}$ aufgetragen. Das Wasser in den Grobporen dringt bereits bei niedrigen Saugspannungen und führt zu einem beträchtlichen Abfall der Leitfähigkeit in der Nähe der Sättigung. Die rechte Teilabb. zeigt besonders drastisch, daß nur wenige Prozent des Porenraums die Gesamtleitfähigkeit des Bodens bestimmen.

Abb. 2 zeigt für den Rideau Clay Loam, in welcher Weise sich die Berücksichtigung des Sekundärporensystems auf die k_u -Vorhersage auswirkt. Es ist offensichtlich, daß das Porensystem durch die unimodale Standardparametrisierung nicht richtig wiedergegeben werden kann. Die Verwendung derselben führt, wenn die Leitfähigkeitsvorhersage (in der üblichen Weise) an die gemessene gesättigte hydraulische Leitfähigkeit k_{sat} angepaßt wird, zu einer massiven Überschätzung von k_u (3 Größenordnungen) im ökologisch wichtigen Porenbereich zwischen pF 1 und pF 2. Würde die k_u -Vorhersage jedoch an einen gemessenen ungesättigten k_u -Wert angepaßt, so wäre zwar der ungesättigte Verlauf der Leitfähigkeit richtig beschrieben, die verwendete Funktion jedoch nicht in der Lage, den starken Anstieg nahe Sättigung zu beschreiben. Ihre Verwendung führte dann zu einer massiven Unterschätzung der gesättigten Leitfähigkeit dieses Bodens.

Wie Durner (1991b) zeigte, ist dieses Muster eines steilen Leitfähigkeitsabfalls nahe Sättigung als Konsequenz des Drainens der größeren Poren (deren Existenz vom unimodalen Modell ignoriert

wird) ein häufiges Resultat, wenn die flexible Funktion (1) zur Darstellung der pF-WG-Funktion strukturierter Böden verwendet wird. Diese Überschätzung ist auch in mehreren empirischen Studien berichtet worden (z.B. Parkes und Waters 1980, Carvallo et al. 1976). Bereits kleine Unterschiede der pF-WG-Meßdaten können hierbei sehr unterschiedliche Vorhersagen hervorrufen. Eine genaue Messung der Retentionscharakteristik eines Bodens in diesem Bereich ist deshalb essentiell, wenn mit den damit gewonnenen hydraulischen Funktionen Schad- und Nährstofftransporte in Böden modelliert werden sollen.

Schlußfolgerung

Das gezeigte Beispiel demonstriert, daß Leitfähigkeitsvorhersagen auf Basis unimodaler Retentionsfunktionen für strukturierte Böden inadäquat sind, weil sie oft zu einer falsch berechneten $k_u(\theta)$ - bzw. $k_u(\psi)$ - Funktion in der Nähe der Sättigung führen. Es wird deshalb empfohlen, unimodale Vorhersagen für solche Böden nicht in Simulationsmodellen zu verwenden. Grundsätzlich sollten Retentionsdaten zum Zweck der k_u -Vorhersage in der Nähe der Sättigung möglichst dicht gemessen und so genau wie möglich beschrieben werden. Die vorgestellte mehrmodale pF-WG-Funktion stellt eine geeignete funktionale Form zur Beschreibung der pF-WG-Kurve dar. Es ist jedoch wichtig zu erkennen, daß die k_u -Vorhersage eine enorme Sensitivität auf den Verlauf der Retentionskurve nahe Sättigung zeigt, und die Methodik deshalb bei Vorhandensein von sehr groben, erst recht von Makroporen zu keiner verlässlichen Vorhersage mehr führen kann (Durner 1991b). Eine Kombination von gemessenen k_{sat} und k_u -Werten nahe Sättigung und vorhergesagten ungesättigten Leitfähigkeiten ab pF 1 erscheint somit am zuverlässigsten.

Dank

Die Arbeiten wurden im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit durch das Umweltbundesamt (F+E-Vorhaben 107 01 016/03) gefördert.

Literatur

- Brooks R.H., Corey A.T. (1964): Hydraulic properties of porous media. Hydrol. Pap., Colorado State Univ., Fort Collins, 3, 1-27.
- Carvallo H.O., Cassel D.K., Hammond J., Bauer A. (1976): Spatial variability of in situ unsaturated hydraulic conductivity of Maddock sandy loam. Soil Sci., 121, 1-8.
- Childs E.C., Collis-George N. (1950): The permeability of porous materials. Proc. Roy. Soc. A, 201, 392-405.
- Durner W. (1991a): Predicting the unsaturated hydraulic conductivity using multi-porosity water retention curves. In: Van Genuchten M.Th., Leij F.J., Lund L.J. (Eds.): Proceedings of the International Workshop, Indirect Methods for Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soil. Univ. of California, Riverside (im Druck).
- Durner W. (1991b): Vorhersage der ungesättigten Leitfähigkeit strukturierter Böden. Dissertation, Lehrstuhl f. Hydrologie, Univ. Bayreuth. Bayreuther Bodenkundliche Berichte 20.
- Facklam M., Braun G. (1989): Bestimmung der Bodenwassercharakteristik pF und K_u von Bodenmonolithen mit einem Parameter-Identifikationsverfahren. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59, 133-138.
- Hantschel R., Durner W., Horn R. (1987): Die Bedeutung von Porenheterogenitäten für die Erstellung der pF/WG- und k/ψ -Kurven. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 53, 403-409.
- Kool J.B., Parker J.C., Van Genuchten M.Th. (1987): Parameter estimation for unsaturated flow and transport models: A review. J. Hydrol., 91(3/4), 255-294.
- Mualem Y. (1976a): A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resour. Res., 12(3), 513-522.
- Parkes M.E., Waters P.A. (1980): Comparison of measured and estimated unsaturated hydraulic conductivity. Water Resour. Res., 16(4), 749-754.
- 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.
- Van Genuchten M.Th., Nielsen D.R. (1985): On describing and predicting the hydraulic properties of unsaturated soils. Annales Geophysicae 3, 615-628.

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges.,

**Einfluß der Stickstoff-Düngerform
auf die Regeninstabilität von Löß-Bodenaggregaten**

von

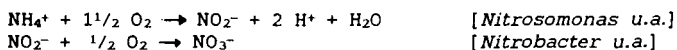
GÄTH, S., H. MUTH und H.-G. FREDE*)

Einleitung

Die Regeninstabilität von Bodenaggregaten ist ein entscheidender Faktor für die Verschlammungsneigung und die Erosionsanfälligkeit eines Bodens (HENK, 1989).

Nur vereinzelt wurde der Einfluß der Stickstoffdüngerform auf die Aggregatstabilität untersucht. FOX et al. (1952) konnten beobachten, daß die Applikation von Ammoiumdüngern zu starken Oberflächenverschlammungen führen kann. Die Ursache sahen sie im NH_4^+ -Ion selbst, das am Austauscherkomplex auf zweiwertige Kationen verdrängend wirkt. Aufgründdessen empfahlen sie, Ammoniumdünger nur dann auszubringen, wenn eine schnelle Nitrifikation zu erwarten sei.

Die mikrobielle Nitrifikation erfolgt in zwei Schritten:



Pro Mol NH_4^+ werden bei der Nitrifikation 2 Mol H^+ gebildet.

Die pH-Wert senkende Wirkung des Ammoniumdüngers auf den Boden wurde mehrfach nachgewiesen. SCHERER et al. (1990) findet in einem 25-jährigen Langzeitversuch einen pH-Abfall von 6,8 auf 4,8 bei der Ammoniumdünger-Variante [Kontrolle: pH 6,8 auf pH 6,4].

Die nachfolgend aufgeführten Ergebnisse sollen zeigen, welche Bedeutung der N-Düngerform im Hinblick auf die Regeninstabilität lößbürtiger Böden zukommt. Außerdem soll der Zusammenhang zwischen der Nitrifikation und der Aggregatinstabilität untersucht werden.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden auf einer erodierten Löß-Parabraunerde (Gießen-Linden) mit 2,4 Gew. % Organ. Substanz und der Bodenart IU durchgeführt (pH 6,2; $\text{KAK}_{\text{Gesamt}} = 16,5 \text{ mval}/100\text{g Boden}$).

Die Versuchsvarianten auf jeweils drei Quadratmetern des Bodens waren:

- Kontrolle
- 150 kg N/ha als Ammoniumdünger $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$
- 150 kg N/ha als Kalkammonsalpeter KAS $[\text{NH}_4^+\text{NO}_3^-]$
- 150 kg N/ha als Nitratdünger $[\text{Ba}(\text{NO}_3)_2]$

Die N-Düngung erfolgte am 8.6.1990 in gelöster Form auf den unbewachsenen Boden. Bis zur Entnahme der obersten Bodenschicht am 1.8.1990 wurden die N_{min} -Gehalte im ein- bis zweiwöchigen Abstand für die Tiefe 0-5 cm gemessen. Während des Versuchszeitraumes fielen keine nennenswerten Niederschläge, so daß eine N-Auswaschung vernachlässigt werden kann.

*) Inst. für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Gießen,
Senckenbergstr. 3, 6300 Gießen

Die Messung der **Regeninstabilität** wurde mit einem Schwenkdüsenregner (Veejet-Düse 80100) bei einer Intensität von 50 mm^h⁻¹ und einer Beregnungsdauer von 30 min auf einer Beregnungsfläche von 25 * 25 cm² in fünffacher Wiederholung durchgeführt.

Die Beregung erfolgte an langsam wiederbefeuchteten Aggregaten (13 hPa) mit dem dominierenden mittleren Durchmesser von 10-16 mm und einer Einwaage von 400 g TrM pro Durchgang.

An Parallel-Proben wurden ferner mittels Ca-Acetat der H⁺-Wert, mit gepufferter BaCl₂-Lösung die KAK und mit 0,01 m CaCl₂ der pH-Wert gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Die N_{min}-Bilanz in Tabelle 1 zeigt für den Betrachtungszeitraum, daß in der Kontrolle der Gesamt-N_{min}-Gehalt um 25 kg N/ha zugenommen hat, wobei 23 kg N/ha des mineralisierten N nitrifiziert wurden.

Die Nitrifikation - als Zunahme des Nitrat-N-Gehaltes - betrug in der Ammonium-Parzelle + 63 kg N/ha, dem ein Verlust von 77 kg NH₄-N/ha gegenübersteht. Demnach waren zum Zeitpunkt der Probenentnahme von den gedüngten 150 kg NH₄-N/ha ca. die Hälfte nitrifiziert.

Die KAS-Variante, die mit 75 kg NO₃-N/ha und 75 kg NH₄-N/ha gedüngt wurde, weist eine Nitrifikation von 42 kg N/ha aus.

Vergleichbar hoch ist die Nitrifikation (37 kg N/ha) in der Nitrat-Variante, obwohl nur 150 kg NO₃-N/ha gedüngt wurden. Ursache dieser gegenüber der Kontrolle verstärkten Mineralisation müssen sog. düngungsbedingte "priming effekte" sein.

Tab. 1: N_{min}-Gehalte und -Bilanz im Boden für den Zeitraum 15.06. - 1.08.90. N-Düngung am 08.06.1990 mit jeweils 150 kg N/ha. Anfangsgehalt im Boden: 20 kg NO₃-N/ha und <1 kg NH₄-N/ha

Termin	Kontrolle	Ammonium	KAS	Nitrat
	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha
15.06.90 NO ₃ -N	22	30	93	144
NH ₄ -N	2	161	49	1
Σ N	24	191	142	145
01.08.90 NO ₃ -N	45	93	135	181
NH ₄ -N	4	84	49	5
Σ N	49	177	184	186

01.8.-15.6.90				
NO ₃ -N	+ 23	+ 63	+ 42	+ 37
NH ₄ -N	+ 2	- 77	0	+ 4
Σ N	+ 25	- 14	+ 42	+ 41

In der Abbildung 1 sind die Ergebnisse der Beregnungsuntersuchungen dargestellt. Regeninstabilität der Aggregate bedeutet die Menge an Siebdurchsatz in Prozent des berechneten Gesamtbodens.

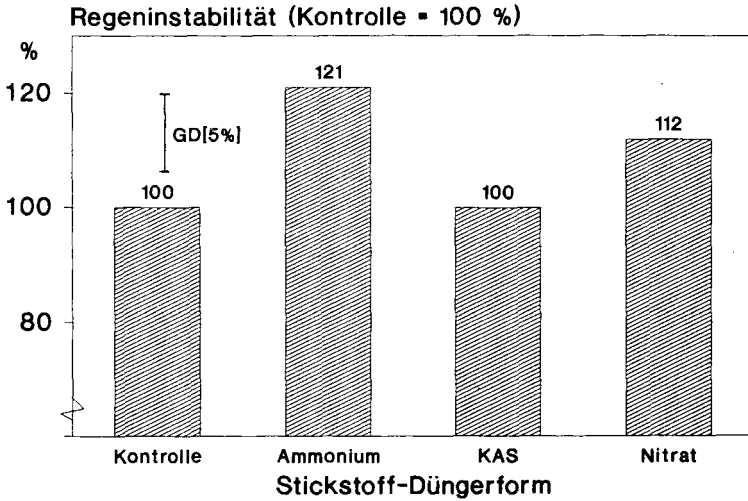


Abb. 1: Einfluß der Stickstoff-Düngerform auf die Aggregatinstabilität bei Beregnung im Vergleich zur Kontrolle [Kontrolle = 13,5 % Siebdurchsatz]

Bei der Ammonium-Variante steigt die Regeninstabilität der Boden-Aggregate signifikant - im Vergleich zur Kontrolle - um 21 %. Die Nitrat-Düngung führt zu einer Zunahme der Instabilität um 12 %. Nur die Boden-Aggregate nach KAS-Düngung zeigen keinen Stabilitätsunterschied zur Kontrolle.

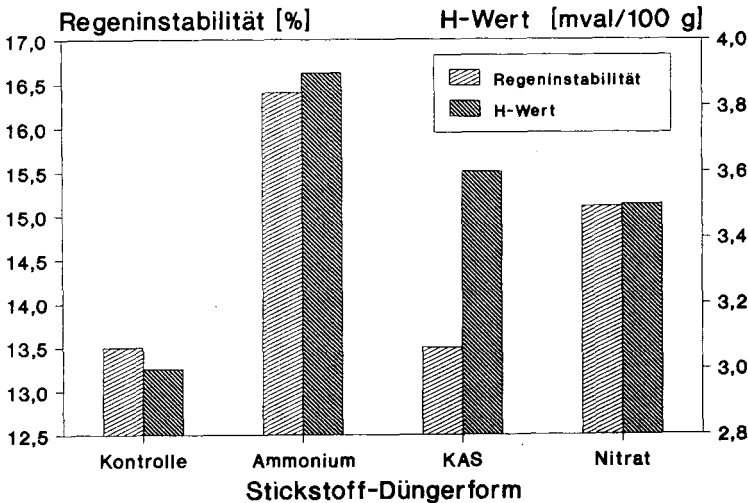


Abb. 2: Zusammenhang zwischen dem H⁺-Wert und der Aggregatinstabilität bei Beregnung [% Siebdurchsatz] in Abhängigkeit von der Stickstoff-düngerform

Der H^+ -Wert steigt in der NH_4^+ -Variante im Vergleich zur Kontrolle von 3,0 auf 3,9 mval/100 g Boden an. Auch bei der Nitrat- und KAS-Variante nimmt der H^+ -Wert im Versuchszeitraum auf 3,5 bzw. 3,6 mval/100 g Boden zu (Abb. 2).

Der Verlauf der H^+ -Werte korrespondiert mit dem Verlauf der kalkulierten Nitrifikationsbeträge aus Tabelle 1 (Abb. 3). Mit Ausnahme der KAS-Variante besteht ein enger Zusammenhang zwischen der Nitrifikation, dem H^+ -Wert und der Regeninstabilität. Die Abnahme der Aggregatstabilität in der Ammonium-Parzelle ist auf den nitrifikationsbedingten Protonenschub zurückzuführen. Die Ursache der Aggregatstabilitätsabnahme in der Nitrat-Variante ist mit der verstärkten Mineralisation und anschließenden Nitrifikation (37 kg N/ha) nach NO_3^- -Düngung zu erklären.

Trotz einer Nitrifikation von 42 kg N/ha und einem Anstieg des H^+ -wertes kommt es bei der KAS-Variante nicht zum Stabilitätsverlust. Neben der Kalk-Komponente des Düngers können mikrobiologische Prozesse, die zur Aggregatstabilisierung geführt haben müssen, nicht ausgeschlossen werden.

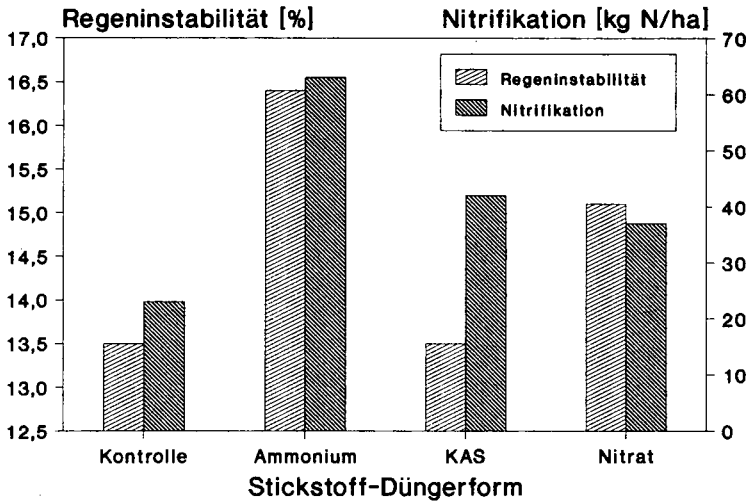


Abb. 3: Zusammenhang zwischen der Nitrifikation und der Aggregatinstabilität bei Beregnung [% Siebdurchsatz] in Abhängigkeit von der Stickstoffdüngerform

Die vorgestellten Untersuchungen zeigen, welche Bedeutung die N-Düngerform und die Nitrifikation für die Aggregatstabilität lösbürtiger Böden besitzt. Die Bedeutung wird unterstrichen durch den zunehmenden Einsatz von ammoniumreichen organischen Düngemitteln (Gülle), deren K- und Na-Gehalte gleichermaßen destabilisierend auf den Boden wirken.

Literatur

- FOX, R.L., R.A. OLSEN and A.P. MAZURAK, 1952: Persistence of ammonium ion and its effect upon physical and chemical properties of soil. - Agron. J. **44**, 509-513
 HENK, U, 1989: Untersuchung der Regentropfenerosion und Stabilität von Bodenaggregaten - Landschaftsgenese u. Landschaftsökolog., **15**
 SCHERER, H.W., W. WERNER und U. ORTSEIFEN, 1990: N-Haushalt und N-Nachlieferungsvermögen einer Lössparabraunerde nach langjähriger Strohdüngung in Kombination mit unterschiedlichen N-Düngerformen - VDLUFA-Schriftenr. **32**, 199-203

Erfassung der schnellen Flüsse im Boden und deren Bedeutung
für den Transport von gelösten und partikulären Stoffen.

von

Germann, P. ^{*)}

Warum schnelle Flüsse ?

Aus zahlreiche Beobachtungen von Transportvorgängen in natürlich gelagerten Böden wird geschlossen, dass unter gewissen Bedingungen Wasser und die darin gelösten oder suspendierten Stoffe sich schneller durch den Boden bewegen als es die Anwendung der gängigen Transportgleichungen erahnen lässt. Die Begriffe Makroporenfluss, Fließen entlang bevorzugter Pfade, by-pass flow haben sich in der Literatur etwa eingebürgert. Beven und Germann (1982) fassten den dazumaligen Stand des Wissens zusammen.

Seither haben sich die Ansichten über diese Transportvorgänge verfeinert. So wird zum Beispiel der Begriff der Makropore als zu einengend betrachtet. Als Makroporen werden morphologisch jene Gröbstporen im Boden bezeichnet, die durch die Wühltätigkeit der Bodentiere, vor allem der Würmer und Insekten, durch die Wurzeln und durch das Schwinden tonhaltiger Böden entstehen. Makroporen sind in der Regel gut sichtbare Strukturen. Auch an der Jahrestagung 1991 unserer Gesellschaft haben verschiedene Autoren (z.B. Willenbockel und Richter) darauf hingewiesen, dass Fließwege von etwa 30 [µm] Weite bereits schnelle Flüsse ermöglichen können, sofern sie über längere Strecken untereinander verbunden sind.

Es gibt auch theoretische Gründe für das Auftreten der schnellen Flüsse in strukturierten Böden. Nach Richards (1931) kann die vertikale, nicht-stationäre Wassersickerung im ungesättigten Boden mit den folgenden beiden Differentialgleichungen behandelt werden:

$$\text{und } \frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D(\theta) \frac{\partial \theta}{\partial z} \right) + dK(\theta)/d\theta \frac{\partial \theta}{\partial z} \quad [1]$$

$$\frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D(h) \frac{\partial h}{\partial z} \right) + dD(h)/dh \frac{\partial h}{\partial z} \quad [2]$$

dabei sind θ [m³/m³] der volumetrische Wassergehalt, $D(\theta$ od. $h)$ [m²/s] die Diffusivität, $K(\theta$ od. $h)$ [m/s] die hydraulische Leitfähigkeit, h [m] das Kapillarpotential, z und t die Tiefen- und Zeitkoordinaten. Ferner ist

^{*)} Abteilung Bodenkunde, Geographisches Institut
Universität Bern, Hallerstr. 12, CH-3012 Bern (Schweiz)

$$D(\theta \text{ od. } h) = K(\theta \text{ od. } h) \, dh/d\theta \quad [3]$$

Die Ausdrücke [1] bis [3] können nur dann angewandt werden, wenn die **Annahme von Richards**

$$D[\theta(h_i)] \equiv D[h(\theta_i)] \quad [4]$$

gültig ist, wobei (θ_i, h_i) ein beliebiger Punkt auf der Retentionskurve darstellt. Ferner muss das Potentialfeld kontinuierlich (d.h. überall ableitbar) definiert sein. Der Fluss selbst wird als **Potentialströmung** bezeichnet, bei der die Geometrie der Begrenzung zwischen benetzender Phase (Wasser) und den übrigen Phasen (Matrix, Luft) makroskopisch durch D und K hinreichend beschrieben werden.

Hieraus resultiert ein **Euler'scher Ansatz**, bei dem der Betrachter an einem Punkt sitzt und die durch den Fließvorgang erzeugte zeitliche Veränderung verfolgt.

Vachaud et al. (1972) und Schuster (1974) haben gezeigt, dass die Annahme von Richards, Gl.[4], nicht immer gültig ist. Auch die häufig beobachtete **Hysterese** der Funktion $h(\theta)$ kann als Gegenargument betrachtet werden.

Alternative

Wenn man davon ausgeht, dass sich das Wasser im Gravitationsfeld bewegt, sobald die Viskosität überwunden wird, dann gelangt man zum Konzept des **Grenzschichtflusses**. Mit zunehmender Dicke des bewegten Wasserfilms nehmen seine mittlere Geschwindigkeit und sein Volumenfluss zu.

Das **Gesetz von Hagen-Poiseuille** beschreibt den Grenzschichtfluss für eine zylindrische Röhre. Ein analoger Ausdruck besteht für das Fließen entlang einer Ebene.

Ein Boden wird im folgenden als **Zusammensetzung von bevorzugten Fließwegen** betrachtet ("Organpipe Concept"), in denen sich das Wasser gemäss den Gesetzen des Grenzschichtflusses unter Einwirkung der Schwerkraft in die Tiefe bewegt. Gleichzeitig wird Wasser wegen der Kapillarität von den feineren Poren, welche die Fließwege umgeben, aufgenommen. Summarisch wird das sorbierte Wasser der langsameren Sickerung zugeschlagen. Nach dem Zurücklegen einer bestimmten Fließstrecke kann dadurch sämtliches Wasser aus einem bevorzugten Pfad in die kapillaren Poren diffundiert sein.

Die Gleichungen können mit Hilfe der **Theorie der kinematischen Wellen** (Lighthill and Whitham, 1955) gelöst werden. Mit der Methode der Charakteristiken ist es möglich, die Orts-Zeit-Beziehung für typische Welleneigenschaften, wie zum Beispiel die Feuchte- oder die Drainagefront, zu definieren.

Die theoretischen Grundlagen hiezu wurden neulich von Germann (1990a) zusammengestellt. Auf eine mathematische Formulierung des Ansatzes wird hier deshalb verzichtet.

Anwendungen

Die Theorie der kinematischen Wellen wird seit mehr als 20 Jahren zur Beschreibung der Wasserflüsse in porösen Medien herangezogen. So benützte sie Colbeck (1972) zur Behandlung der Sickerung in isothermen Schneeschichten. Ebenfalls kann man mit ihr eine Sequenz von zu- und abnehmenden Inputpulsen auf dem Weg durch das poröse Medium verfolgen. Auch existieren Lösungen für hangparalleles Fließen, wodurch die Infiltration mit der schnellen Drainage in Hangböden gekoppelt werden kann (Germann, 1990a).

Ein Hangausschnitt von 3 x 9 [m] wurde berechnet und die Drainage am Hangfuss als Funktion der Zeit gemessen (Hornberger et al., 1991). Mit dem zweidimensionalen Sickermodell konnten nach erfolgter Eichung bei der Inputrate 50 [mm/h] die beiden anderen Inputraten von 25 und 100 [mm/h] befriedigend rechnerisch nachvollzogen werden. Die Bromidverlagerung konnte für die niedrigere Rate gut aus der mittleren vorausgesagt werden. Bei der höheren Rate brach die beobachtete Tracerfront jedoch etwa in der Hälfte der berechneten Zeit durch (Germann, 1990b). Es wird hier spekuliert, dass durch die Erhöhung der Inputrate auf 100 [mm/h] Fließwege aktiv wurden, die bei niedrigeren Raten sich nicht am Fließvorgang beteiligten.

Levy und Germann (1988) studierten den Transport von Bromid als konservativen Tracer in einem Block eines natürlich gelagerten Waldbodens. Auf den Transport von Partikeln wurde in einem früheren Referat eingegangen (Germann, 1991).

Schlussbemerkung

Dem Charakter dieser Mitteilungen entsprechend kann das Thema des Grenzschriftflusses hier kaum ausführlicher dargestellt werden. Eine Publikationenliste kann beim Verfasser bezogen werden.

Literatur

- Beven, K., und P. Germann (1982) Macropores and water flow in soils. Water Resour. Res. 18(5):1311-1325.
- Colbeck, S. C. (1972) A theory of water percolation in snow. J. Claciol. 11(63):369-385.
- Germann, P. (1990a) Preferential flow and the generation of runoff, 1. Boundary layer flow theory. Water Resour. Res. 26(12): 3055-3063.
- Germann, P. (1990b) Macropores and hydrologic hillslope processes. In: M. G. Anderson and T. P. Burt (eds.): Process Studies in Hillslope Hydrology, p. 327-361, John Wiley & Sons, Ltd.

- Germann, P. (1991) Zum Transport von Partikeln in Böden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 63:103-106.
- Hornberger, G. M., P. Germann and K. Beven (1991) Throughflow and solute transport in an isolated sloping soil block in a forested catchment. J. Hydrol. 124:81-89.
- Levy, B. S., and P. Germann (1988) Kinematic wave approximation to soil solute transport along preferred flow paths. J. Contaminant Hydrol. 3:263-276.
- Lighthill, G. J., and G. B. Whitham (1955) On kinematic waves: I. Flood movement in long rivers. Proc. Roy. Soc. London, Ser. A., 229:281-316.
- Richards, L. A. (1931) Capillary conduction of liquids in porous mediums. Physic 1:318-333.
- Schuster, Ch. (1974) Wasserspiegelabsenkung zwischen zwei Drainagegräben in natürlich gelagertem Boden am Hang. Mitt. Eidg. Anst. forsl. Vers'wes., 50(1):1-83.
- Vachaud, G., M. Vauclin, and M. Wakil (1972) A study of the uniqueness of the soil moisture characteristic during desorption by vertical drainage. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36:531-532.

Untersuchungen zur bodenbedingten Variabilität von Durchdringungswiderständen

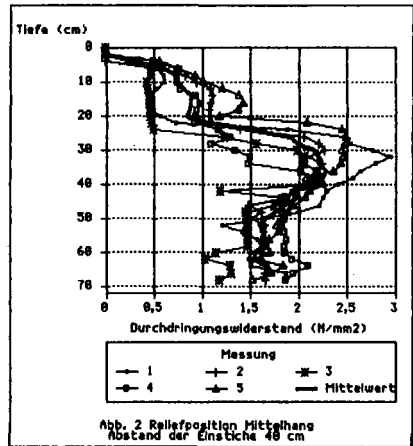
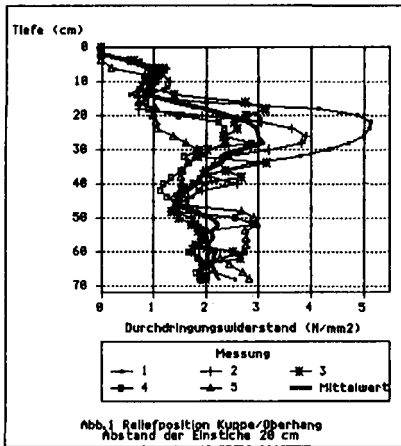
von
Glöss, St. u. D. Feldhaus¹⁾

1. Einführung

Der Durchdringungs- oder Penetrationswiderstand wird als einfach erzeugbarer Meßwert zur Kennzeichnung des strukturellen Zustandes des Bodens verwendet. Die Interpretation der Meßwerte setzt die Kenntnis und Quantifizierung der wichtigsten wirkenden Zusammenhänge voraus. Wenig bearbeitet ist der Einfluß von Substratschichtung und Flächenvariabilität in verschiedenen Maßstäben. Die vorgestellten Ergebnisse beinhalten Untersuchungen zur Variabilität von Durchdringungswiderständen entlang einer Trasse (Einstiche im Abstand von 20 bzw. 40 cm) und innerhalb einer Agrarlandschaft (geschichtetes mehrstufiges Stichprobenverfahren (WEBSTER, 1977, S.90 ff.)).

2. Ergebnisse

Die in Abb.1-4 dargestellten Penetrometerkurven wurden mit einem schaftreibungsfrei arbeitenden motorgetriebenen Penetrometer (FELDHAUS..., 1988) entlang einer Hangcatena (Abb.5) gemessen. Sie verdeutlichen, daß der Grad



der Übereinstimmung von Kurven benachbarter Punkte von der Homogenität

¹⁾ Fachbereich Bodenkunde/-schutz O-1300 EBERSWALDE-FINOW, Schicklerstr.3

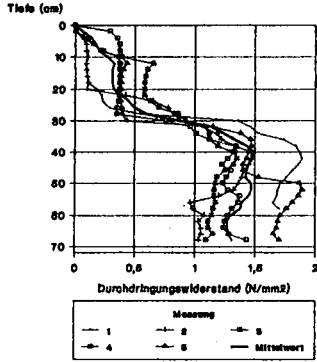


Abb. 3 Reliefposition Unterhang/Senke
Abstand der Elmatische 40 cm

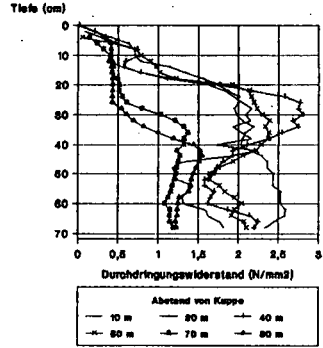


Abb. 4 Mittelwertkurven des Durchdringungswiderstandes von Meßplätzen mit unterschiedlichem Abstand untereinander

aufgenommen GLOB/Rappe 1990

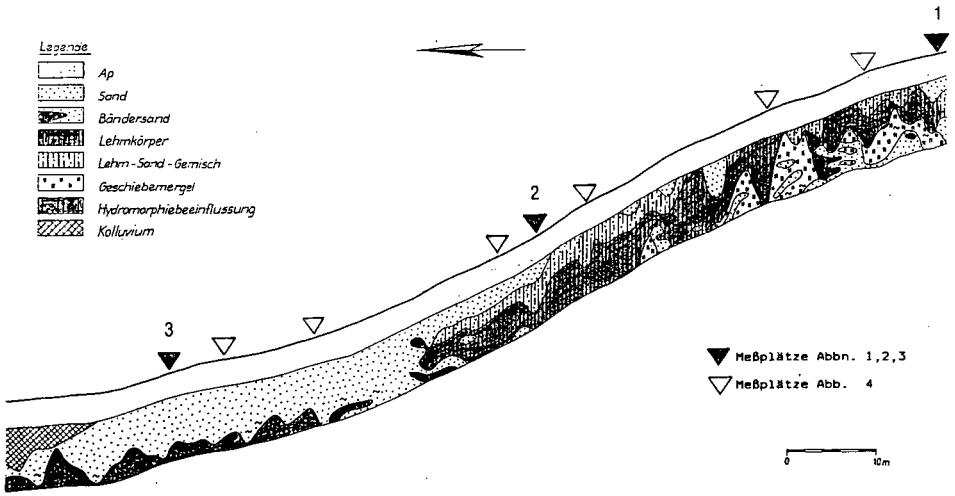


Abb. 5 Profilschnitt der Trasse, Aufschlußtiefe 1 m
Gesamthöhendifferenz Top-Senke 5 m
Lage: Barnimplatte, südl. Eberwalde

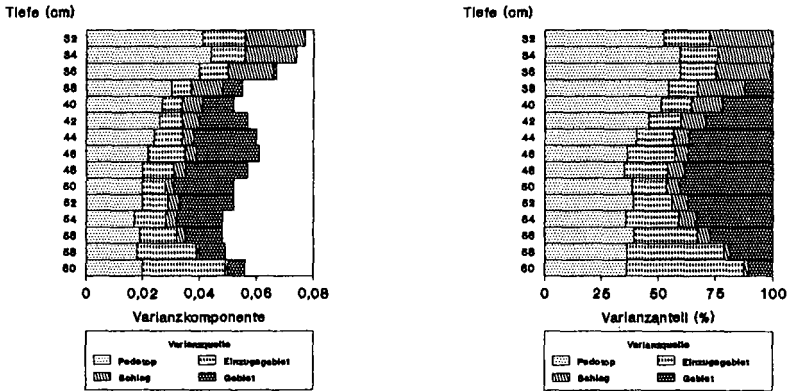


Abb. 7 u. 8 Varianzkomponenten bzw. -anteile des Durchdringungswiderstandsindexes der Straten für Tiefenstufen

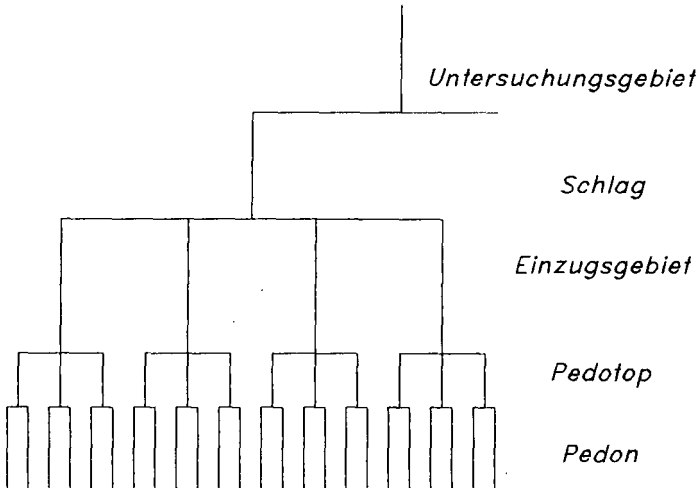


Abb.6 Schematische Darstellung der Versuchsanlage

des Bodenaufbaus beeinflusst wird. Extrem heterogene Bodenbedingungen ergeben entsprechend unterschiedliche Kurvenverläufe (Abb.1 u. 2). Bei einheitlichem Bodenaufbau gehören benachbarte Kurvenverläufe trotz variierender Absolutwerte der Tiefenstufen zum selben Typ (Abb.3). Unter dieser Voraussetzung und bei Einbeziehung weiterer Bodenmerkmale (Horizont, Körnungsart) kann die Bewertung des Bodenzustandes (Dichte, Verdichtung) an Hand von Durchdringungswiderstandskurven erfolgen.

In der Jungmoränenlandschaft um Eberswalde wurde auf 4 landwirtschaftlich genutzten Schlägen mit einer Gesamtfläche von 200 ha ein mehrstufiges geschichtetes Stichprobenverfahren angewandt (Abb.6).

Als Berechnungsgrundlage der Varianzen dienten Indexwerte, die durch Standardisierung der Meßwerte auf der Grundlage körnungsartspezifischer Grenzwerte erzeugt wurden (GLÖSS, 1991).

In Abhängigkeit von der Bodentiefe entfällt der größte Varianzanteil auf den Pedotopbereich und beträgt 30-60 % der Gesamtvarianz (Abb.7 u. 8). Die Zunahme der Varianz oberhalb dieses Maßstabsbereiches kann als Folge sich ändernder Bodenverhältnisse (besonders im Unterboden) und von Bewirtschaftungseinflüssen (besonders im Krumbasisbereich) interpretiert werden.

3. Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse belegen, daß die Größe hinsichtlich des Durchdringungswiderstandes homogener Areale entscheidend von der Größe der Areale mit einheitlichem Bodenaufbau beeinflusst wird.

Geht man bei der Planung von Meßprogrammen und bei der Ausgrenzung von Flächen mit einheitlichen Zustandsklassen von der natürlichen Verteilung bzw. Anordnung der Böden aus, kann die Effektivität der Messung und die Zuverlässigkeit der Bodenzustandsbewertung wesentlich erhöht werden. Für die Meßplatzauswahl sollten Kenntnisse über die Anordnung von Böden an Catenen oder großmaßstäbige Karten herangezogen werden. Bei heterogenen Bodenverhältnissen wird ein Flächenstichprobenverfahren mit Zufallsauswahl (TROMMER, 1986) empfohlen.

4. Literatur

- FELDHAUS, D.; MATTHES, E.; PUNZEL, J.: Neuartiges Spitzenpenetrometer hoher Auflösung für den Feldeinsatz. - In: agrartechnik. - Berlin 38(1990)11. - S. 499
- GLÖSS, S.: Kennzeichnung und Lokalisierbarkeit vertikaler Bodenverdichtungsmuster mit Durchdringungswiderstandsmessungen. - In: Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. - Göttingen 65 (1991). - S. 87 - 90
- TROMMER, R.: Geschichtete mehrstufige Stichprobenverfahren. - In: Probleme der angewandten Statistik / Akad. Landwirtsch.- Wiss., FZT Dummerdorf - Rostock, 1986. - 146 S.
- WEBSTER, R.: Quantitative and numerical methods in soil survey and classification. - Clarendon Press. - Oxford 1977. - 277 S.

BODENVERDICHTUNG UND WASSERLEITFÄHIGKEIT¹

von
Guenther, D. u. P. Widmoser²

Problem:

Verdichtungen von Böden und Sedimenten treten beispielsweise bei der Befahrung landwirtschaftlicher Nutzflächen, mineralischen Deponieabdichtungen oder Bauvorhaben auf. Diese Verdichtungen haben Auswirkungen auf die Versorgung von Pflanzen mit Wasser und Luft, auf Verlagerung von Agrochemikalien und Deponiesickerwässern. Zur ökologischen Beurteilung solcher Probleme ist eine modellmäßige Beschreibung der Vorgänge hilfreich.

Sowohl hinsichtlich Bodenverdichtung als auch hinsichtlich Wasserflüssen bestehen bereits eine Vielzahl von Modellansätzen (Wijk 1984, Feddes 1988). Um den gesamten Prozeß von Bodenverdichtung bis zur Änderung der Wasserleitfähigkeit zu verändern, liegt es nahe, beide Modellansätze zu kombinieren.

Die bestehenden Modelle zur Bodenverdichtung lassen üblicherweise Schlüsse von mechanischen Spannungen ($\sigma_{1u.3}$) auf Veränderungen von Lagerungsdichten (d_B) zu. In bestehende Modelle für Wasserflüsse in Böden gehen dagegen meist pF- oder k_U -Funktionen als fixe Standortparameter ein. Bei der Kombination der Modellansätze ergibt sich somit das Problem, daß aus Änderungen von Lagerungsdichten (d_B) Schlüsse auf Änderungen von pF- oder k_U -Funktionen nicht sinnvoll sind. Es fehlt somit das Bindeglied zwischen beiden Ansätzen. Es müssen funktionale Zusammenhänge zwischen mechanischen Spannungen ($\sigma_{1u.3}$) und pF- oder k_U -Funktionen ermittelt werden. Hierzu ist es zunächst erforderlich, die Vorgänge bodenphysikalisch exakt zu beschreiben.

Untersuchungen:

Ziel der vorgestellten Arbeit war es zu untersuchen, in welcher Art sich **Porenraumveränderungen durch Bodenverdichtungen** ergeben, und welche **Auswirkungen diese Veränderungen auf Wasserflüsse im Boden** haben. Die Messungen wurden exemplarisch an zwei **Schleswig-Holsteinischen Marschböden** durchgeführt (1. Kleimarsch südlich von Friedrichstadt, 2. mäßig entwickelte Kalkmarsch westlich von Meldorf).

Für die Untersuchungen wurde ein **modifizierter Triaxialapparat** entwickelt, mit dem Bodenproben unter Kontrolle der mechanischen Spannung, der Wasserspannung, des Probenvolumens, der Temperatur und des atmosphärischen Drucks dreiaxial verdichtet wurden. Gleichzeitig konnten die Wasserleitfähigkeit sowie die Wassergehalts-Wasserspannungs-Beziehungen (θ/ψ) untersucht werden.

¹ Das Forschungsvorhaben wurde von der DFG im Rahmen des Schwerpunktprogrammes "Genese und Funktion des Bodengefüges" gefördert.

² Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie, CAU, D-23 Kiel, Olshausenstr. 40

In der Anlage waren mechanische Spannungen zwischen 0 und 300 kPa (σ_1) sowie Wasserspannungen zwischen 0 und 100 hPa einstellbar. Das Verhältnis zwischen horizontaler und vertikaler Spannung (K) konnte beliebig gewählt werden. Die Wasserspannungen konnten zwischen -700 und 700 hPa gemessen werden.

Für die Untersuchungen wurden **ungestörte zylindrische Bodensäulen** (950 cm³) verwendet. Die Verdichtungen wurden über einen Zeitraum von 24 Stunden bei **mechanischen Spannungen** $\sigma_1 \leq 200$ kPa ($K = 0.7 \sim K_0$) und zwei **Vorentwässerungsstufen** (2.5 und 10.0 kPa) durchgeführt. Die mechanische Spannungsbeaufschlagung erfolgte mit bis zu 4 Zwischenstufen ($\sigma_1 = 34, 68, 100$ und 150 kPa).

Begleitend wurden Messungen zum **präferentiellen Wasserfluß** (Durchbruchskurven), zur **Porenkontinuität** (Färbung) und zum Volumen der **Interaggregaträume** (Röntgentomographie) an unverdichteten und verdichteten Proben durchgeführt. Die Untersuchungen an verdichteten Proben erfolgten nach einer Entlastung auf $\sigma_1 = 6$ kPa.

Schließlich wurden bei Verdichtung und Entwässerung **dynamische Veränderungen** der θ/ψ -Beziehungen untersucht.

Zur Charakterisierung der untersuchten Bodenproben wurden neben Profilbeschreibungen flankierend die **Texturhomogenität** und **Aggregatstabilität** bestimmt.

Die **Porenräume** beider Böden reagierten bei den Verdichtungsversuchen sehr differenziert sowohl auf unterschiedliche Vorentwässerungen der Proben als auch auf die verschiedenen mechanischen Spannungen:

Bei einer **Verdichtung bei einer Vorentwässerung von -100 hPa** blieben die Porensysteme beider Böden weitgehend 'stabil', d.h. die verdichteten Proben zeigten ähnliche Durchbruchskurven und Wasserleitfähigkeiten wie die unverdichteten: Hierbei zeigte die Kalkmarsch nahezu 'keine' Änderung ihrer hydraulischen Eigenschaften, die Kleimarsch zeigte solche in geringem Maße lediglich bei einer mechanischen Spannungsbeaufschlagung von 200 kPa (σ_1).

Bei einer **Verdichtung bei einer Vorentwässerung von -25 hPa** veränderten sich die hydraulischen Eigenschaften der Porenräume dagegen z.T. erheblich. Die Wasserleitfähigkeiten nahmen stark ab. Die k_f -Werte verringerten sich beispielsweise nach Spannungsbeaufschlagung mit $\sigma_1 = 200$ kPa um den Faktor 100 und mehr (Beispiel: Abb. 1).

Bei der Kleimarsch waren Abnahmen der Wasserleitfähigkeiten mit Veränderungen der θ/ψ -**Kurven** verbunden. Bei der Kalkmarsch ließen sich diese Zusammenhänge nicht beobachten. Selbst bei einer Verringerung des k_f -Wertes um den Faktor 100 war die Änderung der θ/ψ -Kurve < 2 Vol%.

Die **tomographischen Untersuchungen** zeigten dagegen bei deutlichen Änderungen der k/ψ -Kurven auch eine starke Variation des Volumens der Interaggregaträume.

Die Abnahmen der Wasserleitfähigkeiten waren bei der Kalkmarsch etwas deutlicher mit einer Verringerungen der **Porenkontinuität** und des **präferentiellen Wasserflusses** in Zusammenhang zu bringen als bei der Kleimarsch.

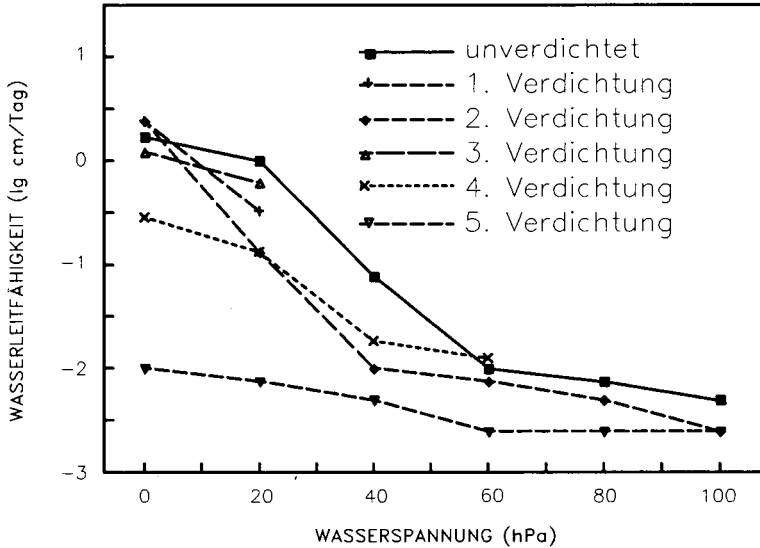


Abb. 1: Kleimarsch/Friedrichstadt, **Wasserleitfähigkeitskurven** von unverdichteter und bei einer **Vorentwässerung von -25 hPa** und unterschiedlichen mechanischen Spannungen verdichteter Bodenprobe (nach mechanischer Entspannung)

1. Verdichtung bei $\Sigma_1 = 34 \text{ kPa}$,
2. Verdichtung bei $\Sigma_1 = 68 \text{ kPa}$,
3. Verdichtung bei $\Sigma_1 = 100 \text{ kPa}$
4. Verdichtung bei $\Sigma_1 = 150 \text{ kPa}$
5. Verdichtung bei $\Sigma_1 = 200 \text{ kPa}$

Aus **funktionaler Sicht** kann somit geschlossen werden, daß **beide Böden** ein deutlich **unterschiedliches Porensystem** aufweisen:

Die **Kalkmarsch** scheint durch ein **zylindrisches Leitbahnsystem** gekennzeichnet zu sein. Bei Verdichtung treten hier Mikroscherungen innerhalb der Matrix auf. Die Bereiche der Interaggregaträume werden hierdurch homogenisiert und in ihrer Porenkontinuität gestört. Dies führt zu Abnahmen der Wasserleitfähigkeiten bei geringer Änderung des Porenvolumens.

Bei der **Kleimarsch** bestehen die **Interaggregaträume** zu einem erheblichen Anteil aus Rissen, die ein 'planares Leitbahnsystem' bilden. Bei Verdichtung verengen sich diese Risse, so daß eine Abnahme der Wasserleitfähigkeit bei deutlicher Änderung des Porenvolumens auftritt.

Die Ergebnisse stützen Feldbeobachtungen, wobei bei niedrigen Wasserspannungen unterhalb des Ackerhorizontes (wie sie in Frühjahr und Herbst durchaus auftreten können) durch Befahrung mit schweren landwirtschaftlichen Maschinen bei beiden Böden in den Horizonten zwischen 20 und 40 cm uGOF mit unerwünschten Veränderungen der Wasserleitfähigkeiten gerechnet werden muß. Die Verdichtungsproblematik dieser Bodenhorizonte stellt somit vor allem bei Erntemaßnahmen zu späträumenden Ackerfrüchten ein Problem dar. Wie weit unterschiedliche Belastungszeiten und Spannungsbeiwerte (K-Werte) sich auf die Änderungen von Wasserleitfähigkeiten und den präferentiellen Wasserfluß auswirken, muß noch näher geklärt werden.

Eine umfassende Darstellung der Untersuchungen erfolgt an anderer Stelle (Guenther 1991).

Literatur:

Feddes, R.A. 1988. Effects of drainage on crops and farm management. Agric. Water management, 14: 3-18

Guenther, D. 1991. Wasserleitvermögen und mechanische Spannungsverteilung - Messungen mit einem modifizierten Triaxialapparat. Schriftenreihe Inst. f. Wasserwirtschaft u. Landschaftsökologie, CA-Universität, Heft 16, Kiel

Wijk, A.L.M. 1986. Physical soil degradation. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding Wageningen, Nota 1524: 1-50

**Zur Kennzeichnung des Mikroreliefs von Bodenoberflächen im Hinblick auf die
Mulden Speicherung und die energetische Wirkung von Niederschlägen**

von:

Helming, K., R. Wolf, und H. Diestel *

Einleitung und Zielsetzung:

Das Oberflächenmikrorelief eines brachliegenden Bodens hat im Hinblick auf Verschlämmung und Erosion großen Einfluß auf das Verhältnis von Niederschlag zu Infiltration und Abfluß. Die statistische und geostatistische Interpretation gemessener Reliefdaten und ihre Korrelation mit Oberflächenabflußmessungen ergab in vielen Untersuchungen enge Beziehungen zwischen Relief und Abfluß für verschiedenen Böden und Bearbeitungsvarianten. Einen Überblick über die Ergebnisse geben ZOBECK und ONSTAD (1987).

Darüberhinaus sind zur Interpretation der Reliefmessungen Modelle erforderlich, die auf der Basis einer physikalischen Determination die Aufdeckung der Ursachen des Reliefeinflusses auf den Abfluß zulassen. Drei Parameter sind für die Modellbildung von besonderer Bedeutung:

- Die Speicherkapazität für Wasser in den Mulden des Mikroreliefs. Je größer die Speicherkapazität ist, umso länger wird der Abfluß verzögert (MITCHEL et al. 1976, MOORE et al. 1989, ONSTAD, 1984)
- Die Gesamtoberfläche im Verhältnis zur lichten Fläche. Je größer die Oberfläche, umso geringer ist die Frequenz der Regentropfen pro Fläche (RÖMKENS, 1987).
- Die Neigung des Bodens am Aufprallpunkt des Tropfens. Nach LINDEN (1988) ist allein die Normalkomponente der Aufprallenergie des Tropfens splashwirksam und somit von Einfluß auf die Verschlämmung und Absenkung der Infiltrationsrate. Die Normalkomponente der Aufprallenergie ist abhängig vom Aufprallwinkel.

Ziel dieser Untersuchungen war es, geeignete Verfahren zur hochauflösenden Messung des Oberflächenmikroreliefs zu entwickeln und Modelle zu erarbeiten, mittels derer der Einfluß des Reliefs auf das Verhältnis von Niederschlag zu Infiltration und Oberflächenabfluß quantifiziert und seine Ursachen erklärt werden können.

Methoden

An einem Laborregensimulator wurden mit einer Parabraunerde aus Löß Abflußmessungen mit zwei Reliefvarianten rau (Weizensaatbett) und fein (Zuckerrübensaatbett) und zwei Niederschlagsintensitäten (30 mm/h, 60 mm/h) durchgeführt.

Jeweils vor und nach der Beregnung wurde für eine 40cm * 50cm große Fläche das Oberflächenrelief stereophotogrammetrisch aufgenommen. Die Aufnahmen wurden gescannt und aus ihnen digitale Oberflächenmodelle (DOM) entwickelt. Die Höhendaten der DOM's wiesen eine Höhenauflösung von 0.2 mm auf. Sie lagen mit einer Gitterweite von 2 mm vor, so daß sich für die Fläche von 0.2 m² 50 000 Höhenwerte ergaben.

Ergebnisse

Die Abflußmessungen ergeben bei beiden Niederschlagsintensitäten für die raue Reliefvariante geringere Abflußraten als für die feine Reliefvariante. Das Relief bewirkt Unterschiede im Gesamtabfluß von 30% für die hohe und 42% für die geringe Niederschlagsintensität. Der erhebliche Einfluß der Reliefausformung auf den Oberflächenabfluß muß durch die Auswertungen der DOM's erklärt werden. Zu diesem Zwecke wurden Rechenmodelle entwickelt, die eine Berechnung der Speicherkapazität in den Mulden des Mikroreliefs zulassen, sowie die Bestimmung der Gesamtoberfläche und der Aufprallwinkel der Regentropfen ermöglichen.

Speicherkapazität

Zur Ermittlung der Wasserspeicherkapazität in den Mulden des Mikroreliefs und der dadurch bedingten Abflußverzögerung muß jede einzelne Mulde im Relief mathematisch ermittelt und deren Umfang, Fläche und Volumen berechnet werden. Die Muldenermittlung erfolgte folgendermaßen: ausgehend von einem Überlaufpunkt, der definiert ist als tiefster Punkt zwischen zwei oder mehr Depressionen und innerhalb eines Höhenzuges, wurden geschlossene Höhenlinienzüge ermittelt, deren Höhenwerte größer oder gleich dem Überlaufpunkt sind. Der innerhalb eines Höhenlinienzuges und tiefer als der Überlaufpunkt gelegene Bereich wurde als Mulde definiert. Der Muldenumfang entspricht der Länge des Höhenlinienzuges, und der vertikale Abstand zwischen tiefstem Punkt und Überlaufpunkt stellt die maximale Fülltiefe dar. Die Oberfläche und das Volumen der Mulde wurden vektorgeometrisch berechnet. Dieser Vorgang der Muldenberechnung ermöglichte die Ermittlung der gesamten Wasserspeicherkapazität. Die topographische Position der Mulden innerhalb des Reliefs war dabei unerheblich.

Das Volumen der Mulden beträgt auf den rauhen Flächen mehr als 50 cm³ und auf den feinen Flächen annähernd 20 cm³. Daraus folgt eine Speicherkapazität von etwa 0.4 mm für die rauhen, bzw. etwa 0.1 mm des Niederschlages für die feinen Flächen. Dies bedeutet eine Abflußverzögerung von weniger als einer Minute sowohl für die hohe als auch für die geringe Niederschlagsintensität.

Durch den Niederschlag verringert sich das Volumen der Mulden auf allen Flächen um 90%, so daß nach Beendigung des Niederschlages die Speicherkapazität auf ein Minimum reduziert ist. Die Ergebnisse zeigen, daß entgegen der gängigen These bei den hier durchgeführten Versuchen die Wasserspeicherkapazität der Oberfläche fast keinen Einfluß auf das Abflußgeschehen hat.

Unter natürlichen Bedingungen führen schon Niederschläge weitaus geringerer Intensität oder kürzerer Dauer als der in dieser Untersuchung simulierten zu Oberflächenabfluß. In diesem Falle ist es denkbar, daß auch eine Speicherkapazität von 0.5 mm des Niederschlages ausreichend ist, um den Oberflächenabfluß bis zum Ende des Niederschlagsereignisses zu verzögern.

Tropfenfrequenz, Energieverteilung

Oberflächenabfluß hervorgerufen durch die splashinduzierte Verschlämmung der obersten Bodenschicht ist ein von der Niederschlagsenergie abhängiger Prozess. Mit dem Verhältnis von Oberfläche zu lichter Fläche beeinflusst die Reliefausformung die Tropfendichte pro Oberfläche, und somit den Gesamtinput der kinetischen Energie pro Oberfläche und Zeit. Der Anteil der für den Splash effektiven Normalkomponente an der kinetischen Energie der Regentropfen wird durch den Aufprallwinkel bestimmt.

Die Berechnung der Oberfläche für die einzelnen Reliefs erfolgte aus der Summe der Oberflächen aller Einzelquadrate mit 2 mm Kantenlänge. Die Oberflächen der Einzelquadrate wurden vektorgeometrisch unter linearer Interpolation eines jeweiligen Mittelpunktes berechnet.

Das Verhältnis Oberfläche zu lichter Fläche beträgt vor dem Niederschlag für die rauhen Flächen 1.5, und für die feinen Flächen 1.2. Niederschlagsbedingt verringert sich das Verhältnis um 0.1 auf 1.4 bzw. 1.1.

Zur Berechnung der Normalkomponente der Niederschlagsenergie wurde der Aufprallwinkel bei senkrecht fallendem Niederschlag für jedes Gitterquadrat von 4 mm² der Fläche ermittelt. Der effektive Energieinput (Normalkomponente) pro m² tatsächlicher Oberfläche und mm Niederschlag berechnet sich daraus wie folgt:

$$E.\text{norm} = |Fl|/OfI * \Sigma \cos \alpha * E.\text{kin}$$

α	= Aufprallwinkel an jedem Gitterquadrat
Fl	= lichte Fläche (m ²)
OfI	= Oberfläche (m ²)
E.kin	= kinetische Niederschlagsenergie (J/m ² Fl * mm N)
E.norm	= Normalkomponente der Niederschlagsenergie (J/m ² OfI * mmN)
N	= Niederschlag (mm)

Durch diese Berechnung reduziert sich der effektive Energieinput pro m² tatsächlicher Oberfläche um 29% für die feinen, und um 47% für die rauhen Reliefs gegenüber dem kinetischen Energieinput pro m² lichte Fläche.

Werden die Ergebnisse der Abflußmessungen jeweils bezogen auf die kummulierte effektive Niederschlagsenergie pro m² Oberfläche der einzelnen Reliefs, so ergeben sich annähernd gleiche Abflußverläufe für die Reliefvarianten rauh und fein bei gleicher Niederschlagsintensität.

Die mathematische Elimination der reliefbedingten Unterschiede des Energieinputs pro mm Niederschlag bewirkt demnach eine weitgehende Nivellierung der Abflußunterschiede.

Mithin kann der Einfluß des Reliefs auf die Energieverteilung des Niederschlages bei den hier durchgeführten Untersuchungen als der ausschlaggebende Faktor angesehen werden, der die reliefbedingten Unterschiede in der Aufteilung des Niederschlages in Infiltration und Oberflä-

chenabfluß bewirkt. Dieses Ergebnis ist nach Bestätigung durch weitere Untersuchungen von Bedeutung sowohl für das Verständnis der Zusammenhänge zwischen bodenkundlichen Parametern und Oberflächenabfluß bzw. Erosion, als auch für Modellierungen zur Abschätzung der Erosionsgefährdung.

Zusammenfassung

Der Einfluß des Oberflächenmikroreliefs eines brachliegenden Bodens auf das Verhältnis von Niederschlag zu Infiltration und Abfluß wurde untersucht. Messungen an einem Regensimulator mit zwei Reliefvarianten ergaben erhöhte Gesamtabflüsse von bis zu 42% für die feinen Flächen gegenüber den rauhen Flächen. Über die Auswertung der jeweils vor und nach der Berechnung stereophotogrammetrisch gemessenen digitalen Oberflächenmodelle wurde festgestellt, daß die Ursache des Reliefeinflusses vornehmlich auf seine Wirkung auf die Niederschlagsenergie pro Fläche und auf den Anteil der effektiven Normalkomponente an der kinetischen Niederschlagsenergie zurückzuführen ist. Dagegen hat die Wasserspeicherkapazität in den Mulden des Mikroreliefs nur einen minimalen direkten Einfluß auf das Abflußgeschehen.

Literatur

- LINDEN, D. R., VAN DOREN, D. M., ALLMARAS, R. R. 1988
A Modell of the Effect of Tillage Induced Soil Surface Roughness on Erosion
Int. Soil Tillage Res. Org., 11th Int. Conf.: Tillage and Traffic in Crop Production Vol.1: 373-378
- MITCHELL, J. K., JONES, B. A. 1976
Micro-Relief Surface Depression Storage: Analysis of Models to Describe the Depth-Storage Function
Water Resources Bulletin Vol. 12(6): 1205-1222
- MOORE, I. D., LARSON, C. L. 1979
Estimating Microrelief Surface Storage From Point Data
Trans. Am. Soc. Agric. Eng. 22: 1073-1077
- ONSTAD, C. A. 1984
Depressional Storage on Tilled Soil Surfaces
Trans. Am. Soc. Agric. Eng. 27: 729-732
- RÖMKENS, M. J. M., WANG, J. Y. 1987
Soil Roughness Changes From Rainfall
Trans. Am. Soc. Agric. Eng. 30 (1): 101-107
- ZOBECK, T. M., ONSTAD, C. A. 1987
Tillage and Rainfall Effects on Random Roughness - A Review
Soil and Tillage Research 9: 1-20

Ein Konzept zur Regionalisierung punktförmiger Daten zur Erfassung des Nitrataustrags der landwirtschaftlichen Nutzfläche im Einzugsgebiet eines Wasserwerks.

B. Huwe, R. Lochmann, E. Strohm, H. Gölz-Huwe⁺) und R.R. van der Ploeg⁺⁺)

Einführung und Problemstellung

Die Erfassung bzw. Abschätzung der Nitratauswaschung größerer Landschaftseinheiten wie zum Beispiel dem Einzugsgebiet eines Wasserwerks ist für eine rationale Umweltplanung unerlässlich. Eine zunehmende Bedeutung kommt in diesem Zusammenhang dem Einsatz komplexer Stickstoffhaushaltsmodelle zu. Wie Erfahrungen der letzten Jahre gezeigt haben, ist bei einer hinreichend guten Datenstruktur die Simulation des Stickstoffhaushalts mit einem komplexen N-Haushaltsmodell auf dem Skalenniveau einer Kleinparzelle durchaus möglich. Es ist daher naheliegend, in einem weitergehenden Schritt zu versuchen, anhand solcher Berechnungen auch einigermaßen fundierte Aussagen für größere Landschaftseinheiten zu erhalten.

Im Rahmen des Projekts "Modellierung des großräumigen Wärme- und Schadstofftransports im Grundwasser", das von der DFG gefördert wurde, sowie des vom Land Baden-Württemberg geförderten Projekts "Nitrat im Grundwasser" wurden am Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim verschiedene Modellkonzepte verwirklicht, die wir an verschiedenen Standorten Baden-Württembergs erprobt und getestet haben. Eines dieser Konzepte diente der Erfassung des Nitrataustrags ins Grundwasser in einer größeren Landschaftseinheit.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet, in dem dieses Verfahren erprobt wurde, liegt im Einzugsgebiet der Wasserwerke Bruchsal und Karlsdorf im Rheintal bei Karlsruhe und umfaßt eine Fläche von etwa 400 ha. Bei den stark sandigen Böden des Untersuchungsgebiets handelt es sich überwiegend um podsolige Bänderbraunerden und podsolige Gleybraunerden. Die Niederschläge liegen im Mittel bei 740 mm.

Das angewandte Verfahren besteht aus 4 Stufen: der Auswertung von Vorinformationen, der Etablierung eines abgestuften Meßprogramms, Modellkalibrierungen auf unterschiedlichem Intensitätsniveau und schließlich der flächenbezogenen Auswertung mit einem geographischen Informationssystem.

Zur Durchführung der Modellrechnungen wurde das voll deterministische Simulationsmodell WHNSIM entwickelt, das sich aus mehreren Teilmodellen zur Simulation des Wasser-, des Wärme- und des Lösungstransports, sowie von mikrobiellen Umsetzungen im Boden und der Vegetationsentwicklung zusammensetzt (Huwe und van der Ploeg, 1988 und 1991). Besondere Bedeutung wurde einer möglichst umfassenden Beschreibung des Wasserhaushalts beigemessen.

Die Simulation der Transportprozesse erfolgt anhand von numerischen Lösungen der zugrundeliegenden partiellen Differentialgleichungen. Die Transportparameter sind abhängig vom Wassergehalt und zum Teil auch von der Porenwassergeschwindigkeit. In Bezug

⁺) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolffstr. 27, 7000 Stuttgart 70 (Hohenheim).

⁺⁺) Institut für Bodenkunde, Universität Hannover, Herrenhäuserstr. 2, 3000 Hannover 21.

auf den Stickstoffhaushalt werden unterschieden zwischen einer gelösten Fraktion, verschiedenen, unterschiedlich schnell mineralisierbaren, organischen N-Fractionen sowie dem Stickstoff in der Pflanzensubstanz. Der Stickstofftransport erfolgt durch Konvektion und Diffusion/Dispersion. Eine Zufuhr in den Boden findet statt durch anorganische und organische Düngung sowie mit dem Niederschlags- bzw. Bewässerungswasser und durch Trockendeposition. Zur Anpassung an spezielle Transport- und Bewirtschaftungsbedingungen verfügt das Modell über eine Reihe von Optionen wie zum Beispiel die Berücksichtigung von Dränabfluß, automatischer und manueller Bewässerung. Wasser-, Wärme- und Lösungstransport können zur besseren Kalibrierung sukzessive in die Simulation einbezogen werden.

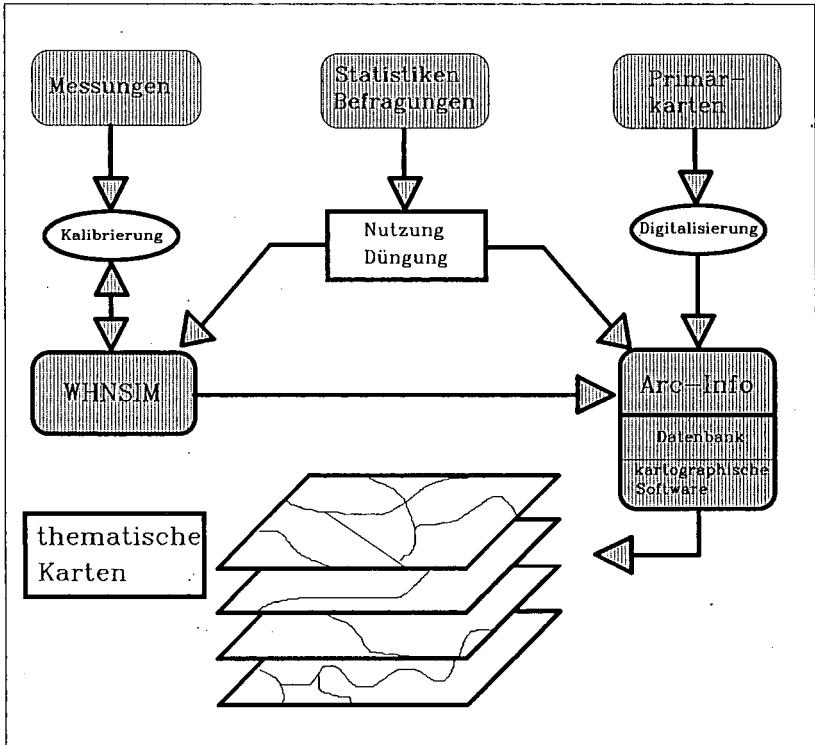


Abb. 1: Konzept zur modellmäßigen Abschätzung und kartographischen Darstellung der flächigen Sickerwasserbelastung im Einzugsgebiet eines Wasserwerks.

Mit WHNSIM kann zunächst nur der Stickstoffhaushalt auf dem Skalenniveau einer Kleinfläche simuliert werden. Um auch für größere Landschaftseinheiten zu sinnvollen Abschätzungen zu kommen, wurde als zweite tragende Säule das geographische Informationssystem Arc-Info (ESRI, 1987) in die Berechnungen integriert (Abb. 1).

Vom Geologischen Landesamt in Freiburg, dem Finanzamt und dem Statistischen Landesamt in Stuttgart sowie dem Landwirtschaftsamt Bruchsal wurden Vorinformationen in Form von Karten, statistischen Informationen und Auskünften zur Bewirtschaftung zur Verfügung gestellt. Die Kulturartenverteilung wurde von der LUFA Augustenberg ermittelt. Wetterdaten wurden vom Deutschen Wetterdienst zur Verfügung gestellt. Außerdem wurden an 44 Standorten, ebenfalls von der LUFA Augustenberg, in den Jahren 1984 bis 1987 im Modellgebiet jeweils flächengemittelt N_{min}-Werte erhoben.

An ausgewählten Standorten wurden darüberhinaus Meßstationen eingerichtet, an denen alle wesentlichen Größen des Wasser-, Wärme- und Stickstoffhaushalts gemessen wurden. An diesen Standorten wurden mit WHNSIM detaillierte Modellkalibrierungen durchgeführt. Anschließend wurden an den 44 Standorten der Nmin-Erhebungen für die Simulationsperiode 1984 bis 1988 umfangreiche Simulationsrechnungen durchgeführt. Die Nmin-Werte dienten hierbei der Kontrolle bzw. Kalibrierung.

Mit Arc-Info wurden die Flurkarte, die Karte der Bodenarten sowie die Karte der angebauten Kulturarten digitalisiert. Die Bodenartenkarte wurde mit den Kulturartenkarten verschnitten und den derart ermittelten Standorteinheiten die Simulationsergebnisse zugeordnet. Hieraus wurden schließlich thematische Karten erstellt und flächenbezogen interpretiert.

Simulationsergebnisse auf dem Skalenniveau einer Kleinparzelle

Vergleiche zwischen gemessenen und berechneten Matrixpotentialen ergaben durchweg zufriedenstellende Resultate. Ähnliche Ergebnisse ergaben sich bei den Bodentemperaturen. Erwartungsgemäß weniger gut, aber dennoch sowohl im Niveau als auch in der Dynamik in den verschiedenen Tiefen durchaus akzeptabel war die Übereinstimmung bei den Nmin-Werten. Die gemessenen Nmin-Werte waren hierbei jeweils das Ergebnis schlagweise erstellter Mischproben, so daß auch die Modellergebnisse für den betreffenden Schlag als gültig angesehen werden können.

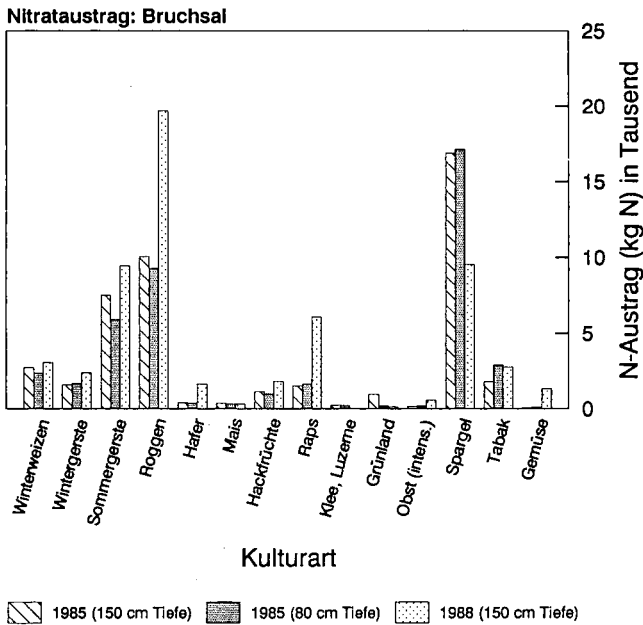


Abb. 2: Beitrag der einzelnen Kulturarten zum Gesamtaustrag.

Ergebnisse der flächigen Modellierung

Auf der Basis dieser detaillierten Kalibrierungen sowie weiterer ergänzender Kalibrierungen an den bereits erwähnten 44 Standorten der Nmin-Erhebungen wurden dann mit Arc-Info flächige Berechnungen durchgeführt und die Ergebnisse als thematische Karten dargestellt. Die so ermittelten Sickerungsmengen bewegten sich 1985 zwischen 150 mm und 250 mm. Der Niederschlag betrug in diesem Jahr insgesamt 560 mm. Die N-Austräge waren

im Gebiet sehr ungleichmäßig verteilt. Während der Großteil der Fläche mit 50-100 kg mäßig hohe bis hohe Auswaschungswerte aufwies, lagen die Austräge einzelner Flächen mit über 500 kg N-Austrag/ha sehr hoch. Die Karte der Kulturartenverteilung zeigt, daß es sich hierbei in erster Linie um Spargelfelder handelt, die in der Regel stark überdüngt wurden. Ein sehr ähnliches Bild ergab sich bei den mittleren Jahreskonzentrationen. Der überwiegende Teil der Fläche lag in einem Konzentrationsbereich von 25 - 50 mg N/l, der allerdings auch schon als zu hoch eingestuft werden muß. Bei den Spargelflächen hingegen wurden Werte bis zu 300 mg N/l ermittelt.

Im Jahr 1988 waren aufgrund des höheren Gesamtniederschlags von 818 mm die Gesamtausträge höher. Aufgrund des Verdünnungseffekts lagen die mittleren Konzentrationen in der Tendenz jedoch niedriger. So ist zum Beispiel im Unterschied zu 1985 in diesem Jahr auch die Konzentrationsklasse 0-10 mg N/l vertreten. Auffallend ist ferner, daß der krasse Gegensatz zwischen den Spargelflächen und den übrigen Ackerflächen etwas abgemildert wurde. Die mittleren Jahreskonzentrationen lagen nur ausnahmsweise über 100 mg N/l. Möglicherweise ist dies zum Teil auch schon das Ergebnis eines ansatzweise geänderten Anbauverhaltens der Landwirte.

In Abbildung 2 sind die, mit Arc-Info ermittelten, absoluten Beiträge der einzelnen Kulturarten zur Gesamtbelastung für das Jahr 1985 und 1988 dargestellt. Es zeigt sich recht deutlich, daß die Kulturart Spargel trotz ihres kleinen Flächenanteils von weniger als 10 % dennoch in bedeutendem Maß zur Gesamtbelastung beiträgt. Allerdings muß betont werden, daß die Belastung in diesem Gebiet durch die anderen Kulturarten ebenfalls zu hoch ist, so daß das Nitratproblem hier keineswegs nur anhand der Kulturart Spargel gelöst werden kann. Der höhere Beitrag des Roggens 1988 im Vergleich zu 1985 geht im Wesentlichen auf den höheren Flächenanteil im Jahr 1988 zurück.

Ausblick

Eine große Erschwernis bei der flächigen Modellierung stellt der Problemkomplex der Variabilität in seiner unterschiedlichsten Ausprägung dar. Es ist bisher nicht möglich, dieser in vollem Umfang Rechnung zu tragen.

Eine Identifizierung kritischer Modellparameter im Hinblick auf eine effektive Versuchsplanung wäre jedoch anhand von lokalen Sensitivitätsanalysen möglich. Informationen über die Auswirkung möglicher Fehler auf Gebietsebene könnten anhand globaler Sensitivitätsanalysen erhalten werden. Der Einfluß der Variabilität schließlich wäre mit Methoden der Monte-Carlo-Simulation abschätzbar. Die Einbindung dieser Verfahren setzt jedoch sehr leistungsfähige Rechner voraus.

Grundsätzlich wäre die Integration dieser Verfahren in ein Expertensystem erstrebenswert. Weitere Verbesserungen können sich bei Einbeziehung von Methoden der Fernerkundung ergeben. Auch dies setzt leistungsstarke Rechner und darüberhinaus eine intensive Mitarbeiterschulung voraus. Diese darf sich nicht nur auf die Bedienung der Programme, sondern muß sich auch auf die sachkundige Beurteilung nicht nur der Möglichkeiten des Modelleinsatzes, sondern auch der Modellannahmen und damit der Grenzen dieser Verfahren beziehen.

Literatur

- Huwe, B. und R.R. van der Ploeg. 1988. Modelle zur Simulation des Stickstoffhaushalts von Standorten mit unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung. Mitteilungen/Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, Heft 69.
- Huwe, B. and R.R. van der Ploeg. 1991. WHNSIM - a soil nitrogen simulation model for Southern Germany. Fertilizer Research 27, 331-339.
- ESRI. 1987. PC/ARC/INFO Starter Kid Users Guide. Environmental Systems Research Institute, Redlands, California.

**Stofftransporteigenschaften von Aggregatpackungen
unter ungesättigten Fließbedingungen**

(Kurzfassung)

von

Jansen, M.[†] & F. Beese^{††}

Einleitung: Der Einfluß der Bodenstruktur auf die Verlagerung der Bodenlösung wird kontrovers diskutiert. Unklarheiten bestehen zum einen bei der Frage, ob die Verlagerung der Bodenlösung auf den Zwischenaggregatbereich beschränkt ist (Vergleich 1-Region/2-Regionen-Modell). Zum anderen wird die Unzugänglichkeit von negativ geladenen Matrixoberflächen für Anionen unterschiedlich beurteilt. Ziel dieser Untersuchung war es, mittels experimenteller Daten die vorhandenen Modellvorstellungen zu überprüfen.

Methode: Aggregatmaterial einer Terra-fusca-Renzina und eines Pelosols wurden in verschiedene Größenklassen abgeseibt und zu Packungen mit einer einheitlichen Lagerungsdichte von 1.0 g/cm^3 verdichtet. Anionendurchbruchskurven wurden mit unterschiedlich hoch konzentrierten KBr-Lösungen für Fließgeschwindigkeiten von 6, 15 und 30 mm/Tag bei Saugspannungen von 100 (400) hPa ermittelt. Die gemessenen Kurvenverläufe wurden mit dem Parameterfittingprogramm CXTFit von Parker und van Genuchten (1984) angepaßt.

Meßergebnisse: Der Anionentransport in den Aggregatpackungen läßt sich mit einem 1-Region-Modell gut beschreiben. Die Kurvenformen zeigen keinen Hinweis auf deutlich reduzierte Fließgeschwindigkeiten im Intraaggregatbereich. Für drei der vier untersuchten Horizonte ist vielmehr konvektive Stoffverlagerung in dieser Region wahrscheinlich. Die Verwendung des 2-Regionen-Modells führte zu schlechteren Anpassungen.

[†] Inst. f. Bodenk. u. Waldernähr. UNI Gött.
^{††} Inst. f. Bodenökol. GSF-München

Bei gleicher Tracerkonzentration wird mit abnehmender effektiver Kationenaustauschkapazität der Kurvenverlauf insgesamt nach hinten verlagert. Die Konzentrationserhöhung der Tracerlösung führt zu einer Verschiebung der Kurven in die gleiche Richtung. Als mögliche Erklärung kommt für beide Ergebnisse der elektrochemische Einfluß der diffusiven Doppelschicht in Frage. Der Anteil des Wassers, der für den Bromidtransport zugänglich ist, steigt sowohl mit niedrigen Gesamtladungen als auch mit höheren Bodenlösungskonzentrationen, da die Ausdehnung der diffusiven Doppelschicht konzentrationsabhängig ist.

Die Vermischung von Tracer- und Beregnungslösung, die mit dem Dispersionskoeffizienten beschrieben wird, steigt mit der Aggregatgröße und Porenwassergeschwindigkeit. Quellung der Aggregate verändert beim Standort Terra-fusca-Rendzina die Porenverteilung zugunsten des Intraaggregatbereichs. Das Fehlen von schnell leitenden Makroporen führt zu deutlich reduzierten Dispersionwerten.

Eine ausführliche Darstellung der Versuchsergebnisse wird in den Berichten des Forschungszentrums Waldökosysteme (Göttingen) veröffentlicht.

Lit.: Parker und van Genuchten (1984): Determining transport parameters from laboratory and field tracer experiments. Virg. Agricult. Experm. Station Bulletin 84-3, May 1984

Die Veränderung der scheinbaren Temperatur- und Wärmeleitfähigkeit eines Lösses infolge der Bodenstrukturierung

Kaune, A.^{*)} und R. Horn⁺⁺⁾

Einleitung

Die Veränderung der Temperatur- und Wärmeleitfähigkeit als Folge der Bodenstrukturierung wurde bisher vor allem im Zusammenhang mit strukturerehaltenden Bodenbearbeitungsverfahren untersucht. In einem ungepflügten Boden mit ungestörter Bodenstruktur berechneten Hay et al. (1978) sowie Johnson und Lowery (1985) gegenüber einer gepflügten Variante eine um 37 % bzw. 20 bis 25 % höhere Temperaturleitfähigkeit. Die Werte wurden jedoch bei unterschiedlichen Lagerungsdichten und Wassergehalten bestimmt. Damit konnte keine Aussage über den Einfluß der Bodenstrukturierung auf die Temperaturleitfähigkeit gemacht werden, da diese Größe vom Wassergehalt abhängt. In der vorliegenden Arbeit wurden scheinbare Temperatur- und Wärmeleitfähigkeiten eines unterschiedlich stark strukturierten Lößbodens bestimmt.

Material und Methoden

Fünf Lysimeter (Durchmesser 3 m, zwei 2 m tiefe und drei 3 m tiefe Lysimeter) wurden mit einer Drainageschicht sowie homogenisiertem Löß befüllt und mit einem Mandelbaum (*Prunus dulcis*) bepflanzt. Das Lößmaterial stammte aus einem Wadi des Negev-Hochlandes aus der Nähe von Avdat (Israel). Bei dem Ausgangsboden handelt es sich um einen Calcic Fluvisol (FAO) bzw. Torrifluent (USDA). Die beiden 2 m tiefen Lysimeter (Nr. 221 und 224) und zwei der 3 m tiefen Lysimeter (Nr. 315 und 334) wurden nur einmal zu Beginn jeder Vegetationsperiode bis zu einem Matrixpotential von -60 hPa bewässert. Das dritte der 3 m tiefen Lysimeter (Nr. 419) wurde immer dann bewässert, wenn das Matrixpotential in 40 cm Bodentiefe unter -400 hPa sank.

Der Lößboden der einmal bewässerten Lysimeter 221 und 315 war ein halbes Jahr vor den Messungen homogenisiert worden, ist daher durch ein frühes Stadium der Bodenstrukturierung gekennzeichnet und wird als "gestörter Löß" bezeichnet. Dagegen hatte der Löß der Lysimeter 224 und 334 in dreieinhalb Jahren seit der Homogenisierung 4 Be- und Entwässerungszyklen durchlaufen und ist daher als "strukturiertes Löß" anzusehen. Dies gilt ebenso für das Lysimeter 419, das nur bis zu geringeren Matrixpotentialen als die Lysimeter 224 und 334 austrocknete, aber häufiger be- und entwässert worden war.

Im gestörten und im strukturierten Löß wurden Tagesgänge der Bodentemperatur mit Thermoelementen aus Cu/Konstantan in den Tiefen 0,2, 5, 10, 20 und 35 cm gemessen. Die Temperaturen der Tagesgänge wurden als Fourier-Serie nach Gl. [1] dargestellt.

$$T(z, t) = \bar{T} + \sum_{k=1}^{n/2} (C_k \sin(k \omega t + \phi_k)) \quad [1]$$

Dabei ist T die Temperatur, z die Bodentiefe, t die Zeit, \bar{T} der Mittelwert der betrachteten Periode, n die Anzahl der Daten, k die Nummer der harmonischen Schwingung, C_k und ϕ_k sind die Amplitude bzw. Phasenverschiebung der k . Schwingung, und ω ist die Winkelgeschwindigkeit.

Unter den Randbedingungen, daß die Temperaturen einer oberen Bodentiefe als Fourier-Serie nach Gl. [1] dargestellt werden und daß gilt

^{*)} Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Ökologische Chemie und Geochemie, Postfach 10 12 51, 8580 Bayreuth

⁺⁺⁾ Christian-Albrechts-Universität, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40, 2300 Kiel

$$\lim_{z \rightarrow \infty} T(z, t) = \bar{T}, \quad [2]$$

existiert für die Gleichung des eindimensionalen, instationären Wärmetransports in einem homogenen Boden

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \alpha \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} \quad [3]$$

die als harmonische Schwingungsgleichung bezeichnete, analytische Lösung (Horton et al. 1983)

$$T(z, t) = \bar{T} + \sum_{k=1}^{n/2} \{C_{0k} \exp(-z(k\omega / (2\alpha))^{1/2}) \sin(k\omega t + \phi_{0k} - z(k\omega / (2\alpha))^{1/2})\} \quad [4]$$

Die unbekannte Temperaturleitfähigkeit (α) wird so gewählt, daß die Abweichung zwischen gemessenen und den nach Gl. [4] berechneten Werten minimal ist (Least-squares-fit). Die volumetrische Wärmekapazität (C) des Bodens wurde aus Lagerungsdichten und Wassergehalten nach einer Gleichung von de Vries (1963) berechnet. Die Wärmeleitfähigkeit (λ) ist das Produkt aus α und C .

Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1 zeigt beispielhaft ein Ergebnis der harmonischen Schwingungsgleichung. Um mit den Temperaturen in 0,2 cm Tiefe als Randbedingung die geringste Abweichung zwischen den in 5 cm Tiefe gemessenen und den nach Gl. [4] berechneten Temperaturen zu erreichen, muß eine Temperaturleitfähigkeit von $1,43 \times 10^{-7} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ gewählt werden. Die Abweichung beträgt bei diesem Wert 1,3 °C. Zwischen 5 und 35 cm Tiefe lag bei allen Tagesgängen die mittlere Abweichung bei durchschnittlich 0,4 °C.

Im Wassergehaltsbereich zwischen 0,04 und 0,23 $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ war die scheinbare Temperaturleitfähigkeit im strukturierten Löß höher als im gestörten Löß (Abb. 2a). Das gleiche gilt für die scheinbare Wärmeleitfähigkeit (Abb. 2b), da sich die volumetrischen Wärmekapazitäten beider Versuchsansätze nur geringfügig unterscheiden.

Eine Reihe von Bodeneigenschaften, die die scheinbare Temperatur- und Wärmeleitfähigkeit bestimmen, können die Erhöhung im strukturierten Lößboden nicht erklären. Dazu zählen Quarzgehalt, Textur, Lagerungsdichte, Form der Aggregate und pF/WG-Kurve.

Daher müssen der Prozeß der Bodenstrukturierung und die Entstehung von Aggregaten die scheinbare Temperatur- und Wärmeleitfähigkeit beeinflussen. Nach Horn und Dexter (1989) nimmt in dem hier untersuchten Löß die mechanische Stabilität von Aggregaten mit zunehmender Zeit nach der Homogenisierung zu. Diese Erhöhung der Stabilität geht auf eine Umlagerung von Partikeln zurück, die mit einer Neubildung von Kornkontakten verbunden ist (Dexter et al. 1989). Eine Stabilitätszunahme kann außerdem durch eine Verkittung vorhandener Kornkontakte bedingt sein. Die Verkittung und Neubildung von Kornkontakten im Laufe der Bodenstrukturierung bewirken aber nicht nur eine Erhöhung der mechanischen Stabilität, sondern auch eine Zunahme der für die Konduktion von Wärme entscheidenden Kornkontaktfläche. Daraus resultiert eine höhere Konduktion in den stärker strukturierten Lysimetern, die sich in einer höheren scheinbaren Wärmeleitfähigkeit widerspiegelt.

Die Wärmetransportgleichung gilt streng genommen nur für *Konduktion* von Wärme. Unter Freilandbedingungen wird Wärme jedoch auch durch Konvektion flüssigen Wassers sowie als latente Wärme durch Diffusion und Konvektion von Wasserdampf transportiert. Diese Prozesse werden durch entsprechende Transportgleichungen, um die Gl. [3] ergänzt wird, oder durch eine scheinbare Veränderung der Temperatur- und Wärmeleitfähigkeit beschrieben. Im letzteren Fall erhält man *scheinbare* Temperatur- und Wärmeleitfähigkeiten, in denen neben der Konduktion auch die anderen

Prozesse enthalten sind. Diese Prozesse müssen also bei der Erklärung der höheren scheinbaren Temperatur- und Wärmeleitfähigkeit im strukturierten Löß berücksichtigt werden.

Dies gilt besonders für die Konvektion von Wasserdampf, die in luftgefüllten Poren vor allem während der Umkehr des täglichen Temperaturgradienten am frühen Abend und frühen Morgen stattfindet (Hadas 1977). Die Tatsache, daß während dieser Zeit die größten Abweichungen zwischen gemessenen und den nach Gl. [4] berechneten Temperaturen auftraten (Abb. 1), spricht für das Auftreten einer Konvektion von Wasserdampf. Sie hängt von der Luftleitfähigkeit des Bodens, also von der Porengrößenverteilung und der Kontinuität der Poren, ab. Die Entwicklung des Porensystems während der Bodenstrukturierung, die an der Zunahme der gesättigten Wasserleitfähigkeit abzulesen ist ($3 \pm 2 \text{ cm d}^{-1}$ im gestörten und $10 \pm 7 \text{ cm d}^{-1}$ im strukturierten Löß), läßt vermuten, daß im strukturierten Löß die Konvektion von Wasserdampf eine größere Rolle spielt als im gestörten Boden und damit zu höheren scheinbaren Wärmeleitfähigkeiten beiträgt.

Zusammenfassung

Die harmonische Schwingungsgleichung liefert Temperaturleitfähigkeiten, die die Temperaturprofile im Boden mit guter Genauigkeit beschreiben. Die Verwendung dieser Gleichung ist daher eine geeignete Methode, um die strukturabhängige Veränderung der Temperaturleitfähigkeit zu untersuchen. Die Zunahme der scheinbaren Temperatur- und Wärmeleitfähigkeit infolge der Bodenstrukturierung ist auf eine höhere Konduktion innerhalb der entstehenden Aggregate und entlang ihrer Berührungsflächen sowie auf eine höhere Konvektion von Wasserdampf (Transport latenter Wärme) zurückzuführen.

Danksagung

Wir bekanken uns bei der Deutschen Forschungsgemeinschaft, die die Untersuchungen im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 137 der Universität Bayreuth finanzierte.

Literatur

- de Vries, D. A. (1963): Thermal properties of soils. In: van Wijk, W. R. (Hrsg.): *Physics of Plant Environment*, North-Holland-Publishing Co., Amsterdam.
- Dexter, A. R., R. Horn und W. D. Kemper (1988): Two mechanisms for age-hardening of soil. *Journal of Soil Science* **39**, 163–175.
- Hadas, A. (1977): Evaluation of theoretically predicted thermal conductivities of soils under field and laboratory conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **41**, 460–466.
- Hay, R. K. M., J. C. Holmes und E. A. Hunter (1978): The effects of tillage, direct drilling and nitrogen fertilizer on soil temperature under a barley crop. *Journal of Soil Science* **29**, 174–183.
- Horn, R. und A. R. Dexter. 1989. Dynamics of soil aggregation in an irrigated desert loess. *Soil & Tillage Research* **13**, 253–266.
- Horton, R., P. J. Wierenga und D. R. Nielsen (1983): Evaluation of methods for determining the apparent thermal diffusivity of soil near the surface. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **47**, 25–32.
- Johnson, M. D. und B. Lowery (1985): Effect of three conservation tillage practices on soil temperature and thermal properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **49**, 1547–1552.

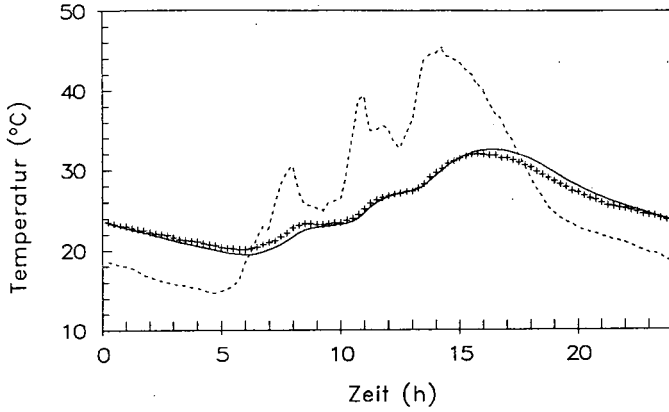


Abb. 1. Gemessene (+) und nach Gl. [4] mit $\alpha = 1,43 \times 10^{-7} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ berechnete (—) Temperaturen in 5 cm Tiefe des Lysimeters 221 am 14.7.1987. --- = Temperatur in 0,2 cm Tiefe (Randbedingung).

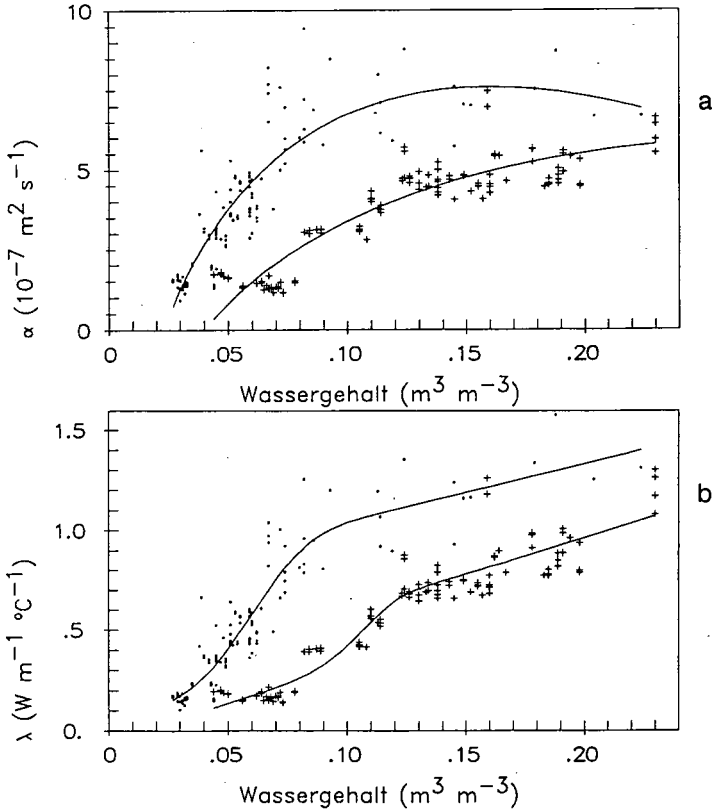


Abb. 2. Scheinbare Temperatur- (a) und Wärmeleitfähigkeit (b) im gestörten (+) und im strukturierten Löß (•). Durchgezogene Linie: $\alpha = \beta_1 + \beta_2 \theta + \beta_3 \theta^{0.5}$ u. $\lambda = A + B \theta - (A - D) \exp[-(C \theta)^E]$.

Simulationsmodell zur Berechnung der Wasserbewegung
an landwirtschaftlich genutzten Hangflächen

von
Ralf König, Gerd Wessolek u. Manfred Renger

Im Rahmen des vom BMFT geförderten Bodenschutzprojektes (RENGER et al. 1990) ist ein zweidimensionales numerisches Finites Differenzen (FDM) Simulationsmodell zur Berechnung der gesättigten/ungesättigten Hangwasserbewegung entwickelt worden (KÖNIG, 1991).

Die Berechnung der Bodenwasserbewegung basiert auf der zweidimensionalen Richardsgleichung (Gl. 1).

$$\left[\frac{\rho(\psi) * \Theta(\psi)}{n(\psi)} (\alpha^* + n(\psi) * \beta_f * (\psi)) + \rho(\psi) * C(\psi) \right] \frac{\partial \psi}{\partial t} =$$
$$\frac{\partial}{\partial x} \left[\frac{q}{\mu} \rho^2(\psi) * K(\psi) * \frac{\partial H}{\partial x} \right] +$$
$$+ \frac{\partial}{\partial z} \left[\frac{q}{\mu} \rho^2(\psi) * K(\psi) * \frac{\partial H}{\partial z} \right] + S \quad (1)$$

Da die vorgestellte Differentialgleichung die Dichteströmung beschreibt, wird sowohl die ungesättigte als auch die gesättigte Bodenwasserbewegung mit dieser Gleichung berechnet (PELKA, 1983).

Hierdurch ist es für Hangstandorte möglich, mit dem Simulationsmodell die Wassergehalte des oberen, trockeneren Bereiches und des unteren, evtl. durch einen Vorfluter (gesättigte Bedingungen) begrenzten Bereiches zu berechnen.

Mit diesem neuentwickelten Modell kann neben der vertikalen und lateralen Wasserbewegung der Oberflächenabfluß als Funktion der Niederschlagsintensität (5 Minuten) und der aktuellen Bodenfeuchte berechnet werden. Hierzu wird am oberen Rand überprüft, ob die Niederschlagsintensität größer bzw. kleiner als die mit dem zweidimensionalen Bodenwassermodell berechnete Infiltrationsintensität ist. Führt die Überprüfung dieser Bedingung zu einer positiven Differenz zwischen Niederschlagsintensität und Infiltrationsintensität, so wird dieses Wasser als Oberflächenabfluß in dem Modell behandelt. Die dynamische Abflußberechnung erfolgt dann nach den Saint Venant'schen Diff. Gleichungen.

Diese Gleichungen (Gl. 2) sind für die Berechnungen des Oberflächenabflusses von Landflächen nach der Theorie der kinematischen Welle vereinfacht worden. Bei diesen Annahmen wird der Oberflächenabfluß als Film auf der Oberfläche betrachtet.

$$\frac{\partial q}{\partial x} + \frac{\partial h}{\partial t} = N_w$$

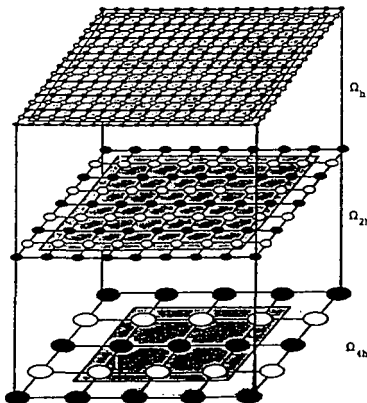
(2)

$$\frac{\partial h}{\partial x} + \frac{1}{g} \left[\frac{\partial v}{\partial t} + v \frac{\partial v}{\partial x} \right] + [S_f - S_o] = N_w * \frac{v}{h}$$

Durch die Implementierung eines geeichten Pflanzenertragsmodells in das Simulationsmodell ist es möglich, die Biomasseproduktion unterschiedlicher Kulturen in Abhängigkeit des Klimageschehens zu berechnen. Die Berechnung des Ertrages basiert auf den Quotientenansatz (WESSOLEK, 1989).

Um mit dem Modell umfangreiche und rechenintensive Simulationsberechnungen durchführen zu können, war es erforderlich ein schnelles numerisches Lösungsverfahren der Gleichung 1 in dem Modell zu implementieren. Das ausgewählte Mehrgitterverfahren (Abb. 1) ist ein sehr schnelles Lösungsverfahren und bietet darüberhinaus die Möglichkeit, das Simulationsmodell auf einem parallelen Superrechner einzusetzen (LEMKE, 1990). Der kombinierte Einsatz von leistungsfähigen Workstations und Superrechnern erlaubt es, bei entsprechend vorhandener Datendichte, umfangreiche Simulationsberechnung zur Erstellung von Nomogramme zur einfachen und schnellen Bestimmung der Wasserhaushaltsparametern an Mittelgebirgsstandorten durchzuführen.

2D - zebra - line - relaxation on 3 grids



Degree of parallelism on each grid level:

- n/2 1D problems are solved simultaneously (tridiagonal systems)
- each system is solved by a parallel algorithm (e.g. cyclic reduction)

Abb.1: Prinzip des Mehrgitterverfahrens

Als Eingabedaten für die Simulationsberechnungen werden die Klimaparameter Niederschlag (5' Intensität), Temperatur, Windgeschwindigkeit, Luftdruck und eine nach van Genuchten/Mualem parametrisierte Bodenphysik (Abb. 2) benötigt (siehe auch Wessolek et al, 1991).

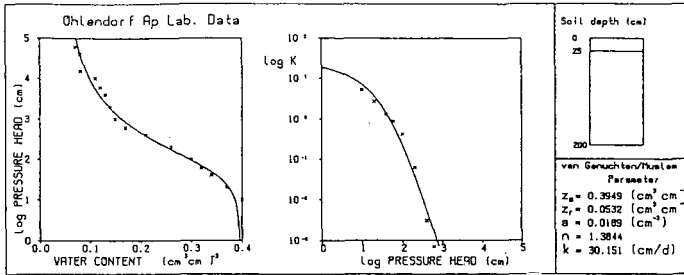


Abb.2: bodenphysikalische Eingabeparameter

Der fallende Niederschlag bewirkt eine Verschlämmung der obersten Bodenschicht. Die Oberflächenverschlämmung bestimmt die Infiltrationsintensität und damit die bei Niederschlag oberflächlich abfließende Wassermenge. Um den Effekt der Oberflächenverschlämmung nachbilden zu können, ist eine von ROTH (1991) entwickelt Verschlammungsfunktion (Abb. 3) in dem Modell integriert worden.

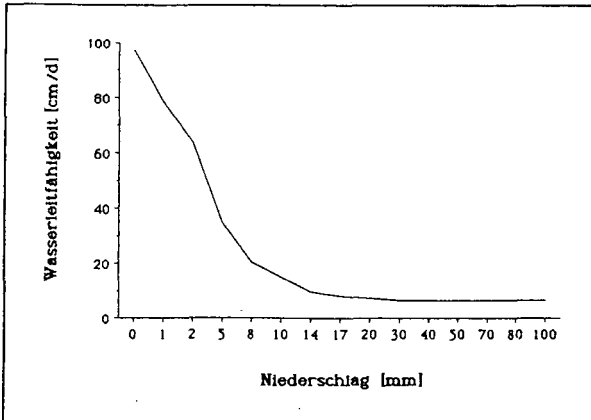


Abb. 3: Oberflächenverschlämmung als Funktion des Niederschlages (nach Roth, 1991)

Das Simulationsmodell wurde an einem landwirtschaftlich genutzten Versuchsstandort überprüft und geeicht. Die Vergleiche zwischen gemessenen und berechneten Wasserhaushaltsparametern zeigten eine gute Übereinstimmung.

Durch den modularen Aufbau des Simulationsmodells kann für weitere wissenschaftliche und praktische Fragestellungen eine schnelle Modellerweiterung vorbereitet und durchgeführt werden. So ist es z.B. mit dem Simulationsmodell möglich, zweidimensionale Wasserhaushalts- und Schadstofftransportberechnungen von Deponieabdichtungssystemen durchzuführen. Für weitere Anwendungen lassen sich schnell Lösungen entwickeln und in das Modell implementieren.

Literaturverzeichnis

KÖNIG, R., 1991, Entwicklung und Anwendung eines numerischen zweidimensionalen Wasserhaushaltsmodells für nicht abgeschlossene Einzugsgebiete, Diss. beim FB 14, TU Berlin, Berlin.

LEMKE, M., A.SCHÜLLER, K.SOLCHENBACH u. U.TROTTEBERG, 1990, Parallel Processing on Distributed Memory Multiprocessors, in: A.Reuter (Hrsg.), GI - 20. Jahrestagung I, Stuttgart.

PELKA, W., 1983, Stoff- und Wärmetransport in gesättigter-ungesättigter Grundwasserströmung, Mitteilungen Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TH Aachen, Aachen.

RENGER, M., R.KÖNIG, F.SWARTJES, G.WESSOLEK, C.FAHRENHORST u. B.KASHANIAN, 1991, Simulationsmodelle zum Wasserhaushalt, Endbericht zum BMFT Projekt 'Modelle zur Ermittlung von Wasserhaushalt, Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung', unveröffentlicht.

ROTH, C., 1991, Laborberichte, unveröffentlicht.

WESSOLEK, G., R. PLAGGE u. R.KÖNIG, 1991, Modellstudien zur Empfindlichkeit der van Genuchten-Mualem Parameter, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch..

WESSOLEK, G, 1989, Einsatz von Wasserhaushalts- und Photosynthesemodellen in der Ökosystemanalyse, Schriftenreihe des FB 14 TU Berlin, Nr. 61, Berlin.

Verzeichnis der Abkürzungen und Symbole

C(ψ)	spezifische Feuchtekapazität	[1/cm]
g	Erdbeschleunigung	[m/s ²]
H	Gesamtpotential	[cm]
h	Wasserstand am Punkt x	[m]
K(ψ)	ungesättigte Leitfähigkeit	[cm/d]
N _w	abflüßwirksamer Niederschlag	[mm/d]
n	Porosität	[-]
S	Quellen oder Senkenterm	[cm/d]
S _f	Energiegefälle	[o/oo]
S _o	Sohlgefälle	[o/oo]
t	Zeitkoordinate	[d]
v	Abflüßgeschwindigkeit	[m/s]
x	Koordinate in x - Richtung	[-]
z	Koordinate in z - Richtung	[-]
α	vertikale Kompressibilität des Korngerüstes	[m ² /N]
θ	volumetrischer Wassergehalt	[cm ³ /cm ³]
ψ	Wasserspannung	[cm]
∂	Differentialquotient	[-]
ρ	Dichte	[kg/m ³]

Stabilitätseigenschaften rekultivierter Böden aus Löß im
Rheinischen Braunkohlen-Tagebaurevier

von
Matthias Lebert +)

Einleitung:

Über die Eigenschaften von trocken verkippten landwirtschaftlich genutzten Rekultivierungsflächen aus Löß im Rheinischen Braunkohlentagebau ist viel berichtet worden. Nach Schulze und Engels (1962) sind rekultivierte Flächen in ihrer Ertragsleistung bei Getreide in den ersten Jahren der Neulandnutzung um etwa 10 - 20% geringer als die entsprechenden Altlandflächen. Im Verlauf der Flächenalterung gleichen sich die Ertragswerte auf gut rekultivierten Böden jedoch nahezu wieder an. Auf schlecht rekultivierten Flächen treten jedoch zunehmend Probleme bei der Bewirtschaftung auf. Starke Unterbodenverdichtungen führen zu zeitweiliger Staunässebildung, wodurch die Böden bereits eine beginnende Pseudovergleyung aufweisen (Schröder et al., 1985). Häufig müssen solche Flächen tiefmelioriert werden. Bodenverdichtungen sind immer ein Resultat der Gleichgewichtseinstellung zwischen externen Auflasten und internen Bodenwiderständen. Bereits in früheren Arbeiten wurden die Beziehungen zwischen der Verdichtbarkeit und der bodeninternen Stabilität von Böden mittels der Vorbelastung quantifiziert (Lebert, 1989; Lebert und Horn, 1991). Es konnte gezeigt werden, daß ein Boden erst dann auf eine mechanische Belastung mit einer bleibenden Verformung reagiert, wenn der durch die Belastung erzeugte Druck die Vorbelastung des Bodens übersteigt. Die vorliegenden Untersuchungen hatten zum Ziel, die Strukturfestigkeit der Schüttboden aus Löß zu quantifizieren, um die Standortqualität und die mechanische Belastbarkeit mit reproduzierbaren bodenmechanischen Parametern zu beurteilen.

Material und Methoden:

Als Kenngröße für den physikalischen Strukturzustand des Bodens wurde die Lagerungsdichte ermittelt. Zur Bestimmung der Strukturfestigkeit wurde die Vorbelastung in einer Drucksetzungsapparatur bestimmt. Die Vorbelastung wurde sowohl an ungestörten Strukturproben als auch an < 2mm homogenisierten Proben ermittelt, um dem Struktureinfluß auf die Stabilität einen Referenzwert gegenüberstellen zu können. Die homogenisierten Proben wurden mit der gleichen Lagerungsdichte in Stechzylinder wiedereingefüllt.

Es wurden insgesamt 5 Standorte miteinander verglichen. Als

+) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der
Christian-Albrechts-Universität Kiel

Vergleich unterschiedlicher Rekultivierungsqualität wurden ein schlecht -, ein mittel - und ein gut rekultivierter Standort untersucht. Die Auswahl erfolgte nach Vernässungskriterien über Luftbildaufnahmen und nach visuellen Wachstumskriterien. Ferner wurden ein frischplanierter Standort und ein frisches unbehandeltes Schüttgut beprobt, um die Ausgangsbedingungen der Bodenentwicklung zu erfassen.

Ergebnisse und Diskussion:

Abb. 1 zeigt den Tiefenverlauf der Lagerungsdichte der 5 Standorte. Es ist deutlich zu erkennen, daß sämtliche befahrenen Standorte, auch der frisch Planierte, im Unterboden eine deutlich höhere Lagerungsdichte aufweisen als das frische Schüttgut. Während in 70 cm Bodentiefe die Lagerungsdichte der Standorte in der Reihenfolge: gut -, mittel -, schlecht rekultiviert zunimmt, liegen die Werte bei allen Standorten im direkten Unterkrumenbereich zwischen 1.70 und 1.74 g/cm³. Im Oberboden variieren die Lagerungsdichten sehr stark in Abhängigkeit von der jeweiligen Lockerungsgeschichte des Standortes. Der schlecht rekultivierte Standort weist sich also durch eine extrem hohe Lagerungsdichte im Unterboden aus. Schröder et al. (1985) berichten von ähnlich hohen Lagerungsdichten um 1.85 g/cm³. Während bei dem schlecht rekultivierten Standort die Lagerungsdichte mit zunehmender Untersuchungstiefe ständig steigt, nehmen die Werte im mittel- und gut rekultivierten Boden unterhalb von 35 cm Tiefe wieder ab. Die Frage, ob die Verdichtungen primär von Planierfahrzeugen oder von Befahrungen durch Bodenbearbeitungsmaschinen herrühren kann mit den jetzigen Ergebnissen noch nicht beantwortet werden.

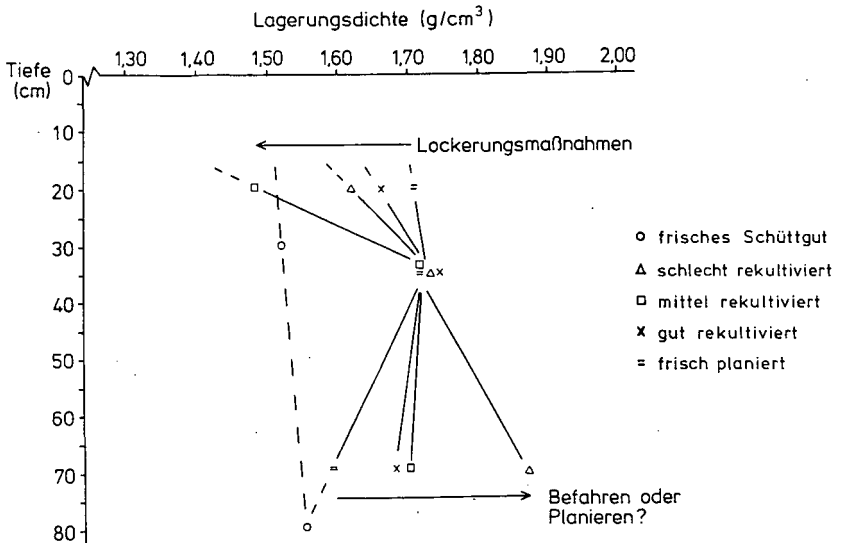


Abb. 1: Tiefenverlauf der Lagerungsdichte (g/cm³) der Standorte.

In Abb. 2 sind den Werten für die Lagerungsdichte die entsprechenden Werte der Strukturfestigkeit durch die Vorbelastung gegenübergestellt. Die durchgezogene Linie stellt die Regressionsgerade für die Lagerungsdichte / Vorbelastungs - Beziehung der homogenisierten Proben der Horizonte aller Profile dar. Da es sich bei den Profilen ausschließlich um den gleichen Würmlöß handelt, ergibt sich nach der Homogenisierung des Materials auf eine Aggregatgröße < 2 mm und nach Wiedereinfüllung auf die vorherige Lagerungsdichte eine einheitliche Bodenstruktur, die nur noch durch die Lagerungsdichte modifiziert wird. Dadurch ergibt sich zwischen der Vorbelastung und der Lagerungsdichte dieser Proben eine eindeutige Beziehung die nicht, oder nur sehr geringfügig durch Aggregierungseinflüsse bestimmt wird. Die Regressionlinie stellt daher eine für dieses Bodenmaterial charakteristische Mindeststabilität dar, die bei gegebener Vorentwässerung nur von der Lagerungsdichte gesteuert wird. Die Proben befinden sich in dem von Hartge (1986) beschriebenen Normalverdichtungszustand. Betrachtet man dagegen die Vorbelastungs/Lagerungsdichte - Beziehung der ungestörten Profilhorizonte, so ergibt sich ein sehr unterschiedliches Bild. Die Horizonte des schlecht rekultivierten Bodens liegen sehr exakt auf der Regressionsgeraden der homogenisierten Proben. Der schlecht rekultivierte Boden weist also nur eine von der Lagerungsdichte bestimmte Mindeststabilität auf. Bei dem mittel rekultivierten Boden hingegen weichen ein Horizont (Unterboden) und beim gut rekultivierten Standort zwei Horizonte (Krume und Unterboden) deutlich von der Geraden ab. Bei

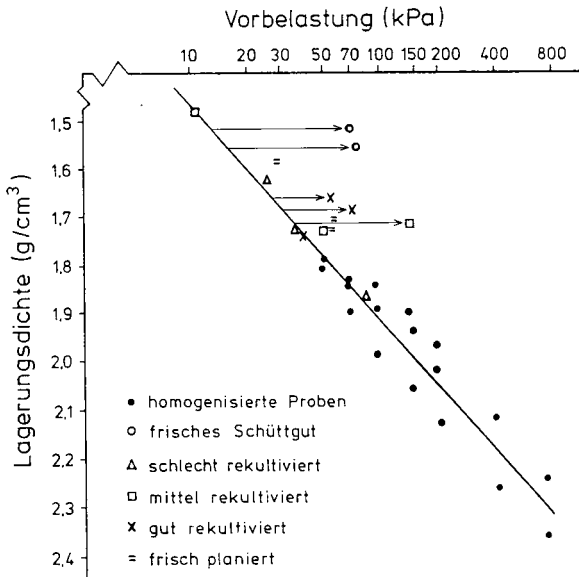


Abb. 2: Beziehung zwischen Lagerungsdichte (g/cm³) und Vorbelastung (kPa) homogenisierter und ungestörter Bodenproben (Vorentwässerung: 6 kPa).

gleicher Lagerungsdichte zeigen die drei Horizonte eine deutlich erhöhte Vorbelastung gegenüber den homogenisierten Proben und den ungestörten Proben des schlecht rekultivierten Standortes. Eine solche Stabilitäts-erhöhung ist nur durch eine stärker ausgeprägte Aggregatstruktur zu erklären. Bei höherer Festigkeit und gleicher Lagerungsdichte bleiben sowohl für die Luft- und Wasserinfiltration als auch für das Durchdringen der Wurzeln kontinuierliche Grobporen auch unter mechanischer Belastung besser erhalten, wodurch der bessere Rekultivierungserfolg auf diesen Flächen zu erklären ist.

Besonders deutlich weichen die Horizonte des Schüttguts von der Regressionsgeraden der homogenisierten Proben ab. Sie weisen trotz der geringeren Lagerungsdichte von $1.52 - 1.55 \text{ g/cm}^3$ eine relativ hohe Vorbelastung von $70 - 75 \text{ kPa}$ auf. Daraus läßt sich schließen, daß das frische Schüttgut in zunächst recht stabiler Aggregatpackung abgelagert wird. Durch Befahrungen wird jedoch die Vorbelastung des Schüttguts überschritten und die Aggregatstruktur wird stärker homogenisiert. Daraus kann sich trotz höherer Lagerungsdichte eine geringere Stabilität ergeben, da sich aufgrund der Wasserdynamik während des Setzungsprozesses bei einmaliger Überfahrung noch kein Gleichgewicht einstellt zwischen der Belastung und der Stabilität der festen Bodenphase (Lebert et al. 1990). Folgebelastungen führen dann zu immer weiter zunehmender Verdichtung.

Schlußfolgerungen:

Aus diesen ersten Ergebnissen kann gefolgert werden:

- 1) Schlecht rekultivierte Standorte verfügen lediglich über eine von der Lagerungsdichte gesteuerte Mindeststabilität.
- 2) Besser rekultivierte Standorte weisen bei gleicher Lagerungsdichte eine höhere Festigkeit auf als schlecht rekultivierte Standorte. Eine solche Festigkeitserhöhung ist nur durch das Vorhandensein von festen Struktureinheiten (Aggregaten) zu erklären.
- 3) Die Beurteilung der Stabilität von aggregierten Böden ist anhand der Lagerungsdichte nicht möglich. Nur die Vorbelastung gibt Aufschluß über den Stabilitätszustand der Böden.

Literatur:

- Hartge, K.H., 1986: A Concept of Compaction. Z. Pflanzenern. u. Bodenkunde., 149, 361-370.
- Lebert, M., 1989: Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden. Bayreuther Bodenkdl. Berichte, Band 12.
- Lebert, M. and R. Horn, 1991: A method to predict the mechanical strength of agricultural soils. Soil Tillage Res., 19, 275-286.
- Lebert, M., T. Baumgartl und H. Semmel, 1990: Die Bedeutung des Bodengefüges für die mechanische Belastbarkeit von Böden. Mittteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 62, 71-74.
- Schröder, D., S. Stephan und H. Schulte-Karring, 1985: Eigenschaften, Euntwicklung und Wert rekultivierter Böden aus Löß im Gebiet des Rheinischen Braunkohlen-Tagebaus. Z. Pflanzenern. u. Bodenkde., 148, 131-146.
- Schulze, E. und H. Engels, 1962: Rekultivierung von Lößböden im Rheinischen Braunkohlengebiet. Z. Acker- u. Pflanzenbau, 115, 115-143.

Evaluierung von Evapotranspirationsmodellen am Standort "Naturmessfeld Horkheimer Insel"

von

Leucht, A.⁺, B. E. Allison⁺, T. Entenmann⁺,
R. R. van der Ploeg⁺⁺, K. Helfesrieder⁺⁺

Einleitung

Im Jahr 1990 wurden auf dem "Naturmeßfeld Horkheimer Insel" bei Heilbronn im Rahmen des Projektes "Wasser-Abfall-Boden" des Landes Baden-Württemberg vergleichende Untersuchungen mit zehn Evapotranspirationsmodellen durchgeführt. Ziele waren hierbei die Entwicklung eines Fortran-Programms zur Berechnung von zehn Evapotranspirationsmodellen, der Vergleich der berechneten Evapotranspirationsraten mit Lysimeterdaten, der Vergleich der Modelle untereinander, sowie Sensitivitätsanalysen für die wichtigsten Eingabeparameter.

Material und Methoden

Für die Untersuchung wurden vier Modifikationen der Penman-Gleichung sowie die Modelle nach Priestley-Taylor, Haude, Turc, Jensen-Haise, Hargreaves und Blaney-Criddle ausgewählt. Den Input für die Berechnungen bildeten Wetter- und Pflanzendaten des Standorts Horkheimer Insel. Die berechneten Evapotranspirationsraten wurden für den Zeitraum 19.7. bis 7.8.1990 mit Lysimeter-Meßwerten verglichen. Dieser Vergleich bildete die Grundlage für den Vergleich der Modelle untereinander über das gesamte Jahr 1990. Die Sensitivitätsanalysen wurden für Netto- und Globalstrahlung, Temperatur, Luftfeuchtigkeit und Windgeschwindigkeit durchgeführt.

Drei der verwendeten Modelle sollen an dieser Stelle vorgestellt werden, die im Vergleich mit dem Lysimeter am besten abgeschnitten haben. Es handelt sich um die Modelle nach Penman mit einer Windfunktion nach Wright (1982), Priestley-Taylor (1972) und Hargreaves (1987). Das Modell nach Penman (Windfunktion nach Wright, 1982) hat die Form:

$$ET = \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} (RN - G) + \frac{\gamma}{\Delta + \gamma} f(u) (ES - EA) \quad [1]$$

⁺ Institut für Pflanzenbau in den Tropen und Subtropen, Universität Hohenheim, Kirchnerstraße 15, 7000 Stuttgart 70.

⁺⁺ Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Straße 27, 7000 Stuttgart 70.

$$f(u) = 0.263(AW + BW * u) \quad [2]$$

$$AW = 23.8 - 0.7865 * J + 9.7182 * 10^{-3} * J^2 - 5.4589 * 10^{-5} * J^3 + 1.42529 * 10^{-7} * J^4 - 1.4108 * 10^{-10} * J^5 \quad [3]$$

$$BW = (-0.0122 + 5.2956 * 10^{-4} * J - 5.9923 * 10^{-6} * J^2 + 3.4002 * 10^{-8} * J^3 - 9.00872 * 10^{-11} * J^4 + 8.79179 * 10^{-14} * J^5) * 86.4 \quad [4]$$

ET: Potentielle Evapotranspiration [mm/d]
 Δ : Steigung der Sättigungsdampfdruck-Temperaturkurve [mb/°C]
 γ : Psychrometernkonstante [mb/°C]
 RN: Nettostrahlung [mm/d Verdunstungsäquivalent]
 G: Wärmefluß in den Boden [-/-]
 ES: Sättigungsdampfdruck bei Tagesdurchschnittstemperatur [mb]
 EA: aktueller Dampfdruck [-/-]
 AW, BW: empirische Windkoeffizienten
 u: Windgeschwindigkeit [m/s]
 J: Tag des Jahres

Dieses Modell erfordert einen hohen Datenaufwand. Die Änderungen in der Windfunktion nach Wright (Gleichungen [3] und [4]), bewirken, daß in den Sommermonaten höhere Verdunstungsraten berechnet werden als von der ursprünglichen Penman-Gleichung.

Das Modell nach Priestley-Taylor (1972) lautet:

$$ET = \alpha \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} (RN - G) \quad [5]$$

α : Priestley-Taylor-Koeffizient (ca. 1.3)

Das Modell nach Priestley-Taylor kann als eine verkürzte Form der Penman-Gleichung, mit einem geringeren Datenaufwand, bezeichnet werden. Man benötigt Tagesdurchschnittstemperatur und Nettostrahlung.

Das Modell nach Hargreaves (1987) hat die Form:

$$ET = 0.0162 * KT * RA * (TAV + 17.8) * \sqrt{TD} \quad [6]$$

ET: Potentielle Evapotranspiration [mm/d]
 KT: Hargreaves-Koeffizient
 RA: extraterrestrische Strahlung [mm/d Verdunstungsäquivalent]
 TAV: Tagesdurchschnittstemperatur [°C]
 TD: Temperaturdifferenz Tagesmaximum minus Tagesminimum [°C]

Hinter den Parametern KT, RA und \sqrt{TD} verbirgt sich eine Abschätzung der Globalstrahlung aus der extraterrestrischen Strahlung, so dass für das Modell nach Hargreaves nur Temperaturen benötigt werden.

Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1 zeigt die Verläufe von drei Modellen im Vergleich zum Lysimeter. Hier ergibt die statistische Auswertung in allen Fällen, daß berechnete Verdunstungsraten und die Lysimeterwerte nicht signifikant verschieden sind. Alle andern der untersuchten Modelle weichen dagegen signifikant von den Lysimeterwerten ab. (t-Test für verbundene Stichproben, Sachs, 1979).

Der Mais, der 1990 auf der Parzelle stand, befand sich in dem Zeitraum, aus dem die Lysimeterwerte stammen, am Ende der Hauptwachstumsphase mit dem höchsten Blattflächenindex. Zudem war dieser Zeitraum für die Verhältnisse des Standorts sehr strahlungsintensiv. Aus dieser Sicht ist es gerechtfertigt aktuelle und potentielle Verdunstung zu vergleichen. Andererseits wurden in die Untersuchung noch keine Bodenwassergehalte aufgenommen und auch keine Pflanzenkoeffizienten um die potentielle Verdunstung an bestimmte Kulturen, wie hier Mais, anzugleichen. Die Einbeziehung dieser Faktoren, sowie zusätzliche Lysimeterdaten aus allen Wachstumsphasen werden hier die erforderlichen Erkenntnisse bringen, um zu entscheiden welches Modell letztendlich, bei einem vertretbaren Datenaufwand, für den Standort geeignet ist; insbesondere zur Anwendung in Pflanzenwachstumsmodellen wie z.B. CERES-Maize.

Die Sensitivitätsanalysen zeigten im Fall der Nettostrahlung für das Modell nach Penman (Windfunktion nach Wright, Abb.2) ein in etwa proportionales Bild, d.h. wenn die Nettostrahlung um 25% erhöht wurde, erhöhte sich das Ergebnis auch in dieser Größenordnung. Hier wurden zwei Zeiträume mit unterschiedlichen Strahlungsniveaus unterschieden. Da die Nettostrahlung für die Modelle auf Basis der Penman-Gleichung den wichtigsten Parameter darstellt, oft aber nicht gemessen wird und daher aus der Globalstrahlung abgeschätzt werden muss, eröffnet sich auch an dieser Stelle weiterer Untersuchungsbedarf.

Für die Temperatur ergibt sich für das gleiche Modell (Abb.3,

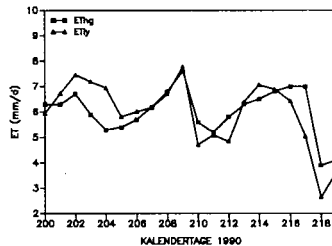
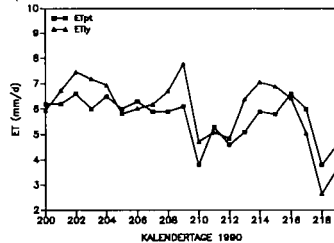
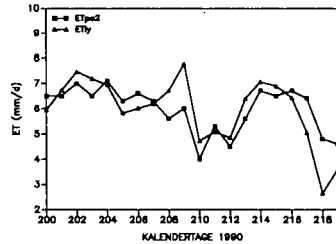


Abb.1: Verlauf der ET nach Penman (Winfunktion nach Wright, ETpe2) (oben), nach Priestley-Taylor (ETpt) (mitte) und nach Hargreaves (ETtg) (unten), jeweils im Vergleich zum Lysimeter Horkheim, im Zeitraum 19.7. bis 7.8. 1990.

oben) ein weit geringerer Einfluss auf das Ergebnis. Für das Modell nach Hargreaves ergibt sich dagegen ein hoher Einfluss der Temperaturen auf die berechnete Evapotranspiration (Abb.3, unten). Mit steigendem Temperaturniveau (t_4 repräsentiert einen Zeitraum mit einer Durchschnittstemperatur von 23.7°C) nimmt die Sensitivität für die Temperatur zudem deutlich zu.

Literatur

Allen, R.G., 1986. A Penman for all seasons. J. Irrig. and Drain. Engineering 112, No.4., 348-368.

Hargreaves, G.H., and Z.A. Samani, 1987. Estimation of standard deviation of potential evapotranspiration. J. Irrig. and Drain. Engineering 114, 175-180.

McGuinness, J.L. and E.F. Bordne, 1970. Lysimeter derived potential evapotranspiration. Technical Bulletin 1452, U.S. Department of Agriculture.

Penman, H.L., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Proc. Roy. Soc. London, A193, 120-146.

Priestley, C.H.B., and R.J. Taylor, 1972. On the assessment of surface heat flux and evaporation using large scale parameters. Mon. Weath. Rev., 100, 81-92.

Sachs, L., 1979. Statistische Methoden Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.

Wright, J.L., 1982. New evapotranspiration crop coefficients. J. Irrig. and Drain. Div., ASCE, 108(IR2), 57-74.

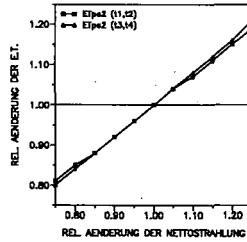


Abb.2: Sensitivitätsanalyse der Nettostrahlung für Penman (Windfunktion nach Wright) in zwei verschiedenen Zeiträumen.

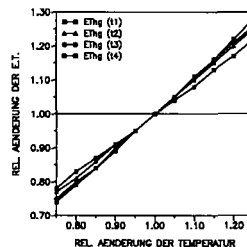
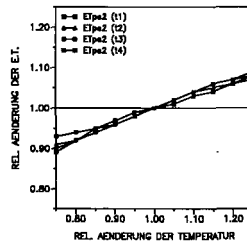


Abb.3: Sensitivitätsanalyse der Temperatur für Penman (Windfunktion nach Wright, oben) und nach Hargreaves (unten) in vier Zeiträumen.

Erfassung von Wasserhaushaltsparametern organischer Bodenhorizonte
unter Verwendung der Time Domain Reflectometry (TDR)

von

Mahr, A.* und R. Horn**

I. Einführung

Die standortspezifischen Wuchsbedingungen von Waldbeständen im Hinblick auf Nährstoffangebot und -erreichbarkeit im Boden sind eng gekoppelt mit den Parametern des Wasser- und Gashaushalts und mit der Möglichkeit der Durchwurzelung der Matrix. An stark immissionsbelasteten Standorten konnten HÜTTERMANN (1983) bzw. MEYER et al. (1988) eine verstärkte Durchwurzelung der organischen Auflagehorizonte trotz dort auftretender niedriger pH-Werte feststellen, da in diesem Bodenkompartment keine Ca/Al-Verhältnisse beobachtet werden, die wurzeltoxische Wirkungen aufgrund hoher Al-Konzentrationen (ROST-SIEBERT, 1983) erwarten lassen. Der daraus resultierende Stellenwert der organischen Auflagehorizonte für die Wasserversorgung von Waldbeständen auf versauerten Standorten wird aus Berechnungen von SCHULZE et al. (1989) deutlich: Der Wasserbedarf eines ca. 40jährigen Fichtenbestandes mit starken Schadsymptomen wurde zu 60% aus der organischen Auflage entzogen.

Um weitergehende Aussagen über die Verteilung und Verfügbarkeit von Wasser- und Nährstoffvorräten im mikroskopischen Bereich der unmittelbaren Wurzelzone treffen zu können, ist es nötig, die Wasserspannungs/Wassergehaltsbeziehungen und Wasserspannungs/Wasserleitfähigkeitsbeziehungen der organischen Auflagehorizonte in Abhängigkeit von den zugrundeliegenden Strukturbausteinen der Matrix und somit vom Zersetzungsgrad der organischen Substanz zu bestimmen.

II. Material und Methoden

Probennahme und -spektrum für Labormessungen

Als Monolithen mit 30 cm Durchmesser und 25 cm Höhe wurden organische Auflagenhorizonte und die sie unterlagernden Mineralbodenhorizonte in ungestörter Lagerung schonend entnommen. Das Probenspektrum umfaßt gut entwickelte Waldhumusformen aus den Alpen (**Mullrendzina**, **Moderrendzina**, **Tangelrendzina**), aus Bayerischen Mittelgebirgslagen (Braunerde-Podsol mit **rohhumusartigem Moder**, Podsol aus Quarzit mit **Rohhumus**) und der Holsteinischen Vorgeest (Podsol auf Sander mit

* Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung, Postfach 101251, D-8580 Bayreuth

** Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40, D-2300 Kiel 1

Rohhumus). Für modellhafte Betrachtungen an homogenem organischen Material unterschiedlichen Zersetzungsgrades wurden außerdem mehrere Moorstandorte beprobt: schwach zersetzte **Niedermoortorfe**, ein stärker zersetztes **kalkhaltiges Niedermoor** unter Ackernutzung und zudem aus Hochmoorlagen **Schwarztorfe** und **Weißtorfe**. Eine geeignete Methode zur raschen Differenzierung des Mineralisierungsgrades der Humushorizonte steht mit der Thermogravimetrie zur Verfügung (ANGEHRN-BETTINAZZI et al., 1988).

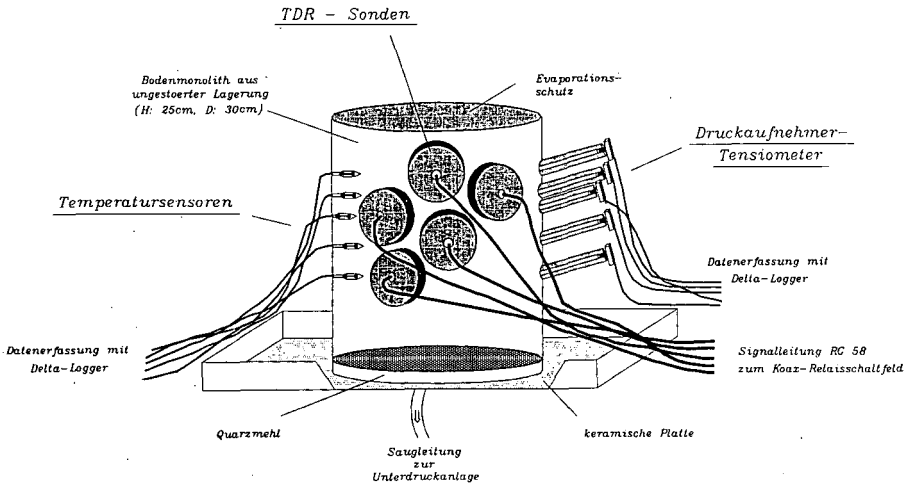


Abb. 1: Versuchsaufbau zur Ermittlung der Wasserspannung/Wassergehalts-Beziehung und der Wasserleitfähigkeit/Wasserspannungs-Beziehung an ungestörten Bodenmonolithen.

Messung von Bodenwasserspannung und -temperatur

Die Bodenwasserspannung wird mittels Druckaufnehmer-Tensiometern kontinuierlich erfaßt. Die Spitze aus keramischem Material P80 (KPM, Berlin) hat eine Länge von 35 mm und einen Durchmesser von 7 mm. Für die Registrierung des Unterdrucks im System wurden Druckaufnehmer der Firma HONEYWELL mit einem Meßbereich von 0 bis -15 psi verwendet. Die Speicherung der Meßwerte erfolgte mit Delta-Loggern (DELTA-T DEVICES LTD, Cambridge).

Für die Berechnung der volumetrischen Wassergehalte aus den TDR-Meßsignalen bietet die Berücksichtigung der aktuellen Temperatur eine Verbesserung der Meßgenauigkeit, da die Dielektrizitätszahl des Mediums eine Temperaturabhängigkeit aufweist. Als Meßsensoren fanden Präzisions-Heißleiter Verwendung (SIEMENS, M841/S1/3kOhm). Sie bieten den Vorteil geringer Größe (Durchmesser 3 mm, Höhe 1.5 mm) und hoher Meßgenauigkeit im Bereich von -40 bis +100 Grad Celsius.

Wassergehaltsmessung mit der Time Domain Reflectometry (TDR)

Die Time Domain Reflectometry ist eine Methode zur Bestimmung des volumetrischen Wassergehalts in der (Boden-)Matrix. Sie basiert auf der Messung der Ausbreitungsgeschwindigkeit einer elektromagnetischen Welle im Untersuchungsmedium, die durch dessen Dielektrizitätszahl bestimmt wird. Die errechnete Dielektrizitätszahl läßt sich über eine Kalibrierbeziehung auf der Basis eines Modells für ein Mehrphasen-Dielektrikum mit dem Bodenwassergehalt verknüpfen (ROTH et al., 1990). Die TDR-Technik bietet den Vorteil einer hohen Genauigkeit bei der Wassergehaltsbestimmung, ist als nicht-destruktive Methode für die langfristige Beobachtung von Standorten geeignet, bietet ein über die Sondenmorphologie wählbares Meßvolumen und ist auch automatisierbar (Abb. 2).

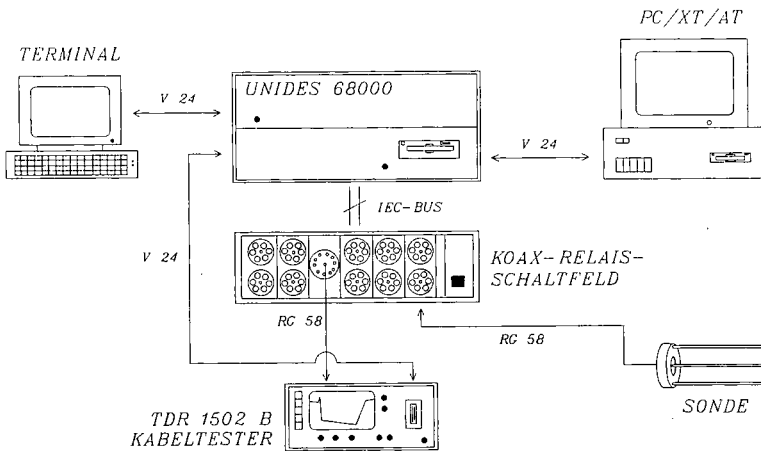


Abb. 2: Automatisiertes Meßsystem zur Bestimmung des volumetrischen Wassergehaltes mittels Time Domain Reflectometry mit einer Multiplexereinheit für 60 Boden-sonden.

Die Basiseinheit des Meßsystems für Bodenwassergehalte ist ein **TEKTRONIX 1502B Kabeltester** mit TDR-Technik (Aussendung eines elektrischen Impulses auf eine Kabelstrecke und Aufzeichnung von Reflexionen aufgrund von Diskontinuitäten im Ausbreitungsmedium), der mit einer seriellen Schnittstelle (SP 232 Serial Extended Function Module, Fa. TEKTRONIX) erweitert wurde.

Der erzeugte Hochfrequenz-Impuls (1-2 GHz) wird über ein 50 Ohm Koaxialkabel (RG 58) auf die im Meßmedium steckende Sonde übertragen. Die **Bodensonde** entspricht der Bauart nach ZEGELIN (1989), d.h. mit Hilfe von drei V4A-Stahlstäben (Länge 200 mm, Durchmesser 6 mm) wird eine ideale Koaxzelle simuliert. Die Sondengröße ist dabei je nach Fragestellung auch proportional veränderbar.

Um eine Automatisierung der Datenerfassung zu erreichen werden die Bodensonden über eine Umschalteneinheit mit dem einen Meßausgang des Kabeltesters verbunden. Bei dem verwendeten Gerät handelt es sich um ein **Hochfrequenz-Relaisschaltfeld** (TELEMETER ELECTRONIC, KRE-0131-R-U) in Moduleinschubtechnik mit dem 60 Hochfrequenz-Kanäle auf einen Ausgang bei einer Frequenz bis maximal 5 GHz geschaltet werden können. Dabei sind 10 Koaxrelais mit jeweils 6 Kanälen mit einem Sammelschalter verbunden. Die Bedienung und Steuerung des Relaisschaltfeldes erfolgt über eine IEEE 488 Schnittstelle. Die Steuerung des Relaisschaltfeldes und den Datentransfer vom TEKTRONIX Kabeltester übernimmt ein **UNIDES 68000 Multitasking-Rechner** (ZENTRALE ELEKTRONIK, UNIV. BAYREUTH). Die dafür entwickelte Software ermöglicht eine variable Programmierung der Anzahl an Meßkanälen und des Meßintervalls. Der Anforderung einer zeitlich hochauflösenden Wassergehaltsmessung konnte mit einer Schalt-, Meß- und Speicherzeit von <1 Sekunde pro Kanal Rechnung getragen werden. Der UNIDES 68000-Rechner (Betriebssystem OS-9/68000) kann über eine V24-Schnittstelle auch mit IBM-kompatiblen Computern kommunizieren. Die Multitasking-Funktion des Rechners erlaubt eine zeitgleiche Berechnung von volumetrischen Wassergehalten aus den gespeicherten TDR-Meßsignalen und somit eine Reduzierung des Speicherplatzbedarfs. Zur Bestimmung der Laufzeit der elektromagnetischen Welle im Boden aus den Meßkurven des TDR-Kabeltesters wurde eine Auswerteroutine zur sicheren Erkennung von Start- und Endpunkt der Meßstrecke entwickelt.

Literatur

- ANGEHRN-BETTINAZZI, C., P. LÜSCHER u. J. HERTZ 1988: Thermogravimetry as a method for distinguishing various degrees of mineralisation in macromorphologically-defined humus horizons. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 151, 177-183.
- HÜTTERMANN, A. 1983: Auswirkungen "saurer Deposition" auf die Physiologie des Wurzelraumes von Waldökosystemen. *AFZ* 38, 663-664.
- MEYER, J., K.S. WERK, R. OREN, R. ZIMMERMANN, E.D. SCHULZE 1988: Performance of *Picea abies* (L.) Karst. at different stages of decline. V. Root tips and ectomycorrhiza development and their relations to above ground and soil nutrients. *Oecologia* 77, 7-13.
- ROST-SIEBERT, K. 1983: Aluminium-Toxizität und -Toleranz an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.). *AFZ* 38, 686-689.
- ROTH, K., R. SCHULIN, H. FLÜHLER, and W. ATTINGER 1990: Calibration of Time Domain Reflectometry for water content measurement using a composite dielectric approach. *Water Resources Research* 26, 2267-2273.
- SCHULZE, E.D., R. HANTSCHER, K.S. WERK and R. HORN 1989: Water relations of two Norway spruce stands at different stages of decline. In: Schulze, E.D., O. Lange, R. Oren (eds.): Forest decline and air pollution. A study of spruce (*Picea abies*) on acid soils. *Ecological Studies* 77, 341-351, Springer Verlag, ISBN 0-387-50793-0.
- ZEGELIN, S.J. and I. WHITE 1989: Improved field probes for soil water content and electrical conductivity measurement using Time Domain Reflectometry. *Water Resources Research* 25, 2367-2376.

DISPERSIVER IONENTRANSPORT IN DEN LATOSSOLOS-ROXOS SÜDBRASILIENS ALS TYPISCHEN TONAGGREGAT-BÖDEN

von

MEYER B., S.L. SCHLINDWEIN u. J. STIEGEMANN: *)

1. FRAGESTELLUNG

In Südbrazilien ist der stark in Feinaggregate gegliederte Latossolo-Roxo (Oxisol) großflächig auf Basalt verbreitet. In den Bundesstaaten Paraná und Santa Catarina umfaßt seine Fläche ca. 3,3 Mio. ha, die wegen des günstigen Reliefs mit Hangneigungen geringer als 6% für den Anbau von einjährigen Kulturen genutzt wird (DERPSCH et al., 1988).

Die jährliche Niederschlagsmenge bedingt hier eine positive Wasserbilanz und damit eine erhöhte Austragsgefahr für Nährstoffe und Agrochemikalien aus der Wurzelzone. Hieraus ergibt sich ein Verlust von z.T. unter hohen Kosten aufgebrauchten Nährstoffen und in der Folge eine Belastung von Grund- und Oberflächenwasser. Diese ist bei intensiver Landwirtschaft von erheblicher Bedeutung. Um das Ausmaß dieses Vorganges abschätzen zu können, ist eine quantitative Beschreibung des Lösungstransportes und die Erfassung der prozeßsteuernden Mechanismen notwendig.

Quantitativ läßt sich die Verlagerung der in der Bodenlösung gelösten Stoffe durch die klassische Konvektions-Dispersions-Gleichung (KDG) beschreiben (BEAR, 1972). Aggregierte Böden zeigen allerdings hinsichtlich des Soluttransports oftmals ein nicht-ideales Verhalten. Häufig wird eine durch verfrühten Durchbruch und "tailing" gekennzeichnete Durchbruchskurve (DBK) gemessen (van GENUCHTEN & WIERENGA, 1976). Die Ursache ist auf die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Fließmediums, so die Porenform und -verteilung, das pH, die Austauschkapazität, sowie auf deren Wechselwirkungen zurückzuführen (BRUSSEAU & RAO, 1990).

Gegenstand dieser Arbeit ist es, anhand von Durchbruchskurven und den daraus ermittelten makroskopischen Transportparametern die Auswirkung verschiedener bodenphysikalischer und -chemischer Bedingungen auf den Stofftransport unter ungesättigten Fließbedingungen im Labor zu untersuchen.

2. MATERIAL

Für die Untersuchungen wurden Ackerkrumen 0-20 cm von zwei Latossolo-Roxo-Böden aus Südbrazilien verwendet, Herkunft: Versuchsgelände des IAPAR in Londrina, Bundesstaat Paraná und von Chapecó, Bundesstaat Santa Catarina. Die wichtigsten physikalischen und chemischen Eigenschaften werden in der Tabelle 1 dargestellt.

3. METHODIK

Die Analysen wurden wie folgt durchgeführt: **pH-Wert:** in H₂O und 1 M KCl, **Boden:Lösung 1:2; Gesamt-C und -N:** gaschromatographisch nach Verbrennung; **Fe:** AAS nach Behandlung mit Na-Dithionit; **Na⁺, K⁺, Ca²⁺:** flammenphotometrisch; **Mg²⁺:** AAS; **effektive AK:** nach Perkolatation mit ungepuffertem 0,1 M BaCl₂; **Korngröße:** Sieb- und Atterberg-Verfahren.

*) Institut für Bodenwissenschaft, von-Siebold-Str. 4, 34 Göttingen

Zur Untersuchung des Stofftransports im Labor wurden 14,2 cm lange Bodensäulen mit den 3 verschiedenen Aggregat-Größenklassen befüllt, die durch Siebung gewonnen wurden. In der Tabelle 2 sind die Kenndaten der einzelnen Bodensäulen zusammengefasst.

Die Verdrängungsexperimente wurden unter ungesättigten quasi-stationären Fließbedingungen durchgeführt. Als Chlorid-Tracer diente eine 0,05 M CaCl_2 -Lösung. Die Porenwasser-Geschwindigkeit variierte zwischen 2,53 und 53,57 cm/Tag. Die Verdrängung des zonalen Cl-Tracerinputs erfolgte dann durch eine 0,005 M CaSO_4 -Lösung. Der Austrag des aufgebrauchten Chlorids wurde am Auslauf der Säule verfolgt. Die Chloridbestimmung im Perkolat (flussbezogene Konzentration) erfolgte durch potentiometrische Titration mit AgNO_3 .

Die Parameter des makroskopischen Stofftransports, der scheinbare Diffusionskoeffizient (D) und der Retardationsfaktor (R), wurden anhand der gemessenen DBK durch "curve fitting" indirekt bestimmt. Dazu wurde das von PARKER & van GENUCHTEN (1984) entwickelte Rechenprogramm angewandt. Es basiert auf einer analytischen Lösung der eindimensionalen Konvektions-Dispersions-Gleichung $[dC/dt = D(d^2C/dx^2) - v(dC/dx)]$ und unterstellt konstanten Flux durch ein homogenes Fließmedium mit konstantem Wassergehalt. Das eingesetzte Anpassungsverfahren basiert auf der Annäherung der berechneten an die gemessene DBK, wobei die Minimierung der Summe der kleinsten Fehlerquadrate das Optimierungskriterium darstellt.

Tabelle 1: Chemische und physikalische Eigenschaften der Latosolo-Roxo-Böden.

Standort	Horizont	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	C _{org} (%)	N (%)	C/N	Fe-dith. (%)
Londrina Chapecó	Ap	5.3	4.5	1.74	0.17	10.2	10.6
	A	4.8	3.9	3.46	0.26	13.3	3.9

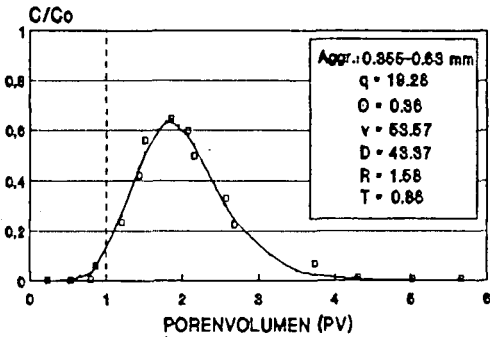
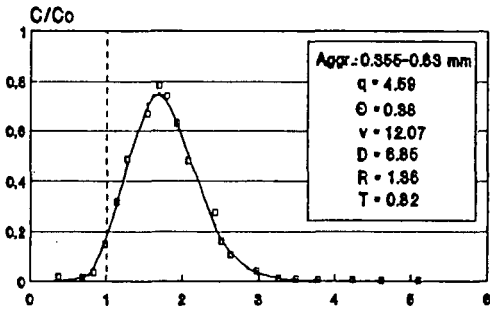
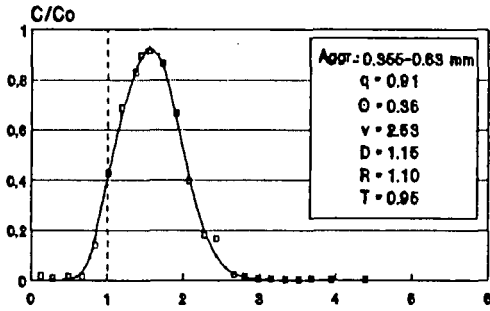
Standort	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Al	eff.AK	Ton	Schluff	Sand
	-----meq/100g Boden-----						----	----%	Feinboden----
Londrina Chapecó	0.1	0.3	1.2	3.3	-	5.3	79	17	4
	0.1	0.2	0.4	1.3	3.7	6.0	70	22	8

Tabelle 2: Bodenphysikalische Kenndaten der Versuchssäulen

Säule Nr.	Standort	Länge (cm)	Aggregatgröße(mm)	Dichte (g/cm ³)	Porosität
1	Londrina	14.2	0.355-0.63	0.99	0.63
2	Chapecó	14.2	1.00-2.00	0.91	0.66
3	Chapecó	14.2	2.00-4.00	0.85	0.68

4. ERGEBNISSE und DISKUSSION

Abb. 1 zeigt den Einfluß der Porenwasser-Geschwindigkeit (v) auf den Verlauf der DBK für die Säule 1. Mit zunehmender Porenwasser-Geschwindigkeit wird die DBK flacher und breiter, das "tailing" wird deutlich. Die scheinbare Diffusion innerhalb des Fließmediums nimmt entsprechend zu. Ähnliches ergibt sich auch für die Säulen 2 und 3. In gleicher Weise wirken sich die in den einzelnen Säulen eingefüllten Aggregatgrößen (siehe Tab. 2) auf den Verlauf der DBK aus, d.h., mit zunehmender Aggregatgröße steigen die D-Werte an. Das zu



□ gemessene DBK — berechnete DBK

Abb.1: Durchbruchkurven der Säule 1 bei 3 verschiedenen Porenwasser-Geschwindigkeiten v (cm/Tag). [C/C_0 = relative Cl-Konzentration, q = Darcy-Flux (cm/Tag), Θ = volumetrischer Wassergehalt (cm^3/cm^3), D = scheinbarer Diffusionskoeffizient (cm^2/Tag), R = Retardationsfaktor, T = Pulslänge (PV)].

beobachtende "tailing" charakterisiert den diffusiven Stoffaustausch zwischen "mobilen" und "immobilen" Wasserregionen - Inter- und Intra-Aggregatporen - wie sie in Aggregat-Fließmedien mit ausgeprägtem dualem Porensystem auftreten. NKEDI-KIZZA (1979) hat unter gesättigten Fließbedingungen ähnliche Transporteigenschaften beschrieben und auf den Einfluß der Wechselwirkung zwischen (v) und Aggregatgröße auf den Verlauf der DBK hingewiesen.

Die hohen Werte des Retardationsfaktors (R) sprechen für eine positive Adsorption des Cl⁻-Tracers. Unter den im Boden herrschenden pH-Bedingungen (Tab.1) kann die positive Ladung für den Latossolo-Roxo aus Londrina zwischen 0,8 und 1,8 meq/100g Boden betragen (ROTH & PAVAN, 1991). Diese Cl⁻-Adsorption muß deshalb als Ursache für das beobachtete "tailing" mitberücksichtigt werden (NKEDI-KIZZA, 1979), zumindest unter den hier angewandten Versuchsbedingungen.

Der Einfluß des mittleren volumetrischen Wassergehaltes (θ) auf die Transportparameter wurde auch untersucht (die DBKs werden nicht gezeigt). Generell ergibt sich eine Zunahme sowohl der D - als auch der R -Werte mit abnehmendem Wassergehalt, wobei die funktionelle Beziehung allerdings von der Aggregatgröße abhängig ist. Diese Abhängigkeit der scheinbaren Diffusion vom Wassergehalt ist auch von De SMEDT & WIERENGA (1984) in deren Untersuchungen mit Glas-Kugeln festgestellt worden.

Das Ein-Region-Modell von PARKER & van GENUCHTEN (1984) kann die Durchbruchskurven unter allen Versuchsbedingungen befriedigend simulieren.

5. LITERATUR

1. BEAR, J. 1972. *Dynamics of fluids in porous media*. Elsevier, New York, 764p.
2. BRUSSEAU, M.L. & P.S.C.RAO. 1990. Modeling solute transport in structured soils: a review. *Geoderma*, 46: 169-192.
3. DERPSCH, R., C.H.ROTH, M.SIDIRAS & U.KÖPKE. 1988. Erosionsbekämpfung in Paraná, Brasilien: Mulchsysteme, Direktsaat und konservierende Bodenbearbeitung. *Schriftenreihe der GTZ*, Nr. 205, Eschborn, 270p.
4. De SMEDT, F & P.J.WIERENGA. 1984. Solute transfer through columns of glass beads. *Wat. Resour. Res.*, 20: 225-232.
5. NKEDI-KIZZA, P. 1979. *Ion exchange in aggregated porous media during miscible displacement*. Ph.D. dissertation, Univ. of Calif., Davis, 235p.
6. PARKER, J.C. & M.Th. van GENUCHTEN. 1984. Determining transport parameters from laboratory and field tracer experiments. *Virginia Agr. Exp. St., Bulletin 84-3*: 96p.
7. ROTH, C.H. & M.A.PAVAN. 1991. Effects of lime and gypsum on clay dispersion and infiltration in samples of a Brazilian Oxisol. *Geoderma*, 48: 351-361.
8. van GENUCHTEN, M.Th & P.J.WIERENGA. 1976. Mass transfer studies in sorbing porous media. I. Analytical solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40: 473-480.

Danksagung

Dem Nationalrat für wissenschaftliche und technologische Entwicklung (CNPq) der brasilianischen Regierung sei für die finanzielle Unterstützung gedankt.

Apparente Diffusionskoeffizienten bei naturnah geringer
Porenwasser-Geschwindigkeit für die Modellierung der Solut-Verdrängung
in Sandböden, besonders Moderhumus-Ackerkrumen

von
B. Meyer und Stiegemann, J. *)

Problemstellung:

Zur modellmäßigen Beschreibung des Stofftransports in Böden werden in Abhängigkeit vom eingesetzten Rechenmodells verschiedene Transportparameter benötigt (PENNELL et al., 1990). Insbesondere für Böden aus Sand liegen im Bereich geringer, d.h. naturnaher Porenwasser-Geschwindigkeiten nur wenige Parameter-Bestimmungen zum Stofftransport vor. Hierbei ist festzustellen, daß die überwiegende Anzahl diesbezüglicher Experimente sich auf Laborsäulen beschränkt. Sand-Ackerböden enthalten isolierte, als Schwämmchen wirkende Moderhumus-Partikel, die nach Erfahrungen mit der $pF-\theta$ -Charakteristik als "Aggregate" wirken könnten.

Ziel unserer Untersuchungen war es, den Stofftransport in Sandböden anhand von Labor- und Freilandexperimenten mit Tracern zu erfassen um mit Hilfe der gemessenen Durchbruchkurven (DBK) den apparenten (scheinbaren) Diffusionskoeffizienten D und den Retardationsfaktor R zu bestimmen.

Methoden:

Zur Bestimmung des apparenten Diffusionskoeffizienten anhand von DBK sind Säulenversuche im Labor und Freiland mit A_p - und B_v -Bodenmaterial von Sandböden (msfS) durchgeführt worden. Das A_p -Bodenmaterial der insgesamt 6 untersuchten Standorte erreicht einen Gehalt an organischer Substanz (Moderhumus) von 1 bis 5 %.

Die **Laborversuche** wurden an Bodensäulen von 30 und 70 cm Länge und 15,2 cm Durchmesser unter ungesättigten Fließbedingungen durchgeführt. Die Bodenmonolithe der sechs verschiedenen A_p -Horizonte wurden aus geschüttetem und rückverdichtetem Bodenmaterial erstellt. Die Beregnung erfolgte diskontinuierlich über eine Regneranlage. In allen Laborexperimenten wurde ausschließlich Calcium-Chlorid ($CaCl_2$) als Tracer eingesetzt.

Für die **Freilandversuche** wurden in den Wintermonaten 88/89 und 89/90 Bodenmonolithe von 35 und 70 cm Länge und 24 cm Durchmesser in ungestörter Lagerung mit Hilfe von eingetriebenen Kunststoffzylindern ausgegrenzt. Auf die Oberfläche der eingesetzten Zylinder wurde eine Chlorid- und Nitrat-Tracerlösung aufgebracht. Im Unterschied zu den Laborversuchen erfolgte der Tracertransport im Freiland, d.h. die Abwärtsverdrängung der aufgetragenen Tracerlösung durch die natürlichen Niederschläge während der jeweiligen Meßperioden. Die Tiefenverlagerung der Tracerfront wurde durch eine diskontinuierliche Beprobung der Bodenzylinder verfolgt.

Die aus den Experimenten gewonnenen Durchbruchkurven sind mit einem Rechenprogramm von PARKER und VAN GENUCHTEN (1984) analysiert worden, um den apparenten (scheinbaren) Diffusionskoeffizienten D und die Retardation R bestimmen zu können. Es beruht auf einer analytischen Lösung der Konvektions-Dispersions-Gleichung (KDG).

Hierbei wird in mehreren Iterationsschritten an die gemessene DBK eine nach der KDG berechnete Durchbruchskurve angenähert. Bei diesem Anpassungsverfahren, dem sogenannten "curve-fitting", werden alle bekannten Transportparameter vorgegeben. Die unbekannt Parameter D und R sind im Rechenverfahren des Modells als Variable definiert und werden solange variiert bis die Summe der Abstandsquadrate zwischen der gemessenen und berechneten DBK ein Minimum erreicht.

Ergebnisse und Diskussion:

Im Freiland erreichten die mittlere tägliche Sickerwassermenge q in den beiden Meßperioden des Winters 88/89 und 89/90 Werte von 0,2 bzw. 0,1 cm/Tag. Hieraus ergeben sich in Abhängigkeit vom Bodenwassergehalt bei Feldkapazität für die einzelnen Standorte mittlere Porenwasser-Geschwindigkeiten v [cm/Tag] = q [cm/Tag]/ θ [cm³/cm³] von 1 bzw. 0,7 cm/Tag. Daraus resultieren für Chlorid als Tracer mittlere D-Werte von 1 bzw. 0,9 cm²/Tag (siehe Abb. 1). Aus der D(v)-Beziehung D [cm²/Tag] = δ [cm] * v [cm/Tag] ergibt sich eine Dispersivität von 0,6 cm.

Im Labor ist ähnlich wie im Freiland die Cl-Verdrängung in Bodensäulen gemessen worden, jedoch mit dem Unterschied, daß der Verdrängungsprozess für ein größeres Spektrum an Porenwasser-Geschwindigkeiten v gemessen worden ist. Die im Freiland lediglich angenommene "steady state" Bedingung ist in den Tracerversuchen unter Laborbedingungen durch eine Intervall-Berechnung nahezu eingehalten worden.

Zudem konnte entgegen den Untersuchungen im Freiland der Cl-Austrag aus den Bodensäulen im Sickerwasser kontinuierlich verfolgt werden.

Während im Freiland die Porenwasser-Geschwindigkeit v durch die natürlichen Niederschläge vorgegeben war, wurden unter Laborbedingungen v -Werte zwischen 1 und 30 cm/Tag variiert. Die mit Hilfe der Kurvenanpassung bestimmten D-Werte betragen 0,5 bis 30 cm²/Tag (Abb. 1). Verrechnet man alle vorhandenen Daten für D und v unabhängig vom eingefüllten Bodenmaterial und Lagerungsart, so ergibt sich ein δ -Wert von ≈ 1 cm.

Trotz der genannten Unterschiede in den Versuchsbedingungen zeigen die berechneten Dispersivitätswerte zwischen den Freiland- und Laborversuchen eine gute Übereinstimmung. Daraus läßt sich folgern, daß die aus der D(v)-Beziehung abgeleiteten Werte für die Dispersivität von $\approx 0,6$ bis 1 cm für Transportvorgänge in Sand unter naturnahen, geringen Porenwasser-Geschwindigkeiten verwendbare Kalkulationsgrößen darstellen.

Die genannten Werte der Dispersivität δ für den mit Wasser ungesättigten Sandboden stimmen mit δ -Werten von HOFFMANN (1969) und FREEZE und CHERRY (1979) überein, die für verschiedene Böden bzw. Grundwasserleiter unter gesättigten Bedingungen δ -Werte von 0,1 bis 1 cm angeben. BEESE und VAN DER PLOEG (1983) haben in Laborsäulenversuchen für verschiedene Böden im ungesättigten Zustand eine Dispersivität von 1 cm bestimmt.

Aus der festgestellten Übereinstimmung in den δ -Werten zwischen Freiland und Labor läßt sich folgern, daß die Dimensionierung der Experimente in Freiland und Labor richtig gewählt worden ist, d.h., daß ein "scale effect" (FRIED, 1975) weitgehend vermieden werden konnte. Es ist für die hier untersuchten Sandböden möglich, aus Laborexperimenten bestimmte Transportparameter im Bereich naturnaher Porenwasser-Geschwindigkeiten auf das Freiland zu übertragen und für die modellmäßige Berechnung von Transportvorgängen bzw. Austragsereignissen zu verwenden.

Was den Begriff "Dimensionierung" betrifft, ist hierbei nicht nur Länge und Durchmesser der Bodenmonolithe selbst gemeint, die im Hinblick auf die Repräsentanz bestimmter Flächenelemente wie gröbere Leitbahnen von Bedeutung sind, sondern auch die zu wählende Lagerungsart, Trockendichte, Berechnungsmethode und den zu untersuchenden Bereich an Fließgeschwindigkeiten des Porenwassers (KHAN und JURY, 1990 und VAN GENUCHTEN und WIERENGA, 1986)

Die Retardation des Sand-Ackerboden-Moderhumus erweist sich als so gering, daß sie für die Freiland-Stoffverlagerung nicht berücksichtigt zu werden braucht.

Literatur:

PENNELL K.D., A.G. HORNSBY, R.E. JESSUP & P.S.C. RAO (1990): Evaluation of five simulation models for predicting aldicarb and bromide behavior under field conditions. - Water Resour. Res. 26, 2679 - 2693

BEESE, F. & P.J. WIERENGA (1983): The variability of the apparent diffusion coefficient in undisturbed soil columns. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 146, 302 - 315

FREEZE, R.A. & J.A. CHERRY (1979): Groundwater. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J., 604

FRIED, J.J. (1975): Groundwater Pollution. American Elsevier New York, N.Y.

HOFFMANN, B. (1969): Über die Ausbreitung gelöster Kohlenwasserstoffe im Grundwasserleiter. - Mitt. Inst. f. Wasserwirtschaft und landwirtschaftlicher Wasserbau der TU Hannover, Bd. 16, 283

KHAN, A.U.L. & W.A. JURY (1990): A laboratory study of the dispersion scale effect in column outflow experiments. Journal of containment Hydrology 5, 119 - 113

PARKER, J.C. & M.T. VAN GENUCHTEN (1984): Determining transport parameters from laboratory and field-tracer experiments. Virginia Agric. - Exp. Stu. Bull. 84

VAN GENUCHTEN, M.T. & P.J. WIERENGA (1986): Solute dispersion coefficient and retardation factors. - Methods of soil analysis, Part I, Physical and Mineralogical Methods (2nd Edition), Amer. Soc. of Agronomy, Inc. / S. Sci. Soc. Am., Inc., Madison, Wisconsin, USA

HAUFIGKEIT [%]

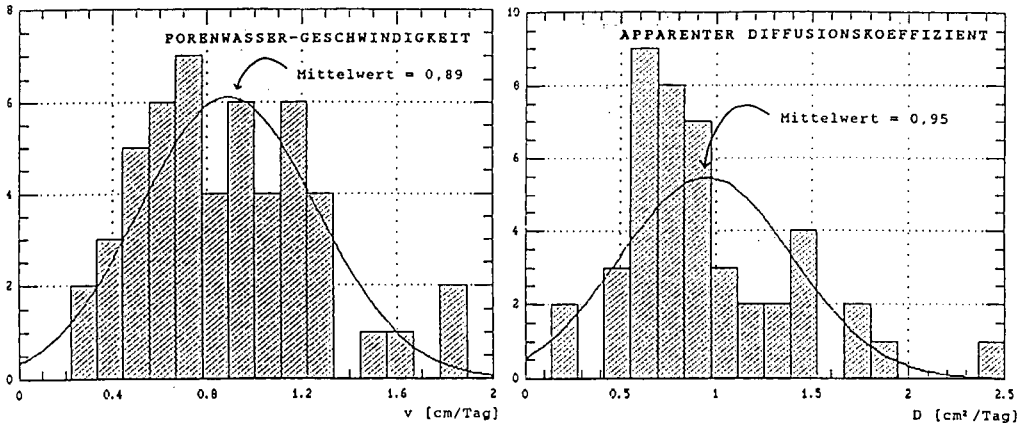


Abb. 1: Klassenhäufigkeit der Porenwasser-Geschwindigkeit v [cm/Tag] und der berechneten apparenten Diffusionskoeffizienten D [cm²/Tag] der Freilandversuche mit Bodenzylindern (Normalverteilung, Daten beider Meßperioden, 87/88 und 88/89)

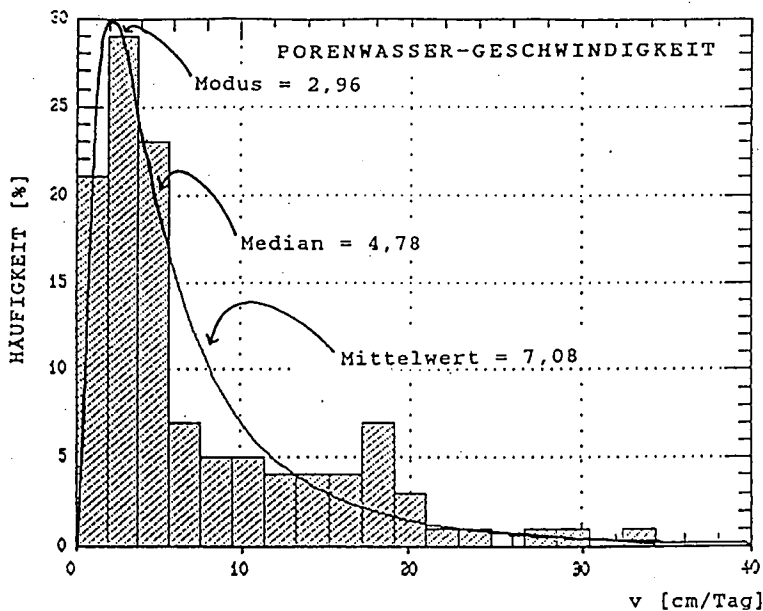
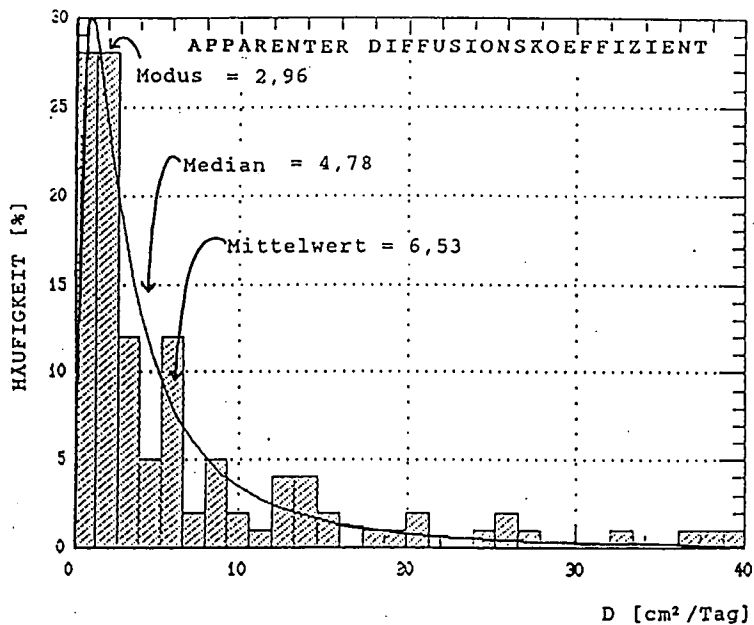


Abb. 2: Klassenhäufigkeit der Porenwasser-Geschwindigkeit v [cm/Tag] und der berechneten apparenten Diffusionskoeffizienten D [cm²/Tag] der Laborversuche (Log-Normalverteilung, 100 % = 117 Exp.), Meßgänge an A_D und B_V-Horizonten

DIE WIRKUNG UNTERSCHIEDLICHER FLIEßGE-
SCHWINDIGKEITEN DES PORENWASSERS AUF DIE
LUFTSPRENGUNG VON AGGREGATEN

Mitschke, E., S. Gäth u. H. -G. Frede[†])

1. EINLEITUNG

Die Zerstörung trockener, schluffreicher Aggregate durch schnelle Befeuchtung wird häufig auf eingeschlossene Luft zurückgeführt und allgemein als Luftsprengung (HILLEL, 1980: 102ff) definiert. Das Ausmaß der Luftsprengung soll u.a. von der Aufsättigungsgeschwindigkeit (PAYNE, 1954), der Benetzbarkeit des Bodens (MUSTAFA & LETEY, 1969), der freiwerdenden Benetzungswärme (LAL & GREENLAND, 1978) und der Ionenbelegung der Porenwände.

Nach dem Gesetz von Hagen-Poiseuille wird die Fließgeschwindigkeit des Wassers in einer Pore bestimmt von der Druckdifferenz (Δp), dem Radius (r), der Viskosität (η) und der Kapillarlänge (l) (Gl. 1).

$$\text{Gl. 1} \quad Q = \frac{\pi \cdot \Delta p \cdot r^4}{8 \cdot \eta \cdot l} \quad [\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}]$$

Ähnlich wie bei einem schnell fahrenden Eisenbahnzug in einer Tunnelröhre wird bei der schnellen Wasserbewegung in einer Pore Luft vorweggeschoben und dabei komprimiert. Dies führt zu einer Lockerung des Bodenverbandes. Je schneller die Wasserbewegung, desto stärker ist das Ausmaß der Lockerung. Die Ursache dieser Luftsprengung wäre im Gegensatz zur "Eingeschlossenen Luft" als "Luft-Schub" zu bezeichnen. Die folgenden Untersuchungen sollen die Bedeutung der Fließgeschwindigkeit für die Aggregatstabilität zeigen, wobei Δp u. η verändert wurden.

2. MATERIAL UND METHODEN

2.1. MATERIAL

- Bodenaggregate (\emptyset 1-2 mm) aus dem A_p -Horizont einer Parabraunerde aus LÖB.
- Künstliche, kugelförmige Aggregate (3-4 g lufttrocken), bestehend aus C-LÖB, oder Mischungen (jeweils im Verhältnis 1:1) von C-LÖB mit Quarzmehl, Kaolinit oder Montmorillonit.

2.2. METHODE

Die Bestimmung der Aggregatstabilität erfolgte mit zwei verschiedenen Methoden.

- **Modifizierte Perkolationsmethode nach SEKERA u. BRUNNER (1943).** Bei dieser Methode werden ofentrockene Aggregate (40°C) mit einem Durchmesser von 1-2 mm in ein Glasrohr (10 cm lang) gefüllt und anschließend mit dest. Wasser (25°C)

[†]) Inst. f. Landeskultur, Senckenbergstr. 3, 6300 Gießen

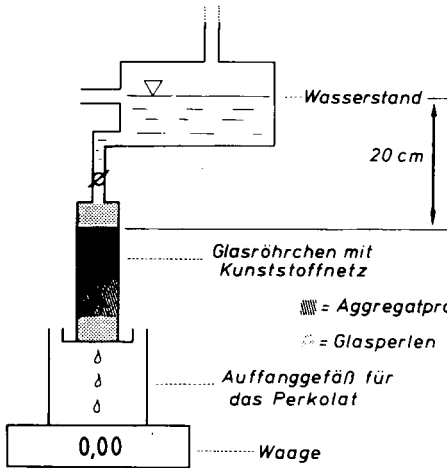


Abb. 2.1. Perkolationsanlage

Die Dauer von 24 Std. an, gefolgt von einer 4-tägigen Entwässerung mit -60 hPa. Die "schnelle Variante" wurde gleich zu Beginn mit freiem Wasser (0 hPa) auf der keramischen Platte aufgesättigt. Darauf folgte ebenfalls eine 4-tägige Entwässerung mit -60 hPa.

Im Anschluß an die Entwässerung wurde das Volumen der feuchten Aggregate nach Imprägnierung der Aggregate mit Kriechoel (Caramba-Super, Carambachemie Duisburg) durch eine Tauchwägung bestimmt. Durch Vergleich mit luftgetrockneten Aggregaten konnte so die Dichteänderung in Abhängigkeit von der Aufsättigungsgeschwindigkeit gemessen werden. Das Volumen der luftgetrockneten Aggregate wurde durch Vermessung mit einer Schieblehre erfaßt. Eine Verringerung der Dichte ist gleichzusetzen mit einer Abnahme der Aggregatstabilität.

3. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1. ÄNDERUNG DER DRUCKDIFFERENZ

Abb. 3.1 zeigt, daß die Zerschlämffestigkeit der Bodenaggregate mit steigender Ausgangsfeuchte (=Verringerung von Δp) erheblich zunimmt. Dieses setzt sich mit steigender Bodenfeuchte fort. Langsam auf einen Wassergehalt von -60 hPa aufgesättigte Aggregate weisen eine Perkolationssumme von 2.900 ml/10 min auf, die der etwa von gleichgroßen Glasperlen entspricht.

Eine Abnahme der Aggregatdichte infolge einer schnellen Befeuchtung und damit einer schnelleren Fließgeschwindigkeit im Porenraum zeigt auch Abb. 3.2. Die signifikante Dichteverminderung der Aggregate aus Quarzmehl und Kaolinit in Abhängigkeit von der Aufsättigungsgeschwindigkeit grenzt die Tonquellung als Ursache aus.

über einen definierten Zeitraum (10 min) perkoliert. Das über eine Waage in 15 sec. Intervallen gemessene Perkolat gibt Auskunft über die Perkolationsstabilität bzw. die Zerschlämffestigkeit des Bodens. Eine hohe Perkolationssumme bzw. -rate ist gleichzusetzen mit einer hohen Aggregatstabilität.

- **Dichtebestimmung von Aggregaten durch Tauchwägung.** Die künstlichen Aggregate wurden auf keramischen Platten unterschiedlich schnell aufgesättigt. Bei der "langsamen Variante" erfolgte eine kapillare Aufsättigung von 24 Std. Dauer bei -60 hPa. Daran schloß sich eine kapillare Aufsättigung auf 0 hPa für

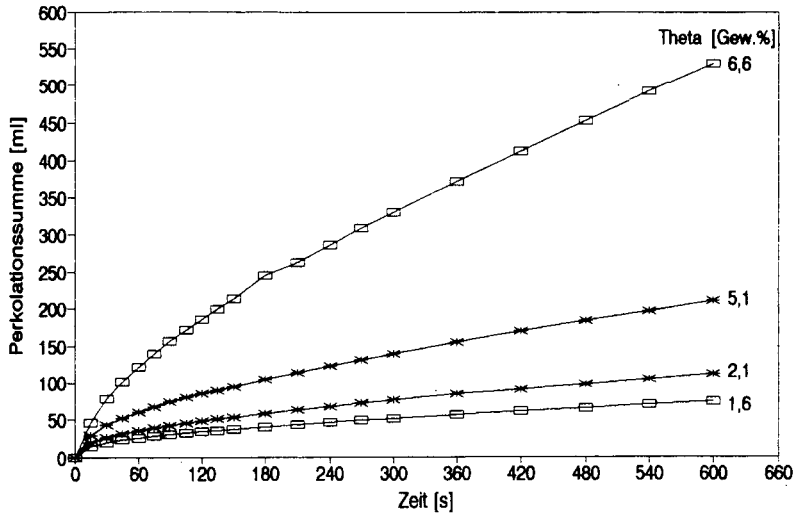


Abb. 3.1: Einfluß der Bodenfeuchte auf die Zerschlämffestigkeit.

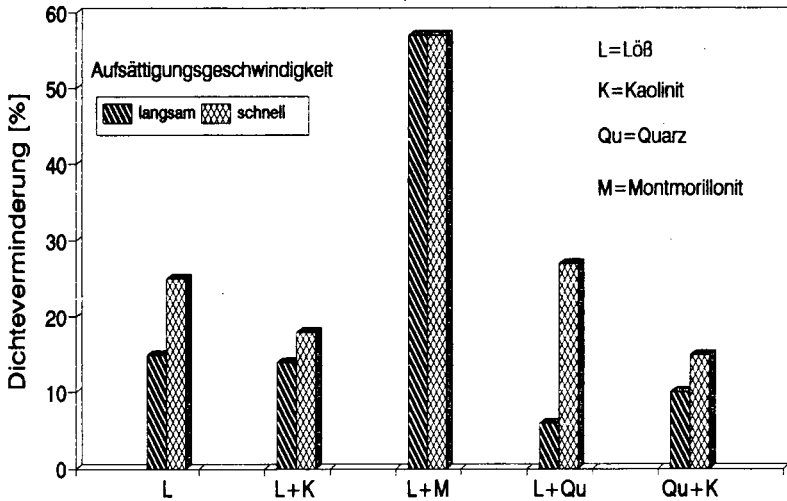


Abb. 3.2: Dichteänderung künstlicher Aggregate infolge unterschiedlich schneller Aufsättigung.

3.2. ÄNDERUNG DER VISKOSITÄT

Eine Erhöhung der Viskosität muß ebenfalls zu einer Verminderung der Fließgeschwindigkeit führen. Die Viskosität des Wassers läßt sich durch eine Zuckerzugabe erhöhen. Diese Zunahme der Viskosität führt ebenfalls zu einer Steigerung der Zerschlämffestigkeit (s. Abb. 3.3).

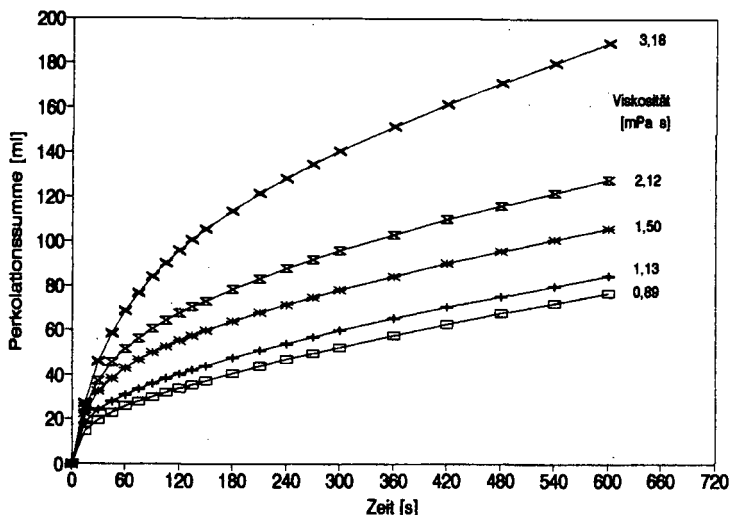


Abb. 3.3. Einfluß einer Erhöhung der Viskosität des Perkulationswassers durch die Zugabe von Zucker auf die Zerschlämffestigkeit.

4. SCHLUBFOLGERUNGEN

Die Fließgeschwindigkeit des Wassers beeinflusst maßgeblich die Stabilität von schluffreichen Bodenaggregaten. Eine hohe Fließgeschwindigkeit bedeutet in allen Fällen eine Senkung der Aggregatstabilität. Dieses Phänomen läßt sich im wesentlichen durch die Theorie des "Luft-Schubs" erklären. Nur durch ein langsames Vorrücken der Wasserfront im Bodenaggregat verbleibt der verdrängten Luft genügend Zeit zum langsamen - das Aggregat nicht zerstörenden - Entweichen. Inwieweit die anderen Faktoren wie z.B. Oberflächenspannung und Benetzungswärme die Luftsprengung beeinflussen, wird im Fortgang der Arbeit zu klären sein.

Die Perkulationsmethode ist gut geeignet, Auswirkungen der Luftsprengung auf die Aggregatstabilität nachzuweisen. Für die Volumenbestimmung trockener und feuchter Bodenaggregate ist die Tauchwägung nach einer Imprägnierung mit Kriechoel (Caramba-Super) hervorragend geeignet.

5. LITERATUR

- HILLEL, D. (1980): Fundamentals of soil physics. Academic Press, New York u.a.
- LAL, R & D. J. GREENLAND (1978): Effect of soil conditions and initial water potential of a vertisol on infiltration and heat of wetting. In: Modification of soil structure, Ed. W.W. Emerson u.a., S. 191-198, Wiley,
- MUSTAFA, M. A. & J. LETEY (1969): The effect of two nonionic surfactants on aggregate stability of soils. Soil Sci. 107: 343-347
- PAYNE, D. (1954): Some factors affecting the breakdown of soil crumbs on rapid wetting. Cinqüièm congrès international de la science du soil 2: 53-58
- SEKERA, F. & A. BRUNNER (1943): Beiträge zur Methodik der Gareforschung. Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenk. 29: 181-212

Zur Beziehung zwischen Funktion und Morphologie
von Grobporen

F. de Mol¹, M. Joscinko², W. Ehlers¹

Problemstellung

Bodenphysikalische Untersuchungen wie Messungen des Wassergehaltes, der wasserspannung und der ungesättigten Leitfähigkeit führen zu Voraussagen über Anzahl und Gestalt von Grobporen (hier: Poren > 150µ Durchmesser). Anzahl, Verteilung und Größe von Grobporen können andererseits direkt an Schnittflächen ungestörter Bodenproben morphologisch erfaßt werden. Ziel dieser Untersuchungen ist es, physikalische und morphologische Befunde in beziehung zu setzen.

Material und Methoden

Der Ap-Horizont einer Löß-Parabraunerde diente als Untersuchungsobjekt. Die pF-Kurve (0-20 nPa) wurde an Steczylinderproben mit Hilfe der BAKER-Apparatur erstellt; die K_u - Ψ -Beziehung (1-20 nPa) beruht auf Messungen im Feld mit WHITE-Permeametern von verschiedenem Durchmesser (Smettem et al., 1989). Für die morphologische Untersuchung fixierten wir ungestörte Bodenproben mit Polyethylenglykol 1000 (PEG) durch kapillare Aufsättigung, so daß die Grobporen ungefüllt blieben. Die Bodenblöcke wurden mit einem Mikrotom in 240µ-Abständen geschnitten und fotografiert. Die Auswertung erfolgte über das Computerprogramm PC3D (Jandel-Scientific).

Ergebnisse

Physikalische Untersuchungen

Die pF-Charakteristik und die Leitfähigkeitsbeziehung sind in Abb.1 dargestellt.

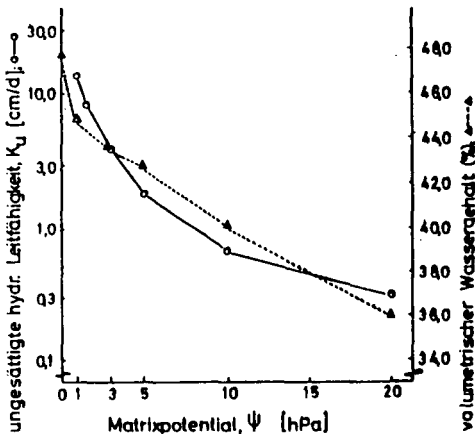


Abb.1: Ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit und Wassergehalt in Abhängigkeit von der Wasserspannung

¹ Inst. für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, von Siebold-Str.8, 3400 Göttingen

² Inst. für Bodenbiologie, Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

Über die Steighöhen-gleichung läßt sich unter Annahme eines Äquivalentporendurchmessers das Volumen einzelner Porenklassen sowie die Anzahl der Poren dieser Porenklasse pro Querschnittsfläche errechnen. Aus der pF -Charakteristik und der Leitfähigkeitsbeziehung läßt sich nach WENDROTH (1990) ein Kontinuitätsindex (l_0/l_p) ableiten. Der Index stellt das Verhältnis zwischen Länge der Bodenprobe l und Länge der Pore l_p dar, die die Probe als Kapillare durchzieht. Diese drei Kennwerte sind in Tabelle 1 für fünf Porenklassen zusammengestellt.

Tab.1: Bodengefügekennwerte, aus physikalischen Messungen abgeleitet

Porenklasse	Porenvolumen (%)	Porenanzahl/cm ²	l_0/l_p
> 3000 μ	2,8	nb*	nb*
3000 - 1000 μ	1,2	0,4	0,019
1000 - 600 μ	0,9	1,8	0,026
600 - 300 μ	2,7	16,9	0,019
300 - 150 μ	4,2	104,1	0,017
<hr/>			
> 150 μ Summe:	11,8		

nb* : nicht bestimmbar

Morphologische Untersuchungen

Für die Bildauswertung wurden die nicht mit PEG-Lösung getränkten Poren herangezogen. Sie wurden in vier Größenklassen bonitiert, die einen mittleren Flächenquerschnitt von 0,02 mm², 0,12 mm², 0,31 mm² und 1,20 mm² aufwiesen. Bei kreisrunden Poren würden die Querschnitte den Durchmessern 150, 400, 630 und 1240 μ entsprechen.

Volumenprozent und Anzahl der Poren einer Klasse, bezogen auf eine Fläche von 1 cm², sind in Tabelle 2 aufgelistet.

Tab.2: Bodengefügekennwerte, aus morphologischen Messungen abgeleitet

Porenklasse mit mittlerem Durchmesser von	Porenvolumen %	Porenanzahl/cm ²
1240 μ	2,54	2,1
630 μ	2,55	8,3
400 μ	3,80	30,9
150 μ	0,43	25,3
<hr/>		
Summe :	9,33	Summe : 66,7

Kontinuitätsindices konnten nicht erstellt werden. Wie am Beispiel einer dreidimensionalen Rekonstruktion von 24 Schnittbildern ersichtlich wird, ist die Vorstellung, daß die Poren sich als Kapillare durch die Probe schlängeln, durch morphologische Beobachtungen nicht zu stützen (Abb.2).

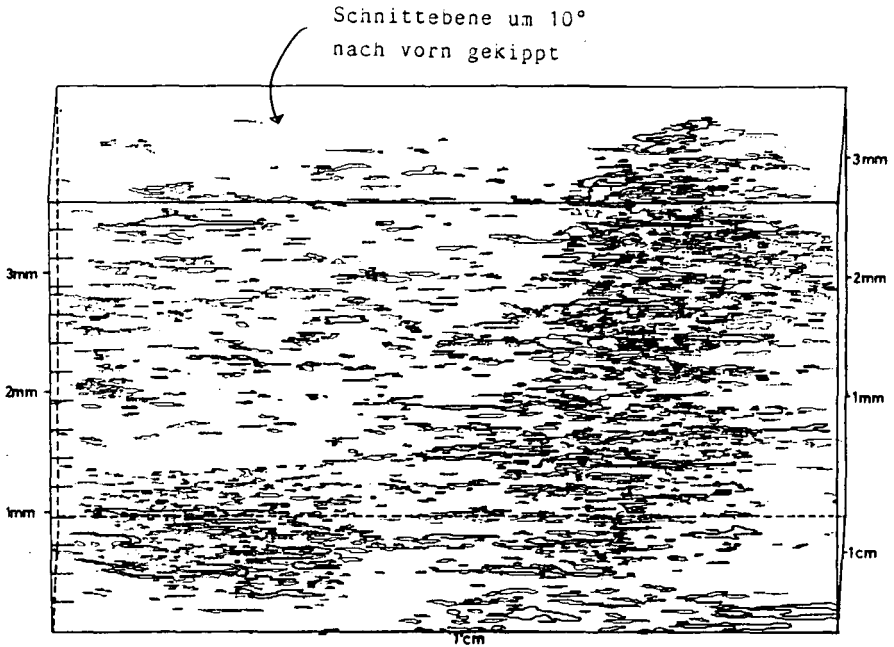


Abb.2: Dreidimensionale Rekonstruktion des Grobporensystems einer Bodensäule aus Löss-Parabraunerde (alle Poren $>150\mu$ Äquivalentporendurchmesser)

Vergleich

Vergleicht man die durch physikalische Messung und Morphometrie erhaltenen Daten zur Porengrößenverteilung, wie in Abb.3 graphisch geschehen, so zeigt sich höchstens tendenzmäßig eine Übereinstimmung. In dem Bereich kleiner Grobporen ($150-300\mu$) sind die größten Unterschiede vorhanden.

Mögliche Erklärungen:

- a) diese Klasse wird morphologisch nicht vollständig erfaßt.
- b) Poren einer morphologisch großen Klasse verhalten sich physikalisch wie kleine Grobporen, weil die Fläche im Verhältnis zum Umfang relativ klein ist (die Abweichung von der Kreisfläche ist bei großen Grobporen relativ hoch).

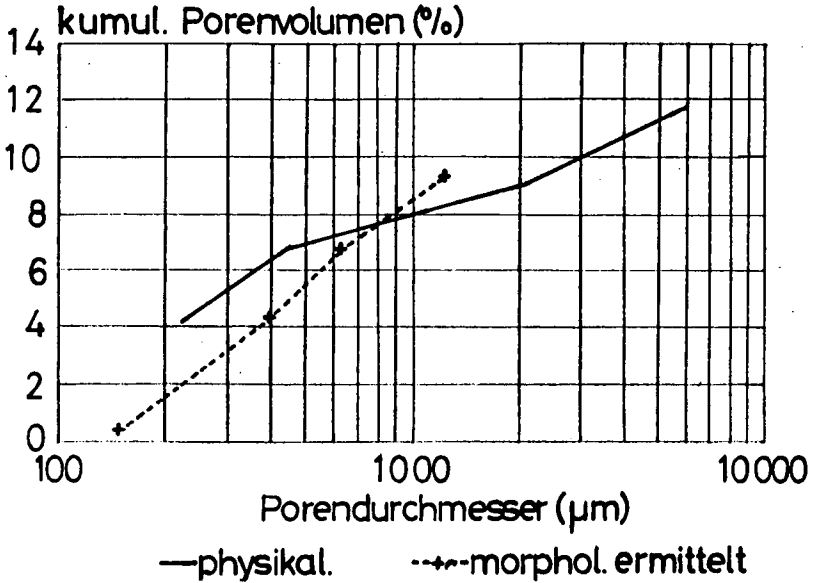


Abb. 3: Vergleich zwischen morphometrischen und physikalischen Befunden

Schlussfolgerung

Physikalisch und morphologisch gewonnene Gefüge Kennzahlen korrelieren im vorliegenden Fall nur begrenzt miteinander.
Die Frage, welche morphometrisch gewonnenen Daten mit welchen physikalisch meßbaren Eigenschaften der Böden in Beziehung stehen, sollte verstärkt untersucht werden.

Literatur

Baker, F.G., Veneman, P.L.M. und Bouma, J. (1974) : Limitations of the instantaneous profile method for field measurement of unsaturated hydraulic conductivity. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 38: 885-888
Perroux, K.M., White, I. (1988) : Designs for Disc Permeameters. Soil Sci. Soc. Am. J. 52 : 1205-1215
Smettem, K.R.J. und Clothier, B.E. (1989) : Measuring unsaturated sorptivity and hydraulic conductivity using multiple Disc Permeameters. J. of Soil Sci. 40 : 563-568
Wendroth, O. (1990) : Koeffizienten des Wasser- und Gestransportes zur Ableitung von Kenngrößen des Bodengefüges. Diss. agr., Universität Göttingen

**Mobiles Zylinderdruckgerät zur Bestimmung des
Spannungs-Verformungsverhaltens von Ackerböden**

von
Neupert, A. *)

Einführung

Eine wichtige Forderung bei der Untersuchung von bodenmechanischen Eigenschaften ist, daß solche Meßverfahren und Geräte zu verwenden sind, die auf einer einheitlichen theoretischen Grundlage beruhen und einen Vergleich der gemessenen Kennwerte ermöglichen. Dabei sind besonders solche Versuche interessant und geeignet, die relativ einfach mit wenig Hilfsmitteln auch auf dem Feld durchgeführt werden können. Der Zylinderdruckversuch eignet sich sehr gut für die Ermittlung des Festigkeits- und Deformationsverhaltens von bindigen Böden, nachfolgend Spannungs-Verformungsverhalten genannt, im Labor und im Felde. Bei entsprechender Versuchsauswertung lassen sich einige wichtige bodenmechanische Kennwerte ermitteln, die quantitative Aussagen zum physikalischen Bodenzustand und eine Bewertung unterschiedlicher Bodenbearbeitungsmaßnahmen ermöglichen.

Methodik

Die Methode der einaxialen Zusammendrückung bei unbegrenzter Seitenausdehnung ist dadurch gekennzeichnet, daß die freistehende zylindrische Bodenprobe bis zum Bruch oder bis zu einer definierten Verformung belastet wird. Die Zusammendrückung und der Bruch liefern unter diesen Bedingungen typische Stauch- und Bruchfiguren, aus denen sich die einaxiale Bruchfestigkeit σ_{1B} , die Bruchdehnung ϵ_{1B} , der Bruchwinkel α_B und weitere bodenmechanische Kennwerte ermitteln lassen. Die an der Universität Rostock weiterentwickelte und als Gebrauchsmuster unter G 9101292.9 beim Deutschen Patentamt eingetragene Apparatur ermöglicht es, die bodenmechanischen Prüfungen unter Labor- und

*) Umweltamt beim Senat der Hansestadt Rostock,
Neuer Markt 1, O-2500 Rostock

Feldbedingungen sicher und mit einer höheren Meßgenauigkeit im Vergleich zu anderen Geräten durchzuführen. Das Meßgerät besteht aus einer Trägergruppe, die einen elektromotorisch angetriebenen Laststempel, eine Kraftmeßdose und einen Wegaufnehmer enthält. Die zylindrischen Bodenproben mit einer Höhe von 75 mm und einem Durchmesser von 38 mm werden mit einem speziellen Ausstecher genommen. Die Daten der kombinierten Kraft-Weg-Messung werden kontinuierlich auf einem Digitalvoltmeter zur Anzeige gebracht und als Wertepaare registriert. Die Bedienung der Apparatur erfolgt über ein Tastenfeld. Die Bedientasten sind mit einer Steuerlogik verbunden, in der eine Verknüpfung der Wegmeßschaltung und der Motorsteuerung vorgenommen wurde. Der Motor des Gerätes und seine elektronischen Baugruppen werden aus einer aufladbaren 12 V-Batterie mit Energie versorgt.

Ergebnisse

In der Abbildung sind dichte- und feuchteabhängige Spannungs-Verformungskurven eines sandig-lehmigen Bodens nach unterschiedlicher Befahrung dargestellt. Der Unterboden im Bg-Horizont (25-32 cm) und die mehrfach befahrene Spur im Ap-Horizont (5-12 cm) weisen gleiche Trockenrohdichten ρ_d , aber unterschiedliche Wassermassegehalte w und Sättigungsgrade s auf. Daraus resultieren deutliche Festigkeitsunterschiede und ein verändertes Deformationsverhalten des Bodens, was durch die Werte von σ_{1B} und ϵ_{1B} dokumentiert wird. Unter Verwendung der MOHR-COULOMBSchen Bruchbedingung können aus σ_{1B} , ϵ_{1B} und dem Bruchwinkel α_B , der direkt an der belasteten Bodenprobe gemessen wird, weitere bodenmechanische Kenngrößen ermittelt werden:

$$\text{einaxiale Schubfestigkeit } \tau_s = \frac{\sigma_{1B}}{2} \cos (2 \alpha_B - 90^\circ)$$

$$\text{Kohäsion } c = \frac{\sigma_{1B}}{2} \tan (90^\circ - \alpha_B)$$

$$\text{Anfangstangentenmodul } E_A = \frac{\Delta \sigma_1}{\Delta \epsilon_1}$$

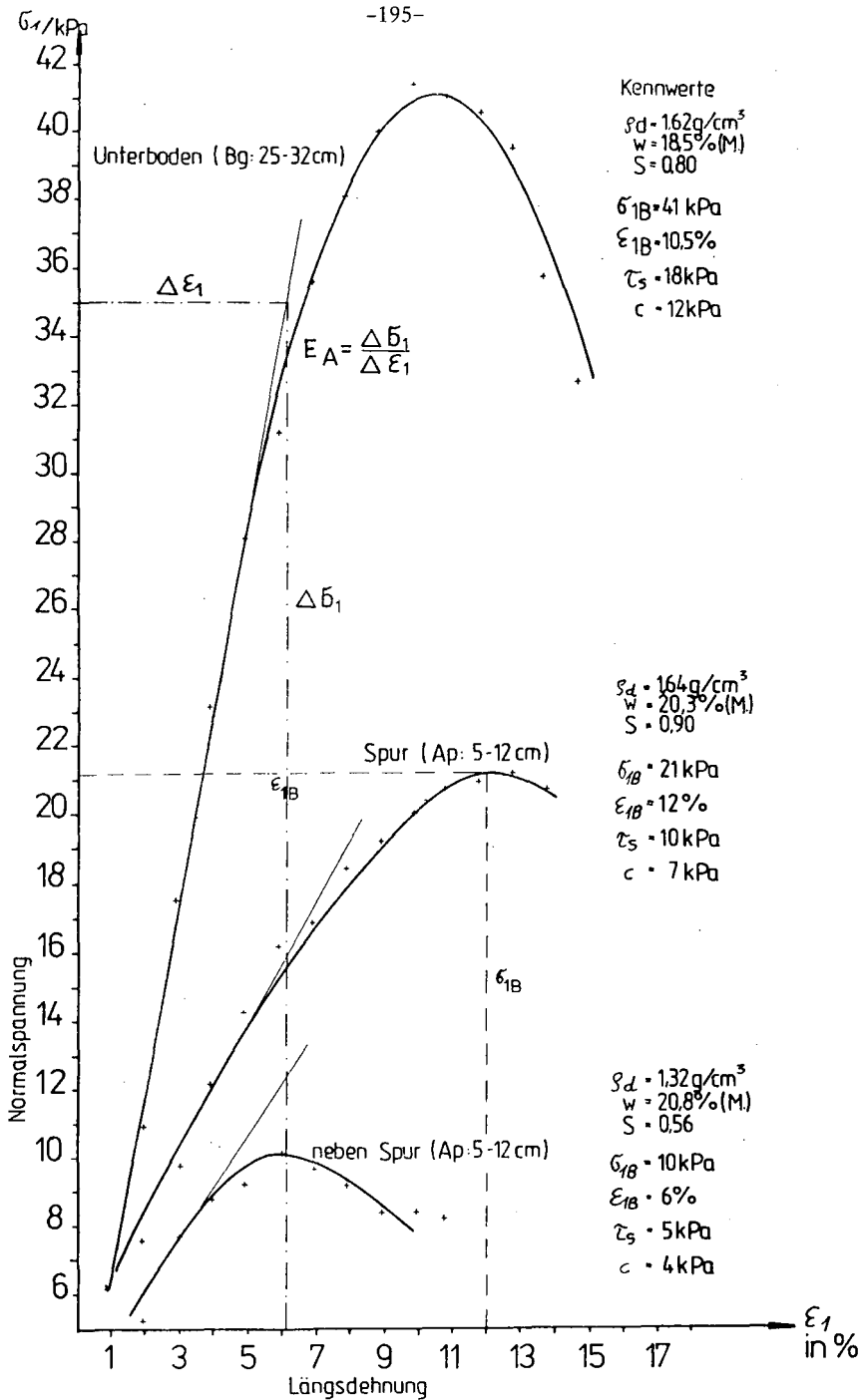


Abb. Charakteristische Spannungs-Verformungs-Kurven von Zylinderdruckversuchen

Die Abbildung zeigt, daß die Werte von σ_B , τ_s und c in der Spur etwa doppelt so groß sind wie im unbefahrenen Bereich und im Unterboden auf etwa das Vierfache ansteigen. Ein wesentliches Ergebnis der Untersuchungen mit dem Zylinderdruckgerät ist, daß der Sättigungsgrad einen mindestens ebenso großen Einfluß auf das Spannungs-Verformungsverhalten des Bodens hat wie die Rohdichte und beide nur im Zusammenhang zu interpretieren sind.

Zusammenfassung

Das an der Universität Rostock entwickelte mobile Zylinderdruckgerät läßt sich gegenüber vergleichbaren Geräten einfach und schnell handhaben, weist eine erhöhte Meßgenauigkeit auf und verwendet eine netzunabhängige Spannungsquelle für den Feldbetrieb. Mit dem Zylinderdruckversuch werden wichtige bodenmechanische Kennwerte ermittelt, die eine quantitative Bodenzustandsbeschreibung ermöglichen. Das beschriebene Gerät eignet sich deshalb gut für die Kennzeichnung des physikalischen Bodenzustands von bindigen Ackerböden nach intensiver Befahrung, für die Beurteilung der Stabilität von Locker- und Festzonen im Ergebnis unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren sowie die bodenmechanische Kennzeichnung von kontaminierten Bodensubstraten im Hinblick auf deren Wiederverwendung.

Literatur

- HUTH, H.-V., 1983: Zur Untersuchung mechanischer Eigenschaften von Ackerböden mit dem Zylinderdruckversuch. - Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkd. - Berlin 27/2. - S. 107-116
- NEUPERT, A., 1989: Möglichkeiten der quantitativen Erfassung des Spannungs-Verformungsverhaltens von Ackersubstraten im Felde als Beitrag zur Bewertung von Struktureffekten. - Beiträge zur Bodenstrukturforschung. - Müncheberg, S. 64-66
- NEUPERT, A.; ZÖLLNER, U., 1990: Grundzüge einer quantitativen bodenmechanischen Klassifikation unterschiedlicher Bodenzustände im Felde. - Broschüre wiss. Kolloquium Univ. Rostock, S. 43-46

Erste Ergebnisse bodenphysikalischer, bodenchemischer und landschaftsökologischer Untersuchungen in der Mongolei

von
Opp, Chr.*

Einführung

Bodenveränderungen, darunter insbesondere Bodendegradationsprozesse, resultieren aus der Wechselwirkung direkter und indirekter Nutzungseingriffe sowie klimagesteuerter Einwirkungen auf die Böden und den boden-ökosystemspezifischen Regulationsmechanismen.

Während in den gemäßigten Breiten der Feuchtklimate West- und Mitteleuropas die langjährig intensive Landnutzung ausschlaggebend für die Forcierung solcher Bodendegradationsprozesse wie Verdichtung, Erosion, Strukturlabilisierung, Verkrustung, Versauerung, Kontamination, Reduzierung und Verarmung der organischen Substanz, Extremierung des C/N-Verhältnisses, Inaktivierung, Reduzierung und Zerstörung der Bodenfauna u.a. ist, sind es in den gemäßigten Breiten der hochkontinentalen extensiv genutzten Steppen und Wüsten Innerasiens vorzugsweise klimatische Einflüsse, die Bodendegradationsprozesse initiieren und verstärken.

Untersuchungsgebiet

Basierend auf mehrjährigen Erfahrungen bei der Untersuchung von Bodenverdichtungen und Schwermetallgehalten in Böden des mitteldeutschen Raumes zwischen Saale und Elbe (Opp, 1985, 1989) wurden 1990 Untersuchungen am unteren Orchon (Nebenfluß der Selenga) im Norden der Mongolischen Volksrepublik durchgeführt. Das Testgebiet gehört zur Zone der Steppenböden und liegt in der Pedoregion

* Institut für Geographie und Geoökologie
PF 906
O - 7010 Leipzig

der Dunklen Kastanozeme des Berg- und Flachlandes (nach Haase 1983). In dem zwischen 700 und 1500 m NN gelegenen Untersuchungsgebiet treten sowohl höhenstufen-, lithogen-, nutzungs- und permafrostbedingte Modifizierungen des zonalen Bodentyps auf. Das Gebiet wird langjährig durch Beweidung genutzt. Ackerbau ist nur an den Unterhängen und Talböden möglich und setzt bei ca. 240 mm Jahresniederschlag Beregnung/Bewässerung voraus.

Untersuchungsgegenstand und -methoden

Neben der Bestimmung natürlicher und nutzungsmodifizierter Standortmerkmale wurden ökosystem-störungs- bzw. belastungsrelevante physikalische und chemische Bodeneigenschaften an durch Ackerbau, Beweidung und Mahd genutzten Standorten erfaßt, die Aussagen über

- (1) die Verdichtung von Böden durch Überweidung, Landtechnikeinsatz und andere Faktoren,

- (2) Splash-, Nässe- und Trockenstreßwirkungen durch Beregnung,

- (3) Versalzung der Böden durch Änderung des Bodenwasserhaushalts,

- (4) klima- und nutzungsbedingte Veränderungen geomorphodynamischer Prozesse gestatten.

Zwanzig Standorte wurden aufgenommen und beprobt. Davon erfolgte an vier Standorten eine Beprobung mit 250 cm³ Stechzylindern in jeweils sechs Parallelen. Die Gelände- und Laboruntersuchungen wurden TGL-gerecht (vgl. Opp 1989) nach allgemein anerkannten Prinzipien der Aufnahme und Untersuchung landwirtschaftlich genutzter Böden durchgeführt. Die Bezeichnung der Böden erfolgte nach Haase 1983.

Ergebnisse

- (1) - Landtechnisch induzierte Bodenverdichtungen treten auf den ackerbaulich genutzten Kastanozem-Standorten kaum oder nur in initialer Ausprägung auf (vgl. Tab. 1). Markante makromorphologische Strukturunterschiede zwischen Ober- und Unterboden sind mehr ein Ergebnis der Entkalkung des Oberbodens als der Technikeinwirkung.

- Die beweideten Kastanozem-Standorte weisen sowohl im Ober- als auch im Unterboden eine sehr stark durch die Bodengenese und -dynamik verfestigte und durch Viehtritt verdichtete Bo-

Tab. 1: Ausgewählte Bodenparameter eines ackerbaulich genutzten Kastanozems (1) aus (Solifluktions-)Sandlöß und eines als Mähwiese genutzten Kryo-Auebodens (2)

	T	U	S	Hu	PV	GP1	GP2	MP1	MP2	FP	TRD	KF	
	---in %---				-----in Vol %-----				g/cm ³ m/d				
(1)													
Ap	0-25	14	36	50	1,8	47	9	10	6	11	11	1,44	0,253
Bh/Ca	26-34	4	45	51	1,7	47	9	7	5	22	3	1,45	0,167
CaC	35-56	13	37	50	1,2	41	8	7	5	10	11	1,61	0,169
D1(Ca)	57-75	11	15	74	0,5								
D2(Ca)	76-	11	47	42	1,0								
(2)													
Ah(Ca)	0-7	29	63	8	5,7	58	0	4	6	32	16	1,03	0,019
Go1(h)/Ca	8-60	23	46	31	4,0	55	0	6	8	27	14	1,16	0,006
Go2(h)/Ca	61-90	4	51	45	1,0	39	8	9	8	11	4	1,65	0,277
Ca(K)/C													
K(Go)/C	91-												

denstruktur auf, so daß ein Eindringen mit Penetrometer und eine Zylinderprobenahme nicht möglich war.

- Die als Mähwiesen genutzten Standorte der großen Talböden, deren Gesamtporenvolumina in den oberen 60 cm oft >50 % betragen, weisen in dem gleichen Tiefenbereich äußerst geringe Grobporenvolumina (vgl. Tab. 1) auf, die denen sehr stark verdichteter Vorgewende-Standorte in Mitteldeutschland ähnlich sind. In der Mongolei ist dies jedoch eine Folge des vom Permafrost ausgehenden Drucks auf das Bodenhohlraumssystem. Das Vorkommen nutzungswürdiger Mähwiesen ist in großen Teilen der Mongolei an die Verbreitung des Permafrosts in den großen Talböden gebunden.

(2) - Auf einem ackerbaulich genutzten Schlag wurden im Abstand von nur wenigen Metern ein Standort außerhalb der Reichweite des Regners und ein Standort im Rand-Splash-Bereich des Regners untersucht. Infolge des Beregnungs-Splashes kommt es an diesem Standort zur Texturdifferenzierung (Verlagerung vorwiegend schluffiger Kornpartikel), Verkrustung und Verdichtung (Reduzierung der oberflächennahen Poren-, insbesondere Grobporenvolumina und kf-Werte) und Humusverlagerung. Obwohl nur saisonal und erst ca. 10-15 Jahre beregnet wird, ist der Einfluß auf die Bodenbildung erheblich. Gerade im Randbereich des Beregnungsfeldes und in Fahrspuren setzt nach der Verkrustung die Versalzung dieser Standorte ein.

- (3) Flächenhafte oberflächige Versalzungen der Böden treten im Untersuchungsgebiet am unteren Orchon einerseits in durch Fango-
glomeratbildungen mit Einlagerungsverdichtungen charakteri-
sierten, schlecht dränierten Standorten auf. Hier haben sich
solonezierte Kastanozeme entwickelt. Andererseits kommen So-
lontschaks - wie überall in Innerasien - gebunden an grund-
und pseudovergleyten Senken vor.
- (4) Aufgrund des sehr geringen Vegetationsbedeckungsgrades Inner-
asiens, sowohl während des Postpleistozäns und in historischer
Zeit (vgl. Troll und Frenzel 1952) als auch gegenwärtig, sind
Substrat und Boden periodischen und episodischen intensiven
Abtragungsprozessen durch Wind und Wasser ausgesetzt.
Der seit den 50er Jahren beobachtete globale Temperaturanstieg
führte zur weiteren Aridisierung Innerasiens, d.h. zur Erhö-
hung der Verdunstung, zum Ausdünnen der Vegetation und zur
Verstärkung der Erosionsprozesse. Eine Folge davon ist die ra-
pide Reduzierung der Bodenfauna. Außerdem wird der globale Er-
wärmungsprozeß durch ein "Wandern" der Vegetationszonen be-
gleitet. Dies äußert sich auch in Innerasien durch das zuneh-
mend häufigere Auftreten von Wüstenpflanzen in der Steppenzone
und durch die Verschärfung des Expositionskontrasts. Ein ein-
drucksvolles Zeugnis dieser Prozesse ist das Auftreten und
Wandern von Sanddünenfeldern in der Steppen-, Gebirgswaldstep-
pen- und sogar in der Taigazone der Nordmongolei an lithogen
prädisponierten Positionen, wie es seit einigen Jahren mehr-
fach beobachtet werden konnte.

Literatur

- Haase, G.: Beiträge zur Bodengeographie der Mongolischen Volksre-
publik. *Studia Geographica* 34, 231-367, 1983.
- Opp, Ch.: Zur Untersuchung von Bodenverdichtungen aus geographi-
scher Sicht. *Wiss.Zeitschr. Univ.Halle XXXIV'85M*, Halle, 53-60,
1985.
- Opp, Ch.: Belastungen landwirtschaftlich genutzter Böden hinsicht-
lich Verdichtung und Kontamination mit Schwermetallen an ausge-
wählten Standortkomplexen im Bezirk Leipzig. F/E-Bericht Inst.
f. Geographie und Geoökologie, Leipzig 1989, unveröffentlicht.
- Frenzel, B. und C. Troll: Die Vegetationszonen des nördlichen
Eurasiens während der letzten Eiszeit. *Eiszeitalter und Gegen-
wart* 2, 154-167, Öhringen 1952.

**Hysteresis der ungesättigten Wasserleitfähigkeit und der pF-Kurve
unter instationären Bedingungen**

von

R. Plagge, C.H. Roth und M. Renger^{*)}

Einleitung

Die Hysteresis hydrophysikalischer Bodeneigenschaften wurde in zahlreichen Experimenten an gestörten, künstlich gefüllten, grobkörnigen Bodensubstraten beobachtet (Miller & Miller 1955, Topp 1969 und Poulouvassilis & Tzimas 1974, 1975). Hysteresis besagt, daß eine uniforme Beziehung zwischen hydrophysikalischen Größen, wie Wassergehalt (Θ) und Wasserspannung (Ψ), nicht besteht. Sie ist abhängig von den Prozessen der Befeuchtung oder Austrocknung um einen definierten Wassergehaltszustand zu erhalten. Hysteresiseffekte sollten deshalb bei Untersuchungen zur Wassergehalts-Wasserspannungs-Beziehungen von Böden nicht vernachlässigt werden. Die vorliegende Studie stellt exemplarisch die Ergebnisse aus der Messung einer einzelnen ungestörten Bodenprobe mit einer Augenblicksprofil-Methode vor.

Methode

Die Untersuchung von Hysterese-Effekten erfordert eine genaue Messung der Meßgrößen Θ (Wassergehalt) und Ψ (Wasserspannung) unter exakt kontrollierten Bedingungen. Um die Hysteresis der hydraulischen Leitfähigkeit einer ungestörten Bodenprobe unter instationären Bedingungen zu ermitteln, wird es notwendig die Verteilung des Wassergehaltes und der Wasserspannung in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung entlang der Bodensäule zu messen.

Der verwendete experimentelle Aufbau besteht aus unterschiedlichen Komponenten, welche im Detail bei Malicki et al. (1991), Plagge (1991) und Sobczuk et al. (1991) beschrieben sind. Als Meßzelle dient ein 250 cm³ Stechzylinder mit einer Höhe von 10 cm. In 5 Positionen entlang der Bodensäule sind Mikrotensiometer und TDR-Miniatursonden zur volumetrischen Wassergehaltsbestimmung horizontal installiert, so daß jede Position ein Tensiometer und eine TDR-Sonde besitzt. Die ungestörte Bodenprobe wird zur Verhinderung der Verdunstung am oberen Ende verschlossen und basal auf einer keramischen Platte fixiert. Die poröse Keramik ist über eine Schlauchkapillare mit einer Wasservorratsflasche verbunden. An der Vorratsflasche kann mit Hilfe einer Vakuumpumpe, einem Magnetventil und einem Drucksensor ein definierter Unterdruck angelegt und somit der Boden kontrolliert be- und entwässert werden.

^{*)} TU-Berlin, Inst. f. Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10

Nach der kapillaren Aufsättigung und anschließender Vorentwässerung auf 600 hPa wird die Bodenprobe in 2 Wochen in ein statisches Gleichgewicht gebracht. Anschließend erfolgt der Adsorptionslauf, wobei dem Boden basal ungespanntes Wasser bei 0 hPa über die Keramik angeliefert wird. Wasserspannung und Wassergehalte werden dabei kontinuierlich registriert. Nach abgeschlossener Adsorption und anschließender statischer Gleichgewichtseinstellung (2 Wochen) erfolgt der Desorptionslauf durch anlegen einer einzelnen Druckstufe von 0 hPa auf 700 hPa sowie kontinuierlicher Registrierung der Wassergehalte und der Wasserspannungen.

Zur weiteren Verarbeitung werden die gemessenen Daten [$\Theta = \Theta(z,t)$ und $\Psi = \Psi(z,t)$] als Funktion der Zeit (t) und der Position (z) in Form von Bezier-Oberflächen neu berechnet. Aus den miteinander korrespondierenden Oberflächen der Wassergehalte und der Wasserspannungen ist es nunmehr möglich die pF-Kurven für einzelne Kompartimente zu ermitteln. Die Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit erfolgt analog aus den Oberflächen auf der Basis der Richards-Gleichung für einzelne Kompartimente. Eine genaue Beschreibung des Algorithmus kann Plagge (1991) und Sobczuk et al. (1991) entnommen werden.

Ergebnisse und Diskussion

Untersucht wurde der M2-Horizont einer kolluvial überlagerten Parabraunerde aus Löß (Adenstedt bei Hannover). Mit 1.7 % Sand, 80.8 % Schluff und 17.5 % Ton wies der Boden eine ausgeprägte Subpolyederstruktur, eine mittlere gesättigte Leitfähigkeit von 44 cm/d, sowie einen Corg-Gehalt von ca. 1 % auf.

Exemplarisch werden nachfolgend die Ergebnisse der Messung einer einzelnen Stechzylinderprobe vorgestellt. Die nachfolgende Abbildung 1 gibt die pF-Kurven der Adsorption (600 \rightarrow 0 hPa) und der Desorption (0 \rightarrow 700 hPa) für 9 Kompartimente während des dynamischen Experimentes wieder. Die Ergebnisse zeigen eine große Variabilität sowohl zwischen der Ad- und Desorption, als auch innerhalb der beiden Meßläufe. Eine Unterscheidung in einzelne Kompartimente soll im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht vorgenommen werden. Es ist festzuhalten, daß die pF-Kurve ein hysteretisches Verhalten aufweist. Zu Beginn und Ende der Ad- und Desorption beträgt die Variabilität der Wassergehalte $< 0.02 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$. Nach Meßbeginn steigt die Variabilität sprunghaft an und fällt mit zunehmender Annäherung an die Gleichgewichtseinstellung wieder ab. Die größten Variabilitäten der Wassergehalte liegen beim Adsorptionsprozeß zwischen 0.27 und 0.32 cm^3/cm^3 und bei der Desorption zwischen 0.30 und 0.36 cm^3/cm^3 . Die Streuung ist so beachtlich, daß nur ein kleiner Teil als Meßfehler interpretierbar ist. Wie der Vergleich mit der statischen pF-kurve zeigt, kann die Variabilität auch nicht durch die mögliche Inhomogenität der Probe erklärt werden. Als eine weitere Ursache muß die Dynamik des Meßprozesses gesehen werden. Welchen Einfluß die plötzlichen Anlieferung von ungespanntem Wasser bei der Adsorption bzw. die schnelle Entwässerung bei der Desorption hat, zeigt nachfolgend die Interpretation der Daten im Sinne des Darcy-Gesetzes.

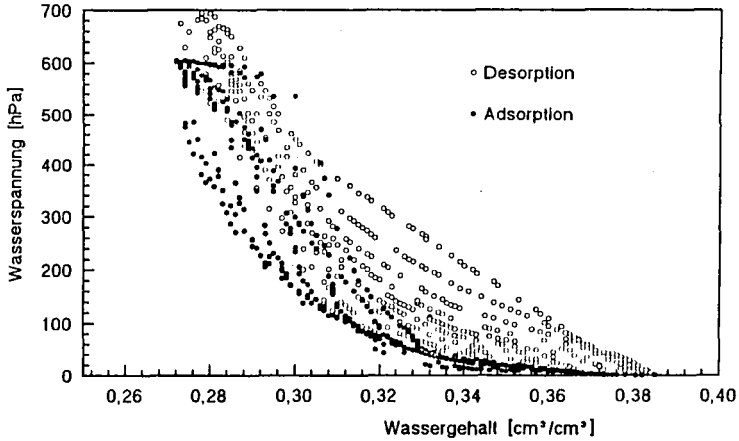


Abb. 1: Beziehung zwischen Wassergehalt und Wasserspannung während der Adsorption und der Desorption für unterschiedliche Kompartimente entlang der Bodensäule

In den nachfolgenden Abbildungen 2a und 2b wird vereinfachend lediglich die mittlere Funktion der hydraulischen Leitfähigkeit aller Kompartimente gegen Wasserspannung und Wassergehalt aufgetragen. Es zeigt sich, daß die Wasserleitfähigkeit in stark hysteretischer Beziehung zur Wasserspannung (k_{ψ}) steht, jedoch zum Wassergehalt (k_{θ}) weit weniger ausgeprägt ist. Somit bestätigen diese Ergebnisse auch Untersuchungen von Topp (1966), Pouloussilis & Tzimas (1974) und Sobczuk et al. (1991). Jedoch finden die Autoren beim Vergleich der Ad- und Desorption kein Überkreuzen der k_{ψ} -Funktionen, bzw. geringe Abweichungen der k_{θ} -Funktionen.

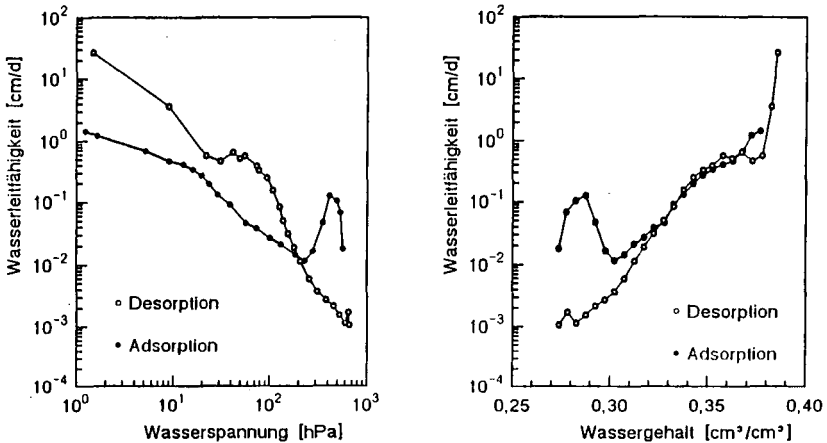


Abb. 2: Mittlere hydraulische Leitfähigkeit als Funktion der Wasserspannung (a) und des Wassergehaltes (b) während der Ad- und Desorption

Bei abnehmenden Wassergehalten verringert sich der Fließquerschnitt, was theoretisch zu kontinuierlich geringeren Leitfähigkeiten führt. Diesen Sachverhalt gibt die Desorptionsfunktion wieder, während die Adsorptionsfunktion bei einem Wassergehalt von 0.27 bis $0.30 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ jedoch um 1-2 zehner Potenzen höhere k_{θ} -Werte anzeigt. Der auf 600 hPa vorentwässerte Boden nimmt bei Kontakt mit ungespanntem Wasser aufgrund des großen hydraulischen Gradienten rasch Wasser auf. So benötigte die Adsorption 1 Tag und die Desorption 6 Tage um vergleichbare Volumina von Wasser in, bzw. aus dem Boden zu transportieren.

Aus den vorliegenden Daten der Gradienten, der Flußraten und der Wasserleitfähigkeiten für einzelne Kompartimente zeigt sich, daß bei der Desorption immer die jeweils größeren Poren zuerst entwässert werden. Diese stehen damit für den Transport nicht mehr zur Verfügung. Die Entwässerung führt zur Isolation kleinerer Porensysteme, die nicht mehr durch größere Poren entwässern können, so daß die Leitfähigkeit kontinuierlich abnimmt.

Bei der Adsorption können die hohen Leitfähigkeiten im ungesättigten Bereich dadurch erklärt werden, daß das Wasser zuerst sehr schnell in den größeren Porensysteme nach oben geleitet wird. Die kleineren Poren nehmen aufgrund ihres geringen Leitvermögens kaum am Transport teil. Sind alle größeren Poren wassergefüllt, findet eine Umverteilung des Wassers in kleinere Poren statt. Da die luftgefüllten kleineren Porenbereiche wasserumgeschlossen sind, läuft der Umverteilungsprozeß sehr langsam ab. Aufgrund der kürzeren Fließwege jedoch ist der Gesamtvorgang relativ schnell. Wie pF - und k_{θ} -Kurve zeigen, war beim schnellen Transport ein Porenraum von etwa ca. $0.03 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$, entsprechend den Poren der Größen > 30 bis $50 \mu\text{m}$ beteiligt. Auf die eingeschränkte Gültigkeit des Darcy-Gesetzes beim Adsorptionsprozeß soll in diesem Zusammenhang ausdrücklich hingewiesen sein.

Literatur

- Malicki, M.A., R. Plagge, M. Renger & R.T. Walczak (1991): Application of a time-domain reflectometry (TDR) miniprobe for the determination of unsaturated soil water characteristics in standard undisturbed soil cores. *Irrig. Sci* (In press).
- Miller, E.E. & R.D. Miller (1955): Theorie of capillary flow: II Experimental information. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **19**, 271-275.
- Plagge, R. (1991): Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Boden. Dissertation, Technische Universität Berlin.
- Poulovassilis, A. & E. Tzimas (1974): The hysteresis in the relationship between hydraulic conductivity and suction. *Soil Sci.* **117**, 250-256.
- Poulovassilis, A. & E. Tzimas (1975): The hysteresis in the relationship between hydraulic conductivity and soil water content. *Soil Sci.* **118**, 327-331.
- Sobczuk, H.A., R. Plagge, R.T. Walczak & C.H. Roth (1991): Laboratory equipment and calculation procedure to rapidly determine hysteresis of some hydrophysical properties under nonsteady flow conditions. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* (im Druck).
- Topp G.C. (1969): Soil water hysteresis measured in a sandy loam and compared with the hysteresis domain model. *Soil Sci. soc. Am. Proc.* **33**, 645-651.

Regionalisierung physikalischer Boden- und Oberflächenparameter mit Hilfe der Mikrowellenfernerkundung

Corinna Prietzsch & Hans-Rudolf Bork

1. Einleitung

Zur Ermittlung des Zustandes und der Veränderung eines Ökosystems werden vermehrt komplexe deterministische Modelle angewendet. Der Einsatz dieser ökologischen Gebietsmodelle erfordert die Bereitstellung von regionalisierten Modellparametern, Zustandsvariablen und Randbedingungen für jedes diskretisierte Kompartiment des untersuchten Systems:

- **Modellparameter:** Relation Bodenwasserspannung/Bodenwassergehalt, gesättigte und ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit, Lagerungsdichte, Aggregatgrößen und Aggregatdichten
- **untere, obere und laterale Randbedingungen:** Infiltrations- und Exfiltrationsraten, Grundwasserflurabstand/Wassergehalt, randliche Zu- und Abflüsse
- **Bodenzustandsvariablen:** Bodenwasserspannung, Bodenwassergehalt

Neben den bodenimmanenten Parametern gehen Oberflächenparameter in die Modelle ein.

- **Mikro- und Makrooberflächenparameter:** Hangrichtung, Hangneigung, Hangform, Landnutzung, Einzugsgebietsgröße; natürliche Rauigkeit oder Rauigkeit infolge der Bodenbearbeitung, Richtung der Oberflächenstrukturen

Diese Größen sind nicht gauß-normalverteilt und unterliegen einer starken räumlichen und zeitlichen Heterogenität und Dynamik. Die Radarfernerkundung bietet die Möglichkeit einen Teil dieser Größen, nämlich den Bodenwassergehalt und die Oberflächenrauigkeit flächenhaft für eine größeres Gebiet als Eingabe für Modelle bereitzustellen.

2. Prinzip der Radarfernerkundung

Die Radarfernerkundung (RADAR = Radio Detection and Ranging) arbeitet mit aktiven Systemen, d.h. ein Transmitter sendet über eine Antenne aktiv eine elektromagnetische Welle mit definierter Frequenz zwischen 0.1 bis 300 GHz (3m bis 1mm Wellenlänge) und definierter Polarisation aus, deren Reflektion an einer Empfängerantenne detektiert wird. In Tabelle 1 sind die für die Radarfernerkundung der Erdoberfläche eingesetzten Frequenzbereiche zusammengefaßt. Die empfangene elektromagnetische Welle ist im Vergleich zu ausgesandten Welle in ihren charakteristischen Eigenschaften wie Amplitude, Phase, Frequenz und Polarisation verändert. Diese Änderung enthält Informationen über die Größe, Beschaffenheit, Geschwindigkeit und Position der bestrahlten Objekte am Boden. Aufgrund der statistischen Verteilung der gemessenen Amplituden und Phasen unterliegt die von der Antenne detektierte Phasensumme jedoch statistischen Schwankungen, die sich in einem Radarbild in Form von "Speckle", starkem Rauschen, manifestieren. Neben dem Speckle-Effekt bestimmen weitere Abbildungseffekte die Charakteristik des Radarbildes (z.B. Radarschatten, Verkürzungseffekte, Reliefumkehr), was zu komplizierten Verzerrungsverhältnissen führt.

Die elektromagnetischen Materialeigenschaften des bestrahlten Ziels werden in erster Linie durch die Dielektrizitätskonstante bestimmt. Die Dielektrizitätskonstante von Gesteinen liegt zwischen 1.5 bis 8, Wasser dagegen hat bei 0° und 1.5 GHz eine relative Dielektrizitätskonstante von ca. 80. Aufgrund dieser Differenz ist es möglich den Wassergehalt des Bodens mittels Radar zu bestimmen.

Tabelle 1: Wellenlängen und Frequenzen der bei der Landanwendung verwendeten Radarsysteme.

Frequenzband	Frequenz in GHz	Wellenlänge in cm
P-Band	0.23 - 0.39	130.4 - 76.9
L-Band	0.39 - 1.55	76.9 - 19.4
C-Band	4.20 - 5.75	7.1 - 5.2
X-Band	5.75 - 10.90	5.2 - 2.8

Neben der Dielektrizitätskonstante wird das Reflektionsverhalten der Welle durch die Oberflächen- und die Volumenstreuung beeinflusst. Dabei ist das Maß der Streuung bzw. der Depolarisation der Welle von der Größe der Oberflächenstrukturen bzw. von der Strukturierung des Volumens relativ zur Wellenlänge abhängig (ISHIMARU 1978; ULABY 1981). Verschiedene Rauigkeitskriterien, in denen die Wellenlänge mit den Höhenabweichungen der Oberflächenstrukturen in Beziehung gesetzt wird, definieren elektromagnetische rauhe bzw. glatte Oberflächen (ULABY 1981). Volumenstreuung findet an Diskontinuitäten der Dielektrizitätskonstante im Medium statt. Wobei die Eindringtiefe der elektromagnetischen Welle in den Boden mit 1/10 der Wellenlänge angenommen wird (WILHEIT 1978).

Die eigentliche Meßgröße an der Antenne des Radarsystems ist die Leistung am Empfänger, die mit Hilfe der Radargleichung (SKOLNIK 1962) beschrieben werden kann. Hierin können alle Größen der Gleichung meßtechnisch ermittelt werden, die einzige Unbekannte ist σ . Bezogen auf die bestrahlte Fläche wird σ oft als σ^0 definiert und in Dezibel angegeben. Der Rückstreuquerschnitt σ bzw. der Rückstreuungskoeffizient σ^0 enthalten die wesentlichen Informationen über das bestrahlte Objekt am Boden und sind von der Frequenz der verwendeten elektromagnetischen Strahlung, von der Polarisation der Sende- und Empfangsantenne sowie von der Gestalt, dem Material und dem Aspektwinkel des Objektes abhängig (SKOLNIK 1962; ULABY et al. 1981, 1986). Für die Erdoberfläche setzt sich der Rückstreuungskoeffizient σ^0 aus einem Rückstreungsanteil der Vegetation und des Bodens, multipliziert mit einem Abschwächungsfaktor für die Vegetation, zusammen:

$$\sigma^0_{\text{Bestand}} = \sigma^0_{\text{Vegetation}} + \sigma^0_{\text{Boden}} \cdot e^{-2\tau}$$

Wie groß die jeweiligen Anteile sind, läßt sich bisher nicht eindeutig differenzieren und ist Gegenstand der gegenwärtigen Untersuchungen in der Radarfernerkundung. Daß jedoch ein direkter Zusammenhang zwischen dem Bodenwassergehalt und dem Radarrückstreuungskoeffizienten bzw. zwischen der Oberflächenrauigkeit und dem Rückstreuungskoeffizienten besteht, wies u.a. ULABY et al. (1981, 1986) anhand von nicht-abbildenden Scatterometermessungen bei unterschiedlichen Frequenzen, Polarisationen und Einfallswinkeln für unterschiedlich feuchte und rauhe Bodenmaterialien nach. Als optimale Radarparameter für unbedeckte Böden ermittelte ULABY et al.: C-BAND, horizontale Polarisation am Sender und am Empfänger und einen Einfallswinkel zwischen 0 und 20 Grad. Diese Gesetzmäßigkeiten sollen im Hinblick auf ihre Gültigkeit und Übertragbarkeit auf abbildende System mit Hilfe von Bilddaten

aus Befliegungskampagnen untersucht werden.

3. Anwendung der Mikrowellenfernerkundung

Mit Hilfe der Mikrowellenfernerkundung können, aufgrund des Eindringvermögens der Mikrowellen in den Boden, der Oberflächen- und Volumenstreuung und der Abhängigkeit von den dielektrischen Eigenschaften des Bodens, Aussagen über die Oberflächenrauigkeit und den Wassergehalt getroffen werden. Die Radarfernerkundung stellt also eine Methode zur Regionalisierung wichtiger Modellparameter und Zustandsgrößen für ökologische Modelle dar. Der besondere Vorteil der Radarfernerkundung gegenüber dem Einsatz optischer Systeme ist die Unabhängigkeit von der Sonneneinstrahlung und von der Bewölkung. Im Bereich 1 bis 5 GHz ist die Atmosphäre selbst bei Bewölkung oder Niederschlägen praktisch transparent. Das Problem, das oft bei der Verwendung optischer Fernerkundungssysteme auftritt, nämlich das gesamte Untersuchungsgebiet z.B. innerhalb eines Jahres mit wolkenfreien Luftbildern bzw. Satellitenszenen abzudecken, tritt also bei der Radarfernerkundung nicht auf.

Tabelle 2: Befliegungskampagnen unter Beteiligung der Arbeitsgruppe Fernerkundung und die verwendeten Radarsysteme.

Kampagne	Zeitpunkt	Frequenzen	Auflösung (m x m)	Gebiet
AGRISAR	Juli 1986	X-Band SLAR	6.5 x 7.5	Freiburg
LOMEX	August 1987	X-Band SLAR L-Band SAR 90GHz Radiometer	3 x 3 30 x 30 2 x 2	Nienwohlde Neuenkirchen
DC-8 1989	August 1989	C-Band polarimetrisches SAR: P-,L-,C-Band	2.5 x 4 6 x 10	Oberpfaffenhofen
DC-8 1991	Juni 1991	C-Band Polarimetrisches SAR: P-,L-,C-Band	noch unbekannt	Oberpfaffenhofen

SLAR: Side Looking Airborne Radar, SAR: Synthetic Aperture Radar.

4. Befliegungskampagnen

Während mehrerer Flugzeugradar-Kampagnen (Tab. 2) wurden intensive Feld- und Laboruntersuchungen der obersten 0-2 und 2-6cm des Pflughorizontes zur Bestimmung des Bodenwassergehalts auf unbewachsenen landwirtschaftlich genutzten Flächen und anderer Parameter (Landnutzungs, Rauigkeit, Bearbeitungsrichtung) durchgeführt. Während der LOMEX-Kampagne im Jahr 1987 wurden die in Tab. 2 aufgeführten Systeme im intensiv untersuchten Gebieten des Sonderforschungsbereiches 179 der Technischen Universität Braunschweig "Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen" eingesetzt. Die Untersuchungen zeigten einen linearen Zusammenhang zwischen den normierten Grauwerten des Bildes und dem gravimetrischen Bodenwassergehalt mit einem Korrelationskoeffizienten von 0.67 (JOHN 1991). Ferner konnte eine Abhängigkeit des Rückstreuerverhaltens von der Bearbeitungsrichtung anhand von Kartoffelfeldern mit deutlicher Furche/Damm-Struktur nachgewiesen werden. Verliehen die

Bearbeitungsstrukturen senkrecht zur Radarblickrichtung, so werden höchste Reflektionswerte bzw. Grauwerte verzeichnet, parallel zum Radar verlaufende Strukturen schwächen die Reflektion ab.

Im August 1989 fand in der Nähe von Oberpfaffenhofen eine weitere von der Deutschen Forschungsanstalt für Luft- und Raumfahrt (DLR, Oberpfaffenhofen) in Zusammenarbeit mit dem Jet Propulsion Laboratory der NASA (JPL) organisierte Flugzeugradarbefliegung statt. Dabei setzte die DLR ein C-Band-SAR und das JPL ein polarimetrisches P-, L- und C-Band-SAR ein, das diese Frequenzen synchron aufzeichnet. Der Anwender hat bei der Bildsynthese umfangreiche Definitionsmöglichkeiten für die Polarisation am Sender und Empfänger. Gegenwärtig werden die optimalen Frequenz- und Polarisationskombinationen für die Ermittlung der Bodenparameter untersucht. Ferner zeigen erste Anwendungen eines adaptiven Filters zur Reduktion des Speckle-Effekts bereits eine deutliche Verbesserung der Bildqualität und damit ein schon visuell bessere Interpretierbarkeit des Bildmaterials (NEZRY et al. 1991).

Die weiteren Analysen dienen als Vorabinformationen über die Verwendbarkeit zukünftiger Radar-Fernerkundungssysteme. Der "European Radar Satellite, ERS-1" wurde im Juli 1991 gestartet und liefert ab Anfang 1992 C-Band-Radardaten mit einer geometrischen Auflösung von 30 m x 30 m. Weitere Radarsysteme, für die diese Analysen wichtige Fragen klären sollen, sind der "Japanese Earth Resources Satellite, JERS-1", der mit einem L- und X-Band-Radar ausgestattet ist, und das "Shuttle Imaging Radar SIR-C/X-SAR" mit einem C- und X-Band-Radar.

5. Ausblick

Mit Hilfe der Radarfernerkundung können wichtige Bodenparameter, insbesondere der Bodenwassergehalt und die Oberflächenrauigkeit, für die Anwendung ökologische Modelle flächenhaft operationell bereitgestellt werden. Das zeigen zahlreiche Untersuchungen anhand von Scatterometermessungen. Die Übertragbarkeit der bisherigen Ergebnisse auf abbildende Systeme wird gegenwärtig im Rahmen des SIR-C/X-SAR Projekts untersucht. Hierbei wird zunächst nach dem optimalen Radarbild gesucht, das im Vergleich mit den im Gelände erhobenen Bodendaten den höchsten Informationsgehalt hat. Variable Faktoren auf der Seite der Radartechnik, insbesondere des polarimetrischen Systems, sind die Darstellungsmöglichkeiten des Bildes als Intensitäten oder Amplitudenbild, verschiedenen Polarisationsarten und Frequenzkombinationen, sowie zwei unterschiedliche Blickrichtungen.

Anmerkung: Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wird vom Bundesminister für Forschung und Technologie unter dem Förderkennzeichen 50 QS 9017 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

- ISHIMARU, A. (1978): Wave propagation and scattering in random media. Vol.1 & 2, Academic Press, New York.
- JOHN, B. (1991): Soil moisture detection with airborne passive and active microwave sensors. International Journal of Remote Sensing, im Druck.
- NEZRY, E. & LOPES, A. & TOUZI, R. (1991): Detection of structural and textural features for SAR images filtering. International Geoscience and Remote Sensing Symposium, June 3 - 7, Helsinki, Vol. IV, 2169 - 2172.
- SKOLNIK, (1962): Radar Handbook. Mc Graw Hill. New York.
- ULABY, F.T. & MOORE, R.K. & FUNG, A.K. (1981): Microwave Remote Sensing. Active and Passive. Vol. 1 & 2, Addison-Wesley, Reading, M.A.
- ULABY, F.T. & MOORE, R.K. & FUNG, A.K. (1986): Microwave Remote Sensing. Active and Passive. Vol. 3, Artech House, Norwood, M.A.
- WILHEIT, T. T. (1978): Radiative transfer in a plane stratified dielectric. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, Vol. GE-16, pp. 138-143.

Beobachtung der Verlagerung von Bodenpartikeln mit Hilfe eines neutronen-aktivierbaren Tracers

von

Riebe, B. * und E.-G. Niemann *

Da die Beobachtung der Verlagerung einzelner Bodenpartikel mit optischen Methoden kaum möglich ist, wird die Neutronen-Aktivierungsanalyse (NAA) als Markierungsmethode eingesetzt. Mit ihrer Hilfe sollen Fragen zur Persistenz von Aggregaten, zum Partikeltransport an der Bodenoberfläche durch Erosion, bzw. im Profil durch Bioturbation, geklärt werden.

1. Tracer und Markierung

Verschiedene Elemente sind für die Aktivierungsanalyse geeignet, u.a. Mangan, Gold, Indium und Vertreter der Lanthanide, wie Europium und Dysprosium. Für die Bearbeitung der o.g. Fragestellungen wurde Europium als Tracer mit Glas als Trägersubstanz gewählt. Das Europium wird als Eu_2O_3 in Glas eingeschmolzen. Durch Zugabe von Blei (PbO) kann dessen Dichte an die Dichte der Festsubstanz des Bodens angeglichen werden. Die Anpassung an die Korngrößenverteilung des zu untersuchenden Bodens erfolgt durch anschließendes nasses Vermahlen.

Die Forderung, daß das markierte Material (Trägersubstanz mit Tracer) hinsichtlich Dichte, Form, Abmessungen und Oberflächeneigenschaften mit dem unmarkierten Material (Boden) übereinstimmen soll, kann für Sand- und Schluffböden erfüllt werden, nicht jedoch für Tonböden. Bei letzteren bereiten hauptsächlich die Oberflächeneigenschaften, aber auch die geringe Größe der Partikel Schwierigkeiten in der Anpassung.

Das gemahlene Glas wird in den trockenen, homogenisierten Boden eingemischt, das Boden-Glas-Gemisch als Schicht in Bodensäulen eingebaut oder - zu Aggregaten verarbeitet - an der Bodenoberfläche ausgelegt.

2. Prinzip der Methode

Im Gegensatz zu radioaktiven Markierungen führt der verwendete Tracer zu keiner Belastung der Umgebung, in der er ausgebracht wird. Erst die nach Versuchsende entnom-

* Institut für Biophysik der Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

menen Proben werden mit thermischen Neutronen bestrahlt und aktiviert. Die vom Tochterisotop Eu-152 ($T_{1/2} = 9,3 \text{ h}$) emittierten Gamma-Strahlen werden als Spektrum mit typischen Peaks aufgenommen.

Eine der beiden Haupt-Gammalinien (841 keV) wird zur quantitativen Auswertung herangezogen. Durch Vergleich mit mitbestrahlten Referenzproben, Europium-Standardproben bekannter Konzentration, und unter Berücksichtigung der Abklingzeit wird der Europiumgehalt der Bodenproben ermittelt.

3. Versuchsaufbau

Erosion: In Freilandversuchen auf einer Parabraunerde aus Löß wird die Partikelbewegung an der Bodenoberfläche durch Wassererosion untersucht. Als Versuchsflächen dienen künstliche Hügel unterschiedlicher Längen und Steigungen. Die Markierung wird dabei in Form von Aggregaten aus Boden-Glas-Gemisch als schmales Band am oberen Ende jedes Hügels abgelegt. Nach Zerstörung der Aggregate und Einsetzen des Partikeltransportes werden zu verschiedenen Zeitpunkten Proben genommen.

Bioturbation: Zur Beobachtung der Partikelbewegung im Profil durch Bioturbation werden Bodensäulen mit markierten Schichten in unterschiedlichen Höhen verwendet. Das Bodenmaterial stammt aus dem A_p -Horizont einer Parabraunerde aus Löß. Der Transport von Bodenpartikeln erfolgt durch die Wühltätigkeit von Regenwürmern. Die Säulen werden mit je drei adulten Exemplaren von *Lumbricus terrestris* oder *Allolobophora caliginosa* besetzt.

4. Ergebnisse

Erosion: Abb.1 gibt als Beispiel die Europiumverteilung auf einer im März 1990 angelegten Versuchsfläche an zwei Probenahmeterminen wieder.

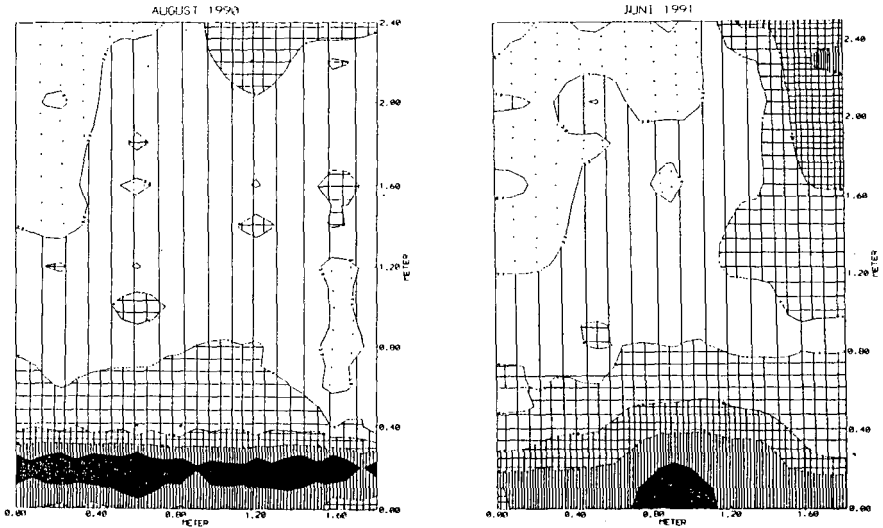
Innerhalb der ersten fünf Monate nach Versuchsbeginn (März-August 1990) konnte zunächst die Zerstörung der Aggregate und der beginnende Transport von Bodenmaterial aus dem markierten Bereich (0-30 cm) hangabwärts beobachtet werden (s. Abb.1a).

Bis zu einer Versuchsdauer von zwölf Monaten blieb es hauptsächlich bei einer kleinräumigen Umverteilung nahe dem Markierungsbereich.

Nach 15 Monaten (Juni 1991) war eine deutliche Ausdünnung im markierten Bereich zu erkennen, damit verbunden eine Anhäufung markierten Materials am unteren Ende des Hanges (s. Abb.1b).

Bioturbation: Abb.2 zeigt Ergebnisse aus einer Versuchsreihe mit einer flachgrabenden Regenwurmart (*A.caliginosa*).

Der Gesamttransport von Eu-markiertem Bodenmaterial betrug ca. 71 g in der oben markierten (Abb.2a), 97 g in der in der Mitte markierten (Abb.2b), bzw. 35 g in der unten markierten Bodensäule. Insgesamt war die Durchmischung in vergleichbaren Zeiträumen intensiver als bei Versuchsreihen mit *L.terrestris* (Tiefgräber).









-  > 10 µg Eu/Flächeneinheit
-  > 25
-  > 50
-  > 125
-  > 250
-  > 600

Abb. 1 a,b: Europium-Verteilung auf einem Erosionshügel zu verschiedenen Zeitpunkten

5. Diskussion

Die geringe Nachweisgrenze für den Tracer und die Tatsache, da Eu-markiertes Glas nicht oberflächenaktiv, sein Indikatorgehalt korngößenunabhängig und massenproportional ist, bewirken die gute Eignung der NAA als Methode für die Bodenmarkierung. Da die Aktivierung des markierten Materials erst nach Versuchsende erfolgt, besteht während der gesamten Versuchsdauer keine Belastung durch radioaktive Strahlung. Zudem ist die Methode für Langzeitversuche geeignet.

Einen Nachteil stellt der hohe apparative Aufwand für Bestrahlung und Messung dar, ebenso die arbeitsaufwendige Probenaufbereitung. Auch sind größere Mengen Glas nur schwer herzustellen, wodurch der Versuchsumfang flächenmäßig begrenzt wird.

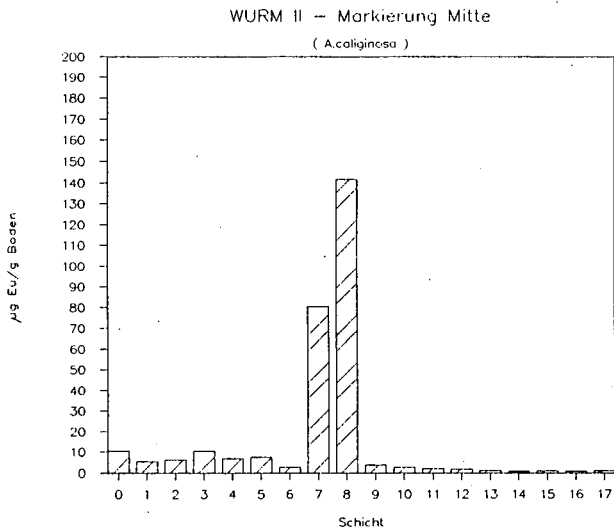
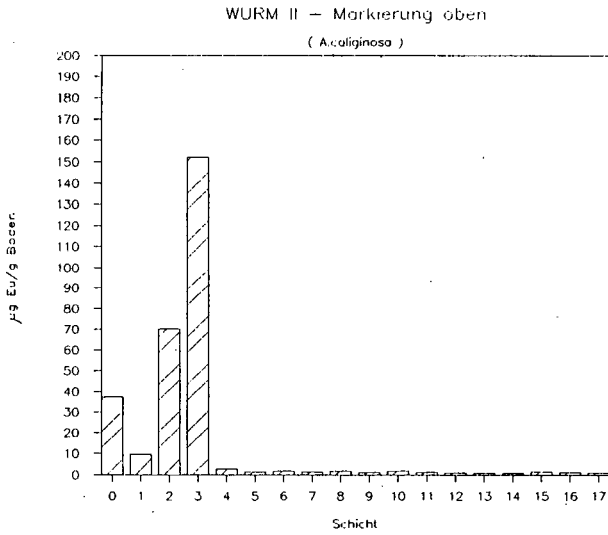


Abb. 2 a,b: Europium-Verteilung über die Tiefe in unterschiedlich markierten Bodensäulen (Zahlen von 1-17 bezeichnen 2-cm-Schichten, 0 = Wurmlösung an der Oberfläche)

Beziehung zwischen pflanzenverfügbarem Bodenwasser und Wuchsleistung geschädigter Kiefern- und Eichenbestände unter Berücksichtigung der Schadensausprägung

von

Riek, W., S. Hannappel u. M. Renger^{*)}

Die Untersuchung basiert auf boden- und ertragskundlichen Daten von je 25 Eichen- und Kiefernprobeflächen der terrestrischen Waldschadensinventur in den Berliner Forsten.

Berlin liegt großräumig betrachtet im Übergangsbereich von ozeanischem zu kontinentalem bzw. semihumidem zu semiaridem Klima (BLUME et al 1981). Die Niederschlagshöhe liegt im langjährigen Mittel bei 580 mm. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt im Außenbezirk Berlin-Dahlem 8,9°C.

Die Rostbraunerden der Berliner Forsten haben sich aus Geschiebe-, Tal- und Flugsanden entwickelt, die lokal im Unterboden lehmig ausgeprägt sein können.

Die vorliegenden Ausführungen sollen darüber Aufschluß geben, welche Bedeutung dem potentiell pflanzenverfügbaren Bodenwasser unter diesen Gegebenheiten für das Wachstum von Kiefer (*Pinus sylvestris*) und Eiche (*Quercus robur*) zukommt. Dabei wird auch ein möglicher wachstumsreduzierender Einfluß der Baumschädigung diskutiert.

Methodik:

Die nutzbare Feldkapazität (nFK) wird horizontweise bis 3 m Tiefe aus Humusgehalt, Textur und Lagerungsdichte ermittelt. Die Abschätzung der nFK innerhalb der Sandfraktionen erfolgt nach der Kartieranleitung der AG BODENKUNDE (1982) und anhand von Nomogrammen zur Bestimmung der Wasserspannungskurve aus Körnungssummenkurve und Porenvolumen (HARTGE 1971). Das potentiell pflanzenverfügbare Bodenwasser (Wpfl) wird durch Addition der schichtweise ermittelten nFK für verschiedene Tiefen (hypothetische effektive Durchwurzelungstiefen) berechnet.

Aus der Bestandeshöhe und dem Bestandesalter wird nach den Wiedemann'schen Ertragstafeln (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTEN 1987) die Leistungsklasse (LKI) bestimmt, die ein Maß für den durchschnittlichen jährlichen Zuwachs in einem festen Bezugsalter (Umtriebszeit) darstellt.

Für die Bestände liegen Schadensdaten vor, die im Rahmen der terrestrischen Waldschadensinventur durch visuelle Ansprache des Nadel- bzw. Blattverlustes gewonnen wurden.

^{*)}TU Berlin, Inst. f. Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10

Ergebnisse:

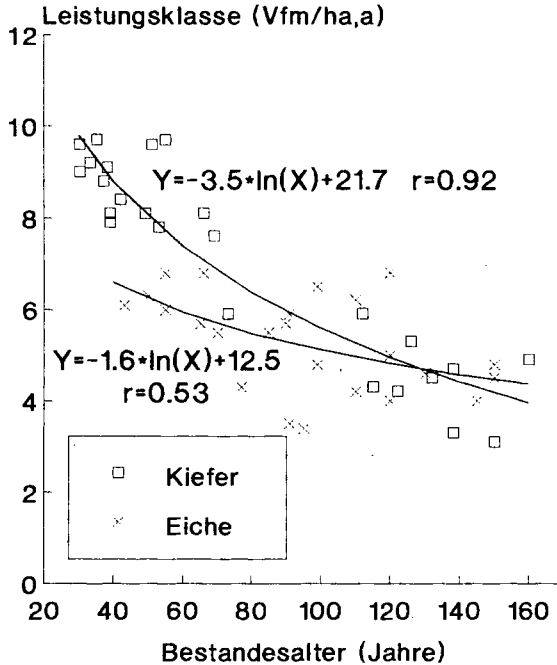


Abb.1: Beziehung zwischen Leistungsklasse und Bestandesalter

Aus Abb.1 ist ersichtlich, daß junge Bestände über eine höhere Leistungsklasse verfügen, als Altbestände. Dies gilt für die Kiefer und in abgeschwächter Form auch für die Eiche. Hierdurch deutet sich an, daß es während der letzten Jahrzehnte zu einer wachstumsfördernden Veränderung der Standortbedingungen gekommen ist (Düngungseffekt des eingetragenen Stickstoffs und anderer Nährstoffe, erhöhter CO₂-Gehalt der Luft).

Um die Wuchsleistung altersunabhängig miteinander vergleichen zu können, wird die Differenz zwischen den ermittelten Leistungsklassen und den dargestellten Regressionskurven bestimmt (Residualgröße δLK_i).

Nach Tab.1 besteht zwischen der altersbereinigten Wuchsleistung und dem potentiell pflanzenverfügbaren Bodenwasser eine Korrelation, geht man von einer effektiven Durchwurzelungstiefe (Weff) von mehr als 150 cm aus. In Abb. 2 wird dies durch die Beziehung zwischen δLK_L und Wpfl für einen angenommenen Weff = 250 cm gezeigt.

Tab.1: Korrelationskoeffizient der Beziehung zwischen δLK_i und Wpfl verschiedener Tiefenstufen. Allgemeine Form der Gleichung: $\delta LK_i = a * \ln(Wpfl) + b$

Wpfl(mm) von...bis...	Korrelationskoeffizient	
	Kiefer	Eiche
0-100 cm	0.37 n.s.	0.24 n.s.
0-150 cm	0.54*	0.41 n.s.
0-200 cm	0.67**	0.50*
0-250 cm	0.74**	0.53*
0-300 cm	0.65**	0.44*

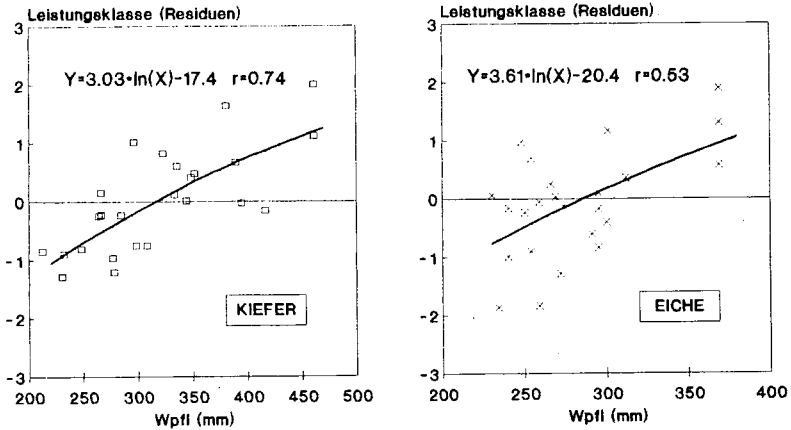


Abb.2: Beziehung zwischen der Residualgröße δLKI und dem pflanzenverfügbaren Bodenwasser (Wpfl) bei einem effektiven Wurzelraum von 250 cm Tiefe

In Abb.3 sind die Residualgrößen δLKI gegen die Schädigung (prozentualer Nadel- bzw. Blattverlust) abgetragen. Aus dem Streudiagramm ist keine Beziehung zwischen Schädigung und Wachstumsleistung erkennbar. Allenfalls deuten die am stärksten geschädigten Eichenbestände eine schwache Tendenz der Wachstumsreduktion an.

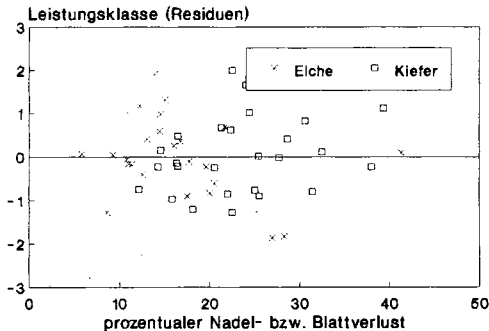


Abb.3: Beziehung zwischen δLKI und prozentualem Nadel- bzw. Blattverlust

Um dies zu überprüfen, werden multiple Regressionsanalysen durchgeführt. Hierbei wird die additive Wirksamkeit aller Einflußfaktoren berücksichtigt. Der Erklärungswert der einzelnen Variablen wird über die Prüfung der Regressionskoeffizienten gegen Null abgeschätzt.

Der prozentuale Grünverlust wird in zwei Gruppen eingeteilt:

- Gruppe 1: ohne Schädmerkmale bis schwach geschädigt (≤ 25 % Grünverlust)
- Gruppe 2: mittelstark geschädigt (25 - 60 % Grünverlust)

Die Gruppenzugehörigkeit findet als Dummy-Variable Eingang in die Regressionsanalyse.

Für die Kiefer läßt sich auch mit dieser Methode keinerlei Beziehung zwischen Schadgruppe und Leistungsklasse zeigen. Das Schadensausmaß übt demnach bei den erfaßten Kiefernbeständen keinen nachweisbaren wachstumsreduzierenden Einfluß aus. Anders verhält es sich bei den untersuchten Eichenbeständen. Es ergibt sich folgende Regressionsgleichung:

$$\text{LEISTUNGSKLASSE (Eiche)} = -1.64 * \ln(\text{ALTER})^{**} + 3.14 * \ln(\text{WPFL})^* - 1.06 * \text{SCHADGRUPPE}^* + 3.80$$

mit $r = 0.76^{**}$

Abb. 4 zeigt die modellmäßig ermittelten Beziehungen zwischen Leistungsklasse und pflanzenverfügbarem Bodenwasser unter Berücksichtigung der Schadensgruppen.

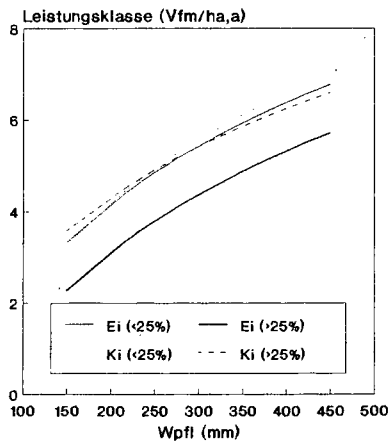


Abb.4: Beziehung zwischen Leistungsklasse und pflanzenverfügbarem Bodenwasser bei unterschiedlicher Schädigung (bezogen auf einen 100-jährigen Bestand)

Literatur:

AG Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung; Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe; Geologische Landesämter der BRD (Hrsg.); Hannover

Blume H.P., Horbert M., Sukopp H., Brande A., Horn R. (1981): Exkursionsführer zur Jahrestagung der DBG; MDBG 31; 3-41

Hartge K.H. (1971): Die physikalische Untersuchung von Böden; Stuttgart

Niedersächsische Landesforsten (1987): Hilfstafeln für die Forsteinrichtung; Hannover

Hochauflösende Datenerfassung zur Bestimmung der hydraulischen Eigenschaften ungestörter Bodensäulen

von

Scheibke, R.¹⁾, T. Zurmühl¹⁾ und W. Durner¹⁾

Einführung

Zur Validierung von Modellvorstellungen zum Wasser- und Stofftransport durch Experimente an ungestörten Bodensäulen ist eine *richtige, sehr genaue und in sich konsistente* Charakterisierung der hydraulischen Eigenschaften der Bodenprobe Voraussetzung. Die standardmäßige Erfassung bodenhydraulischer Parameter wird derzeit jedoch meist mit unterschiedlichen Methoden (statisch / dynamisch) und - oft getrennt für *pF-WG*, K_{sat} und K_u - an einer Vielzahl von Parallelproben mit kleinen Volumina erhoben. Die Ergebnisse dieser Bestimmungen sind somit einer beträchtlichen Variabilität unterworfen. Eine Validierung von Wasser- und Stofftransportmodellen ist deshalb erschwert oder unmöglich.

Ziel dieser Anlage ist deshalb die automatische, zerstörungsfreie, möglichst schnelle, sehr genaue und simultane Bestimmung aller hydraulischen Parameter (inclusive Hysterese) an einer ungestörten Bodensäule durch optimiert gesteuerte Adsorptions / Desorptionsexperimente. Simultan oder im Anschluß daran können an der selben Bodensäule Versuche zur Stoffverlagerung vorgenommen werden. Die Anlage eignet sich speziell zur Charakterisierung von aggregierten Böden und Böden mit ausgeprägtem Grobporensystem, bei denen die hydraulischen Parameter nahe Sättigung in besonders hoher Auflösung erhoben werden müssen (Durner 1991).

Material und Methoden

MEßPRINZIP

Die Messungen werden als eindimensionale Ausfluß- Einflußexperimente an ungestörten Bodensäulen durchgeführt. Nach ungestörter Probenahme und Einbau in die Säulenfassung über einer porösen Platte erfolgt die Aufsättigung mit dem Experimentfluid. Die stufenweise Entwässerung und Bewässerung wird durch elektronisch gesteuerten Luftüberdruck erreicht. Die Summenausflußvolumina und die Matrixpotentiale werden elektronisch registriert und gespeichert.

AUFBAU DER MEßANLAGE

Die Bodenprobe im Bodenzylinder steht auf einer porösen Platte. Von oben wird geregelter Überdruck aufgegeben. Das Porenwasser fließt über die poröse Platte in die Meßbürette. Der Wasserstand in der Bürette wird durch einen Druckaufnehmer hydrostatisch gemessen. Die Matrixpotentiale werden über Druckaufnehmertensiometer gemessen (Abb. 1). Die Meßwerte werden über Analog-Digital-Wandlung von einem PC erfaßt.

¹⁾ Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

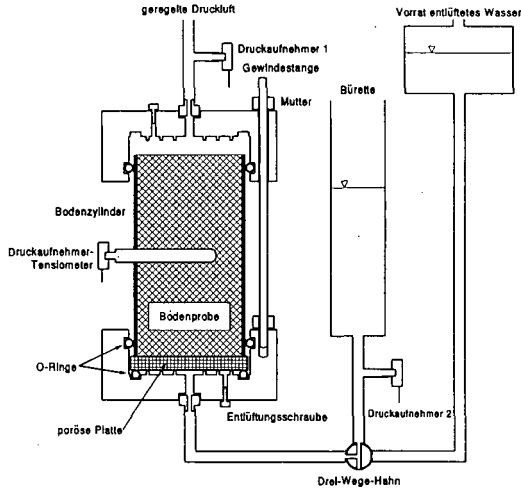


Abb. 1: Querschnitt durch die Meßanlage

Der an der Säule anliegende Druck wird laufend gemessen und um den Gegendruck in der Bürette korrigiert. Der Druck wird über digitale Schnittstellen vom PC mittels Magnetventilen geregelt. Das Steuerprogramm erlaubt die Programmierung mehrerer Druckstufen für die Ent- und Bewässerung der Bodensäule, mit angepaßter Zeitschrittweite für die Datenspeicherung und Abbruchkriterien für die Gleichgewichtspunkte.

Durch einfachen Umbau der Anlage können K_{sar} -Werte für poröse Platten und Bodensäulen mittels eines Durchflußexperiments mit konstanter oder fallender Druckhöhe bestimmt werden (Scheibke 1990).

Als Experimentfluid wurde eine entlüftete Lösung von CaSO_4 (0.005 mol/l) verwendet.

TECHNISCHE DATEN

Tabelle 1: Technische Daten der Meßanlage

Meßgenauigkeit Änderung des Wassergehalts:	$\pm 0.03\%$
Meßgenauigkeit Druckmessung für Tensionen und Luftdruck:	± 1.0 cmWS.
Minimale Zeitschrittweite für die Datenspeicherung:	0.2 s.

AUSWERTUNG

Statisch-dynamische Auswertung (v.a. nahe Sättigung):

- Die Stützstellen zur pF -WG-Kurve inklusive Hysterese ergeben sich direkt aus den ausgetretenen bzw. rückgeflossenen Wasservolumina bei eingestelltem Gleichgewicht.
- Der Verlauf der hydraulischen Leitfähigkeit ergibt sich durch Optimierung aus der inversen Modellierung des Fließprozesses mittels der Richards-Gleichung. Die Form der $K(h)$ -Funktion wird hierbei nach einem statistischen Vorhersageverfahren (Mualem 1976) aus der pF -WG-Kurve gewonnen.

Rein dynamische Auswertung (kein Gleichgewicht erforderlich):

- entweder erfolgt eine dynamische Messung der pF - WG -Kurve durch simultane Potentialmessung und direkte Wassergehaltsmessung (TDR-Messung),
- oder eine simultane Optimierung von pF - WG - und K -Parametern durch die inverse Simulation des Experiments. Die Vorgabe einer einfachen Parametrisierung der pF - WG - und der K -Kurve (z.B. nach Van Genuchten 1980) ist hierbei notwendig.

Ergebnisse

Beispielhaft werden hier die Ergebnisse einer Messung an einem Ah-Horizont gezeigt. Bodenzylinderhöhe = 7.5 cm, Tensiometer in Zylindermitte (Abb. 2).

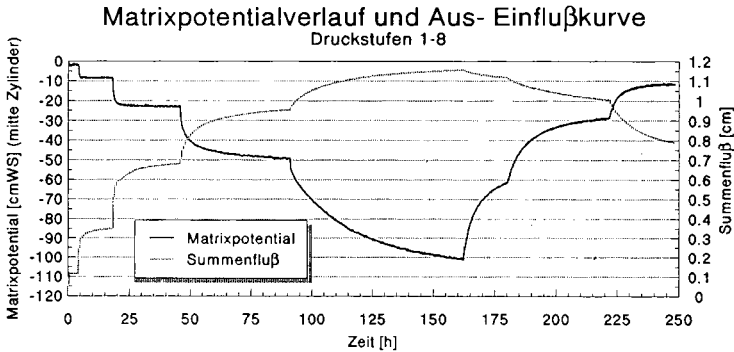


Abb. 2: Kummulierte Aus- und Einflußkurve mit dem Verlauf des Matrixpotentials in Zylindermitte.

ERGEBNISSE DER SIMULATION MIT PARAMETEROPTIMIERUNG

Der gemessene Ausfluß wurde mit dem hydraulischen Modell der Richards-Gleichung, und einer Parametrisierung der hydraulischen Funktionen nach Van Genuchten (1980) und Mualem (1976) nachsimuliert. Dabei werden die Modellparameter durch nichtlineare Optimierung angepaßt.

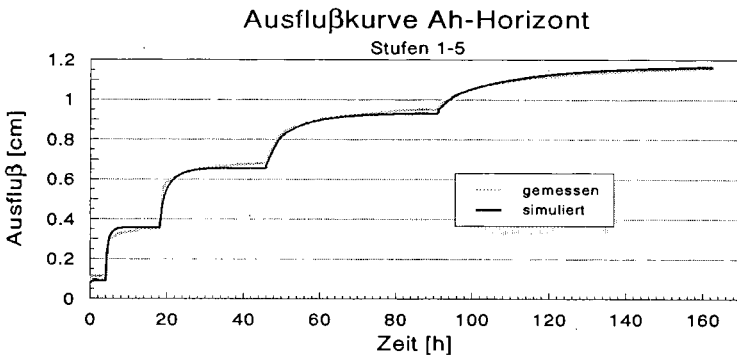


Abb. 3: Simulierte und gemessene Ausflußkurve für 5 Druckstufen.

Die simulierte Ausflußkurve zeigt ab der 2. Druckstufe einen schnelleren Ausfluß, und erreicht eher Gleichgewicht.

Wiese Ah

— 1-modal $m=1-1/n$
 $\theta_s = 0.385$ $\alpha = 0.09760$
 $\theta_r = 0.134$ $n = 1.4110$
 RSD = 0.19%

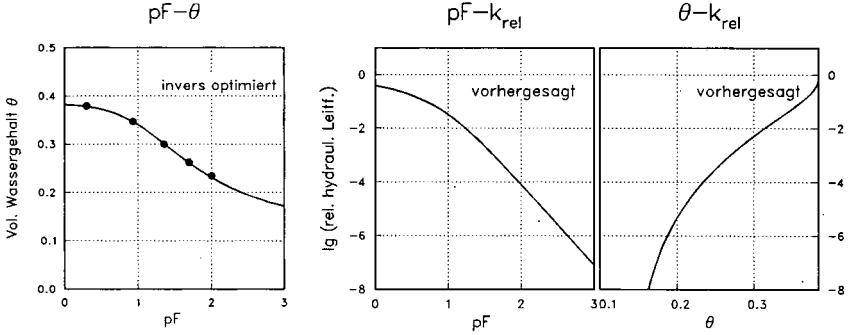


Abb. 4: pF-WG-Kurve und Ku-Vorhersage für die angepaßten hydraulischen Parameter.

Schlußfolgerungen und Ausblick

- Die vorgestellte Anlage ermöglicht die genaue Bestimmung der hysteretischen bodenhydraulischen Größen an einer ungestörten Bodenprobe.
- Der Vergleich zwischen genauen Messungen und Simulationen erlaubt die Bewertung dynamischer pF-WG-Ungleichgewichte und die Überprüfung von K-Vorhersagetheorien.
- Nach Erweiterung durch eine TDR-Wassergehaltserfassung ermöglicht die Anlage die rein dynamische Messung der ungesättigten bodenhydraulischen Funktionen.

Dank

Die Arbeiten wurden im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) durch das Umweltbundesamt (F+E-Vorhaben 107 01 016/03) gefördert.

Literatur

- Durner W. (1991): Vorhersage der hydraulischen Leitfähigkeit strukturierter Böden. Dissertation, Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, 186 S. Bayreuther Bodenkundliche Berichte 20.
- Mualem Y. (1976): Hysteretical models for prediction of the hydraulic conductivity of unsaturated porous media, Water Resour. Res., 12, 1248-1254.
- Scheibke R. (1990): Entwicklung einer hochauflösenden Datenerfassung zur Bestimmung der hydraulischen Eigenschaften ungestörter Bodensäulen. Diplomarbeit, Lehrstuhl für Hydrologie Universität Bayreuth, 109 S. (Unveröffentl.)
- 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.

**Bodenmechanische Untersuchungen an Neulandböden
aus LÖB und Hafenschlick**

von
Schneider, R. und D. Schröder *

Einleitung

Bodenphysikalische Untersuchungen an Neulandböden aus LÖB im Rheinischen Braunkohlenrevier (lU-uL, Spül- u. Schüttböden) und in der Wetterau (uL, Schüttböden) sowie aus Hafenschlick (lT-tL, Spülböden) östlich Emden ergaben teilweise deutliche Unterschiede hinsichtlich Alter und Herstellungsverfahren des Neulandes (SCHNEIDER u. SCHRÖDER 1989).

Da die untersuchten Flächen ackerbaulich genutzt werden, und die Belastung von Ackerflächen mit der zunehmenden Intensivierung der Landwirtschaft immer größer wird (LEBERT 1989), stellte sich die Frage, wie groß die Belastbarkeit junger Neulandböden (5-10 Jahre) ist und ob sich eine Änderung mit dem Alter ergibt. Bodenmechanische Untersuchungen sollten Aufschluß hierüber bringen.

Material und Methoden

Alle untersuchten Neulandstandorte sind mittel bis stark carbonathaltig. Der Humusgehalt und die mikrobiologische Aktivität auf dem LÖBneuland (Rheinisches Braunkohlenrevier und Wetterau) sind anfangs niedrig und steigen mit zunehmendem Alter an. Beim verspülten Hafenschlick sind Humusgehalt und mikrobiologische Aktivität schon zu Beginn hoch.

Es wurden Drucksetzungs- und Kastenscherversuche mit Proben durchgeführt, die einen Durchmesser von 100 mm und eine Höhe von 31,8 mm hatten und auf 6 kPa vorentwässert waren. Die Vorbelastung wurde nach der Methode von CASAGRANDE (1936) ermittelt. Die Probenahme erfolgte in 3 Tiefen. Bei den nachfolgenden Ergebnissen handelt es sich um Mittelwerte von zwei bis vier verschiedenen Standorten. Die Ergebnisse parallel untersuchter gewachsener Böden sind zur Orientierung in den Abbildungen mitangegeben.

Ergebnisse und Diskussion

- Gesamtsetzung:

Die Setzung der jungen Neulandböden des Kölner Raumes in 5-10 cm Tiefe ist größer als die der entsprechenden 20-25 Jahre alten

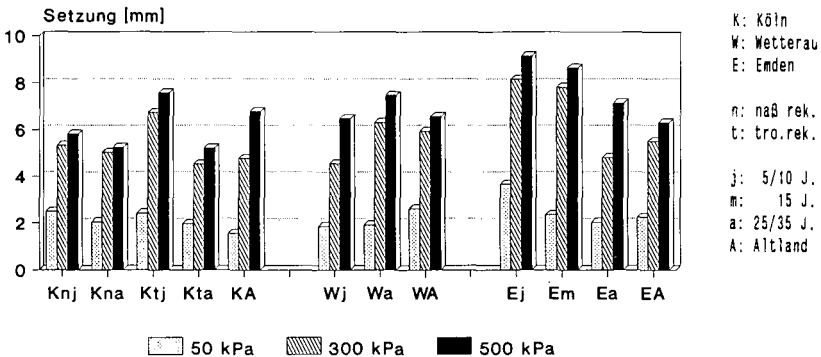


Fig. 1: Gesamtsetzung in 5-10 cm Tiefe bei 3 Auflaststufen für Neu- u. Altlandböden. Vorentwässerung: 6 kPa

* Universität Trier, FB VI, Abt. Bodenkunde, PF 3825, 5500 Trier

Standorte bei vergleichbaren Trockenraumgewichten von ca. 1,52 g/ccm (Fig. 1). Die Entwicklung der Krume infolge eines Altersunterschiedes von 10-15 Jahren macht sich positiv bemerkbar, bedingt durch z.B. höhere Kohlenstoffgehalte, mikrobiologische Aktivität oder auch Bodentiere und die damit einhergehende Gefügebildung und -stabilisierung (SCHNEIDER, SCHNEIDER u. SCHRÖDER 1990, VORDERBRÜGGE 1989).

Sehr starke Setzungen in 5-10 cm Tiefe von rund 8 mm bei 300 kPa Auflast sind für das junge Schlickneuland ermittelt worden. Hohes Porenvolumen, hohe Wassergehalte und die noch relativ geringe Stabilität der schon entstandenen Aggregate sind die Ursache hierfür. Mit zunehmendem Alter nimmt die Setzung ab.

- Vorbelastung

Die ermittelten Vorbelastungen bestätigen die Setzungsverhältnisse. Die geringsten Vorbelastungen werden für die jungen Hafenschlickflächen ermittelt (Fig. 2). Mit zunehmender Reifung steigt die Vorbelastung.

Die jungen Lößstandorte der Wetterau und des Kölner Raumes sind weniger vorbelastet als die entsprechenden alten Flächen.

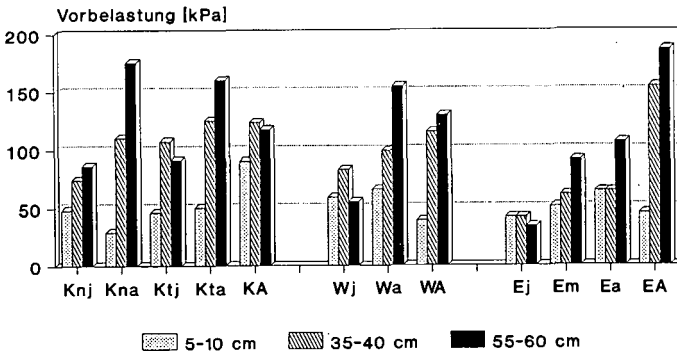


Fig. 2: Vorbelastung in 3 Tiefen für Neu- u. Altlandböden. Vorentwässerung: 6 kPa

- Scherwiderstand:

Die Messungen der Scherwiderstände ergaben, daß in 5-10 cm Tiefe die älteren Neulandflächen des Kölner Raumes und der Wetterau bis 100 kPa Auflast höhere Scherwiderstände aufbringen können als die jungen Böden. Erhöht man die Last auf mehr als 100 kPa sind keine eindeutigen Tendenzen mehr festzustellen.

Im hohen Auflastbereich werden offensichtlich die Aggregate zerstört und die Textureinflüsse dominieren (LEBERT 1989). Diese unterscheiden sich jedoch in der Krume kaum.

In 55-60 cm Tiefe sind die höheren Scherwiderstände der alten Standorte im Rheinischen Braunkohlerevier bis zu einer Auflast von 300 kPa nachweisbar (Fig. 3). Dies ist aber nicht nur auf einen positiven zeitlichen Effekt zurückzuführen.

Beim geschütteten Lößneuland spielen auch rekultivierungsbedingte Einflüsse eine Rolle. Die geschütteten, alten Böden sind vielfach dichter und es finden sich verschieden große Klumpen und "alte" Aggregate im Unterboden.

Werden die Proben mit 500 kPa belastet, treten jedoch auch die Alterseinflüsse zurück und ein Unterschied zwischen geschütteten und gespülten Flächen wird deutlich. Die Scherwiderstände des

geschütteten Neulandes sind größer, zum einen bedingt durch etwas höhere Sandgehalte (Rauhigkeit) zum anderen findet sich die bereits erwähnte "alte Aggregation" nur in den geschütteten Böden.

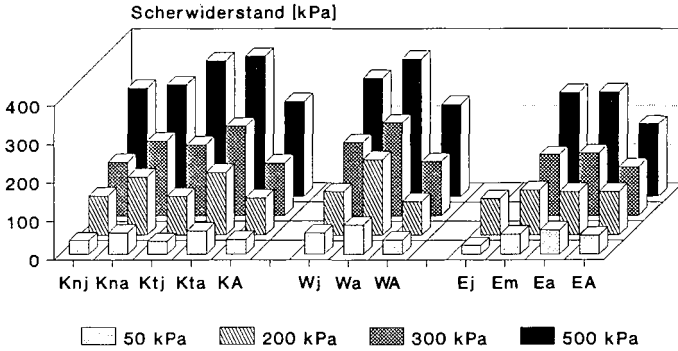


Fig. 3: Scherwiderstand in 55-60 cm Tiefe bei 4 Auflaststufen für Neu- u. Altlandböden. Vorentwässerung: 6 kPa v: 0,2 mm/min

- Schерparameter

Der Winkel der Inneren Reibung für den Gesamtboden nimmt bei den gespülten jungen Flächen des Rheinischen Braunkohlerevierts mit der Tiefe ab (Fig. 4). Das erklärt sich vor allem durch die Humusakkumulation und Aggregatbildung in der Krume, während das Substrat im Unterboden noch weitestgehend unbeeinflusst kohärent lagert (SCHNEIDER u. SCHRÖDER 1989). Das Hafenschlick-Neuland läßt den Effekt der Reifung gut erkennen. Der Winkel der Inneren Reibung steigt von jung nach mittel an und nimmt innerhalb der Altersstufen mit der Tiefe ab (vgl. HORN 1985).

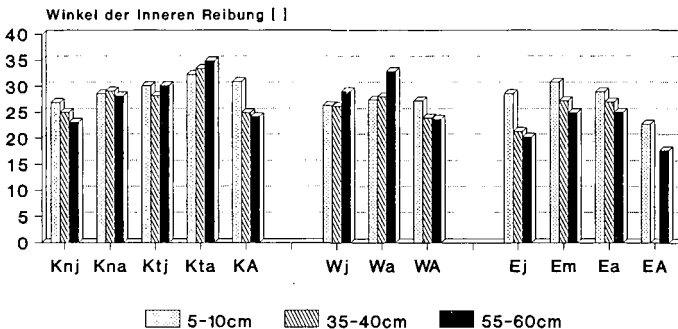


Fig. 4: Winkel der Inneren Reibung in 3 Tiefen für Neu- u. Altlandböden. Vorentwässerung: 6 kPa v: 0,2 mm/min

Verschiedene Untersuchungen belegen eine Abhängigkeit von Schерversuchsergebnissen vom Gefüge ungestörter, vorentwässerter Proben, sowie die positive Wirkung eines stabilen Gefüges auf die Belastbarkeit von Böden (BAUMGARTL 1989, LEBERT 1989).

Es ergab sich daher die Frage, ob die verschiedenen Gefügeausprägungen der Neulandböden auf die Ermittlung der Scherparameter einen Einfluß haben.

Während Fig. 5a lineare Schergeraden für die Tiefe 55-60 cm jeweils eines jungen Standortes aus jedem Untersuchungsgebiet zeigt - die Horizonte sind nicht oder nur schwach aggregiert -, belegt Fig. 5b den Einfluß der Aggregation auf die Erfassung der Scherparameter Winkel der Inneren Reibung und Kohäsion. Es handelt sich um Meßreihen von Unterböden, die sich deutlich in einen steilen, strukturbedingten und einen flacheren, texturbedingten Ast unterteilen lassen.

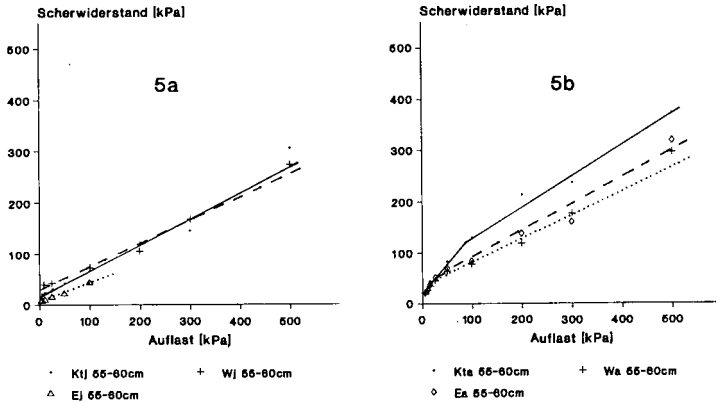


Fig. 5: Lineare Schergeraden (5a) und zweigeteilte Scherkurven (5b) für Neuland-Unterböden.
Vorentwässerung: 6 kPa, v: 0,2 mm/min

Zusammenfassung

Die bisherigen Untersuchungen belegen, daß die Belastbarkeit der jungen Neulandflächen des Kölner Raumes und der Wetterau geringer ist als die der alten Flächen. Dies ist jedoch nicht allein auf positive Alterseffekte, wie die Bildung stabiler Aggregate zurückzuführen, sondern auch auf rekultivierungsbedingte Unterschiede.

Das junge Schlickneuland reagiert sehr empfindlich auf Belastung. Es dauert ca. 10 Jahre, bis eine Tragfähigkeit erreicht ist, die die Gefahr starker Gefügeschädigung durch Bewirtschaftung deutlich verringert.

Literatur

BAUMGARTL, TH. (1989): Strukturabhängige Änderung bodenmechanischer Kenngrößen während der Zeitsetzung und des Schuvorganges. (Vergleich: Gesamtboden - Einzelaggregat).- Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 59/1, 101-102 // CASAGRANDE, A. (1936): The determination of preconsolidation load and its practical significance.- Proc. I. Conf. Soil Mech. Found. Eng. Cambrige, Mass., Vol. 3, 60-64 // HORN, R. (1985): Die Bedeutung der Trittvverdichtung durch Tiere auf physikalische Eigenschaften Alpiner Böden.- Z. f. Kulturtechnik u. Flurberein., 26, 42-51 // LEBERT, M. (1989): Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden.- (=Bayreuther Bodenkundl. Berichte, 12), Bayreuth // SCHNEIDER, H., SCHNEIDER, R. u. SCHRÖDER, D. (1990): Zusammenhänge zwischen bodenmikrobiologischen und -zoologischen Parametern sowie Gefügeeigenschaften in Neulandböden aus LÖB und Hafenschlick.- Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 62, 87-90 // SCHNEIDER, R. u. SCHRÖDER, D. (1989): Gefügeentwicklung in gespültem und geschüttetem Neuland aus LÖB und Hafenschlick.- Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 59/1, 239-244 // VORDERBRÜGGE, TH. (1989): Einfluß des Bodengefüges auf Durchwurzelung und Ertrag bei Getreide - Untersuchungen an rekultivierten Böden und einem langjährigen Bodenbearbeitungsversuch.- (=Gießener Bodenkundl. Berichte, 5), Gießen

**Einfluß der Befahrungsintensität
auf die Druckfortpflanzung im Boden**

von
Harald Semmel* und Rainer Horn*

Einführung

Im Boden werden mechanische Belastungen in Abhängigkeit von Bodenaufbau und -zustand 3-dimensional fortgepflanzt.

Bei Überschreitung der Vorbelastung des Bodens kann es dabei zur Verdichtung und so zur bleibenden Veränderung (schlechter / besser) der Standortverhältnisse kommen.

Zielsetzung

Ziel des Versuches ist es, Spannungszustände in einer Parabraunerde aus Löß bei unterschiedlicher Belastungsintensität richtungsdefiniert zu ermitteln. Dies wird mit einer Analyse der mechanischen Belastbarkeit verbunden.

Durchführung

Auf einer Versuchsfläche der FAL-Braunschweig wurde ein mehrjähriger Befahrungsversuch mit folgenden Varianten durchgeführt:

- geringe / hohe ---> Belastung (Radlast)
- > Häufigkeit von Befahrungsterminen
- > Anzahl Befahrungen pro Termin

Zur Ermittlung des Spannungszustandes im Boden wurden hochsensitive Druckaufnehmerzellen entwickelt. Sie ermöglichen als Einzelmeßzellen die präzise Spannungserfassung in einer Richtung oder bei spezieller Anordnung zu 6-Meßsensoren (Typ: Kiel) die räumliche Spannungserfassung. Pro Sekunde können 20 Meßsignale registriert werden.

Außerdem werden die Neutralspannungen (Porenwasserdruck) während der Befahrung gemessen. Zur Charakterisierung der mechanischen Belastbarkeit des Bodens werden:

- das Drucksetzungsverhalten
- die Scherwiderstandsparameter
- die Lagerungsdichte
- die Porengrößenverteilung und
- die Luft- und Wasserleitfähigkeit ermittelt

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde; Olshausenstr.40; D-2300 Kiel

Ergebnisse

A. Druckfortpflanzung in einer Richtung durch unterschiedliche Belastung: Bei der erstmaligen Belastung von Böden (Abb. 1) führen größere Radlasten zu höheren Drücken bei größerer Tiefenwirkung.

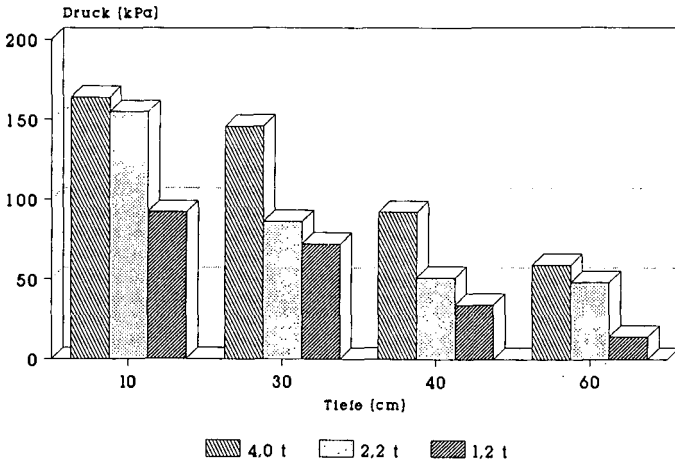


Abb.1: Vertikale Druckfortpflanzung bei erstmaliger Belastung; Radlasten von 4,0t; 2,2t und 1,2t; 18-31 Vol.% H₂O

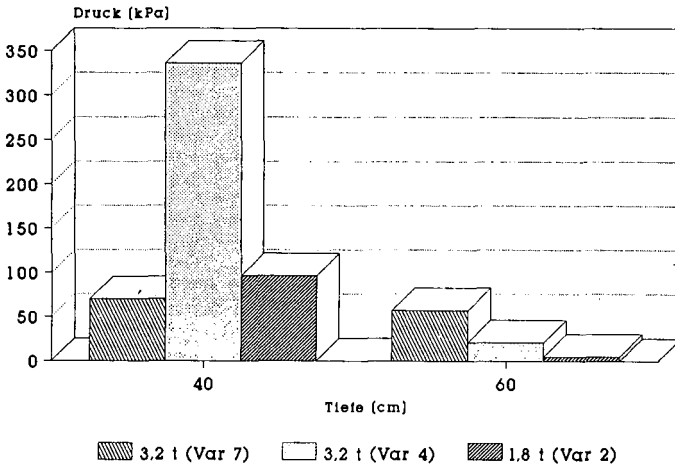


Abb.2: Vertikale Druckfortpflanzung bei unterschiedlicher Vorbelastung (Var7 >> Var4 > Var2). Radlasten 3,2t (Var7 und 4) und 1,8t (Var2); 10-15 Vol.% H₂O

Bei Flächen, die durch wiederholte Befahrungen unterschiedliche Vorbelastungen aufweisen (Var 7 >> Var 4 > Var 2) treten in den stark vorbelasteten (verfestigten) Horizonten bei gleicher Radlast geringere Spannungen auf (Abb. 2). Die Spannungen werden aber nach unten weitergegeben.

B. Räumlichkeit als Funktion der Befahrungshäufigkeit:

Nach 50-maliger Befahrung mit einer konstanten Radlast von 4,0 t führt die entstandene Verfestigung in vertikaler Richtung (Abb. 3) zu geringeren Spannungen im Oberboden. Die Druckkompensation findet dann über ein größeres Bodenvolumen statt.

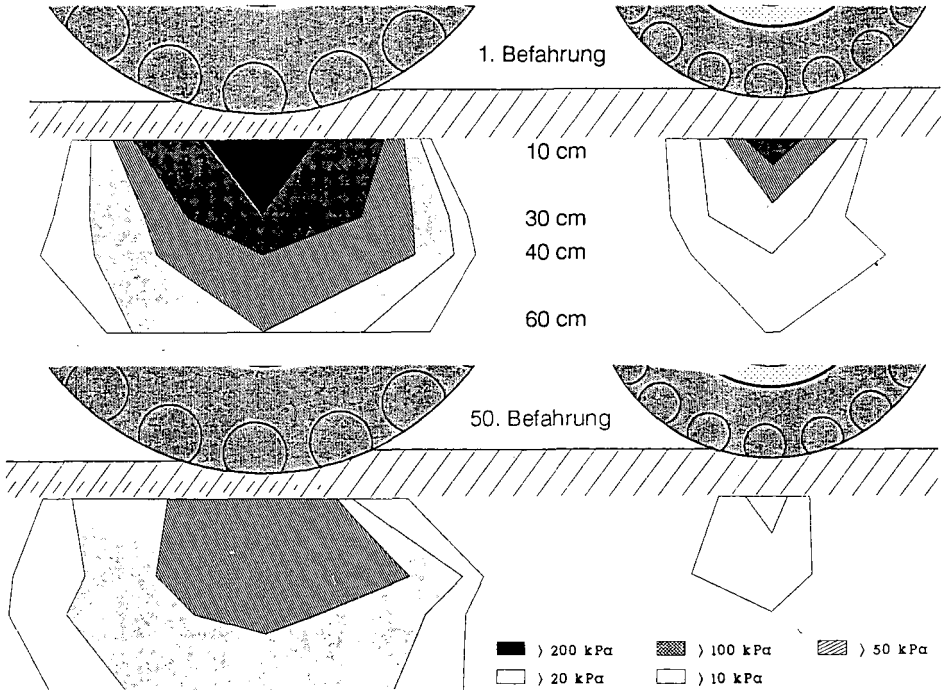


Abb. 3: Vertikale Druckfortpflanzung bei 4,0 t Radlast. Oben 1. Befahrung - unten 50. Befahrung

In horizontaler Richtung (ohne Abbildung) werden aufgrund der intensiven Bodenverdichtung die Meßwerte ebenfalls geringer.

C. 3-dimensionale Erfassung von Spannungen:

Durch die 3-dimensionale Auswertung von Sensormessungen können die Hauptspannungen in x-, y- und z-Richtung, sowie dazwischen liegende maximale Scherspannungen dargestellt werden (Abb. 4). Die größte ist die vertikale Hauptspannung (z-Richtung) während in der Horizontalen zusätzlich Zugspannungen (=negative Drücke) auftreten.

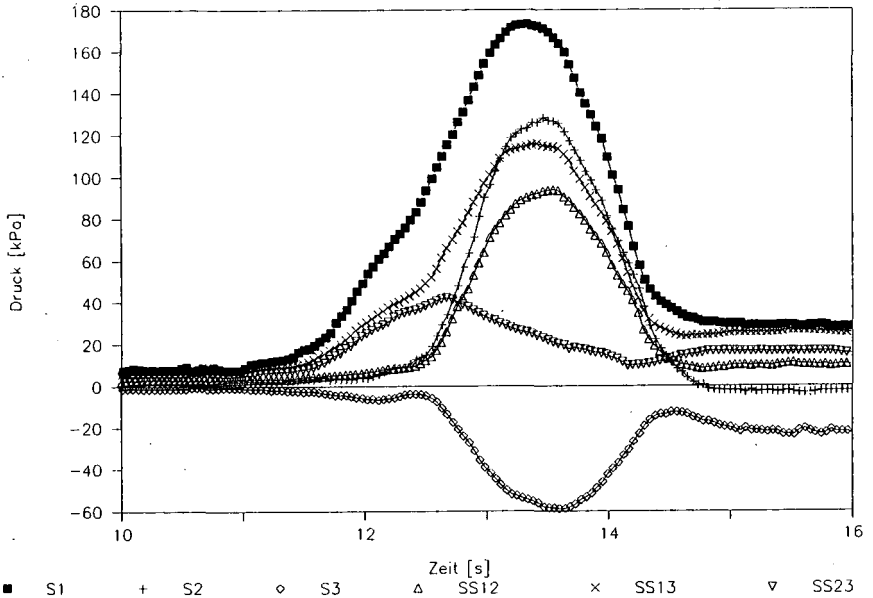


Abb. 4: Die 3 Hauptspannungen S1, S2, S3 und dazwischen liegende Scherspannungen SS12, SS13, SS23.
Radlast 4,0 t; Tiefe 30 cm

Zusammenfassung

- Spannungen werden im Boden 3-dimensional fortgepflanzt und müssen deshalb auch richtungsdefiniert erfaßt werden.
- Die Belastungsvorgeschichte beeinflusst die Druckfortpflanzung stark. Dabei treten innerhalb von Horizonten hoher Stabilität nur noch geringe Spannungen auf. Diese können jedoch stärker zur Seite und in die Tiefe fortgepflanzt werden.

Literatur

HORN, R., H. SEMMEL, C. JOHNSON, R. SCHAFFER und M. LEBERT (1992): Räumliche Spannungsmessungen mit dem Stress State Transducer (SST) in ungesättigten aggregierten Böden - theoretische Betrachtungen und erste Ergebnisse. Z. Pflanzenern. Bodenkd. (in Vorbereitung).

**Zum Einfluß von Bodendichte und Bodenwasser-
spannung auf die Wasseraufnahme von Pflanzen**

von

Sommer, C. u. Margarete Schwarz +)

Problemstellung

Ein auf Ackerstandorten weit verbreiteter spezieller Fall von Bodenverdichtung sind tiefenbegrenzte Schlepperradsohlen, die durch Radlast und Radschlupf der Furchenräder beim Pflügen entstanden sind. Sie bieten zwar für die Pflugarbeit eine tragfähige "Fahrbahn", können jedoch den für gute Durchwurzelung notwendigen störungsfreien Übergang zwischen Krume und Unterboden unterbrechen. Eine ausschließlich mechanische Auflockerung solcher Störschichten ist kritisch zu sehen, da gelockerte Böden verdichtungsempfindlich sind und nachfolgendes Befahren sie bei herkömmlicher Bewirtschaftung stärker beansprucht als zuvor. Deshalb gilt es, die Frage einer Lösung näher zu bringen, welchen Beitrag biogene, kontinuierliche Weitporen, die Ziel Konservierender Bodenbearbeitung sind, als Wurzelleitbahnen für die Erschließung des Unterbodens leisten können (Hartge und Sommer, 1980).

Als "gezielte Heterogenität" sei hier die gezielt belassene Abfolge von lockerem Krumboden, tiefenbegrenzter, verdichteter Schicht und intaktem Unterboden verstanden. Es wird der Frage nachgegangen, wie Pflanzen auf eine solche Schichtung bei unterschiedlicher Bodenwasserspannung reagieren.

Methodik

Unter kontrollierten Gewächshausbedingungen wurden Versuche mit Bodensäulen ($h = 80$ cm, $d = 30$ cm, Abb. 1 links) durchgeführt, die aus jeweils drei Kompartimenten (oben, Mitte, unten) bestanden. Das obere und untere Kompartiment wurde mit einem Schluffboden und der Porenziffer 0.8 (locker), das mittlere mit der Porenziffer 0.6 (dicht) eingefüllt. Bei der Hälfte aller Säulen wurde das mittlere Kompartiment mit künstlichen Weitporen ($d = 3$ mm) versehen. Mittels einer eigens entwickelten Technik (Abb. 1 rechts) auf der Basis eingebrachter keramischer Kerzen (Sommer, 1978; Dürr et al., 1991) wurde eine kontinuierliche Wasserversorgung für jedes Kompartiment realisiert. Damit konnte die Wasseraufnahme durch die Pflanzenwurzeln als Funktion der Versuchszeit (1990: bis zu 140 Tage) ermittelt werden. Diese Meßwerte stehen als Wurzelleistung im Mittelpunkt der Untersuchungen (Sommer et al., 1989). Im folgenden wird auf Ergebnisse mit Versuchsvarianten eingegangen, welche im oberen Kompartiment auf $\psi_2 = 600$ hPa, im unteren Kompartiment auf $\psi_1 = 100$ hPa und im mittleren Kompartiment entweder auf ψ_1 , ψ_2 oder ψ_3 (lufttrocken) gehalten wurden. Diese Versuche wurden mit Sommergerste durchgeführt.

+) Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völken-
rode (FAL), Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

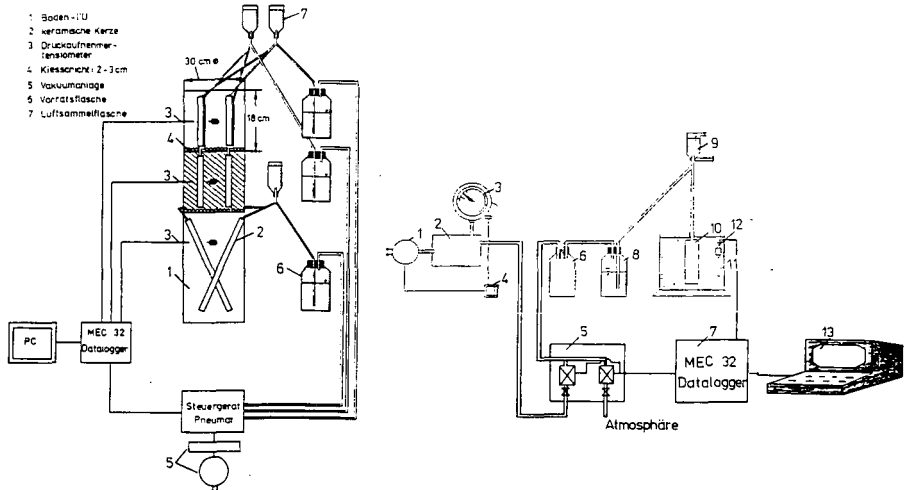


Abb. 1 Der Aufbau einer Bodensäule mit drei Kompartimenten (links) und die Anlage zur Wasserversorgung nach der Bodenwasserspannung mit Regelkreis (rechts)

Ergebnisse

In Abb. 2 ist die kumulative Wasseraufnahme als Funktion der Zeit für Säulen ohne Weitporen im mittleren Kompartiment aufgetragen (oben/Mitte/unten: $\psi_2/\psi_1/\psi_1$). Etwa 14 Tage nach Versuchsbeginn entnehmen die Wurzeln Wasser aus dem oberen Kompartiment, nach etwa 28 Tage aus dem mittleren und, nachdem dieses durchquert war, nach gut 40 Tagen aus dem unteren. Nach 140 Tagen wurden etwa 25 l Wasser aus dem "Unterboden" entnommen.

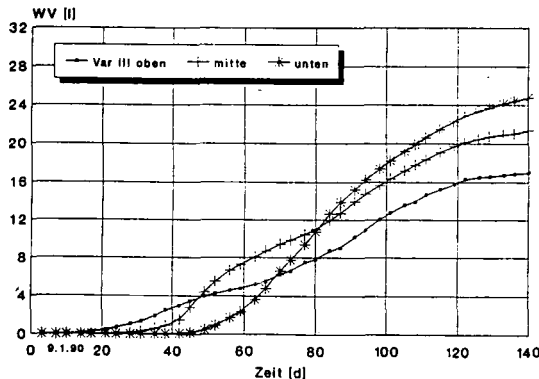


Abb. 2 Wasserverbrauch von Sommergerste als f(t) Mitte: ψ_1 und ohne Weitporen

Wurde an den Versuchsbedingungen lediglich der Sollwert der Wasserspannung im mittleren Kompartiment verändert ($\psi_2/\psi_3/\psi_1$), nahm die Wasseraufnahme aus dem oberen Kompartiment etwas ab, die aus dem mittleren (lufttrocken) war nicht meßbar. Wenige Wurzeln vermochten diese dichte, trockene Barriere zu durchqueren und nahmen von unten nur etwa 1 l Wasser auf (Abb. 3).

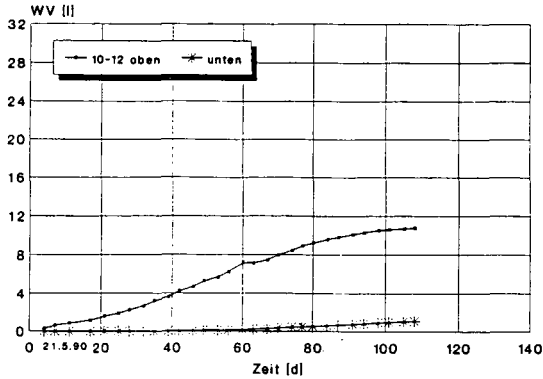


Abb. 3 Wasserverbrauch von Sommergerste als f(Zeit)
Mitte: ψ_3 und ohne Weitporen

Wurde das mittlere Kompartiment auf ψ_2 gesetzt ($\psi_2/\psi_2/\psi_1$), so entnahmen die Wurzeln aus diesem immerhin 14 und aus dem "Unterboden" 12 l Wasser (Abb. 4).

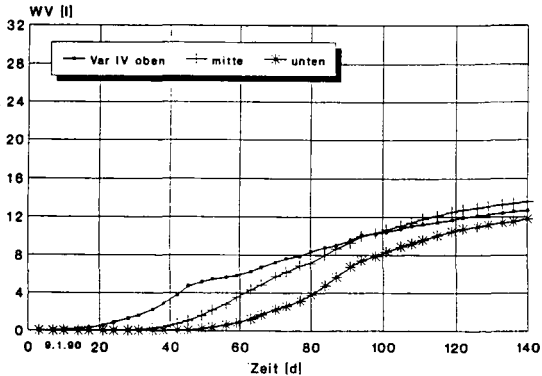


Abb. 4 Wasserverbrauch von Sommergerste als f(Zeit)
Mitte: ψ_2 und ohne Weitporen

Die Auswirkungen vertikaler Weitporen durch das verdichtete mittlere Kompartiment wird am Beispiel $\psi_2/\psi_2/\psi_1$ gezeigt (s. Abb. 4). Die Werte für die Wasseraufnahme aus den oberen und mittleren Kompartimenten gingen etwas zurück, während aus dem unteren Kompartiment mit fast 28 l mehr als das Doppelte entnommen wurde (Abb. 5).

Die Weitporen trugen demnach zur rasch ansteigenden Erschließung des "Unterbodens" bei.

Der unterschiedliche Gesamtwasserverbrauch hatte Folgen für den Pflanzenertrag. Zunehmender Wasserverbrauch durch feuchtere Bedingungen im mittleren, verdichteten Kompartiment und/oder infolge von Leitbahnen durch diese Störschicht erhöhten aufgrund der höheren Wurzeleistung den Ertrag.

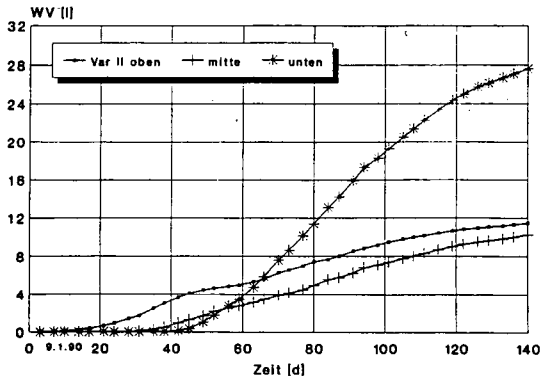


Abb. 5 Wasserverbrauch von Sommergerste als $f(t)$
Mitte: ψ_2 und mit Weitporen

Schlußfolgerungen

- Die Auswirkungen von Bodenverdichtung auf die Wasseraufnahme und den Ertrag werden von der Bodendichte und ganz maßgeblich u.a. von der Bodenwasserspannung bestimmt.
- Die Wasserentnahme aus der dichten Schlepperradsole hängt von der Bodenwasserspannung in dieser, jedoch auch von der Bodenwasserspannung in den benachbarten Kompartimenten ab.
- Röhrenförmige, senkrechte Sekundärporen durch die Schlepperradsole tragen zur Erschließung von Bodenwasser aus der Schlepperradsole und dem Unterboden bei.
- Die Wurzeleistung (hier: Wasseraufnahme/Zeit) ist zur Kennzeichnung des dynamischen Systems Pflanze-Boden besser geeignet als etwa die Wurzellängendichte.
- PC-gestützte Regelkreise verbessern bei der eingesetzten Gefäßbewässerungstechnik die Aufrechterhaltung der vorzugebenden Bodenwasserspannung

Literaturhinweise

- Dürr, H.J., F. Vanassche, M. Schwarz und C. Sommer (1991): Zur Regelung der Bodenfeuchte anhand des Bodenwasserpotentials in Versuchsgefäßen.- (im Druck).
- Hartge, K.H. und C. Sommer (1980): The effect of geometric patterns of soil structure on compressibility.- Soil Science 130, 180-185.
- Sommer, C. (1978): Eine Methode zur kontinuierlichen Wasserversorgung von Vegetationsgefäßen nach dem Bodenwasserpotential.- Landbauforschung Völkenrode 28, 17-20.
- Sommer, C., M. Schwarz und K.H. Hartge (1989): Zum Einfluß von Bodendichte und Bodenwasserpotential auf die Wasseraufnahme von Kleepflanzen.- Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 30, 241-249.

Die Untersuchungen wurden durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft gefördert, wofür auch an dieser Stelle gedankt wird.

Laterale Stoffflüsse in Böden von Alleebaumstandorten als Folge von Versiegelungsunterschieden

Reinhard Speerschneider*, Hans-Georg Brod**, Karl-Heinrich Hartge*

1. Einleitung und Versuchsbeschreibung

Innerstädtische Straßenränder sind Extremstandorte für Gehölze u.a. infolge Bodenversiegelung/-verdichtung, ungünstigen Substrateigenschaften etc. (LEH 1990). Darüber hinaus sind Gehölze durch relativ hohe Stoffeinträge (z.B. Tausalze, Öle) gefährdet. Standortmeliorationen (Entsiegelungen, Substratverbesserung etc.) sind nur bei Vermeidung hoher Stoffakkumulation im Boden langfristig wirksam. Für Straßenbaumstandorte mit Bereichen unterschiedlicher Versiegelung bestehen jedoch meist unzureichende Kenntnisse über Eintrittswege (Quellen), Transportsystem (Wasserflüsse) und Austrittswege (Senken) von Stoffen.

Aus diesem Grund werden seit Dezember 1989 auf dem Mittelstreifen zwischen Fahrbahn und Stadtbahngleiskörper der Hans-Böckler-Allee in Hannover die Stoffbewegungen in einem trittverdichteten Boden untersucht. Als Substrat liegt bis 1m Tiefe lehmiger Sand mit ca. 10 % Skelettanteil, darunter Sand vor. Das Grundwasser stand in 2,5 m Tiefe an. In zweiwöchigen Abständen erfolgten Wasserspannungsmessungen und Analysen von Bodenlösungen. Ein zu Versuchsbeginn auf die Bodenoberfläche ausgebrachten Br-Tracer gab Hinweise auf die Verlagerungsgeschwindigkeit eines wenig adsorbierbaren Stoffes. Der Vergleich mit dem sich ähnlich verhaltenden Chlorid, das durch Tausalzanwendung in den Boden gelangt, ließ Rückschlüsse auf weitere Eintrittswege außer der Bodenoberfläche zu.

2. Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Der winterliche **Bodenwasserfluß** war in allen Bereichen abwärtsgerichtet. Durch Wasserentzug im Sommer (Abb.1) strömte das Bodenwasser aus dem Grundwasser und lateral aus dem feuchten Bereich unterhalb der Fahrbahn in Richtung Wurzelraum (bis 1m Tiefe).

*Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2-4, 3000 Hannover 21

**LFA-Büntehof; jetzt Holunderweg 6, 3070 Nienburg

Die Verlagerungstiefe des **Bromids** (Abb.2) betrug zwischen Dezember 89 und Mai 90 nur 60 (straßennah) bis 90 cm (gleisnah). Zwischen Mai und Oktober erfolgte keine weitere Abwärtsverlagerung. Die Br-Gehalte sanken zwischen 60 und 180 cm Tiefe von durchschnittlich 36 auf 31 mg Br*dm⁻² Boden ab.

Trotz ähnlicher Verlagerbarkeit lag das Maximum der **Cl-Gehalte** im Mai und Oktober straßennah in 180 cm Tiefe (Abb.3). Im Gegensatz zum Bromid nahmen die durchschnittlichen Cl-Mengen bis 180 cm Tiefe zu (von 162 auf 242 mg Cl*dm⁻² Boden).

Durch den Wechsel von Quellen und Senken zwischen Winter und Sommer entstand in der ungesättigten Bodenzone der Alleebaumstandorte ein **"pulsierendes Fluxsystem"**. Nach abwärtsgerichteten Stoffbewegungen im Winter kam es im Sommer durch Bildung einer hydraulischen Senke im Wurzelraum zur Flußumkehr aus dem Grundwasser nach oben (SPEERSCHNEIDER et.al. 1990). Zusätzlich strömte Wasser mit relativ hohen Cl-Konzentrationen von unterhalb der Fahrbahn lateral in Richtung Wurzelbereich. Wegen möglicher Kanalisationsleckagen und Rinnsteinversickerung sowie Evaporationshemmung durch den Fahrbahnbelag bestand hier die wichtigste Quelle für Stoffeinträge in den Wurzelraum. Einträge über die Bodenoberfläche schienen dagegen kaum Bedeutung zu haben, da nach winterlicher Tausalzanwendung trotz geringer Abwärtsverlagerung (siehe Br) nur geringe Cl-Gehalte bis 1 m Tiefe auftraten.

3. Literatur

- LEH, H.O., 1990: Innerstädtische Streßfaktoren und ihre Auswirkung auf Straßenbäume. In H.G. BROD (HRSG.): Straßenbaumschäden - Ursachen und Wirkungen. - 98 S., ecomed verlagsgesellschaft mbh, Landsberg/Lech 1990.
- SPEERSCHNEIDER, R., H.G. BROD und K.H. HARTGE, 1990: Einfluß unterschiedlicher Gefüge - gemessen mit Penetrometer - auf den Salztransport in Straßenböden. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 61, 145 - 148

An dieser Stelle sei Herrn Dr. Klaus Prade vom Institut für Umweltanalytik und Geotechnik UEG GmbH in Wetzlar für die Durchführung der Bromidanalysen herzlich gedankt.

Sommer (30.7.90)

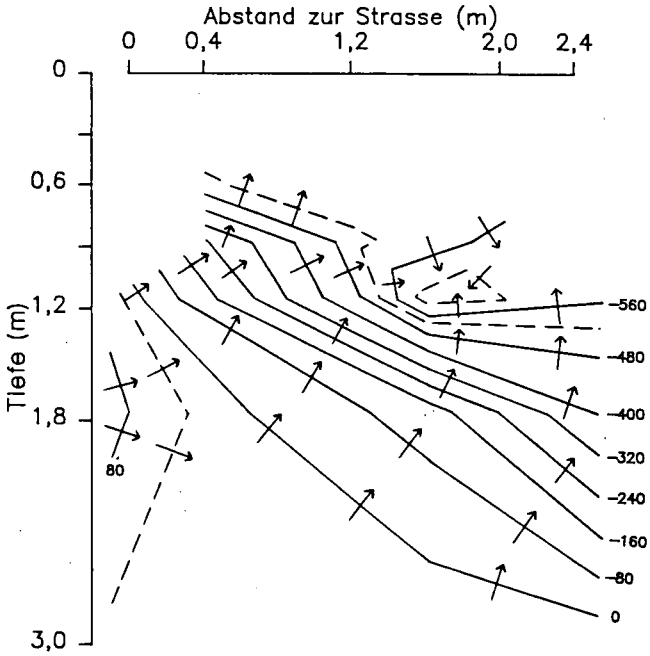


Abb.1: Hydraulische Äquipotentiale (in hPa) und Flußrichtungen (Pfeile) am 30.7.90 im Mittelstreifenquerschnitt zwischen Fahrbahn und Stadtbahn-
gleisen (Bezugsniveau z=0 in 3m Tiefe)

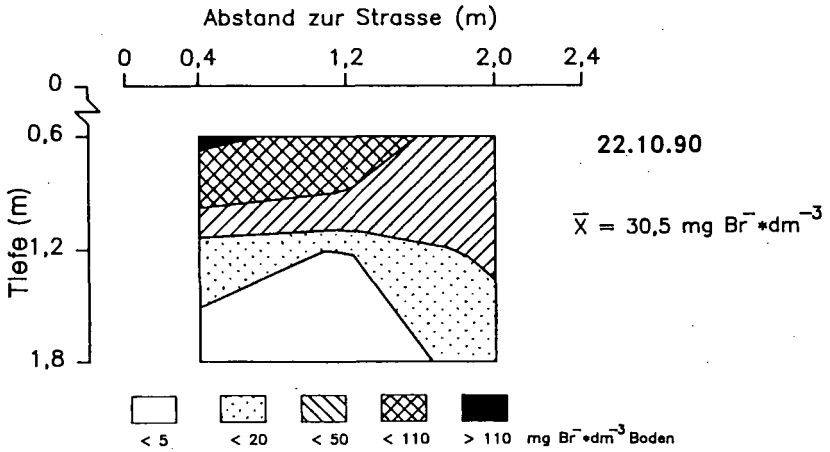


Abb.2: Räumliche Verteilung der Bromidgehalte am 22.10.90 im Mittelstreifenquerschnitt zwischen Fahrbahn und Stadtbahngleisen

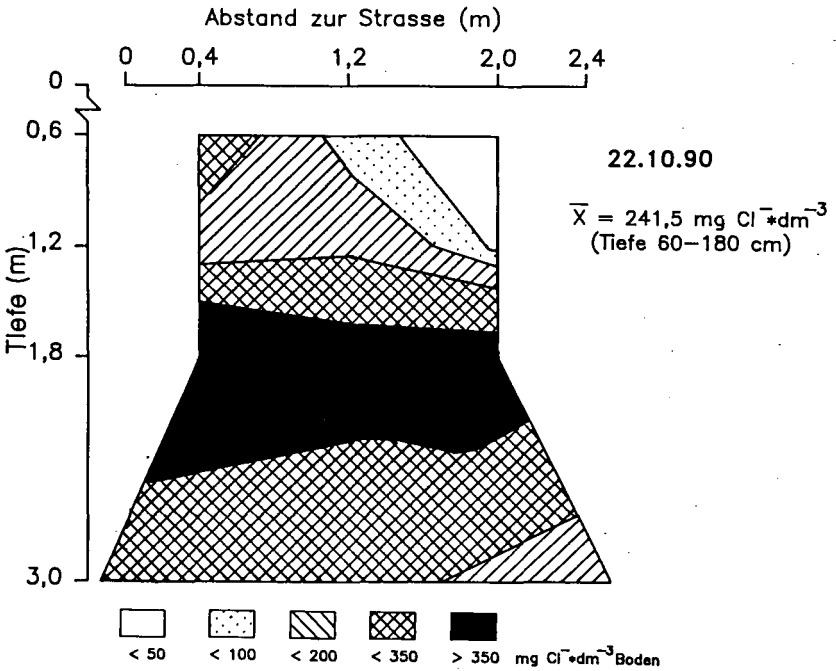


Abb.3: Räumliche Verteilung der Chloridgehalte am 22.10.90 im Mittelstreifenquerschnitt zwischen Fahrbahn und Stadtbahngleisen

Der Einfluß der Bodenstruktur auf die Bodenlösung
von
Heidi Taubner und Rainer Horn *)

1. Einleitung

In strukturierten Böden ist bei der Betrachtung von Elementtransporten stets die Untergliederung des Porensystems in Inter- und Intraaggregatporenraum erforderlich. Es existieren Porenräume mit unterschiedlicher Zugänglichkeit für das Bodenwasser, die aufgrund der verschiedenen Wasserdynamik auch hinsichtlich des Elementstatus differieren können.

Ziel der Untersuchungen ist die Ermittlung der Bodenlösung aus natürlich gelagerten, strukturierten Böden und aus deren einzelnen Struktureinheiten, den Aggregaten.

2. Material und Methode

Das Probenmaterial entstammt zwei Versuchsflächen in immissionsbelasteter Lage im Fichtelgebirge:

B_s-Horizont eines Podsol aus Phyllit bei Oberwarmensteinach,
B_v-Horizont einer Podsol-Braunerde aus Phyllit bei Wülfersreuth.

In Perkulationsversuchen wird der Gesamtboden aus ungestörten Stechzylinderproben mit einzelnen Bodenaggregaten hinsichtlich des Elementgehalts der Bodenlösung verglichen.

Die wassergesättigten Proben werden 2cm mit der Perkulationslösung überstaut, die kontinuierlich nachfließt, bis das gesamte Porenvolumen (PV) zehnmal durch die Lösung ausgetauscht wurde. Das Perkolat wird in mehreren Fraktionen aufgefangen.

Die Perkulationslösung besteht aus Schwefelsäure mit dem pH-Wert 4, was der mittleren jährlichen Protonenkonzentration im Niederschlag entspricht.

3. Ergebnisse

a. Charakterisierung der beiden Horizonte:

Beide Horizonte bestehen aus sandig lehmigem Schluff mit Subpolyedergefüge und einem Skelettanteil von etwa 40%. Die Lagerungsdichten liegen bei 1,15 und 1,16 g/ccm. Ihr Gesamtporenvolumen liegt bei 57%. Die gesättigte Wasserleitfähigkeit ist relativ hoch mit 400 cm/d im B_s- und 960 cm/d im B_v-Horizont. An beiden Standorten beträgt die Basensättigung nur 4-6%, der pH-Wert 3,8 im B_s und 3,6 im B_v.

*) Institut f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde
Olshausenstr. 40, 2300 Kiel 1

b. Perkolationsgeschwindigkeit:

In beiden Böden zeigen Aggregate geringere Perkolationsgeschwindigkeiten als der Gesamtboden:

B_s: Aggregate 0,14 ± 0,10 ml/min, Gesamtboden 8,11 ± 7,47 ml/min,
 B_v: Aggregate 0,43 ± 0,28 ml/min, Gesamtboden 4,60 ± 1,58 ml/min.
 Das mittlere PV der Aggregate umfaßt 11ml, das des Gesamtbodens 55 ml. Es ergibt sich, daß die Perkolations eines Porenvolumens bei den Aggregaten circa 3 Stunden, beim Gesamtboden etwa 15 Minuten dauert.

c. Zusammensetzung der Bodenlösung:

Tab.1: Mittlere prozentuale chemische Zusammensetzung des Perkolates aus 10PV Schwefelsäure - Aggregate und Gesamtboden im Vergleich.

	Ca	Mg	K	Na	H	Al
	% Summe (µeq/ml)					
B _s Aggregate	11,7	28,1	7,8	11,2	18,8	22,3
Gesamtb.	7,1	2,9	6,7	1,5	51,4	26,6
B _v Aggregate	10,5	6,9	14,1	19,7	8,2	40,6
Gesamtb.	20,8	4,7	3,5	1,1	23,3	46,1

Beide Gesamtböden weisen im Vergleich zu ihren Aggregaten höhere Gehalte an Protonen und Aluminium sowie geringere Gehalte an den basisch wirkenden Kationen auf. Auffällig ist die Verteilung des Magnesiums im B_s-Horizont des Podsol, wo Aggregate einen zehnfach höheren Mg-Anteil aufweisen als der Gesamtboden. Im B_v-Horizont treten Unterschiede bei Kalium und Calcium auf. Während in den "Stechzylindern" beider Böden Protonen und Aluminium mit 70% dominieren, liegt deren Anteil bei den Aggregaten nur bei 50%.

d. Kationensäuren und -basen im zeitlichen Verlauf:

In Abb.1 ist die Änderung der Lösungszusammensetzung im zeitlichen Verlauf dargestellt. Mit der Zeit nimmt der prozentuale Kationensäuregehalt (H und Al) einer jeden Perkolationsreihe (PV 1 bis PV 10) in gleichem Maße zu wie ihr Kationenbasengehalt (Ca, Mg, K und Na) abnimmt. Für den Podsol starten Aggregate mit einem deutlich höheren Basengehalt als der Gesamtboden, bei der Podsol-Braunerde liegen Aggregate und Gesamtboden in ähnlicher Größenordnung.

Abb. 2 zeigt den Verlauf der errechneten Quotienten aus Kationensäuren zu Kationenbasen. Im Verlauf der Perkolations wird das Verhältnis von den Kationensäuren zu den Kationenbasen bezüglich des Anteils an der Gesamtladungssumme größer. Im Podsol B_s erfolgt die Säurezunahme im Gesamtboden schneller als bei den Aggregaten. Im B_v-Horizont der Podsol-Braunerde reagieren Aggregate und Gesamtboden ähnlich schnell.

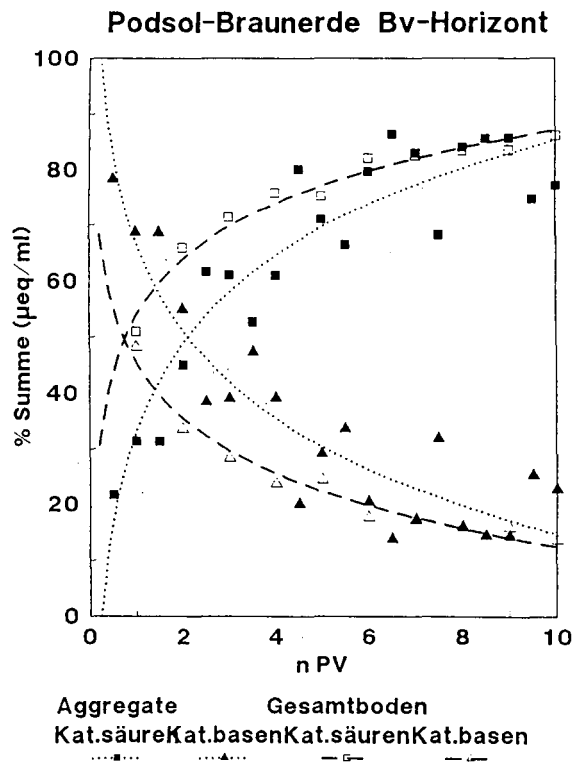
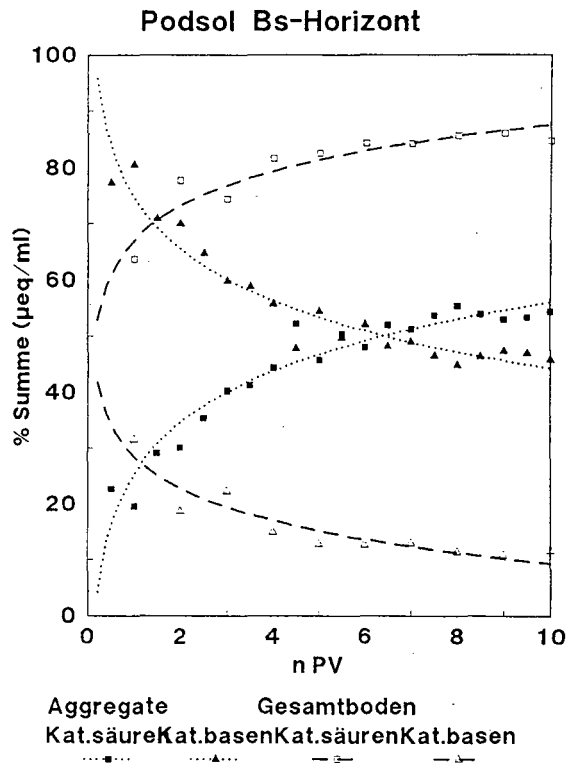


Abb.1: Zeitlicher Verlauf der prozentualen Zusammensetzung der Perkolate aus Kationensäuren und Kationenbasen - Aggregate und Gesamtboden im Vergleich.

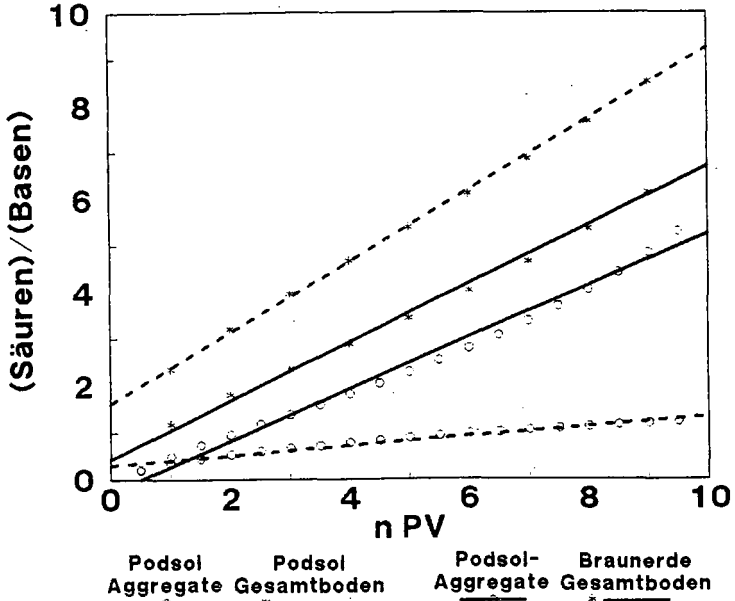


Abb.2: Zeitliche Änderung der Quotienten von Kationensäuren zu Kationenbasen.

4. Zusammenfassung:

Die einzelnen Struktureinheiten (Aggregate) unterscheiden sich hinsichtlich physikalischer (d_b ; k_f) und chemischer Eigenschaften (Zusammensetzung der Bodenlösung) vom ungestörten Gesamtboden. Nicht nur für die Berechenbarkeit des Stofftransportes, sondern auch für seine längerfristige ökologische Beurteilung (Nährstoffnachlieferung, Protonenpufferung) sind die dargestellten Unterschiede aufgrund der Strukturierung zu berücksichtigen.

Ein strömungsmechanisches Transportmodell für poröse Medien mit Makroporen

von
Thoma, M.* und E. Priesack*

Einleitung

Natürliche Böden weisen meist Strukturierungen auf, die den Wasser- und Stofftransport entscheidend beeinflussen können. Risse oder Makroporen im Boden sind Ursache für schnelle Flüsse, die sich i.a. nicht mehr durch das Darcy-Gesetz, das die Sickerströmung in integraler Weise erfaßt, beschreiben lassen. Daher wird ein Zwei-Kompartiment-Modell zur Berechnung echt dreidimensionaler Strömungen im wassergesättigten und ungesättigten Boden entwickelt, das den Wasserfluß in Böden mit eingelagerten Makroporen beschreibt.

Modell-Gleichungen

Der Boden wird in zwei Kompartimente unterteilt, nämlich die mikroporöse Matrix und den Bereich der Makroporen. In den Makroporen gelten für inkompressiblen Newtonschen Fluß die Kontinuitätsgleichung

$$\operatorname{div} \mathbf{v} = 0$$

und die Navier-Stokes-Gleichungen

$$\rho \left(\frac{\partial \mathbf{v}}{\partial t} + \mathbf{v} \cdot \operatorname{grad} \mathbf{v} \right) = -\operatorname{grad} p + \operatorname{div}(\mu \operatorname{grad} \mathbf{v}) + \rho \mathbf{g}.$$

Für den mikroporösen Bereich folgt aus der integralen Darstellung der Sickerströmung durch die Kontinuitätsgleichung

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\operatorname{div} \mathbf{q}$$

und das Darcy-Gesetz

$$\mathbf{q} = -K_r \frac{\kappa}{\mu} (\operatorname{grad} p - \rho \mathbf{g})$$

die Richards-Gleichung

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \operatorname{div} \left(K_r \frac{\kappa}{\mu} (\operatorname{grad} p - \rho \mathbf{g}) \right)$$

bzw. mit den in der Bodenphysik üblichen Bezeichnungen

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \operatorname{div} (K (\operatorname{grad} \psi + x_3)).$$

Als Interface-Bedingung an den Grenzflächen zwischen Makroporenraum und mikroporösem Boden gilt

$$\mathbf{q} = \mathbf{v}.$$

Dazu sind Anfangs- und Randbedingungen zu wählen.

Dabei sind

$\mathbf{v} = \mathbf{v}(\mathbf{x}, t)$ die Geschwindigkeit des Wassers im Makroporenbereich,

$\mathbf{q} = \mathbf{q}(\mathbf{x}, t)$ die Wasserflußdichte in der mikroporösen Matrix,

$\theta = \theta(\mathbf{x}, t)$ der volumetrische Wassergehalt,

$p = p(\mathbf{x}, t)$ der Druck

$\psi = p/(\rho g)$ das Matrixpotential bzw. die Wasserspannung,

$\kappa = \kappa(\mathbf{x})$ die Permeabilität

$K_s = \kappa\mu/(\rho g)$ die gesättigte Wasserleitfähigkeit,

$K_r = K_r(\mathbf{x}, t)$ die relative Wasserleitfähigkeit

$K = K_r K_s$ die ungesättigte Wasserleitfähigkeit,

μ die Viskosität von Wasser,

ρ die Dichte von Wasser und

g die Erdbeschleunigung.

Die Beziehungen zwischen Wassergehalt θ , Wasserspannung $\psi = \psi(\theta, \mathbf{x})$ und relativer Wasserleitfähigkeit $K_r = K_r(\theta, \mathbf{x})$ seien vorgegeben.

Numerische Lösung

Die obigen nichtlinearen partiellen Differentialgleichungen können nur näherungsweise numerisch gelöst werden. Aufgrund der komplexen Geometrie von Makroporen erscheint die Methode der finiten Elemente als besonders geeignet. Dabei wird das Gebiet, in dem gerechnet werden soll, in viele kleine Teilgebiete (finite Elemente) von einfacher geometrischer Gestalt zerlegt. Die gesuchte Lösungsfunktion wird als Linearkombination elementarer Ansatzfunktionen auf den einzelnen Elementen zusammengesetzt. Die Differentialgleichungen werden damit diskretisiert und das entstehende nichtlineare algebraische Gleichungssystem durch iterative Verfahren linearisiert.

Das Programmpaket FIDAP (Fluid Dynamics Int.), das zur Berechnung inkompressibler Strömungen (wie z. B. in Makroporen) geeignet ist, wurde so erweitert, daß damit auch die Richards-Gleichung in drei Dimensionen gelöst werden kann.

Ergebnisse und Diskussion

Selbst in homogenen Böden erfolgt der Wassertransport nicht ausschließlich in vertikaler Richtung, deshalb ist die Richards-Gleichung in mehreren Raumrichtungen zu betrachten. Als Beispiel ist ein System von gleichabständigen Bewässerungsgräben gewählt. Vom Boden eines solchen Kanals dringe das Wasser in den anfangs mit relativem Wassergehalt 20% gleichmäßig trockenen Boden ein (Portsmouth sandy loam, hydraulische Parameter s. Anderson & Cassel 1986 nach van Genuchten 1980). Die Sohle des Kanals sei stets wassergesättigt, die anderen Ränder sind als undurchlässig vorgegeben. Die Abbildungen 1a bzw. 1b zeigen den Wassergehalt (Höhenlinien) in einem Querschnitt durch den Boden von 60cm x 60cm zu den Zeitpunkten 50 bzw. 200 Sekunden nach Beginn der Bewässerung. Deutlich ist das Vordringen der Feuchtefront nach der Seite und nach unten zu erkennen.

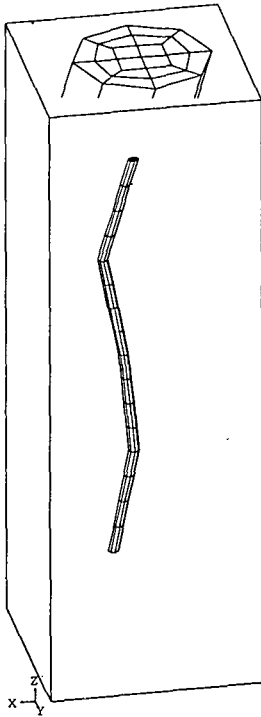


Abb. 2a: Gitter der Makropore

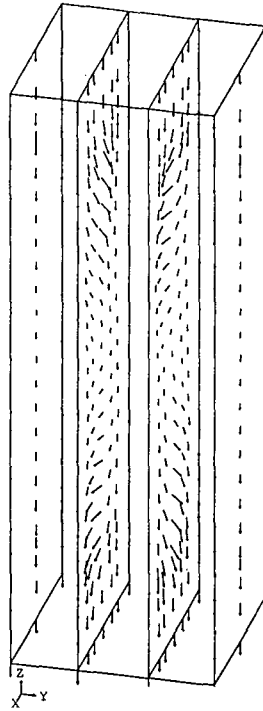


Abb. 2b: Strömung (Schnitte)

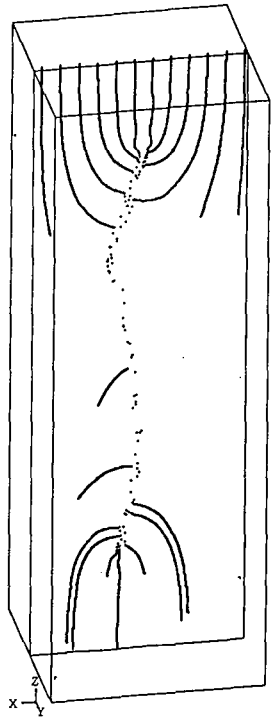


Abb. 2c: Partikelpfade

Literatur

Anderson S. H. und Cassel D. K.: Statistical and autoregressive analysis of soil physical properties of Portsmouth sandy loam. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **50** (1986), 1096-1104

Beven K. und Germann P.: Macropores and water flow in soils. *Water Resour. Res.* **18** (1982), 1311-1325

Feddes R. A., Kabat P., vanBakel P. J. T., Bronswijk J. J. B. und Halbertsma J.: Modelling soil water dynamics in the unsaturated zone — state of the art. *J. Hydrol.* **100** (1988), 69-111

Fluid Dynamics International Inc.: FIDAP User's Manual 6.01 (1991)

Jarvis N. J., Jansson P.-E., Dik P. E. und Messing I.: Modelling water and solute transport in macroporous soil. I. Model description and sensitivity analysis. *J. Soil Sci.* **42** (1991), 59-70

Joschko M., Diestel H. und Larink O.: Assessment of earthworm burrowing efficiency in compacted soil with a combination of morphological and soil physical measurements. *Biol. Fertil. Soils* **8** (1989), 191-196

van Genuchten M. Th.: A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **44** (1980), 892-898

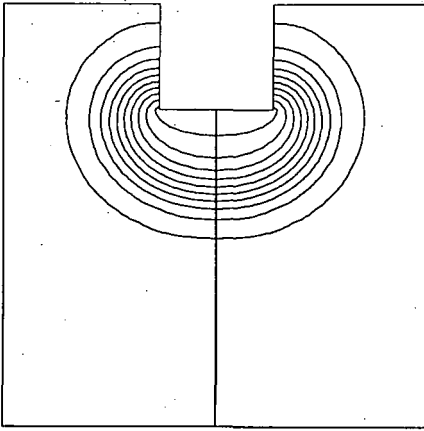


Abb. 1a: Wassergehalt nach 50 s

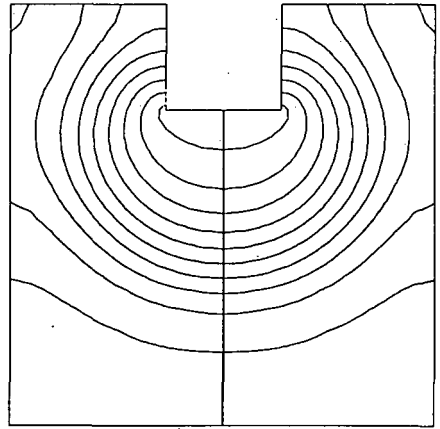


Abb. 1b: Wassergehalt nach 200 s

Um den Effekt von Makroporen auf das Transportverhalten zu untersuchen, wurde folgendes Laborexperiment simuliert: In einer Bodensäule mit quadratischem Grundriß von 20 cm Seitenlänge und 60 cm Höhe sei etwa in vertikaler Richtung eine Makropore von 1 cm Durchmesser (z. B. Regenwurmengang) angeordnet. Die Finite-Elemente-Diskretisierung einer nicht durchgängigen Makropore ist in Abb. 2a dargestellt (oben: Vergrößerung des Querschnitts). Der Boden um die Pore herum sei gesättigt und von konstanter gesättigter Wasserleitfähigkeit ($K_s = 10^{-1} \text{ cm s}^{-1}$).

Die Berechnung der steady-state-Strömung zeigt eine starke Abweichung vom gleichmäßigen Sickerfluß: In der Makropore treten gegenüber der Umgebung um Größenordnungen höhere Geschwindigkeiten auf (Rohrströmung mit parabolischem Profil). Ist die Makropore von oben bis unten durchgängig, so erhöht sich trotz ihres geringen Querschnitts die Leitfähigkeit des Bodens um mehrere Zehnerpotenzen.

Ist die Makropore nicht durchgängig, so tritt an deren oberem bzw. unterem Ende jeweils seitliche Ein- bzw. Ausströmung auf (Abb. 2b), im mittleren Bereich neben der Makropore ist die Sickerströmung durch den „Bypass“ erheblich vermindert. Eine dort eingebrachte Saugkerze würde nur diesen verminderten Fluß erfassen und deshalb den gesamten Wasserfluß unterschätzen. Dieser ist hier im Vergleich zu einer Säule ohne Makropore um ca. 30% erhöht. Diese Ergebnisse bestätigen die Laborversuche von Joschko et al. (1989).

Es tritt eine starke hydrodynamische Dispersion auf: Wasserteilchen, die nur in der mikroporösen Matrix sickern, ziehen eine gleichmäßige und langsame „Spur“. Andere Wasserteilchen jedoch, die im oberen Teil in die Pore gelangen, werden in der freien Rohrströmung schnell nach unten transportiert und treten am Ende der Pore wieder aus (Abb. 2c). Dies bewirkt einen beschleunigten Durchbruch eines Teils der im Wasser gelösten Substanzen und verkürzt die Verweilzeit erheblich. Transportphänomene dieser Art sind also entscheidend für den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln ins Grundwasser.

Physikalische und morphologische Aspekte der Porengeometrie am Beispiel eines Al-Horizontes unter einem Acker bei Ohlendorf

von Hans-Jörg Vogel und Ulrich Babel⁺⁺)

Einleitung und Fragestellung

Der Wasser- und Gastransport in Böden ist außer vom Wassergehalt abhängig von der Geometrie des Porensystems: Volumendichte, Porengrößenverteilung und räumliche Anordnung der Poren.

Physikalisch meßbar ist das Porenvolumen, die Porengrößenverteilung ("Äquivalentporendurchmesser") sowie die Transportprozesse Wasserleitfähigkeit, Luftleitfähigkeit, Gasdiffusion. In den letzten Jahren wurde von einigen Autoren versucht, aus den physikalisch meßbaren Größen Kennzahlen für die räumliche Anordnung von Porensystemen abzuleiten (TEIWES 1989, WENDROTH 1990). Dabei wird prinzipiell ein Porenvolumen auf seine Transportleistung bezogen, es wurden die Begriffe "Porenkontinuität" und "Porentortuosität" eingeführt und komplementär gebraucht.

Morphologisch meßbar sind außer dem Hohlraumvolumen und der Hohlraumweitenverteilung noch einige andere geometrische Eigenschaften von Porensystemen. Für morphometrische Messungen stehen Anschliff- und Dünnschliffpräparate zur Verfügung, also 2-dimensionale Schnitte. Hier können Hohlraumformklassen (Riss, Röhre, Höhlung) unterschieden und über entsprechende stereologische Verfahren deren Orientierung und Oberflächendichte quantitativ erfaßt werden.

Parallele physikalische und morphologische Untersuchungen sollen zeigen:

- Welche Beziehung besteht zwischen den aus physikalischen Messungen abgeleiteten Kennwerten für die "Porenkontinuität" und der tatsächlichen, morphometrisch meßbaren Porengeometrie?
- Welche Beziehung besteht zwischen der morphometrisch meßbaren Porengeometrie und Transportprozessen?

Material und Methoden

Im Rahmen des DFG-Schwerpunktes "Genese und Funktion des Bodengefüges" wurde eine Parabraunerde unter Acker bei Ohlendorf morphologisch und, von O.WENDROTH (1990), physikalisch untersucht:

Physikalisch wurde die pF-Kurve, die ungesättigte Wasserleitfähigkeit (ku- Ψ Kurve) und

⁺⁺) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff Str. 27, 7000 Stuttgart 70

die Gasdiffusion bestimmt. Aus dem Volumen einer Porengrößenklasse und aus ihrer Transportleistung (Abnahme der Wasserleitfähigkeit nach Entwässerung bzw. Zunahme der Gasdiffusion nach Belüftung dieser Porengrößenklasse) wird eine theoretische Länge der einzelnen Poren dieser Porengrößenklasse berechnet. Das Verhältnis dieser Porenlänge l_p zur Probenlänge l_0 ergibt nach WENDROTH (1990) ein Maß für die "Kontinuität" bzw. "Tortuosität" dieser Porengrößenklasse.

Morphologisch wurden drei verschiedene Hohlräumformklassen unterschieden:

- Risse mit länglichem Schnittprofil und parallelen Grenzlinien,
- Röhren mit kreisförmigem bis elliptischem Schnittprofil und
- Höhlungen mit mehr oder weniger isotropem Schnittprofil.

Entlang von randomisierten Testlinien wurden jeweils die Weitenverteilung und bei Rissen und Röhren die Orientierung gemessen (Vogel et al. in Vorber.).

Ergebnisse

Die dargestellten Ergebnisse beschränken sich auf den AI-Horizont.

Physik: Bei Entwässerung über 50 hPa hinaus fällt die Wasserleitfähigkeit stark ab, daraus resultiert eine hohe "Kontinuität" für Wasser in den Poren $< 60\mu\text{m}$ (Abb.1). Die Gasdiffusion nimmt dabei aber nicht entsprechend zu, die "Kontinuität" für Gas verhält sich daher umgekehrt (Abb.2).

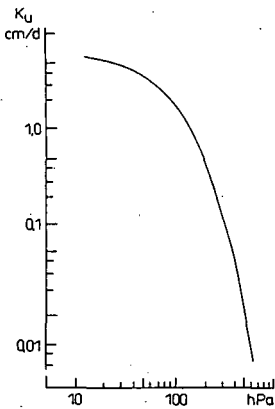


Abb.1: K_u - γ Funktion und daraus abgeleitete Kennzahlen für die Porenkontinuität (l_0/l_p) für Wasser

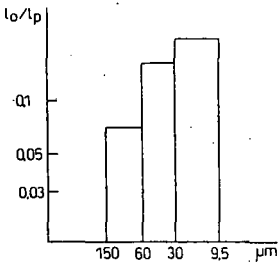
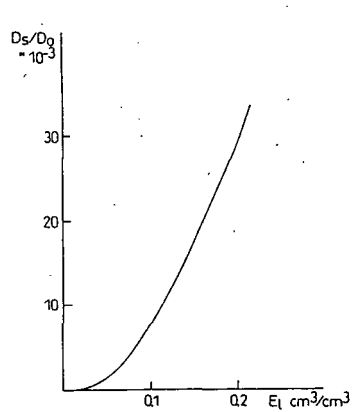
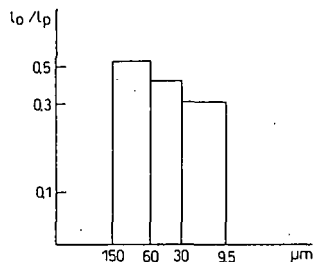


Abb.2: Gasdiffusion und daraus abgeleitete Kennzahlen für die Porenkontinuität: (l_0/l_p) für Gas



Morphologie: Ausgewertet wurden 8 Meßfelder (2x2cm) in 4 Anschliffen. Eine objektgetreue Zeichnung von einem repräsentativen Anschliff ist in Abb.3 dargestellt. Das Gefüge ist gekennzeichnet durch eine Vielzahl horizontal orientierter Risse, deren Weite überwiegend $< 150\mu\text{m}$ ist. Größere Hohlraumweiten stammen hauptsächlich von Wurzelröhren mit eher vertikaler Vorzugsorientierung (Abb.4 u 5). Aus diesen geometrischen Verhältnissen müßte auf eine höhere "Kontinuität" der Hohlräume $> 150\mu\text{m}$ geschlossen werden.

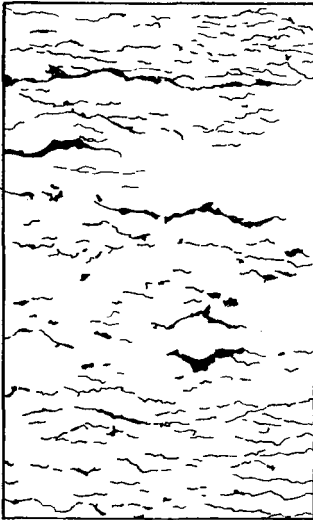


Abb.3: Objektgetreue Zeichnung eines repräsentativen Anschliffbildes (nat. Bildhöhe 2cm)

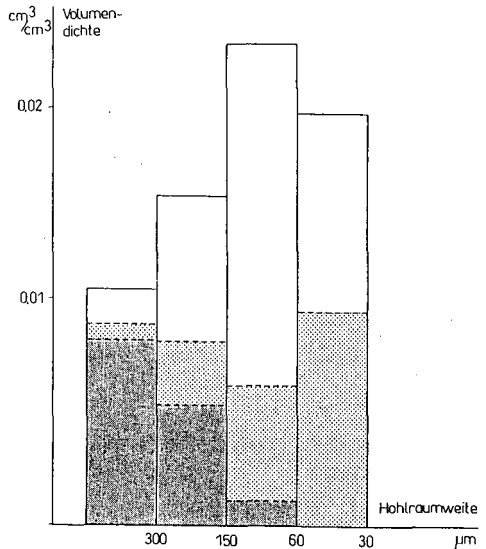


Abb.4: Hohlraumweitenverteilung und Anteil der Formklassen **Röhre** (schraffiert), **Riss** (gestrichelt), **Höhlung** (weiß)

Diskussion

Die physikalischen Ergebnisse lassen sich aus den morphologischen gut erklären: Mit zunehmender Entwässerung werden zunächst vorwiegend die Wurzelröhren ($> \text{ca } 150\mu\text{m}$) entwässert, die Gasdiffusion steigt, die Wasserleitfähigkeit sinkt. Die horizontalen Risse werden erst bei höherer Saugspannung entwässert. Dadurch werden die vertikalen Fließwege für Wasser unterbrochen, eine Öffnung von kontinuierlichen Fließwegen für Gas findet dabei aber nicht statt, die Wasserleitfähigkeit sinkt also stärker als die Gasdiffusion zunimmt. So kommt es zum entgegengesetzten Verhalten der berechneten Kontinuitäten für Wasser und Gas.

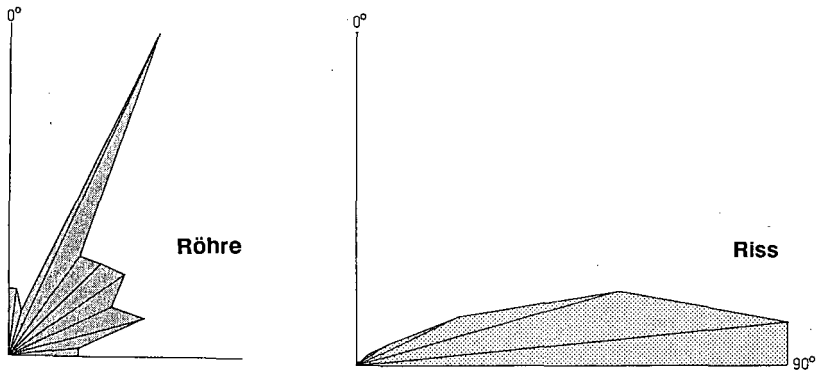


Abb.5: Orientierungsverteilung von Röhren und Rissen: Relative Häufigkeiten der Winkel zur Vertikalen.

Allgemein kann gesagt werden:

Die Kontinuität für Wasser beschreibt das Ausmaß

- a) mit dem das Wasser in einer Porengrößenklasse transportiert wird oder
- b) mit dem der Wasserfluß nach Entwässerung dieser Porengrößenklasse behindert wird
- wie im vorliegenden Fall.

Die Kontinuität für Gas beschreibt das Ausmaß

- a) mit dem Gas in einer Porengrößenklasse transportiert wird oder
- b) mit dem der Gastransport bei Bewässerung dieser Porengrößenklasse behindert wird.

In jeweils beiden Fällen handelt es sich um vollkommen verschiedene geometrische Verhältnisse der entsprechenden Porensysteme. Diese können durch die abgeleiteten Kennzahlen für die "Porenkontinuität" nicht unterschieden werden. Die Fälle b) treten dann auf, wenn die verschiedenen Porengrößenklassen untereinander vernetzt sind, wie es normalerweise in Böden zu erwarten ist. Morphologische Untersuchungen können hier helfen, die Transporteigenschaften von Böden zu erklären.

Literatur:

TEIWES K. und EHLERS W. (1989): Der Einfluß des Bodengefüges unterschiedlich bearbeiteter Böden auf die hydraulische Leitfähigkeit. Mitteln. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 59/1, 247-252.

WENDROTH (1990): Koeffizienten des Wasser und Gastransportes zur Ableitung von Kenngrößen des Bodengefüges. Diss. Universität Göttingen.

Zum Einfluß des Radschlupfes auf das Bodengefüge

von

Werner, D. +), Paris, P. ++) u. Rüdiger, A. +++)

Problemstellung: Im Rad-Boden-Kontaktbereich treten durch Schlupf von Triebbrädern horizontale Schubspannungen auf, die die radiale Verschiebung der Bodenpartikel um eine tangentielle Bewegungskomponente erweitern. Die dadurch verursachten Gefügeveränderungen werden durch Messung der Bodendichte unzureichend erfaßt. Schlupfwirkungen sind nicht allein Porositäts-, sondern Porenkontinuitätsänderungen bzw. Einregelungsvorgänge der Bodenmatrix mit negativem Einfluß auf die Bodenfunktionen.

Untersuchungsprogramme und Meßmethoden:

Experiment I und II - einmalige Überrollung der vegetationsfreien Oberfläche eines Ton- und eines Lößbodens (Tab. 1) mit 31 kN Radlast, 80 kPa Reifeninnendruck und den Schlupfstufen 0,10; 25 und 40 %

Experiment III - einmalige Überrollung der Basis des Pflughorizontes (30 cm-Tiefe) mit 25 kN, 140 kPa sowie 0 und 30 % Schlupf

Messung der Bodendichte, der Wasserleitfähigkeit (gesättigt), der Luftleitfähigkeit und des Bodenwassergehaltes an vertikal entnommenen 250 cm³-Stechzylindern in 6facher Wiederholung

- aus abgesicherten Bodenfragmenten zwischen den Radstollen,
- aus dem Bereich unterhalb der Scherebene der Stollen (2...8 cm unter der Spur),
- aus 10...16 cm Bodentiefe.
- REM- und Röntgenanalysen.

Tab. 1: Charakteristik der Testböden

	Tiefe cm	C _t %	Körnung Skelett % GB	S	U % FB	T
Ton-Schwarzerde	0...10	1,4	0,6	16,5	53,1	30,4
(Pelosol-Tschernosem)	...20	1,4	0,4	15,6	53,3	31,0
Ap - Ah - AhC	...30	1,5	0,2	15,9	51,4	32,7
	...40	0,9	0,1	14,7	51,9	33,4
Löß-Braunschwarzerde	0...10	1,6	0,2	10,4	61,3	28,2
(Braunerde-Tschernosem)	...20	1,6	0,3	9,8	61,1	25,1
Ap - Ah - AhBv - C	...30	1,6	0,1	12,6	58,8	28,5
	...40	1,6	0,2	10,9	59,7	29,4

+) Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Thüringen in Jena

++) Forschungsinstitut für Meliorationen und Bodenschutz in Prag

+++) Forschungszentrum für Mechanisierung - Teil Meißen

Ergebnisse und Diskussion:

Die durch Raddruck ohne Schlupf erzeugte Vertikalspannung (Abb. 1 und 2, Stufe I) bewirkt auf dem Lößboden höheren Dichteanstieg als auf dem Tonboden. Zusätzliche Schlupfbelastung steigert die Bodendichte weiter und führt bei 10 % (Löß) bzw. 25 % (Ton) zum Dichtemaximum. Dann nimmt die schlupfbedingte Verdichtungswirkung wieder ab (Löß) infolge (bei konstanter Fahrgeschwindigkeit) abnehmender vertikaler und zunehmender tangentialer Spannungskomponenten (RAGHAVAN ... 1977; BLASKIEWICZ 1985). Dieses unterschiedliche Verformungsverhalten entspricht höherer Aggregatstabilität des Tonbodens.

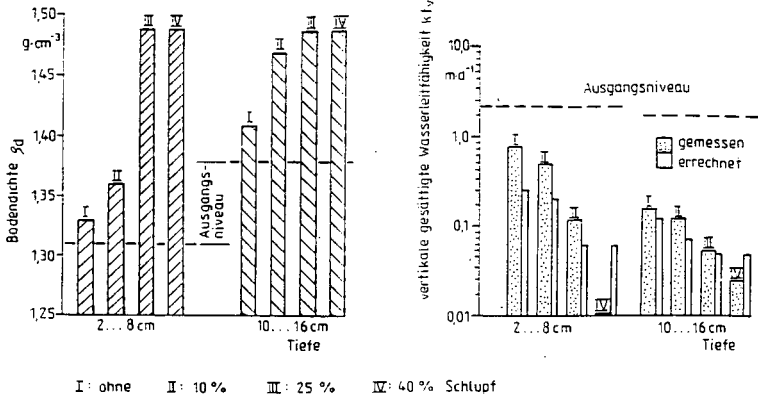


Abb. 1: Wirkung gestaffelten Radschlupfes auf Dichte und Leitfähigkeit einer Ton-Schwarzerde (Wassergehalt 21,7 (2...8 cm) und 23,6 (10...16 cm) Masse-%)

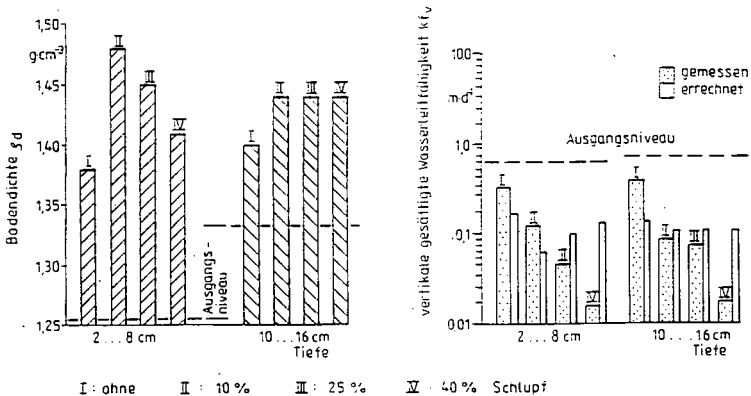


Abb. 2: Wirkung gestaffelten Radschlupfes auf Dichte und Leitfähigkeit einer Löß-Braunschwarzerde (Wassergehalt 19,4 (2...8 cm) und 23,2 (10...16 cm) Masse-%)

Die vertikale Wasserleitfähigkeit sinkt mit steigendem Schlupf kontinuierlich (Abb. 1 und 2, rechte Seite). Die Meßwerte sind bei geringem Schlupf höher und

bei hohem Schlupf niedriger als aus der Bodendichte errechnete Referenzwerte (CLAUSNITZER 1973). Darin widerspiegelt sich die bei geringer mechanischer Beanspruchung noch vorwiegend vertikale, bei hohen Schlupfraten zunehmend horizontale Orientierung des Porensystems. Abb. 3 stützt diese Interpretation mit zwei

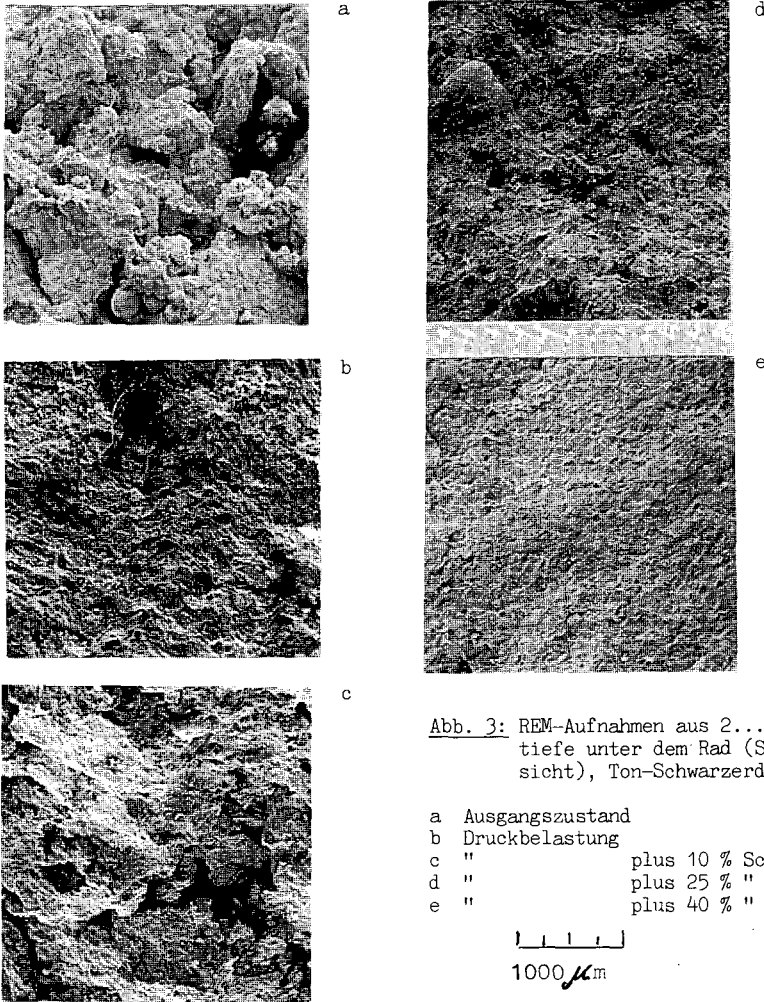


Abb. 3: REM-Aufnahmen aus 2...4 cm Bodentiefe unter dem Rad (Seitenansicht), Ton-Schwarzerde

- a Ausgangszustand
- b Druckbelastung
- c " plus 10 % Schlupf
- d " plus 25 % "
- e " plus 40 % "

1000 μ m

- a deutlich abgegrenzte rundliche Aggregate im mm-Bereich; gegliederte Oberfläche; Trabantenaggregate
- b noch erkennbarer Aggregatbau; Aggregate vergrößert und glatter; Zwischenräume reduziert
- c geschlossener Aggregatbau; Oberflächen glatt und ungliedert; Aggregatzwischenräume als Feinrisse
- d Kompaktbau, Restporen
- e Kompaktbau; parallele Teilchenorientierung in der Bild diagonalen

morphologisch unterscheidbaren Phasen des druck-/schlupfbedingten Gefügewandels: a, b, c - Reduzierung der Aggregatzwischenräume; d, e - Aggregatauflösung und Teilcheneinregelung.

Raddruck allein erhöht die Bodendichte unter den Radstollen stärker als dazwischen (Tab. 2). Bei Raddruck plus Schlupf wird der Zwischenstollenbereich stärker verformt. Die pneumatische Leitfähigkeit (PL) ändert sich unter gerichtetem Druck nur wenig, mit Schlupf im Zwischenstollenbereich dagegen um den Faktor 20. Im Mikrogefüge (Abb. 4) verringert hoher Druck die Kornzwischenräume und führt zu ihrer Ausfüllung mit Plasma (Verdichtung). Mit Schlupf (Zwischenstollenbereich) tritt darüberhinaus eine Parallelorientierung der Teilchen und vor allem ein Zerreißen der Kornbindungen (Lockerung) in den Vordergrund (Abb. 4c).

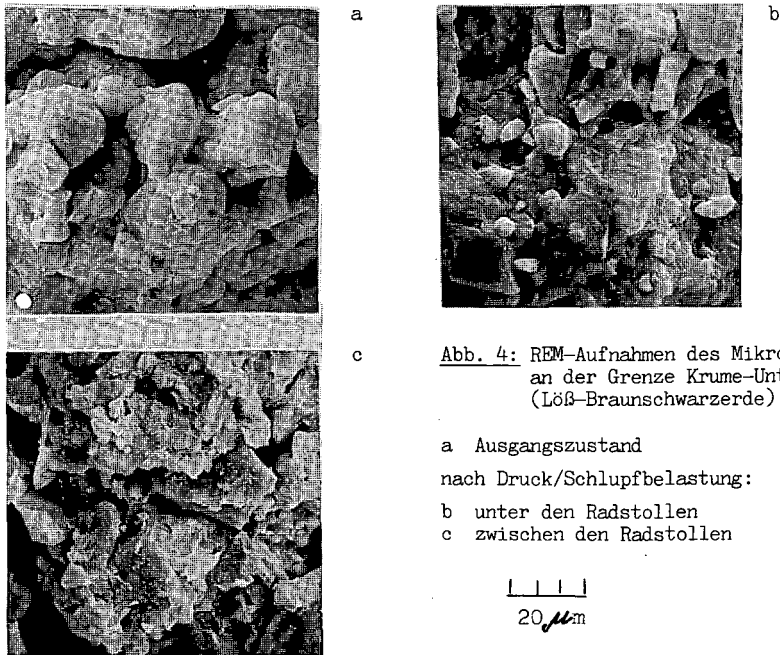


Abb. 4: REM-Aufnahmen des Mikrogefüges an der Grenze Krume-Unterboden (Löß-Braunschwarzerde)

- a Ausgangszustand
- nach Druck/Schlupfbelastung:
- b unter den Radstollen
- c zwischen den Radstollen

20 μm

Tab. 2: Einfluß von Druck und Schlupf an der Ap-Untergrenze auf Bodendichte und Leitfähigkeit

	Bodendichte		pneumatische Leitfähigkeit	Wassergehalt
	g.cm^{-3}	q	m.d^{-1}	M %
Ausgangszustand	1,40	0,02	0,263	22,0
eine Überrollung				
. zwischen den Radstollen	1,45	0,01	0,226	21,7
. unter den Radstollen	1,50	0,02	0,043	21,9
eine Überrollung plus 30 % Schlupf				
. zwischen den Radstollen	1,47	0,01	0,011	22,6
. unter den Radstollen	1,42	0,02	0,012	22,4

Schlußfolgerungen:

Radschlupf verstärkt die druckbedingte Gefügedegradation durch intensivere Aggregatzerstörung und Parallelorientierung der Partikel.
Durch Zerreißung der Kornbindungen tritt eine Lockerung und damit Destabilisierung des Mikrogefuges ein.

Literatur:

BLASKLEWICZ, Z.: Einfluß des Treibradschlupfes bei verschiedenen Schleppergeschwindigkeiten auf die Dichte sowie Bodenwasser und Bodenluft eines leichten Bodens. - In: Grundlagen Landtechnik 35 (1989) 2, 55-62

CLAUSNITZER, J.: Zusammenhang zwischen der Wasserdurchlässigkeit und anderen Bodenparametern in Lößböden. - In: Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde 17 (1973) 3, 179-186

RAGHAVAN, G.S.V.; MCKYES, E.; CHASSE, M.: Effect of wheel slip on soil compaction. - In: J. agric. Engng. Res. (1977) 22, 79-89

Modellstudien zur Empfindlichkeit der Van Genuchten-Mualem Parameter

von

Gerd Wessolek*, Rudi Plagge* und Ralf König*

1. Einleitung

Zur Berechnung von Wasserflüssen in der ungesättigten Bodenzone müssen die bodenhydraulischen Eigenschaften bekannt sein. In vielen deterministischen Simulationsmodellen wird die Bodenphysik mit Hilfe der "geschlossenen Form" der kombinierten van GENUCHTEN- und MUALEM Gleichung berücksichtigt. Sie erlaubt die Berechnung der Flüsse für gesättigte und ungesättigte Bedingungen und hat für den Anwender den Vorteil, bei Kenntnis der pF-Kurve und der gesättigten Wasserleitfähigkeit auf die ungesättigte Wasserleitfähigkeit zu schließen. Nachfolgend sollen die Gleichungen von van GENUCHTEN und MUALEM kurz vorgestellt und diese Vorgehensweise anhand gemessener Daten überprüft werden. Dabei stehen vornehmlich die Bedeutung der gesättigten Wasserleitfähigkeit und die Frage der richtigen Berücksichtigung des Wassergehaltes bei Wassersättigung im Vordergrund dieser Arbeit.

2. Methodik

Unter Einsatz einer neuen TDR-Meßtechnik in Verbindung mit Mikrotensiometern (PLAGGE, 1991) wurden für einen Sand und Schluff mit hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung die Porengrößenverteilung und ungesättigte Wasserleitfähigkeit gemessen. Diese Daten dienten als Grundlage zur Bestimmung der van GENUCHTEN-MUALEM Parameter mit Hilfe eines Optimierungsverfahrens nach MARQUARDT (1963). Zur Quantifizierung des Einflusses unterschiedlicher van Genuchten Mualem Parameter wurden mit Hilfe eines Finite-Elemente Modells (WORM) die kumulative Entwässerung einer 30 cm hohen wassergesättigten Bodensäule über einen 100-tägigen Zeitraum berechnet.

2.1 Das van Genuchten- und Mualem Modell (MvG)

Nachfolgend werden die mathematischen Grundlagen des **MvG-Modells** erläutert:

Die Beschreibung der Porengrößenverteilung (Van Genuchten-Modell, 1980) erfolgt nach Definition des normierten Wassergehaltes (Gl. 1):

$$\Theta_n = \frac{\Theta - \Theta_r}{\Theta_s - \Theta_r} \quad (1)$$

Θ_n = normierter Wassergehalt (-)
 Θ = aktueller Wassergehalt ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)
 Θ_s = Wassergehalt bei Sättigung $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$
 Θ_r = Restwassergehalt ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)

und der Definition der pF-Kurve (Gl. 2):

$$\Theta_n = \left[\frac{1}{1 + (\alpha \cdot |\psi|)^n} \right]^m \quad (2)$$

möglicher Wertebereich
 α = empirischer Parameter ($1/\text{cm}$) (0.1 - 0.001)
 n = empirischer Parameter (-) (1-10)
 m = $1 - 1/n$ (-)

* Institut für Ökologie der TU Berlin, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10

(1) in (2) und nach dem Wassergehalt aufgelöst ergibt Gleichung (3), mit der der aktuelle Wassergehalt berechnet werden kann:

$$\Theta = \Theta_r + \frac{(\Theta - \Theta_r)}{(1 + (\alpha \cdot |\psi|)^n)^m} \quad (3)$$

Die Beschreibung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit nach MUALEM (1976) wird unter Einführung der relativen hydraulischen Wasserleitfähigkeit (K_r) vorgenommen (Gl.4) :

$$K_r(\Theta) = \Theta_n^{1/2} \left[\int_0^\Theta \frac{1}{\psi(\Theta)} d\Theta / \int_0^{\Theta_s} \frac{1}{\psi(\Theta)} d\Theta \right]^2 \quad (4)$$

(Verhältnis der Flächen unter der reziproken pF-Kurve)

und die ungesättigte Wasserleitfähigkeit K_u berechnet sich nach (Gl. 5):

$$K_u = K_r \cdot K_s \quad (5) \text{ , wobei } K_s \text{ die gesättigte Wasserleitfähigkeit darstellt.}$$

3. Ergebnisse

In Abb. 1 wird die Bedeutung von Θ_s bei der Berechnung der van Genuchten Parameter dargestellt. Anhand der TDR-Meßwerte nahe des gesättigten Bereichs wird deutlich, daß die Verwendung der Porosität oder des Gesamtporenvolumens als Θ_s -Wert zu einer erheblichen Überschätzung der Wassergehalte nahe Sättigung führt. Als Grund für die Überschätzung der Wassergehalte bei Sättigung kann die im Porenraum eingeschlossene Luft angesehen werden.

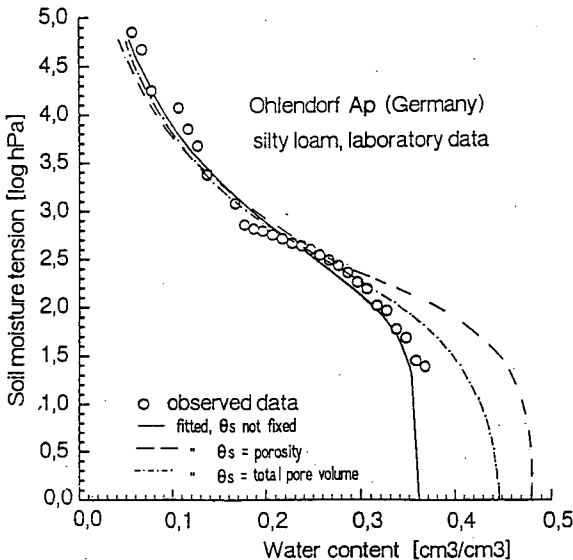


Abb. 1: Einfluß unterschiedlicher Θ_s -Werte auf den berechneten Verlauf der pF-Kurve nach van GENUCHTEN für einen Löss

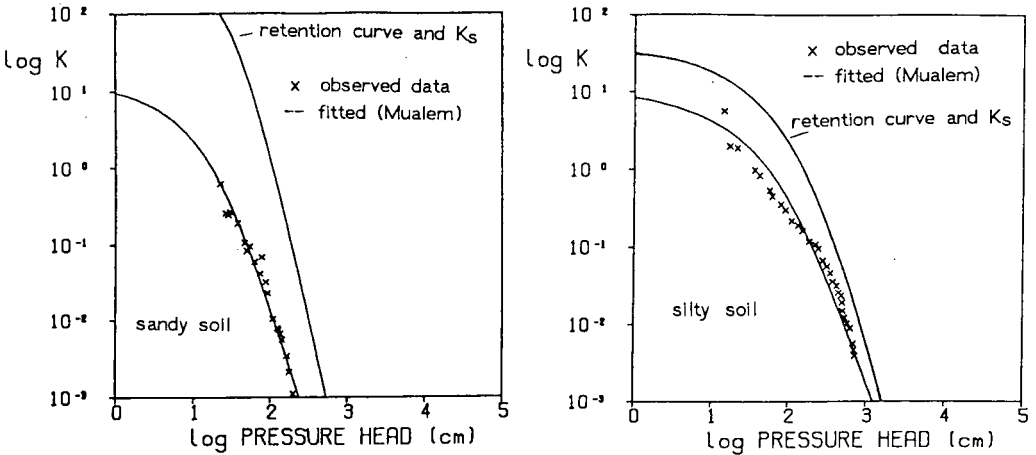


Abb. 2: Vergleich von gemessenen und aus pF- und K_s berechneten ungesättigten Wasserleitfähigkeiten für einen Sand und Schluff

In Abb. 2 wird für einen Sand und Schluff gezeigt, daß die Berechnung der ungesättigten Leitfähigkeit aus der pF-Kurve und dem K_f -Wert zu einer starken Überschätzung der ungesättigten Leitfähigkeit (z.T. $> 10^2$ cm/Tag) führt. Das bedeutet, daß die Mualem-Annahme (Verwendung reziproker Flächenanteile der pF-Kurve zur Reduktion der gesättigten Wasserleitfähigkeit für ungesättigte Bedingungen) nicht die tatsächlichen Fließvorgänge wiedergibt. Andererseits ist es bei guter Datenbasis aber auch möglich, das Mualem-Modell an die Meßergebnisse entsprechend genau anzupassen.

In Abb. 3 wird anhand der berechneten kumulativen Entwässerung einer 30cm hohen Löss-Bodensäule gezeigt, wie groß der Einfluß unterschiedlicher Annahmen für Θ_s und K_s ist. Der Verlauf der untersten Kurve zeigt, wie hoch die Flüsse sind, wenn die Parameter optimal an gemessene Daten angepaßt wurden. Die höchsten Abweichungen entstehen, wenn der Gesamtporenraum als wassergefüllt angesehen wird ($\Theta_s = 0.48 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$).

4. Diskussion

Nachfolgend werden die Vor- und Nachteile des van Genuchten/Mualem Modells kurz zusammengefaßt sowie ein Fazit für den Anwender gezogen. Die Vor- und Nachteile sind:

Vorteile:

- stetige Funktion zur Beschreibung der gesättigten und ungesättigten Wassergehalte und -leitfähigkeiten für Sande, Schluffe und Tone, gut differenzierbar,
- kann Adsorptions- und Desorptionsfunktionen beschreiben,
- bei geeigneter Datenbasis kann eine gute Konsistenz zu den Modellparametern erzielt werden,

Nachteile:

- Es existieren keine eindeutigen Parameterkombinationen,
- Parametrisierung bei geringer Datendichte nicht unproblematisch,
- es besteht die Möglichkeit, bei guter Datenbasis falsche Parameter abzuleiten,
- Gefügeeinflüsse werden nicht berücksichtigt,

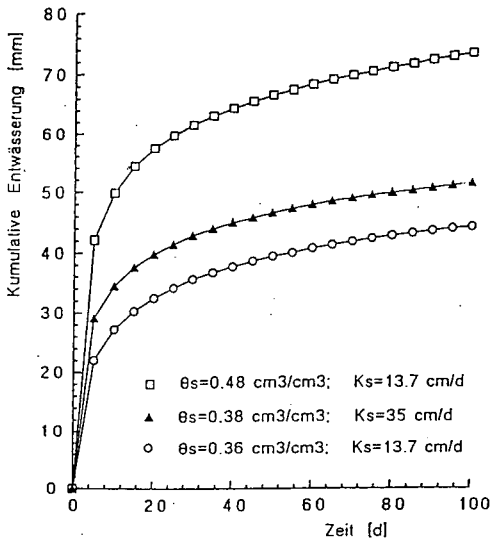


Abb. 3: Einfluß von θ_s und K_s auf die kumulative Entwässerung einer 30 cm hohen Bodensäule aus Löss

Fazit

Aus den bisherigen Erfahrungen ergibt sich folgendes Fazit für den Anwender:

- Zur Festlegung von θ_s kann nicht das Gesamtporenvolumen oder die Porosität benutzt werden, weil damit eine z.T. erhebliche Überschätzung der Wassergehalte nahe Sättigung (um bis zu 10 Vol %) verbunden ist.
- Der K_f -Wert in Kombination mit der pF -Kurve resultiert i.d.R. zu einer Überschätzung der Leitfähigkeit im ungesättigten Bereich. Bei Modellberechnungen führt das zu erhöhten Flußraten, die zu einer Unterschätzung der Evapotranspiration und Überschätzung der Versickerung führen kann.
- Eine gute Modellanpassung im nahe gesättigten Bereich ist besonders wichtig, weil sich hier überwiegend die Transportvorgänge abspielen. Aus diesem Grund sollten aufeinander abgestimmte Feld- und Labormessungen zur Bestimmung der **effektiven Sättigung (θ_s)** und der ungesättigten Leitfähigkeit vorgenommen werden.

5. Literatur

MARQUARDT, D.W. (1963): An algorithm for least-squares estimation of nonlinear parameters. J. Soc. Ind. Appl. Mathg. 11:431-441.

MUALEM, Y. (1976): A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resour. Res. 12: 513-522

PLAGGE, R. (1991): Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Boden. Diss. am Fachbereich 14, Fachgebiet Bodenkunde der TU-Berlin in: Bodenökologie und Bodengenese, Heft 3

Van GENUCHTEN, M. Th. (1978): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 892-898

Darstellung der Bodenstruktur mit Hilfe des relativen scheinbaren
Gasdiffusionskoeffizienten D_s/D_a

von

Ingo Willenbockel und Jörg Richter *

1. Einleitung

Anhand von Beispielen soll der Frage nachgegangen werden, wie aussagekräftig der relative scheinbare Gasdiffusionskoeffizient D_s/D_a im Vergleich zu anderen Strukturparametern, wie der Lagerungsdichte ρ_B und dem Luftporenvolumen ϵ_l , ist.

Zur Untersuchung wurden 51 Löß-Parabraunerde- bis Pseudogley-Parabraunerde-Schläge unter einer Hackfrucht-Wintergetreide-Rotation herangezogen. Die Standorte liegen zufällig verteilt in der Calenberger Börde (Fläche 400 km²) südlich von Hannover. Einige Ergebnisse werden vier Untersuchungsvarianten zugeordnet: 1. Feld Bodenstedt (unbefahrene Abschnitte eines senkrecht zur Bearbeitungsrichtung angelegten Transectes), 2. Spur Bodenstedt (Radspurbereiche des Transectes), 3. Feld Eßberg (im 50 Punkteraster beprobte 1 ha Teilfläche), 4. Feld Calenberg (50 in der Calenberger Börde liegende Flächen). Die Beprobung fand in vier Tiefen statt - der Oberkrume (OK: 5-11 cm), der Unterkrume (UK: 22-28 cm), der Schlepperradsohle (PS: 30-36 cm) und dem Unterboden (UB: 46-52 cm).

Die Untersuchung sollte die realen Belüftungsverhältnisse im Frühjahr bei hohen Wassergehalten erfassen. Deshalb wurde die Probenahme im Frühjahr unter Wintergetreide vorgenommen und die Diffusion erst an feldfeuchten Proben und dann zum Teil bei verschiedenen pF-Stufen gemessen. Da bei der Probenahme ein Verschmieren der Probenoberfläche nicht zu vermeiden ist, wurde die nur wenige Millimeter mächtige verschmierte Schicht mit Hilfe einer Präpariernadel abgehoben. So wird die ca. 56 cm² große Probenoberfläche weitgehend von natürlichen Grenzflächen gebildet und die Porenaugänge sind frei.

2. Ergebnisse und Diskussion

Von den Messungen bei verschiedenen pF-Stufen ergaben die bei pF 2 ermittelten Werte die größte Annäherung an die unter feldfeuchten Bedingungen ermittelten Ergebnisse. Offenbar haben die Poren mit einem Äquivalentdurchmesser von $> 30\mu$ den entscheidenden Einfluß auf die Gasdiffusion im Frühjahr.

Teilt man die Proben in solche mit und solche ohne Regenwurmgänge, lassen sich mit Hilfe von Lagerungsdichte ρ_B und Luftporenvolumen ϵ_l nur im Unterboden signifikante ($\alpha = 0.05$) Unterschiede feststellen. Die D_s/D_a -Werte (Abb. 1) der Proben mit Regenwurmhängen sind dagegen im Unterboden und der Schlepperradsohle mit $\alpha = 0.01$ signifikant höher als die der Proben ohne Regenwurmgänge, und auch in der Unterkrume ist der Unterschied noch gesichert.

Auch bei den Tiefenprofilen ergeben sich, je nach Parameter, abweichende Aussagen. Während ρ_B und ϵ_l eine leichte Verdichtungszunahme

* Inst. f. Geographie und Geoökologie der TU, Langer Kamp 19c, 3300 Braunschweig.

in der Unterkrume und eine deutliche Verdichtung in der Schlepperradsole angeben, zeigen die D_s/D_a -Werte eine starke Abnahme schon in der Unterkrume, der eine relativ schwache Verringerung in der Schlepperradsole folgt. Im Unterboden liegen die mittleren Diffusionskoeffizienten signifikant über denen der Unterkrume.

Der D_s/D_a ist im wesentlichen abhängig vom Luftporenvolumen und der Porenkontinuität. Für die untersuchten Lössböden erwies sich in der Regel eine exponentielle Funktion als die beste Anpassung an die Beziehung $D_s/D_a(\epsilon_1)$. Die Abb. 2 zeigt die Graphen der vier Untersuchungsvarianten für die obere und untere Krumenhälfte.

Die deutliche Abflachung der Kurvensteigung im Bereich niedriger Luftgehalte ist auf den Einfluß hochkontinuierlicher, auch bei Wassergehalten über Feldkapazität noch durchgängig luftführender Makroporen zurückzuführen. Der steile Anstieg wird dadurch hervorgerufen, daß bei zunehmender Trockenheit das gesamte Porensystem kontinuierlicher wird, weil durch Wassermenisken blockierte Poren frei werden. Die Kurven charakterisieren also ein bimodales Porensystem (RICHTER et al., 1991).

Die Kurven der vier Varianten ähneln sich, bezogen auf die jeweiligen Tiefen, stark. Eine Ausnahme bildet der Graph für die verdichtete Radspur, in deren Bereich die Struktur völlig zerstört ist. Hier konnte keine gesicherte Beziehung zwischen D_s/D_a und ϵ_1 gefunden werden. Bei den drei Feldvarianten verlaufen die Kurven der Unterkrume unterhalb der entsprechenden Kurven für die Oberkrume - ein Hinweis auf die oben schon erwähnte Strukturverschlechterung in der unteren Krumenhälfte.

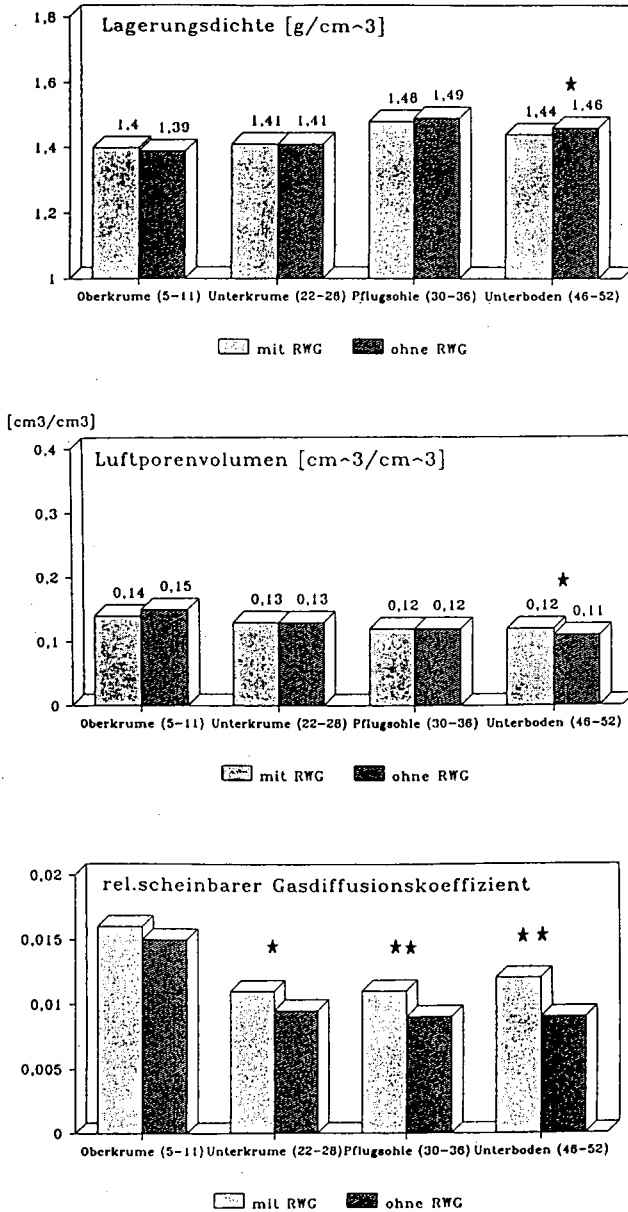
Abb. 3 zeigt für die gleichen Varianten wie Abb. 2 die Graphen für die - in diesem Fall - lineare Beziehung D_s/D_a zu ρ_B . Auch hier zeigen sich Ähnlichkeiten in der Neigung der Geraden innerhalb einer Tiefe und Unterschiede zwischen den Tiefen, die strukturbedingt sind. Auch in diesem Fall fällt die Radspur deutlich auf. Betrachtet man die Bestimmtheitsmaße der Korrelationen aller Varianten über alle vier Tiefen, so läßt sich in der Regel eine Abnahme mit der Tiefe feststellen. In Anlehnung an PAUL (1990) zeichnet sich hierbei der Übergang von einer isomorphen (hohe r^2) zu einer zunehmend heteromorphen (niedrige r^2) Struktur ab. Der relativ dichte von kontinuierlichen biogenen Makroporen durchzogene Unterboden und die stark verdichteten Bereiche der Radspur und der Schlepperradsole weisen im Gegensatz zur bearbeiteten Krume ein stark heteromorphes Gefüge auf.

Betrachtet man die Abb. 2 und 3, so fällt auf, daß bei Luftgehalten unter $\sim 0.15 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ und Lagerungsdichten über $\sim 1.45 \text{ g}/\text{cm}^3$ im Mittel keine D_s/D_a -Werte über 0.02 gemessen wurden. Diese Werte werden häufig als Nährungs-Grenzwerte für den Bereich günstiger Lebensbedingungen für Pflanzenwurzeln im Boden benutzt. Die Tatsache, daß sie bei den hier untersuchten Lössböden miteinander im Zusammenhang stehen, läßt ihre Anwendung berechtigt erscheinen.

Die Beispiele zeigen, daß die Ermittlung von Gasdiffusionskoeffizienten aufgrund der durch sie ermöglichten differenzierten Aussagen für bestimmte Fragestellungen zur Struktur sinnvoll ist.

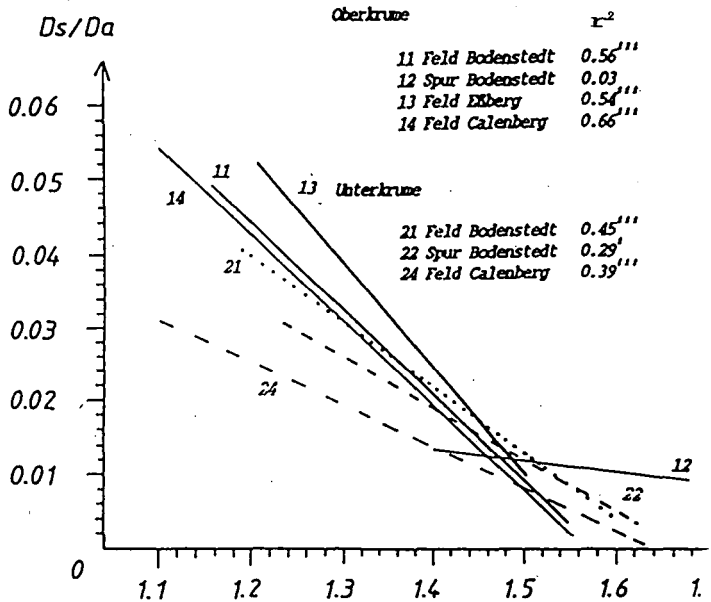
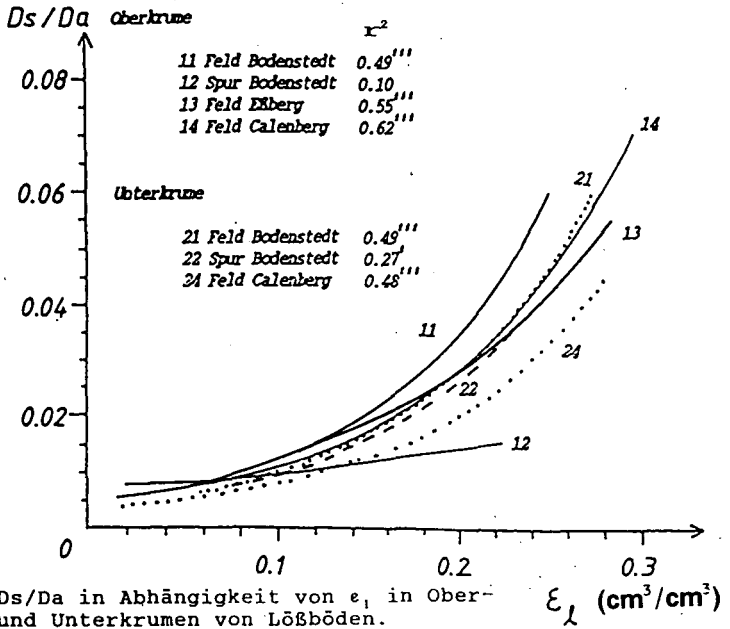
Literatur :

- Paul, R. (1990) : Korrelative Beziehungen zwischen Makrogasdiffusion und anderen Bodenparametern, in Arch. Acker.- Pflanzenbau Bodenkd. Berlin 34, 5-12.
- Richter, J., Kersebaum, K.C & Willenbockel, I. (1991) : Gaseous Diffusion Reflecting Soil Structure, in Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 154, 13-19.



RWG = Regenwurmgang

Abb. 1 Vergleich von Proben mit und ohne Regenwurmgänge



Der Belüftungszustand eines Pelosol-Gleys als Funktion des Bodenwasserhaushaltes

von
Zausig, J. *) und R. Horn **)

Einleitung

Anoxische Kleinbereiche in nicht wassergesättigten Böden, die in ihrem Grobporensystem gut belüftet sind, wurden in der Literatur im Zusammenhang mit Denitrifikationsverlusten und Pflanzenernährung oft beschrieben und dem Aggregatbereich zugeordnet.

In der vorliegenden Studie wurde an einzelnen, aus natürlicher Lagerung entnommenen Bodenaggregaten eines Pelosol-Gleyes die radiale Verteilung der Sauerstoffpartialdrücke bei Entwässerungsgraden von 1, 2 und 3 kPa untersucht und diese Ergebnisse mit Daten zur Lagerungsdichte, zur Porengrößenverteilung und zum luftführenden Porenvolumen von Einzelaggregaten und Gesamtbodenproben desselben Bodenprofils verknüpft.

Material und Methoden:

Der untersuchte Pelosol-Gley aus Amaltheenton mit einem Tongehalt bis zu 62 % besitzt eine ausgeprägte Polyederstruktur und eine Lagerungsdichte von 0.9 g cm^{-3} im Ah- Horizont, die auf 1.4 bzw. 1.6 g cm^{-3} im P- und G- Horizont ansteigt.

Das Gesamtporenvolumen und die Porengrößenverteilung wurden an Gesamtbodenproben und an frei quellbar gelagerten Einzelaggregaten in Abhängigkeit vom Austrocknungsgrad gemessen. An großen Stechzylinderproben (Durchmesser 10 cm, Höhe 10 cm), die in nahezu wassergesättigtem Zustand entnommen worden waren, wurde zusätzlich das horizontale und vertikale Schrumpungsverhalten im pF-Bereich bis 5.5 (lufttrocken) mittels der Volumenersatzmethode untersucht. Die radiale Verteilung der Sauerstoffpartialdrücke in einzelnen Bodenaggregaten wurde mit der bereits 1989 vorgestellten Mikroelektrode kontinuierlich gemessen (Stepniewski et al. 1991). Die Aggregate wurden hierzu kurz vor der Messung aus Bodenmonolithen der Größe $30 \times 30 \times 30 \text{ cm}$ entnommen, die vorher mit den Wasserspannungen 1, 2 und 3 kPa equilibriert worden waren.

Ergebnisse und Diskussion

Mit zunehmender Austrocknung steigt der Anteil des luftführenden Porensystems als Differenz aus GPV und wassergefülltem Porenvolumen stark an und beträgt bei pF 4.2 für den Gesamtboden (Ah- Horizont) 25 Vol% (Abb. 1). Betrachtet man ein einzelnes Bodenaggregat, so steigt das luftführende Porenvolumen mit zunehmender Austrocknung nicht in gleichem Maße an, da der Anteil an feinen Poren mit 30 Vol% relativ hoch ist und ein Teil des Porenvolumens im Laufe des Schrumpungsprozesses verloren geht.

In den Unterbodenhorizonten P und G nehmen die Lagerungsdichten mit steigender Tiefe zu und damit die Gesamtporenvolumina ab. Gleichzeitig verschiebt sich die Porengrößenverteilung sowohl für den Gesamtboden als auch für die einzelnen Aggregate hin zu einem höheren Feinporenanteil am Gesamtporenvolumen, sodaß bei gleichem Entwässerungsgrad, vor allem oberhalb pF 3, der luftführende Porenanteil abnimmt.

Demzufolge nimmt mit zunehmender Austrocknung der für Diffusionsprozesse zur Verfügung stehende Porenraum im Aggregat nur geringfügig zu, während gleichzeitig die Diffusionsverhältnisse - bei Betrachtung des Gesamtbodens - durch die Ausbildung von Grobporen als Aggregatzwischenräume verbessert werden. Im wassergesättigten Zustand des Bodens quellen die Aggre-

*) Abt. Bodenphysik, Universität Bayreuth, Postf. 101251, 8580 Bayreuth

**) Inst. f. Pflanzenern. u. Bodenk., Olshausenstr. 40, 2300 Kiel

gate, sodaß dann das Aggregatporenvolumen und das Porenvolumen des Gesamtbodens nahezu identisch sind.

Ein Großteil dieses Makroporenvolumens entsteht im Ah- Horizont durch horizontale Schrumpfung, wie die Untersuchung gezeigt hat, und ergibt mit 13 % die vertikalen Schrumpfungsrisse, die tonreiche Böden nach längeren Trockenperioden mit einem polygonalen Muster durchziehen. Im P- und G- Horizont liegen bei einer ausgeprägten Aggregation isotrope Verhältnisse vor. Das Ausmaß der horizontalen Schrumpfung entspricht der vertikalen Schrumpfung.

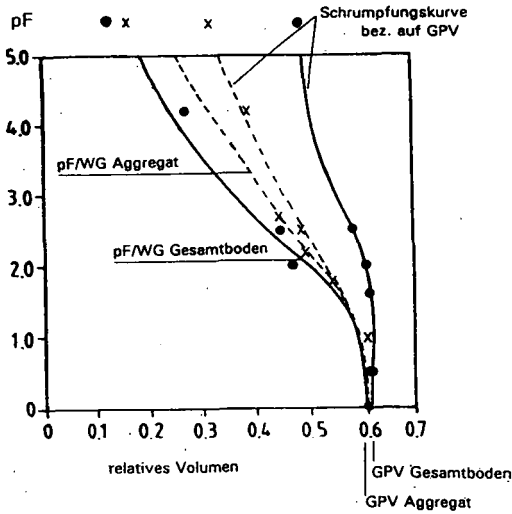


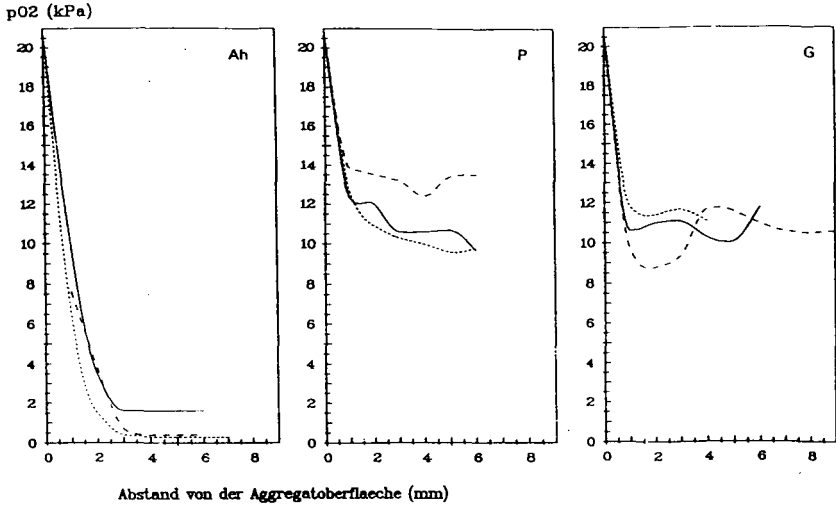
Abb. 1: Abnahme des Gesamtporenvolumens (Schrumpfungskurve) und des Wassergehaltes (pF/WG- Kurve) für den Gesamtboden und für Einzelaggregate des Ah- Horizontes.

Diese bevorzugte Ausbildung vertikaler Schrumpfrisse im Oberboden führt zu einer schnellen Abnahme der Wasserspannung nach Niederschlagsereignissen auch in den Unterbodenhorizonten und gleichmäßiger Wasseraufnahme im gesamten Profil. Sie ermöglicht jedoch auch eine tiefgreifende intensive Belüftung des Bodens in Trockenphasen (ab pF- Werten um 2,5 bis 3).

In Abb. 2 ist dargestellt, welche Bedeutung die schnelle Wasserinfiltration im Gesamtboden sowie die Dominanz an Fein und Mittelporen in Aggregat für die Belüftung von Aggregaten hat, und wie die Sauerstoffpartialdrücke in einzelnen Aggregaten verteilt sind. Während die Aggregate des Ah- Horizontes bei $\psi = 2$ kPa anoxische Aggregatzentren bzw. niedrige Sauerstoffpartialdrücke < 2 kPa aufweisen und erst bei Wasserspannungen von 3 kPa deutliche Anzeichen zunehmender Belüftung zeigen, konnte bei den Aggregaten des P- und des G- Horizontes keine Anoxie festgestellt werden: bei allen drei Entwässerungsstufen variierten die Sauerstoffpartialdrücke (pO_2) im Aggregatinneren von etwa 10 bis 14 kPa.

Eine mögliche Erklärung hierfür wäre die gleichmäßige Verteilung von organischer Substanz - und damit C- und N- Quellen - in den krümelig-subpolyedrischen Aggregaten des Ah-Horizontes, die eine hohe mikrobielle Aktivität und damit auch Sauerstoffzehrung im Aggregatinneren erlaubt. Ein Großteil der im Unterboden als C- und N-Quelle zur Verfügung stehenden Substanzen kann hingegen mit dem Niederschlagswasser aus dem Oberboden verlagert worden sein, Diese stehen dann vorwiegend auf den Aggregatoberflächen zur Verfügung und würden den steilen Gradienten der Sauerstoffpartialdrücke im Aggregataußenbereich ohne weitere Abnahme des pO_2 im Aggregatinneren bei den Aggregaten des P- und G- Horizontes erklären.

Abb. 2: Radiale Verteilung der Sauerstoffpartialdrücke in Aggregaten des Ah-, P- und G-Horizontes bei einer Wasserspannung von 2 kPa (Messung jeweils bis Aggregatzentrum).



pO_2 (kPa)

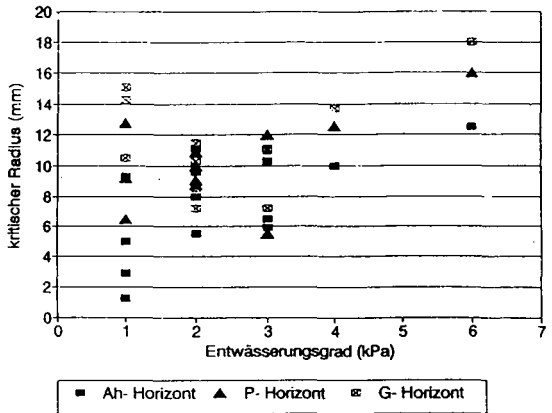
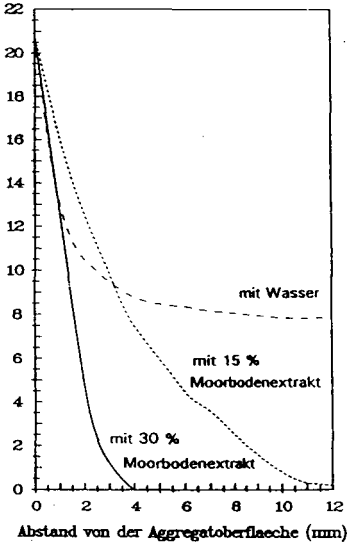


Abb. 4: Abhängigkeit des kritischen Aggregatradius (größtmöglicher Radius für ein noch oxisches Aggregatzentrum) von der Wasserspannung (pO_2 Aggregatoberfläche = 20.7 kPa)

Abb. 3: Einfluß des C- Gehaltes auf die radiale Verteilung des Sauerstoffpartialdruckes pO_2 in kugelförmigen Modellaggregaten des G- Horizontes, Durchmesser 24 mm.

Dies läßt sich auch an Modellaggregaten aus dem G- Horizont bei $\psi = 1$ kPa nachweisen, die nach Zugabe von organischer Substanz bei der Herstellung eine weitere deutliche Abnahme der Sauerstoffpartialdrücke zum Aggregatzentrum hin erkennen lassen (Abb. 3).

Um den Sauerstoffhaushalt des Freilandstandortes beschreiben zu können, wurde die Sauerstoffkonzentration in der Bodenluft im 'steady state' Fall jeweils für die Horizontuntergrenzen nach Glinski und Stepniewski (1985) berechnet, wobei die experimentell im Labor ermittelten Daten (Bodenrespiration, Diffusionskoeffizienten aus Diffusionsmessungen an Gesamtbodenproben und Einzelaggregaten) verwendet wurden.

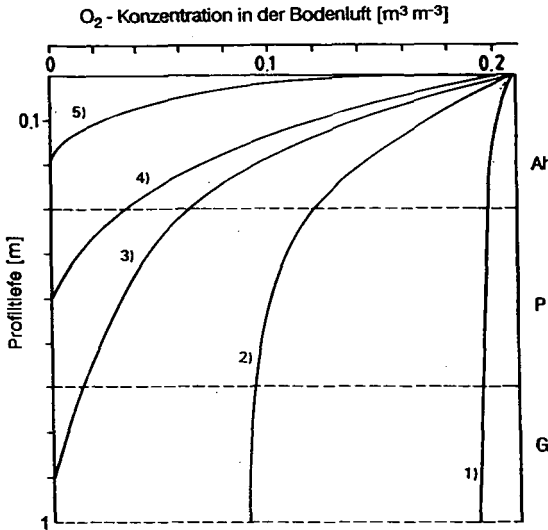


Abb. 5: Unter der Annahme eines 'Steady State' berechnete Sauerstoffverteilung in der Bodenluft des Pelosol- Gleys.

- 1) $D_s = 6.3 / 5.2 / 3.2 \times 10^{-7} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$
im Ah-, P- und G- Horizont, Diffusionsmessungen an Stechzylinderproben,
 $\psi = 6 \text{ kPa}$
 - 2) $D_s = 5.0 \times 10^{-8} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$
 - 3) $D_s = 3.0 \times 10^{-8} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$
 - 4) $D_s = 2.5 \times 10^{-8} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$
 - 5) $D_s = 2.0 \times 10^{-8} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$
- P
2) bis 5):
(Messung an Aggregaten
bei $\psi = 20 \text{ kPa}$ (5)
bis $\psi = 80 \text{ kPa}$ (2))

Es zeigt sich, daß dieses Bodenprofil nach längeren Trockenperioden in seinem Grobporensystem ausreichend bis sehr gut belüftet ist (Abb. 5: Kurve 1 und 2). In niederschlagsreichen Perioden führt jedoch die hohe Wassersättigung des Profils zum Zuquellen der Schrumpfungsrisse und Grobporen, so daß dann eine zunehmende Sauerstoffverarmung im Profil einsetzt (Abb. 5: Kurven 3, 4 und 5).

Die Messungen an Einzelaggregaten im Wasserspannungsbereich 1 bis 6 kPa zeigen jedoch, daß Anoxie in Aggregaten auch bei ausreichender Belüftung des Porensystems auftreten kann (Abb. 4). Hierbei ist zu berücksichtigen, daß mit dem Niederschlag in den Unterboden verlagerte organische Substanz an den Porenwänden (= Aggregatoberflächen) abgelagert wird, die dann als C- Quelle für in größerer Bodentiefe lebende Mikroorganismen zugänglich wird und dort zu höheren Sauerstoffverbrauchsraten führt.

Literatur

- Glinski, J., W. Stepniewski (1985): Soil Aeration and its Role for Plants, CRC Press
Stepniewski, W. et al. (1991): Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 154, 59-61

Zur Auswirkung organischer Substanz verschiedener Zersetzungsgrade auf die wasserstabile Aggregation durch Reduzierung der Aggregatbenetzbarkeit

H. Zhang¹ & K.H. Hartge¹

slaking von Aggregaten beim schnellen Bewässern ist eine der Hauptursachen der Strukturzerstörung im Pflanzenbau und Bodenschutz. Die Reduzierung der Benetzbarkeit der Aggregate durch organische Substanz, besonders durch deren räumliche Verteilung spielt dabei eine wichtige Rolle. Es wurde deshalb im Hinblick auf die räumliche Verteilung und den Zersetzungsgrad organischer Substanz das Zerfallen von Aggregaten im Wasser durch den Zerfallstest untersucht.

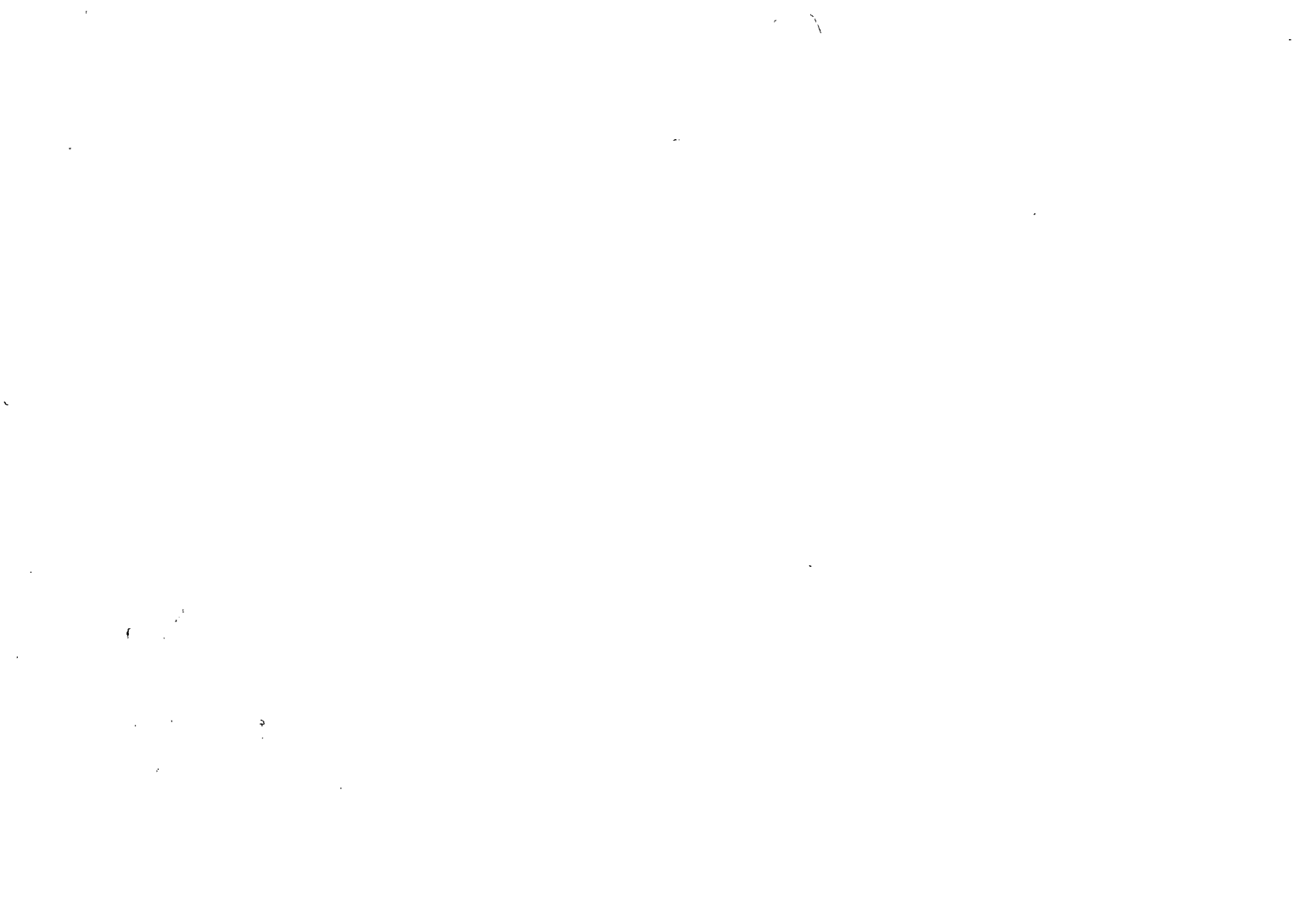
Die Ergebnisse zeigen, daß die Infiltration des Wassers ins Aggregat durch eine organische Umhüllung deutlich verlangsamt wird. Der Aggregatzerfall wird ebenso verlangsamt. Diese Wirkung organischer Substanz nimmt noch mit zunehmendem Zersetzungsgrad zu. Die abgelösten kleinen Aggregatbruchstücke zeigen auch deutliche Unterschiede in Abhängigkeit von der organischen Umhüllung und dem Zersetzungsgrad der organischen Substanz.

Ausgehend von der Sättigung einer Kapillare von beiden Enden wird ein vereinfachtes Modell in Abhängigkeit von der Benetzbarkeit aufgestellt. Es zeigt sich deutlich, daß sowohl der Druckaufbau als auch der absolute erreichbare Druck der eingeschlossenen Luft durch die benetzungshemmende Wirkung organischer Substanz herabgesetzt wird.

Die komplette Arbeit ist bei der Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde eingereicht.

¹Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuserstr. 2, 3000 Hannover 21

KOMMISSION II



Fraktale Geometrie des Bodens 3. Mitteilung:

Die Fraktale Verteilung der Minerale und deren Bedeutung für die Sorption

von

C. Ahl, I. Ahrendt, J. Niemeyer *

Adsorptionsprozesse finden an der Phasengrenze flüssig/fest statt. Im Boden ist die flüssige Phase das Bodenwasser mit den darin gelösten oder suspendierten Substanzen. Die feste Phase wird von den mineralischen Bodenbestandteilen gebildet.

Die mathematische Beschreibung der Grenzfläche zwischen den beiden Phasen wird durch die geometrische und chemische Heterogenität dieser "Fläche" erschwert.

Unter der geometrischen Heterogenität wird die Rauheit oder die Unregelmäßigkeit der Mineraloberfläche verstanden, welche durch TEM oder REM Aufnahmen vielfach dokumentiert ist.

Untersucht man die Oberflächenstruktur mit den Mittel der fraktalen Geometrie, stellt man fest, daß über weite Bereiche "Selbstähnlichkeit" gegeben ist, die die Bestimmung der fraktale Dimension der Oberfläche zuläßt.(1)

Ebenfalls ist die fraktale Geometrie geeignet, die Form des Porensystems und somit die Verteilung der flüssigen Phase (bei gesättigtem Boden) quantitativ zu beschreiben.(2)

Unter chemischer Inhomogenität wird die ungleichmäßige Verteilung der unterschiedlich reaktiven Mineraloberflächen auf die einzelnen Kompartimente der Gesamtgrenzfläche verstanden.

Um diese Verteilung mathematisch zu beschreiben, werden folgende Annahmen gemacht:

Die Gesamtgrenzfläche ergibt sich aus der Summe der Flächen der einzelnen Poren. Die Radien der jeweiligen Poren werden von den Radien der das Porensystem aufbauenden Mineralteilchen bestimmt. Die Oberfläche der

* Institut für Bodenwissenschaften, v. Sieboldstr. 2-4, 3400 Göttingen

einzelnen Pore setzt sich aus Teilen der Gesamtoberfläche der die Pore umgebenden Mineralkörner zusammen. Der Anteil an der Porenfläche entspricht dem Anteil der Fläche der jeweiligen Minerale an der Gesamtfläche aller Minerale mit dem betrachteten Radius. Die Oberfläche der einzelnen Minerale ergibt sich aus dem Produkt der Fläche der einzelnen Teilchen mit deren Anzahl. Die Anzahl kugelförmiger Teilchen, die nötig sind ein vorgegebenes Volumen V auszufüllen, hängt vom Radius des Teilchens nach:

$$N(r_k) = V / \frac{4}{3} \pi r_k^3 \quad (1)$$

mit :

$N(r_k)$: Anzahl an Kugeln vom Radius r_k
 r_k : Kugelradius

Zum einen sind im Boden keine streng sphärischen Teilchen zu erwarten, zum anderen liegen eine Vielzahl von Partikeln mit unterschiedlichem Radius nebeneinander vor, so daß die obige Gleichung die Form:

$$N(r_i) = K / r_i^z = K * r_i^{-z} \quad (2)$$

mit:

$N(r_i)$: Teilchzahl
 r_i : Teilchenzahl
 z : Zersplitterung
 k : Konstante

annimmt.

Diese Gleichung entspricht formal den Gleichungen zur Bestimmung der Fraktalen Dimension eines Objektes, daher wird diese Potenzverteilung auch als fraktale Verteilung bezeichnet.

Im Folgenden wird am Beispiel einer sauren Lockerbraunerde gezeigt, daß diese Potenzverteilung gut geeignet ist, Teilchengrößenverteilungen zu beschreiben.

Material und Methoden

Die Probeentnahme geschah nach Horizonten. Durch Entfernung der Eisenoxide und des Humus mit den üblichen Verfahren wurden die Kittsubstanzen entfernt. Die anschließende Fraktionierung in die Größenklassen gS bis mU geschah durch Siebung bzw Sedimentation. Die Anzahl der Teilchen in jeder Fraktion ergab sich aus dem Radius (arithmetisches Mittel) des als sphärisch angenommenen Teilchens und der Dichte (2,65 kg/l). Aus einer repräsentativ

entnommenen Probe jeder Fraktion wurden an 100 zufällig ausgewählten Teilchen die mengenmäßigen Anteile der einzelnen Minerale bestimmt (drei Wiederholungen).

Ergebnisse

Abbildung 1 zeigt in doppellogarithmischer Auftragung die Abhängigkeit der Teilchenzahl vom Teilchenradius:

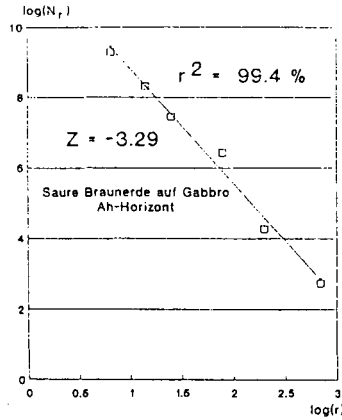


Abb. 1: Abhängigkeit der Teilchenzahl N vom Radius r

Abb. 2 stellt die gleiche Abhängigkeit für Quarz und für Plagioklas da:

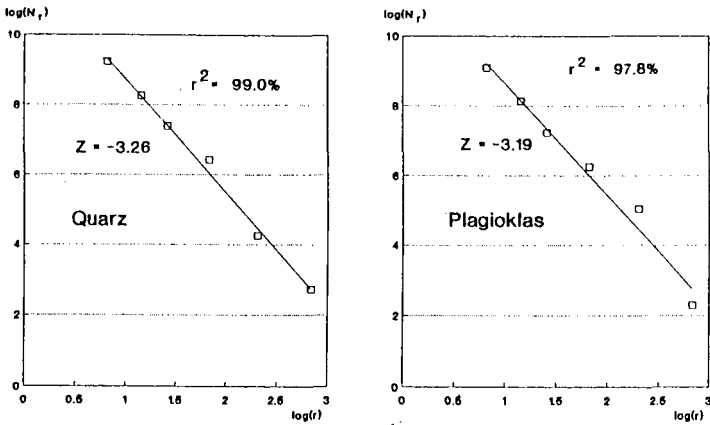


Abb. 2: Abhängigkeit der Teilchenzahl N vom Radius r für Quarz und Plagioklas

Aus allen Abbildungen geht hervor, daß die Gleichung (2) von allen untersuchten Proben gut erfüllt wird.

Der Verlauf des Zersplitterungsexponenten im dargestellten Profil für einige Minerale wird in der nächsten Abbildung sowohl graphisch als auch numerisch dargestellt.:

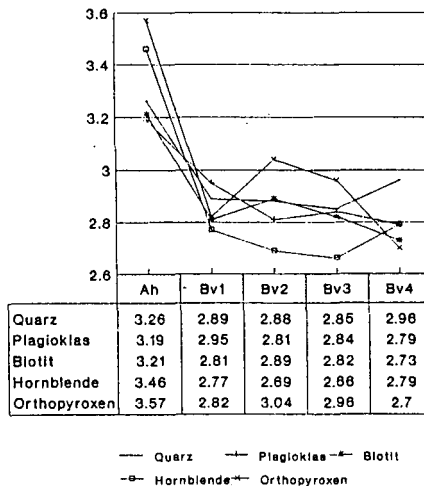


Abb.3 : Zusammenhang zwischen Zersplitterung und Horizont

Folgt man der Annahme, daß im Oberboden die Minerale der physikalischen (z. B. Temperaturschwankungen) und der chemischen (z. B. Wurzelau-scheidungen) Verwitterung in höherem Maße ausgesetzt sind als im Unterboden, müßte sich dies in einem höheren Zersplitterungswert im Oberboden zeigen. Die Differenzen der Zersplitterungswerte des obersten und des untersten Horizontes

$$\Delta z = z_{Ah} - z_{Bv4}$$

belegen diese Annahme, wie sich aus den Differenzen für Quarz (Δz : 0,3), Plagioklas (Δz : 0,4), Biotit (Δz : 0,48), Hornblende (Δz : 0,67) und Orthopyroxen (Δz : 0,87) ergibt. Die Reihung der Differenzen entspricht der Stabilität der untersuchten Minerale unter den vorliegenden Bodenbedingungen. Quarz zeigt die geringste Zunahme der Zersplitterung, die im wesentlichen durch die Erbschaft (Gabbrogestein) bedingt ist. Der instabile Orthopyroxen hingegen verändert seine Verteilung am stärksten und liegt im Oberboden sehr viel stärker zersplittert als im Unterboden vor.

Literatur:

- (1) C.Ahl, J. Niemeyer Z.Pflanzenernähr.Bodenk 152 457 (1989)
- (2) J.Niemeyer, C.Ahl Mitteilgn.Dtsch.Bodenkundl. Gesell. 59 445 (1989)

Zum Problem der Nitrat-Auswaschung nach Grünabfallausbringung in Wäldern

J. Bauhus¹ und K. J. Mehves²

Einleitung

Die Sortierung von Abfall in seine wiederverwertbaren Komponenten wird in zunehmendem Maße in der heutigen Müllwirtschaft durchgeführt. Dabei entstehen unter anderem auch rein pflanzliche Abfälle, die einer Rückführung in biologische Kreisläufe zur Verfügung gestellt werden können. Diese Grünabfälle können unter Umständen auch im Wald eingesetzt werden. Die Ausbringung von Abfallstoffen in Wäldern ist bisher allerdings nicht über einige Experimente hinausgegangen, bei denen man sich hauptsächlich mit unsortierten Müllkomposten und Klärschlämmen beschäftigte (GRÜNEKLEE 1990). Da Wälder nicht als Deponien für Abfälle angesehen werden können, muß für den Fall einer Abfallausbringung nach dem Nutzen oder nach dem Schaden für das Waldökosystem und seine angrenzenden Systeme gefragt werden. Eine negative Auswirkung einer Ausbringung von Grünabfällen kann z. B. durch hohe Salz- oder Schwermetallgehalte des Materials hervorgerufen werden. Hohe Stickstoffkonzentrationen im Substrat können, wenn sie eine Überschußnitrifikation im Ökosystem auftreten lassen, ebenfalls zu nachteiligen Effekten, wie z. B. der Auswaschung von Kationen und zur Bodenversauerung führen. Die in dieser Untersuchung vorgestellten Grünabfälle (Tab. 1) zeichnen sich durch geringe Schwermetallkonzentrationen und durch relativ hohe Stickstoffgehalte aus. Da viele Wälder aufgrund hoher atmosphärischer N-Deposition ohnehin schon Nitrat an das Grundwasser abgeben (KREUTZER 1981), wurde im folgenden besonders der Frage der Nitrat-Auswaschung aus Grünabfällen nachgegangen. Da in der forstlichen Praxis heutzutage in vielen Fällen versauerte Waldstandorte gekalkt werden, und Kalkungen zu erhöhter Nitrifikation führen können (LANG 1986) wurde insbesondere die Wechselwirkung von Grünabfall- und Kalkzugabe untersucht.

Material und Methoden

Zwei verschiedene Grünabfälle, ein reifer, 9 Monate alter Kompost (GAK) und ein lediglich geschredderter Frischkompost (FK), die beide pflanzlichem Material aus Grün- und Parkanlagen entstammen, wurde in diese Untersuchung einbezogen. Die chemischen Eigenschaften dieser Materialien sind in Tabelle 1 aufgeführt, wo sie mit Buchen-Laubstreu aus der O₂-Lage eines typischen Moders (BL) verglichen werden. Wie ersichtlich, ist der Gehalt an basischen Kationen und an Phosphor in den Grünabfällen deutlich höher als im Buchenmoder, die C/N-Verhältnisse sind enger und die Schwermetallkonzentrationen liegen etwa in dem gleichen Bereich.

In Inkubationsexperimenten wurde die Mineralisation von N sowie die Freisetzung von CO₂ für die Grünabfälle und die Buchenstreu, alle Substrate jeweils mit und ohne Kalk, untersucht. Die Substrate wurden in Filtrationseinheiten bei 16°C für 194 Tage inkubiert und alle drei Tage perkoliert. Im Perkolat wurde NH₄-N und NO₃-N bestimmt, die CO₂-Evolution wurde mittels Gaschromatographie gemessen.

In einem Feldversuch wurden die Materialien in einem Buchenwald auf saurer Braunerde im Solling (MATZNER 1989) und in einem Buchenwald auf Terra fusca-Rendzina im Göttinger Wald (MEIWES und BEESE 1988) ausgebracht. Folgende Behandlungen wurden angelegt:

a) auf saurer Braunerde:

Plot 1: 28 t OTS/ha GAK + 3 t/ha Kalk + 23 kg P/ha

Plot 2: 20 t OTS/ha FK + 10 t/ha Kalk + 39 kg P/ha

Plot 3: 20 t OTS/ha FK

Plot 4: Kontrolle

b) auf Terra fusca Rendzina:

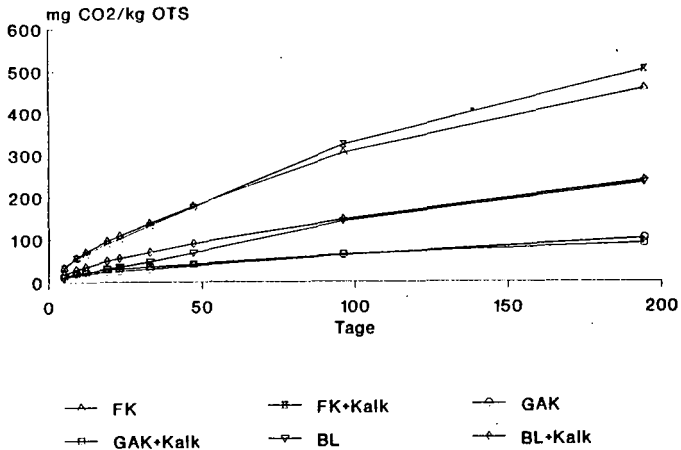
Plot 5: 20 t OTS/ha FK

Plot 6: Kontrolle

¹Universität Göttingen, Institut für Waldbau I, Büsgenweg 1, 3400 Göttingen

²Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstr. 2, 3400 Göttingen

Abb. 1: CO₂ - Freisetzung des frischen Grünabfalls (FK), des ausgereiften Grünabfallkompostes (GAK) und der Buchenlaubstreu (BL) während 194 tägiger Inkubation, n = 5.



Die Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser waren nach der Abfallausbringung auf beiden Standorten in keiner Tiefenstufe signifikant angestiegen. Für die saure Braunerde ist dieser Befund in Tab. 3 dargestellt. Auch nach drei Jahren fanden sich keine erhöhten NO₃-N Konzentrationen im Sickerwasser der sauren Braunerde. Die Nitrat-Gehalte in 10 cm Tiefe von 1991 erscheinen leicht erhöht, sie liegen jedoch im Bereich der langjährigen Schwankungen.

Tabelle 3: Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser der Grünabfallflächen in 10 cm und 100 cm Tiefe in saurer Braunerde während der Beobachtungsperioden. P1 = GAK + Kalk, P2 = FK + Kalk, P3 = FK

Element/Tiefe Jahr	P4 (Kontrolle)	P1	P2	P3
NO ₃ ⁻ 10 cm 1988/89	0.86 (1.31)	1.32 (1.6)	1.86 (1.07)	0.8 (1.2)
NO ₃ ⁻ 100 cm 1988/89	0.15 (0.15)	2.05 (0.53)	1.39 (0.38)	0.57 (0.3)
NO ₃ ⁻ 10 cm 1991		4,80 (0,90)	4,70 (0,70)	3,50 (1,30)
NO ₃ ⁻ 100 cm 1991		0,28 (0,06)	0,87 (0,51)	0,00

Sickerwasser wurde von Juli 1988 bis September 1989 sowie von März bis Mai 1991 beprobt; n = 9 - 29, Standardabweichung ist in Klammern angegeben.

Diskussion

Die Ergebnisse der CO₂-Freisetzung zeigen, daß der frische Grünabfall einen großen Pool leicht abbaubarer organischer Verbindungen enthält, während in dem reifen Kompost diese während der Rotte schon weitgehend abgebaut wurden. Da Kohlenstoff leicht verfügbar ist, wird im FK während der ersten Hälfte der Inkubationsperiode N immobilisiert. Dies wird deutlich, wenn man die Mengen mineralisierten Stickstoffs der ersten und zweiten Hälfte des Inkubationsversuchs gegenüberstellt.

Tabelle 1: Chemische Zusammensetzung von Grünabfall, Grünabfallkompost und Buchenlaubstreu

Element oder Parameter	Grünabfall	Grünabfallkompost	Buchenlaubstreu
OTS [mg/g]	550	180	930
pH (CaCl ₂)	6.3	6.8	3.5
N [mg/g]	9.2	7.0	21.6
P [mg/g]	1.8	1.6	0.4
K [mg/g]	9.7	4.9	0.7
Ca [mg/g]	11.6	27.0	4.4
Mg [mg/g]	1.5	1.5	0.5
Pb [mg/kg]	21.0	77.0	170
Cd [mg/kg]	0.35	0.69	0.8
Cr [mg/kg]	17.5	24.8	8.0
Cu [mg/kg]	13.9	40.7	45.0
Ni [mg/kg]	9.6	15.3	11.5
Zn [mg/kg]	92.0	213	124
Hg [mg/kg]	0.06	0.19	n.b.

OTS = organische Trockensubstanz; n.b. = nicht bestimmt; Daten des Grünabfallkompost von KETELSEN (1987); Schwermetalldaten in der Buchenstreu von SCHULTZ (1987)

Die Bodenlösung wurde mit Lysimeterkerzen in 10 cm und 100 cm Tiefe in der sauren Braunerde sowie in 10 cm und 30 cm Tiefe in der Terra fusca-Rendzina gewonnen. Das Sickerwasser wurde ab 6 Monate nach der Abfallausbringung über eine 14 monatige Periode sowie drei Jahre nach Ausbringung für eine 3 monatige Dauer beprobt.

Ergebnisse

Die kumulative CO₂-Freisetzung der Materialien ist in Abb. 1 dargestellt. Im frischen Grünabfall (FK) war die Mineralisation mit 124 mg C/g OTS deutlich höher als in der Buchenstreu (BL) mit 63 mg C/g OTS oder als in dem reifen Kompost (GAK) mit nur 27 mg C/g OTS. Die Kalkung führte zu keiner signifikanten Veränderung der CO₂-Evolution.

Die Ergebnisse der N-Mineralisation finden sich in Tab. 2. Die Mengen netto mineralisierten Stickstoffs unterschieden sich nicht signifikant zwischen den Substraten; 2127 mg N/kg in FK, 2108 mg/kg in BL und 1713 mg N/kg in GAK. In den Grünabfällen hat hauptsächlich Nitrifikation stattgefunden. Der Prozess der Nitrifikation gewann mit zunehmender Länge der Inkubationszeit an Bedeutung gegenüber der Ammonifikation. Die Kalkung hatte keinen Einfluß auf die Menge N, die mineralisiert wurde. Im Gegensatz zur Laubstreu führte die Kalkzugabe in den Grünabfällen auch zu keiner Erhöhung des Nitrifikationsgrades. Bezogen auf die N-Gehalte der Materialien wurde mit 9 % in BL der meiste Stickstoff mineralisiert, in GAK mit 4 % am wenigsten.

Tabelle 2: N-Netto-Mineralisation und Nitrifikation in den Substraten frischer Grünabfall (FK), Buchenblattstreu (F-Material) (BL) und Grünabfallkompost (GAK) im Laborversuch (n=8)

Substrat	N-Netto-Mineralisation [µg N/g OTS]				Summe	VK	Nitrifikationsgrad(%)	% Ngesamt
	NH ₄ -N 1. - 96. Tag	NO ₃ -N	NH ₄ -N 97. - 194. Tag	NO ₃ -N				
FK	222	126	189	1590	2127	5,5	81	6
FK + Kalk	234	114	182	1590	2120	4,5	80	6
BL	897	190	425	596	2108	7,3	37	9
BL + Kalk	886	808	2	373	2069	9,0	57	9
GAK	632	423	66	592	1713	14,0	59	4
GAK + Kalk	539	514	109	481	1643	5,7	61	4

VK = Variationskoeffizient

Qualität der Laubstreu hinsichtlich Zersetzbarkeit ist vergleichsweise geringer. Die Grünabfälle gehören einem Nitrifikationstyp (BEESE 1986) der N-Mineralisation an, während das Streumaterial einen intermedialen Typ darstellt, in dem $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ in etwa gleichen Proportionen freigesetzt werden. Ein relativ später Beginn der Nitrifikation ist ein gewöhnliches Phänomen in Inkubationsexperimenten (BINKLEY und HART 1989), welches durch die Konkurrenzschwäche von Nitrifikanten für Ammonium im Vergleich zu heterotrophen Organismen erklärt werden kann. Autotrophe Nitrifikanten benötigen eine Anreicherung von Ammonium im Substrat, um signifikante Populationen aufzubauen. Übertragen auf die Bedingungen im Freiland bedeutet dies, daß dort ebenso hauptsächlich nitrifiziert wird, sobald genügend N über den Bedarf der Pflanzen und Mikroorganismen hinaus mineralisiert wird. Dies wird durch das Vorkommen einer Nitrat anzeigenden Flora auf den Grünabfallflächen bestätigt (BAUHUS und MEIWES 1992). Da nicht vermehrt Nitrat von den Grünabfallflächen mit dem Sickerwasser ausgetragen wurde, ist NO_3^- entweder fast vollständig von der Vegetation aufgenommen worden, oder wurde ganz wesentlich durch Denitrifikation dem System entzogen. Die Denitrifikation könnte in der vorliegenden Untersuchung eine bedeutende Rolle gespielt haben, denn der gasförmige N-Austrag wird durch die Menge leicht abbaubarer organischer Verbindungen, die NO_3^- Konzentration sowie auch durch den pH-Wert bestimmt (KNOWLES 1981). Diese Faktoren wurden durch Applikation von Grünabfall und Kalkung in eine, der Denitrifikation zuträglichen Richtung verändert.

Die Kalkung hat weder im Inkubationsversuch die Mineralisation angeregt noch hat sie im Feldversuch zu höheren Nitratausträgen geführt. In Hinblick auf den Eintrag von $\text{NO}_3\text{-N}$ in das Grundwasser scheint eine Kalkung die initialen Effekte einer Grünabfallausbringung nicht zu verstärken. An Standorten, an denen die Nitrifikation der dominierende Prozess der Mineralisation ist, kann eine Grünabfallausbringung das Risiko des Nitrataustrages erhöhen. In Waldökosysteme, die schon erhebliche Nitratverluste mit dem Sickerwasser aufzeigen, sollte kein Grünabfall gebracht werden, auch wenn das Material aufgrund seiner Basizität eine meliorative Wirkung haben könnte.

Literatur

- BAUHUS, J. und MEIWES, K. J., (eingereicht). Potential use of plant residue wastes in forests. Forset Ecology and Management.
- BEESE, F., 1986. Einige Parameter des Stickstoffumsatzes in Ökosystemen mit Böden unterschiedlicher Acidität. Göttinger Bodenkundl. Ber. 90.
- BINKLEY, D. and HART, S. C., 1989. The components of nitrogen availability assessments in forest soils. *Advances in Soil Science*, Vol. 10: 57-112.
- GRÜNEKLEE, C.E., 1990. Auswirkungen von Düngungsmaßnahmen und Müllkompostanwendung auf Waldbodenuntersuchungen an streugennutzten Kiefernstandorten des Pfälzerwaldes. *Giessener Bodenkundl. Abhandlungen*, Band 6, 425 pp.
- KETELSEN, K., 1987. Kompostierung pflanzlicher Abfälle aus Gärten und öffentlichen Anlagen. *Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft, Univ. Hannover*.
- KNOWLES, R., 1981. Denitrifikation. In: Clark, F. E. and Rosswall, T. (ed.), *Terrestrial Nitrogen Cycles*. *Ecol. Bull. (Stockholm)* 33: 315-329.
- KREUTZER, K., 1981. Die Stoffbefrachtung des Sickerwassers in Waldbeständen. *Mitteilungen d. Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 32: 273-286.
- LANG, E., 1986. Heterotrophe und autotrophe Nitrifikation untersucht an Bodenproben von drei Buchenstandorten. *Göttinger Bodenkundl. Ber.* 89.
- MATZNER, E., 1989. Acidic Precipitation: Case study Solling. In: Adriana, D. C. and Havas, M. (Editors), *Acidic precipitation, Advances in Environmental Science*, Vol 1: 39-81.
- MEIWES, K. J. and BEESE, F., 1988. Ergebnisse der Untersuchungen des Stoffhaushaltes eines Buchenwaldökosystems auf Kalkgestein - eine Datendokumentation. *Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme, Reihe B*, Bd. 9: 1-141.
- SCHULTZ, R., 1987. Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushaltes verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands. *Berichte d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A*, Band 32, Göttingen.

Voltammetrische Bestimmung von Cd, Pb, Cu und Zn in Bodenlösungen

von

R. Breder¹ und G. Welp²

1. Einleitung

Schwermetalle können in dem System Boden/Pflanze je nach Konzentration entweder zu den Mikro-Nährelementen (z.B. Cu, Zn) oder zu den Schadstoffen gehören (z.B. a priori Cd, Pb). Nur die im Bodenwasser gelösten Metalle und die in die Lösungsphase überführbaren Anteile werden von den Pflanzenwurzeln aufgenommen oder gelangen durch Auswaschung über das Grund- in das Trinkwasser. Das bekräftigt die Bedeutung genauer und richtiger Bestimmungen von Cd, Pb, Cu und Zn in Bodenlösungen und -Extrakten. Da die Konzentrationen dieser Metalle in Gleichgewichtslösungen und Extrakten von unbelasteten oder nicht versauerten Böden im unteren ppb- oder sub-ppb-Bereich liegen können, bietet sich zur Bestimmung ein nachweisstarkes voltammetrisches Verfahren an. Während die zu den wäßrigen Extraktionen häufig eingesetzten Salze, wie z.B. Calciumchlorid, bei den alternativ verwendeten atomspektroskopischen Methoden in der Regel stören, haben Elektrolyte in der Voltammetrie zudem "Leitsalzcharakter".

2. Wesentliches zum Verfahren

Bei der Aufzeichnung von Strom-Spannungskurven handelt es sich um Voltammetrie, wenn als Test- oder Arbeitselektrode eine Mikroelektrode verwendet wird, zu der der Massentransport nur durch Diffusion erfolgt. Die vorgegebene Größe ist immer das Elektrodenpotential und die Meßgröße der entsprechende Strom. Als Arbeitselektroden können z.B. die hängende Quecksilber-Tropfenelektrode oder die rotierende Quecksilber-Filmelektrode dienen. Das hohe potentielle Nachweisvermögen voltammetrischer Methoden basiert auf dem Gesetz von Faraday, wonach ein Mol einer, in einem Elektrodenprozeß umgesetzten Substanz der großen elektrischen Ladung von $n \cdot 96500$ C äquivalent ist; z.B. $\text{Cd}^{2+} + 2 e^- \rightleftharpoons \text{Cd}$, $n=2$. Aber das Grundproblem besteht darin, daß sich die gemessene Stromstärke aus zwei Komponenten zusammensetzt, der gewünschten faradayschen Stromkomponente i_f und dem mit der Umladung der Doppelschicht verbundenen Kapazitätsstrom i_c , der die analytische Nachweisempfindlichkeit begrenzt. Es sind also Bedingungen anzustreben, unter denen i_c gegen null geht. Das wird durch voltammetrische Methoden mit pulsartiger Polarisierung erreicht.

In der analytisch meistens verwendeten differentiellen Pulsvoltammetrie (DPV) legt man eine langsam linear wachsende Spannungsrampe an die Arbeitselektrode und überlagert dieser Rampenspan-

¹Institut für Chemie 4 des Forschungszentrums Jülich, Postfach 1913, 5170 Jülich

²Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, 5300 Bonn

nung Pulse konstanter, relativ kleiner Amplitude ≤ 50 mV. Nur die Stromänderung infolge des Spannungspulses wird nach Abklingen des kapazitiven Stroms gegen Ende des Pulses gemessen. Ähnlich wird bei der Square-Wave-Voltammetrie (SWV) der durch die angelegte rechteckförmige Wechselspannung bedingte kapazitive Wechselstrom aufgrund eines exakt mit der Wechselspannung synchronisierten Meßvorganges eliminiert, indem die Strommessung jeweils erst gegen Ende einer Halbperiode erfolgt. Die SWV ist bei vergleichbarer Empfindlichkeit schneller als die DPV.

Um die Bestimmungsgrenzen weiter zu senken, führt man vor der Aufnahme der Strom-Spannungskurve eine elektrolytische Anreicherung bei konstantem Potential durch: Inverse Voltammetrie. Dabei besteht die Bestimmung von Zn, Cd, Pb und Cu aus 3 Phasen:

1. der kathodischen Anreicherung (1-6 min.) unter Amalgambildung bei konstantem Potential (-1,2 V) in gerührter Lösung,
2. der Beruhigungszeit (20-30 sec) nach Beendigung des Rührens und
3. der Reoxidationsphase im differentiellen Puls- oder Square-Wave-Modus zur Aufnahme des Voltammogramms.

Die Standard-Additionsmethode ist das sicherste Auswertungsverfahren, wobei zwei Zusätze genügen.

3. Versuchsdurchführung

Um Metall-Totalkonzentrationen durch die voltammetrische Bestimmung zu erhalten, werden die organischen Komplexbildner in den Bodenlösungen unter Einleitung eines Sauerstoff-Ozongemisches und gleichzeitiger UV-Bestrahlung (150 W) vor der Messung zerstört. Das Ozon wird photochemisch in einem geschlossenen System durch zwei 25 W-Niederdruck-UV-Röhren erzeugt. Es werden mindestens 180 mg Ozon pro Stunde entwickelt. Das Sauerstoff-Ozongemisch wird der Probenlösung durch eine Quarzkapillare in einem Teflonbecher zugeführt, der dann weiter als Vorlage in der voltammetrischen Zelle dient (Abb.1). Nach Beendigung der mindestens 50 min. Ozoneinleitung und UV-Bestrahlung wird noch 10 min. mit Sauerstoff gespült. Hohe Humin- und Fulvinsäuregehalte einer Probe erfordern eine Aufschlußdauer von bis zu 3 Stunden. Ohne vollständige Mineralisierung der organischen Substanz (DOC-Kontrolle!) in der Analysenlösung würde man eine falsche voltammetrische Bestimmung durchführen.

Im einzelnen setzt sich der Analysengang zusammen aus:

Zentrifugieren der Bodenlösung oder des Extraktes (mindest. 3500 min.⁻¹), 0,45 μm - Membranfiltration, Ansäuern auf ca. pH 3, O₃/UV-Aufschluß, Einstellen von pH 2,3, 10 min. N₂-Spülung der Meßlösung (5-50 ml), voltammetrische Anreicherungs- und Ruhezeit sowie Polarisation in die anodische Richtung im DP- oder SW-Modus und Aufnahme des Voltammogramms.

Die Standardadditionen werden so bemessen, daß die Konzentration des Metalls in der Zelle etwa doppelt so hoch wird wie die An-

fangskonzentration. Abgesehen von der ungefähren Halbierung der Zeitdauer für die voltammetrische Registrierung bietet die SWV Vorteile bei der Zn-Bestimmung, insbesondere weil der Zn-Strom-peak in der SWV bei einem um 10 - 30 mV positiveren Potential als in der DPV erscheint und damit weniger mit dem Wasserstoffstrom interferiert.

In der Regel ist, wie beschrieben, hinsichtlich der Spurengehalte die Anwendung der inversen Voltammetrie geboten. Die in Bodenlösungen und Extrakten stets über 1 ng/g liegenden Gehalte von Zn und Cu sowie Cd- und Pb-Konzentrationen höher als 0,2 ng/g lassen sich simultan inversvoltammetrisch unter Verwendung der hängenden Hg-Tropfenelektrode bestimmen (Abb.2). Cd- und Pb-Gehalte unter 0,2 ng/g erfordern den Einsatz der Hg-Filmelektrode. Während der entsprechenden Versuchsdurchführung sind die Arbeitstechniken der Ultraspurenanalyse zu beachten. Z.B. wird eine Staubbelastung durch eine "Clean bench" ausgeschlossen.

Bei der Quecksilber-Filmelektrode dient ein Kohleglasstift mit ca. 0,3 cm² wirksamer Oberfläche als Träger für den Film. Entscheidend für die Güte des Hg-Films ist die Politur des Kohleglases. Sie wird mit Aluminiumoxid-Schleifpulver in abnehmender Korngröße bis zu 0,05 µm vorgenommen. Der Film wird aus der Hg-dotierten Analysenlösung zusammen mit den amalgambildenden Metallen Cd und Pb abgeschieden. Dabei rotiert die Elektrode mit 2000 min.⁻¹. Nach jeder Analyse wird der Film mit Filterpapier abgewischt, das mit etwas 0,05 µm-Schleifpulver bestreut ist.

4. Ergebnisse

Die bisher ermittelten Konzentrationen der untersuchten Metalle in Gleichgewichts-Bodenlösungen (1:2,5; 1:5; 1:10) liegen im Bereich von:

Cd 0,04 - 58 ng/g, Cu 4 - 101 ng/g,
Pb 0,18 - 152 ng/g, Zn 18 - 724 ng/g.

Mit differentieller Pulsinversvoltammetrie und der Hg-Filmelektrode bestimmte, relativ geringe Cd- und Pb-Konzentrationen sind in der Tabelle 1 angegeben. Die Gesamtgehalte in den nahezu unbelasteten A_p-Horizonten der entsprechenden Böden betragen: Cd 0,3 - 0,5 mg/kg, Pb 25 - 38 mg/kg.

Tab. 1: Cadmium- und Bleigehalte in Gleichgewichts-Bodenlösungen (1:10, 20° C, 7 Tage) von verschiedenen, relativ tonreichen und nahezu unbelasteten Böden (Braunerden) mit unterschiedlichen pH-Werten

Boden	pH	ng/g	
		Cd	Pb
1.	7,7	0,12	0,58
2.	6,9	0,05	0,18
3.	6,5	0,34	0,89
4.	6,3	0,14	0,59
5.	5,1	0,70	0,50
6.	4,0	1,60	2,20

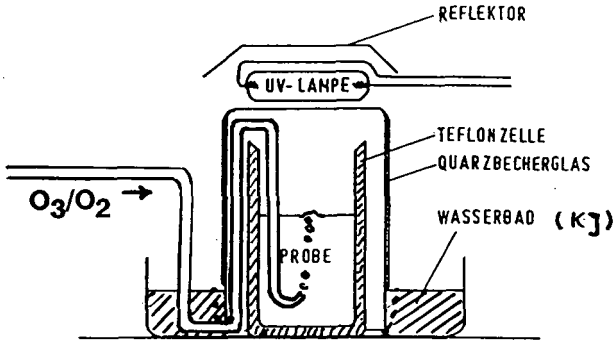


Abb. 1: Anordnung zur O_3/O_2 -Einleitung und UV-Bestrahlung

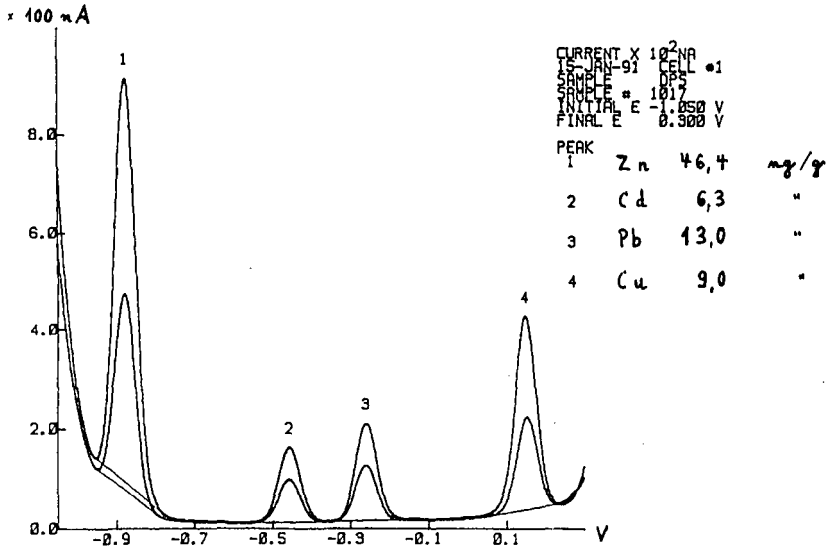


Abb. 2: Differenzielles Pulsinversvoltammogramm mittels der Hg-Tropfenelektrode (übersichtshalber nur 1 Standard-addition)

Transport- und Adsorptionsverhalten von Cadmium in Säulen

von

Bürgisser, C., A. Scheidegger, M. Borkovec und H. Sticher^{*)}

Einleitung

Das Adsorptionsverhalten von Cadmium an Cristobalit-Sand und an mit Goethit beschichtetem Sand wurde untersucht. Batchexperimente wurden mit dem Adsorptions- und Transportverhalten von Cadmium in Säulenexperimenten unter gesättigten Bedingungen verglichen.

Die Konzentration des adsorbierenden Cadmiums $c_e(x,t)$ der mobilen Phase wird mit der Konvektions-Dispersions Gleichung

$$\frac{\partial c_{\text{tot}}}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c_e}{\partial x^2} - v \frac{\partial c_e}{\partial x}$$

beschrieben, wobei D der Dispersionskoeffizient, v die Flussgeschwindigkeit und c_{tot} die totale Konzentration ist (Schweich und Sardin, 1981; Villiermaux, 1981).

Methoden und Ergebnisse

Für die Bestimmung der Säulenparameter wurden Tracerversuche mit konservativen Tracern (Nitrat, Bromid) durchgeführt. Die Detektion eines als Puls aufgebrachten Tracers erfolgte via UV/VIS-Durchflussphotometer. Die Daten wurden direkt mittels PC erfasst und mit der analytischen Lösung der Konvektions-Dispersions-Gleichung gefittet.

Die folgende Uebersicht zeigt Eigenschaften der verwendeten Materialien und experimentell bestimmte Säulenparameter:

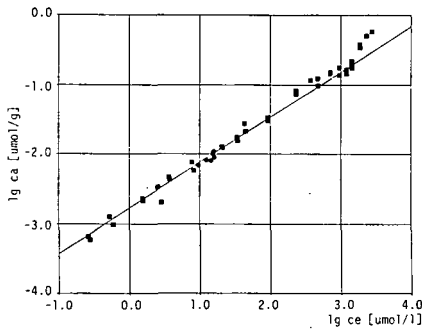
Säulen Peclet-Zahl $P_e = v \cdot L / D$	500-1000
Darcy-Fluss q	$0.2 - 1.0 \cdot 10^{-4}$ m/s
Säulen-Länge L	20 - 40 cm
Säulen-Durchmesser	2.5 cm

^{*)} Institut für Terrestrische Oekologie, Fachbereich Bodenchemie, ETH-Zentrum, CH-8092 Zürich

	Sand	Sand mit Goethit beschicht
Fraktionengröße (μm)	125 - 250	125 - 250
BET (m^2 / g)	0.08	0.39
Dispersivität $\lambda=D/v$ (μm)	320	350
Kin. Porosität $\theta_{\text{kin}}=q/v$	0.46	0.49
Wahre Porosität θ	0.44	0.51

Batchexperimente: Cadmium-Adsorptionsisothermen wurden mit Imidazolpuffer (gewünschter pH-Wert mit Salpetersäure eingestellt) bei konstanter Ionenstärke ($I = 0.01 \text{ M}$) bestimmt. Die verwendeten Materialien wurden während 24 Stunden bei konstanter Temperatur (25° C) sanft geschüttelt. Die filtrierten Lösungen wurden mit Atomabsorptionsspektroskopie (AAS) gemessen.

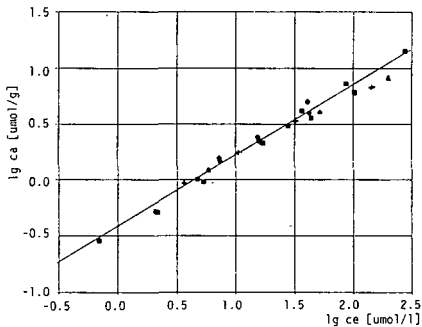
Die Ergebnisse werden in den **Abb. 1** und **2** dargestellt. Die Konzentration des Cadmiums in der Lösung (c_e) ist gegen die Menge adsorbiertes Cadmium pro Gramm Sand (c_a) doppellogarithmisch aufgetragen.



Festkörper-Flüssigkeits-Verhältnisse:
50 - 1000 g Sand / Liter

Fit: Freundlich-Isotherme $c_a = K \cdot c_e^\alpha$
 $K = 0.0017, \alpha = 0.65$

Abb. 1: Adsorptionsisotherme mit Cristobalit Sand. (pH = 7.9)

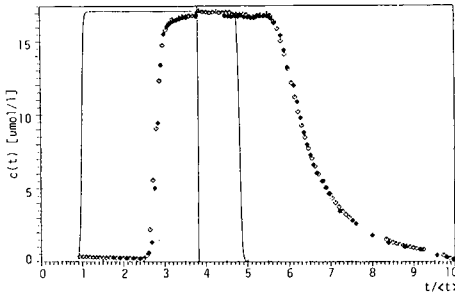


Festkörper-Flüssigkeits-Verhältnisse:
1.5 - 50 g / Liter reiner Goethit und mit
Goethit beschichteter Sand

Fit: Freundlich-Isotherme $c_a = K \cdot c_e^\alpha$
 $K = 0.380, \alpha = 0.63$

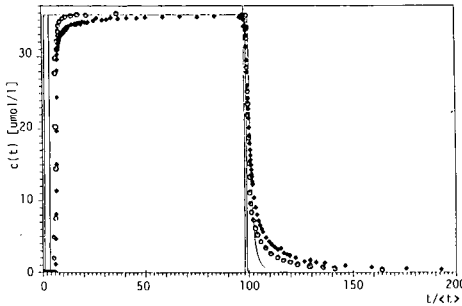
Abb. 2: Adsorptionsisotherme mit Goethit beschichtetem Sand. (pH = 6.5)

Säulenexperimente: Zur Bestimmung von Durchbruchkurven wurden Fraktionen gesammelt und mit Atomabsorptionsspektroskopie (AAS) gemessen. Die Resultate sind in den **Abb. 3, 4 und 5** dargestellt. Die Cadmiumkonzentration ist als Funktion der dimensionslosen Zeit $t/\langle t \rangle$ aufgetragen ($\langle t \rangle$ ist die Durchbruchzeit des Tracers, $t/\langle t \rangle$ die Anzahl Porenvolumen).



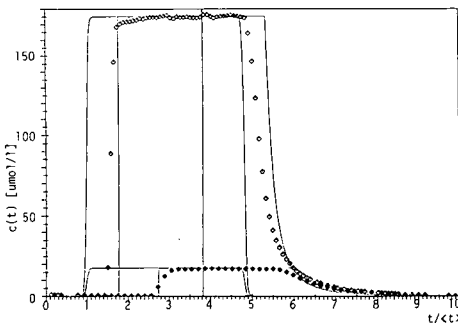
Flussrate:
 (○) 2.97 ml / min
 $R_{batch} = 2.8$
 $R_{ads} = 2.8$
 $R_{des} = 2.9$
 (●) 0.57 ml / min
 $R_{batch} = 2.8$
 $R_{ads} = 2.8$
 $R_{des} = 2.8$

Abb. 3: Durchbruchkurve von Cadmium an Cristobalit Sand. (pH = 7.9, [Cd] = 17.5 µM)



Flussrate:
 (●) 2.97 ml / min
 $R_{batch} = 4.7$
 $R_{ads} = 8.6$
 $R_{des} = 7.9$
 (○) 0.55 ml / min
 $R_{batch} = 4.7$
 $R_{ads} = 6.2$
 $R_{des} = 6.5$

Abb. 4: Durchbruchkurve von Cadmium an Goethit beschichtetem Sand. (pH = 6.5, [Cd] = 35.2 µM)



Konzentrationen:
 (●) [Cd] = 17.5 µM
 $R_{batch} = 2.8$
 $R_{ads} = 2.8$
 $R_{des} = 2.9$
 (○) [Cd] = 175 µM
 $R_{batch} = 1.8$
 $R_{ads} = 1.6$
 $R_{des} = 1.6$

Abb. 5: Durchbruchkurve von Cadmium an Cristobalit Sand. (pH = 7.9, Fluss: 2.97 ml / min)

Die Durchbruchskurve ist um den Retentionfaktor R verspätet. Im Falle einer nicht-linearen Adsorptionsisotherme ist diese Retention konzentrationsabhängig, und es wird normalerweise eine diffuse und eine scharfe Front beobachtet. Die diffuse Front entspricht der Ableitung der Adsorptionsisotherme.

Der Retentionfaktor R ist durch die Gleichung

$$R = 1 + \frac{\rho_s \cdot K_D}{\theta}$$

gegeben, wobei ρ_s die Menge Sand pro Porenvolumen der Säule und $K_D = c_a / c_e$ den Verteilungskoeffizient darstellt.

Die diffuse Front lässt sich mit dem konzentrationsabhängigen Retentionsfaktor beschreiben.

$$R(c_e) = 1 + \frac{\rho_s}{\theta} \cdot \frac{dc_a}{dc_e}$$

Diskussion

Die Adsorption von Cadmium an beide Materialien lässt sich in Batchexperimenten gut mit einer Freundlich-Adsorptionsisotherme beschreiben (vgl. **Abb. 1** und **2**). Es konnte kein Teilchenkonzentrationseffekt festgestellt werden.

Die Säulendurchbruchskurven zeigen eine scharfe Adsorptions- und eine diffuse Desorptionsfront. Nach Golden (1969) ist dies typisch für eine Adsorptionsisotherme mit Freundlich-Charakter.

Der Effekt von verschiedenen Flussraten ist in den **Abb. 3** und **4** dargestellt. Beim Cristobalit-Sand fallen die Durchbruchskurven übereinander; das Adsorptionsgleichgewicht wird also innerhalb der Durchflusszeit erreicht. Das System mit dem mit Goethit beschichtetem Sand zeigt hingegen kinetische Effekte. Dies entspricht der bekannten Tatsache, dass sich das Cadmium-Adsorptionsgleichgewicht an Goethit nur sehr langsam einstellt (Brümmer, 1988).

In **Abb. 5** sind die Durchbruchskurven von verschiedenen Konzentrationen dargestellt. Die Retention der Adsorptionsfront ist konzentrationsabhängig, während die Form der diffusen Desorptionfront nur eine Funktion der Konzentration ist. Die gefittete Linie wurde aus der Freundlich-Adsorptionsisotherme unter Vernachlässigung der Dispersion ($D=0$) berechnet.

Literatur

- Brümmer, G.W., J. Gerth and K.G. Tiller. 1988. Reaction kinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite. *J. Soil Sci.*, 39: 37-52.
- Golden, F.M. 1969. Ph.D. Dissertation, University of California, Berkeley, California.
- Schweich, D. and M. Sardin. Adsorption, partition, ion exchange and chemical reaction in batch reactors or in columns - a review. *J. Hydrology*, 50: 1-33.
- Villermaux, J. 1981. Theory of linear chromatography. *Percolation Processes*. A.E. Rodrigues and D. Tondeur (eds.), Sijthoff & Noordhoff, Netherlands: 83-140.

Vergleich von oxischen, wurzelnahen Bodenbereichen
mit anoxischen, wurzelfernen Bodenbereichen an
einem Salicornia- und Spartina-Standort

von
Dittrich, K. u. L. Gianì*)

EINLEITUNG

Im Übergangsbereich vom Watt zur Salzmarsch beginnt die Besiedlung mit höheren Pflanzen. Als Pionierpflanzen treten bereits ab 30 cm unterhalb der mittleren Tidehochwasserlinie (MTHWL) die beiden Pflanzengesellschaften *Salicornietum strictae* und *Spartinetum anglicae* auf. Diese Pflanzen können in dem anoxischen Boden wachsen, weil sie durch Aerenchyme die Möglichkeit besitzen, atmosphärischen Sauerstoff an den Boden abzugeben und sich durch die daraus resultierende Oxidation von Fe^{++} , Mn^{++} und S^{--} vor diesen sonst phytotoxischen Ionen schützen (Armstrong et al., 1985).

Die oxischen Bodenbereiche entlang der Wurzelbahnen unterscheiden sich deutlich durch die rostrote Farbe von dem ansonsten schwarz gefärbten, reduzierten Boden. Über die mineralische Zusammensetzung dieser wurzelnahen Bereiche und ihre Funktion für die Pflanzen liegen bereits Untersuchungen vor (Luther et al., 1982; Mendelssohn und Postek, 1982).

Ziel dieser Untersuchungen war die chemische Charakterisierung der wurzelnahen und wurzelfernen Bodenabschnitte anhand der, bisher nicht bekannten, Verteilung von Gesamt-S, SO_4 -S, S^{--} -S, Pyrit-S, Gesamt-Fe, Fe(II), Gesamt-Mn und Mn(II).

ERGEBNISSE

Im folgenden werden die Ergebnisse tabellarisch dargestellt. Es wurden Bodenproben aus vier verschiedenen Bereichen entnommen und analysiert. Mit "Sal w" wurde der wurzelnahe Boden von *Salicornia stricta stricta* bezeichnet. "Sp w" steht für *Spartina anglica* -nahen Boden. "S 1" bezeichnet den anoxischen Boden aus der *Salicornia*- und *Spartina*-Zone der oberhalb von 10 cm Tiefe entnommen worden war und "S 2" Boden aus dem gleichen Bereich aber tiefer als 10 cm entnommen.

*) Universität Oldenburg, Abteilung Bodenkunde, Fachbereich Biologie
Postfach 2503, W-2900 Oldenburg

Tab.1: Schwefelfraktionen der Bodenproben aus dem Ida-Außengroden vom 21. September und 13. November 1989 (in mg S/g Boden)

	Sulfat-S		Sulfid-S		Gesamt-S	
	21.9.	13.11.	21.9.	13.11.	21.9.	13.11.
Sal w	1,50	1,08	u.N.	0,04	5,03	5,35
Sp w	1,49	1,03	0,10	0,06	5,14	5,16
S 1	1,02	0,73	2,45	2,14	11,45	10,85
S 2	0,88	0,59	1,55	1,99	11,51	11,17

u.N. unterhalb der Nachweisgrenze (< 1ppm)

Tab.2: Eisenfraktionen der Bodenproben aus dem Ida-Außengroden vom 21. September und 13. November 1989 (in mg Fe/g Boden)

	säurel. Fe(II)		Gesamt-Fe	
	21.9.	13.11.	21.9.	13.11.
Sal w	1,43	1,83	48,37	50,58
Sp w	4,01	3,86	46,96	44,84
S 1	10,47	7,88	41,37	39,79
S 2	8,43	7,01	43,82	37,35

Tab.3: Manganfraktionen der Bodenproben aus dem Ida-Außengroden vom 21. September und 13. November 1989 (in mg Mn/g Boden)

	austauschb. Mn(II)		Gesamt-Mn	
	21.9.	13.11.	21.9.	13.11.
Sal w	0,24	0,28	1,39	1,28
Sp w	0,24	0,21	0,78	0,62
S 1	0,58	0,50	1,07	0,99
S 2	0,30	0,35	0,74	0,67

ZUSAMMENFASSUNG

Die Ergebnisse zeigen:

- (I) Das Oxidationsvermögen der Pflanzen führt zu einer gegenläufigen Verteilung der Fraktionen geringer und hoher Oxidationsstufen im oxischen und anoxischen Boden;
- (II) Es kommt zu einer S-Verarmung und Fe-Anreicherung und bei *Salicornia stricta stricta* auch Mn-Anreicherung in Wurzelnähe;
- (III) Das Oxidationsvermögen von *Salicornia stricta stricta* erscheint größer als das von *Spartina anglica*;
- (IV) Der reduzierte Oberboden unterscheidet sich im chemischen Verhalten vom reduzierten Unterboden;
- (V) Nachlassendes Oxidationsvermögen zum Ende der Vegetationsperiode führt zu bodenchemischen Veränderungen in wurzelnahen Bodenbereichen und im anoxischen Oberboden, weniger im reduzierten Unterboden.

LITERATUR

- Armstrong W, Wright EJ, Lythe S, Gaynard TJ (1985) Plant zonation and the effects of the springneap tidal cycle on soil aeration in a Humber salt marsh. *Journal of Ecology* 73: 323 - 339
- Luther GW, Giblin A, Howarth RW, Ryans RA (1982) Pyrite and oxidized iron mineral phases formed from pyrite oxidation in salt marsh and estuarine sediments. *Geochim Cosmochim Acta* 46: 2665 - 2669
- Mendelssohn IA, Postek MT (1982) Elemental analysis of deposits on the roots of *Spartina alterniflora* Loisel.. *Am J Bot* 69: 904 - 912

Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser

von

Ehrig, Ch., U. Müller-Wegener, B. Ahlsdorf, R. Schmidt *)

Pflanzenschutzmittel, die auf den Boden gelangen, können mit dem Sickerwasser verlagert werden und zu einer Kontamination des Grundwassers führen. Mit einem Forschungsvorhaben, das von 1987 bis 1990 durchgeführt wurde, wurden die Faktoren, die den Eintrag beeinflussen, erfaßt und bewertet. Die Ergebnisse werden im Folgenden kurz dargestellt (für weitergehende Informationen siehe MÜLLER-WEGENER et al. 1991).

Schwerpunkt des Forschungsvorhabens waren Untersuchungen unter Freilandbedingungen in Lysimetern bei natürlichen Klimaverhältnissen und im Feld bei praxisüblicher Bearbeitung. Begleitend wurden Laborstudien durchgeführt. Die Auswirkungen eines intensiven Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln mit hohen Anwendungsmengen auf oberflächennahes Grundwasser wurden im Baumschulgebiet Pinneberg (Schleswig-Holstein) untersucht. Die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in landwirtschaftlichen Kulturen mit niedrigeren Applikationsmengen und ihr Eintrag ins Grundwasser wurde in den Gebieten um Itzehoe und Schönbeck (Schleswig-Holstein) überprüft. Die untersuchten Wirkstoffe waren die Herbizide Chlortoluron, Simazin und Atrazin, das Insektizid/Nematizid Aldicarb und das Nematizid 1,3-Dichlorpropen.

In den Lysimetern waren alle untersuchten Wirkstoffe innerhalb eines Jahres nach der Applikation im Grundwasser in 2 m Tiefe nachweisbar. In den Felduntersuchungen konnte ebenfalls ein Eintrag der angewendeten Mittel in oberflächennahes Grundwasser nachgewiesen werden. Die Pflanzenschutzmittelgehalte im

*) Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Bundesgesundheitsamt Berlin, Corrensplatz 1, W 1000 Berlin 33.

Grundwasser waren dabei abhängig von:

- Wirkstoffeigenschaften,
- Standortseigenschaften
- Anwendungspraktiken.

Physiko-chemische Eigenschaften der untersuchten Wirkstoffe
(zusammengestellt aus Literaturangaben)

Wirkstoff	Wasserlöslichkeit bei 20°C [mg/l]	Halbwertszeit $T_{0,5}$ [Wochen]	Verteilungskoeffizient K_{OC}	Mobilität im Boden
1,3-Dichlorpropen	2000	1 - 3	30	sehr mobil
Aldicarb	6000	4 - 11 *	30 - 200	sehr mobil
Simazin	5	4 - 18	60 - 280	mobil-mäßig mobil
Chlortoluron	70	4 - 16	50 - 400	mäßig mobil
Atrazin	7	4 - 16	60 - 440	mobil-mäßig mobil

* Die Angabe bezieht sich auf die Summe von Aldicarb und die Metaboliten Aldicarbsulfoxid sowie Aldicarbsulfon.

Wirkstoffeigenschaften

Die höhere Mobilität von 1,3-Dichlorpropen und Aldicarb, als Ausdruck von Wasserlöslichkeit, Persistenz und Adsorptionsneigung, bestätigte sich in den Untersuchungen. Die Applikation von 1,3-Dichlorpropen führte bereits nach 2 Wochen zu einer Kontamination des Grundwassers in sandigen Braunerden in den Lysimetern. Wegen seines hohen Dampfdruckes breitete sich der Wirkstoff ebenfalls schnell in der Bodenluft aus. Aldicarbsulfon wurde in den Lysimetern von der Bodenmatrix

sandiger Braunerden kaum zurückgehalten; Atrazin, Simazin und Chlortoluron waren dagegen erst mit zeitlicher Verzögerung gegenüber der Sickerwasserfront im Grundwasser nachzuweisen. Chlortoluron war in den Lysimetern am wenigsten mobil. Dagegen konnten bei den Felduntersuchungen für Simazin und Chlortoluron keine Unterschiede in der Verlagerungsgeschwindigkeit festgestellt werden.

Standortseigenschaften

Die Bindung der untersuchten Wirkstoffe erfolgt im Boden überwiegend an die organische Substanz. Diese, mit Adsorptionsversuchen gewonnenen Ergebnisse, konnten in den Lysimeterversuchen und in den Baumschulflächen bestätigt werden: In Lysimetern mit humosen Braunerden waren die Konzentrationen im Grundwasser an Atrazin und Aldicarb sulfon niedriger als im Grundwasser humusarmer Braunerden; dabei konnte mehr Atrazin zurückgehalten werden als Aldicarb sulfon. In Baumschulflächen zeigte sich ebenfalls eine Abhängigkeit der Konzentrationen an Aldicarb sulfon, Simazin und Chlortoluron im Grundwasser von Humusgehalt der Böden. Auch auf diesen Flächen erwies sich Aldicarb im Vergleich zu den beiden Herbiziden als bindungsschwächer an die organische Substanz.

Dagegen wirkten tonreichere Horizonte unterschiedlich auf das Rückhaltevermögen einzelner Wirkstoffe. In den Lysimetern konnte das Einsickern von Aldicarb sulfon in einer Parabraunerde ins Grundwasser durch eine schwache Bindung an Ton lediglich verzögert werden; in den Felduntersuchungen wiesen die Konzentrationen an Aldicarb sulfon im Grundwasser in Pseudogleyen nur bei tieferem Stand unter der Geländeoberfläche Unterschiede in der Höhe zwischen sandigeren Böden und Standorten mit lehmigeren Horizonten auf. Die Gehalte von Simazin, Atrazin und Chlortoluron waren im Grundwasser unterhalb tonreicherer Horizonte niedriger als in durchgehend sandigen Böden.

Anwendungspraktiken

Bei den Untersuchungen ergab sich eine deutliche Abhängigkeit der Belastung des Grundwassers von den Applikationsmengen. Teilweise führten höhere Mengen zu überproportionalen Anstiegen der Konzentrationen der Wirkstoffe. Grundwasser unter Flächen mit langjähriger Pflanzenschutzmittelanwendung war höher

belastet und zeigte geringere Schwankungen der Konzentrationen als Grundwasser unter Flächen, die erstmalig behandelt worden waren. Als problematisch erwies sich die Herbstanwendung von Herbiziden. Bei ungünstigen Witterungsbedingungen mit hohen Niederschlägen und hohen Grundwasserneubildungsraten nach der Applikation waren die Austräge höher als bei Frühjahrsanwendungen.

Durchlässige, sorptionsschwache Sandböden und Standorte mit geringen Grundwasserflurabständen und fehlenden Deckschichten oberhalb des Grundwasserleiters erwiesen sich als gefährdet für eine Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln. Um einen Eintrag der Wirkstoffe in tieferes Grundwasser zu verfolgen, wurden regelmäßig Peilrohre und Rohwasserbrunnen in Einzugsgebieten von Wasserwerken beprobt. Die Einzugsgebiete, charakterisiert durch ungeschützte Grundwasserleiter in Lockergesteinen mit hohen Durchlässigkeiten, waren durch langjährigen Einsatz von Atrazin in Mais und Simazin in den Baumschulgebieten potentiell gefährdet. In Voruntersuchungen zum Abbauverhalten von Atrazin, Simazin und Chlortoluron in Grundwasserleitern wurden lange Halbwertszeiten von ungefähr 300 Tagen ermittelt. Für das Auftreten von Pflanzenschutzmitteln in tieferem Grundwasser, das bei Förderung des Wassers als Trinkwasser die Nutzung gefährden kann, kann der Anteil behandelter Flächen im Einzugsgebiet und ihre Nähe zum Brunnen entscheidend sein. Die Mächtigkeit der untersuchten Grundwasserleiter, der Abbau der Wirkstoffe und die Verdünnung belasteten mit unbelasteten Wassers führte dazu, daß die in den Einzugsgebieten ins oberflächennahe Grundwasser eingetragenen Wirkstoffe in den Rohwasserbrunnen nicht nachgewiesen werden konnten. Das in einem Rohwasserbrunnen zeitweise nachgewiesene Atrazin ist auf unsachgemäße Anwendung oder einen Unfall im Einzugsbereich zurückzuführen.

Literatur:

MÜLLER-WEGENER, U., B. AHLSDORF, CH. EHRIG, R. SCHMIDT (1991): Pflanzenschutzmittel im Grundwasser - Ermittlung von Richtgrößen für die Bewertung der Grundwasserbelastung in landwirtschaftlichen Anbaugebieten Norddeutschlands. Institut für Wasser-, Boden und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes Berlin. Abschlußbericht Wasser 102 02 320 im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin 1991.

Vergleich von Batch- und Säulenversuchen zur Bestimmung des Sorptionsverhaltens von Dimethylphthalat an einem Ackerboden

von

Fickinger T., A. Lamprou, T. Zurmühl und W. Durner¹

Einleitung

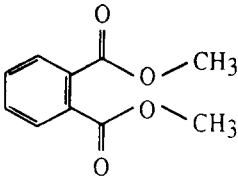
Das Transportverhalten eines Schadstoffes im Boden wird im Wesentlichen durch die Verteilung des Stoffes zwischen Boden und Wasser bestimmt.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die in Batch-Versuchen ermittelten Adsorptionsdaten zur Kinetik und Verteilung von Dimethylphthalat mit den Ergebnissen von Säulenversuchen zu vergleichen. Die Bestimmung der Verteilungskoeffizienten in den Perkolationsversuchen erfolgte mittels inverser Modellierung des Stoffdurchbruchs.

Materialien und Methodik

Dimethylphthalat ist aufgrund seiner vielfältigen Verwendung in der chemischen Industrie ubiquitär verbreitet. Die physikochemischen Eigenschaften des untersuchten Stoffes Dimethylphthalat (DMP) sind in Tab. 1 aufgelistet.

Strukturformel DMP



Tab. 1: Physikochemische Eigenschaften von DMP.

Molgewicht	: 194.2 g/mol
Siedepunkt	: 284 °C
Wasserlösl.	: 4290 mg/l
Dampfdruck	: < 0.001 Pa
log K_{ow}	: 1.53

Bei dem verwendeten Boden, der einem Ackerstandort entnommen wurde, handelt es sich um eine Pseudogley-Braunerde (Typic Haplaquept). Einige Bodeneigenschaften sind in Tab. 2 dargestellt. Beprobt wurde der Ap-Horizont in einer Tiefe von 0-15 cm.

Tab. 2: Bodeneigenschaften des A_p -Horizontes der Pseudogley-Braunerde.

pH	org. C [%]	Sand [%]	Ton [%]	Schluff [%]
4.8	0.8	77.1	2.9	19.0

Die Batchversuche wurden an gestörten Bodenproben (Mischproben), die Säulenversuche an sechs ungestörten Bodensäulen ausgeführt. In beiden Versuchsansätzen wurde der mikrobielle Abbau des Stoffes durch Zugabe von Natriumazid (1 g/l) gehemmt und die Ionenstärke mit Kali-

¹ Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, D-8580 Bayreuth

umnitrat (0.05 mol/l) eingestellt. Der Batch-Versuch unterteilte sich in die Bestimmung der Adsorptionskinetik und -isothermen und wurde bei einem Boden/ Wasser Verhältnis von 5g/10ml durchgeführt.

An den Säulen wurde sowohl der Stoffdurchbruch von DMP als auch der eines Tracers (Tritium-Wasser) gemessen, wobei stetiger Fluß und ungesättigte Verhältnisse eingestellt waren (Zurmühl et al. 1991).

Bei der Simulation der Stoffdurchbruchskurven wurden zunächst die Parameter R und D frei optimiert. Mit Hilfe der Tracerdurchbruchskurven ließen sich die Dispersionskoeffizienten der einzelnen Säulen errechnen ($R = 1$) und zur Optimierung eines weiteren Sets von Durchbruchskurven von DMP verwenden. Während dieser zweiten Simulation wurde nur R optimiert, D jedoch konstant gehalten.

Der untersuchte Stoff DMP ist am Carbonyl- C-Atom der Estergruppe C-14 markiert. Die wässrigen Proben waren nach Zugabe eines Cocktails (Ultima Gold-XR, Packard) direkt mit der Flüssigkeitsszintillationzählung (Beckman LSC 1800) analysierbar.

Um eine geschlossene Massenbilanz erstellen zu können, wurde im Batch-Versuch die feste Bodenphase getrocknet und in einem Oxidizer (Model 307, Canberra Packard) verbrannt. Das dabei entstandene $^{14}\text{CO}_2$ war dadurch direkt der Szintillationsmessung zugänglich.

Theorie

Die Verteilung eines Stoffes zwischen der Boden- und Wasserphase kann durch die *Freundlich-Isotherme* beschrieben werden (Brusseau und Rao 1989):

$$c_B = k_p c^{1/n} ,$$

mit c_B = Konz. am Boden [$\mu\text{g/g}$], n = Freundlich-Koeffizient. Die Adsorptionsfähigkeit eines Bodens hängt entscheidend von seinem org. C-Gehalt (f_{oc}) ab. Daher wird der Verteilungskoeffizient häufig darauf bezogen:

$$k_{oc} = k_p / f_{oc} .$$

Die an den Bodensäulen gemessenen Durchbruchskurven wurden mit Hilfe der *Konvektions-Dispersions-Gleichung* nachsimuliert (Parker und van Genuchten 1984):

$$R \frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - v \frac{\partial c}{\partial z} - \mu c .$$

Hierbei ist R = Retardierungsfaktor, D = Dispersionskoeffizient [cm^2/h], v = mittlere Porenwassergeschwindigkeit [cm/h], c = Konzentration in der wässrigen Phase [$\mu\text{g}/\text{ml}$], μ = Abbaurrate [h^{-1}], z = Tiefe [cm] und t = Zeit [h]. Das verwendete Modell geht von linearer Sorption mit spontaner Gleichgewichtseinstellung und stationärem Fluß aus (LEA-Modell). Die vorgegebenen Randbedingungen sind ausführlich bei Zurmühl et al. (1991) beschrieben.

Der Retardierungsfaktor R läßt sich wie folgt berechnen:

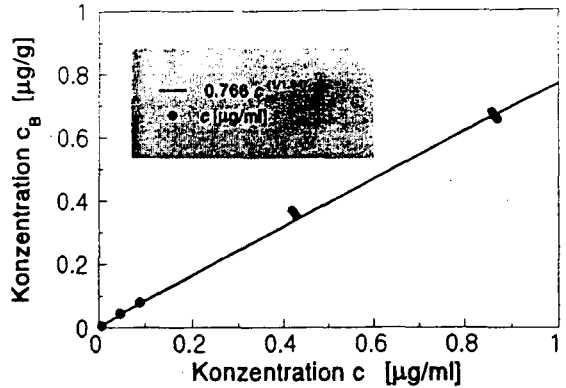
$$R = 1 + \rho k_p / \theta .$$

Daraus ergibt sich bei bekanntem Wassergehalt θ und bekannter Lagerungsdichte ρ der Verteilungskoeffizient k_p .

Ergebnisse und Diskussion

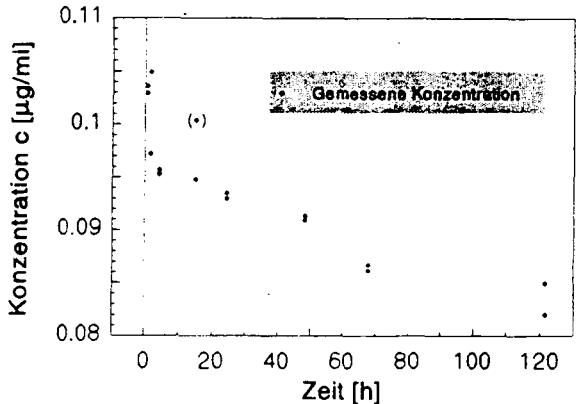
Im Batch-Versuch läßt sich die Verteilung von DMP bei unterschiedlichen Konzentrationen durch die Freundlich-Isotherme gut beschreiben (Abb. 1). Da der Freundlich-Koeffizient n mit 1.04 nahe 1 liegt, wird im vorgegebenen Konzentrationsbereich lineare Sorption angenommen.

Abb. 1: Die Adsorptionsisotherme von DMP zeigt, daß im vorgegebenen Konzentrationsbereich von linearer Sorption ausgegangen werden kann.



Der Versuch zur Kinetik (Abb. 2) ergibt eine Sorption von 80% des Stoffes während der ersten 24 Stunden. Im weiteren Verlauf tritt nach einer scheinbaren Gleichgewichtseinstellung erneut Adsorption ein. Diese verläuft jedoch vergleichsweise langsam und ist vermutlich auf Diffusionsprozesse ins Aggregatinnere zurückzuführen. Das Ergebnis der Massenbilanz zeigt, daß die Konzentrationsabnahme von DMP durch Bioabbau vernachlässigt werden kann.

Abb. 2: Die Adsorptionskinetik verläuft nicht spontan. Nach 50 Stunden findet erneut Adsorption statt, die vermutlich auf Diffusionsprozessen beruht.



Der Dispersionskoeffizient wird in der Literatur als stoffunabhängige Größe besprochen (Nielsen et al. 1986). Dennoch liegen die in den Tracerversuchen ermittelten Werte deutlich tiefer als die der Stoffdurchbrüche (Tab. 3).

Tab. 3: Vergleich der in unterschiedlichen Versuchen berechneten Dispersionskoeffizienten

Säule	1	2	3	4	5	6
D aus Stoffdurchbr.	6.24	6.98	4.17	3.63	19.1	19.9
D aus Tracerdurchbr.	1.66	1.74	1.29	1.28	2.92	3.94

Die Übereinstimmung zwischen theoretischen und gemessenen Durchbruchkurven war bei den Simulationen, in denen R und D simultan optimiert wurden, stets sehr gut. Dagegen ergaben die Modellierungen mit konstant gehaltenem Dispersionskoeffizienten, die aus dem Tracerversuch bestimmt wurden, ein generell schlechteres Fitting. Die k_{oc} -Werte aus der Simulation des Stoffdurchbruches mit variablem D und R lagen höher als jene, die sich aus der Simulation mit vorgegebenem D errechneten (Tab. 4).

Tab. 4: Vergleich der $\log k_{oc}$ - Werte

Batch	Säulen								s
	1	2	3	4	5	6	\bar{x}		
1.98	1.92	1.95	1.88	1.89	2.16	2.01	1.97	0.11	†
	1.79	1.82	1.81	1.82	1.82	1.73	1.80	0.15	‡

† R und D gefittet

‡ D berechnet im Tracerversuch

Der Vergleich des Verteilungskoeffizienten aus dem Batch-Versuch mit dem Mittel der k_{oc} -Werte, die aus den Säulenversuchen bei simultaner R und D Optimierung berechnet wurden, zeigt eine sehr gute Übereinstimmung. Da der Batch-Versuch jedoch ergab, daß die für die Gültigkeit des LEA-Modells notwendige Voraussetzung spontaner Adsorption von DMP nicht erfüllt ist, erfordert die Verallgemeinerung dieses Resultates nach unserer Überzeugung jedoch weitere Untersuchungen an anderen Böden.

Die k_{oc} -Werte der Säulenversuche, die unter Vorgabe von D aus den simultanen Tracerdurchbrüchen errechnet wurden, unterschreiten dagegen überwiegend die des Batch-Versuchs (Tab. 4). Da im Batch-Versuch vermutlich eine größere Anzahl frei verfügbarer Adsorberplätze zugänglich ist, erscheint eine solche Unterschreitung plausibel.

Schlußfolgerung

Obwohl der Batch-Versuch ergab, daß die für das Modell postulierte Voraussetzung spontaner Adsorption von DMP nicht erfüllt ist, liegen die Adsorptionskoeffizienten für alle Versuche in derselben Größenordnung.

Dank

Die Arbeiten wurden im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit durch das Umweltbundesamt (F+E-Vorhaben 107 01 016/03) gefördert.

Literatur

- BRUSSEAU, L.M., P.S.C. RAO (1989): Sorption Nonideality during organic contaminant Transport in porous Media. Critical Reviews in Environmental Control, Vol. 19/1.
- NIELSEN, D.R., M.TH. VAN GENUCHTEN, J.W. BIGGAR (1986): Water flow and solute transport processes in the unsaturated zone. Wat. Resour. Res., Vol. 22/9.
- PARKER, J.C., M.TH. VAN GENUCHTEN (1984): Determining Transport Parameters from Laboratory and Field Tracer Experiments. Virginia Agricultural Experiment Station, Bulletin 84-3.
- ZURMÜHL, T., W. DURNER, R. HERRMANN (1991): Transport of Phthalate-Esters in undisturbed and unsaturated Soil Columns. J. Contam. Hydrol., im Druck.

**Desorption und Verlagerung von Schwermetallen
in Abhängigkeit vom pH-Wert**

von

Filius, Angelika; Richter, Jörg *)

Einleitung

Das Absinken des pH-Wertes als mögliche Folge von Flächenstilllegungen bewirkt u.a. eine erhöhte Mobilität der Schwermetalle. Um die Gefahr einer verstärkten Schwermetallverlagerung durch pH-Absenkung beurteilen zu können, muß der Einfluß des pH-Wertes auf die Schwermetallsorption bestimmt werden. Zu diesem Zweck werden üblicherweise Adsorptionsisothermen von Böden mit verschiedenen pH-Werten erstellt. Die Unterschiede im Schwermetallsorptionsverhalten können dann aber nicht eindeutig auf den Einfluß des pH-Wertes zurückgeführt werden, da die Böden auch in Bezug auf andere, für die Schwermetallsorption entscheidende Bodenkenngrößen, wie z.B. Körnung oder C_{org} -Gehalt, variieren.

Um den Einfluß des pH-Wertes zu isolieren, wurde bei den vorliegenden Untersuchungen Bodenmaterial aus einem Kalksteigerungsversuch verwendet. Der Vorteil einer solchen Probenauswahl besteht darin, daß sich auf der Versuchsfläche auf engstem Raum unterschiedliche pH-Werte im Laufe von Jahren unter natürlichen Bedingungen einstellen konnten. Für die pH-Varianten wurden Adsorptions- und Desorptionsisothermen erstellt. Dabei sollte geprüft werden, ob Adsorptionsisothermen zur Beschreibung von Desorptionsprozessen im Boden geeignet sind. Zusätzlich wurden auf den ungekalkten Versuchspartellen und den Partellen mit den höchsten Kalkgaben Tiefenprofile aufgenommen.

Material

Die Anlage des Kalksteigerungsversuches erfolgte 1974 in Nordenham, in der Nähe einer Blei- und Zinkhütte. Bei dem Bodentyp handelt es sich um einen Marschboden, der infolge seiner ausschließlichen Grünlandnutzung noch in seiner ursprünglichen Horizontierung vorliegt ($A_h - G_o - Gr$). Zum Probenahmetermin (1990), hatten sich auf den Versuchspartellen in den obersten 30cm folgende pH-Werte eingestellt: pH 4.68 (ohne Kalkung), pH 6.29 (130dt CaO/ha), pH 6.87 (260dt CaO/ha). Das pH-Spektrum wurde durch zwei Mischproben (pH 5.16; pH 5.69) erweitert.

Methoden

Zur Erstellung der Adsorptionsisothermen wurden 10g lufttrockener Boden mit 25ml 0.01M $Ca(NO_3)_2$ und steigenden Schwermetallkonzentrationen extrahiert. Zu den adsorbierten Schwermetallen wurden noch jeweils die mit 0.025M EDTA extrahierbaren Schwermetallge-

*) Inst. für Geoökologie, Langer Kamp 19c, 3300 Braunschweig

halte hinzuaddiert. Die Bestimmung der Desorption erfolgte durch Extraktion mit 0.01M $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ ohne Schwermetallzusatz bei erweiterten Boden:Lösungs-Verhältnissen. Nach einer Extraktionsdauer von 24h zeigte sich bei Ad- und Desorptionsversuchen keine meßbare Veränderung der Lösungskonzentrationen mehr.

Die Probenahme im Feld erfolgte in 3cm Tiefschritten bis zu einer Tiefe von 45cm. Für jede Tiefe wurden die Schwermetallgehalte mit vier verschiedenen Extraktionsmethoden bestimmt: Durch den Königswasseraufschluß wurden die Gesamtgehalte ermittelt. Die Extraktion mit 0.025M EDTA erfaßt vorwiegend den an organische Substanz gebundenen Schwermetallanteil. Die effektiv austauschbaren Gehalte wurden durch mehrfache Extraktion mit ungepufferter 0.2M BaCl_2 bestimmt. Die 0.01M $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ sollte die Gleichgewichtsbodenlösung simulieren.

Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 zeigt Cadmium-Adsorptionsisothermen der fünf pH-Varianten in doppellogarithmischer Darstellung ("Freundlich-Plot").

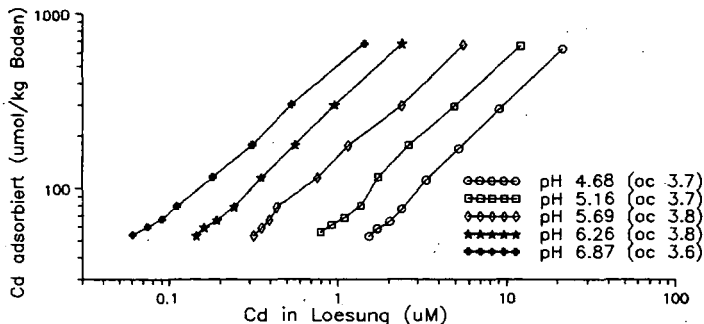


Abb.1 Cd-Adsorptionsisothermen bei unterschiedlichen pH-Werten

Mit steigendem pH-Wert nimmt die Cadmiumadsorption zu, d.h. die Isothermen verschieben sich in Richtung des sorbierten Cadmiums. Diese Parallelverschiebung kann eindeutig auf den Einfluß des pH-Wertes zurückgeführt werden, da das Bodenmaterial in Bezug auf andere Bodenparameter (z.B. $c_w = C_{rg}$ -Gehalt) nahezu identisch ist.

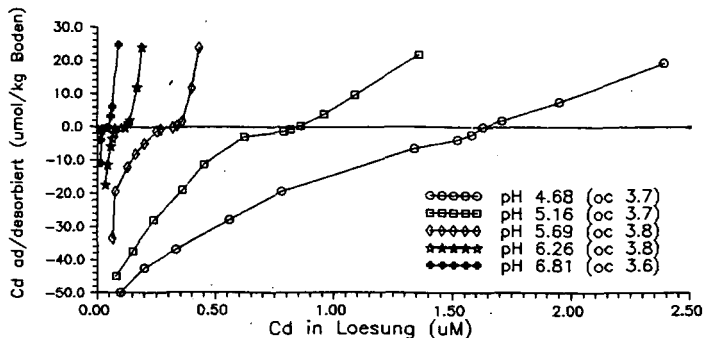


Abb.2 Cd-Sorptionsisothermen (Adsorptions- und Desorption) bei unterschiedlichen pH-Werten

Abb. 2 zeigt das Sorptionsverhalten der pH-Varianten im Ad- und Desorptionsbereich. Da es sich um eine nichtlogarithmische Abbildung handelt, sind nur die unteren Konzentrationsbereiche des Adsorptionsastes abgebildet. Im Desorptionsbereich der Böden wird bei hohem pH-Wert nur wenig Cadmium desorbiert und die Lösungskonzentrationen sind extrem niedrig. Bei niedrigem pH-Wert reagiert der Boden auf eine Absenkung der Lösungskonzentration mit einer deutlich höheren Desorption. Bei einer Lösungskonzentration von 0.1 μM hätte der Boden mit dem niedrigsten pH-Wert bereits 50 μM Cadmium/kg Boden desorbiert, während der Boden mit dem höchsten pH-Wert bei derselben Lösungskonzentration noch Cadmium aus der Lösung adsorbieren würde. Die Abbildung zeigt außerdem, daß Adsorptions- und Desorptionsäste der Isothermen nicht die gleiche Steigung haben. Die Unterschiede in der Steigung werden mit zunehmendem pH-Wert größer.

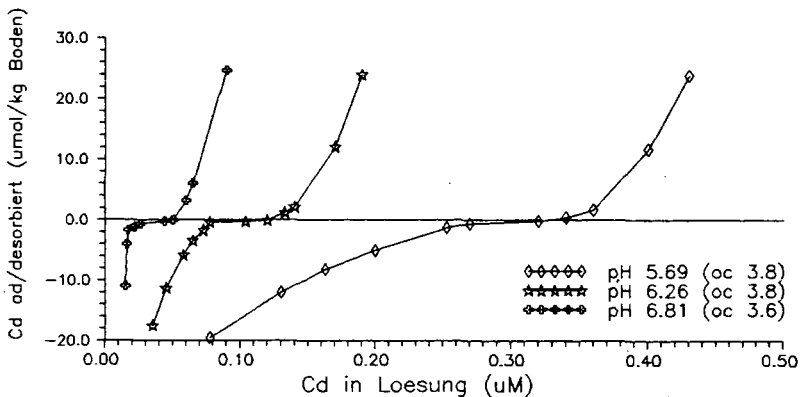


Abb. 3 Cd-Sorptionsisothermen der oberen 3 pH-Varianten (Ausschnittsvergrößerung aus Abb. 2)

Die Ausschnittsvergrößerung in Abb.3 zeigt deutlich die unterschiedliche Steigung der Adsorptions- und Desorptionsisothermen (Hysterese). Würde bei diesem Boden zur Beschreibung der Desorption der Adsorptionsast einfach in den Bereich der Desorption verlängert, hätte dies eine starke Überschätzung der Cadmiumlösungskonzentration zur Folge.

Durch Aufnahme von Tiefenprofilen wurde überprüft, ob sich die Schwermetalle als Folge der Desorption im Feld verlagert haben. Abb.4 zeigt ein typisches Verlagerungsprofil, wobei die Cadmiumgehalte von oben nach unten abnehmen. Bis zu einer Tiefe von ungefähr 40cm wurde Cadmium angereichert, darunter entsprechen die Gesamtgehalte denen eines unbelasteten Marschbodens. Für Zink zeigte sich ein ganz ähnliches Verteilungsmuster im Profil (nicht abgebildet), wobei auch Zink bis zu einer Tiefe von 45cm verlagert wurde. Die Zinkgehalte lagen aber um zwei Größenordnungen über den Cadmiumgehalten. Blei wurde auf derselben Versuchsparzelle in den oberen 12cm stark angereichert (Abb.5), während sich die Bleigesamtgehalte darunter kaum erhöht hatten. Diese geringe Verlagerung des Bleis erklärt sich durch die extrem starke Bindung an die feste Bodenphase. Diese starke Bindung zeigt sich auch an den sehr niedrigen Bleigegehalten in der simulierten Bodenlösung (die $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ -Kurve verläuft unmittelbar an der x-Achse).

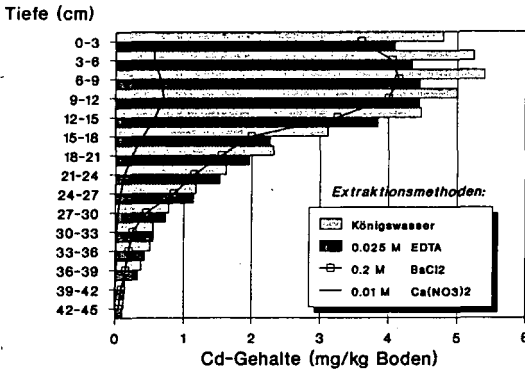


Abb. 4 Cadmium-Tiefenverteilung (ungekalkte Parzelle)

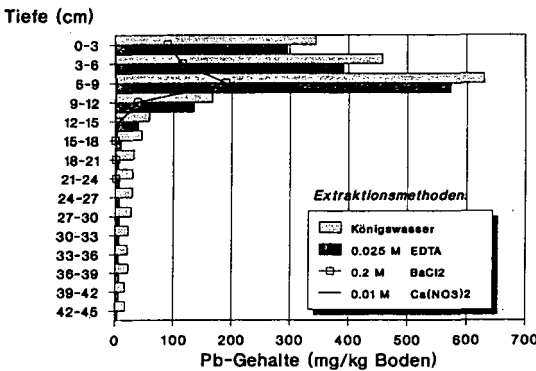


Abb. 5 Blei-Tiefenverteilung (ungekalkte Parzelle)

Seit Inbetriebnahme der Blei- und Zinkhütte vor 80 Jahren wurde der Boden nicht bearbeitet. Schwermetalle können also nur durch natürliche Prozesse im Profil verlagert worden sein. An der Verteilung des Bleis wird der maximale Anteil von Bioturbation und Verlagerung in Schrumpfungsrissen an dem gesamten Schwermetalltransport deutlich. Für die Elemente Cadmium und Zink kann die Verlagerung bis zu Tiefen von 45 cm vorwiegend auf den Transport mit dem Sickerwasser zurückgeführt werden, da bei mechanischen Umlagerungsprozessen von Bodenmaterial auch Blei in größeren Tiefen zu finden sein müsste.

Über den Vergleich zwischen gekalkten und ungekalkten Versuchsparzellen wird an anderer Stelle ausführlicher berichtet.

Literatur

- GERTH, J. und G. BRÜMMER (1977)
 Quantitäts-Intensitäts-Beziehungen von Cadmium, Zink und Nickel in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes
 Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 29, 555-566
- ZEIEN, H. und G. BRÜMMER (1989)
 Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden
 Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59/I, 505-510

Einfluß akkumulierter Phosphate im Boden auf die
Phosphatsorption und -desorption

von

D. Freese^{*}, S.E.A.T.M. van der Zee^{**}, W.H. van Riemsdijk^{**}

Einleitung

In der Literatur wird der Anteil der amorphen (Oxalateextraktion nach Schwertmann) und kristallinen (Dithionitextraktion nach Holmgren) Fe- und Al-(Hydr)oxide an der P-Sorption unterschiedlich gewertet (Van der Zee & Van Riemsdijk, 1988a; Borggaard et al., 1990; Pena & Torrent, 1990). Vor allem die Faktoren der Bodenentwicklung (Ausgangsgestein, Klima u.a.) bestimmen Menge, Formen und Eigenschaften der Fe- und Al-(Hydr)-oxide. Folglich ergeben sich in Abhängigkeit vom standortspezifischen Bodeninventar unterschiedliche Modellansätze zur Beschreibung der P-Sorption. In dieser Arbeit wurde der Einfluß des amorphen und kristallinen Fe und Al auf die P-Sorption ohne (F_r) und mit (F) Berücksichtigung des initiellen P-Gehaltes im Boden sowie auf die P-Desorption bzw. -Adsorption (Q) untersucht.

Theorie

In Böden mit geringen initiellen P-Gehalten ($\ll P_{ox}$) steht die im Laborexperiment bestimmte P-Sorption in linearer Beziehung zur Summe an amorphem Fe und Al ($Fe_{ox} + Al_{ox}$) (Van der Zee & van Riemsdijk, 1986, 1988a). Unter Einbeziehung des zeit- und konzentrationsabhängigen Faktors α_r ergibt sich für die P-Sorption die Gleichung:

$$F_r(c, t) = \alpha_r(c, t) * (Fe_{ox} + Al_{ox}) \quad (1)$$

Weisen Böden hohe initiale P-Gehalte auf, dann sind diese Bestandteil der Gesamt-P-Sorption F ($=P_{ox} + F_r$) und Gl.(1) wird zu:

$$\alpha = (P_{ox} + F_r) / (Fe_{ox} + Al_{ox}) \quad (2)$$

$$F = \alpha (Fe_{ox} + Al_{ox}) \quad (3)$$

^{*} Humboldt-Univ. zu Berlin, Inst. f. Bodenfruchtbarkeit u. Landeskn., Invalidenstr. 42, 1040 Berlin

^{**} Agricultural Univ. Wageningen, Dep. of Soil Science and Plant Nutrition, Dreijenplein 10, 6703 HB Wageningen

Die Gesamt-P-Sorption (F) ist das Resultat einer relativ schnellen reversiblen Adsorption (Q) und einer relativ langsamen Diffusions-Fixierungsreaktion (S), (Barrow, 1983). Van der Zee et al., (1988b) wiesen für die P-Adsorption (Q) eine lineare Beziehung zu $(Fe_{ox} + Al_{ox})$ nach und definierten den Faktor β .

$$Q = \beta (Fe_{ox} + Al_{ox}) \quad (4)$$

Material und Methoden

Die Untersuchungen zur P-Sorption (F_r) wurden an Böden (bis 1m Tiefe) von D-, Al-, V- und Lö-Standorten sowie u.a. von Güllelastflächen bei konstanter Konzentration (5 mmol P l^{-1}) im 4- und 40-tägigen Laborexperiment durchgeführt. Die Bestimmung des adsorbierten P (Q) erfolgte mit Fe-impregniertem Filterpapier (Van der Zee et al., 1987) nach 40 Tagen.

Tabelle 1 enthält ausgewählte Kenndaten der untersuchten Böden.

Tabelle 1
Allgemeine Bodencharakteristik

Variable x	Mittelwert	Min	Max
pH (0.1N KCl)	4.73	3.11	6.39
Ton <2 μm (%)	7.06	0.80	22.70
C_t (%)	1.26	0.07	13.22
Fe_{ox} (mmol/kg)	29.14	8.25	113.57
Al_{ox} (mmol/kg)	26.75	6.67	120.74
$Fe_{ox} + Al_{ox}$ (mmol/kg)	55.89	18.92	234.31
$Fe_d - Fe_{ox}$ (mmol/kg)	124.43	19.15	1092.83
P _{ox} (mmol/kg)	13.21	4.73	21.69
α_0 ($P_{ox} / (Fe_{ox} + Al_{ox})$)	0.29	0.10	0.48

Ergebnisse und Diskussion

Die aus Tabelle 2 ersichtlichen Korrelationskoeffizienten der Beziehungen zwischen den Parametern der P-Sorption (F_r , F) und den Metalloxiden zeigen, daß die totale P-Sorption (F^4 , F^{40}) am besten mit $(Fe_{ox} + Al_{ox})$ gefolgt von Al_{ox} , Fe_{ox} und $(Fe_d - Fe_{ox})$ korreliert. Für F_r ergab sich die Sequenz $(Fe_{ox} + Al_{ox}) > Fe_{ox} > (Fe_d - Fe_{ox}) > Al_{ox}$. Folglich sind die amorphen Fe- und Al-Oxide die Hauptkomponenten für die P-Sorption in diesen Böden, was die Ergebnisse von Van der Zee & van Riemsdijk (1988a) an Böden der Niederlande bestätigt. In den Abbildungen 1a und 1b sind die experimentell bestimmten Werte der P-Sorption, F_r^{40} bzw. F^{40} , mit denen im Modell errechneten gegenübergestellt. Es zeigt sich eine signifikant bessere Vorhersage für F^{40} , da hier die unterschiedlichen initiellen P-Gehalte (P_{ox}) in die Berechnung eingehen. Auch der Parameter α^{40} (0.48 ± 0.13) ist signifikant größer als α_r^{40} (0.19 ± 0.12) und stimmt mit dem von Van der Zee & Van Riemsdijk (1988a) mit 0.5 angegebenen überein.

Multiple Regressionsberechnungen wiesen keinen signifikanten Einfluß von $(Fe_d - Fe_{ox})$ auf die Gesamt-P-Sorption (F^{40}) sowie die Adsorption (Q^{40}) nach.

Tabelle 2

Korrelationsmatrix ausgewählter Bodenparameter und den Werten der P-Sorption

	F^4	F_r^{40}	F_r^{40}	Q^{40}	pH	C_t	Ton	Fe_{ox}	Al_{ox}	$FeAl_{ox}$	$Fe_d - Fe_{ox}$
F^{40}	0.98	0.87	0.81	0.79	0.29	0.43	0.53	0.80	0.82	0.85	0.73
F^4		0.81	0.78	0.75	0.28	0.36	0.50	0.77	0.80	0.86	0.71
F_r^{40}			0.96	0.85	0.11	0.46	0.73	0.86	0.81	0.93	0.84
F_r^4				0.83	0.04	0.38	0.76	0.85	0.79	0.91	0.86
Q^{40}					0.29	0.47	0.82	0.76	0.58	0.75	0.67
pH						0.17	0.20	0.16	0.10	0.14	0.13
C_t							0.25	0.63	0.23	0.49	0.22
Ton								0.66	0.55	0.67	0.77
Fe_{ox}									0.63	0.91	0.79
Al_{ox}										0.89	0.84
$FeAl_{ox}$											0.90

$r=0.32$ ($P < 0.05$); $r=0.41$ ($P < 0.01$)

Adsorbiertes P (Q^{40}) korreliert signifikant mit ($Fe_{ox} + Al_{ox}$) und der Tonfraktion (Tab.2). Im Gegensatz zu den Ergebnissen von Van der Zee et al., (1988b) kann Q^{40} nicht ausschließlich nur über die Beziehung zu ($Fe_{ox} + Al_{ox}$) in Gl.(4) berechnet werden. Erst die multiple Beziehung zu beiden Einflußgrößen ergibt eine gute Übereinstimmung der experimentellen mit den im Modell berechneten Werten (Abb. 2). Der Einfluß des Parameters Ton konnte mit Hilfe von ($Fe_d - Fe_{ox}$) nicht spezifiziert werden.

Literatur

- Barrow, N.J., 1983.
 A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. *J. Soil sci.*, 34: 733-750
- Borggaard, O.K.; Jorgensen, J.P.; Moberg, J.P. et al., 1990
 Influence of organic matter on phosphate adsorption by aluminium and iron oxides in sandy soils. *J. Soil Sci.*, 41: 443-449
- Pena, F.; Torrent, J., 1990.
 Predicting phosphate sorption in soils of mediterranean regions.
Fertilizer Res. 23: 173-179
- Van der Zee, S.E.A.T.M.; Fokkink, L.G.J.; van Riemsdijk, W.H.,
 1987. A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 599-604
- Van der Zee, S.E.A.T.M.; van Riemsdijk, W.H., 1988a.
 Model for long-term phosphate reaction kinetics in soil. *J. Environ. Qual.* 17: 35-41
- Van der Zee, S.E.A.T.M.; Nederlof, M.M.; van Riemsdijk, W.H. et al., 1988b.
 Spatial variability of phosphate adsorption parameters. *J. Environ. Qual.*, 17: 682-688

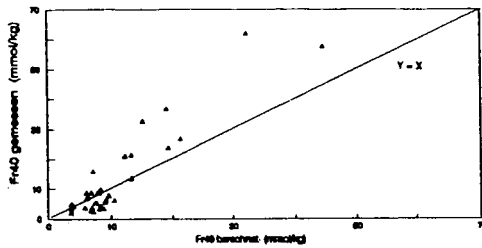


Abb. 1a
Im Labor gemessene und berechnete P-Sorption mit dem Modell
 $F40 = \alpha \cdot 0.19 \pm 0.12 (Fe+Al)\alpha x$

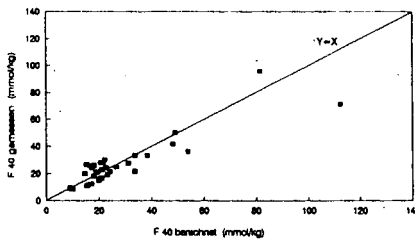


Abb. 1b
Gemessene und berechnete Gesamt-P-Sorption (F40) entsprechend dem Modell $F40 = \alpha (Fe+Al)\alpha x$ mit $\alpha = 0.48$

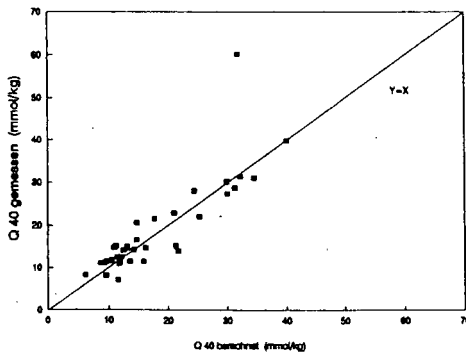


Abb. 2
Gemessenes und mit $Q40 = 0.153 (Fe+Al)\alpha x + 0.92 \text{ Ton} + 3.4$ berechnetes adsorbiertes Phosphat

POTENTIELLE PROTONENPUFFERUNG UND DESORPTIONSVERHALTEN VON KATIONEN EINER ROSTBRAUNERDE UNTER KIEFFERNFORST NACH EINER KALKUNG

von

Gensior, A., W. Wilczynski und M. Renger⁺)

1. EINLEITUNG

Im Rahmen von Untersuchungen zu den Elementumsätzen in einem Kiefernforstökosystem auf Rostbraunerde nach einer Kalkung/Düngung, wird zur Klärung von stoffdynamischen Prozessen, der Einfluß der Kalkung auf das Protonenpufferungsvermögen und die damit verbundene Freisetzung von Kationen untersucht.

Geklärt werden sollen

- Unterschiede in der Säureneutralisierungskapazität (SNK)
- Die Tiefenfunktion der Protonenpufferung
- Unterschiede im Desorptionsverhalten von Kationen
- Die wirksamen Puffermechanismen

2. STANDORT

Lage: Jagen 63, Grunewald, Berlin, 8 km südwestlich vom Stadtzentrum, 35 m über NN
Klima: Niederschlag 590 mm/a, Jahresdurchschnittstemperatur 8,9°C
Vegetation: 40-jähriger Kiefernforst, 50 - 60 % Nadelverlust, Strauchschicht: Traubenkirsche
Boden: Rostbraunerde aus Geschiebesand (Ton < 2%), Grundwasserabstand > 10m
Kalkung: April 1986; 6,1 t/ha dolomitischer Kalk (Pellets); 145 kg/ha Patentkali (23% K).

3. MATERIAL UND METHODEN

Probennahme/-aufbereitung: 12 Punkte/Parzelle, (gekalkt (PD)/ ungekalkt(PK)), luftgetrocknet, 2mm gesiebt.
pH: H₂O und 0,01 N CaCl₂
KAK_{eff}: 1 N NH₄ Cl
C-Bestimmung: C/N-Analyser Firma Carlo Erba
Pufferung: Extraktion (1:5) mit HCl (stufenweise von 0,00001 bis 0,1 N)
Amorphe Al/Si/Fe/Mn: 0,2 M NH₄-Oxalat

⁺) Institut für Ökologie - FG Bodenkunde, TU-Berlin, Salzufer 11/12, 1000 Berlin 10

Die dieser Veröffentlichung zugrunde liegenden Arbeiten sind Bestandteil des Untersuchungsprogrammes "Ballungsraumnahe Waldökosysteme", das von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin finanziert und in deren Auftrag durchgeführt wird.

4. ERGEBNISSE

Der Einfluß der Kalkung auf die Pufferkapazität der Rostbraunerde macht sich (mit der Tiefe abnehmend) bis in eine Tiefe von 40 cm bemerkbar. Es zeigt sich, daß bei gleicher H-Ionenzugabe die Säureneutralisierungskapazität (SNK) im jeweiligen Horizont der gekalkten Fläche (PD) größer ist, als die der ungekalkten (PK)(Abb. 1).

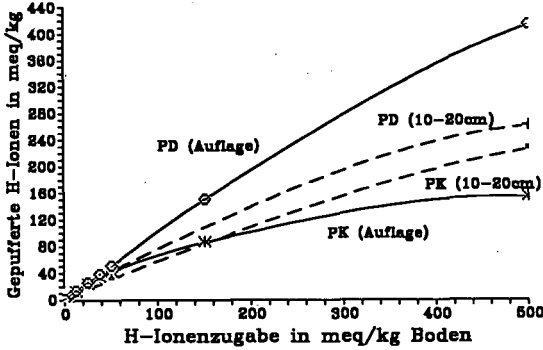
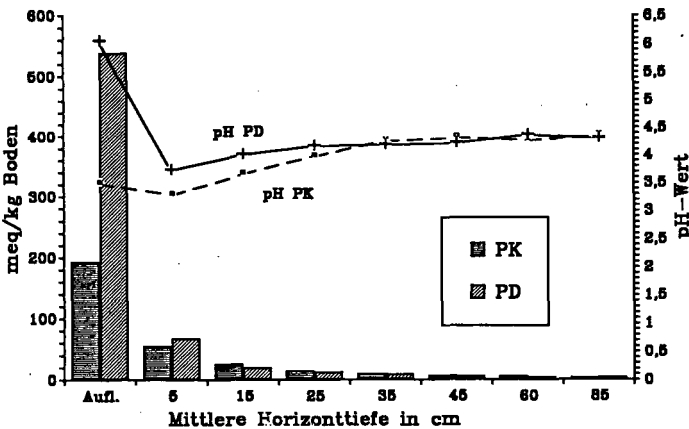


Abb. 1
Vergleich der Protonenpufferung in der Auflage und der Tiefenstufe 10-20cm (beispielhaft) auf PK(Kontrolle) und PD (Kalkung)

4.1 Puffermechanismen in der Auflage

Abb. 2 zeigt die KAK_{eff} , den pH-Wert und C-Gesamt im Vergleich PK/PD. Es wird deutlich, daß die Kalkungsmaßnahme einen Anstieg der KAK_{eff} in der Auflage und im Aeh-Horizont bedingte. Die pH-Erhöhung auf PD führte zu einer stärkeren Dissoziation der H-Ionen der funktionellen Gruppen an der organischen Substanz und somit zu mehr variablen Ladungsplätzen für Kationen. In den Mineralbodenhorizonten, ab 10 cm Tiefe, tritt dann der pH-Effekt gegenüber dem Gesamtgehalt an C (und der Qualität der org. Substanz; MARSCHNER et al. 1989) zurück und die KAK_{eff} auf PK ist größer als auf PD (s. Abb. 2).



C-Gesamt in %		
Tiefe	PK	PD
Aufl.	33,1	28,7
5	6,6	6,8
15	2,6	1,8
25	1,4	1,1
35	0,9	0,6
45	0,5	0,3

Abb. 2 KAK_{eff} , pH-Wert, C-Gehalt unterschiedlicher Tiefenstufen auf PK (Kontrolle) und PD (Kalkung)

Betrachtet man in diesem Zusammenhang die Desorption von Kationen und korreliert diese mit dem pH-Wert, wird deutlich, daß

- die Kationendesorption auf PD größer ist als auf PK
- pH-Wert und Kationenfreisetzung sehr gut korrelieren
- die Aluminiumfreisetzung auf PD erst bei sehr starken Säuregaben erfolgt
- die Freisetzung von Fe und Al auf PK > PD ist (aber auch erst bei stärkeren Säuregaben erfolgt)
- die Ca- und Mg-Freisetzung auf PD mit zunehmender Säuregabe nahezu 90% ausmachen

Errechnet man in diesem Zusammenhang die prozentuale Zusammensetzung der freigesetzten Kationen, so entspricht diese auf PK und PD ungefähr der Sättigung der Kationen am Austausch (KAK_{eff}).

Aus all dem kann geschlossen werden, daß in der Auflage von PK und PD die Pufferung von Säure hauptsächlich über Kationenaustausch erfolgt (vgl. NÄTSCHER, 1987).

4.2 Puffermechanismen in den oberen Mineralbodenhorizonten

Wie aus Abb. 1 ersichtlich, findet sich auch in den oberen mineralischen Horizonten eine höhere Protonenpufferung auf der gekalkten Fläche. In der beispielhaft gewählten Tiefenstufe (10 - 20 cm) ist der Austauschprozeß an variablen Ladungsplätzen jedoch nicht der den Unterschied in der SNK bedingende Mechanismus. Abb. 2 zeigt, daß in dieser Tiefenstufe die KAK_{eff} auf PK > PD ist.

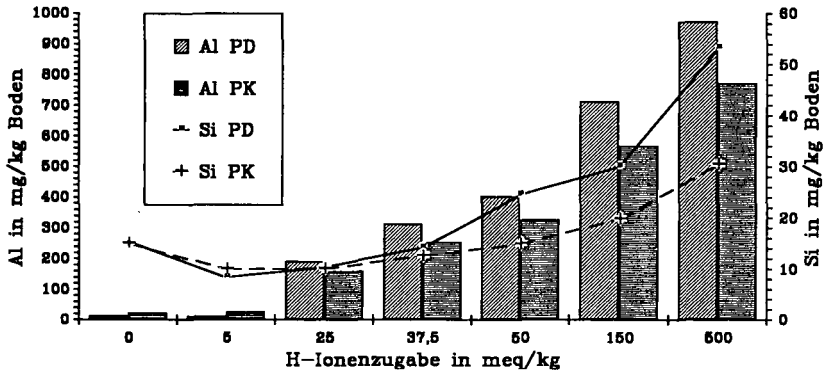


Abb. 3 Si- und Al-Freisetzung in der Tiefenstufe 10 - 20 cm im Vergleich zwischen PD und PK

Betrachtet man die Summe der desorbierten Kationen (Unterschied in der Freisetzung von Ca, Mg, K, Na, Fe, Mn beträgt zwischen PK und PD ca. 1 meq/kg (ohne Abb.)), sowie Abb. 3, wird deutlich, daß der Unterschied in der Hauptsache in der Freisetzung von Al und Si liegen muß. Sowohl auf PD ($r^2 = 0,91$) als auch auf PK ($r^2 = 0,75$) zeigt sich eine Korrelation von Si und Al, die jedoch auf PD höher ist; bildet man die Differenz (PD - PK; freigesetztes Al u. Si) zeigt sich ebenfalls diese Korrelation ($r^2 = 0,77$). D.h. der Unterschied muß in der Hauptsache in einer verstärkten Säurepufferung an Al-Oxiden, Al-Hydroxiden und vor allem Aluminium - Silikat - Verbindungen begründet liegen.

Abb. 4 zeigt das oxalatlösliche Al und Si. Es zeigt sich, auf PD wie auf PK, die Zunahme von Al und Si in der Tiefenstufe zwischen 10 und 40 cm, als auch die deutlich höheren Werte in den Horizonten von PD. Offensichtlich hat auf der gekalkten Fläche die Erhöhung des pH in dieser Tiefenstufe zu einer verstärkten Festlegung dieser Al - Verbindungen geführt. Bei den Al-Si - Verbindungen könnte es sich um die von FARMER (1982) beschriebenen Hydroxo-Aluminium-Orthosilikatkomplexe handeln, die bei einem pH < 5 in den Solzustand gehen und die wesentliche Quelle für die Imogolit-ähnlichen Verbindungen in Bs-Horizonten von Podsolen sind.

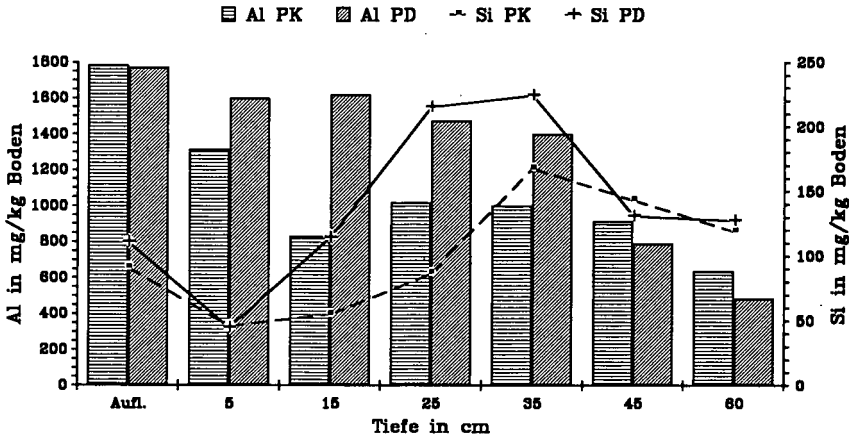


Abb. 4 Oxalatlösliches Al und Si auf PD (Kalkung) und PK (Kontrolle)

5. SCHLUßFOLGERUNGEN

Die Kalkungsmaßnahme hat nach 5 Jahren auf PD zu einer erhöhten SNK bis in 40 cm Tiefe geführt
Auflage:

- In der Auflage und im A_{eh} erfolgt die Säurepufferung im wesentlichen über Kationenaustausch
- Die größere SNK in der Auflage (und auch im A_{eh} -Horizont) von PD gegenüber PK, liegt hauptsächlich in der durch die pH-Hebung deutlich höheren $KAK_{eff.}$ bedingt
- Eine Freisetzung von Al erfolgt auf PK erst bei starker, auf PD bei sehr starker Säuregabe
- Die SNK in der Auflage von PK ist geringer als im Mineralboden

Mineralboden:

- Die Pufferung in den mineralischen Horizonten erfolgt im wesentlichen an Oxiden, Hydroxiden und Al-Si- Verbindungen
- Die höhere SNK auf PD liegt im wesentlichen in der durch die pH - Erhöhung induzierten Festlegung von Al-Si (bzw. Al-) - Komplexverbindungen begründet
- Bei einer Wiederversauerung der Kalkungsfläche (PD) ist in den oberen mineralischen Horizonten mit verstärkter Al-Freisetzung zu rechnen

LITERATUR:

FARMER, V.C. (1982): Significance of the Presence of Allophane and Imogolite in Podzol Bs-Horizons for Podzolisation Mechanisms: A Review; in: Soil Sci. Plant Nutr.,28(4), S.571-578

MARSCHNER, B., W. WILCZYNSKI, M. RENGER & K. STAHR (1989): Veränderungen von Humuszusammensetzung und bodenchemischer Eigenschaften einer Rostbraunerde nach einer Kalkungsmaßnahme; in:Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 59/I, S. 417-422

NÄTSCHER, L. (1987): Art, Menge und Wirkungsweise von Puffersubstanzen in Auflagehorizonten forstlich genutzter Böden des Fichtelgebirges; Dissertation, TU-München-Weihenstephan

Austrag von Nickel geogener und anthropogener Herkunft
- Ergebnisse eines Kleinlysimeterversuches -

von
 Grupe, M. und D. Koch*)

Einleitung

Böden im Verwitterungsbereich basischer Gesteine (Basalt) weisen hohe geogene Ni-Gehalte auf. Eine weitere Quelle der Ni-Belastung kann anthropogener Herkunft sein (Klärschlämme, Stäube, Niederschläge etc.).

Zur Beurteilung des Gefährdungspotentials der geogenen und anthropogenen Ni-Quellen sind folgende Fragen von zentraler Bedeutung:

- wie hoch ist der Ni-Austrag mit dem Sickerwasser aus Böden mit hohen geogenen Ni-Grundgehalten?
- wie hoch ist der Ni-Austrag bei einer zusätzlichen anthropogenen Ni-Belastung?

Mit Hilfe eines zweijährigen Kleinlysimeterversuches wurde der Austrag von Ni mit dem Sickerwasser aus Böden mit hoher geogener Grund- bzw. anthropogener Zusatzbelastung untersucht.

Material

Die verschiedenen Bodenmaterialien (Tab. 1) für den Kleinlysimeterversuch wurden vom Versuchsstandort "Freiensteinau", der überdurchschnittlich hohe geogene Ni-Gehalte aufweist, entnommen.

Tab. 1: Bodenkundliche Kenndaten des Versuchsbodens

Ort:	Freiensteinau (Vogelsberg)		
Ausgangsgestein:	Tertiärer Basalt		
Bodentyp:	Braunerde (uL)		
	Bodenhorizont		
	Ap 1	Ap 2	Bv
FK (Vol%)	36	36	36
Ton (%)	21,6	21,7	29,0
Humus (%)	2,3	2,1	1,1
pH (CaCl ₂)	5,7	5,8	5,7
KAK (mmol/100g Bd)	26	24	33
Fe _e (%)	5,5	6,4	6,5
Ni (mg/kg)	296	460	264
Cr (mg/kg)	279	287	264
Cd (mg/kg)	0,1	0,2	< 0,1

*) NLFb, Bodentechnologisches Institut,
 Friedrich-Mißler-Str. 46/50, 2800 Bremen 1

Versuchsaufbau

Die verschiedenen Horizontmaterialien wurden mit einer Mächtigkeit von jeweils 25 cm nach dem Versuchsplan Tab. 2 in die Kleinlysimeter ($\phi = 25$ cm; H = 30 bzw. 55 cm) eingefüllt. Jede Variante wurde in dreifacher Wiederholung angelegt. Neben den geogenen Ni-Grundgehalten wurde auch eine anthropogene Ni-Belastung variiert (einfacher bzw. doppelter Grenzwert der Klärschlammverordnung). Dabei wurde die anthropogene Ni-Belastung in Form von NiO dem gesamten Ap-Material beigemischt. Eine anthropogene Ni-Belastung des Bv-Materials wurde nicht simuliert.

Während der Vegetationsperiode waren die Kleinlysimeter mit Welschem Weidelgras (*Lolium multiflorum*) bewachsen.

Die Wasserversorgung erfolgte mit Hilfe von künstlichem Regenwasser (nach KLOCKOW).

Tab. 2: Versuchsplan des Kleinlysimeterversuches

Horizont	geogene Anreicherung	anthropogene Ni-Belastung (in Form von NiO)
Ap 1		0 mg/kg
Ap 1	300 mg/kg	+ 50 mg/kg
Ap 1		+ 100 mg/kg
Ap 1 + Bv		0 mg/kg
Ap 1 + Bv		+ 50 mg/kg
Ap 1 + Bv		+ 100 mg/kg
Ap 2		0 mg/kg
Ap 2	460 mg/kg	+ 50 mg/kg
Ap 2		+ 100 mg/kg
Ap 2 + Bv		0 mg/kg
Ap 2 + Bv		+ 50 mg/kg
Ap 2 + Bv		+ 100 mg/kg
Bv	260 mg/kg	

Ergebnisse

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Ni-Gehalte im Sickerwasser gehen in allen Varianten nach einer Sickerwassermenge, die ca. dem zweifachen Porenvolumen entspricht, auf ein deutlich niedrigeres Niveau zurück (Abb. 1). Nach dieser Konditionierungsphase zeigen die Varianten mit nur Ap-Material und einer NiO-Zugabe ansteigende Ni-Gehalte. Ab einer Sickerwassermenge, die ca. dem fünf-fachen Porenvolumen entspricht, stellen sich relativ gleichbleibende Ni-Gehalte im Sickerwasser ein. Alle anderen Varianten zeigen bereits im Anschluß an die Konditionierungsphase verhältnismäßig konstante Ni-Gehalte im Sickerwasser.
- In den Varianten, in denen die Lysimeter nur mit Ap-Material befüllt waren, wurden durch die Zugabe von NiO signifikant höhere Ni-Gehalte im Sickerwasser gemessen (Abb. 2). Im Vergleich zum geogenen background war das anthropogene Ni (NiO) um den Faktor 4-6 mobiler.

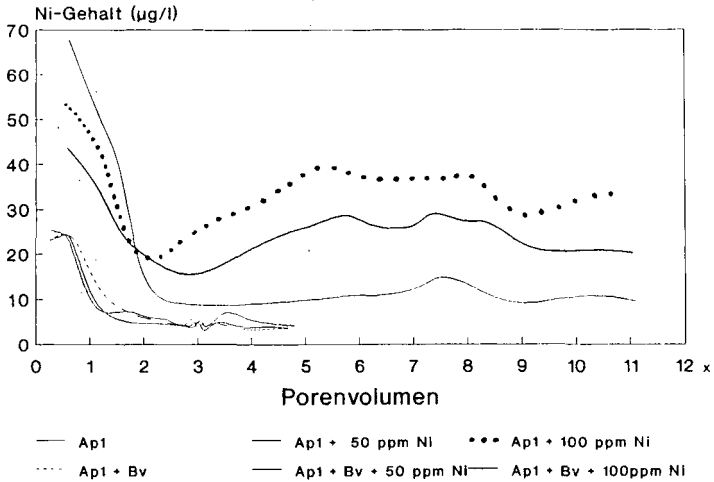


Abb. 1: Ni-Gehalt ($\mu\text{g/l}$) in Abhängigkeit von der Sickerwassermenge (in Porenvolumen)

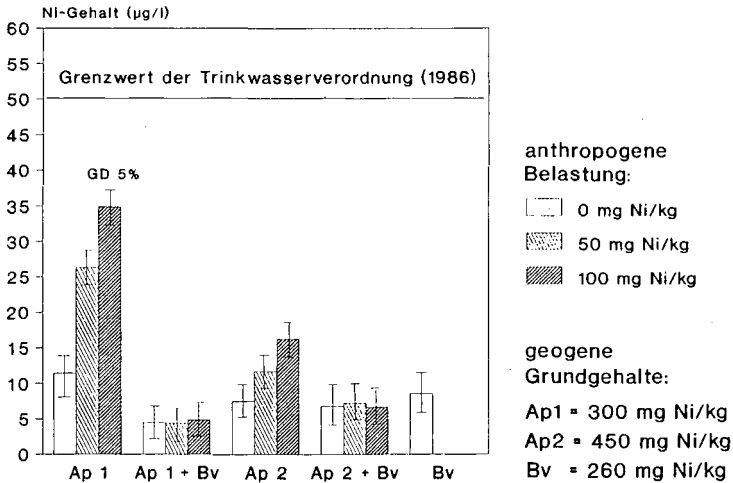


Abb. 2: Durchschnittliche monatliche Ni-Gehalte ($\mu\text{g/l}$) im Sickerwasser (Februar 1989 - Januar 1990)

- In den Varianten, in denen das Ap- von Bv-Material unterlagert war, zeigte sich keine Zunahme der Ni-Gehalte im Sickerwasser bzw. des Ni-Austrages mit dem Sickerwasser durch eine Zugabe von NiO (Abb. 2 bzw. Abb. 3).

- Trotz steigender geogener Grundgehalte zeigt das Ap₂-Material keine erhöhten Ni-Gehalte im Sickerwasser. Die erhöhten Ni-Gehalte durch die Zugabe von NiO sind sogar signifikant geringer als in den vergleichbaren Varianten des Ap₁-Materials. Ein Vergleich der Bodeneigenschaften (Tab. 1), die eine Sorption von Schwermetallen beeinflussen, läßt eine Beziehung zum Fe-Gehalt der Ap-Materialien vermuten.

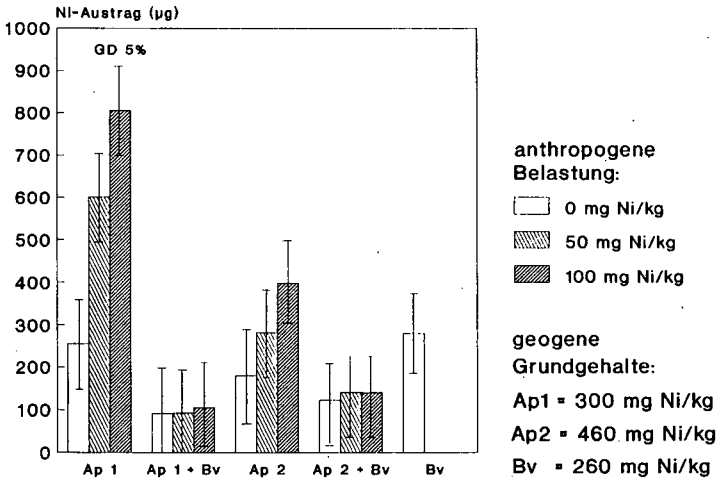


Abb. 3: Ni-Austrag (µg) mit dem Sickerwasser (Februar 1989 - Januar 1990)

Zusammenfassung

1. Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 0,05 mg Ni/l (BUNDESREGIERUNG, 1986) wurde im Sickerwasser der untersuchten Böden mit hohen geogenen Grundgehalten selbst bei einer anthropogenen Zusatzbelastung von 100 mg Ni/kg (als NiO) nach einer Sickerwassermenge, die dem fünf- bzw. elffachen des Porenvolumens entspricht nicht überschritten.
2. Ein geogen mit Ni hoch angereicherter Bv-Horizont wirkt noch als Senke für Ni, das nach einer anthropogenen Belastung mit dem Sickerwasser aus dem A-Horizont ausgetragen wird.
3. NiO (anthropogener Herkunft) besitzt aufgrund seiner höheren Mobilität ein grundsätzlich höheres ökotoxikologisches Gefährdungspotential als mineralisch gebundenes Ni (geogener Herkunft).
Damit bestätigen sich Ergebnisse zum Ni-Transfer im System Boden - Pflanze (GRUPE und KUNTZE, 1987).

Literatur

- Bundesregierung (1986): BGBl. Nr 22, Teil I, 760.
 Grupe, M. und Kuntze, H. (1987): Zur Ni-Mobilität einer geogen belasteten Braunerde. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 55/I, 333-338.

Dynamik und Chemismus des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC)
immissionsbelasteter Waldstandorte im Fichtelgebirge

von
Guggenberger, G. +¹⁾

Zusammenfassung

Mittels Erstellung von Bilanzen und struktureller Methoden werden die Mechanismen der DOC-Freisetzung und -Retention sowie der Einfluß anthropogener Immissionen auf die DOC-Mobilität untersucht. Die DOC-Mobilisierung findet biotisch v.a. in der organischen Auflage durch mikrobielle Degradation pflanzenbürtiger Substanzen (Lignin, Lignozellulose) und mikrobielle Synthese wasserlöslicher Verbindungen (Kohlenhydrate, Glycolipide) statt. Anthropogene N-Einträge führen durch eine Förderung der Mineralisation organischer Substanz zu einer erhöhten DOC-Produktion in der Auflage. Abiotische Prozesse wie Sorption und Fällung steuern hingegen die DOC-Retention in den B-Horizonten podsoliger Böden und kontrollieren somit den DOC-Eintrag in die Hydrosphäre. Neben bodeneigener Parameter (z.B. Grad der Podsolierung) beeinflussen auch saure Immissionen Qualität und Quantität der DOC-Immobilisierung. Konkurrenz von Sulfat mit DOC reduziert die DOC-Retention und ein tieferes pH verschiebt die Zusammensetzung des DOC in Richtung hydrophile Säuren.

Einleitung

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) ist an vielen biogeochemischen Prozessen beteiligt: DOC beeinflusst die Verfügbarkeit und den Transport von Nähr- und Schadstoffen, ist am Säure/Basen-Chemismus der Böden und Gewässer beteiligt, dient den Mikroorganismen als C- und N-Quelle und nimmt Einfluß auf die Bodengenese (Mineralverwitterung, Podsolierung). Um den qualitativen und quantitativen Einfluß des DOC auf diese Prozesse zu ermitteln, ist die Kenntnis der DOC-Dynamik im Profil (quantitative Ebene) und der strukturellen Zusammensetzung des DOC (qualitative Ebene) notwendig. Hierzu werden DOC-Bilanzen in drei unterschiedlich immissionsgeschädigten Fichtenstandorten erstellt, und der DOC mittels degradativer und nicht-degradativer Methoden auf seine strukturelle Zusammensetzung untersucht. Ergänzend sollen Sorptionsversuche Auskunft über Mechanismen der DOC-Retention liefern. Sind die Mechanismen der Mobilisierung und Immobilisierung von DOC in sauren Waldböden bekannt, können schließlich Schlüsse über den Einfluß anthropogener Schadstoffimmissionen auf die DOC-Dynamik und deren Einfluß auf die Schadstoffmobilisierung gezogen werden.

Material und Methoden

Die DOC-Lösungen wurden in wöchentlichen Abständen auf den Versuchspartellen Wülfersreuth (gering geschädigt), Oberwarmensteinach (mäßig geschädigt) und Hohe Matzen

+¹⁾ Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Univ. Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

(stark geschädigt) im Fichtelgebirge gewonnen. Nähere Angaben zur Probengewinnung und -Aufbereitung sowie zur Ermittlung der DOC-Konzentrationen und -Flüsse finden sich in Beudert et al. (1989). Ausgewählte DOC-Proben wurden strukturchemisch gekennzeichnet. Folgende präparative und analytische Methoden kamen zum Einsatz: analytische und präparative DOC-Fraktionierung nach Leenheer (1981); CuO-Oxidation zur Bestimmung der Lignin-Degradationsprodukte; TFA-Hydrolyse mit anschließender Oximierung und Silylierung der Hydrolyseprodukte zur Ermittlung der Kohlenhydratzusammensetzung; FT-IR Spektroskopie, CP MAS ^{13}C -NMR-Spektroskopie und Pyrolyse-Feldionisation Massenspektrometrie (Py-FIMS). Erläuterungen zu den Methoden sind Guggenberger und Zech (1992a) und Guggenberger et al. (1992) zu entnehmen. Sorptionsversuche von DOC an Mineralboden wurden an ungestörten Stechzylinderproben mittels einer Perkolationsanlage durchgeführt (Guggenberger und Zech, 1992b).

Ergebnisse und Diskussion

DOC-Konzentrationen und -Flüsse

Aus Tabelle 1 geht hervor, daß der DOC v.a. in der organischen Auflage mobilisiert wird, und in den B-Horizonten die Immobilisierung des DOC stattfindet. Wie aus Initial Mass Isothermen ungestörter Bodenproben hervorgeht, desorbieren zusätzlich die A-Horizonte DOC (Guggenberger und Zech, 1992b). Somit ergibt sich ein höherer DOC-Eintrag in den Bs-Horizont, als aus Tabelle 1 ersichtlich ist. Der Vergleich der DOC-Konzentrationen und -Flüsse zeigt, daß der Standort Hohe Matzen den höchsten DOC-Eintrag, die höchste DOC-Produktion in der organischen Auflage und den höchsten DOC-Austrag aus dem Mineralboden aufweist. Da die Lösung der organischen Auflage auf diesem Standort mit pH 3.50 am sauersten ist, kontrolliert nicht das pH die DOC-Freisetzung, denn die Löslichkeit organischer Substanz sinkt mit niedrigerem pH (Krug und Frink, 1983). Die hohen Standardabweichungen der DOC-Konzentrationen der organischen Auflage deuten vielmehr auf einen biotischen Einfluß bei der DOC-Mobilisierung hin. Die relativ gleichmäßigen DOC-Konzentrationen im Mineralboden machen dagegen eine abiotische Kontrolle der DOC-Immobilisierung wahrscheinlich.

Tabelle 1: Mittlere DOC Konzentrationen und jährliche DOC Flüsse in den Kompartimenten der Standorte Wülfersreuth (ungeschädigt), Oberwarmersteinach (mäßig geschädigt) und Hohe Matzen (stark geschädigt)

	Wülfersreuth	Oberwarmersteinach	Hohe Matzen
1. DOC-Konzentrationen (mg l^{-1})			
Freilandniederschlag	3.94 \pm 2.13	4.60 \pm 3.40	7.52 \pm 3.59
Bestandesniederschlag	10.04 \pm 5.90	11.68 \pm 9.96	21.36 \pm 11.32
Mineralbodeneintrag	27.72 \pm 11.65	26.65 \pm 11.91	54.40 \pm 43.46
Bv(s) Horizont	2.63 \pm 0.82	3.84 \pm 1.19	31.15 \pm 12.06
Mineralbodenaustrag	1.69 \pm 0.94	2.15 \pm 0.67	11.30 \pm 4.38
Vorfluter	-	1.90 \pm 0.74	-
2. DOC-Flüsse ($\text{kg ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$)			
Freilandniederschlag	36.4 \pm 1.2	42.0 \pm 1.4	58
Bestandesniederschlag	70.4 \pm 1.8	93.0 \pm 14.0	128
Mineralbodeneintrag	146.4 \pm 49.2	169.3 \pm 51.0	335
Mineralbodenaustrag	5.4 \pm 2.1	11.2 \pm 4.2	66

DOC-Mobilisierung

CP MAS ^{13}C -NMR-Spektren zeigen den hohen Oxidationsgrad des DOC aus der organischen Auflage: 10-30% des DOC ist carboxyl-C. Hauptbestandteil des DOC sind jedoch polymere Kohlenhydrate, welche etwa 30-50% des DOC repräsentieren (Guggenberger und Zech, 1992a; Guggenberger et al.; 1992).

Die Säure zu Aldehyd-Verhältnisse der Vanillyleinheiten (Ac/Al)_V weisen demnach auch in den dominierenden hydrophoben und hydrophilen Säuren (ca. 80 % des DOC) Werte zwischen 0.9 und 1.2 auf (Guggenberger et al., 1992). Die organische Auflage selbst besitzt demgegenüber (Ac/Al)_V-Verhältnisse von durchschnittlich nur 0.33 (Wülfersreuth), 0.41 (Oberwarmersteinach) und 0.47 (Hohe Matzen). Dies belegt den wesentlich höheren Grad an mikrobieller Oxidation des Ca von wasserlöslichen Ligninbruchstücken gegenüber den Lignindegredationsprodukten im Ausgangssubstrat. Das oxidativ abgebaute wasserlösliche Lignin liegt jedoch weiterhin als Polymer vor (Guggenberger und Zech, 1992a)

Im Vergleich zu den Lignindegredationsprodukten sind die Kohlenhydrate in der Auflagelösung großteils direktem mikrobiellen Ursprungs. Dies ist den relativ hohen Verhältnissen von hauptsächlich mikrobiell produzierten Zuckern (Galaktose, Mannose, Fucose und Rhamnose) gegenüber typischen Pflanzenzuckern (Arabinose, Xylose) zu entnehmen. Die (Gal+Man/Ara+Xyl)-Verhältnisse erreichen Werte von 0.45 bis 6.78 und die (Fuc+Rha/Ara+Xyl)-Verhältnisse schwanken zwischen 0.45 und 1.88, verglichen mit Literaturwerten für feste organische Substanz von 0.25 bzw. 0.30 (Guggenberger et al., 1992).

Auch die Signale der Py-FI Massenspektren zeigen relativ hohe Signalintensitäten für Hexosen und mikrobielle Zucker und nur kleine Signale für Pentosen im DOC der Auflage. Die hohen Verhältnisse der Pyrolyseprodukte Vanillin, Acetovanillon und Vanillinsäure gegenüber dem intakten Coniferylalkohol weisen wie die CuO-Oxidation auf einen hohen Grad mikrobiellen Umbaus der Lignineinheiten.

Die mikrobielle Aktivität bestimmt demnach die DOC-Produktion in der organischen Auflage. Der Standort Hohe Matzen zeichnet sich durch eine sehr hohe N-Immission von $31.9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ aus (Schaaf, 1991). Diese N-Deposition aktiviert die mikrobielle Mineralisation der organischen Substanz und führt zu hohen DOC-Austrägen aus der organischen Auflage. Dies geht einher mit einer Netto-Produktion von N und S (Schaaf, 1991).

DOC-Immobilisierung

Sorptionsversuche an ungestörten Bodenproben zeigen, daß die DOC-Retention podsoliger Böden nicht im A- sondern erst im B-Horizont stattfindet (Guggenberger und Zech, 1992b). Da die Immobilisierung innerhalb von Minuten abläuft, müssen abiotische Mechanismen (Sorption, Ausfällung) hierfür verantwortlich sein. Mittels Perkolationsexperimenten kann auch eine Konkurrenz des Sulfats mit Teilen des DOC um Sorptionsplätze nachgewiesen werden. So führt eine Erhöhung der Sulfatkonzentration im Perkolat zu einer signifikanten Erhöhung der DOC-Konzentration im Effluenten. Die als refraktär erachteten hydrophoben Säuren werden stärker im B-Horizont retendiert als die hydrophilen Säuren. Während in der Auflage etwa 50-55% des DOC aus hydrophoben Säuren besteht, sind es im Bv(s)-Horizont nur noch 28-48%; der Anteil der hydrophilen Säuren steigt gleichzeitig von 18-25% auf 37-50% (Guggenberger und Zech, 1991). Die Ursache liegt in der additiven Wirkung der physikalischen (hydrophoben) Bindung zur chemischen Sorption (Ionen-, Ligandenaustausch) bei den hydrophoben Säuren (Jardine et al., 1989). Die Sorption der hydrophoben Säuren ist

außerdem im Oberwarmersteinacher Mineralboden ausgeprägter als in Wülfersreuth. Dies ist einerseits auf die stärkere Konkurrenz des Sulfats mit den teils anionisch vorliegenden hydrophilen Säuren und andererseits auf das tiefere pH, welches die hydrophobe Bindung fördert, zurückzuführen. Da die DOC-Konzentration im Vorfluter der des Mineralbodens entspricht (Tabelle 1), und auch die DOC-Verteilungen beider Kompartimente sich gleichen (Guggenberger und Zech, 1992a), ist zu schließen, daß der B-Horizont Qualität und Quantität des DOC-Eintrags in die Hydrosphäre bestimmt.

Der Hohe Matzen Bs-Horizont weist zwar relativ hohe Sesquioxid-Konzentrationen auf, jedoch sind diese Austauscherplätze schon größtenteils durch organische Verbindungen belegt ($C_{org} = 5.17\%$), welche die Retention von DOC stark herabsetzen (Jardine et al., 1989; Guggenberger et al., in Vorbereitung). Daneben wirkt sich die sandige Textur negativ auf eine DOC-Retention aus. Da jedoch die Bodenlösung auf diesem Standort eine nahezu doppelt so hohe Sulfat-Konzentration als die der beiden anderen Standorte aufweist, führt sicher auch die hohe Sulfat-Konzentration zu einer Reduktion der abiotischen DOC-Immobilisierung.

Danksagung

Ich danke dem Bayerischen Ministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen für die Finanzierung dieser Arbeit. Herrn Bruno Glaser sei für die gewissenhafte Durchführung eines Teils der Laborarbeiten gedankt.

Literatur

- Beudert, G., L. Haumaier und W. Zech, 1989: Huminstoffdynamik immissionsbelasteter Waldstandorte - Versuchskonzept und erste Ergebnisse. In: Projektgruppe Bayern zur Erforschung der Wirkung von Umweltschadstoffen (Hrsg.). Proceedings zum 1. Statusseminar der PBWU zum Forschungsschwerpunkt "Waldschäden", München-Neuherberg. *GSF-Bericht 6/89*, 135-143.
- Guggenberger, G. und W. Zech, 1991: Huminstoffdynamik immissionsbelasteter Waldstandorte im Fichtelgebirge. In: Projektgruppe Bayern zur Erforschung der Wirkung von Umweltschadstoffen (Hrsg.). Proceedings zum 1. Statusseminar der PBWU zum Forschungsschwerpunkt "Waldschäden", München-Neuherberg, im Druck.
- Guggenberger, G. und W. Zech, 1992a: Dissolved organic carbon control in acid forest soils of the Fichtelgebirge (FRG) as revealed by distribution patterns and structural composition analyses. *Geoderma*, eingereicht.
- Guggenberger, G. und W. Zech, 1992b: Retention of dissolved organic carbon and sulfate in acid forest soils - Results from percolation experiments with aggregated samples. *J. Environ. Qual.*, eingereicht.
- Guggenberger, G., W. Zech und H.-R. Schulten, 1992: Formation and mobilization pathways of dissolved organic carbon: Evidence from chemical structural studies. *Biogeochemistry*, eingereicht.
- Jardine, P.M., N.L. Weber und J.F. McCarthy, 1989: Mechanisms of dissolved organic carbon adsorption on soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 1378-1385.
- Krug, E.C. und C.R. Frink, 1983: Acid rain on acid soil: A new perspective. *Science* 221, 520-525.
- Leenheer, J.A., 1981: Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewater. *Environ. Sci. Technol.* 15, 578-587.
- Schaaf, W., 1991: Elementbilanz eines stark geschädigten Fichtenökosystems und deren Beeinflussung durch neuartige Dünger. *Bayreuther Bodenkundliche Berichte*, im Druck.

Adsorption substituierter Nitrophenole und Nitrobenzole an mineralische Oberflächen

Stefan Haderlein und René Schwarzenbach*

Einleitung

Das Transportverhalten organischer Umweltchemikalien ist seit Jahren weltweit ein zentrales Thema in der Umweltforschung, gegenwärtig vor allem im Zusammenhang mit der Risikobeurteilung von Sondermülldeponien und kontaminierter Standorte. Dabei wurden bis heute vor allem Situationen untersucht, bei welchen organische Bodenbestandteile maßgebend für die Sorption sind (z.B. Schwarzenbach und Westall 1981, Karickhoff 1984, Murphy et al. 1990). In vielen Grundwasserleitern, aber auch in Abdichtungen von Deponien (z.B. mit Tonmineralien) ist der Gehalt an organischem Material jedoch so gering, daß hier vor allem Interaktionen mit Mineraloberflächen für das Ausbreitungsverhalten der Substanzen relevant sind.

Erst in den letzten Jahren wurden vermehrt Untersuchungen über das Sorptionsverhalten organischer Verbindungen an Mineraloberflächen publiziert. Gegenwärtig existieren jedoch nur für wenige Substanzklassen molekulare Modellvorstellungen zur quantitativen Beschreibung der Adsorption (Davis and Kent, 1990, Zachara et al. 1990, Brownawell et al. 1990).

Material und Methoden

In Batchversuchen wurde das Sorptionsverhalten verschiedener nitroaromatischer Verbindungen am 2-Schicht Tonmineral Kaolinit eingehend untersucht. Dabei wurden sowohl die Struktur der Modellverbindungen (Art und Position der Substituenten) als auch wichtige Systemparameter wie T, pH, Art und Konzentration der Kationen variiert. Kaolinit wurde als Modellsorbens für Aluminiumsilikate gewählt, da diese einen wesentlichen Teil der Mineraloberflächen in Böden und Grundwasserleitern repräsentieren.

Der verwendete Kaolinit ist kristallographisch und chemisch gut charakterisiert (Wieland 1989). Seine totale Oberfläche beträgt $15 \text{ m}^2/\text{g}$ (BET) und besteht aus 3 Untereinheiten: die basalen Gibbsite- und Siloxanflächen (je 40% der totalen Oberfläche) sowie die Kanten-Aluminoflächen (20 % der totalen Oberfläche). Die permanente negative Ladung von 4 mmol/100g ist an der Siloxanoberfläche lokalisiert (Ersatz von Si^{4+} durch Al^{3+}). Um den Einfluss der am Kaolinit adsorbierten Kationen auf die Sorption der nitroaromatischen Verbindungen studieren zu können, wurden die Sorptionsversuche mit homoionischem Kaolinit durchgeführt. Dazu wurde das Tonmineral zuerst mit einer sauren (pH 2) Chloridlösung des gewünschten Kations gewaschen (Entfernung adsorbierter Al^{3+} -Ionen), dann mit neutraler Salzlösung und destilliertem Wasser gewaschen und luftgetrocknet.

Ergebnisse und Diskussion

Sorptionsisothermen

Die Gleichgewichtseinstellung zwischen sorbierter und gelöster Phase erfolgte binnen weniger Sekunden. Alle untersuchten nitroaromatischen Verbindungen zeigten konvexe Adsorptionsisothermen (Sättigungstyp, Abb. 1), sofern ihre Wasserlöslichkeit groß genug war, um genügend hohe Oberflächenkonzentrationen (C_{sorb}) zu erreichen. Im Bereich niedriger Oberflächenkonzentrationen ($C_{\text{sorb}} < 100 \text{ } \mu\text{mol/kg}$) kann die Isotherme jedoch als linear

* Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), CH-6047 Kastanienbaum und CH-8600 Dübendorf.

angesehen werden und es kann eine Verteilungskonstante K_d (Steigung der Geraden) berechnet werden:

$$K_d = C_{\text{sorb}} / C_w$$

wobei C_w die (totale) Gleichgewichtskonzentration der Verbindung in der wässrigen Phase ist. Im folgenden wird vor allem der Einfluß von substanz- und systemspezifischen Faktoren auf solche K_d Werte diskutiert. Versuche mit unterschiedlichen Feststoff/Wasser-Verhältnissen ergaben in allen Bereichen der Sorptionsisotherme konsistente Ergebnisse, d.h. es wurde kein sog. 'particle concentration effect' beobachtet.

pH-Abhängigkeit von K_d

Die untersuchten Nitrophenole sind schwache Säuren mit pK_s -Werten zwischen 4 und 7.5. Abb. 2 zeigt eine starke pH-Abhängigkeit der K_d -Werte dieser Verbindungen. Eine Analyse der Daten zeigt, daß die Adsorption der Phenolatspezies an Kaolinit vernachlässigbar ist und daß K_d in erster Näherung ausgedrückt werden kann durch

$$K_d = \alpha_s \cdot K_d(\text{undiss. Spezies})$$

wobei K_d (undiss. Spezies) der K_d -Wert des undissoziierten Phenols bei $\text{pH} \ll pK_s$ ist und $\alpha_s = [1 + 10^{(\text{pH} - pK_s)}]^{-1}$ die Fraktion in undissoziierter Form darstellt. Dabei wird angenommen, daß der K_d -Wert der undissoziierten Spezies pH-unabhängig ist, d.h., daß Kaolinit-Oberflächengruppen, deren Spezierung im untersuchten Bereich pH-abhängig ist, keine grosse Rolle für die Adsorption von Nitrophenolen spielen (z.B. Aluminol-OH Gruppen). Diese Annahme wird dadurch unterstützt, daß für die Sorption von Nitrobenzolen (nicht-ionisierbar !) keine signifikante pH-Abhängigkeit der K_d -Werte gefunden wurde.

Einfluß adsorbierter Kationen auf K_d

Hinweise auf die für die Sorption verantwortliche Oberfläche

Die Art der an Kaolinit adsorbierten Kationen (Art der Basensättigung) hat einen entscheidenden Einfluß auf die Adsorption nitroaromatischer Verbindungen (s. Abb.3). Dabei fällt auf, daß der K_d -Wert einer Verbindung mit abnehmender freier Hydratationsenthalpie des Kations zunimmt. Abb.4 verdeutlicht, daß es sich bei der Adsorption um einen reversiblen, direkt von der Art der Basensättigung abhängigen Prozess handelt. Hier wurde ein mit 4-CH₃-2-Nitrophenol (4-Me-ONP) beladener K⁺-Kaolinit in wässriger Suspension mit NaCl titriert. Bei zunehmender Na⁺-Belegung des Kaolinites vermindert sich die Affinität von 4-Me-ONP zur Oberfläche (vgl. K_d -Werte von Na⁺- und K⁺-Kaolinit in Abb.3). Der Umstand, daß dieser Ionentausch und die damit verbundene Desorption von nitroaromatischen Verbindungen auch bei niedrigen pH-Werten ($\text{pH} < 4$) erfolgt, weist darauf hin, daß die Adsorption nitroaromatischer Verbindungen hauptsächlich an der basalen Siloxanfläche des Kaolinites erfolgt, welche die permanente Ladung trägt. Diese Hypothese wird unterstützt durch Ergebnisse von Adsorptionsversuchen mit γ -Al₂O₃ und Gibbsit, welche ähnliche Eigenschaften wie die Kaolinit-Kantenflächen resp. die basale Gibbsitfläche aufweisen. Nitroaromatische Verbindungen besitzen nur eine äußerst geringe Affinität zu diesen Oberflächen. Schließlich ist ein Einschluß der adsorbierten nitroaromatischen Verbindungen in die Kaolinit-Zwischenschichten (wie dies z.B. für Harnstoff beobachtet wurde) aufgrund der schnellen Sorptionskinetik und der Reversibilität des Sorptionsprozesses unwahrscheinlich.

Einfluß der Substanzstruktur auf K_d

Hinweise auf den Sorptionsmechanismus

Adsorptionsexperimente mit verschiedenen Modellverbindungen (Chlor-, Alkyl- und Nitrobenzole, Nitroalkane, Chlor-, Alkyl- und Nitrophenole) zeigen, daß durch die Präsenz einer Nitrogruppe die Affinität einer aromatischen Verbindung zur Kaolinitoberfläche drastisch

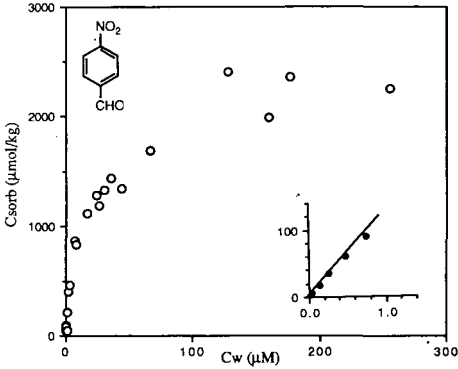


Abb. 1: Sorption von 4-NO₂-Benzaldehyd an Cs-Kaolinit (pH = 4,0; T = 21 °C; 0,1 M CsCl)
 Insert: Vergrößerung des linken Teils der Isotherme

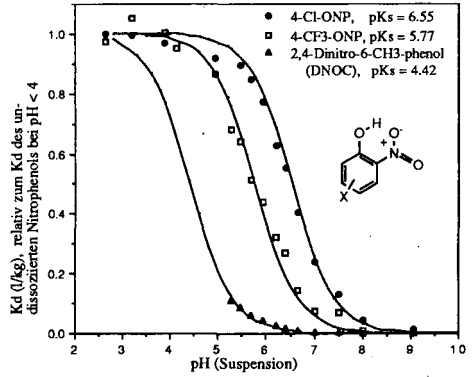


Abb. 2: Adsorption von Nitrophenolen an Cs-Kaolinit: Kd als Funktion des pH (0,1 M CsCl)

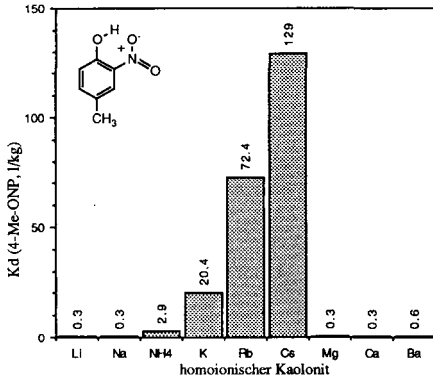


Abb. 3: Einfluß adsorbierter Kationen auf die Sorption von Nitroaromaten. (pH = 4,0; I = 0,1 M)

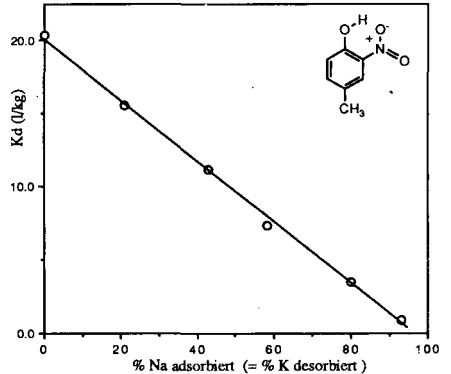


Abb. 4: Adsorption von 4-Methyl-2-nitrophenol an K/Na-Kaolinit: Kd als Funktion der Fraktion adsorbierter Na-Ionen

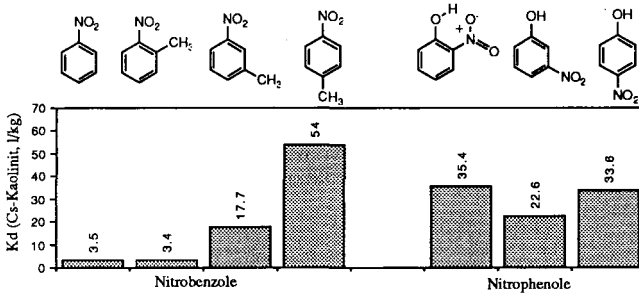


Abb. 5: Substituenteneinfluß auf die Sorption von nitroaromatischen Verbindungen

erhöht wird. So sind z.B. die K_d -Werte von Chlor- und Alkylbenzolen (und -phenolen) verschwindend klein im Vergleich zu K_d -Werten substituierter Nitrobenzole und Nitrophenole. Verschiedene Resultate weisen auf eine *spezifische Interaktion* der Nitrogruppe oder des die Nitrogruppe umfassenden π -Elektronensystems mit der Siloxanoberfläche hin:

- (i) Arrheniusplots (Temperaturabhängigkeit von K_d) ergeben sehr hohe Wärmetönungen für die Adsorption, z.B. $\Delta H_{ads} = -40$ kJ/mol für 4-Me-ONP. (Vergleich: bei hydrophoben Adsorptionen ist ΔH_{ads} typischerweise > -10 kJ/mol).
- (ii) Es wurde keine Korrelation zwischen der Hydrophobie (ausgedrückt durch die Oktanol/Wasser-Verteilungskonstante) und dem K_d -Wert der Sorbanten gefunden.
- (iii) Während z.B. CH_3 -, Cl- und insbesondere NO_2 -Substituenten in meta- oder para-Stellung zur Nitrogruppe den K_d -Wert deutlich erhöhen, bewirken die gleichen Substituenten in ortho-Stellung zur Nitrogruppe eine drastische Verringerung des K_d (s. Abb.5). Keine ortho-Effekte wurden hingegen für Substituenten gefunden, welche intramolekulare Wasserstoffbrücken zur Nitrogruppe bilden können (z.B. -OH, -COOH, s. Abb.5).

Schlussfolgerungen

Neben der organischen Substanz sind Tonminerale in Böden und Grundwasser wichtige Sorbentien für nitroaromatische Verbindungen. Die Adsorption dieser Sorbanten an Kaolinit erfolgt durch spezifische Interaktion mit der basalen Siloxanfläche und wird entscheidend beeinflusst durch die Art der Basensättigung des Kaolinitis sowie durch das Substitutionsmuster der nitroaromatischen Verbindungen.

LITERATUR

- Schwarzenbach, R.P., and Westall, J.C. (1981). Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater. Laboratory sorption studies; Environ.Sci.Technol. **15**,1360-1367.
- Karickhoff, S.W. (1984). Organic pollutant sorption in aquatic systems; J.Hydraulic Eng., **110**, 707-735
- Murphy, E.M., Zachara, J.M, and Smith, S.C (1990). Influence of mineral-bound humic substances on the sorption of hydrophobic organic compounds; Environ.Sci.Technol. **24**, 1507-1516.
- Davis, J.A. and Kent, D.B. (1990). Surface complexation modelling in aqueous geochemistry. In: Hochella (Jr.), M.F. and White, A.F. (eds), Mineral-Water Interface Geochemistry, Reviews in mineralogy, vol. 23, Mineralogical Society of America, Chelsea, Michigan.
- Zachara, J.M., Ainsworth, C.C., and Smith, S.C. (1990). The sorption of N-heterocyclic compounds on reference and subsurface smectite clay isolates. J.Cont. Hydrol., **6**, 281-305.
- Brownawell, B.J., Chen, H., Collier, J.M., and Westall, J.C. (1990). Adsorption of organic cations to natural material; Environ.Sci.Technol. **24**, 1234-1241.
- Wieland, E. (1989). Die Verwitterung schwerlöslicher Mineralien- ein koordinationschemischer Ansatz zur Beschreibung der Auflösungskinetik; Diss. ETH Nr. 8532, Zürich.

**Ein neues Verfahren zur analytischen Bestimmung gebundener Rückstände
von Pflanzenschutzmitteln in Böden**

von

K. Haider⁺, A. Wais⁺, M. Spiteller⁺⁺

(Zusammenfassung)

Gebundene Rückstände von organischen Xenobiotika und deren Metabolite sind in Böden durch ihre Nichtextrahierbarkeit mit organischen Lösungsmitteln definiert. Sie können nur zusammen mit der Humusmatrix z.B. mit NaOH oder anderen wässrigen alkalischen Lösungsmitteln in Lösung gebracht werden. Bei Verwendung ¹⁴C-markierter Verbindungen läßt sich die ¹⁴C-Aktivität dann in den Humin- und Fulvosäuren nachweisen oder verbleibt im Humin. Die Rückstände lassen sich durch weitere Extraktion mit organischen Lösungsmitteln nicht von den Huminstoffen abtrennen oder daraus isolieren.

Man vermutet, daß die Xenobiotika in der Huminstoffmatrix entweder durch kovalente Bindungen, über Wasserstoffbrücken oder durch van der Waals'sche Kräfte gebunden sind. Weiterhin wird aber auch eine hydrophobe Sorption nichtpolarer Rückstände oder ein Einschluß von Rückständen in geeignete Lücken der molekularen Huminstoffstruktur angenommen (Pignatello, 1989). Je nach Bodentyp und Art der applizierten Chemikalien können zwischen 10 - 80% in Form "gebundener" also nicht mehr durch organische Lösungsmittel extrahierbarer Form vorliegen (Roberts et al., 1984).

Durch ein Silylierungsverfahren bei dem entweder der gesamte Boden nach kurzfristiger Behandlung mit NaOH und anschließender Gefrier-trocknung oder das Humin mit Chlortrimethylsilan in Aceton oder anderen geeigneten organischen Lösungsmitteln umgesetzt wird, erhält man

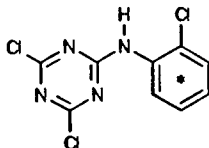
+ Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der
BfA-Landwirtschaft (FAL), D-3300 Braunschweig, Bundesallee 50

++ BAYER AG, Pflanzenschutzzentrum Monheim, Institut für
Metabolismusforschung, D-5090 Leverkusen

den überwiegenden Anteil der Huminstoffe als dunkelbraune organische Lösung und der anorganische Teil verbleibt im Rückstand. Gegenüber den herkömmlichen ^{13}C -NMR-Spektren von Huminstoffen entweder in NaOD-Lösung oder als Festkörper sind die ^{13}C -NMR-Signale der silylierten Huminstoffe wesentlich besser aufgelöst und haben Signalbreiten von weniger als 1 Hz. Dies ist von Vorteil für die Zuordnung der Signale im aliphatischen Bereich, im C-O/C-N, im Aromaten- und Phenol-Bereich haben, sowie im Bereich in dem Carboxyl- und C=O Signale liegen (Reichert, 1989). Enthalten die Böden "gebundene" d.h. nicht mehr durch organische Lösungsmittel extrahierbare Rückstände organischer ^{14}C -markierter Xenobiotika, so lassen sich zwischen 50 - 80 % der ^{14}C -Markierung aus den Böden oder aus dem Humin nach der Silylierung zusammen mit der Huminstoff-Matrix extrahieren. Sie liegen darin aber nicht in freier, sondern in einer mit dieser Matrix verbundenen Form vor. Sie lassen sich also nur in Form der ^{14}C -Aktivität nachweisen. Durch ^{14}C -Markierung in unterschiedlichen Positionen des C-Gerüsts läßt sich erkennen welche Struktureinheiten der Xenobiotika gebunden werden.

Für eine genauere Analyse der Bindungsform wird z.Zt. eine genauere Untersuchung mit Hilfe von Anilazine, dem Wirkstoff des Fungizids Dyrene^R (Fa. Bayer) durchgeführt. Dieser Wirkstoff (siehe Abbildung) liegt im Boden nach kurzer Inkubationszeit bis zu 80 % in nicht mehr extrahierbarer, an die Huminstoffe "gebundener" Form vor.

Common Name : Anilazine
Trade Name : ¹⁴C-Dyrene (Bayer AG)
Chemical Name : 4,6-Dichloro-N-(2-chloro-phenyl)-1,3,5-triazin-2-amine
CAS-Reg. : [101-05-3]
Structural Formula



* denotes position of the radiolabel

Molecular Weight : 275.5

Nach der Silylierung können etwa 70 - 80 % der gebundenen Anilazine-Rückstände aus Böden oder dem Humin in lösliche Form gebracht werden, aber lassen sich auch dann nicht von den gleichzeitig gelösten Huminstoffen durch unterschiedliche analytische Methoden abtrennen. Dabei

ist es gleichgültig, ob die C-Atome des Triazin- oder des Anilin-Rings durch ^{14}C markiert sind.

Eine HPLC auf Gel-Säulen zur Auftrennung der Huminstoffe nach ihrem Molekulargewicht zeigte, daß die nach der Silylierung isolierten Huminstoffe verhältnismäßig niedermolekular sind und Molekulargewichte zwischen 300 - 4000 - 6000 d und darüber haben. Die Radioaktivität der metabolisierten und gebundenen Anilazine Rückstände liegt in einem Molekulargewichtsbereich von etwa 2000 - 2500 d (das Molekulargewicht des Anilazine oder seiner Metabolite beträgt je nach Silylierungsgrad 300 - 350 d).

Wir führen zur Zeit Versuche mit Hilfe eines in den C-Atomen des Triazin-Ringes durch ^{13}C hoch angereicherten Anilazine durch, um die Bindungsformen des Anilazines und seiner Metabolite in den Huminstoffen unter Anwendung der ^{13}C -NMR-Spektroskopie nachzuweisen. Dabei macht man sich den Umstand zunutze, daß die ^{13}C NMR-Signale aus den ^{13}C -Anilazine-Abkömmlingen, gegenüber dem Untergrund der Huminstoffsignale mit einer natürlichen ^{13}C -Häufigkeit von etwa 1 %, stark erhöht sind. Zusätzlich wird hierbei auch ein in Sand humifiziertes Pflanzenmaterial mit ^{13}C -Anilazine inkubiert. Hierfür wurde das reife Pflanzenmaterial vorher in einer mit $^{12}\text{CO}_2$ versetzten Atmosphäre angezogen. Die ^{13}C -Signale der umgewandelten und gebundenen Reste des Wirkstoffs treten dann gegenüber dem nur aus ^{12}C bestehenden Huminstoff-Untergrund deutlich hervor.

Eine ausführlichere Darstellung der Ergebnisse erfolgte in einem z.Zt. im Druck befindlichen Beitrag im International Journal of Environmental Analytical Chemistry (Haider, Spiteller, Reichert, Fild: Derivatization of humic compounds: An analytical approach for 'soil bound' organic residues).

Literatur:

Pignatello, J.J. 1989:

Sorption dynamics of organic compounds in soils and sediments. In: Reactions and Movement of Organic chemicals in Soil. B.L. Sawhney and K.Brown (eds.) SSSA Special Publication 22, Madison, Wisc., 45-80.

Reichert, K. 1989:

Dissertation der Naturwissenschaftlichen Fakultät, Technische Universität Braunschweig.

Roberts, T.R. et al. 1984:

Non-extractable pesticide residues in soils and plants. Pure and Applied Chemistry 56, 945-956.

Mikrokosmenstudien zur Wirkung sowie zum Transport und Abbau von Terbutylazin in Ackerböden

von
Hantschel, R. und S. Eckert¹

1. EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG

Zur Untersuchung der folgenden drei Fragenkomplexe wurde die **Mikrokosmenanlage** entwickelt:

- Wirkung von Umweltchemikalien, speziell von Pflanzenschutzmitteln, auf die bodenbiologische Aktivität
- Transport von Umweltchemikalien durch ungestörte Bodensäulen
- Abbau von organischen Substanzen (natürlicher und anthropogener Art) unter besonderer Berücksichtigung des C- und N-Kreislaufes

Das Verbot des Atrazins 1990 lenkte den Blick auf ein wichtiges Nachfolgeprodukt, das Terbutylazin. In diesem Experiment sollten obige Fragestellungen für diesen Wirkstoff untersucht werden.

2. MATERIAL UND METHODEN

Bei dem Versuchsboden handelt es sich um eine **podsolige** (Humus-Eisen-) **Braunerde aus Flugsand** (pH 6.3, C_t 0.87%, N_t 0.06%). Die Probenahme im August 1990 erfolgte durch Abtragen des Oberbodens bis 25 cm auf einer Fläche von 2.5 m². Da es sich um einen reinen Sandboden handelt, wurde auf die sonst übliche ungestörte Probenahme verzichtet. Der Boden wurde feldfrisch in die Säulen (Durchmesser 14 cm, Höhe 30 cm) der Mikrokosmenanlage eingefüllt, wobei die im Feld gefundene Lagerungsdichte von 1,3 g/cm³ eingestellt wurde.

Es gab folgende Versuchsvarianten:

Variante 0 (K):	Kontrolle (unbehandelter Boden)
Variante 1 (KT):	Kontrolle mit Terbutylazin
Variante 2 (SO):	Stroh auf Bodenoberfläche
Variante 3 (SE):	Stroh in die oberen 10 cm eingearbeitet
Variante 4 (SOT):	Stroh oben mit Terbutylazin
Variante 5 (SET):	Stroh eingearbeitet mit Terbutylazin

Es wurde die zehnfach übliche Menge an Terbutylazin eingesetzt (= 1g/m²). Die verwendeten Methoden sind bei Eckert (1991) beschrieben.

3. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Basalatmung des Bodens blieb bei der Kontrolle während der gesamten Versuchszeit nahezu konstant, wobei gegen Ende ein leichter Abfall der Kurven aller Varianten zu beobachten ist. Dies kann mit einer Verminderung des C-Angebotes (Jawson and Elliott, 1986) oder der Beeinträchtigung der mikrobiellen Aktivität durch N-Mangel erklärt werden (Jenkinson, 1990).

¹ GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit München,
Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr. 1, 8042 Neuherberg

Die Strohvarianten SO und SE weisen durchgehend höhere CO₂-Flüsse als die unbehandelte Kontrolle auf, da das Stroh als zusätzliche C-Quelle die Tätigkeit der Mikroorganismen anregt (Jawson et al., 1989). Durch das eingearbeitete Stroh (SE) haben die Mikroorganismen im Vergleich zum oberflächlich ausgebrachten Stroh (SO) eine größere Angriffsfläche, weshalb die Zersetztätigkeit in allen 4 SE-Säulen mehr oder weniger höher als in den SO-Säulen ist.

Die Wirkung des Terbutylazins wird anhand der CO₂-Summenkurven diskutiert. Es fallen drei Ergebnisse auf:

1. Die CO₂-Freisetzungskurven liegen im selben Wertebereich wie die der unbehandelten Proben.
2. Die mit dem Wirkstoff behandelte, aber nicht strohgedüngte Variante KT weist keine Unterschiede zur Kontrolle K auf.
3. Zwischen den Behandlungen SOT und SET gibt es keinen Unterschied, wie er für SO und SE zu sehen ist. Nur gegen Ende der Versuchsperiode scheinen die Varianten mit Stroh auf der Bodenoberfläche in ihren Raten gegenüber den eingearbeiteten Säulen abzufallen.

Die mikrobielle Aktivität scheint durch die Behandlung mit der Zehnfachen üblichen Menge an Terbutylazin nicht beeinträchtigt zu werden. Im Gegenteil, bei der oberflächlichen Strohdüngung regt der Wirkstoff die Aktivität über eine gewisse Zeit an.

Bei keiner der mit Wirkstoff behandelten Varianten wurde Terbutylazin oder einer seiner Hauptmetaboliten im Sickerwasser gefunden. Nur im Bodenextrakt konnte der Wirkstoff bzw. seine Metabolite dedektiert werden. Die höchsten Terbutylazingehalte wurden bei der KT-Variante, die geringsten bei der SOT-Variante gefunden. Bei allen Behandlungen fanden sich im obersten Horizont (0-6,5 cm) ca. 85% des Terbutylazins, im zweiten (6,5-13 cm) ca. 14%. In der dritten (13-19,5 cm) und vierten (19,5-26 cm) Schicht waren nur noch Spuren vorhanden. Die Unterschiede zwischen den Varianten konnten nicht abgesichert werden. Der Metabolit DB-Terbutylazin tritt vereinzelt in Spuren auf und ist für die Auswertung unbedeutend. DE-Terbutylazin dagegen findet sich in allen Varianten, vor allem in den mit Stroh behandelten. Dabei ist die Konzentration bei den Strohvarianten im dritten Horizont am höchsten, während sie bei der Kontrolle in der zweiten Schicht die höchsten Werte erreicht. Die von Häfner (1989) gezeigte Adsorption von Terbutylazin an Bodenpartikel schützt den Wirkstoff vor der Tiefenverlagerung. Auf dem Weg zur Mineralisierung der Substanz entstehen die relativ stabilen Zwischenprodukte DE- und DB-Terbutylazin. Das Stroh scheint als zusätzlicher Filter für das Pflanzenschutzmittel zu wirken, da in diesen Varianten weniger Substanz nach unten verlagert wird. Eine Wiederfindungsrate von 50% zeigt, daß die Hälfte des Wirkstoffs dem Abbau durch Sorption entzogen ist. In den Strohvarianten wird aber auch mehr Terbutylazin abgebaut, wie die Zunahme der Metabolite zeigt. Dies deutet darauf hin, daß die angeregten Mikroorganismen fähig sind, die Ethylgruppe des Wirkstoffs abzubauen. Die Mobilität des DE-Terbutylazins entspricht etwa der des Atrazins (Häfner, 1989).

4. LITERATUR

- Eckert (1991): Einfluß des Terbutylazins auf den Abbau von Haferstroh, Unveröffentlichte Diplomarbeit des Instituts für Bodenökologie des GSF-Forschungszentrums
- Häfner (1989): Wichtige Aspekte zum Schutz des Grundwassers vor Pflanzenschutzmittel-Rückständen - dargestellt am Beispiel der Chlortriazine Atrazin, Simazin und Terbutylazin, Bericht der Baden-Württembergischen Landesanstalt für Pflanzenschutz, Stuttgart
- Jawson; Elliott (1986): J. Soil Biol. Biochem. 18, 15-22
- Jawson; Elliott; Papendick; Campbell (1989): J. Soil Biol. Biochem. 21, 417-422
- Jenkinson (1990): Phil. Trans. R. Soc. Lond. B, 361-368

Untersuchungen zur Cadmiumbelastung in Hamburger Kleingärten

von
H. Heymann und H. Wiechmann *

1. Fragestellung

Mit ca. 2.6 % des Hamburger Staatsgebietes nehmen die 324 Hamburger Kleingartenvereine eine beträchtliche Fläche ein. Dabei ist davon auszugehen, daß in den meisten der 36.600 Parzellen Nahrungsmittel angebaut und verzehrt werden.

Um das Ausmaß der anorganischen Schadstoffbelastung speziell dieser Flächen einschätzen zu können, werden die Hamburger Kleingartenböden unter anderem auf ihre Belastung mit dem Schwermetall Cadmium untersucht. Darüberhinaus werden Freiland-Gefäßversuche mit Bodenmaterial verschiedener Kleingartenstandorte und darauf wachsenden Gemüsepflanzen durchgeführt, um Aussagen über die Cadmiumverfügbarkeit für diese Pflanzen machen zu können.

2. Methodik

Bisher wurden im Untersuchungsprogramm 22 Kleingartenvereine berücksichtigt, in denen je nach Größe und Inhomogenität (Pürkhauer-Bohrungen) der Flächen zwischen 2 bis 14 - insgesamt 97 - Standorte untersucht wurden. Es handelt sich dabei in erster Linie um Kleingärten, von denen aufgrund verschiedener Vorinformationen ein erhöhter Belastungsgrad vermutet werden konnte. Somit liefern die ausgewählten Flächen kein für Hamburger Kleingartenböden repräsentatives Belastungsbild. Um Aussagen über die Tiefenverteilung der Schwermetalle machen zu können, wurden an jedem Standort 3 Tiefenstufen beprobt:

- 1) Oberboden, 0 bis 15 cm
- 2) Mittellage, 30 bis 70 cm
- 3) Unterboden, 80 bis 120 cm

Somit bilden insgesamt $97 \times 3 = 291$ Bodenproben die Auswertungsgrundlage. Bei den hier vorgestellten Cadmiumanalysen handelt es sich ausschließlich um Gesamtgehalte (Zeemann/3030-AAS-Messung nach Königswasseraufschluß 12 h bei 110°C).

Von 11 verschiedenen, mit Cadmium relativ hoch belasteten Standorten wurden jeweils ca. 200 kg Oberbodenmaterial entnommen, luftgetrocknet und unter Zerstörung der Bodenaggregate gründlich homogenisiert. Das bearbeitete Bodenmaterial wurde - getrennt

* Institut für Bodenkunde, Allende-Platz 2, 2000 Hamburg 13

nach den 11 Standorten - in jeweils sechs Gefäße (12 l, mit Drängelöchern) gefüllt; davon wurden 3 Gefäße mit Porree (*Allium porrum* L.) der Sorte "Tropita, SPERLING's" und 3 mit Rote Beete (*Beta vulgaris* L. ssp. *vulgaris* var. *conditiva* ALEF.) der Sorte "Probat, SPERLING's" bepflanzt; in jedem - bis nahe der Gefäßoberkannte ins Erdreich eingegrabenen - Gefäß wuchsen vom 7.6. bis 19.10.1989 im Freiland unter gleichen Bedingungen fünf Pflanzen auf, die nach der Ernte jeweils als eine Probe aufgearbeitet wurden (nach gründlichem Waschen mit Aqua dest. Aufschluß mit HNO₃ konz. 16 h bei 110°C). Die anschließende Cadmium-Messung erfolgte an der Zeemann/3030-AAS.

3. Ergebnisse und Bewertung

Die Abb. 1 zeigt, daß ein Großteil der beprobten Böden in zum Teil hohem Maße mit Cadmium belastet ist. Dies gilt vor allem für den Oberbodenbereich. Ein Vergleich der Cadmium-Ergebnisse mit dem entsprechenden 'LÖLF (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen) - Schwellenwert für anorganische Schadstoffe in Kulturböden im Hinblick auf weitergehende Untersuchungen bei Nutzpflanzen' - 2 ppm (für Sandböden und für Böden mit einem pH-Wert von < 6.5 gilt sogar 1 ppm) - (LÖLF, 1988) zeigt, daß in sehr vielen Kleingartenparzellen eine erhöhte Cadmiumaufnahme in stärker Cadmium-anreichernde Pflanzen zu befürchten ist.

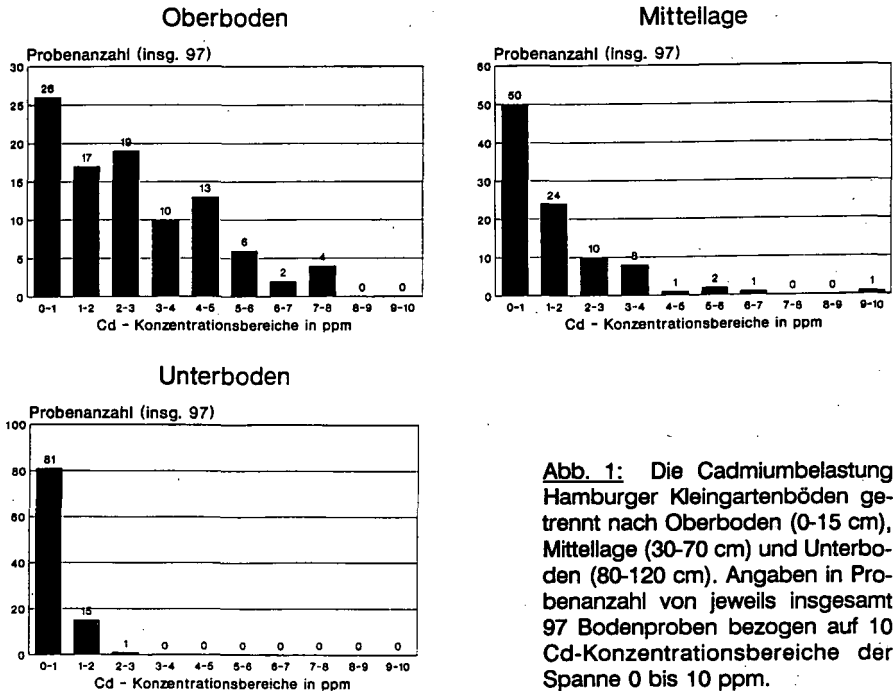


Abb. 1: Die Cadmiumbelastung Hamburger Kleingartenböden getrennt nach Oberboden (0-15 cm), Mittellage (30-70 cm) und Unterboden (80-120 cm). Angaben in Probenanzahl von jeweils insgesamt 97 Bodenproben bezogen auf 10 Cd-Konzentrationsbereiche der Spanne 0 bis 10 ppm.

Diese Befürchtungen werden durch die Freiland-Gefäßversuche bestätigt. Die folgende Tabelle zeigt, daß die Cadmium-Gehalte des Porrees bei 8 der 11 Standorte den betreffenden ZEBS (Zentrale Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien) - Lebensmittel-Richtwert des Bundesgesundheitsamtes (BGA, 1990) zumeist weit überschreiten; bei der Roten Beete-Knolle gilt entsprechendes sogar für alle 11 Standorte.

Tab.: Ergebnisse der Freiland-Gefäßversuche: Cadmiumgehalte der Böden, des Porrees und der Rote Beete-Knollen. Die Pflanzengehalte sind jeweils Mittelwerte von drei Einzelproben, die wiederum jeweils aus fünf Einzelpflanzen bestehen. Die Böden (Standort) stammen ausschließlich aus Kleingärten. Alle Gehalte in ppm bezogen auf Trockensubstanz.

Zum Vergleich: Lebensmittel-Richtwert des BGA ist - umgerechnet auf Trockensubstanz - 1.19 ppm für Porree bzw. 1.17 ppm für Rote Beete-Knolle.

Standort	Cd im Boden	Cd im Porree	Cd in R. Beete
1	4.06	1.20	3.06
2	7.49	14.02	12.26
3	7.32	4.09	8.09
4	5.83	6.89	7.21
5	6.42	2.06	4.92
6	2.48	0.91	3.03
7	4.58	2.44	5.09
8	3.45	2.05	3.13
9	7.61	0.80	3.03
10	5.07	0.58	1.27
11	3.87	1.99	2.21

Die Cadmium-Aufnahmerate in die Pflanzen hängt außer vom Cadmiumgehalt des Bodens von einigen anderen Parametern ab. Abschließend soll die Abb. 2 die Einflüsse dreier wichtiger Größen auf die Cadmiumaufnahme der Pflanzen veranschaulichen:

Der Cadmium-Transfer vom Boden in die Pflanze sinkt

- 1) mit steigendem pH-Wert des Bodens,
- 2) mit steigendem organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens,
- 3) mit steigendem Tongehalt des Bodens.

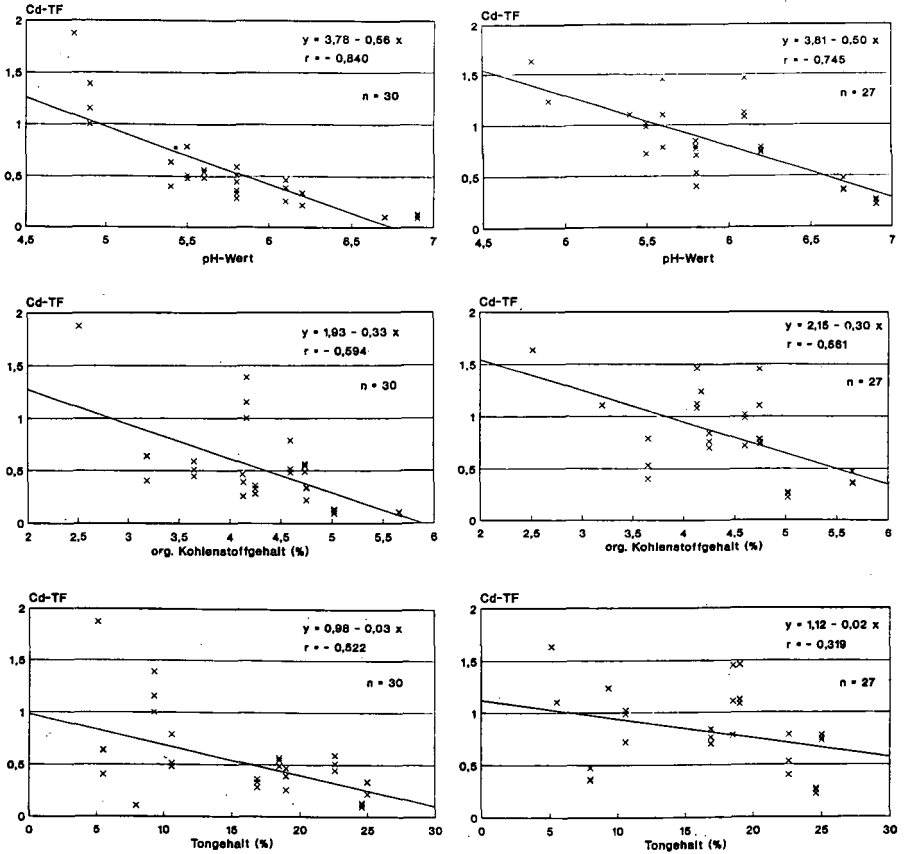


Abb. 2: Porreepflanzen (links) und Rote Beete-Knollen (rechts): Cd-Transferfaktor (= TF, errechnet aus Cd-Trockensubstanzgehalt Pflanze/Cd-Trockensubstanzgehalt Boden) in Abhängigkeit vom pH-Wert (jeweils oben), organischen Kohlenstoffgehalt (jeweils mittig) und Tongehalt (jeweils unten) des Bodens unter jeweiliger Angabe der Regressionsgeraden, des Korrelationsfaktors (r) und der Probenanzahl (n).

4. Literatur

BGA (Hrsg.) (1990): Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln. Bekanntmachungen des BGA (Bundesgesundheitsamt), Bundesgesundhbl. 5/90, S.224-226.

LÖLF (Hrsg.) (1988): Mindestuntersuchungsprogramm Kulturboden zur Gefährdungsabschätzung von Altablagerungen und Altstandorten im Hinblick auf eine landwirtschaftliche oder gärtnerische Nutzung. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (LÖLF), Recklinghausen, 12 S.

**Die Bestimmung effektiv austauschbarer Ionen
in natürlich gelagerten Bodenkörpern**

von

E. E. Hildebrand*

1. Einleitung und Arbeitshypothese

Die Entstehung von Bodenstruktur ist thermodynamisch ein Beitrag zur Entropieminimierung bei

- Mineralisierung organischer Substanz (biogene Struktur)
- Entwässerung von Bodenkolloiden aufgrund von diffusem Energieeintrag (abiotische Struktur).

In beiden Fällen entsteht offensichtlich beträchtliche bodenphysikalische Information gegenüber einer chaotischen Lagerung der Primärteilchen. Es liegt daher nahe anzunehmen, daß Bodenstruktur auch bodenchemische Information beinhaltet. In diesem Beitrag wird versucht, diese Information durch einfache, routinefähige Untersuchungsverfahren an ungestörten Bodenproben zugänglich zu machen und forstökologisch zu bewerten.

2. Material und Methoden

2.1 Material

Es werden feldfrische 100 ml Bodenkörper verwendet, teils in natürlicher Lagerung, teils gesiebt ($\phi < 2\text{mm}$). Lagerungsdichte und Steingehalt der Homogenisate werden entsprechend den natürlich gelagerten Vergleichsproben eingestellt.

2.2 Methoden

2.2.1 Spontaner Austausch an Aggregationsoberflächen

Homogenisierte und natürlich gelagerte Bodenkörper werden fraktionsweise mit 1 n NH_4Cl unter leichter Spannung ($10 < \Psi_m < 60 \text{ hPa}$) perkoliert, bis die Austauschraten auf wenige Prozent der maximalen Austauschrate abgesunken sind. Die schwellenartige Abnahme der ausgetauschten Ionenmengen zeigt an, wann die Phase des spontanen Austausches an umströmten natürlichen bzw. künstlichen Oberflächen abgeklungen ist (vgl. Abb. 1 und 2).

* Forstliche Versuchs- u. Forschungsanstalt Baden-Württemberg; Abt. Bodenkunde u. Waldernährung

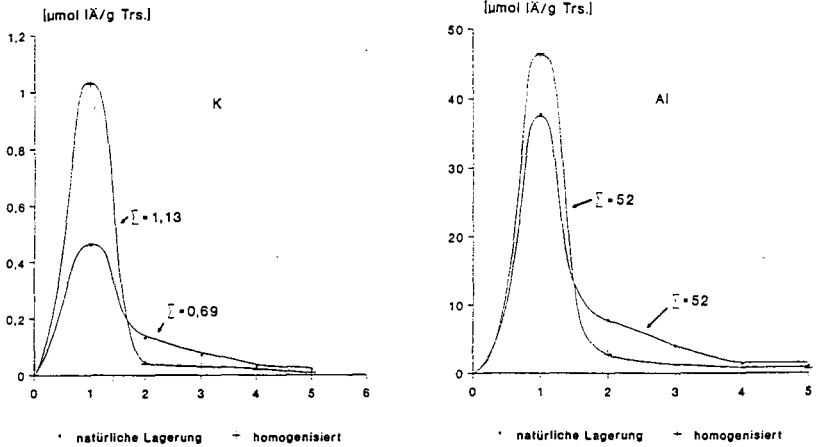


Abb. 1: Spontaner Austausch von K und Al in natürlich gelagerten und homogenisierten Bodenproben aus dem SBv-Horizont einer schwach pseudovergleyten Braunerde, oberer Buntsandstein, Fi 35, Fbz. Triberg (HILDEBRAND; 1991).

2.2.2 Diffusive Nachlieferung aus dem Aggregatinneren

Nach Abklingen des spontanen Ionenaustausches an Aggregatoberflächen werden die Proben bei einem Spannungsgleichgewicht von 700–800 hPa aufbewahrt. Es können dann nur noch diffusive Ionentransporte im wassergefüllten Intraaggregatporensystem stattfinden. An Parallelansätzen wird nach Zeitintervallen von 6, 12, 24, 48, 96 Stunden abermals mit 1 n NH₄Cl perkoliert. Als Maß der diffusiven Wiederauffüllung der Aggregatoberflächen dient der Anstieg der Freisetzungskurve zwischen der 3. und 4. Fraktion (vgl. Abb. 2).

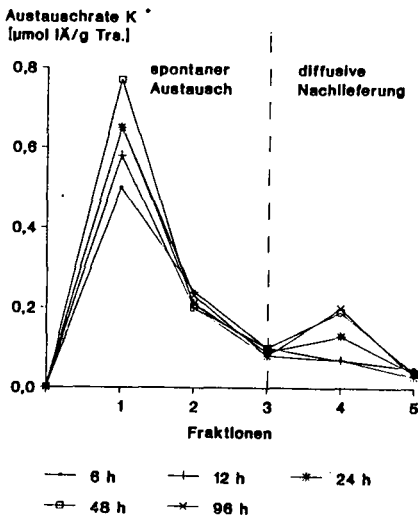


Abb. 2: Austauschraten in natürlich gelagerten Bodenkörpern durch Perkolation mit Austauschergelösung.

Linker Abschnitt: spontaner Austausch an Aggregatoberflächen
 Rechter Abschnitt: diffusive Wiederauffüllung der Aggregatoberflächen
 Hilfsvariable: Zeit
 Ah-Horizont einer Pseudogley-Parabraunerde, Rißmoräne, Fi 80, Fbz. Ochsenhausen.

Abb. 5 zeigt, daß auf der Diffusionsstrecke vom Aggregatinneren zum Aggregatäußeren eine starke Zunahme der K-Eintauschstärke möglich ist. Dadurch kann die Wiederauffüllung des Vorrates an austauschbarem K an den Aggregatoberflächen stark verzögert werden.

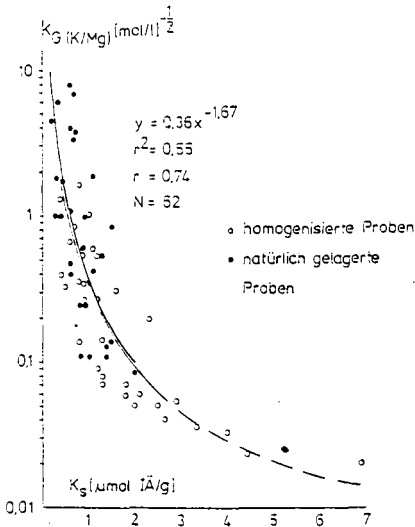


Abb. 5: Nach der GAPON-Gleichung berechnete K/Mg-Selektivitätskoeffizienten für natürlich gelagerte und homogenisierte Bodenproben aus Waldbeständen Südwestdeutschlands in Abhängigkeit vom Gehalt an austauschbarem Kalium: geringe K-Sättigung und hohe Eintauschstärken kommen hauptsächlich an natürlichen Aggregatoberflächen vor (HILDEBRAND; 1991).

4. Schlußfolgerungen und forstökologische Bewertung

- Im Hinblick auf Waldbäume sind Aggregatoberflächen die effektive Rhizosphäre. Ihre selektive und systematische Verarmung an spontan austauschbaren Mb-Kationen ist daher eine wichtige, strukturabhängige, bodenchemische Eigenschaft.
- Bei Kalium kann die relative Verarmung der Aggregatoberflächen extrem sein. Dies kommt daher, daß die diffusive Wiederauffüllung aus dem Aggregatinneren aufgrund hoher Eintauschstärken im Aggregatäußeren stark verzögert ist.
- Neuartige verbreitete K-Mängel in Fichtenbeständen auf lehmigen Standorten Südwestdeutschlands können auf diese bodenchemische Konstellation zurückgeführt werden.
- Bodenstruktur enthält also entscheidende bodenchemische Information. Diesen Informationsgehalt durch einfache Analysenverfahren mit natürlich gelagerten Bodenkörpern zugänglich zu machen, sollte in der Waldbodenkunde vermehrt Anwendung finden.

Literatur

HILDEBRAND, E.E. (1991): Die chemische Untersuchung ungestört gelagerter Waldproben - Methoden und Informationsgewinn; KfF PEF-Projekt 1985, 201 S.

3. Ergebnisse und Diskussion

- Die Aggregation von Boden bewirkt eine starke Verzögerung der spontanen Freisetzung von Mb-Kationen durch Austausch. Dies gilt vor allem für Kalium. Die Menge an spontan austauschbarem Aluminium erweist sich dagegen als unabhängig vom natürlichen Lagezustand (vgl. Abb. 1).
- Die Nachlieferung von Al aus dem Aggregatinneren erfüllt die Kriterien einer instationären Diffusion, wie sie aufgrund von Konzentrationsgradienten in den Aggregaten zu erwarten wäre (vgl. Abb. 3).
- Die Nachlieferung von K aus dem Aggregatinneren ergibt im Gegensatz zu Al keine Gerade über dem Ausdruck $1/\sqrt{t}$. Vor allem bei kurzen Zeitintervallen sind die K-Nachlieferungsraten sehr gering (vgl. Abb. 4).

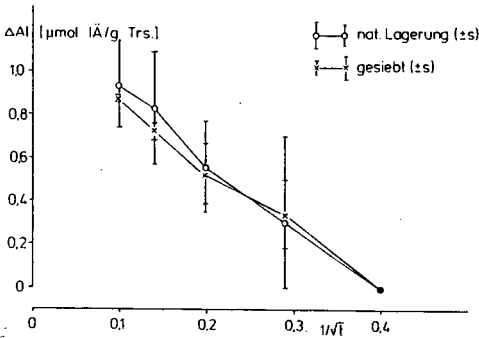


Abb. 3: Kumulative, relative Anreicherung von Al an Aggregatoberflächen in Abhängigkeit von $1/\sqrt{t}$: der annähernd lineare Verlauf weist auf instationäre Diffusion bei konstanter Ein-tauschstärke hin.

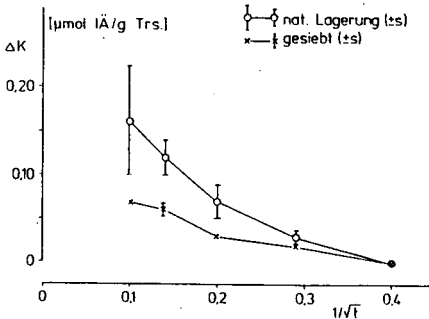


Abb. 4: Kumulative, relative Anreicherung von K an Aggregatoberflächen in Abhängigkeit von $1/\sqrt{t}$: bei kurzen Zeitintervallen ist die K-Nachlieferungsrate gegenüber Al und Ca unterproportional.

BODENWASSERCHEMISMUS EINES *Allium ursinum* BUCHENWALDES

Robert Jandl und Gerhard Glatzel
 Institut für Forstökologie, Univ. Bodenkultur,
 Peter Jordanstrasse 82, A - 1190 Wien

EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

Im Wienerwald baut der Frühjahrsgeophyt *Allium ursinum* an nährstoffreichen, frühjahrsfeuchten Standorten auffällige Reinbestände auf. Deren beachtliche oberirdische Biomasse (mitunter mehr als 200 g.m^{-2}) wird bis zum Frühsommer gänzlich abgebaut. Es findet dabei ein Nährstofffluß statt, der dem des herbstlichen Laubfalles des Buchenwaldes vergleichbar ist. Zwar ist die interne Nährstoff-Translokation in die Knollen des Bärlauchs effizient, doch gelangt im Zuge der Dekompositionsprozesse ein Teil der Nährstoffe zu einer Zeit in den Boden, in der die Bodentemperaturen und damit die mikrobielle Aktivität hoch ist. Unter günstigen meteorologischen Bedingungen sind erhöhte Mineralisationsraten zu erwarten.

In einem 135-jährigen Buchenbestand (370 m NN, SE-Exposition) auf der Steinernen Lahn im Flysch-Wienerwald werden seit 1989 Saugkerzenlysimeter des Soil-Moisture-Typs beprobt und der pH-Wert sowie die Konzentrationen an Ca, Mg, K, Na, Al, Mn (AAS - Perkin Elmer), NO_3 , SO_4 , Cl (IC - Dionex) und NH_4 (kolorimetrisch - Flow Injection Analyzer) bestimmt.

Der Boden weist Mullhumus auf, der im Laufe des Sommers komplett abgebaut wird. Die Regenwurmtätigkeit ist hoch. Der Profilaufbau der pseudovergleyten Braunerde lautet A_h (0-9 cm), AB_g (9-16 cm), B_{g1} (16-22 cm), B_{g2} (22-50 cm), C (>50 cm). In der Tabelle 1 sind ausgewählte Bodenparameter angegeben.

Tabelle 1: Gesamtgehalte an Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor, Gehalte an austauschbaren Kationen (0.1 m BaCl_2 -Auszug, ungepuffert).

[cm]	pH _{CaCl2}	C	N	P	K	Ca	Mg	Na	Al	Mn
						[mg.g ⁻¹]				
0 - 5	4,3	27,4	2,1	0,48	0,24	0,62	0,05	0,02	0,16	0,14
5 - 10	4,1	13,2	1,4	0,41	0,16	0,25	0,03	0,02	0,19	0,08
10 - 20	4,1	13,7	1,2	0,32	0,13	0,18	0,02	0,02	0,19	0,07
20 - 30	4,1	11,6	0,9	0,37	0,10	0,18	0,02	0,02	0,18	0,06
30 - 50	4,2	4,5	0,6	0,21	0,11	0,35	0,03	0,02	0,15	0,06

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Konzentrationen von Nitrat und Kalzium zeigen Werte, die weit über dem Bereich liegen, der von Waldökosystemstudien bekannt ist. Insbesondere im Jahr 1989 ist ein deutlicher Jahresgang der Ionenkonzentrationen zu erkennen. Infolge der feucht-warmen Witterung im Sommer wurden hohe Stickstoffmineralisierungsraten ermöglicht. Das Stickstoffangebot

überschritt den Bedarf der Vegetation, sodaß in der Bodenlösung wegen der geringen sommerlichen Niederschläge (wenige heftige Niederschlagsereignisse) hohe Konzentrationen des mobilen Nitrats auftraten.

Da die Nitrifikation ein protonengenerierender Prozeß ist, wurde der pH-Wert der Bodenlösung saisonal stark gesenkt. Die temporäre pH-Senkung zeigt die hohe Protonenfreisetzungskapazität biologischer Prozesse. Der Versauerungsschub wurde vom Salzeffekt überlagert. Die hohe Anionenkonzentration wird von einer äquivalenten Kationenmobilisierung (Ca, Mg, Al, H) begleitet. Die Al-Speziierung mittels des Programmes ALCHEMI zeigte, daß nur ein minimaler Teil des Aluminiums als Al^{3+} vorliegt. Im Herbst trat bis zum Streufall durch die temperaturbedingte Abnahme der Stickstoffmineralisierungsrate eine Anhebung des Bodenlösung-pH-Werts ein.

Während des niederschlagsarmen Winters nahmen die Konzentrationen infolge der geringen Auswaschungsverluste zu, während des trockenen Sommers 1990 konnten keine Proben gesammelt werden.

Im Sommer 1991 trat kein markantes saisonabhängiges Konzentrationsmuster auf. Möglicherweise erlaubten die im Vergleich zu 1989 deutlich niedrigeren Frühjahrstemperaturen und die unregelmäßige Niederschlagstätigkeit nur durchschnittliche Stickstoff-Mineralisierungsraten. Entsprechend sind die Konzentrationen des Ammoniums, des Substrates der Nitrifikation, im Oberboden höher als in den Jahren zuvor. - Die Konzentrationen des zweiten mobilen Anions, des Sulfates, zeigen bedeutend weniger zeitliche Variabilität als die Nitratkonzentrationen. Daraus kann geschlossen werden, daß Sulfat überwiegend in anorganischer Bindung vorliegt.

Der Vergleich der mittleren Jahreskonzentrationen verschiedener Ionen mittels Scheffe-Test ($\alpha=5\%$) ergab, daß signifikante Unterschiede zwischen den Jahren im wesentlichen auf den Oberboden beschränkt sind. Im Unterboden (60 cm Tiefe), der weniger von witterungsbedingten Temperaturschwankungen und mehr von den geologischen Bedingungen geprägt ist, stellen signifikante Unterschiede eher die Ausnahme dar. Zur Charakterisierung des Bodenwasserchemismus mittels Saugkerzen im Oberboden sind daher bedeutend längere Zeiträume erforderlich, wenn Saugkerzen im Oberboden installiert werden. Andererseits gewähren Saugkerzen im Oberboden detaillierte Einblicke in kurzfristig und reversibel ablaufende Bodenprozesse.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

- Bärlauch (*Allium ursinum*) Buchenwälder treten auf fertilen, wasserzügigen Standorten auf
- bei günstigen meteorolog. Bedingungen ist die Stickstoffmineralisierung außerordentlich hoch
- hohe Nitrifikationsraten vermögen beträchtliche Kationenmengen zu mobilisieren und den pH-Wert deutlich zu senken
- die Ionenkonzentrationen in der Bodenlösung zeigen die Abhängigkeiten von Ammonium und Nitrat (Substrat/Produkt-Beziehung) und von Nitrat und Kalzium, Magnesium und Aluminium.

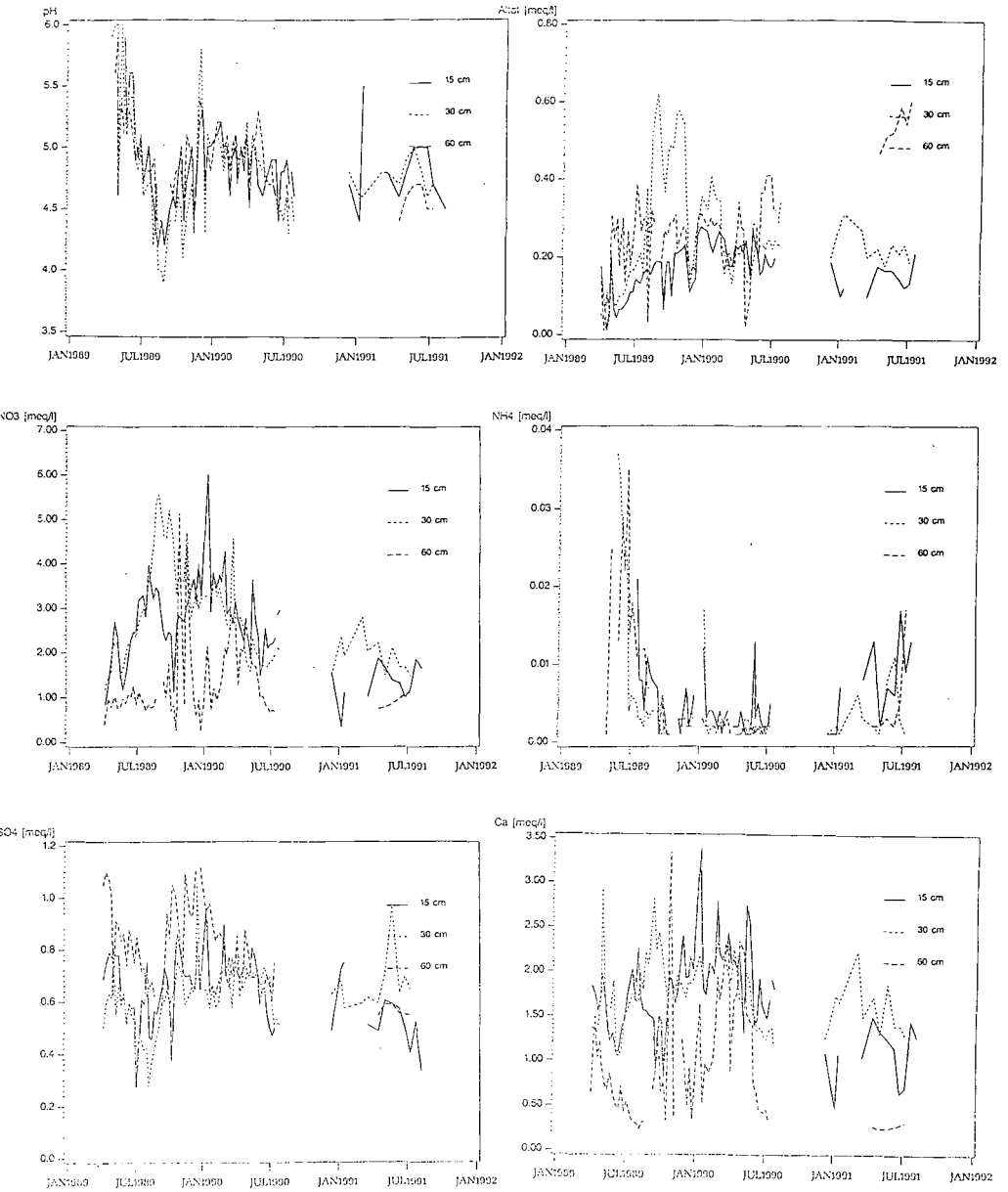


Abbildung 1: Elementkonzentrationen im Bodenwasser.

Dioxine in Böden Bayerns. Gehalte polychlorierter Dibenzodioxine (PCDD) und polychlorierter Dibenzofurane (PCDF) in Auflage- und Oberbodenhorizonten von Böden unterschiedlicher Nutzung und Immissionssituation

von

M. Joneck¹ und R. Prinz¹

Einleitung

Der Boden, als Teil der Ökosphäre, ist neben Luft und Wasser die natürliche Grundlage für das Leben auf der Erde. Für die Umwelt hat er vielfältige Funktionen als Filter, Puffer, Stoffspeicher und Pflanzenstandort. Er ist Vermittler zwischen Atmosphäre, Untergrund und Grundwasser.

Die Produktion und Emission von organischen Umweltchemikalien und deren Anwendung in Industrie, Landwirtschaft und Haushalten können zu einer vielseitigen Belastung der Ökosphäre und damit auch der Böden führen. Persistente organische Chlorkohlenwasserstoffe wie die polychlorierten Dibenzodioxine (PCDD) und die polychlorierten Dibenzofurane (PCDF) können in Böden angereichert werden. Diese Umweltchemikalien entstehen bei (unvollständiger) Verbrennung in Gegenwart von Chlor (z.B. Kabelverschmelzung), aber auch bei nichtpyrogenen Prozessen, wie z.B. bei der Herstellung von organischen Chlorverbindungen. Sie werden hauptsächlich in der Atmosphäre transportiert und dürften deshalb ubiquitär verbreitet sein.

Zielsetzung

Ziel dieser von 1989 - 1990 durchgeführten Untersuchungsprogramme ist es, einen Überblick über die Verbreitung von PCDD und PCDF in den Böden Bayerns unter Berücksichtigung unterschiedlicher Nutzungs- und Belastungssituationen zu erhalten.

Die Kenntnis des Bodenzustandes einschließlich eventueller Belastungen ist eine wesentliche Voraussetzung für das Erkennen oder die Vorhersage von Gefährdungen für Böden, Pflanzen oder Wasser und eine der Grundlagen für Maßnahmen der Vorsorge oder der Sanierung. Zur Erfassung der Belastung bayerischer Böden war es notwendig, unter Berücksichtigung der Nutzung industrienaher und industrieferner Standorte zu beproben und zu untersuchen. Dabei wurden entsprechend der unterschiedlichen Immissionssituationen Proben aus industriefernen (**ländlicher Raum**) und industrienahen (**Verdichtungsräume**) Räumen ausgewählt. Proben von **Verdachtsstandorten** wurden entnommen, um im direkten Umfeld konkreter Emittenten Informationen über maximale Belastungen zu erhalten.

Ergebnisse

Aufgrund der nutzungsspezifischen und räumlich differenzierten Auswertung des Datenpools ergeben sich für die einzelnen Schnittmengen zum Teil geringe Stichprobenumfänge, die die Aussagekraft stark einschränken. Aus diesem Grund sind die vorgestellten Ergebnisse als **Tendenzen** zu interpretieren.

Die Abbildungen 1 bis 4 zeigen die Häufigkeitsverteilungen der PCDD/F-Gehalte (ausgedrückt in ng TEq/kg m_T (berechnet mittels den BGA-Koeffizienten)) unterschiedlich genutzter Böden in Abhängigkeit von der Immissionssituation.

89% der **Acker-** und 91% der **Grünlandbodenproben** im ländlichen Raum weisen Werte von unter 1 ng TEq/kg m_T auf (vgl. Abbildung 1 und 2). In Verdichtungsräumen liegen die Anteile der Werte unter 1 ng TEq/kg m_T bei 80 bzw. 59 %, an Verdachtsstandorten bei 61 bzw. 39%.

Tendenziell sind an den Grünlandstandorten - im Vergleich zu den Ackerstandorten - die Dioxingehalte erhöht. Dies ist vermutlich auf die Durchmischung und Homogenisierung des Mineralbodens unter ackerbaulicher Nutzung und den damit einhergehenden Verdünnungseffekt zurückzuführen.

Die Anzahl der Proben in höheren Werteklassen nimmt in der Reihenfolge - ländlicher Raum, Verdichtungsräume, Verdachtsstandorte - zu. Eine räumliche Differenzierung entsprechend der unterschiedlichen

¹Bayerisches Geologisches Landesamt, Heßstr. 128, 8000 München 40

Immissionssituationen deutet sich an. Bei den Bodenuntersuchungen im Umfeld von Verdachtsstandorten ist jedoch zu berücksichtigen, daß, im Gegensatz zu den anderen Untersuchungsräumen, die Beprobungsflächen i.d.R. in der Hauptwindrichtung bzw. dem "Immissions-Hauptaufschlagspunkt" des Emittenten liegen.

In **Oberböden von Forststandorten** (Abbildung 3) liegen im ländlichen Raum 67 %, in Verdichtungsräumen 57 % und an den Verdachtsstandorten 50 % der Werte im Bereich $< 1 \text{ ng TEq/kg m}_T$. Die Anzahl der Proben in höheren Werteklassen nimmt auch hier in der Reihenfolge - ländlicher Raum, Verdichtungsräume, Verdachtsstandorte - zu, wenn-gleich der Trend an den Forstoberböden nicht so deutlich ausgeprägt ist.

In **organischen Auflagehorizonten** (Abbildung 4) sind die PCDD/F-Gehalte deutlich höher als in mineralischen Oberbodenhorizonten. 80 % der Proben des ländlichen Raumes sowie 72 % der Proben aus Verdichtungsräumen liegen im Bereich kleiner gleich 20 ng TEq/kg m_T . Die Bodenproben im Umfeld der Verdachtsstandorte liegen ausnahmslos im Bereich $> 20 \text{ ng TEq/kg m}_T$.

Der unterschiedlichen Dioxingehalt in organischen Auflagen und mineralischen Oberbodenhorizonten kann vor allem durch die unterschiedlichen spezifischen Gewichte von Auflage- und Mineralbodenhorizonten erklärt werden. Anhand der Ergebnisse deutet sich hier eine räumliche Differenzierung zwischen dem ländlichen Raum und den Verdichtungsräumen einerseits und den Verdachtsstandorten andererseits an.

Schlußfolgerung

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, daß Dioxine auch in ländlichen Regionen Bayerns in z.T. sehr geringen Konzentrationen nachweisbar sind. Dies spricht für eine ubiquitäre Verbreitung der Dioxine in den Böden. Höhere Dioxinbodgehalte können dort auftreten, wo infolge der menschlichen Aktivitäten zusätzliche Dioxinemissionen (z.B. durch Industrie, Straßenverkehr, Hausbrand) entstehen und in die Böden eingetragen werden. Nach unseren Ergebnissen sind dies aber zumeist flächenmäßig relativ kleine und eingrenzbar Arealen.

Allein die ubiquitäre Verbreitung der Dioxine in Böden erfordert aus Vorsorgegründen eine konsequente Minimierung (besser Vermeidung) der Problemstoffemissionen. Dies kann kurzfristig durch konsequenten Einsatz der Techniken zur Abgasreinigung, langfristig durch einen schonenden und sparsamen Umgang mit den natürlichen Ressourcen in Verbindung mit dem Aufbau von Stoffkreisläufen (Recycling) in der Industriegesellschaft erreicht werden.

Zusammenfassung

Im Rahmen des Bodenkatasters Bayern wurden im Zeitraum von 1989 - 1990 an 365 Standorten 498 Bodenproben bayernweit entnommen und auf polychlorierte Dibenzodioxine (PCDD) und polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) untersucht. Ziel des Untersuchungsprogrammes war es einen ersten **Überblick über die Konzentrationen und die Verbreitung von PCDD und PCDF in den Böden Bayerns** unter Berücksichtigung unterschiedlicher Nutzungs- und Belastungssituationen zu erhalten.

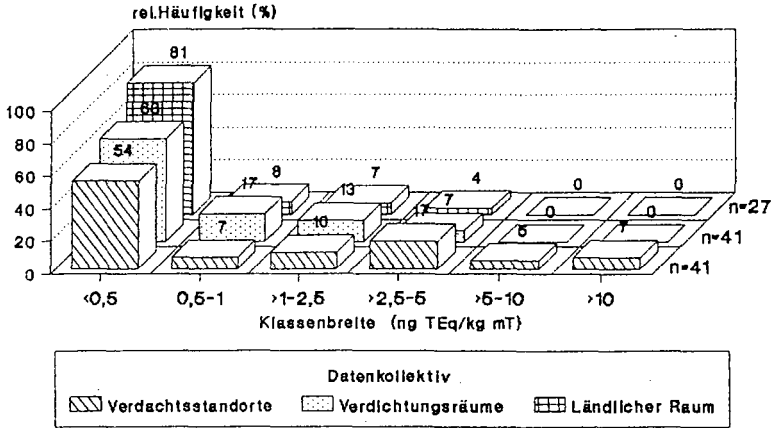
Aufgrund des z.T. geringen Stichprobenumfangs sind die im folgenden aufgeführten Ergebnisse als **Tendenzen** zu werten:

1. Die Anzahl der Proben in höheren Werteklassen nehmen in der Reihenfolge - ländlicher Raum, Verdichtungsräume, Verdachtsstandorte - zu.
2. An den Grünlandstandorten sind im Vergleich zu den Ackerstandorte die Dioxingehalte erhöht.
3. In organischen Auflagehorizonten sind die PCDD/F-Gehalte gegenüber den mineralischen Oberbodenhorizonten deutlich erhöht. Eine räumliche Differenzierung deutet sich zwischen dem ländlichen Raum und den Verdichtungsräumen einerseits und den Verdachtsstandorten andererseits an.

Literaturverzeichnis

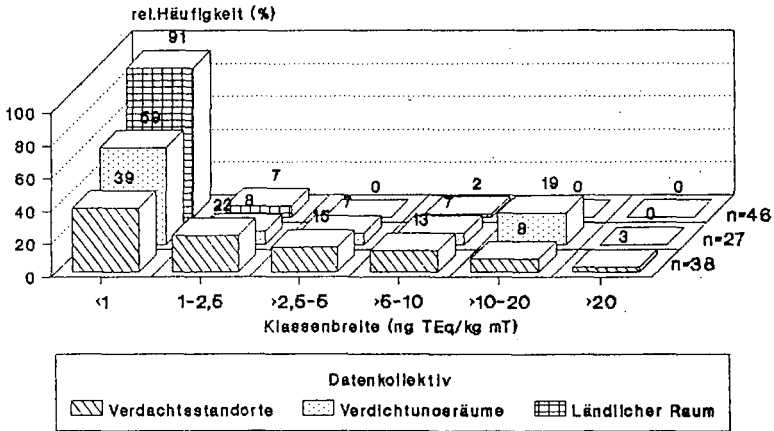
Joneck, M. und Prinz, R. (1991): DIOXINE IN BÖDEN BAYERNS. Gehalte polychlorierter Dibenzodioxine (PCDD) und polychlorierter Dibenzofurane (PCDF) in Auflage- und Oberbodenhorizonten von Böden unterschiedlicher Nutzung und Immissionssituation. GLA-Fachbericht, Nr. 7, im Druck, München.

Abb.1: Häufigkeitsverteilung der PCDD/PCDF-Gehalte in Acker Oberbodenhorizonten



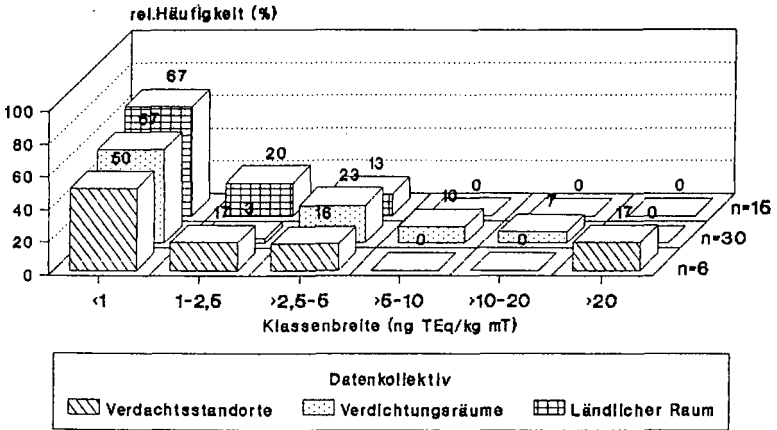
Datenerhebung 1989-1990

Abb.2: Häufigkeitsverteilung der PCDD/PCDF-Gehalte in Grünland Oberbodenhorizonten



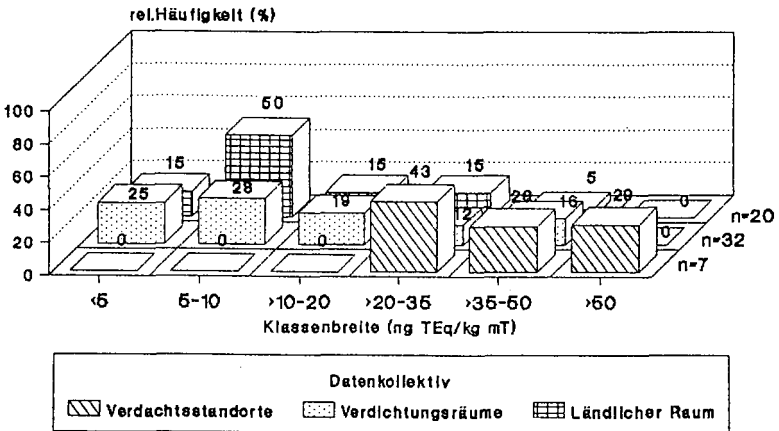
Datenerhebung 1989-1990

Abb.3: Häufigkeitsverteilung der PCDD/PCDF-Gehalte in Forst Oberbodenhorizonten



Datenerhebung 1989-1990

Abb.4: Häufigkeitsverteilung der PCDD/PCDF-Gehalte in Forst Auflagehorizonten



Datenerhebung 1989-1990

Salz- und Säureeffekte auf die chemische Zusammensetzung von Bodenlösungen und auf die Sorptionseigenschaften immissionsbelasteter Standorte

Klaus Kaiser* und Martin Kaupenjohann*

1. Einleitung

Im Zusammenhang mit den Ursachen der neuartigen Waldschäden werden u.a. Säureeinträge als Faktor zunehmender Bodenversauerung diskutiert (ULRICH 1989, S. 207-211). Der plötzliche und synchrone Ausbruch der Waldschäden Anfang der achtziger Jahre läßt sich allerdings durch langsam fortschreitende Bodenversauerung allein nicht befriedigend erklären (REHFUESS 1988).

Spontane, deutliche Verschiebungen z.B. der ernährungskundlich bedeutenden Ca/Al- und Mg/Al-Verhältnisse können in sauren Waldböden jedoch durch Mineralisierungsschübe induziert werden (MATZNER und THOMA 1983). Als Ursache für diese Veränderungen wird häufig die durch Nitrifikation bedingte Säureproduktion genannt. Ein anderer denkbarer Mechanismus in diesem Zusammenhang ist allerdings auch die Mobilisierung von austauschbar gespeicherter Azidität durch bei der Mineralisierung verstärkt freigesetzte Kationen (sog. Salzeffekt; BINKLEY 1989, S. 22; RICHTER et al. 1988).

2. Material und Methoden

Zur Überprüfung dieser Vorstellung wurden Salz- und Säureextrakte von A- und B-Horizonten saurer Waldböden aus dem Fichtelgebirge gewonnen. Es handelte sich um den Ahe- und den Bhs-Horizont eines Podsoles aus Oberwarnesteinach (OWS) sowie den Aeh und Bhsv einer Podsol-Braunerde aus Wülfersreuth (WÜR). Die wichtigsten, ökologisch relevanten Ergebnisse werden hier exemplarisch anhand des Ahe (OWS) und des Bhsv (WÜR) besprochen.

Tab.1: Analytische Kennzeichnung der Horizonte

Horizont	Fe _o	Fe _d mg/kg	C _{org}	pH _{CaCl2}	KAK _{eff} meq/kg	KAK _{pot}
Ahe (OWS)	1.71	5.26	23.0	2.94	55.28	132.80
Bhsv (WÜR)	16.83	35.10	21.9	3.60	85.36	238.80

Der homogenisierte Feinboden der Proben wurde mit verschiedenen Salzen (Na- und Mg-Salze) und Säuren behandelt. Da das Ausmaß der säuremobilisierenden Wirkung von Salzen und Säuren von der Mobilität des Anions (REUSS 1980) abhängt, wurden Sulfate und Chloride verglichen. Die Zugabe erfolgte mit steigenden Konzentrationen (0 - 0.4 - 1 - 4 - 10 meq/l) bei einem Boden : Lösungs-Verhältnis von 1 : 0.6. Nach 24 h Gleichgewichtseinstellung bei 5° C im Klimaschrank wurden die Proben in PE-Drucktöpfen mit Stickstoff bei 2.4 bar Überdruck durch 0.45 µm Polysulfonfilter druckfiltriert. In den Extrakten wurden pH, Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Al, Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻ und DOC bestimmt.

3. Ergebnisse

pH: Mit steigender Säure- und Salzzugabe sinkt i.d.R. der pH-Wert der Extrakte. Im Ahe-Horizont (Abb.1a) kommt es durch die Säuren zur stärksten pH-Absenkung. Bei den Salzen senken die Cl⁻-Varianten den pH stärker als die Sulfatsalze; Mg-Salze wirken stärker als Na-Salze. Im Bhsv-Horizont (Abb.1b) hat HCl den größten Effekt, gefolgt von MgCl₂ und NaCl. H₂SO₄ bedingt eine geringere pH-Absenkung als die Cl⁻-Salze. Die SO₄²⁻-Salze führen sogar zu einer pH-Erhöhung.

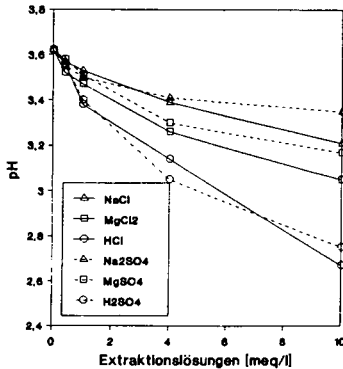


Abb.1a: Ahe pH-Wert

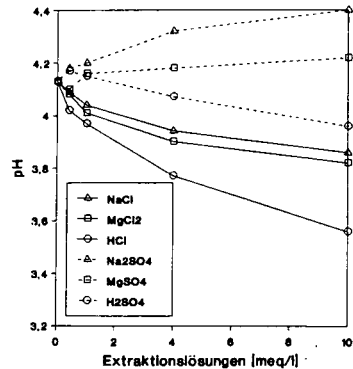
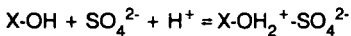


Abb.1b: Bhsv pH-Wert

Der Grund für das verschiedene Verhalten von Ahe und Bhsv bzw. Cl⁻- und SO₄²⁻-Lösungen liegt in der unterschiedlichen Anionensorption (Abb.2). Während Cl⁻ in beiden Horizonten kaum sorbiert wird (mobiles Anion, siehe REUSS 1980), spielt die SO₄²⁻-Sorption vor allem im sesquioxidreichen Bhsv eine bedeutende Rolle (vgl. VANCE und DAVID 1989, FULLER et al. 1985). Bei H₂SO₄-Zugabe werden hier bis zu 80 % des SO₄²⁻ sorbiert. Diese SO₄²⁻-Sorption kann nach ZHANG und SPARKS (1990) direkt durch H⁺-Kosorption auf den pH einwirken:



Die noch freie Valenz des Sulfats wird durch Sorption eines Kations abgesättigt (Erhöhung der KAK). Durch Pufferung und Sorption wird die Ionenstärke der Lösung reduziert, was zu einer verringerten Mobilisierung von Austauschacidität führt.

Ca/Al- und Mg/Al-Relationen: Diese Verhältnisse gelten als wichtige Parameter für die ökologischen Eigenschaften der Bodenlösung (Wurzeltoxizität, Mg-Ernährung)(ULRICH 1989, S. 229-237).

Im Ahe-Horizont (Abb.3) steigen die Ca/Al-Relationen mit zunehmender Säure- bzw. Salzkonzentration zunächst an, fallen dann i.d.R., besonders bei den Säuren, wieder ab. Ähnliches gilt auch für die Mg/Al-Relationen. Im Bhsv-Horizont dagegen sinken die Ca/Al- wie die Mg/Al-Verhältnisse stetig (Abb.4a und b). HCl hat die größte Wirkung, die Cl⁻-Salze haben einen stärkeren Einfluß als die vergleichbaren SO₄²⁻-Salzen und z.T. auch als H₂SO₄.

Da verschiedene Al-Spezies wie Al-Org (HUE et al. 1986) und AlSO₄-Komplexe (NOBLE et al. 1988, WRIGHT et al. 1989) nicht oder nur gering toxisch sind, ist die Al-Spezifizierung zur Beurteilung der Al-Toxizität von großer Bedeutung (BERTSCH 1990). Deshalb wurde mit ALCHEMI 4.0 (SCHECHER 1989) eine Berechnung der Al-Spezies durchgeführt. Vom Gesamt-Al wurden die nichttoxischen Spezies subtrahiert, der verbleibende Rest als Al_{tox} bezeichnet. Die Ca/Al_{tox} und Mg/Al_{tox}-Werte im Bhsv (Abb.5a und b) zeigen, daß die Cl⁻-Salze eine stärkere Erniedrigung als H₂SO₄ bewirken.

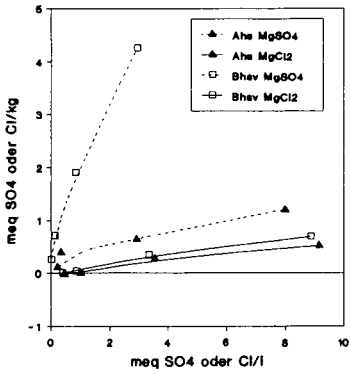


Abb.2: Anionensorption

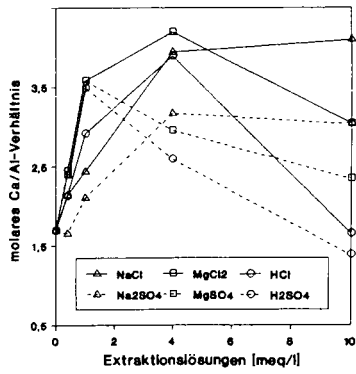


Abb.3: Ahe Ca/Al-Relationen

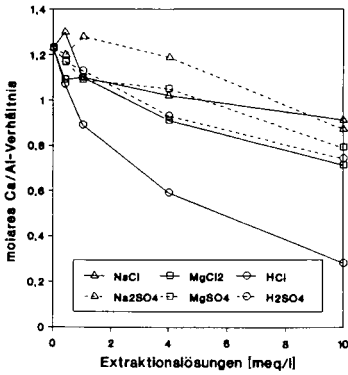


Abb.4a: Bhav Ca/Al-Relationen

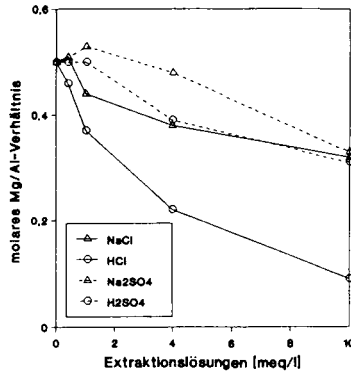


Abb.4b: Bhav Mg/Al-Relationen

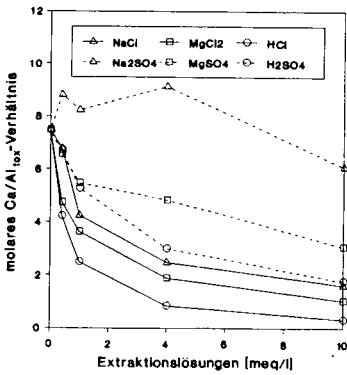


Abb.5a: Bhav Ca/Al tox-Relationen

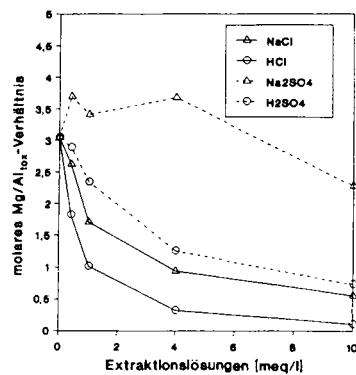


Abb.5b: Bhav Mg/Al tox-Relationen

4. Ökologische Bewertung / Schlußfolgerungen

Die hier ermittelten Ca/Al- und Mg/Al-Relationen sind zumindest bei niedrigen Salz- und Säurezugaben verglichen mit in Saugkerzenlösungen gefundenen (siehe HANTSCHTEL 1987, S. 147) relativ hoch. Dies mag mit dem Gleichgewichtsextrakt von homogenisiertem Bodenmaterial zusammenhängen. So fanden HANTSCHTEL et al. (1988) bei der Extraktion natürlich gelagerter Bodenproben (PBL) niedrigere Ca/Al- und Mg/Al-Relationen als bei der Verwendung von homogenisierten Proben (GBL).

Die Ergebnisse zeigen, daß Salze mit mobilen Anionen vergleichbare Veränderungen in der Bodenlösung bewirken können wie Säuren mit immobilere Anionen. Die im Zusammenhang mit der Mineralisierung organischer Bodensubstanz beobachteten Versauerungsschübe können also nicht nur durch die H⁺-Produktion infolge von Nitrifikation, sondern auch durch den Salzeffekt freigesetzter Kationen in Verbindung mit dem hochmobilen NO₃⁻ erklärt werden.

Die SO₄²⁻-Speicherung scheint der Grund für die bei Kieserit (MgSO₄)-Düngung im Fichtelgebirge von KAUPENJOHANN (1991) beobachteten positiven Ergebnisse (verbesserte Mg-Speicherung, günstige Nährelement/Al_{tox}-Relationen, verbessertes Wurzelwachstum) zu sein (vgl. KAUPENJOHANN und ZECH 1989).

5. Literatur

- BERTSCH, P.M. (1990): Aluminium Speciation Methodology and Applications; in: NORTON, S.A.; LINDBERG, S.E. & PAGE, A.L. (Eds.): Acid Precipitation Vol.4, Aquatic Process and Lake Acidification; *Adv. Environ. Sci.* 4, Springer Verlag, New York; 63-105
- BINKLEY, D.; DRISCOLL, C.T.; ALLEN, H.L.; SCHOENEBERGER, P.; MCAVOY, D. (1989): Acid Deposition and Forest Soils; *Ecol. Studies* 72, Springer Verlag, New York (149 S.)
- FULLER, R.D.; DAVID, M.B.; DRISCOLL, C.T. (1985): Sulfate Adsorption Relationship in Forested Spodosols of the Northeastern USA; *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 1034-1040
- HANTSCHTEL, R. (1987): Wasser- und Elementbilanz von geschädigten, gedüngten Fichtenökosystemen im Fichtelgebirge unter Berücksichtigung von physikalischer und chemischer Bodenheterogenität; *Bayreuther Bodenkundl. Ber.* 3 (219 S.)
- HANTSCHTEL, R.; KAUPENJOHANN, M.; HORN, R.; GRADL, J.; ZECH, W. (1988): Ecologically Important Differences Between Equilibrium and Percolation Soil Extracts, Bavaria; *Geoderma* 43: 213-227
- HUE, N.V.; CRADDOCK, G.R.; ADAMS, F. (1986): Effect of Organic Acids on Aluminium Toxicity in Subsoils; *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 28-34
- KAUPENJOHANN, M.; ZECH, W. (1989): Düngerdynamik in sauren Waldböden des Fichtelgebirges: Einfluß des begleitenden Anions; *KfK-PEF* 55 (Karlsruhe): 143-151
- KAUPENJOHANN, M. (1991): Magnesiummangel im Wald; *Kali-Briefe* 20: 561-577
- MATZNER, E.; THOMA, E. (1983): Auswirkung eines saisonalen Versauerungsschubes im Sommer/Herbst 1982 auf den chemischen Bodenzustand verschiedener Waldökosysteme; *AFZ* 38: 677-682
- NOBLE, A.D.; SUMNER, M.E.; ALVA, A.K. (1988): The pH-Dependency of Aluminium Phytotoxicity Alleviation by Calcium Sulfate; *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 1651-1656
- REHFUESS, K.H. (1988): Übersicht über die bodenkundliche Forschung im Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden; *KfK-PEF* 35 (Karlsruhe): 1-26
- REUSS, J.O. (1980): Simulation of Soil Nutrient Loss Resulting from Rainfall Acidity; *Ecol. Model.* 11: 15-38
- RICHTER, D.D.; COMER, P.J.; KING, K.S.; SAWIN, H.S.; WRIGHT, D.S. (1988): Effects of Low Ionic Strength Solutions on pH of Acid Forested Soils; *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 261-264
- SCHECHER, W.D. (1989): ALCHEMI 4.0
- ULRICH, B. (1989): Effects of Acidic Precipitation on Forest Ecosystems in Europe; in: ADRIANO, D.C. & JOHNSON, A.H. (Eds.): Acid Precipitation Vol.2, Biological and Ecological Effects; *Adv. Environ. Sci.* 4, Springer Verlag, New York; 189-272
- VANCE, G.F.; DAVID, M.B. (1989): Effect of Acid Treatment on Dissolved Organic Carbon Retention by a Spodic Horizon; *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 1242-1247
- WRIGHT, R.J.; BALJGAR, V.C.; RICHTER, K.D.; WRIGHT, S.T. (1989): Influence of Soil Solution Aluminium on Root Elongation of Wheat Seedlings; *Plant and Soil* 113: 294-298
- ZHANG, P.C.; SPARKS, D.L. (1990): Kinetics and Mechanisms of Sulfate Adsorption/Desorption on Goethite Using Pressure-Jump Relaxation; *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 1266-1273

Verhalten von Dioxinen in Böden – Aktueller Kenntnisstand

Kaune, A.⁺⁾ und H. Fiedler⁺⁾

Einleitung

Polychlorierte Dibenzo-*p*-dioxine (PCDD) und Dibenzofurane (PCDF) sind durch geringe Wasserlöslichkeit, geringe Dampfdrücke und hohe Adsorptionskonstanten gekennzeichnet. Ihre Persistenz und hohe akute Toxizität im Tierversuch werden als Gefährdungspotential für den Menschen interpretiert. Die Kontamination von Böden kann der Ausgangspunkt einer Anreicherung in der Nahrungskette sein. Deshalb wird in diesem Beitrag das Verhalten von PCDD/F im Boden anhand neuerer Literatur zusammengefaßt.

Der Boden ist die bedeutendste Senke für die in die Umwelt eingetragenen PCDD/F. Nach dem Fugazitätsmodell (1) befinden sich 70 % des im Ökosystem vorhandenen 2,3,7,8-Cl₄DD im Boden.

Die Halbwertszeiten verschiedener Isomeren (Tabelle 1) beinhalten alle Eliminationsprozesse. Verflüchtigung von der Bodenoberfläche wird von einigen Autoren jedoch als der wichtigste Austragspfad angesehen.

Tabelle 1. Halbwertszeiten verschiedener PCDD/F-Isomeren in Böden.

Isomer	t _{1/2} (a)	
1,3,6,8-Cl ₄ DD	0,36–1,1 ^a	(2)
2,3,7,8-Cl ₄ DD	0,96	(3)
2,3,7,8-Cl ₄ DD	8,6	(4)
2,3,7,8-Cl ₄ DD	10–12	(5)
1,2,3,4,7-Cl ₅ DD	1,1 ^a	(6)

^a t_{1/2} wird vor allem auf Verflüchtigung zurückgeführt

Die Toxizitätsäquivalente

Von den 75 PCDD und 135 PCDF besitzen diejenigen Isomeren die größte Toxizität, die in den lateralen Positionen 2, 3, 7 und 8 einen Chlorsubstituenten tragen. Um eine Bewertung der PCDD/F zu ermöglichen, wurde das Konzept der Toxizitätsäquivalente eingeführt. Danach werden die Konzentrationen bestimmter Homologen und Isomeren mit einem Toxizitätsäquivalenzfaktor (TEF) multipliziert und die Produkte addiert. Die TEF des Bundesgesundheitsamtes (BGA-TEF) werden in der Bundesrepublik zunehmend durch die internationalen TEF (I-TEF) ersetzt.

PCDD/F-Gehalte in Böden

Archivierte Bodenproben aus dem 19. Jh. zeigen, daß PCDD/F bereits vor der Industrialisierung in einem ähnlichen Verhältnis der Homologen emittiert wurden wie heute. Die Werte steigen von Cl₄DD zu Cl₃DD an, sind bei den PCDF für Cl₄DF und Cl₅DF am höchsten und nehmen mit steigendem Chlorierungsgrad ab (Abb. 1). Dieses Muster entspricht dem von Verbrennungsprozessen.

Durch die Intensivierung von Verbrennungsprozessen haben die PCDD/F-Konzentrationen in Böden stark zugenommen. Die heutige Hintergrundbelastung liegt zwischen < 1 und 4 ng BGA-TE/kg. Die Konzentration der PCDD beträgt 30 bis 300 ng/kg, die der PCDF 10 bis 20 % dieses Wertes (7).

In Humushorizonten erreichen die PCDD/F-Gehalte bis zu 60 ng I-TE/kg. PCDD/F, vor allem Cl₇DF und Cl₈DF, werden im L- und Of-Horizont angereichert. Vom Of zum Oh nehmen die Konzentrationen der meisten Homologen ab. Das Furan/Dioxin-Verhältnis steigt von den Nadeln zum Oh-Horizont an. Eine Beziehung der PCDD/F-Gehalte zu den Gehalten an Alkyl-C und Lipiden, die in Humusaufgaben angereichert werden, ist nicht zu erkennen (11).

⁺⁾ Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Ökologische Chemie und Geochemie, Postfach 10 12 51, 8580 Bayreuth

Quellen

Atmosphärische Deposition. Die atmosphärische Deposition von PCDD/F, die aus Verbrennungsprozessen (Müllverbrennung, Hausbrand, Kfz-Emissionen etc.) stammen, stellt die bedeutendste Quelle dar. Aus den Emissionen der vergangenen 10 Jahre errechnet sich eine Bodenbelastung von 0,33 bis 0,87 ng I-TE/kg. Diese Werte stimmen gut mit der Hintergrundbelastung überein.

Ausbringung von Klärschlamm. Die Ausbringung hoher Klärschlammengen führt zu einer Anreicherung von PCDD/F in Böden. Aufgrund der Veränderung des PCDD/F-Homologenmusters zwischen Klärschlamm und Boden wird ein photolytischer Abbau von Cl₇DD/F und Cl₈DD/F im Zeitraum zwischen der Ausbringung und dem Unterpflügen sowie eine Verdunstung der leichter flüchtigen Cl₄DD/F und Cl₅DD/F angenommen (12).

Anwendung von Pestiziden. Vor allem Pestizide, die aus Chlorphenolen hergestellt werden (z. B. 2,4-D, 2,4,5-T), enthalten PCDD/F. Die Gehalte an 2,3,7,8-Cl₄DD lagen teilweise im mg/kg-Bereich. Es ist jedoch nicht geklärt, in welchem Ausmaß Ackerböden durch die Anwendung kontaminierter Pestizide belastet werden. 2,3,7,8-Cl₄DD unterliegt einem schnellen Photoabbau, wenn es in einem Film des Pestizids auf sonnenexponierten Blatt- und Bodenoberflächen vorliegt (14).

Transport in der Gasphase

Der Dampfdruck der PCDD/F ist sehr gering und nimmt mit steigendem Chlorierungsgrad ab.

Es existieren unterschiedliche Angaben darüber, ob die Verflüchtigung von PCDD/F aus Böden einen wichtigen Eliminationsprozeß darstellt. Nach Modellrechnungen betragen in 16 Monaten die dampfförmigen Verluste von 2,3,7,8-Cl₄DD aus 0–1 cm Bodentiefe nur 0,01 % und aus 0–1 mm Tiefe nur 0,1 % der in der jeweiligen Tiefe vorhandenen Menge. Diese Ergebnisse werden durch Freiland- und Laborversuche bestätigt, wonach in 4 Jahren bis 12,5 cm Tiefe keine Veränderung der 2,3,7,8-Cl₄DD-Konzentrationen festgestellt wurde. Dies galt selbst für die Bodenoberfläche, an der im Sommer Temperaturen von mehr als 40 °C auftraten und eine Verflüchtigung zu erwarten war (15). Dagegen nehmen Friesen et al. (6) an, daß 67 % des an der Bodenoberfläche applizierten 1,2,3,4,7-Cl₅DD in 639 Tagen gasförmig den Boden verlassen hat (Abb. 2). Nach Modellrechnungen von Eduljee (16) beträgt die Halbwertszeit der Verflüchtigung von der Bodenoberfläche 104 Tage. Mit zunehmender Tiefe der Kontamination sinkt der gasförmige Austrag stark ab, weil der Transport zur Bodenoberfläche dann durch die geringe Diffusionsrate im Boden limitiert wird. Andererseits konnte ein Konzentrationsprofil, das 12 Jahre nach einer punktförmigen Kontamination in 10 cm Tiefe gemessen wurde, ausschließlich mit einem Diffusionsprozeß in der Bodenluft beschrieben werden (17).

Transport in der flüssigen Phase

Auch wenn Fulvo- und vor allem Huminsäuren die Wasserlöslichkeit erhöhen (18), werden PCDD/F nicht mit dem Bodenwasser transportiert. Die Anwendung eines eindimensionalen Konvektions-Dispersions-Modells für den Transport von 2,3,7,8-Cl₄DD in einem wassergesättigten Boden ($k_f = 10^{-4}$ cm/s) ergab eine Transportrate von 0,03 mm/a (19).

Vor allem chlorierte und aromatische Kohlenwasserstoffe stellen effektive Transportmedien dar (20). Bei Anwesenheit organischer Lösungsmittel (Industriestandorte, Einflusbereich von Deponiesickerwässern) ist daher mit einer erhöhten Mobilität zu rechnen. Beispielsweise betrug die Tiefe der Kontamination mit 2,3,7,8-Cl₄DD an 2 Industriestandorten mehrere Meter (98 µg/kg in 5,4 m Tiefe bei gleichzeitig hohem Chlorbenzolgehalt und hoher Durchlässigkeit (21)).

Mikrobieller Abbau

Der Bioabbau von PCDD/F muß als vernachlässigbar angesehen werden. In Batchversuchen mit *Phanerochaete chrysosporium* wurde eine Mineralisation von 2,3,7,8-Cl₄DD zu CO₂ mit einer Halbwertszeit von 2,5 Jahren beobachtet (22). Ein Versuch mit Maispflanzen in Nährlösung legte die Vermutung nahe, daß 2,3,7,8-

Cl₄DD im System Maiswurzel/Mikroorganismen abgebaut wurde ($t_{1/2}$ ca. 3 a) (23). In einem terrestrischen Modellökosystem wurden innerhalb von 4 Monaten 44 % des zugegebenen 2,3,7,8-Cl₄DD metabolisiert (24), was einer Halbwertszeit von 0,29 a entspricht. Dagegen konnte in vielen anderen, bis zu 12 Jahre dauernden Untersuchungen ein mikrobieller Abbau nicht nachgewiesen werden.

Photoabbau

Die Photolyse von PCDD/F ist auf eine dünne Grenzschicht (z. B. < 0,15 mm Tiefe (25, 26)) beschränkt. In Versuchen mit Cl₈DD und 2,3,7,8-Cl₄DD nahmen die Konzentrationen in den ersten Tagen ab und blieben dann konstant, weil die verbliebenen Moleküle durch Bodenpartikel vom Licht abgeschirmt wurden (26). Die Zugabe von organischen Lösungsmitteln zum Boden ermöglicht einen Transport von PCDD/F an die Bodenoberfläche und damit einen länger anhaltenden Photoabbau (25).

Eine wesentliche Voraussetzung für den Photoabbau ist die Anwesenheit eines organischen Wasserstoffdonators. Dies können Pestizide und ihre Formulierungen sein. Daher erfolgte, wenn 2,3,7,8-Cl₄DD in einem dünnen Film eines Pestizids auf Boden- und Pflanzenoberflächen aufgebracht wurde, eine rasche photochemische Dechlorierung zu Cl₂DD und Cl₃DD (14).

2,3,7,8-Cl₄DD wird zu einem kleinen Teil zu 4,4',5,5'-Tetrachlor-2,2'-dihydroxybiphenyl und niedriger chlorierten PCDD/F abgebaut. Der Großteil der Abbauprodukte von 2,3,7,8-Cl₄DD und Cl₈DD konnte aber bisher nicht identifiziert werden. Unter den Dechlorierungsprodukten von Cl₈DD überwiegen diejenigen Cl₅DD und Cl₄DD, die an den lateralen Positionen substituiert und daher toxischer sind als die Ausgangssubstanz (25, 26).

Aufnahme durch Pflanzen

Wegen der starken Adsorption an Bodenpartikel und ihrer geringen Wasserlöslichkeit werden PCDD/F nicht von Pflanzenwurzeln aufgenommen. Bei Versuchen in Nährlösungen wurde zugegebenes ³H-2,3,7,8-Cl₄DD zwar zu ca. 70 % an Soja- und Maiswurzeln adsorbiert, aber nicht mit dem Transpirationsstrom aus den Wurzeln in den Sproß verlagert. Die Zugabe von Tensiden zur Nährlösung (0,05 Vol.-% Tween-80) reduzierte die an den Wurzeln adsorbierte Menge auf ca. 20 %, beeinflusste aber nicht die Verlagerbarkeit im Xylem (23).

Ein wesentlicher Kontaminationspfad für den Sproß ist die Verdunstung von PCDD/F aus dem Boden und die nachfolgende Adsorption an oberirdische Pflanzenteile (23, 27). Da Pflanzenoberflächen auch durch die atmosphärische Deposition kontaminiert werden, eignen sich z. B. Fichtennadeln als Biomonitoren.

Literatur

- (1) Mackay, D. et al. (1985). *Chemosphere* 14, 859–863.
- (2) Muir, D. C. G. et al. (1985). *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 33, 518–523.
- (3) Kearney, P. C. et al. (1972). *Environ. Sci. Technol.* 6, 1017.
- (4) Cerlesi, S. et al. (1989). *Chemosphere* 18, 989.
- (5) Young, A. L. (1983). In R. E. Tucker et al. (Hrsg.): *Human and Environmental Risks of Chlorinated Dioxins and Related Compounds*. Plenum Press, New York, 173–190.
- (6) Friesen, K. J. et al. (1990). *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 39, 187–195.
- (7) Hagenmaier, H. (1987). *Abschlußbericht zum Forschungs- und Untersuchungsvorhaben: Belastung der Umwelt mit Dioxinen*, Institut für Organische Chemie der Universität Tübingen.
- (8) Eduljee, G. H. et al. (1986). *Chemosphere* 15, 1577–1584.
- (9) Creaser, C. S. et al. (1990). *Chemosphere* 21, 931–938.
- (10) Creaser, C. S. et al. (1989). *Chemosphere* 18, 767.
- (11) Reischl, A. et al. (1990). In O. Hutzinger und H. Fiedler (Hrsg.): *Organohalogen Compounds* 4, 223–228.
- (12) McLachlan, M. S. und M. Reissinger (1990). *VDI-Berichte* 837, 475–488.
- (13) Hagenmaier, H. (1990). In *The Toxicology Forum: Health Effects and Safety Assessment of Dioxins and Furans*, 356–379.
- (14) Crosby, D. G. und A. S. Wong (1977). *Science* 195, 1337–1338.
- (15) Yanders, A. F. et al. (1989). *Chemosphere* 19, 429–432.
- (16) Eduljee, G. (1987). *Chemosphere* 16, 907–920.

- (17) Freeman, R. A. und J. M. Schroy (1989). *Chemosphere* 18, 1305–1312.
- (18) Webster, G. R. B. et al. (1986). *Chemosphere* 15, 1379–1386.
- (19) Des Rosiers, P. E. (1986). *Chemosphere* 15, 1513–1528.
- (20) Palausky, J. et al. (1986). *Chemosphere* 15, 1389–1396.
- (21) Jürgens, H.-J. und R. Roth (1989). *Chemosphere* 18, 1163–1169.
- (22) Bumpus, J. A. et al. (1985). *Science* 228, 1434–1436.
- (23) McCrady, J. K. et al. (1990). *Chemosphere* 21, 359–376.
- (24) Matsumura, F. et al. (1983). In R. E. Tucker et al. (Hrsg.): *Human and Environmental Risks of Chlorinated Dioxins and Related Compounds*. Plenum Press, New York, 191–219.
- (25) Kieatitwong, S. et al. (1990). *Environ. Sci. Technol.* 24, 1575–1580.
- (26) Miller, G. C. et al. (1989). *Chemosphere* 18, 1265–1274.
- (27) Facchetti, S. et al. (1986). *Chemosphere* 15, 1387–1388.

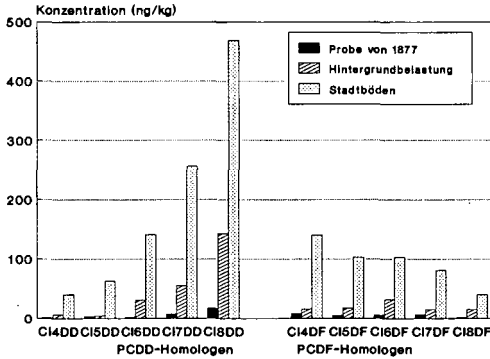
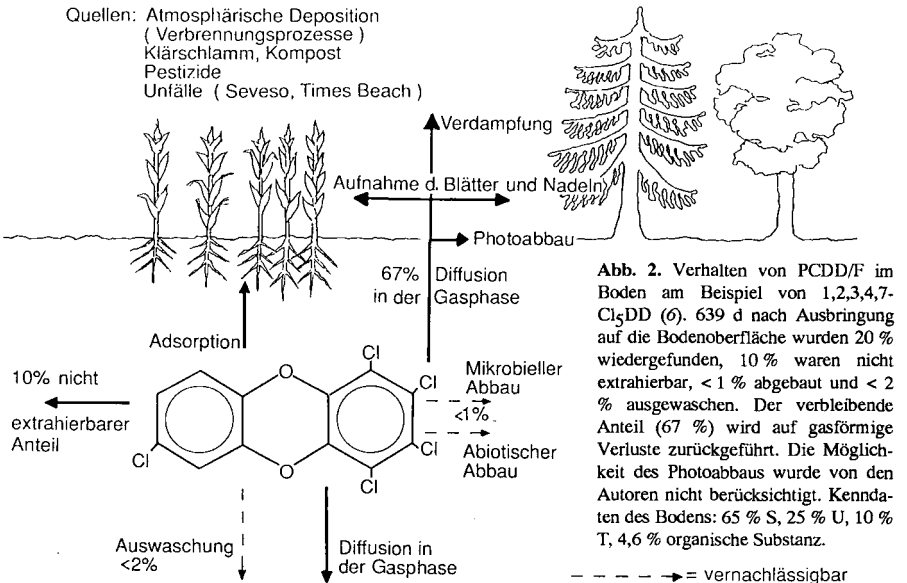


Abb. 1. PCDD/F-Gehalte in einer archivierten Bodenprobe von 1877 (8) sowie in urbanen (9) und Böden ländlicher Gebiete (10), die die heutige Hintergrundbelastung widerspiegeln.



Einfluß von Probenvorbehandlung und Temperatur auf die DOC-Sorption von Böden

von

Martin Kaupenjohann und Gabriele Franke¹

Untersucht wurde der Einfluß von Trocknung (Lufttrocknung, Ofentrocknung, 105°C), Wiederbefeuchten der getrockneten Böden (25°C, 24 h) und Einfrieren (-5°C, -15°C) auf die DOC-Sorption der A- und B-Horizonte von Spodosols aus NO-Bayern und Maine, USA. Das Sorptionsverhalten wurde mittels der "initial mass isotherme" (IM) beschrieben. An ausgewählten Böden wurde außerdem der Einfluß der Temperatur (5, 10, 15, 20, 25°C) auf die IM untersucht.

Die Achsenschnittpunkte der IM (b) lagen bei allen Vorbehandlungen und allen Böden unter jenen feldfrischer Proben während die Steigung (m) der IM nach Trocknung und Einfrieren der Böden gegenüber feldfrischen Proben i.d.R. erhöht war. Die deutlichsten Effekte wurden durch Ofentrocknung erzielt, gefolgt von Lufttrocknung, der -15 und der -5°C Behandlung. Nach Wiederbefeuchtung der getrockneten Böden näherten sich die IM-Parameter b und m jenen der feldfrischen Proben wieder an. Die detaillierte Darstellung der Ergebnisse dieser Untersuchung ist für *Soil Sci. Soc. Am. J.* in Vorbereitung.

Temperaturerhöhung erniedrigte die Achsenschnittpunkte der Isothermen, beeinflusste den m-Wert jedoch i.d.R. kaum. Mit steigenden C-Gehalten der Böden erhöhte sich der Temperatureffekt auf die DOC-Freisetzung. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sollen in der *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* detailliert dargestellt werden.

¹ Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth



Einfluß des Redoxpotentials auf die Stoffdynamik einer jungen Kalkmarsch

von

T. Mansfeldt, R. Jungfleisch-Bless, H.-P. Blume und B. Sattelmacher⁺

Einleitung

Untersuchungen zur Mn-, Fe- und S-Dynamik von schleswig-holsteinischen Marschböden beschränkten sich bisher auf zeitlich begrenzte in situ Untersuchungen (BRÜMMER 1968) oder wurden im Labor an Bodensuspensionen (BRÜMMER 1974) durchgeführt. N-Untersuchungen im dynamischen Sinn fanden bisher nicht statt. Die Dynamik dieser Pflanzennährelemente unter wechselnden Redoxbedingungen ist von Bedeutung, da eine Minderung ihrer Wertigkeit mit Änderung der Mobilität verbunden ist (lösliches MnII/FeII-, unlösliches S²⁻, flüchtiges N₂, N₂O und H₂S). Im folgenden wird über den Einfluß des Redoxpotentials auf die Bodenlösungsdynamik einer Kalkmarsch im Jahresgang und unter Feldbedingungen berichtet.

Standort und Methodik

Die Untersuchungen finden im an der Westküste Schleswig-Holsteins gelegenen Speicherkoog/-Dithmarschen statt. Der Standort (Tab. 1) befindet sich unter natürlicher Vegetation. Er ist im Oberboden schluffig-lehmig, im Unterboden sandig-schluffig bis schluffig-sandig. Er ist carbo-

Tabelle 1: Ausgewählte Bodenkenndaten einer Kalkmarsch unter natürlicher Vegetation im Speicherkoog/Dithmarschen; Eindeichung: 1978; Ausgangsgestein: mariner Schlick
Vegetation: Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*), Gräser (*Poa trivialis*), Holunder (*Sambucus nigra*), Weiden (*Salix ssp.*)

Horizont	Tiefe (cm)	Bodenart	pH (0.01 M CaCl ₂)	Kalk (Gew. %)	Corg (kg*L ⁻¹)	Ld. (Vol. %)	PV (mg*kg ⁻¹)	Sulfid-S
GoAh	-13 (10)	Lu	7.0	2.4	2.65	0.87	65.1	-
Go1-	-35 (30)	Us	7.1	3.7	0.90	1.29	50.2	-
Go2-	-73 (60)	Su	7.2	4.1	0.43	1.45	44.7	-
Gr-	ab 105 (150)	Su	7.3	4.7	0.37	1.41	46.5	275

() = Meßtiefen für Saugkerzen und Redoxelektroden

nathaltig und von schwach alkalischer Bodenreaktion. Im Oberboden hat eine starke pedogene Humusakkumulation stattgefunden. Die Humusgehalte im Unterboden sind lithogenen Ursprungs.

⁺ Inst. f. Pflanzenernähr. u. Bodenkunde, Universität Kiel, Olshausenstr. 40-60, D-2300 Kiel 1

Auffallend sind die niedrige Lagerungsdichte und damit einhergehendes hohes Porenvolumen im Oberboden, was durch intensive Bioturbation zu erklären ist. Die Sulfidoxidation ist bis in eine Tiefe von 105 cm fortgeschritten. Die *Bodenlösung* wird mittels in verschiedenen Tiefen installierten keramischen Saugkerzen (Typ P80) gewonnen. Wöchentlich wird über eine Handpumpe ein Vakuum angelegt, nach 14tägiger Sammelperiode wird die Lösung abgesaugt und auf NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} , Mn und Fe und pH untersucht. Um Ausfällungen an Mn und Fe zu verhindern, wird die Bodenlösung im Grundwasserbereich nur alle 14 Tage für ca. 2 h unter N_2 -Atmosphäre (N_2 5.0, Messer-Griesheim) angesaugt. Auf Mn- und Fe zu messende Lösung wird nach Probennahme angesäuert (1% HNO_3). *Bodenredoxpotentiale* werden wöchentlich mit selbst hergestellten Pt-Elektroden (PFISTERER u. GRIBBOHM 1989) gemessen. Die Elektroden sind ringförmig um eine Salzbrücke im Boden dauerhaft angebracht.

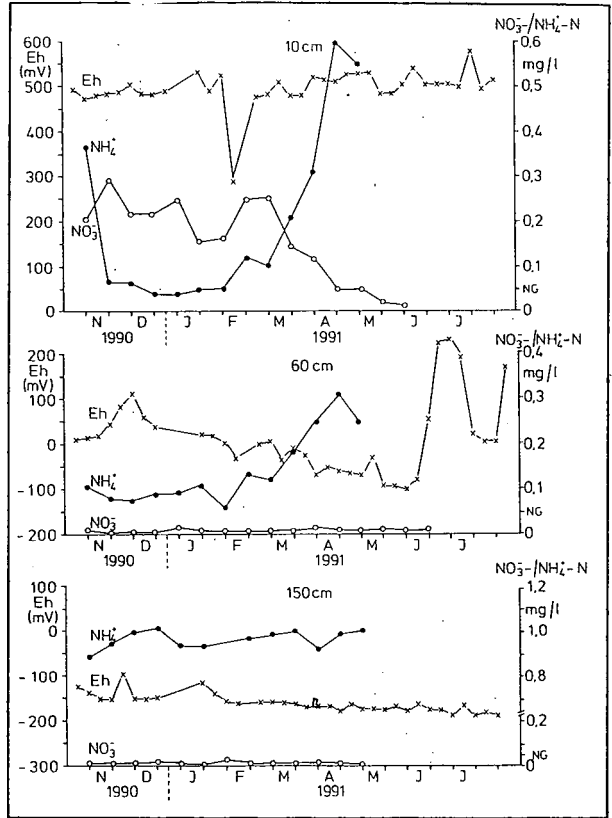


Abb. 1: Mittlere Bodenredoxpotentiale (n = 5) und Konzentrationen an NO_3^- - und NH_4^+ -N in der Bodenlösung (n = 3) einer Kalkmarsch unter natürlicher Vegetation, Speicherkoog/Dithm., NG = Nachweisgrenze

Ergebnisse und Diskussion

Den Verlauf der *Redoxpotentiale* in drei ausgewählten Untersuchungstiefen zeigen die Abbildungen 1 und 2. Bewertet man den Redoxstatus nach ZHI-GUANG (1985), so liegt der Oberboden bis auf den Zeitraum der Schneeschmelze (Feb. 1991, mit schwach reduzierenden Eigenschaften: 200-400 mV) im oxidierenden Milieu (> 400 mV), was vor allem durch hohes Porenvolumen bedingt ist. Die Tiefe 60 cm liegt überwiegend im Grundwasser- bzw. Kapillarsaumbereich. Mäßig reduzierende Bedingungen (200 - 100 mV) sind kennzeichnend; nur bei fallenden Grundwasserständen im Sommer kommt es zu einem Anstieg in den Potentialen bis in schwach reduzierende Bereiche. Der Tiefstand der Potentiale im Apr./Mai 1991 ist in Verbindung mit den relativ hohen Bodentemperaturen zu dieser Zeit (ca. 10° C gegenüber 3° C im Febr.) und einhergehender höherer mikrobieller Aktivität zu sehen. Im Grundwasserbereich (150 cm) herrschen stets anerober Bedingungen mit stark

reduzierenden Eigenschaften (< -100 mV).

Die NH_4 -Konzentrationen in der Bodenlösung (Abb. 1) liegen unter denen des mittleren Freilandniederschlags von 1.1 mg NH_4 -N/l. In 10 cm Tiefe ist ein typischer mineralisationsbedingter Verlauf der NH_4 -Konzentrationen zu erkennen. Höheren Gehalten in der wärmeren Jahreszeit stehen niedrigere in der kälteren gegenüber. Ein ähnlicher Verlauf ist in 60 cm Tiefe erkennbar. Er liegt allerdings auf niedrigerem Niveau (0.1 - 0.3 mg NH_4 -N/l). Ein geringeres organisches C-Angebot (s. Tab. 1) läßt geringere Mineralisationsraten erwarten. Im Grundwasserbereich liegen die NH_4 -Konzentrationen konstant um 1 mg NH_4 /l. Die Gehalte beruhen auf auch unter anaeroben Milieu ablaufender Mineralisation. Darüberhinaus sind sie das Ergebnis von Einwaschung aus dem Oberboden.

NO_3 -Reduktion beginnt zwischen 550 - 450 mV, ab 220 mV (jeweils pH 7) ist es nicht mehr nachweisbar (BRÜMMER 1989). Unter diesen Eh/pH-Bedingungen ist in den beiden unteren Meßtiefen kein NO_3 nachweisbar. Eine Nitrifikation ist wegen O_2 -Abwesenheit ausgeschlossen. Nur die Redoxpotentiale des Oberbodens liegen im Stabilitätsbereich des Nitrats. NO_3 -Bildung über Nitrifikation ist hier zu erwarten. Die NO_3 -Konzentrationen sind allerdings sehr gering ($< 0.1 - 0.3$ mg NO_3 -N/l) und liegen deutlich unter denen der Freilanddeposition (im Mittel 0.9 mg NO_3 /l). Das völlige Verschwinden des Nitrats aus der Bodenlösung mit Beginn der Vegetationsperiode ist auf vollständigen Pflanzenentzug zurückzuführen.

Hinsichtlich der N-Dynamik bleibt festzuhalten, daß NO_3 -Einträge in das Grundwasser bei diesem Standort nicht stattfinden. Das NO_3 wird entweder von der Vegetation aufgenommen oder im Oberboden reduziert. Die Denitrifikation dürfte wegen niedriger NO_3 -Gehalte der Bodenlösung gering sein. Eine Denitrifikation über Reduktion des Nitrats bei gleichzeitiger Oxidation von sulfidischen Eisenverbindungen wie es z.B. KÖLLE et al. (1983) beschreiben ist aufgrund der räumlichen Trennung beider Redoxpaare (Denitrifikationszone 10 - 30 cm, Sulfidverbindungen ab 105 cm) von untergeordneter Bedeutung oder findet gar nicht statt. Die Ammoniumgehalte der Bodenlösung

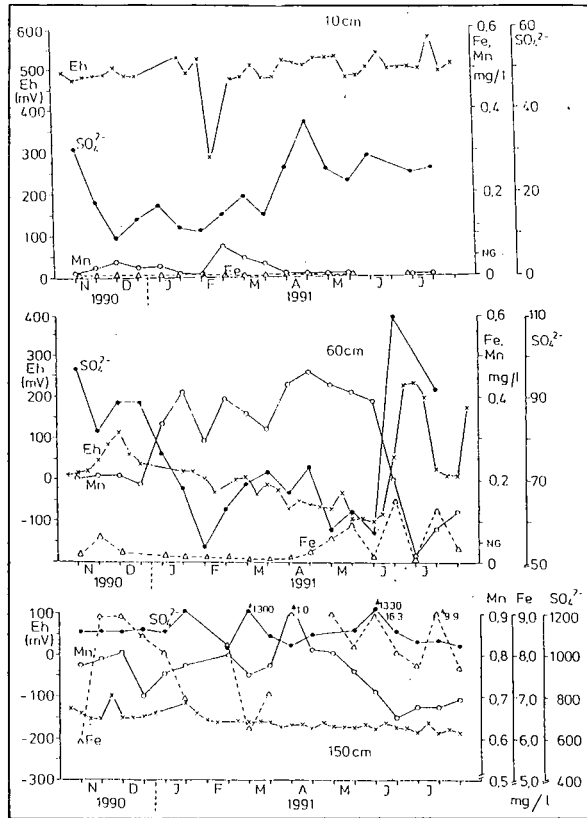


Abb. 2: Mittlere Bodenredoxpotentiale (n = 5) und Konzentrationen an Mn, Fe und SO_4 in der Bodenlösung (n = 3) einer Kalkmarsch unter natürlicher Vegetation, Speicherkoog/Dithm, NG = Nachweisgrenze

werden vor allem durch Mineralisation gesteuert.

Nach BRÜMMER (1989) werden Mn-Verbindungen ab 550 - 450 mV, Fe-Verbindungen ab 150 und Sulfat ab - 50 mV jeweils auf pH 7 bezogen reduziert.

Im Oberboden wird nur der Reduktionsbereich des *Mangans* kurzfristig im Februar unterschritten (Abb. 2). Dann sind Mn-Konzentrationen oberhalb der Nachweisgrenze zu finden (>0.05 mg Mn/l). Eisen- und Sulfatreduktionsgrenzen werden nicht erreicht. In 60 cm Tiefe findet überwiegend Mn-Reduktion statt. Die Konzentrationen steigen mit abfallendem Redoxpotential von 0.2 auf 0.4 mg Mn/l. Belüftungen lassen das Mn aus der Lösungsphase verschwinden. Fe tritt erst nach lange andauernder anaerober Phase auf (ab Mai) und verschwindet analog dem Mn bei steigenden Redoxpotentialen. Mit Sulfatreduktion ist ab Mai zu rechnen. Untersuchung der Bodenmatrix auf Sulfid-S erbrachte keinen positiven Hinweis. Die Sulfatkonzentrationen sind demnach anderen Einflüssen (z.B. Sickerung, kap. Aufstieg) unterworfen. Im Grundwasserbereich liegen beständig hohe Konzentrationen an Mn und Fe vor. Unlösliche MnIII/IV- bzw. FeII-Verbindungen sind unter diesen Eh-/pH-Bedingungen nicht stabil. SO_4 -Konzentrationen erreichen trotz der niedrigen Eh-Werte ihre Maximalwerte mit über 1000 mg SO_4 /l. Das weist darauf hin, daß eine SO_4 -Reduktion nur auf sehr niedrigem Niveau abläuft.

Zusammenfassend bleibt festzustellen, daß der thermodynamischen Reihenfolge gehorchend im Profil sowohl zeitlich als auch räumlich eine Mn-Reduktion der Fe-Reduktion vorangeht. Erst vermutlich nach Verbrauch der Hauptmenge des bioreduzierbaren Mangans tritt im Boden eine Fe-Reduktion auf (REDDY et al. 1986). Die Sulfatreduktion ist trotz für sulfatreduzierende Bakterien keineswegs ungünstiger Lebensbedingungen (z.B. O_2 - u. NO_3 -Abwesenheit, pH-Bedingungen) gehemmt. Eine Ursache könnte der niedrige Corg-Gehalt im Unterboden sein. GOLDHABER und KAPLAN (1975) sehen in der Quantität und Qualität des Corg-Gehaltes von marinen Sedimenten eine Steuerfunktion der bakteriellen Sulfatreduktion.

Zusammenfassung

Untersuchungen an einer unter natürlicher Vegetation befindlichen Kalkmarsch zeigen eine Abhängigkeit der NO_3^- , Mn- und Fe-Konzentrationen der Bodenlösung von im Boden gemessenen Redoxpotentialen. Nachfolgend treten im Boden Denitrifikations-, Mn-Reduktions- und Fe-Reduktionszonen auf, deren Tiefenlagen im Jahresgang variabel sind. Die Denitrifikation findet überwiegend oberflächennah statt (10 - 30 cm) und ist aufgrund niedriger Nitratkonzentrationen vermutlich nur gering. Sulfatreduktion ist nicht eindeutig zu belegen. Das wird auf niedriges organisches C-Angebot zurückgeführt.

Literatur

- Brümmer, G. (1968) : Untersuchungen zur Genese der Marschen. Diss., Kiel.
Brümmer, G. (1974): Geoderma 12, 207-222.
Brümmer, G. (1989): Redoxreaktionen. In Scheffer-Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde (12. Auflage, S. 127-133). Stuttgart: Enke.
Goldhaber, M. B. & Kaplan, I. R. (1975): Soil Sci. 119, 42-55.
Kölle, W., Strebel, P. & Böttcher, O. (1983): Vom Wasser 61, 125-147.
Pfisterer, U. & Gribbohm, S. (1989): Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 152, 455-456.
Reddy, K.R. & Fejtel, T.C. (1986): Effect of soil redox condition on microbial oxidation of organic matter. In Chen, Y. & Avnimelech, Y. (Eds.), The role of organic matter in modern agriculture (pp. 117-156). Dordrecht NL, Nijhoff-Publishers
Zhi-Guang, L. (1985): Oxidation-Reduction potential. In Y. Tian-Ren (Ed.), Physical chemistry of paddy soils (pp. 1-26). Berlin: Springer-Verlag.

Räumliche Variabilität von Bodenlösungszusammensetzung und Sickerwasser- austrag unter einem Kiefern-Altbestand

von

Marschner, B., K. Rakei und M. Renger[†]

Einleitung

Waldbestände sind i.A. durch ein hohes Maß an räumlicher Heterogenität gekennzeichnet. Die Struktur und Verteilung der Baumkronen beeinflusst Menge und Zusammensetzung der Bestandniederschläge (Wilpert 1990, Beier, 1991) und die unterschiedliche horizontale und vertikale Durchwurzelungsintensität in Abhängigkeit vom Stammabstand wirkt sich auf den Wasser- und Stoffzug im Boden aus (Borer 1980, Kreutzer 1985, Rakei et al. 1989). Böttcher und Strebel (1988) konnten für einen Kiefernforst auf Sand zeigen, daß pH, Al- und SO₄-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser eine deutliche räumliche Abhängigkeit zur Kronentraufe aufwiesen. Aus Buchenwäldern ist bekannt, daß die hohen Stofffrachten im Stammablaufwasser zur stärkeren Versauerung der Böden und zu einer deutlichen Schwermetallakkumulation bzw. -mobilisierung im Stammfußbereich führen können (Koenies 1982, Kazda u. Glatzel 1984).

Bei der Bilanzierung des Wasser- und Stoffhaushalts von Waldbeständen wird dieser räumlichen Heterogenität meist dadurch Rechnung getragen, indem eine relativ große Anzahl von Meßeinrichtungen zufällig, rastermäßig oder systematisch auf den Untersuchungsflächen verteilt werden, in der Hoffnung, auf diese Weise zu "repräsentativen" Mittelwerten zu gelangen. In der vorliegenden Studie wurde dieser Ansatz mit einem alternativen Berechnungsverfahren verglichen, bei dem die räumliche Heterogenität der Wasser- und Stoffflüsse im Boden in Abhängigkeit von der Entfernung zu den dominierenden Altkiefern berücksichtigt wurde.

Material und Methoden

Die Untersuchungsfläche befindet sich im Berliner Grunewald auf einer grundwasserfernen Rostbraunerde aus Geschiebesand (90-98% fsmS) mit einem 140-jährigen Kiefernbestand mit 30-50-jährigen Eichen. Der Boden ist tiefgründig versauert (pH 3.3 - 4.4 in den oberen 2 m), unterhalb von 180 cm befinden sich jedoch einzelne Tonbänder und Mergellinsen. Die nFK bis 100 cm Tiefe beträgt ca. 80 mm. Der mittlere Jahresniederschlag liegt bei 590 mm, im Untersuchungsjahr 1987/88 (April - März) fielen 733 mm (+ 24%).

Auf einer 180 m² großen Teilfläche wurden 1986 jeweils 12 Saugkerzen in 50 und 200 cm Tiefe, je 12 Einstichtensiometer in 6 Tiefen (20, 50, 90, 140, 200, 270 cm) und 5 Neutronensondenrohre in verschiedenen Abständen (50, 100, 200 und 300 cm) zu zwei Kiefern installiert. Die Wasserhaushaltsgrößen wurden 1-2-wöchentlich gemessen, Bodenlösung wöchentlich gewonnen und an 4 monatlichen Mischproben bestimmt.

[†] TU Berlin, Inst. f. Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 12, 1000 Berlin 10

An zwei Terminen (15. Mai 1987 und 26. Nov. 1990) wurden alle Saugkerzenlösungen getrennt analysiert. Da die relative Verteilung der Elementkonzentrationen zu beiden Terminen sehr ähnlich war, wurden diese Verhältnisse für die Berechnung der Zusammensetzung der Einzelkerzenlösungen aus den Mischprobenanalysen für alle Probenahmetermine zugrundegelegt. In die Berechnung gingen außerdem die Lösungsmengen der Einzelkerzen, die bei jeder Probenahme bestimmt worden waren, mit ein.

Die Bilanzierung des Wasserhaushaltes für das Jahr 1987/88 (April - März) wurde nach der Wasserscheidemethode durchgeführt (Rakei 1991), für das Winterhalbjahr wurde die aktuelle Evapotranspiration nach Haude berechnet. Berechnungsgrundlage waren einmal die Bestandesmittelwerte, zum anderen die Werte, die in drei unterschiedlichen Bodenkompartmenten mit unterschiedlicher Entfernung vom Stamm (0-1 m, 1-2 m, > 2 m) erhoben und anschließend flächenrepräsentativ gewichtet wurden. Analog wurden die Stoffausträge nach beiden Verfahren berechnet, wobei die Stoffkonzentrationen der Bodenlösung während der Hauptsickerperiode im Februar/März 1988 zugrundegelegt wurden. Die Variabilität der Bestandesniederschläge wurde nicht berücksichtigt, da Messungen während einer Vegetationsperiode nur maximale Abweichungen der Niederschlagshöhe von 7% in den unterschiedlichen Baumabstandsklassen ergeben.

Ergebnisse und Diskussion

Aus Abb. 1 wird deutlich, daß die räumliche Variabilität der Bodenwassergehalte und -wasser- spannungen im Mai 1987 mit der Tiefe abnimmt, was auf die großen Unterschiede der Feinwurzelverteilung in der Hauptwurzelzone (0 - 50 cm) zurückgeführt werden kann (Rakei, 1991). Bei den Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung ist die räumliche Variabilität dagegen in 200 cm Tiefe größer als in 50 cm.

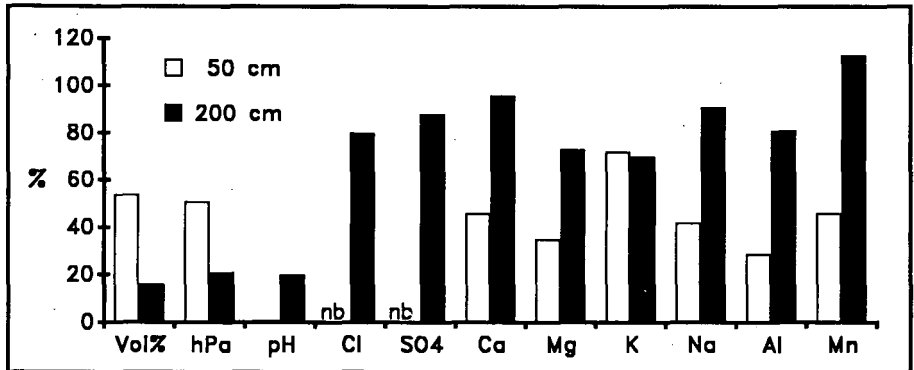


Abb. 1: Räumliche Variationskoeffizienten ($x \cdot 100 / SD$) der Wassergehalte, Wasserspannungen und der Zusammensetzung der Bodenlösung in 50 und 200 cm Tiefe im Mai 1987.

Als Ursache hierfür kommen Heterogenitäten des Unterbodens (Tonbänder, Mergellinsen), aber auch Einflüsse durch Stammablaufwasser und einzelne tiefreichende Wurzeln (bis 4.5 m in Stammnähe) in Frage. Die Stoffkonzentrationen im Stammabfluß der Kiefern wurden im Jahre

1988 erfasst und lagen bei pH-Werten zwischen 2.5 und 3.2 rund 8-12-fach höher als im Bestandesniederschlag. Nennenswerter Stammabfluß (3-10 l/Baum) trat allerdings nur bei Niederschlägen von über 30 mm/Monat auf.

Dennoch wird dies als Ursache dafür angesehen, daß die Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung aus 200 cm Tiefe in unmittelbarer Stammnähe (0-1 m Entfernung) fast durchweg höher sind als in 1-2 m und > 2 m Entfernung (Tab. 1). Lediglich die Al- und Mn-Konzentrationen nehmen erst mit größerem Baumabstand ab. Die berechnete Versickerung für das Jahr 1987/88 lag dagegen in 0-1 m Baumabstand gleich hoch wie in > 2 m, nur in 1-2 m Abstand lag sie rund 25% niedriger. Dies korrespondiert mit der höchsten Durchwurzelungsintensität des Oberbodens in diesem Bereich (Rakei 1991).

Tab. 1: Mittlere Elementkonzentrationen in der Bodenlösung aus 200 cm Tiefe im Bestandesmittel und getrennt nach den drei Baumabstandsklassen während der Sickerperiode Februar/März 1988, sowie die berechneten Sickerwassermengen.

	Versickerung [mm]	Konzentrationen [mg/l]								
		Cl	SO ₄	Ca	Mg	K	Na	Mn	Al	
Bestandesmittel	145	22.3	181	37.4	4.9	3.6	8.6	2.0	7.0	
Baumabstand										
0-1 m	164	48.1	354	72.9	10.5	5.6	31.5	3.0	9.3	
1-2 m	124	12.7	153	19.6	3.7	2.1	5.9	2.9	10.4	
> 2 m	164	10.9	93	19.3	2.4	1.6	4.0	1.7	4.2	

Tab. 2: Vergleich der verschiedenen Berechnungsverfahren für die Elementausträge aus dem Kiefern-Altbestand im Jahre 1987/88 mit den Gesamteinträgen und den Austrägen aus einem benachbarten 40-jährigen Kiefern-Jungbestand (kg/ha).

	Wasserfluß [mm]	Stoffflüsse [kg/ha]								
		Cl	SO ₄	Ca	Mg	K	Na	Mn	Al	
Austrag										
Bestandesmittel	145	32.3	263	54.2	7.1	5.2	12.5	2.9	10.2	
gewichtete Werte	155	21.6	189	36.0	5.0	3.1	9.8	3.1	8.6	
Gesamteintrag §	482	18.4	157	22.6	2.5	3.4	7.3	0.4	2.3	
Austrag Jungbestand #	163	16.8	202	31.7	2.5	2.4	7.1	3.2	17.5	

§ Marschner et al. (1991)

Marschner (1990)

Für jedes Stammabstandskompartment wurden die Stoffausträge berechnet und nach Berücksichtigung der Flächenanteile (0-1 m: 7%, 1-2 m: 22%, > 2 m: 71%) zu den gewichteten Bestandesmittelwerten zusammengefasst (Tab. 2). Es ist zu erkennen, daß diese Werte deutlich niedriger als die nach herkömmlichen Methoden ermittelten Bestandesmittelwerte liegen, obwohl die Versickerung in beiden Fällen fast gleich ist (Tab. 2). Im Vergleich zu den ebenfalls aufgeführ-

ten Gesamteinträgen und zu den Austrägen aus einem benachbarten 40-jährigen Jungkiefernbestand erscheinen die gewichteten Werte plausibler, da hierbei der Boden keine nennenswerte Senke oder Quelle für die sogenannten konservativen Stoffe Na und Cl darstellt. Allerdings ist gerade in feuchten Jahren auch eine Mobilisierung von aufgespeichertem Na und Cl möglich (Bredemeier 1987). Je nach Berechnungsverfahren stellt sich der Boden entweder als Quelle oder als Senke für K dar, was für die Interpretation über die Stabilität dieses mit diesem Nährstoff schwach versorgten Ökosystems von entscheidender Bedeutung sein kann. Auch die SO_4 -Bilanz ist mit den gewichteten Austrägen eher ausgeglichen, während die hohen Austräge der Bestandmittelwerte eine Mobilisierung von Al-Hydroxysulfaten nahelegen müßten.

Schlußfolgerungen

- Die hohe räumliche Variabilität der Wasser- und Stoffhaushaltskomponenten in Waldböden von (Kiefern-)Altbeständen erfordert einen hohen Meßaufwand um zu repräsentativen Werten zu kommen. Auch im vorliegenden Fall war dieser nicht ausreichend, da der Einfluß der Eichen nicht mit erfaßt wurde.
- Auch bei einer systematischen oder zufälligen Verteilung der Meßeinrichtungen (Saugkerzen, Tensiometer) im Bestand können die gewonnenen Daten für Wasser- und Stoffhaushaltsberechnungen nicht arithmetisch gemittelt werden, da der Beitrag kleinerer Teilflächen zum Elementaustrag überproportional hoch ist.
- Die gewichtete Berechnung der Elementausträge in Abhängigkeit zum Baumabstand stellt eine bessere Abschätzung der natürlichen Verhältnisse dar, da damit der Heterogenität des Bestandes Rechnung getragen wird.
- Ursachen für die hohe räumliche Variabilität sind unterschiedliche Wasserflüsse und Stoffeinträge mit den Bestandesniederschlägen und/oder dem Stammabfluß, sowie die Differenzierung der Wurzelverteilung in Abhängigkeit vom Baumabstand. Eine Quantifizierung dieser Einflußfaktoren erfordert aber einen deutlich höheren Meßaufwand. Weitere Untersuchungen zu diesem Komplex sind im Gange.
- Die Ergebnisse geben auch Hinweise auf eine räumliche Differenzierung bodenchemischer Eigenschaften in Abhängigkeit vom Baumabstand.

Literatur

- Beier, C. (1991), J. Environ. Qual. 20, 460-466.
Böttcher, J. u. O. Strebel (1988), Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151, 197-203.
Borer, F. (1980), Dissertation ETH Zürich Nr. 6529, 186 S.
Bredemeier, M. (1987), Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme 33, 196 S.
Kazda, M. u. G. Glatzel (1982), Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147, 743-752.
Koenies, H. (1982), Dissertation GH Kassel, 290 S.
Kreutzer, K. (1985), Wald u. Wasser, Bd. 1, 193-210.
Marschner, B. (1990), Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme 60, 192 S.
Marschner, B., K. Stahr. u. M. Renger (1991), Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 154, 147-151.
Rakei, A. (1991), Dissertation TU Berlin, FB 14 (im Druck).
Rakei, A., M. Renger u. C.H. Roth (1989), Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 59/I, 219-224.
Wilpert, K. v. (1990), Freiburger Bodenkundl. Abh. 24, 228 S.

Bestand und Veränderungen an Schwermetallen in ausgewählten Böden Bayerns
Untersuchung an 203 Profilen über den Zeitraum von 1964-1986

von W. Martin*

Vermutete Bodenveränderungen der jüngsten Vergangenheit wurden mit den Möglichkeiten einer Bodenprobenbank überprüft. Untersucht wurde der pH-Wert, der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt und die Gehalte zahlreicher Elemente im Gesamtaufschluß, sowie nachgeordnet auch potentielle Austauschkapazität und austauschbare Kationen. Dazu wurden 203 über ganz Bayern verteilte Standorte, von denen sich bereits seit 1964 Bodenmaterial (Erstbeprobung) in der Bodenprobenbank befand, bis 1986 erneut beprobt (Zweitbeprobung). Der mittlere Zeitraum zwischen den beiden Probenahmeterminen beträgt 14 Jahre. Zugleich sind die Hauptnutzungsformen Acker, Grünland und Forst, die die Böden in unterschiedlicher Weise beanspruchen und beeinflussen, repräsentiert.

Landesweit bestätigte die Vergleichsuntersuchung eine zunehmende Bodenversauerung. Für die umweltrelevanten Schwermetalle Thallium, Blei, Antimon, Wismut, Kupfer und Zink wurden höhere Konzentrationen bei der Wiederholungsbeprobung gemessen, die jedoch weitgehend auf eine verbesserte Probenahme und nicht so sehr auf Immisionen zurückzuführen sind. Bei Cadmium wurden keine Veränderungen beobachtet, während in den Unterböden der Waldstandorte im Mittel geringere Gehalte an Chrom, Kobalt und Nickel gemessen wurden.

Überschreitungen Grenzwerte der AbfklärVO konnten überwiegend auf hohe geogene Ausgangsgehalte zurückgeführt werden.

Antropogene Anreicherungen über die Grenz- und Richtwerte hinaus wurden vor allem bei Blei im den organischen Auflagen und den mineralischen Oberböden unter Wald gefunden und nur in einem Fall überschritt der Bleigehalt einer Weide den Grenzwert. Antimon und Kupfer waren jeweils nur an einem Waldstandort im Auflagehorizont über den Richtwert für landwirtschaftliche Böden angereichert.

Anmerkung:

Die ausführlichen Ergebnisse dieser Studie wurden im GLA-Fachbericht 6 veröffentlicht:

W. MARTIN, H. RUPPERT, G. FRIED (1991)

Veränderungen von Elementgehalten, pH-Wert und potentieller Kationenaustauschkapazität in ausgewählten Böden Bayerns

GLA Fachberichte 6: 61 S. 1 Abb. 42 Tab. München 1991

*Bayerisches Geologisches Landesamt
Heßstraße 128
Postfach 40 03 46
D-8000 München

Untersuchungen zur PCB- und Dioxinverbreitung in Böden

von

Müller, U.,* V. Hennings ** u. A. Horn*

1. Zielsetzung

Die Interpretation von Untersuchungsergebnissen z.B. im Umfeld von Deponien erfordert Daten über die Hintergrundbelastung von Böden mit persistenten OKWs bei unterschiedlicher Bodennutzung und Exposition gegenüber Schadstoffemissionen. Trotz einer Reihe von Untersuchungen (UBA 1990, VDLJFA 1990) bleibt die Ableitung von Richtwerten problematisch, u.a. weil keine Standardisierung bei Probenahme, Standortwahl und Analytik vorhanden ist (UBA 1990). Im folgenden werden die Ergebnisse eines Untersuchungsprogramms zur Ermittlung der ubiquitären Grundbelastung land- u. forstwirtschaftlich genutzter Böden in Niedersachsen mit polychlorierten Biphenylen (PCB) und polychlorierten Dibenzodioxinen/ furanen (PCDD/F) dargestellt.

2. Methodik

2.1 Standortauswahl

Grundlage der Untersuchung war eine Stichprobe von 200 Standorten, die sich zu gleichen Teilen auf urbane Ballungsräume und ländliche Räume verteilen und ein repräsentatives Spektrum niedersächsischer Bodenlandschaften abdecken (s. MÜLLER et al. 1991).

2.2 Probenahme

Um eine potentielle Kontamination des Oberbodens mit persistenten OKWs zu erfassen, wurde eine sich an Nutzungsart und am bodentypischen Profilaufbau orientierende Probenahme durchgeführt. Im Falle ackerbaulicher Nutzung wurde der Ap-Horizont, bei Grünland der oberste Bereich des Ah-Horizontes, bei forstlicher Nutzung je eine Probe aus den Oh- und Ah-Horizonten entnommen. Standorte mit Ackernutzung sind 91 mal, Grünlandstandorte 70 mal, Forststandorte 39 mal an der Stichprobe beteiligt (s. MÜLLER et al. 1991).

2.3 Analytik

- PCB: Bestimmung der 4 Einzelkomponenten Nr.101,138,153,180 und Berechnung des Summenparameters Clophen A60 gemäß VDLJFA (1985).
- PCDD/F: Bestimmung der Einzelkomponenten in 2,3,7,8-Stellung, Umrechnung auf Toxizitätsäquivalente (TE) gemäß UMWELTBUNDESAMT (1985).

3. Ergebnisse

3.1 Polychlorierte Biphenyle

- Gemäß Tab.1 erreichen die PCB-Gehalte ihre Maxima in Oh-Horizonten von Waldstandorten. Diese Reihenfolge erklärt sich aus unterschiedlichen Mächtigkeiten und Lagerungsdichten der beprobten Horizonte und unterschiedlicher Exposition (Ausfiltern).
- Die Mittelwerte der PCB-Gehalte der ländlichen und Ballungsräume sind fast identisch, d.h. das Raummuster der Oberbodenkontamination durch PCB zeigt keine Korrelation zur Nähe urbaner Ballungsräume (Müller et al. 1991).
- Die hohen Anteile unbelasteter Standorte an der Gesamtstichprobe, die hohen Variationskoeffizienten (>100%) und die Schiefe der Verteilungen (Bsp. Abb.1) lassen eine Kennzeichnung der ubiquitären Hintergrundbelastung durch einen Mittel- oder Medianwert nicht zu. Stattdessen wird der 95%-Wert der Häufigkeitsverteilung als Referenzwert empfohlen (Tab.1).

*) Niedersächsisches Landesamt f. Bodenforschung

**) Bundesanstalt f. Geowissenschaften & Rohstoffe
Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

Tab.1: Statistische Kennwerte, PCB-Gehalte des gesamten Stichprobenumfanges $\mu\text{g}/\text{kg}$ Trockensubstanz (TS)

	Stichproben- umfang	arithmet. Mittel [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	95%- Perzentil [$\mu\text{g}/\text{kg}$]	Variations- koeffizient [%]
Acker/Ap-Horizont	91	12.1	49.7	151
Grünl./Ah-Horizont	70	15.3	39.9	113
Forst/Ah-Horizont	39	55.4	166.0	126
Forst/Oh-Horizont	36	218.6	411.0	51

- Die große Variationsbreite der Meßwerte läßt vermuten, daß es über den Eintrag aus atmosphärischer Deposition hinaus weitere Quellen des Schadstoffeintrags gibt, die nur punkthaft bzw. auf lokaler Maßstabebene wirksam sind.

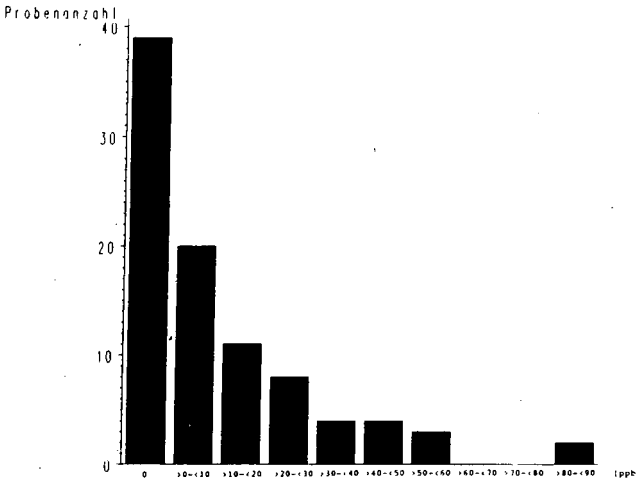


Abb. 1: Häufigkeitsverteilung der PCB-Gehalte in Ackerböden (n = 91)

3.2 Polychlorierte Dibenzodioxine/furane

- Die Schadstoffgehalte nehmen in der Reihenfolge Acker-Grünland-Forst zu (Tab.2).

Tab.2: Statistische Kennwerte, PCDD/F-Gehalte des gesamten Stichprobenumfanges [ng/kg TS]

	Stichproben- umfang	arithmet. Mittel [ng/kg]	95%- Perzentil [ng/kg]	Variations- koeffizient [%]
Acker/Ap-Horizont	38	1.9	4.0	61
Grünl./Ah-Horizont	30	3.2	6.8	67
Forst/Ah-Horizont	16	23.2	55.1	91
Forst/Oh-Horizont	16	20.6	55.8	91

- Es zeigen sich geringfügig erhöhte Werte in der Nähe urbaner Ballungsräume. Dieser Unterschied deutet ein von der PCB-Kontamination abweichendes Raummuster an.
- Trotz geringerer Variationskoeffizienten verbietet die Schiefe der Verteilung (Abb.2) die Verwendung des Mittel- bzw. Medianwertes. Der 95%-Wert als Indikator eines oberen Richtwertes der ubiquitären Hintergrundbelastung beträgt für Ackerstandorte 4 ng/kg, für Grünlandstandorte 7 ng/kg. Eine Auflösung nach Immis-

sionsgebieten zeigt Tab.3. Aufgrund des geringen Stichprobenumfanges wäre diese Aussage durch weitere Untersuchungen bzw. Auswertung vorhandener Ergebnisse noch zu verifizieren.

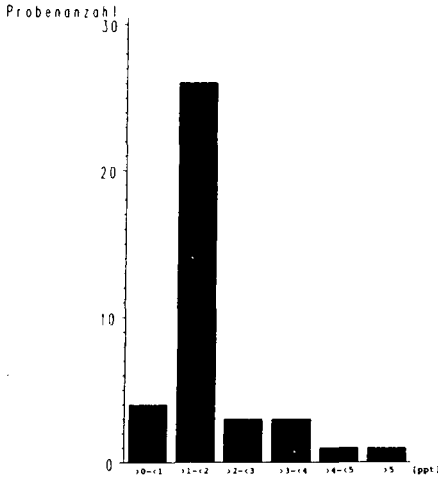


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der PCDD/PCDF-Gehalte in Ackerböden (n = 38)

Tab.3: Statistische Kennwerte, PCDD/F-Gehalte ng/kg TS (B=Ballungsräume, L=ländliche Räume)

	Stichproben- umfang	arithmet. Mittel		95%- Perzentil	
		B	L	B	L
Acker/Ap-Horizont	19	2.3	1.4	6.7	1.9
Grün./Ah-Horizont	15	4.1	2.3	6.6	5.0
Forst/Ah-Horizont	8	19.9	26.5	43.0	69.0
Forst/Oh-Horizont	8	22.5	18.7	56.0	44.0

— Das Raummuster der Immission legt die Vermutung nahe, daß an der Dioxinkontamination eine Vielzahl diffuser Quellen beteiligt ist. Da eine Hierarchisierung laut UBA (1990) noch nicht möglich ist, sind die dokumentierten Befunde nicht unter dem Aspekt einer Zuordnung zu potentiellen Emittenten interpretierbar.

4. Fazit

- Beide betrachteten Schadstoffgruppen sind in Böden auch außerhalb von Ballungsräumen verbreitet. Auf Landesebene lassen sich keine großräumig wirksamen Gradienten der Immission erkennen.
- Unterschiede im Ausmaß der Gegensätze zwischen ländlichen und Ballungsräumen und in den Streubreiten der Schadstoffgehalte zeigen jedoch, daß die Immission beider Kontaminanten unterschiedlichen Raummustern folgt. Der geringe korrelative Zusammenhang zwischen PCB- und PCDD/F-Konzentration (Abb.3) bestätigt, daß der Eintrag beider Schadstoffe aus verschiedenen Quellen stammt.
- Trotz verschiedener Untersuchungen zur Belastungssituation von Böden mit PCB und PCDD/F ist ein Defizit in der Beurteilung festzustellen. Zukünftig sollten einheitliche Kriterien bei Standortauswahl, Probenahme, Bodencharakterisierung und Analytik festgelegt werden.

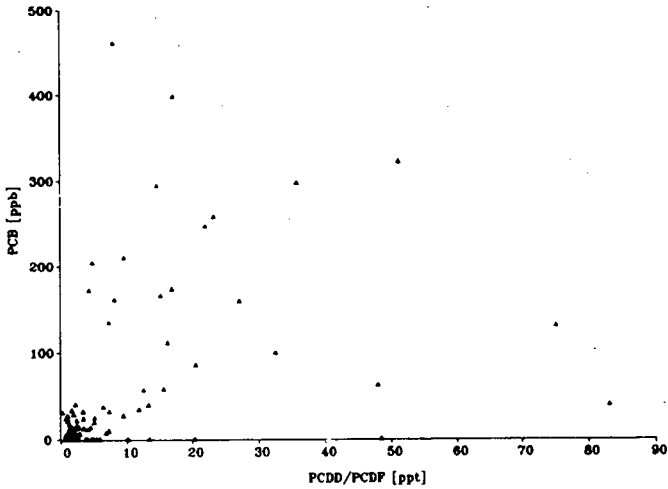


Abb. 3: Beziehung zwischen PCB-Gehalten und PCDD/PCDF-Gehalten

5. Literatur

- MÜLLER, U., V. HENNINGS & A. BORN (1991): Untersuchungen zur Ermittlung der ubiquitären Grundbelastung von niedersächsischen Böden mit polychlorierten Biphenylen und Polychlorodibenzodioxinen/ furanen.- NLEB Hannover; Archiv-Nr. 108410.
- UMWELTBUNDESAMT (1985): Sachstand Dioxine.- Berichte 5/85.
- UMWELTBUNDESAMT (1990): PCDD/PCDF-Belastungen von Böden.- Bericht des UBA, unveröff..
- VDLUFA (1985): Rahmenkonzept für die Routineanalyse von polychlorierten Biphenylen.- Schriftenreihe VDLUFA 12.
- VDLUFA (1990): Datensammlung und statistische Auswertung über Gehalte an chlorierten Kohlenwasserstoffen und PCB in Klärschlämmen, Böden, Pflanzen und tierischen Produkten.- Schriftenreihe VDLUFA 31.

Zur Fraktionierung organischer Stickstoff-Verbindungen
in einem sauren Niedermoorboden

von
Niemann, A. und B. Scheffer^{*)}

Niedermoorböden enthalten, genetisch bedingt, einen hohen Anteil an organischen Stickstoff-Verbindungen, die nach Mineralisierung von den Pflanzen als Ammonium oder Nitrat-Ionen aufgenommen werden können. Welche dieser organischen Verbindungen relativ leicht mineralisierbar sind, ist in der Literatur bisher kaum beschrieben worden. Es interessiert auch die Frage, ob nach Mineraldüngung im Boden derartige Stickstoffverbindungen noch gebildet werden und welche Rolle sie bei der Denitrifikation spielen.

Es wurden Proben eines schwach sauren Niedermoorbodens aus Mittelbauer (BARTELS, 1990) mit wässrigen Lösungsmitteln schonend extrahiert und in den Extrakten lösliche N-Fractionen bestimmt.

Beschreibung der Methoden.

Als Extraktionsmittel dienten 0,01 mol/l Calciumchlorid-Lösung und neutrale 0,01 mol/l Natriumpyrophosphat-Lösung. 10 g Boden und 100 ml Lösungsmittel wurden im Wärmeschrank 20 h bei 95°C gehalten, nach Abkühlung zentrifugiert und im abgetrennten klaren Überstand der Gesamt-N nach KJELDAHL bestimmt. Die Rückstände wurden wiederum mit 100 ml Lösungsmittel verrührt und wie beschrieben weiterbehandelt. Jede Bodenprobe wurde so fünfmal nacheinander extrahiert.

Die Fraktionierung aliquoter Teile der Extrakte wurde durch Destillation mit festem MgO, Destillation mit gesättigtem Phosphat-Borat-Puffer (pH 11,2), Hydrolyse mit konz. Salzsäure und

*) Nds. Landesamt f. Bodenforschung, Bodentechnologisches Institut
Friedrich-Mißler-Str. 46 - 50, W-2800 Bremen 1.

anschließender alkalischer Destillation mit Puffer pH 11,2, Umsetzung der Rückstände der Destillationen (pH 11,2) mit Ninhydrin und alkalischer Destillation ausgeführt. Das während der Destillationen jeweils abgespaltene Ammoniak wurde titrimetrisch ermittelt.

Ergebnisse

Abb. 1 zeigt die Extraktionswirkung der zwei Salzlösungen bei fünfmaliger Extraktion als Summenwerte. Mit Pyrophosphat wird etwa die dreifache Menge an Stickstoffverbindungen verglichen mit Calciumchlorid extrahiert. Mit beiden Lösungsmitteln werden bereits mit dem ersten Extraktionsschritt ca. 70 bzw. 50 % der extrahierbaren N-Mengen freigesetzt.

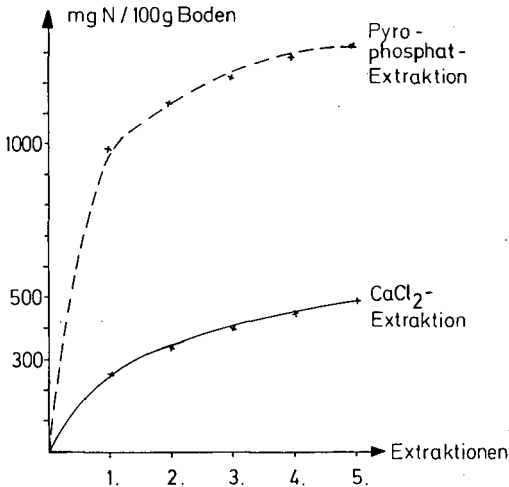


Abb. 1: Erschöpfende Extraktion eines sauren Niedermoorbodens (Mittelbauer, 0 - 10 cm) (Gesamt-N im Extrakt)

Die Charakterisierung einzelner Stickstoff-Verbindungen wurde durch Fraktionierung dieser Salzextrakte erreicht. Diese Ergebnisse der Fraktionierung der jeweils ersten Extrakte (Tab. 1) zeigen, daß in der CaCl₂-Reihe durch Summierung der Fraktionen ca. 80 % des extrahierten N-Gesamt als unterschiedlich lösliche N-Fractionen erfaßt werden. Die restliche Menge von ca. 20 %, oft als "nicht destillierbarer Stickstoff" bezeichnet, dürfte den in basischen Aminosäuren gebundenen NH₂-Gruppen zuzurechnen sein.

Tab. 1: Fraktionierung des CaCl_2 - und Pyrophosphat-Extraktes
(saurer Niedermoorboden Mittelbauer, 0 - 10 cm)

Fraktionen	CaCl_2 (mg N/ 100 g Boden)	Pyrophosphat
NH_3 , Amid-N, Aminosucker (Dest. MgO)	36 (17 %)	59 (8 %)
weitere Aminosucker (Dest. pH 11,2)	4 (2 %)	22 (3 %)
Amide, polym. Aminosucker (Hydrol.)	41 (20 %)	96 (13 %)
Aminosäuren (Ninhydrin)	36 (17 %)	78 (11 %)
Peptide (Hydrolyse)	50 (24 %)	114 (16 %)
Rest	42 (21 %)	356 (49 %)
Summe	210 (100%)	726 (100%)

Die Fraktionierung des Pyrophosphatextraktes zeigt ein deutlich anderes Bild. Zwar enthalten alle Fraktionen mehr N-Verbindungen und ihre Summe ist wesentlich größer als in der Calciumchloridreihe, aber die Summe beträgt nur 50 % des insgesamt extrahierbaren N. Durch Pyrophosphat wird also mehr "nicht destillierbarer Stickstoff" extrahiert als durch Calciumchlorid, und in dieser Fraktion müssen auch andere N-Substanzen enthalten sein als Amino-
gruppen von Aminosäuren.

Die Hydrolyse hat bewirkt, daß zusätzliche Mengen an α -Amino-N-Verbindungen aber auch Aminosucker destillierbar werden, und zwar aus Pyrophosphat-Extrakten etwa doppelt soviel wie aus Calciumchlorid-Extrakten.

Beim Vergleich der Fraktionen untereinander fällt auf, daß die Ammoniak-Werte aus der MgO-Destillation relativ hoch, die Differenzen zwischen "MgO"- und "Puffer pH 11,2"-Destillation aber relativ und absolut niedrig sind. Zur weiteren Charakterisierung wurden in Modellversuchen Glucosamin, Glutamin, Glutaminsäure, Asparagin und Lysin mit CaCl_2 und Natriumpyrophosphat genau wie die Bodenproben 20 Stunden bei 95°C gehalten und anschließend mit MgO bzw. Puffer pH 11,2 destilliert.

Die Behandlung mit CaCl_2 führt zur vollständigen Abspaltung der Amidgruppe des Glutamins, während die Aminogruppe des Glucosamins erst durch Destillation mit Puffer pH 11,2 vollständig abgespalten wird. Die Behandlung mit Pyrophosphat hydrolysiert ebenfalls das Glutamin vollständig, dagegen das Glucosamin nur zu 66 %. Die NH_2 -Gruppen der Aminosäuren werden unter diesen Bedingungen nicht abgespalten. Die Amidgruppe des Asparagins wird nur zu ca. 10 % freigesetzt.

Zusammenfassung

Die Ergebnisse zeigen, daß mit Calciumchlorid- und Natriumpyrophosphatlösung (20 h auf 95°C) ein erheblicher Teil der N-Substanzen aus Niedermoorböden extrahiert werden kann. Neben Ammoniumionen sind Amide der Aminosäuren, Aminozucker und Aminosäuren gelöst worden. Die Hydrolyse der Extrakte zeigt ferner, daß die genannten Stoffgruppen auch als größere Molekülverbände extrahiert werden. Weiterhin wird durch die Fraktionierung die unterschiedliche Extraktionswirkung von Calciumchlorid und Natriumpyrophosphat verdeutlicht. Pyrophosphat extrahiert auch N-Verbindungen, welche den eben aufgeführten Stoffgruppen nicht ohne weiteres zugerechnet werden können.

Parallel zu den Laboruntersuchungen haben wir im Sommer 1990 vom gleichen Niedermoor-Standort (Mittelbauer) in etwa vierwöchigem Abstand Proben gezogen und diese mit Calciumchlorid-Lösung extrahiert (20 h auf 95°C). Der extrahierte Gesamt-N und der destillierbare N (Puffer pH 11,2) zeigen signifikante Unterschiede in Abhängigkeit von der Düngung. In der gedüngten Reihe hat das Pflanzenwachstum im Frühjahr offenbar einen verstärkten Abbau leicht löslicher N-Verbindungen verursacht (α -Amino-N), der aber im Laufe des Sommers wieder abnimmt.

Literaturverzeichnis

- BARTELS, R., 1990: Führer zu den Feldversuchen.- Eigenverlag des Bodentechnologischen Instituts.
- BREMNER, J.M., 1967: Nitrogenous compounds.- in A.D. Mc.Laren and G.H. Peterson (eds.) Soil biochemistry, Marcel Dekker, New-York, S. 19 -66.

**Räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften
und deren Bedeutung für Verhalten und Verbleib
von Pflanzenschutzmitteln im Boden**

von
Nordmeyer, H. *)

Böden zeigen eine pedogen und anthropogen bedingte Heterogenität bzw. Variabilität ihrer Eigenschaften (z.B. Humusgehalt, Körnung) in der Fläche und Tiefe. Diese Variabilität kann einen Einfluß auf das Verhalten (z.B. Transport, Abbau) von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln (PSM) im Boden haben. Zur Beschreibung dieser Bodenvariabilität werden in den letzten Jahren in der Bodenkunde zunehmend Methoden und Verfahren der Geostatistik eingesetzt (z.B. OVALLES & COLLINS, 1988). Die Beschreibung der räumlichen Variabilität erfolgt auf Grundlage von Rasterbeprobungen durch die Berechnung von Semi-Variogrammen. Auf deren Basis können dann Werte an nicht gemessenen Punkten mit Hilfe der Kriging-Interpolation ermittelt werden. Nähere Einzelheiten sind bei AKIN & SIEMENS (1988) beschrieben.

Die Untersuchungen wurden auf dem Schlag "Bergfeld" vorgenommen. Es handelt sich dabei um einen Standort südöstlich von Braunschweig. Anzutreffen sind Braunerden und Pseudogleye sowie deren Übergangsformen aus schwach lehmigen bis lehmigen Sanden über tonreichem Untergrund. Die Bodenprobenahme wurde im Rasterabstand von 45 m in der Ackerkrume (0-30 cm) vorgenommen.

Abbildung 1 zeigt das aus den Meßwerten berechnete Semi-Variogramm für den organischen Kohlenstoffgehalt (C_{org}). Die Reichweite (range) der räumlichen Abhängigkeit liegt bei 170 m. Ein Nugget-Effekt konnte nicht ermittelt werden. Der Mittelwert des Kohlenstoffgehaltes kann für die 57 Meßpunkte mit 1,44 % (0,83 bis 2,3 %) angegeben werden.

*) Institut für Unkrautforschung
Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Messeweg 11-12, 3300 Braunschweig

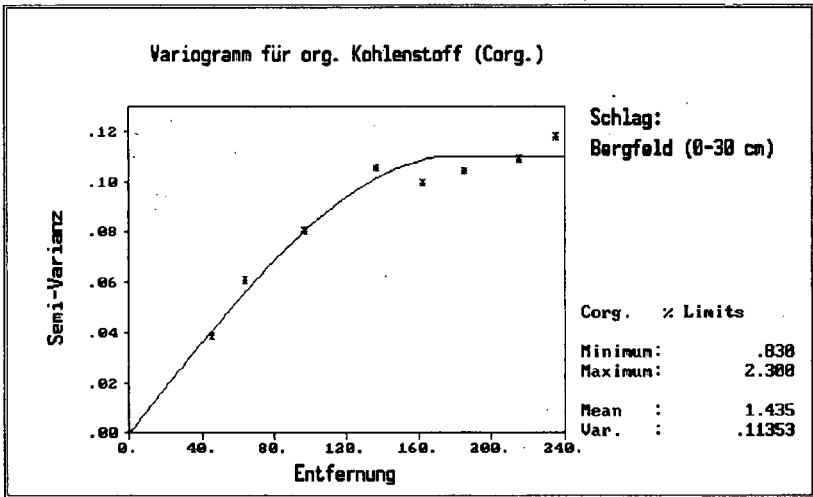


Abb. 1: Semi-Variogramm für organischen Kohlenstoff

Auf der Grundlage des Semi-Variogramms wurden mittels des Kriging-Interpolationsverfahrens die Kohlenstoffgehalte in der Fläche berechnet. Abbildung 2 zeigt die räumliche Verteilung. Die Corg.-Gehalte entsprechen nach einer Umrechnung den Humusstufen h2 (Täler) und h3 (Berge) der Bodenkundlichen Kartieranleitung.

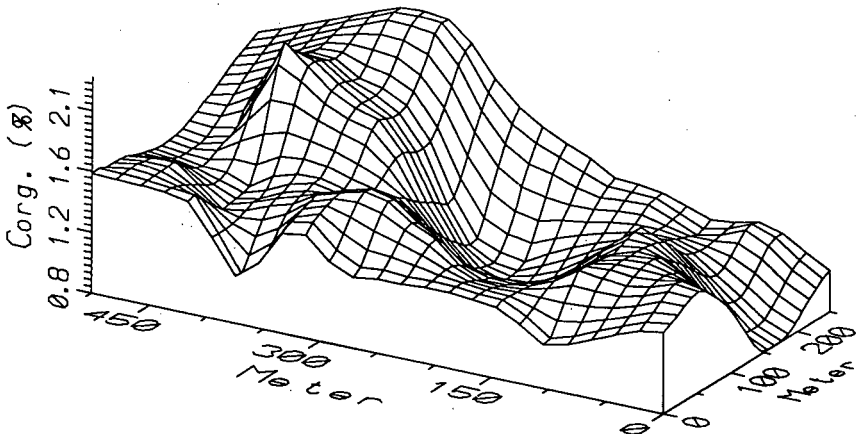


Abb. 2: Räumliche Variabilität des organischen Kohlenstoffgehaltes der Ackerkrume (0 bis 30 cm) des Standortes Bergfeld

Da der Humusgehalt des Bodens für nicht-ionische PSM als Hauptadsorber anzusehen ist, war zu klären, welchen Einfluß die variierenden C_{Org} -Gehalte auf die Adsorption und eine mögliche Verlagerung in den Unterboden haben.

Abbildung 3 zeigt die räumliche Variabilität der Adsorption am Beispiel von Terbutylazin. Als Maß für die Adsorption wurde der mittlere Verteilungskoeffizient (K_d -Wert) gewählt, der anhand von BATCH-Versuchen ermittelt wurde. Ähnlich wie beim C_{Org} -Gehalt ist eine deutliche räumliche Variabilität zu erkennen. Die stärkste Adsorption liegt im Bereich der höchsten und die geringste Adsorption im Bereich der niedrigsten Kohlenstoffgehalte.

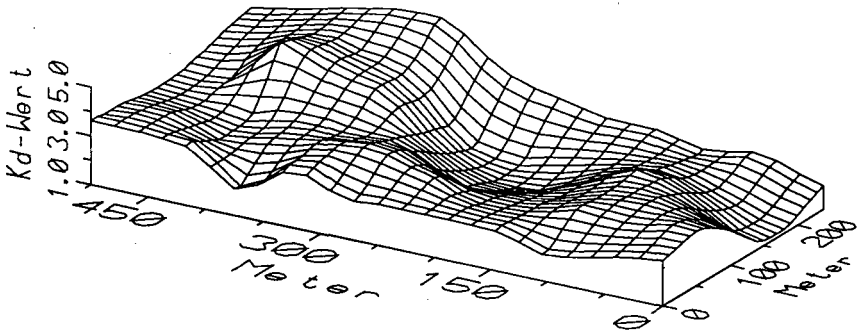


Abb. 3: Räumliche Variabilität der Adsorption am Beispiel des Wirkstoffes Terbutylazin (Schlag Bergfeld)

Mögliche Konsequenzen unterschiedlicher C_{Org} -Gehalte und der Adsorption für eine Verlagerung von Terbutylazin im Bodenprofil wurden anhand von Simulationsrechnungen mit dem Modell PRZM (Pesticide Root Zone Model) beispielhaft überprüft. Der Modellansatz ist ausführlich bei CARSEL et al. (1985) beschrieben. Bei den Simulationsrechnungen wurden der maximale (2,3 %), der mittlere (1,4 %) und der minimale Kohlenstoffgehalt (0,8 %) des Standortes "Bergfeld" als Eingabeparameter berücksichtigt. Alle anderen Eingaben des Modells wurden für die verschiedenen Simulationsläufe nicht verändert. Als Klimadatensatz wurden Werte der Wetterstation Hamburg ("Hamburg naß") gewählt. Die Simulationsrechnungen wurden unter Berücksichtigung einer Halbwertszeit für Terbutylazin von 45 Tagen für einen Zeitraum von 12 Monaten durchgeführt.

Es ist zu erkennen (Abb. 4), daß bei dem maximalen C_{org} -Gehalt des Standortes die höchsten PSM-Rückstände in der Schicht bis 10 cm zu finden sind. Eine Verlagerung bis unterhalb der Ackerkrume ist nicht festzustellen. Bei dem mittleren C_{org} -Gehalt sind die höchsten Rückstände in der Schicht 15 bis 20 cm zu finden. Ein Austrag in den Unterboden findet kaum statt. Dagegen zeigt der geringste C_{org} -Gehalt unter den gewählten Randbedingungen eine Verlagerung des Wirkstoffes bis in 60 cm Tiefe. Anhand dieser Ergebnisse wird deutlich, daß sensible Teilflächen auf Ackerschlägen die Austragsgefährdung für PSM erhöhen können.

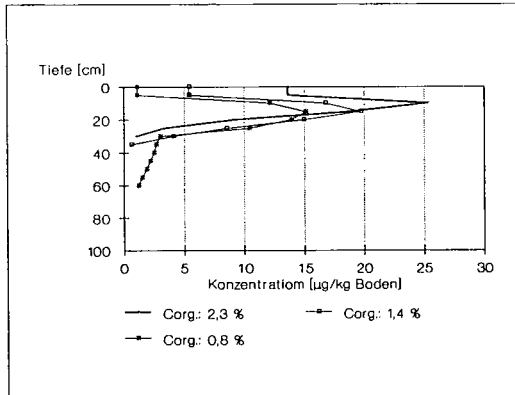


Abb. 4: Berechnung der Verlagerungstiefe von Terbutylazin bei variierenden organischen Kohlenstoffgehalten mit dem Modell PRZM

Ausblick: Es ist zu klären, inwieweit die Anwendung von PSM auf der Basis der räumlichen Variabilität von Bodeneigenschaften mit variablen Aufwandmengen (Verminderung des Eintrages) möglich ist, um das Austragsrisiko für PSM zu verringern.

Literatur:

AKIN, H., SIEMENS, H., 1988: Praktische Geostatistik. Springer Verlag Berlin Heidelberg, 304 Seiten

CARSEL, R.F., MULKEY, L.A., LORBER, M.N., BASKIN, L.B., 1985: The Pesticide Root Zone Model: A procedure for evaluating pesticide leaching threats to ground water. Ecol. Modelling 30, 49-69

OVALLS, F.A., COLLINS, M.E., 1988: Evaluation of soil variability in Northwest Florida using geostatistics. Soil Sci. Soc. Am. J. 52, 1702-1708

Kontinuierliche Belastung von Monolithen
repräsentativer süddeutscher Waldböden
mit definierten SO_4^{2-} -Gaben

von

Prietzl, J., Zenker, K., Fischer, M. und K.-E. Rehfuess⁺

1. Problemstellung

Atmogene Einträge von SO_2 und H_2SO_4 in Waldökosysteme können zu einer Veränderung des S-Haushalts, zu Entbasung bzw. Versauerung des Bodens und zu einer veränderten chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung führen [3,4]. Böden werden sich dabei je nach ihren geogenen S-Vorräten, ihrer pedogenetischen Entwicklung, ihrem Wasserhaushalt sowie ihren Vorräten an organischem C und pedogenen Oxiden von Fe, Al und Mn unterschiedlich verhalten. Um ihre jeweils typischen Reaktionsmuster zu ermitteln und vergleichen zu können, ist es wünschenswert, die durch atmogene S-Einträge induzierten Veränderungen in Bodenlösungs- und Festphase bei standardisierten, den natürlichen Verhältnissen möglichst entsprechenden Randbedingungen untersuchen zu können. Dies ist im Labor nicht möglich.

2. Versuchskonzept

Unter kontrollierten und experimentellen, jedoch naturnahen Bedingungen werden für fünf repräsentative Waldböden Süddeutschlands die Auswirkungen verschieden hoher Sulfateinträge auf den Haushalt von Schwefel und anderen Bioelementen erfaßt. Grundlage ist die ausschließlich künstliche Beregnung von 75 Bodenmonolithen mit Lysimeternaufbau in drei Varianten. Die Zusammensetzung des künstlichen Niederschlags orientiert sich grob an der Kronentraufe der Standorte "Höglwald" (12 mg/L SO_4^{2-} ; Variante I), "Solling Buche" (21 mg/L SO_4^{2-} ; Variante II) und "Solling Fichte" (43 mg/L SO_4^{2-} ; Variante III). Sie repräsentiert mit Einträgen von rund 25, 50 und 100 kg $\text{SO}_4\text{-S}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ mittlere bis extreme Depositionssituationen Mitteleuropas.

Dieser Ansatz erlaubt es, verschiedene Beobachtungsebenen miteinander zu kombinieren. 14-tägig wiederholte Analysen des kontinuierlich gesammelten Sickerwassers reflektieren kurzfristige Reaktionen der Stoffhaushalte. Definierte Einträge und quantitativ bestimmte Sickerwasserflüsse erlauben Bilanzen des Stoffrückhalts. Bodeninventuren vor Beginn und nach Ende des Experiments ergänzen die Eintrags-Austragsbilanzen und erfassen zusätzlich horizontweise differenziert ablaufende S-Transformationen -Retentionen und -Verlagerungsprozesse. In Zusammenarbeit mit der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung (Neuherberg) können zusätzlich durch Isotopenuntersuchungen genaue Reaktionspfade des deponierten SO_4^{2-} ermittelt werden, da das Beregnungswasser gezielt mit dem Isotop ^{34}S angereichert wurde.

3. Untersuchte Böden

Für die Depositionssimulation wurden 5 repräsentative Waldböden Süddeutschlands (vgl. [1]) mit Unterschieden in Ausgangssubstrat, Bodenentwicklung, chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften sowie unterschiedlicher lithogener S-Ausstattung bzw. atmogenen S-Einträgen ausgewählt (Tab. 1).

Tab. 1: Kurzcharakterisierung der untersuchten Böden

BODENFORM	Bodentyp / Ausgangssubstrat / Bodeneigenschaften
NATIONALPARK < NP >	Podsolierte Braunerde aus quarz- und silikatreichem Gneisschutt
HÖGLWALD < HW >	Versauerte Parabraunerde, podsolig, aus quarzarmen, silikatreichen Feinsedimenten mit Lößlehmbeimengung
BAMBERG < BAM >	Eisen-Humus-Podsol aus quarzreichem, extrem nährstoffarmem Sand mit hoher Perkulierbarkeit
STALLDORF < SD >	Nährstoff- und basenreiche Parabraunerde aus ehemals carbonathaltigem Löß
STEINACH < ST >	Saure Braunerde mit schwacher Podsoligkeit im Oberboden und Pseudovergleyung im Unterboden aus quarzreichem, nährstoffarmem mittl. Buntsandstein

4. Methodik

Von den fünf Waldbodenformen wurden jeweils 15 ungestörte Monolithe mit einem Radius von 30 cm und einer Tiefe von 60 cm entnommen und zu frei dränierenden Voll-Lysimetern umgebaut. Die Lysimeter samt Probensammelbehälter wurden am Standort "Höglwald" in einen trogförmigen Aushub eingebracht, der anschließend zur Wahrung der natürlichen Bodentemperatur wieder verfüllt wurde. Um die Lysimeter nur künstlich zu beregnen, wurde der Niederschlag durch eine belüftete Halle mit PVC-Glasüberdachung ausgeschlossen. Während eines Zeitraums von 89 Wochen wurden 61,5 l Beregnungswasser in Einzelmengen zwischen 250 und 500 ml appliziert, was einer Niederschlagshöhe von $508 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ entspricht.

Ein- und Austrag aller wichtigen Bioelemente (H^+ , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , NH_4^+ , K^+ , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Al, Mn, Fe sowie DOC und DOS) für jede Bodenform und Depositionsvariante wurden in 14tägigen Intervallen bestimmt.

Als wichtige Beobachtungsebene wird die S-Ausstattung der Bodenfestphase zu Beginn und am Ende des Experiments differenziert nach Horizonten und Versuchsvarianten in Inventuren verglichen. Die Bestimmung von Gesamt-S, Kohlenstoffgebundenem S (C-S), Organischem Sulfat-S ($\text{SO}_4\text{-org}$), Sorbiertem Sulfat-S und Wasserlöslichem Sulfat-S erfolgt nach einer bewährten Methodik der S-Fraktionierung [1]. Zusätzlich werden andere relevante Bodenparameter (C_{org} , N_{tot} , pH, Kationenbelegung, pedogene Oxide, Korngrößenverteilung) erfaßt.

5. Ergebnisse

5.1. Sickerwasserdynamik

Die Elementkonzentrationen und -Frachten im bzw. mit dem aufgefangenen Sickerwasser reflektieren die Nettoreaktionen der Bioelementhaushalte nach vollständiger Passage der 60 cm tiefen Bodenmonolithe. In den einzelnen Horizonten ablaufende Transformations-, Retentions- oder Mobilisationsprozesse können nicht erfaßt werden.

Die Böden zeigten in der Reihenfolge 'NATIONALPARK' > 'HÖGLWALD' > 'BAMBERG' > 'STEINACH' > 'STALLDORF' eine unterschiedlich starke Retention des mit

der künstlichen Beregnung angebotenen SO_4^{2-} . Erhöhtes SO_4^{2-} -Angebot war in allen Fällen mit einem Anstieg der SO_4^{2-} -Retention verbunden. Dieses Verhalten erklärt sich zumeist durch das Zusammenwirken der für die S-Retentionskapazität maßgeblichen Bodeneigenschaften, z.B. von Humusvorrat, Vorrat an Sesquioxiden, Korngrößenspektrum und geogenem Vorrat an leicht löslichem SO_4^{2-} .

Der Verlauf der NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser sowie die Bilanzierung von N-Ein- und -Austrag zeigt für alle Bodenformen eine N-Freisetzung und damit den Abbau von organischen Stoffen während der Versuchslaufzeit an.

Die durch Deposition und/oder Mineralisation in die Bodenlösung gelangenden und mit dem Wasserfluß ausgetragenen Anionen SO_4^{2-} und NO_3^- werden bei 'STALLDORF' überwiegend von den Ca^{2+} , Mg^{2+} und Na^+ begleitet; bei 'HOGWALD' von Mg^{2+} und Ca^{2+} (und Al-Spezies); bei 'BAMBERG', 'STEINACH' und 'NATIONALPARK' überwiegend von Al^{3+} und Al-Hydroxo-Kationen. Zwar ist für alle Bodenformen ein Absinken des pH-Werts in der Bodenlösung im Laufe des Versuchs erkennbar, doch fehlt eine Differenzierung nach Varianten und insbesondere bei den 'sauren' Beregnungsvarianten ist der H^+ -Eintrag weit höher als der H^+ -Austrag. Dieser Befund zeigt, daß die Bodenversauerung durch Deposition bzw. Nitrifikation sich überwiegend in Verlusten an Basen-Kationen bzw. bei 'BAMBERG' und 'STEINACH' in Protonierung von Al-Hydroxo-Verbindungen ausdrückt.

5.2. Bodeninventuren

Der aus den Sickerwasserdaten vermutete mehr oder weniger intensiv ablaufende Humusabbau wird von den Ergebnissen der Bodeninventuren bestätigt. Er ist vermutlich auf einen je nach Bodenform verschiedenen gewichteten Summeneffekt der Faktoren i.) Zersetzung toter Wurzeln ii.) erhöhte Temperatur, iii.) erhöhte Bodenfeuchte aufgrund stark verminderter Transpiration, iv.) fehlender Streunachlieferung und v.) Gefügestörung zurückzuführen. Zudem ergibt sich bei der Bewertung der Inventurdaten das Problem von unterschiedlichen kleinräumigen Ausgangsbedingungen infolge verschiedenartiger Mächtigkeit von Humusauf- und Mineralbodenhorizonten bzw. unterschiedlicher C- und Skelett-Ausgangsgelalte. Während bei der Startinventur aus einer großen Anzahl an Stichproben eine repräsentative Mischprobe gewonnen wurde, war bei den Endinventuren der Monolithe nur ein Bodenausschnitt von jeweils 707 cm^2 beprobbar. Aufgrund der überragenden Rolle organischer Stoffe bei der Speicherung von Schwefel im Boden führen kleinräumige Schwankungen der C-Vorräte in den einzelnen Monolithen zu großen Unterschieden im S-Vorrat bei Beginn des Versuchs, welche mit der Anfangsinventur nicht erfaßt werden konnten. Durch die Deposition wurden maximal 30 % des bei den Anfangsinventuren in der Mischprobe ermittelten S-Vorrates zugeführt, so daß realistische Abweichungen des C- und S-Vorrats im Einzelmonolithen von 10 bis 30 % bereits den Depositionseffekt überprägen können. Auch kann der beobachtete Humusabbau unter Umständen einen beträchtlichen Anteil des S-Vorrats im Boden mobilisieren.

Aufgrund der nach Bodenhorizonten und S-Bindungsformen differenzierten Analyse stellen Inventurvergleiche jedoch ein hervorragendes Mittel zur Erfassung der im Boden und in einzelnen Horizonten ablaufenden S-Transformationsprozesse dar, insbesondere wenn Unterschiede der Monolithe im C-Vorrat durch die Bildung geeigneter Quotienten eliminiert werden.

Tab. 2 gibt die Veränderung der S_{org}/C -, der C-S/C- und der $\text{SO}_4\text{-org}/\text{C}$ -Verhältnisse sowie der Gehalte an sorbiertem SO_4^{2-} und wasserlöslichem SO_4^{2-} für die Bodenformen 'STALLDORF' und 'NATIONALPARK' differenziert nach Horizonten wieder. Der aus der Eintrags-Austrags-Bilanz von 'STALLDORF' abgeleitete, auf Veränderungen im Bodenwasserhaushalt zurückgeführte hohe S-Verlust wird durch die Inventurergebnisse bestätigt. Sie weisen insbesondere im Unterboden eine starke Verminderung des leicht mobilisierbaren wasserlöslichen SO_4^{2-} nach. Gleichzeitig ist ein deutlicher Einfluß der Höhe der SO_4 -Deposition erkennbar. Auch der im Unterboden vorhandene Pool an adsorbiertem SO_4^{2-} wird durch Desorption abgebaut. Ein Einfluß unterschiedlich hoher S-Einträge ist

Tab. 2: Veränderungen der S_{org}/C -, der $S-C/C$ - und der $SO_4\text{-org}/C$ -Verhältnisse sowie der Gehalte an sorbiertem und wasserlöslichem SO_4^{2-} für die Bodenformen 'NATIONALPARK' und 'STALLDORF' (lufttrockene Feinerde).

Boden/Horiz.	S_{org}/C_{org}				$S-C/C_{org}$ 0.001				$SO_4\text{org}/C_{org}$				$SO_4\text{sorb.}$ [µg/g]				SO_4B_2O				
	0	1	2	3	0	1	2	3	0	1	2	3	0	1	2	3	0	1	2	3	
SD	0	5.1	5.8	5.5	5.7	4.3	4.6	4.2	4.4	0.8	1.2	1.3	1.3	0	0	0	0	55	24	34	45
	Ah	6.9	7.8	7.4	7.7	5.4	5.6	5.5	5.8	1.6	2.1	1.9	1.9	0	1	1	1	25	13	14	20
	Ah1	7.1	9.1	9.6	9.2	4.5	6.6	6.1	5.8	2.6	2.5	3.5	3.4	7	3	4	5	19	13	14	19
	(Sw)Al	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	4	7	6	37	18	22	23
	(Sd)Btv	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	22	7	10	8	93	22	26	31
NP	0	4.9	5.3	5.3	5.1	4.5	4.4	4.5	4.2	0.4	1.0	0.8	0.9	4	0	0	0	44	31	41	55
	A(e)h	5.0	6.4	6.8	6.8	4.2	4.8	4.6	4.7	0.8	1.5	2.2	2.0	15	13	(7)	19	26	24	31	43
	AhBv	6.3	7.8	9.1	9.0	4.7	5.3	5.2	4.3	1.6	2.5	3.9	4.7	73	91	(83)	151	20	26	25	28
	B(s)v	7.1	11.1	12.0	12.3	4.6	6.1	4.0	6.8	2.5	5.0	8.0	5.5	165	143	-	200	19	10	12	9
	Bv	9.1	-	-	13.5	2.0	-	-	5.1	7.0	-	-	8.3	94	134	-	179	17	9	17	6

nur schwach ausgeprägt. Trotz der generellen Tendenz zur S-Freisetzung läßt sich bei 'STALLDORF' eine Anreicherung von Schwefel in organischen Stoffen nachweisen (vgl. [2]). So steigt in allen Horizonten das S_{org}/C_{org} -Verhältnis an. Dabei werden im Oberboden hauptsächlich organische Sulfate, im Unterboden verstärkt auch kohlenstoff-gebundener S angereichert.

Die aus der Sickerwasserdynamik von 'NATIONALPARK' abgeleitete Tendenz zur Speicherung von deponiertem S im Boden wird durch die Inventurergebnisse in Form eines Anstiegs der Gehalte an wasserlöslichem und sorbiertem Sulfat ebenfalls bestätigt. Ein Großteil der S-Vorräte ist in dem mit Sesquioxiden von Fe, Al und Mn außergewöhnlich gut ausgestatteten Pedon als sorbiertes SO_4^{2-} gebunden. In diesem Pool wird als Folge der experimentellen Behandlung in nahezu allen Mineralbodenhorizonten S angereichert. Ebenso ist für das Pedon 'NATIONALPARK' eine starke Anreicherung von S in organischen Stoffen nachgewiesen. Sie zeigt eine deutliche Differenzierung nach der Eintragsvariante und ist im Unterboden besonders stark. Wie bei 'STALLDORF' dominiert die Anreicherung als organisches SO_4^{2-} ; im Mineralboden ist auch eine Anreicherung von C-S zu erkennen.

6. Literatur

- [1] FISCHER, M. (1989): Schwefel-Vorräte und -Bindungsformen süddeutscher Waldböden in Abhängigkeit von Gestein und atmogener Schwefel-Deposition. Forstl. Forschungsber. München 100.
- [2] FRENEY, J.R. und STEVENSON, F.J. (1966): Organic sulfur transformation in soils. Soil Science 101, 307-316.
- [3] JOHNSON, D.W. (1984): Sulfur cycling in forests. Biogeochemistry 1, 29-43
- [4] TABATABAI, M.A. (1983): Sulfur. In: R.H. MILLER und D.R. KEENEY (eds.): Methods of soil analysis, part 2. Chemical and microbiological properties. Agronomy 9, 501-538. Am. Soc. Agron.

Förderung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Projektes "Untersuchungen zur Schwefel-Dynamik ausgewählter süddeutscher Waldböden" (BMFT 0339162 B) vom Bundesminister für Forschung und Technologie gefördert.

Versuch der Charakterisierung von löslichem organischem Kohlenstoff in der Bodenlösung mittels Gelpermeationschromatographie

Printz, H., Th. Pütz u. P. Burauel⁺)

Zusammenfassung

Im Rahmen einer Lysimeterstudie wurde nach einer Düngung mit uniform ¹⁴C-markiertem Haferstroh in zeitlichen Abständen Bodenlösung aus verschiedenen Profiltiefen einer Parabraunerde entnommen. Die gelchromatographische Untersuchung der gelösten organischen Substanz in der Bodenlösungen läßt vermuten, daß neben niedermolekularen auch höhermolekulare Verbindungen mit der Bodenlösung verlagert werden. Der Anteil an hochmolekularen Verbindungen nimmt infolge mikrobiellen Abbaus oder auf grund von Sorptionsprozessen mit der Bodentiefe ab. Die gelchromatographische Trennung war deutlich vom Salzgehalt der Probe abhängig. Die Änderung der Lage eines Peaks in Abhängigkeit vom Probensalzgehalt ließ sich durch den Funktionstyp $f(x) = a \cdot e^{-bx} + c$ gut beschreiben.

Einleitung

Vor dem Hintergrund der Verlagerung von Pflanzenbehandlungsmitteln mit dem Sickerwasser gewinnt auch die Verlagerung von natürlich auftretenden gelösten organischen Verbindungen (**DOM = Dissolved Organic Matter**) an Bedeutung. Zur Einteilung der DOM in hoch- und niedermolekulare Fraktionen verwendeten verschiedene Autoren die Gelchromatographie, wobei die Einflußfaktoren auf die gelchromatographische Trennung sowie für die Kalibrierung der Säulen auf Molekülgrößenklassen mit geeigneten Standards weiterer Untersuchungen bedürfen.

Material und Methoden

Im Rahmen einer Lysimeterstudie wurden in zeitlichen Abständen nach einer Düngung mit uniform ¹⁴C-markiertem Haferstroh am 4. Oktober 1988, entsprechend 6 t Stroh ha⁻¹, mit keramischen Saugkerzen Bodenlösungen in den Tiefen 10, 20, 40 und 60 cm gewonnen. Außerdem standen für einige Termine Sickerwässer aus einer Entnahmetiefe von 1,10 m zur Verfügung. Die Gehalte an DOM wurden mit einem Dimatoc-100 (Fa. Dimatec) bestimmt und die Lösungen bei 30 °C im Rotationsverdampfer auf DOM-Gehalte von etwa 100 mg C_{org} l⁻¹ konzentriert.

⁺ Institut für Radioagronomie - Forschungszentrum Jülich GmbH (KFA) Postfach 1913, D-5170 Jülich

2-3 ml Aliquote der Konzentrate wurden über ein Superdex 75 Gel (Fa. Pharmacia) chromatographiert. Die ^{14}C -Aktivitätsgehalte wurden in 3 ml Fraktionen des Eluats gemessen.

Die Lage eines distinkten Peaks in der Schulter der hochmolekularen Substanz wurde aus dem jeweiligen UV - Chromatogramm entnommen und der zugehörige K_{av} - Wert nach der folgenden Formel bestimmt:

$$K_{av} = \frac{V_e - V_t}{V_o - V_t}$$

V_e = Elutionsvolumen des Peaks
 V_o = Outer Volume
 V_t = Gesamtvolumen

Da die Lage dieses Peaks einen engen Zusammenhang mit dem Salzgehalt der Probe aufwies, wurde dieser Peak als willkürliche Grenze zwischen hoch- und niedermolekularer Substanz festgelegt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Veränderung der Lage eines distinkten Peaks, der in allen Chromatogrammen zu finden war, wies einen sehr engen Zusammenhang mit der Änderung der Probenleitfähigkeit infolge Konzentrierens auf.

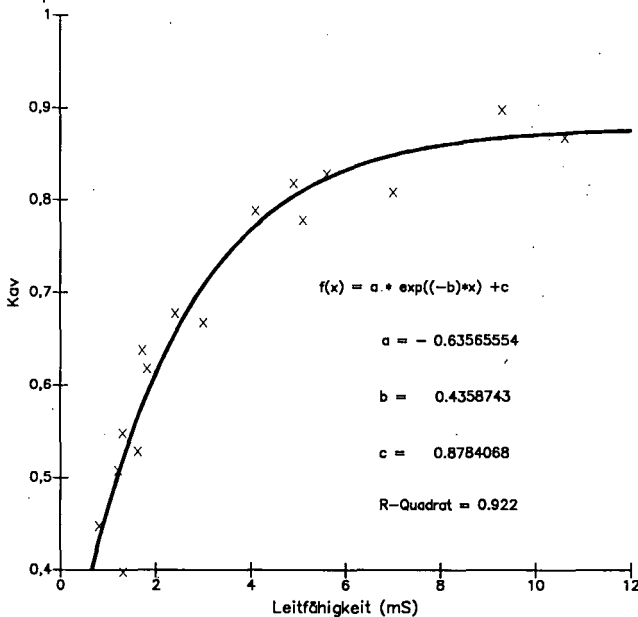


Abbildung 1: Der Einfluß des Probensalzgehaltes (bedingt durch Konzentrieren) auf das Elutionsverhalten eines distinkten Peaks. Darstellung der K_{av} -Werte in Abhängigkeit von der Probenleitfähigkeit.

Unter den aufgeführten Bedingungen ist also der Probensalzgehalt der bestimmende Einflußfaktor auf die Elutionszeit bei der gelchromatographischen Trennung (Abb. 1).

Nach Korrektur des Salzeinflusses lassen sich folgende Aussagen über die prozentuale Verteilung der hoch- und niedermolekularen Fraktion machen (Abb. 2):

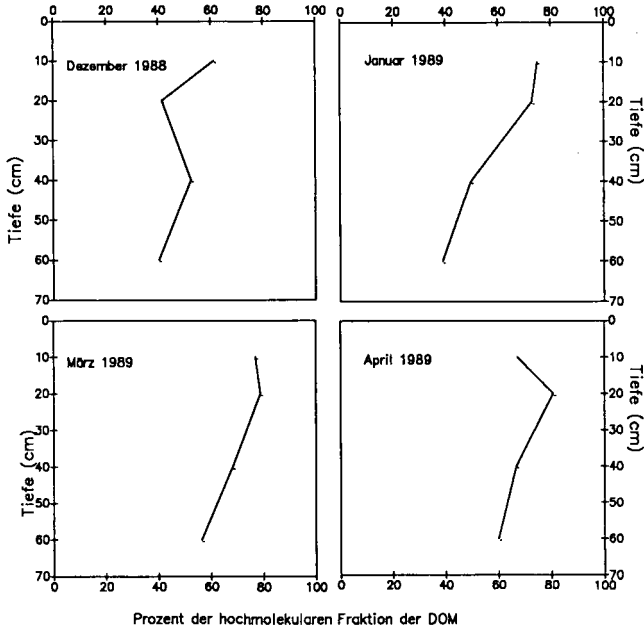


Abbildung 2: Profildarstellung des hochmolekularen Anteils am DOM zu den vier gewählten Terminen. Darstellung in Prozent der hochmolekularen Fraktion an der Menge des DOM (UV - Gesamtabsorption (280 nm) = 100%).

Dezember 1988:

Der prozentuale Anteil der hochmolekularen Fraktion in der Bodenlösung schwankt in allen Tiefen um 50%.

Januar 1989:

Bei etwa gleichbleibenden Anteilen in den Tiefen 40 und 60 cm sind die prozentualen Anteile der hochmolekularen Fraktion in 10 cm Tiefe von 60% auf etwa 75% und in 20 cm Tiefe von 40% auf etwa 72% erhöht.

März 1989:

Die prozentualen Anteile der hochmolekularen Fraktion in 10 und 20 cm sind erneut leicht angestiegen. Gleichzeitig läßt sich eine Zunahme der prozentualen Anteile der hochmolekularen Fraktion in 40 und 60 cm Tiefe (beide etwa um 20%) feststellen.

April 1989:

Bei ansonsten annähernd gleichen Anteilen der hochmolekularen Fraktion in den übrigen Tiefen ist der Anteil in 10 cm um etwa 10% gegenüber März abgesunken.

Interpretation

Generell sinkt der prozentuale Anteil hochmolekularer Verbindungen in der Bodenlösung mit der Profiltiefe. Die vorliegende Arbeit zeigt, daß nach Aufbringen einer Strohdüngung in zeitlicher Abfolge der Anteil der hochmolekularen Fraktion in der Bodenlösung verschiedener Tiefen durch Transportprozesse mit dem Sickerwasser anstieg. Folglich schwankt in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Nutzung die Menge und Zusammensetzung gelöster organischer Substanz in der Bodenlösung erheblich.

Literatur

Printz, H. (1990):

Austrag von löslichem organischem Kohlenstoff (DOC) in Sickerwässern aus Lysimetern in Abhängigkeit von Bewuchs und Bodentyp einschließlich des Versuchs einer qualitativen Charakterisierung des DOC mittels Gelchromatographie.

Diplomarbeit - Rheinische-Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.

Pütz, T. (1991):

Dissertation in Vorbereitung - Rheinische-Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.

Ableitung kritischer Gehalte an NH₄NO₃-extrahierbaren ökotoxikologisch relevanten Spurenelementen in Böden SW-Deutschlands

von Prüeß A.^{*}, Turian G. & Schweikle V.

Anorganische Schadstoffe in Böden (AnorgSchSt; hier: potentiell toxische Spurenelemente) können bekanntlich die Qualität von Nahrungs- und Futterpflanzen sowie deren Wachstum beeinträchtigen. Ab welchen Gehalten in Böden besteht jedoch die Besorgnis, daß die Funktionen von Böden als Filter und Puffer für Schadstoffe sowie als Pflanzenstandort derart beeinträchtigt sind? Diese Frage soll mittels eines Extraktionsverfahrens - zur Abschätzung der Gehalte an pflanzenverfügbaren AnorgSchSt - beantwortet werden.

Sowohl NaNO₃-Extrakte (VSBO, 1986) als auch CaCl₂-Extrakte (SAUERBECK & LÜBBEN, 1991) wurden bereits herangezogen, um kritische Gehalte an pflanzenverfügbaren AnorgSchSt abzuleiten. Beide Verfahren haben jedoch Nachteile in der Verwendbarkeit (NaNO₃ - alkalische Böden) bzw. Analysierbarkeit (CaCl₂). In dieser Arbeit wurde als Konventionsmethode für verfügbare AnorgSchSt eine NH₄NO₃-Extraktion gewählt (modifiziert nach SYMEONIDES & MCRAE, 1977 sowie ZELEN & BRÜMMER 1988). Die Extraktionsparameter wurden - nach dem Kriterium der Verwendbarkeit im Bodenschutzvollzug - getestet und festgelegt: 20 g Boden werden mit 50 ml einer 1 molaren NH₄NO₃-Lösung 2 h extrahiert. Böden mit erheblicher Funktionsbeeinträchtigung (= belastete) und solche ohne (= unbelastete) können damit gut differenziert werden. Die Messung der Elemente erfolgte mit ICP-MS.

Um kritische Gehalte abzuleiten, wurden in einer Felderhebung an 40 Objekten SW-Deutschlands mit Böden verschiedener Ausgangsgesteine und mit unterschiedlichen AnorgSchSt-Gesamtgehalten 400 Boden-Pflanzenpaare beprobt. Die Gehalte an verfügbaren AnorgSchSt in natürlichen Böden wurden ermittelt und so der Hintergrundbereich gekennzeichnet. Ferner wurde - vordringlich an humantoxikologisch bedeutsamen AnorgSchSt - geprüft, ab welchen Gehalten in Böden Richtwertüberschreitungen in Pflanzen auftreten. Als Ergebnis wurden - unter Einbezug von Literaturangaben - gestufte kritische Gehalte abgeleitet: **Vorsorgewerte** und **Allgemeine Prüfwerte**.

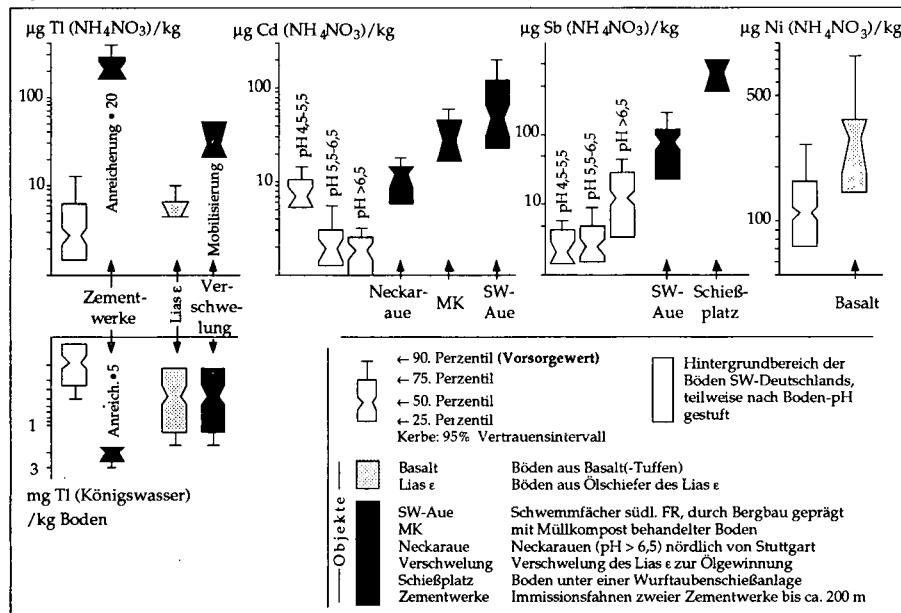


Abb. 1: Verteilung NH₄NO₃-extrahierbarer AnorgSchSt in Oberböden SW-Deutschlands an 8 Objekten

* LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ B.-W. • Referat Bodenschutz • Griesbachstr. 3 • 7500 Karlsruhe 21

Ergebnisse und Diskussion

In Abb.1 ist die Häufigkeitsverteilung der Gehalte an verfügbaren geogenen und anthropogenen AnorgSchSt in Böden SW-Deutschlands beispielhaft an 8 Objekten dargestellt. Eine anthropogene Anreicherung oder Mobilisierung von TI (und anderer AnorgSchSt) kann durch die Gehalte an verfügbarem TI besser charakterisiert werden als durch die TI-Gesamtgehalte (Abb. 1). Die Vorsorgewerte (Abb 1. und Tab. 1) wurden durch Berechnung des 90. Perzentil aller untersuchten Oberböden, abzüglich jener, bei denen zu vermuten war, daß sie mit dem betreffenden AnorgSchSt anthropogen angereichert sind, ermittelt. Geogen erhöhte verfügbare Gehalte an Mo treten in Böden aus *Jura*-Kalkstein auf, an Ni in Böden aus Basalt-(Tuff) sowie an Cd in Böden aus vererzten Gesteinen.

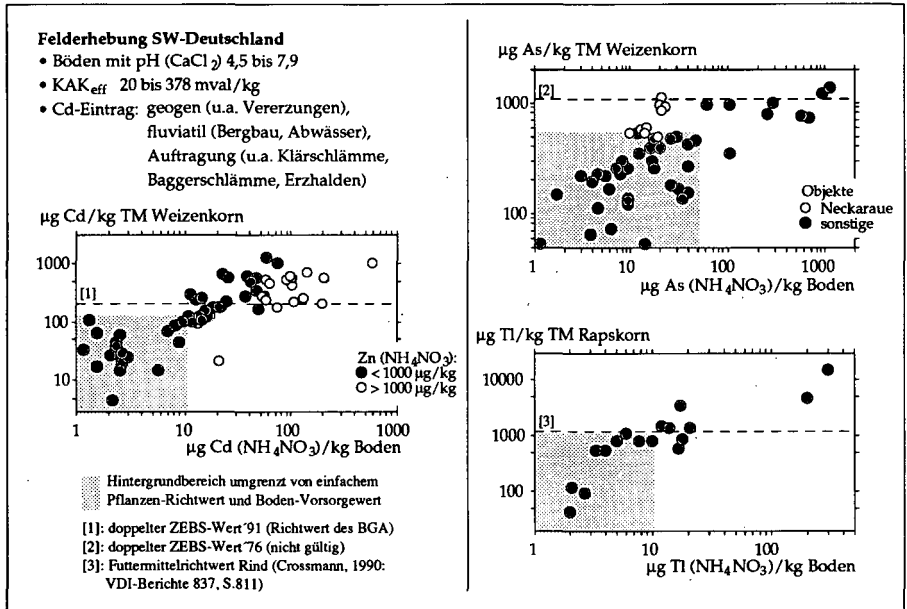


Abb.2: Boden-Pflanzenpaare für Cd, As und TI

Von 100 Boden-Pflanzenpaaren wurden bereits die Gehalte an verfügbaren AnorgSchSt in Böden zu den Pflanzengehalten in Beziehung gesetzt. In Abb. 2 sind Ergebnisse von As und Cd (Weizen-Bodenpaare) sowie TI (Raps-Bodenpaare) dargestellt. Die NH₄NO₃-Extraktion ist im Hintergrundbereich - und damit auch im Mangelbereich - als Konvention für den pflanzenverfügbaren Anteil in Böden zwar wenig geeignet; der Bezug zu den verfügbaren Anteilen ist jedoch gut, wenn die Gehalte oberhalb des Vorsorgewertes einbezogen werden. Cd- und TI-Pflanzengehalte überschreiten den Richtwert unmittelbar nach Überschreiten des Boden-Vorsorgewertes. Der doppelte ZEBS-Wert für Cd wird überwiegend ab 20 µg Cd (NH₄NO₃)/kg Boden überschritten. Verfügbare Zn-Gehalte >1000 µg Zn (NH₄NO₃)/kg Boden reduzieren allerdings die Cd-Aufnahme und führen zu dessen Überschätzung.

Die Ergebnisse von As und TI (sowie anderer AnorgSchSt) geben zwar Hinweise auf kritische Gehalte in Böden; verallgemeinerbare Schlüsse auf Richtwertüberschreitungen in Pflanzen sind jedoch noch nicht möglich, da die Variabilität der untersuchten Standorte und Anreicherungsformen gering ist. As-Gehalte in Pflanzen überschreiten (in zeitweise überstauten Böden) den Richtwert auch innerhalb des Hintergrundbereiches. Wahrscheinlich beeinflusst - wie beim Phosphat - ein im Verlauf der Vegetationsperiode erheblich schwankendes Redoxpotential in Böden die Verfügbarkeit des As. Eine Calcium-Acetat-Lactat-(CAL)-Extraktion lieferte keine verbesserte Prognosesicherheit.

Tab. 1: Einstufung NH₄NO₃-extrahierbarer AnorgSchSt in Böden SW-Deutschlands

AnorgSchSt	NH ₄ NO ₃ -extrahierbare ¹⁾ Gehalte (µg/kg lufttrockene Feinerde) in Böden SW-Deutschlands				- Besorgnismatrix - Besorgnis der Beeinträchtigung einer Bodenfunktion nach §1 BodSchG B.-W. ²⁾					
	- Vorsorgewerte ^{1.1)} - gestuft nach Boden-pH (CaCl ₂)				Vorläufiger Allg. Prüfwert für Böden pH > 4,5	Schadstoffpuffer / Nahrungspflanzen	Schadstoffpuffer / Futterpflanzen	Standort für Pflanzen	Lebensraum für Bodenorganismen	Schadstofffilter / Grundwasser ^{2.1)}
< 4,5	- 5,5	- 6,5	- 8							
Ag Silber	↘	1	1	1	25	•	•	•	vB	B
As Arsen	^{1.2)} ↘	45	40	45	100	vB	•	B	•	B
Be Beryllium	↑	10	1	1	20	•	•	•	•	sU
Bi Bismut	↘	1	1	2	100	•	sU	•	•	•
Cd Cadmium	↑	15	7	5	20	vB	B	•	B	B
Co Cobalt	↑	50	30	30	500	•	B	B	•	•
Cr Chrom	^{1.3)} ↘	10	10	13	100	•	•	•	vB	B
Cu Kupfer	↘	300	300	300	2 000	•	B	B	vB	B
Hg Quecksilber	↘	1	1	1	5	B	B	•	B	B
Mo Molybdän	^{1.4)} ✓	60	60	130	1 000	•	vB	B	•	•
Ni Nickel	^{1.5)} ↑	360	270	250	1 000	•	•	B	•	•
Pb Blei	↑	15	7	5	2 000	vB	B	•	B	B
Sb Antimon	✓	6	10	50	1 000	•	•	•	•	B
Sn Zinn	↘	1	1	1	80	•	•	•	sU	sU
Tl Thallium	↘	16	8	14	30	vB	B	B	B	sU
U Uran	↘	4	4	4	40	•	•	•	•	sU
V Vanadium	↘	15	15	15	100	•	•	sU	•	•
Zn Zink	↑	1 500	300	100	10 000	•	•	B	•	•

¹⁾ 20 g Boden werden mit 50 ml einer 1 molaren NH₄NO₃-Lösung 2 Stunden extrahiert.

^{1.1)} Vorsorgewerte sind für Böden pH > 4,5 aus dem Hintergrundbereich abgeleitet (90. Perzentil); für Böden pH < 4,5 sind Tendenzen der AnorgSchSt-Gehalte im Hintergrundbereich mit sinkendem pH - ausgehend vom Vorsorgewert pH 4,5-5,5 - aufgezeigt: ✓: Gehalte nehmen ab; ↘: Gehalte nehmen zu; ↑: Gehalte nehmen stark zu und überschreiten sogar den Allgemeinen Prüfwert.

^{1.2)} Extraktion für überstaute Böden eingeschränkt zur Charakterisierung des verfügbaren As geeignet.

^{1.3)} Nach Überschreiten des Allg. Prüfwertes sollten die Gehalte an VI-wertigem Cr untersucht werden.

^{1.4)} Vorsorgewert in Böden aus Kalkstein = 500 µg Mo (NH₄NO₃)/kg Boden.

^{1.5)} Vorsorgewert in Böden aus Basalt (-Tuff) = 700 µg Ni (NH₄NO₃)/kg Boden.

²⁾ Rangfolge der Besorgnis - im Falle der Prüfwertüberschreitung in sensiblen Fällen -: vB: vorrangige Besorgnis; B: Besorgnis; sU: spezieller Untersuchungsbedarf; •: Besorgnis bei erheblicher Prüfwertüberschreitung

^{2.1)} Im Einzelfall Prüfung einer Funktionsbeeinträchtigung unter Berücksichtigung der Mächtigkeit sowie der chemischen und physikalischen Eigenschaften der ungesättigten Zone, der Tiefenfunktion des AnorgSchSt, dem Flurabstand und der klimatischen Wasserbilanz.

Die Bodenfunktionen nach § 1 BodSchG B.-W. (1991), deren Erfüllungsgrad mit den NH_4NO_3 -extrahierbaren AnorgSchSt wahrscheinlich besser charakterisierbar ist als mit den Gesamtgehalten, sind in einer **Besorgnismatrix** in Tab. 1 zusammengestellt. Die Rangfolge der Besorgnis der Funktionsbeeinträchtigung wurde aus der Literatur - u.a. ADRIANO (1986) - für sensible Fälle abgeleitet (z.B. Mo im Futter für Wiederkäuer, Tl in Kruzifera als Nahrungsmittel). Be, Bi, Sn, Tl, U und V sind in ihren toxischen Wirkungen relativ unerforscht; in der Besorgnismatrix ist deshalb ein spezieller Untersuchungsbedarf aufgezeigt. Die Beeinträchtigung der Bodenfunktion als Schadstofffilter gegenüber dem Grundwasser muß im Einzelfall geprüft werden (Tab. 1, Fußnote 2.1).

Vorläufige Allgemeine Prüfwerte (Tab. 1) orientieren sich an Richtwertüberschreitungen in Pflanzen (besonders an As, Cd, Tl), dem Auftreten von Wachstumsdepressionen (Cu, Ni, Zn), an Trinkwassergrenzwerten (Ag) und Oberflächenwasserrichtwerten (Cr, Hg, Sn), an Erfahrungen mit ähnlichen Bodenextrakten sowie an gefundenen maximalen Gehalten ohne erkennbare Funktionsbeeinträchtigung des Bodens.

Zweck der Ableitung vorläufiger kritischer Gehalte und Ausblick

- Die NH_4NO_3 -Extraktion ist insbesondere in kritischen Konzentrationsbereichen eine Referenzmethode für die Bestimmung der Gehalte an pflanzenverfügbaren AnorgSchSt in Böden.
- Die Methode ist ein *Screening*-Verfahren für die Prüfung auf eine Beeinträchtigung der in der Besorgnismatrix genannten Bodenfunktionen.
- Die gestuften kritischen Gehalte geben einen Hinweis, ab welchen Gehalten
 - a) von einer **Anreicherung mit verfügbaren AnorgSchSt** auszugehen ist (Vorsorgewerte) und
 - b) eine **Funktionsbeeinträchtigung** zu besorgen ist (Allgemeine Prüfwerte).
- Der Bodenschutzvollzug* soll Funktionsprüfungen zunächst in den Fällen vornehmen, in denen die Besorgnis der Beeinträchtigung einer bestimmten Bodenfunktion besteht.
- Die Besorgnismatrix soll zukünftig durch funktionsbezogene (Spezielle) Prüfwerte und Grenzwerte ersetzt werden. Standortsspezifische Einschränkungen der Methode zur Charakterisierung der verfügbaren Anteile in Böden sollen dabei - wie am Beispiel As demonstriert - berücksichtigt werden.
- Die Gesamtgehalte und die Gehalte an verfügbaren AnorgSchSt sollten parallel zur Bewertung der AnorgSchSt in Böden herangezogen werden. Bei Überschreitung von Prüfwerten sollten direkte Funktionsprüfungen bzw. ergänzende Extraktionen vorgenommen werden. Hierzu sind für EDTA-Extrakte (als Konvention für durch ein *worst case* der Pedogenese mobilisierbare AnorgSchSt) und HCl-Extrakte (als Konvention für im menschlichen Magen verfügbare AnorgSchSt) zusätzliche Bewertungsgrundlagen erforderlich.

Danksagung - Wir danken Herrn Dipl.-Ing. agr. H. Zeien und Herrn Prof. G. W. Brümmer für die Empfehlung der Methode, den Mitarbeitern der LFU, besonders Herrn Dr. T. Nöltner und den Mitgliedern der "AG Anorganische Schadstoffe" für ständige Diskussionsbereitschaft und Unterstützung der Arbeit sowie dem Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg für die finanzielle Förderung.

Literatur

- ADRIANO D.C. (1986): Trace Elements in the terrestrial environments. Springer, 533 S., New York
- BodSchG B.-W. (1991): Gesetz zum Schutz des Bodens (Bodenschutzgesetz). Gesetzblatt für Baden-Württemberg, Nr. 16, S. 434-440, Stuttgart.
- SAUERBECK D. & S. LÜBBEN (Eds.) (1991): Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen. Jül-Spez-XXX (im Druck).
- SYMEONIDES, C. & S.G. MCRAE (1977): The assessment of plantavailable cadmium in soils. J. Environ. Qual., 6, S. 120-123.
- VSBO (1986): Verordnung über Schadstoffe im Boden. Der Schweizerische Bundesrat, AS 1986, 4 S., Bern.
- ZEIEN H. & G.W. BRÜMMER (1988): Analysenvorschrift zur Extraktion der mobilen und leicht nachlieferbaren Schwermetalle. Methodenvorschrift des Institut für Bodenkunde der Universität Bonn (unveröffentlicht), Bonn.

* Die Variationskoeffizienten der Extraktionsmethode lagen - im Konzentrationsbereich kritischer Gehalte - bei einem Laborvergleich mit 10 Labors bei den Elementen As, Cd und Pb zwischen 20 und 30%, die internen Parallelen lagen deutlich unter 10%. Dieser Fehler ist für die praktische Anwendung der Methode akzeptabel, da die Gehalte an verfügbaren AnorgSchSt in anthropogen veränderten Böden häufig sogar um ein Vielfaches gegenüber dem Hintergrundbereich erhöht sind.

Simulation der Schwermetallverlagerung in Böden unter verschiedenen Standortbedingungen

M. Renger, C. Fahrenhorst, G. Wessolek*

1. Einleitung

Die Schwermetallverlagerung in Böden spielt für die Gefährdungsabschätzung des Grundwassers eine entscheidende Rolle. Da bisher langfristige Vorhersagen über die Verlagerung von Schwermetallen kaum vorliegen, wurde mit einem mathematischen Simulationsmodell für die Schwermetalle (SM) Blei, Cadmium, Kupfer und Zink die Verlagerung für einen längeren Zeitraum (z.B. 60 bis maximal 400 Jahre) berechnet. Die Berechnungen erfolgten für eine ehemalige Rieselfeldfläche (Parabraunerde), die seit etwa 1960 nicht mehr berieselt wird und für Sportschießplätze.

2. Grundlagen zur Simulation der Schwermetallverlagerung

Die SM-Verlagerung umfaßt im wesentlichen zwei Komponenten:

1. Die Interaktion von SM-Ionen bzw.-Verbindungen zwischen Festphase und der löslichen Phase, hier als Retardation bezeichnet, und
2. den Transport von mobilen SM-Ionen bzw. -Verbindungen über die lösliche Phase.

Das verwendete Transportmodell bietet als Möglichkeiten der Gleichgewichts-Retardationsbeschreibung den linearen (HENRY), exponentiellen (FREUNDLICH) und den parabolischen (LANGMUIR) Typ. Benutzt wird im folgenden die FREUNDLICH-Isotherme:

$$Q = k_1 c^{k_2}$$

Q = Gesamt-Festphasengehalt (mg/kg),

c = Lösungskonzentration ($\mu\text{g/l}$),

k_1, k_2 sind empirische Konstanten.

Der Transport von SM kann mit der folgenden Gleichung nach VAN GENUCHTEN (1978) beschrieben werden, die neben dem Transport auch die Retardation berücksichtigt:

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta c) = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta D \frac{\partial c}{\partial z} - qc \right)$$

θ = volumetrischer Wassergehalt (cm^3/cm^3)

D = scheinbarer Dispersionskoeffizient (cm^2/d)

q = Filtergeschwindigkeit ($\text{cm}^3/\text{cm}^2/\text{d}$)

t = Zeit (d)

z = Tiefe (cm)

* Institut für Ökologie, FG Bodenkunde, TU Berlin, Salzufer 12
1000 Berlin 10

R wird als Retardationskoeffizient oder -faktor bezeichnet und lautet für die FREUNDLICH-Beschreibung:

$$R = 1 + 1000 \frac{pk_1 k_2 c^{(k_2-1)}}{\theta}$$

p = Lagerungsdichte (g/cm³):

Die SM-Verlagerungsgleichung wird im Transportmodell nach der Galerkin-Finite-Elemente-Methode numerisch gelöst.

Aus Empfindlichkeitsanalysen geht hervor, daß die Verlagerungsgeschwindigkeit der einzelnen SM ganz entscheidend von der Retardationscharakteristik abhängig ist. Deshalb erfolgte die Bestimmung der Retardation möglichst praxisnah in der Gleichgewichtsbodenlösung bei 10°C über 48 Stunden.

3. Ergebnisse

In Abb. 1 ist an einem Beispiel die Verlagerung von Cd nach verschiedenen Zeitspannen dargestellt. Nach 80 Jahren liegt der Schwerpunkt der SM-Belastung etwa 50 cm tiefer.

Tabelle 1 enthält die Ergebnisse einer Empfindlichkeitsanalyse. Dabei wurden wichtige Modellparameter (z.B. Retardation, Festphasengehalt, Zeit) jeweils mit ± 25 und $\pm 50\%$ variiert. Dargestellt sind die ausgewaschenen Cd-Mengen in 40 cm Tiefe im Vergleich zur Auswaschung bei unverändertem Eingabeparameter (= 100%). Von großem Einfluß ist die Retardation und der Festphasengehalt. Aus den Untersuchungen geht weiterhin hervor, daß die Verlagerungsgeschwindigkeit bei einzelnen SM große Unterschiede aufweist und in der Regel in folgender Reihenfolge zunimmt:

$$Pb < Cu \ll Zn = Cd.$$

Das sehr unterschiedliche Verhalten der einzelnen Elemente in verschiedenen Böden wird anhand des Retardationskoeffizienten R deutlich. R kann als zeitlicher Verzögerungsfaktor des Transportes des jeweiligen Elementes im Boden relativ zu nicht retardierten Stoffen (z.B. Chlorid) angesehen werden. Aus Tab. 2 wird ersichtlich, daß dieser Koeffizient Werte zwischen 1 (z.B. Zn bei einer sauren Rostbraunerde) und 1 910 000 (Pb bei einem Pelosol-Pseudogley) annehmen kann.

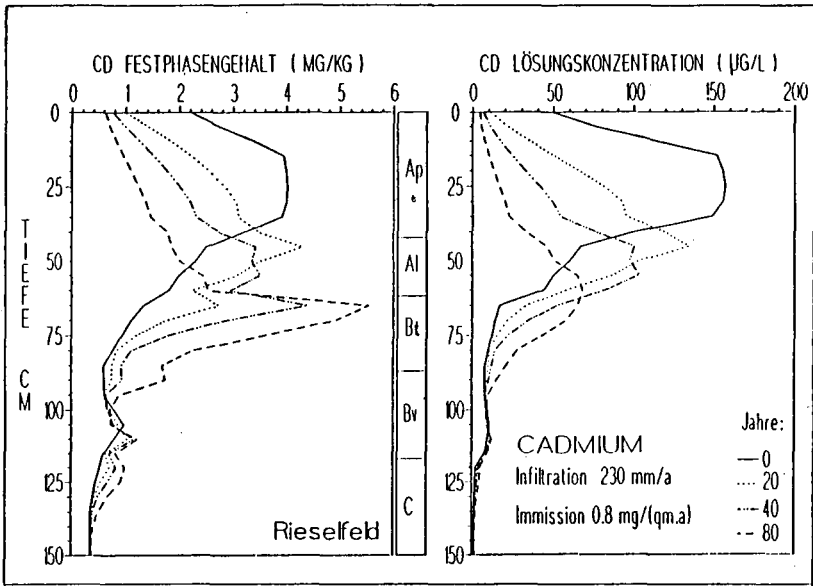


ABB. 1: Langfristig berechnete Cadmiumgehalte der Festphase und löslichen Phase in der Parabraunerde (Rieselfelder Karolinenhöhe) als Funktion der Tiefe sowie entsprechende Retardationseigenschaften.

Eingabe- parameter:	Variation des Eingabeparameters				
	-50%	-25%	0%	+25%	+50%
	ausgewaschene CADMIUM-Menge im Vergleich zur Auswaschung bei unverändertem Eingabeparameter (=100%): (%)				
Retardation (K1)	264	164	100	65	46
Festphasengehalt	26	58	100	152	212
Infiltrationsrate	50	75	100	123	146
Zeit	50	75	100	123	145
Lagerungsdichte	91	98	100	100	100
Immission	100	100	100	100	100

TAB. 1: Einfluß der Variation der Eingabeparameter auf die Cd-Auswaschung in 40 cm Tiefe über einen 10-jährigen Zeitraum bei der Parabraunerde.

	Cd 1 mg/kg	Retardationskoeffizienten bei einem Festphasengehalt von:		
		Cu 60 mg/kg	Pb 100 mg/kg	Zn 150 mg/kg
Parabraunerde (Rieselfeld; pH 3,8 - 7.1)				
Ap I	(210)	156	(42400)	(54)
Ap II	(115)	267	(23400)	(9)
Ap III	(637)	310	(246700)	(303)
Ai	211	2	855	7
Bt	482	1110	56700	28
Bv	846	4400	96900	181
C	713	266	25300	4
Rostbraunerde (Grunewald; pH 2.9 - 4.3):				
Auflage	112	403	(3802)	26
Ah	33	128	160	1
Bs	22	29	168	1
Bv	2	3	49	1
C	3	2	4	1
Pelosol-Pseudegley (Hordorf; pH 7.0 - 7.3):				
Ap	10600	11200	266000	2400
lSdl	22400	17400	1910000	44200

() angenommener Festphasengehalt niedriger als tatsächlicher (Desorption);

Tab. 2: Retardationskoeffizienten der Fallbeispiele bei Festphasengehalten, die den diskutierten Grenzwerten der neuen KlärschlammVO entsprechen.

Literatur

- VAN GENUCHTEN, M.Th., 1978: Mass transport in saturated-unsaturated media: one-dimensional solutions. Research Report 78-WR-11. Water Resources Program. Department of Civil Engineering. Princeton University. 118 Seiten.
- SWARTJES, F.A., C.FAHRENHORST u. M.RENGER, 1991: Entwicklung und Erprobung eines Simulationsmodells für die Verlagerung von Schwermetallen in wasserungesättigten Sandböden - mit verschiedenen Fallbeispielen. Forschungsbericht, Texte des UBA (im Druck).
- SWARTJES, F.A., 1990: Numerische Simulation der eindimensionalen Schwermetallverlagerung im homogenen gesättigten/ungesättigten Boden. -Fallstudie "Rieselfelder Karolinenhöhe, Berlin Gatow"; Dissertation am Institut für Ökologie, FG. Bodenkunde der TU Berlin

Modell zum Ionentransport in der Fläche

von
Salzmann, Thomas; Richter, Jörg¹

Um das Transportverhalten einer größeren Fläche unter natürlichen Bedingungen zu untersuchen und ein Konzept für die eindimensionale Modellierung zu entwickeln, wurde ein Freilandversuch auf dem Sandstandort des SFB 179 im Untersuchungsgebiet Nienwohlde bei Uelzen durchgeführt.

A. Kurzbeschreibung des Versuchs

Im Jahre 1990 wurden auf dem Versuchsschlag Zuckerrüben angebaut, deren Residuen nach der Ernte eingearbeitet wurden. Nach der Einarbeitung wurde die Fläche ca. 4 Wochen liegengelassen, um eine weitgehende Setzung des Bodens und eine Verlagerung des aus den Zuckerrüben freigesetzten Chlorids vor Versuchsbeginn zu gewährleisten.

Tabelle der bodenchemischen Kenndaten :

Tiefe [cm]	KAK _{eff} [mval/100g]	pH (CaCl ₂)	C _{org} [%]	ρ [g/cm ³]
0-30	4,85	6,2	2,4	1,39
30-60	0,9	5,2	0,4	1,65

Größe der Versuchsfläche : 40 m x 140 m. Düngung : 400 kg Kaliumdünger (KCl) am 7.12.1990. Probenahme : Am 21.11.1990 an 20 und am 7.1.1991 an 30 Punkten jeweils bis 110 cm Tiefe mit Probenahme alle 10 cm. Untersucht wurden alle Proben auf Cl⁻, SO₄²⁻, K⁺, Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺ in der Bodenlösung, Zusammensetzung der Austauschbelegung, sowie der volumetrische Wassergehalt θ.

B. Ermittlung der Transportparameter

Die Parameterschätzung für ein numerisches Transportmodell erfolgt in 4 Schritten anhand der gemessenen Cl⁻ Tiefenprofile vom 7.1.1991.

1. Schritt : Signal-Rauschtrennung auf lokaler Ebene. Um den verlagerten Düngepeak (Signalanteil) von der Hintergrundkonzentration und dem vor Versuchsbeginn vorhandenen Chlorid (Rauschanteil) zu trennen, erfolgt eine Anpassung an die analytische Lösung der Konvektions-Dispersionsgleichung. Der Signalanteil wird durch die beiden Parametern v und D charakterisiert. Die Fläche wird durch die Statistik dieser beiden Parameter charakterisiert.

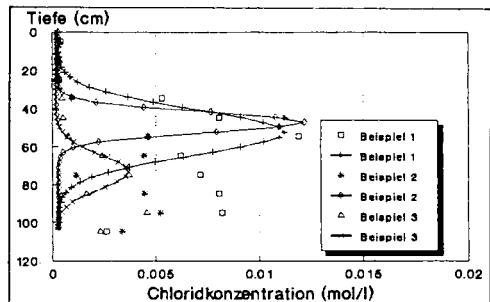


Abb. 1 Cl⁻ Tiefenprofile an verschiedenen Stellen des Schlags

¹ Inst. f. Geoökologie, Langer Kamp 19c, 3300 Braunschweig

2. Schritt : Ersetzen der Statistik durch effektive Parameter

Um nicht mit der Statistik zweier Parameter rechnen zu müssen, wird die Beschreibung des Transportverhaltens der Fläche durch effektive Parameter vorgenommen. Die effektiven Parameter ergeben sich aus der Statistik der lokalen Parameter gemäß den Beziehungen :

$$D_{eff} = \bar{D} + 45,45 (\text{var}(v))^{0,93} \left(\frac{1}{\bar{v}+1} \right)^{1,104} \left(\frac{1}{\frac{\text{var}(v)}{\bar{v}} + 1} \right) - 0,291 (\text{var}(D))^{0,64} \left(1 - \frac{1}{\bar{D}+1} \right)^{-0,056} \left(\frac{1}{\frac{\text{var}(D)}{\bar{D}} + 1} \right)^{0,264} \quad (1)$$

$$v_{eff} = \bar{v} - 0,28 \left(\frac{\text{var}(v)}{\bar{v}} \right)^{0,8} - 0,28 \text{var}(v) + 0,07 [\text{var}(v)]^2 \quad (2)$$

Die effektiven Parameter beschreiben den Signalanteil des Feldmittelwertes.

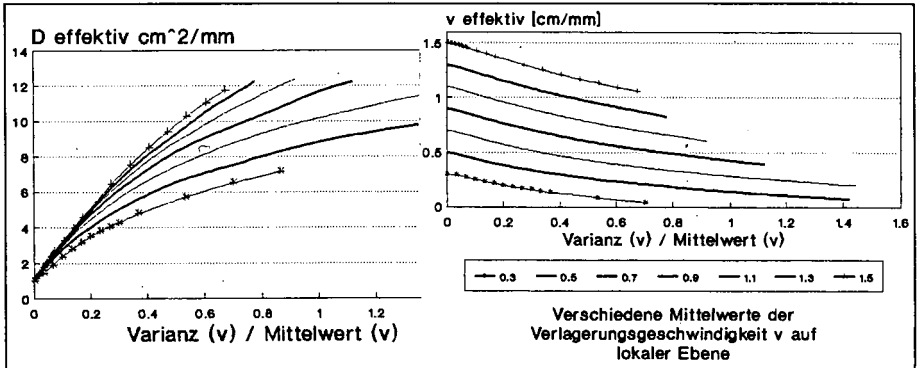


Abb. 2 Effektive Parameter bei verschiedenen Mittelwerten und Varianzen der lokalen Parameter

3. Schritt : Parameterschätzung

Um die Ionenverlagerung auf Feldebene mit einem Transportmodell auf Basis der Konvektions-Dispersiongleichung nachvollziehen zu können, müssen die Transportparameter q und λ aus den rauschfreien Feldmittelwerten unter Berücksichtigung des Wasserhaushaltes geschätzt werden. Zu diesem Zweck wird ein analytisches Mehrschichtenmodell auf der Basis der Formulierung durch Übertragungsfunktionen verwendet.

Übertragungsfunktion eines Schichtpaketes mit N Schichten :

$$f(t) = \int_0^{\bar{t}} f_1(t_1) \dots \int_0^{\bar{t}} \delta(t - \sum_{i=1}^N t_i) f_N(t_N) dt_N \dots dt_1 \quad (3)$$

4. Schritt : Numerisches Ionenverlagerungsmodell

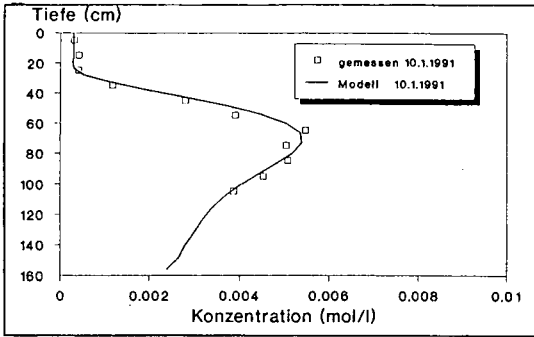


Abb. 3 Cl-Tiefenprofil, Feldmittelwerte numerische Lösung m. effektiven Parametern u. Anfangswerten

Die im 3. Schritt gewonnenen Transportparameter q und λ , die zeitliche Entwicklung des Wasserhaushaltes, sowie die Anfangskonzentrationen verschiedener Ionen können in ein numerisches 1-dimensionales Ionenverlagerungsmodell eingesetzt werden, um das Transportverhalten der Fläche zu simulieren. Hierzu wird der Transport mit der Wechselwirkung gekoppelt.

C. Wechselwirkung

Die Wechselwirkung wird beschrieben durch :

1) Gapongleichungen

$$S_i/S_j = G_{ij} * (a_i^{\frac{1}{z_i}} / a_j^{\frac{1}{z_j}}) \quad (4)$$

2) Die Summe aller sorbierten Anteile wird konstant gesetzt

$$\sum_{i=1}^N S_i = AK \quad (5)$$

3) Für jedes Element gilt die Massenerhaltung

$$\rho S_i + \theta C_i = const_i \quad (6)$$

Die Gaponkoeffizienten und die Austauschkapazität können aus verschiedenen Datensätzen geschätzt werden :

- a) Freilanddaten (Analyse der Austauscherbelegung und Zusammensetzung der Bodenlösung)
- b) binäre Austauschisothermen (Becketisothermen)
- c) Mehrionenisotherme (Vorgehen wie bei Becketisotherme jedoch mit mehr als 2 Ionen in der Schüttellösung)

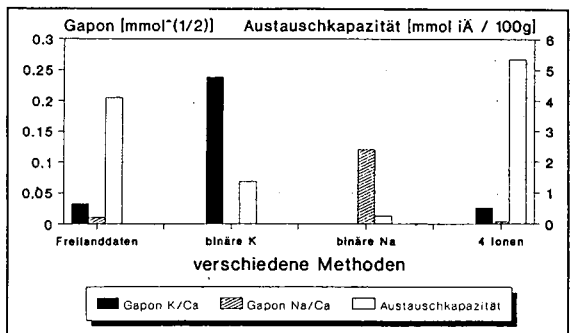


Abb. 4 Gaponkoeffizienten ermittelt mit verschiedenen Methoden

Bei der Parameterschätzung aus binären Isothermen wird die Austausch-

kapazität wegen des verwendeten Ansatzes sehr stark unterschätzt und die Gaponkoeffizienten erscheinen kleiner als sie für die Beschreibung des chemischen Gleichgewichtes im Freiland sinnvoll wären. Dies ist darauf zurückzuführen, daß das System unvollständig ist und somit nicht für eine Beschreibung der realen Verhältnisse geeignet erscheint. Ein Ausweg ist die gleichzeitige Schätzung mehrerer Gaponkoeffizienten aus einem System aller beteiligter Ionen. Im weiteren werden nur Gaponkoeffizienten betrachtet, die direkt aus Freilanddaten abgeleitet wurden. Hierbei findet man sowohl eine horizontale, wie auch eine vertikale Variabilität der Gaponkoeffizienten. Betrachtet wird ein System aus Natrium, Kalium, Magnesium und Calcium.

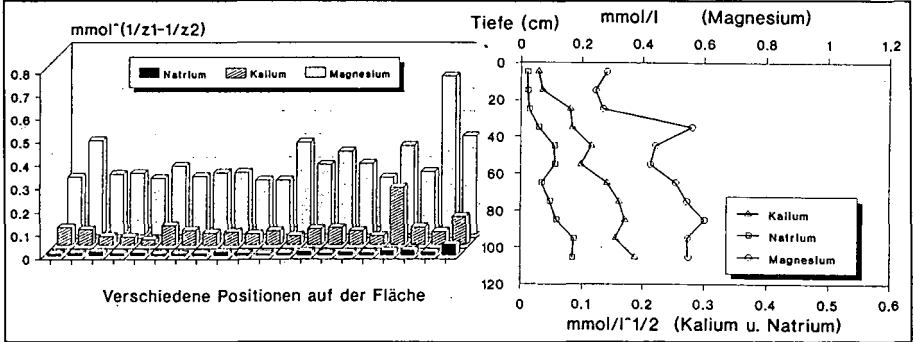


Abb. 5 Horizontale und vertikale Variation verschiedener Gaponkoeffizienten. Als Bezugsion diente Calcium

Statistik der horizontalen Variabilität verschiedener Gaponkoeffizienten

Elemente	Mittelwert	Standardabweichung	Variationskoeffizient
K/Ca	0,0695	0,0467	62 %
Na/Ca	0,0144	0,0089	67 %
Mg/Ca	0,3152	0,1064	34 %

Eine Monte-Carlo-Simulation des Kaliumhaushaltes einer Fläche nach einer KCl-Düngung mit verschiedenen Variationskoeffizienten des Gaponkoeffizienten zeigt, daß die Auswirkung der räumlichen Variation der Austauschigenschaften in einem Modell berücksichtigt werden muß. Die Verwendung bloßer Mittelwerte reicht nicht aus.

Annahme: Lognormalstatistik des Gaponkoeffizienten mit Mittelwert = 0.08 und typischen Bodeneigenschaften des Pflughorizontes

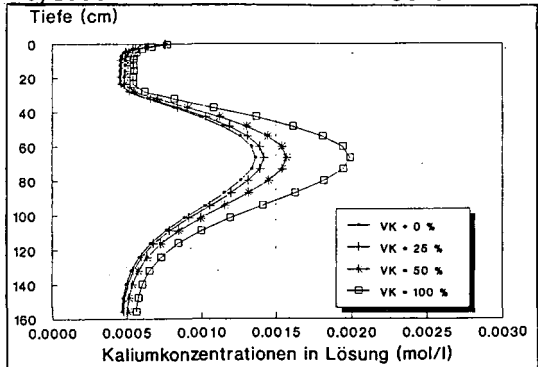


Abb. 6 Verschiedene Variationskoeffizienten des Gaponkoeffizienten

Gehalte an organischer Substanz sowie Speziesverteilung
verschiedener Schwermetalle in der Lösungsphase
von Oberböden
 von
 Schlinkert, A. und G.W. Brümmer*

1 Einleitung

Für die ökologische Beurteilung eines Bodens als Pflanzenstandort ist die Kenntnis der chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung von entscheidender Bedeutung. Die Analyse der Inhaltsstoffe der Bodenlösung gestattet jedoch meist nur Aussagen über die in gelöster Form vorliegenden Gesamtgehalte der jeweiligen Stoffe. Aussagen über die Mobilität und Verfügbarkeit und damit über die ökologische Wirksamkeit von Schwermetallen in Böden setzen die Bestimmung der Speziesverteilung in der Lösungsphase voraus.

2 Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden auf fünf Versuchsstandorten, die sich bodentypologisch und in der Nutzungsweise deutlich unterscheiden, durchgeführt. Die Gewinnung der Bodenlösung erfolgte in definierten Zeitabständen u.a. durch Herstellung des Bodensättigungsextraktes aus feldfrischem Bodenmaterial. Bei den ausgewählten Bodentypen handelt es sich um Braunerde, Parabraunerde und Gley aus Löß (L) sowie um allocthone Braune Auenböden aus Hochflutlehm (H), die als Acker, Grünland und Nadelwald (A, G, N) genutzt werden. Wie bodenchemische Kennwerte belegen, decken die fünf Standorte (LA, HA, LG, HG, LN) ein weites Spektrum unterschiedlicher Standorteigenschaften ab. In den entnommenen Bodenlösungen wurden neben pH und EC die Gehalte an DOC, Haupt- und Spurenelementkationen (Na, K, Mg, Ca, Al, Mn, Cu, Zn, Cd, Pb) sowie an anorganischen Anionen (NO₃, SO₄, PO₄, Cl und F) ermittelt. Einen Überblick über die mittleren Elementgehalte in der Bodenlösung vermittelt Tabelle 1.

Tab. 1: Mittlere Gehalte an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) sowie verschiedenen Kationen und Anionen in den extrahierten Bodenlösungen

Standort	pH	DOC	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb	NO ₃	SO ₄	PO ₄	Cl	F
		-- mg/l --		µg/l	mg/l	-- µg/l --		-- mg/l --				
LA	7,31	23	0,04	13,8	0,01	0,16	0,98	134	84,7	6,79	22,1	0,15
HA	7,24	23	0,32	19,1	0,05	0,19	18,6	10,8	24,3	1,54	9,73	0,55
LG	7,28	41	0,15	19,8	0,06	0,24	16,9	5,19	30,4	1,51	13,6	0,42
HG	6,31	49	1,11	93,1	0,99	1,80	169	3,55	25,6	2,13	7,20	0,47
LN	3,66	83	15,8	14,4	1,54	16,9	35,6	254	125	0,48	22,9	1,77

Die Bodenlösungen der fünf Standorte weisen deutliche Unterschiede im pH, in den DOC-Gehalten und bezüglich der gelösten SM-Gehalte auf. Besonders die Standorte HG und LN zeichnen sich infolge Schwermetallbelastung (HG) bzw. starker Versauerung (LN) durch hohe SM-Gehalte in der Lösungsphase aus.

* Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

3 Ergebnisse und Diskussion

Eine Reihe signifikanter Beziehungen zwischen den Gehalten an Schwermetallen und organischen sowie anorganischen Liganden deuten auf mögliche Bindungspartner in der Bodenlösung hin. Einige Korrelationen sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tab. 2: Korrelationsmatrix für die Beziehungen zwischen Schwermetallkationen und verschiedenen Komplexbildnern in der Bodenlösung der Standorte LA, HA, LG und HG (n = 33; Signifikanzniveau $p = 0,001^{***}$, wenn nicht anders angegeben)

	Mn	Cu	Zn	Pb
DOC	0,63	-	-	0,55
	0,58	-	-	-
	0,87	-	0,82	0,76
	<u>0,81</u>	-	<u>0,50**</u>	<u>0,71</u>
NO ₃	-0,65	-0,62	-	-
	-0,52**	-	-	-0,50**
	-	-	-	-
	-	-	-	-
SO ₄	-0,62	-0,79	-	-0,60
	-0,51**	-0,56**	-	-0,63
	-	-	-	-
	-	-	-	-
PO ₄	-	-	0,56**	-
	0,73	0,56**	0,64	0,75
	0,86	-	0,89	0,81
	<u>0,76</u>	<u>0,65</u>	<u>0,52**</u>	<u>0,80</u>

Es ist deutlich zu erkennen, daß vor allem die gelösten Phosphat-Gehalte, aber auch die Summe organischer Liganden (DOC) mit der Konzentration der Metallkationen in der Bodenlösung korreliert sind. Entgegen den ursprünglichen Erwartungen konnten in keinem Fall Beziehungen zwischen den gelösten Kupfer-Gehalten und der Menge an gelöstem organischen Kohlenstoff festgestellt werden.

Auch die Kationengehalte in der Bodenlösung des stark sauren Nadelwaldstandortes (LN, nicht dargestellt) sind durch den vorherrschenden Einfluß anorganischer Liganden geprägt. Zum Gehalt an gelöster organischer Substanz bestehen dagegen kaum signifikante Beziehungen. Hervorzuheben ist für den Standort LN ferner der deutliche Einfluß der F-Gehalte auf die Konzentration der Al- und anderer Metallkationen, während für die Phosphat-Gehalte keine signifikanten Beziehungen festgestellt werden konnten.

Zur Klärung der Frage, ob sich diese statistischen Zusammenhänge auch in entsprechenden Speziesverteilungen äußern, wurden mit Hilfe des Computerprogramms "SOILCHEM" Speziesverteilungen berechnet. Als Datenbasis wurde dabei auf die mittleren Stoffgehalte im Bodensättigungsextrakt zurückgegriffen. Für die Speziesberechnungen wurden die gemessenen DOC-Gehalte in niedermolekulare Fulvosäuren umgerechnet. Nach SPOSITO und COVES (1988) findet die Polymer-Struktur löslichen organischen Materials durch diese Vorgehensweise die bestmögliche Berücksichtigung.

Die berechneten prozentualen Speziesverteilungen für die Schwermetalle Mangan, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei sind in Tabelle 3 zusammengefaßt.

Es zeigt sich sehr deutlich, daß der überwiegende Teil des Mangans hiernach in organisch komplexierter und in freier Form vorliegt. Geringe Anteile des gelösten Mangans sind auch stets an Sulfat und Phosphat gebunden.

Tab. 3: Prozentuale Speziesverteilung in der Bodenlösung der Standorte LA, HA, LG, HG und LN

	gebunden mit						freier
	DOC	OH	NO ₃	SO ₄	PO ₄	Cl	Anteil
Mn	29,2	-	-	4,0	3,6	-	63,1
	51,8	-	-	1,3	1,0	-	46,0
	<u>64,7</u>	-	-	<u>1,1</u>	<u>0,7</u>	-	<u>33,5</u>
	79,7	-	-	0,7	0,2	-	19,4
	58,2	-	-	3,0	-	-	38,8
Cu	12,3	9,3	-	2,7	42,2	-	33,5
	34,8	10,1	-	1,4	14,7	-	39,0
	<u>44,5</u>	<u>10,2</u>	-	<u>1,2</u>	<u>14,4</u>	-	<u>29,3</u>
	74,5	0,8	-	1,0	0,8	-	22,8
	52,1	-	-	4,3	-	-	43,6
Zn	13,8	1,9	-	6,0	3,5	-	74,7
	29,4	1,5	-	2,3	1,0	-	65,6
	<u>41,3</u>	<u>1,7</u>	-	<u>2,2</u>	<u>0,9</u>	-	<u>53,8</u>
	60,9	0,1	-	1,6	0,2	-	37,2
	35,0	-	-	6,0	-	-	59,0
Cd	4,7	-	-	8,2	2,2	3,4	81,1
	11,6	-	-	3,7	0,8	1,8	82,0
	<u>18,2</u>	-	-	<u>3,8</u>	<u>0,7</u>	<u>2,2</u>	<u>74,9</u>
	32,5	-	-	3,4	0,4	1,0	62,7
	14,0	-	-	9,0	-	3,0	74,0
Pb	33,6	14,2	0,8	4,7	9,6	-	36,5
	59,7	9,8	-	1,5	2,1	-	26,6
	<u>69,8</u>	<u>8,8</u>	-	<u>1,2</u>	<u>1,9</u>	-	<u>18,1</u>
	87,8	0,6	-	0,7	0,1	-	10,7
	71,1	-	0,9	4,0	-	-	24,0

Der größte Anteil organisch komplexierten **Kupfers** war für die schwach sauren und gleichzeitig an organischer Substanz reichen Bodenlösungen zu beobachten. Dies zeigt sich in eindeutiger Weise für den Grünland-Standort HG. Wie die Ergebnisse für den Wald-Standort (LN) zeigen, nimmt die Komplexierungskapazität der gelösten organischen Substanz für Kupfer unter stark sauren Bedingungen ab. Auch die anorganischen Liganden sind in der Lage, Kupfer-Ionen in größerem Umfang zu binden. Wegen der hohen mittleren Gehalte weist Phosphat in der Bodenlösung des Acker-Standortes aus Löß (LA) die größte Komplexierungskapazität, vor den Fulvosäuren und Sulfat, auf. In ähnlicher Weise führen die sehr hohen Sulfat-Gehalte in der Bodenlösung des Waldstandortes LN zu vergleichsweise hohen Anteilen an CuSO₄-Komplexen. Insgesamt liegt der Anteil organisch komplexierten Kupfers deutlich unter den Erwartungen. Die Arbeiten vieler Autoren belegen, daß insbesondere Kupfer eine starke Affinität zu organischen Komplexbildnern aufweist und daher zum überwiegenden Teil in organisch komplexierter Form vorliegt (SANDERS und BLOOMFIELD, 1980; McGRATH et al., 1982). Allerdings bestätigen die berechneten Speziesverteilungen die Ergebnisse der korrelationsstatistischen Auswertung, die ebenfalls keinen signifikanten Zusammenhang zwischen Kupfer und DOC erkennen ließen.

Zink liegt in erster Linie als freies Ion in der Lösung vor. Auf Standorten mit hohen DOC-Gehalten werden in größerem Umfang jedoch auch organische Zn-Komplexe gebildet (LG, HG). Unter stark sauren Bedingungen (LN) geht die Komplexierungskapazität der gelösten organischen Substanz zurück, während der Anteil an Zn-Sulfat-Komplexen steigt.

Cadmium liegt hauptsächlich als freies Ion in der Bodenlösung vor. Die unterschiedlichen Standorteigenschaften üben dabei nur einen geringen Einfluß aus. Auch die korrelationsstatistische Auswertung ergab keine signifikante Beziehung zwischen den Cd- und DOC-Gehalten. In der Literatur wird ebenfalls berichtet, daß Cadmium nur zu geringen Anteilen in organisch komplexierter, zum größten Teil dagegen in ionarer Form in der Bodenlösung vorliegt (INSKEEP und BAHAM, 1983;). In der Reihenfolge Sulfat, Chlorid, Phosphat sind größere Cd-Anteile auch durch anorganische Liganden gebunden. Chloro-Cadmium-Komplexe konnten in Anteilen von mehr als 3% für den Acker-Standort LA und den Nadelwald-Standort LN berechnet werden.

Bei höheren Fulvosäure-Gehalten wird **Blei** in starkem Maße komplexgebunden. Mit knapp 90% wurde für die Bodenlösung des Grünland-Standortes HG der größte Pb-Anteil in Form organischer Komplexe berechnet. Dies ist auf einen niedrigen pH-Wert, hohen DOC-Gehalt und eine geringe Ionenstärke zurückzuführen. Die enge Korrelation zwischen Pb und DOC wird damit durch die Spezierung bestätigt. Vor allem wegen des hohen pH-Wertes liegt Blei in der Bodenlösung des Acker-Standortes aus Löß (LA) zu fast 15% als Hydroxy-Spezies vor. Bedeutende Blei-Anteile sind auch durch Phosphat und Sulfat - vor allem auf den Standorten LA, HA und LN - gebunden.

4 Zusammenfassung

Auf insgesamt fünf Standorten unterschiedlicher bodentypologischer Eigenschaften und Nutzungsweisen wurden Bodenlösungsproben in definierten Zeitabständen entnommen und auf ihre Inhaltsstoffe analysiert. Auf Grundlage der mittleren chemischen Zusammensetzung wurden korrelative Zusammenhänge zwischen den Kationen-, Anionen- und DOC-Gehalten ermittelt. Weiterhin wurden die prozentualen Speziesverteilungen von Mn, Cu, Zn, Cd und Pb in den Bodenlösungen der ausgewählten Oberböden mit Hilfe des Computerprogrammes "SOILCHEM" berechnet. Die Ergebnisse zeigen für die untersuchten Schwermetalle typische Speziesverteilungen in Abhängigkeit von der Lösungszusammensetzung.

Die berechneten Speziesverteilungen ergaben durch Fulvosäuren komplexierte Anteile in der Reihenfolge Pb > Mn > Cu > Zn > Cd. Neben löslichen metallorganischen Komplexen konnten deutliche Anteile an Phosphat-(Mn, Cu, Zn, Pb)- und Sulfat-(Mn, Cu, Zn, Cd, Pb)-Komplexen sowie an Cl-(Cd)- und OH-(Cu, Pb)-Komplexen berechnet werden.

5 Literatur

Inskeep, W.P. und Baham, J. (1983): Competitive complexation of Cd(II) and Cu(II) by water-soluble organic ligands and Na-montmorillonite. Soil Sci. Soc. Am. J. 47, 1109-1115. Mc Grath, S.P.; Sanders, J.R.; Shalaby, M.H. (1988): The effect of soil organic matter levels on soil solution concentrations and extractabilities of Manganese, Zinc and Copper. Geoderma 42, 177-188. Sanders, J.R. und Bloomfield, C. (1980): The influence of pH, ionic strength and reactant concentrations on copper complexing by humified organic matter. J. Soil Sci. 31, 53-63. Sposito, G. und Coves, J. (1988): Soilchem. A computer program for the calculation of chemical speciation in soils. University of California, Riverside.

Erfassung von Pflanzenschutzmitteln mit stark
voneinander abweichenden Eigenschaften im Boden

von

Schmidt, R., C.G. Bannick u. U. Müller-Wegener^{*)}

EINLEITUNG

Zur Beurteilung eines möglichen Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser ist es notwendig, neben Grundwasseranalysen auch Bodenanalysen durchzuführen, um Aussagen über das Verlagerungsverhalten im Boden machen zu können.

Dazu werden Böden in der Regel nur gezielt auf einen Wirkstoff hin untersucht. Die angewandten Analysemethoden sind deshalb nur auf diesen einen Wirkstoff ausgerichtet.

Möchte man jedoch mehrere Wirkstoffe mit unterschiedlichen Eigenschaften (Wasserlöslichkeit, Sorptionsverhalten etc.) unter identischen Bedingungen untersuchen, so ist es von Vorteil, wenn diese gleichzeitig mit einer Analysemethode erfaßt werden können.

Im vorliegenden Fall wird Aldicarb, Terbutylazin, Parathion und Pendimethalin untersucht.

Die Polarität der genannten Wirkstoffe ist sehr unterschiedlich und nimmt in der Reihenfolge ihrer Aufzählung ab.

Aldicarb ist zudem als sehr thermolabil einzuordnen. Für eine umfassende Untersuchung müssen auch die Hauptmetaboliten Aldicarb-sulfoxid und Aldicarbsulfon betrachtet werden, da sie toxikologisch ebenso bedeutend sind, wie der Wirkstoff selbst. Die Metaboliten sind noch polarer als Aldicarb.

Mit der hier vorgestellten Methode (Abb. 1) ist eine simultane Erfassung der genannten Wirkstoffe und Metaboliten möglich.

METHODEN

Die direkte, gaschromatische Messung des thermolabilen Aldicarb wird durch eine schonende Injektionstechnik und entsprechender Injektions- und Chromatographieparameter (Tab. 1) ermöglicht. Zur Injektion wird ein Kaltaufgabesystem (SCHOMBURG et al. 1983) eingesetzt.

^{*)}Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Corrensplatz 1, 1000 Berlin 33

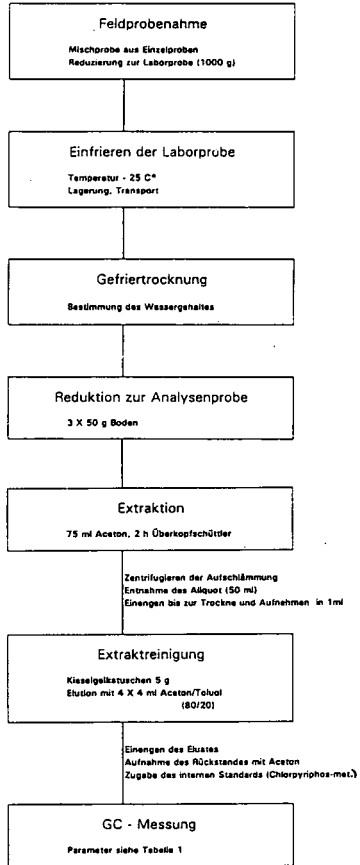


Abbildung 1: Analysenschema

Tabelle 1: Injektions- und Chromatographieparameter

Injektor: Kaltaufgabesystem II (Fa. Gerstel GmbH)
Temperaturprogramm: 50°C (0 min) 12°C/s
100°C (3 min) 12°C/s
280°C (3 min)
Zeit für splitlose Aufgabe: 1 min

Gaschromatograph: Hewlett Packard 5890 Series II
Temperaturprogramm: 50°C (3,5 min) 40°C/min
100°C (12 min) 10°C/min
214°C (2 min) 30°C/min
260°C (3 min)

Trärgas: Helium
Säulenvordruck: 1,3 bar

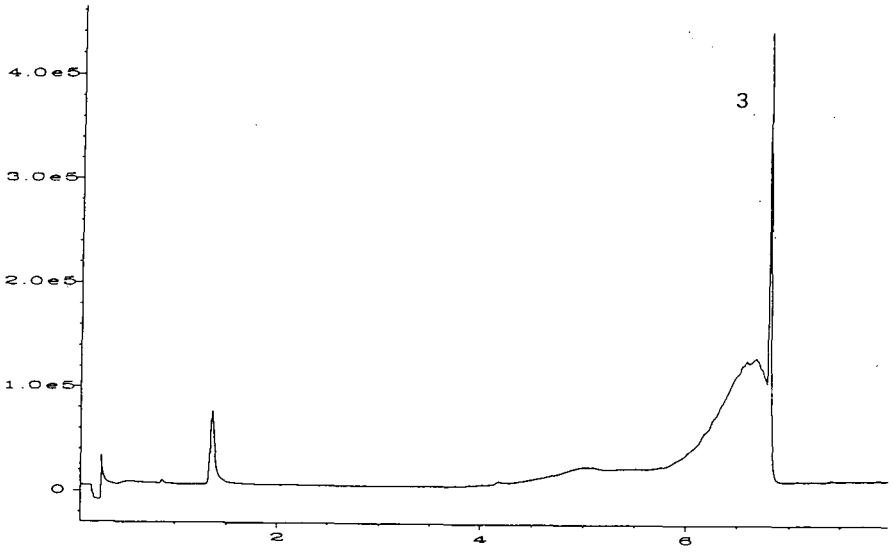


Abbildung 2: Chromatogramm von Aldicarb bei herkömmlichen Injektions- und Chromatographiebedingungen

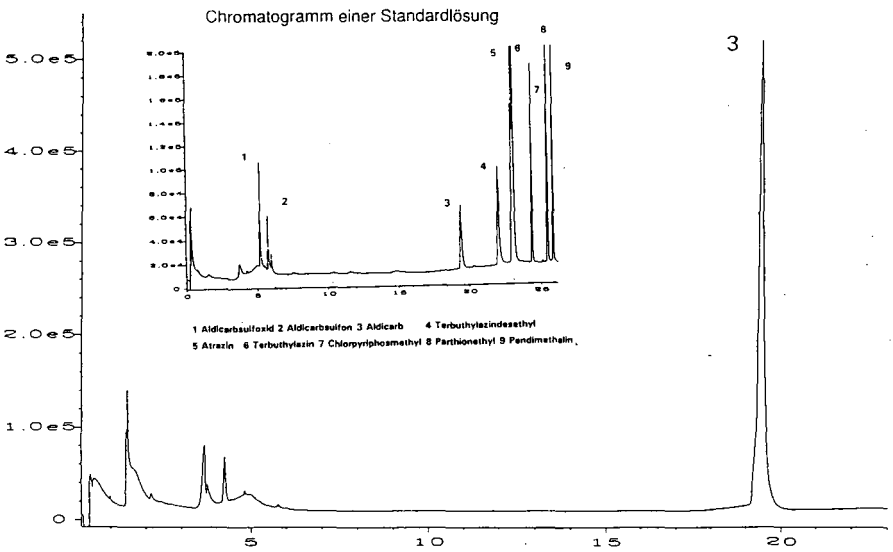


Abbildung 3: Chromatogramm von Aldicarb bei schonenden Injektions- und Chromatographiebedingungen

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Das sofortige Einfrieren der Proben nach der Probennahme und die Gefriertrocknung im Labor verhindern einen Abbau der Wirkstoffe durch Hydrolyse oder mikrobieller Aktivität.

Im Gegensatz zu feldfrischen Bodenproben, sind die trockene Proben wesentlich leichter zu homogenisieren.

Der Abbau der Wirkstoffe, verursacht durch eine relativ lange Auftauphase und die thermische Belastung während einer herkömmlichen Trocknung, werden bei Anwendung der Gefriertrocknung vermieden.

Da zur Extraktion wasserfreie Bodenproben eingesetzt werden, ist es nicht notwendig bei jeder Aufarbeitung durch Zugabe von Wasser das Lösungsmittel - Wasser Verhältnis und somit die Extraktionsbedingungen konstant zu halten.

In Abb. 2 ist deutlich zu erkennen, daß sich Aldicarb unter herkömmlichen Bedingungen auf der Kapillarsäule zersetzt, während Abb. 3 das Intaktbleiben der Verbindung unter schonenden Bedingungen zeigt.

Mit der hier vorgestellten Methode ist die gleichzeitige Analyse von Wirkstoffen mit unterschiedlichen Eigenschaften in Böden durchführbar.

Literatur

- G. SCHOMBURG, H. HUSMANN, F. SCHULZ, G. TELLER, M. BENDER 1983: Cold Sample Injektion with either Split or Splitless Mode of Temperature Programmed Sample Transfer, in J. RIJKS (Ed.): Proc. 5th Intern. Symp. Capillary Chromatogr, Riva del Garda 1983, Elsevier, Amsterdam, 290 - 303
- G. SCHOMBURG, H. HUSMANN, H. BELAU, F. SCHULZ 1983: Cold Sample Injektion with either Split or Splitless Mode of Temperature Programmed Sample Transfer, Comparison to Cold On-Column Injektion with a Commercial Device, J. Chromatogr. 279, 256 - 267

Sorption eines sauren Herbizids an Ferrihydrit: Phosphatkonkurrenz

von

Heike Schwandt¹, Ingrid Kögel-Knabner¹ und Helge Stanjek²

Zielsetzung

Die Sorption eines sauren Herbizids an Eisenoxide ist von zahlreichen Faktoren abhängig, u.a. vom Kristallisationsgrad der Oxide und dem pH-Wert (Schwandt et al., 1991). Zur Abschätzung des Sorptionsverhaltens unter Feldbedingungen ist es unerlässlich, die Konkurrenz anderer Ionen zu berücksichtigen.

Die Sorption eines sauren Herbizids (Quinmerac) an synthetischen 6-Linien-Ferrihydrit wurde in Gegenwart konkurrierender Phosphat-Ionen untersucht. Ferrihydrit ist aufgrund seiner hohen Sorptionskapazität der wichtigste Sorbent unter den Eisenoxiden. Es wurden zwei Ansätze für die Sorptionsversuche gewählt:

- * Sorption von Quinmerac in Abhängigkeit vom pH-Wert,
- * Sorption von Quinmerac bei steigendem Phosphat-Angebot, und
- * pH-Abhängigkeit der Sorption bei konstantem Verhältnis von Quinmerac zu Phosphat.

Material und Methoden

Sorbat: Herbizid Quinmerac

Summenformel:	$C_{11}H_8ClNO_2$
pKa ₁ : 2.92,	pKa ₂ : 4.30
Löslichkeit in Wasser:	210 mg L ⁻¹
mittl. Applikationsmenge:	0.25 Kg ha ⁻¹

Nachweis: HPLC reversed phase, Acetonitril/Wasser (pH 3.0), UV-Detektion bei 254 nm (Deschauer und Kögel-Knabner, 1990).

¹Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, W-8580 Bayreuth.

²Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, W-8050 Freising-Weihenstephan.

Sorbent: Synthetischer 6-Linien-Ferrihydrit, hergestellt nach Schwertmann und Cornell (1991)

- * Spezifische Oberfläche: EGME-Sorption nach Carter et al. (1965)
- * Sorptionskapazität: Batch-Versuche bei definiertem pH-Wert bis 150 mg L⁻¹ Quinmerac (Schwandt et al., 1991).

Sorptionsversuche:

- * Batch-Sorptionsversuche (homogenisierte Proben in wäßriger NaClO₄-Lösung)
- * pH eingestellt mit HClO₄ und NaOH
- * Konzentration von Quinmerac bei den Konkurrenzversuchen konstant 50 mg L⁻¹
- * Phosphat: K₂HPO₄, wasserfrei
- * Phosphatkonzentration 5-500 mg L⁻¹.

Ergebnisse

Charakterisierung des synthetischen Ferrihydrits

Oberfläche:	272 m ² g ⁻¹ (EGME) 249 m ² g ⁻¹ (BET-N ₂)
Kristallform:	kugelig
Sorptionskapazität:	>77.5 µg m ⁻² >21090 µg g ⁻¹ Fe _D

Sorption von Quinmerac an Ferrihydrit in Abhängigkeit vom pH (Abb. 1)

- Sorption steigt zum pK_{a2} (4.3) stark an
- Sorption bei pH > 6 vernachlässigbar
- Gründe für die gleichbleibend hohe Sorption ab pH 4.5:
 - * pK_{a1} von 2.92
 - * Veränderungen in der Kristallstruktur des schwach kristallisierten Ferrihydrits und damit Vergrößerung der spezifischen Oberfläche

Konkurrenz mit Phosphat, pH 4.0 (Abb. 2)

- Lineare Abnahme der Herbizidsorption bei steigendem PO₄-Angebot
- Bei einem Gewichtsverhältnis Q:PO₄ von 2:1 (dies entspricht einem Molverhältnis von etwa 1:1) sinkt die Herbizidsorption um etwa 50%
- Keine Herbizidsorption bei zehnfach höherem PO₄-Angebot gegenüber Quinmerac

Konkurrenz mit Phosphat in Abhängigkeit von pH-Wert und Konzentration (Abb. 3)

- Kurvenverläufe für alle vier untersuchten pH-Gänge mit unterschiedlichen Ionenverhältnissen ähnlich
- Kurvenverläufe weisen alle ein Ansteigen der Quinmerac-Sorption mit sinkendem pH-Wert bis zum Maximum zwischen pK_{a2} (4.3) und pK_{a1} (2.9) auf
- Anstieg der Sorption abhängig vom Phosphatgehalt der Lösung

Abbildung 1

pH-Abhaengigkeit der Sorption, Ferrihydrit

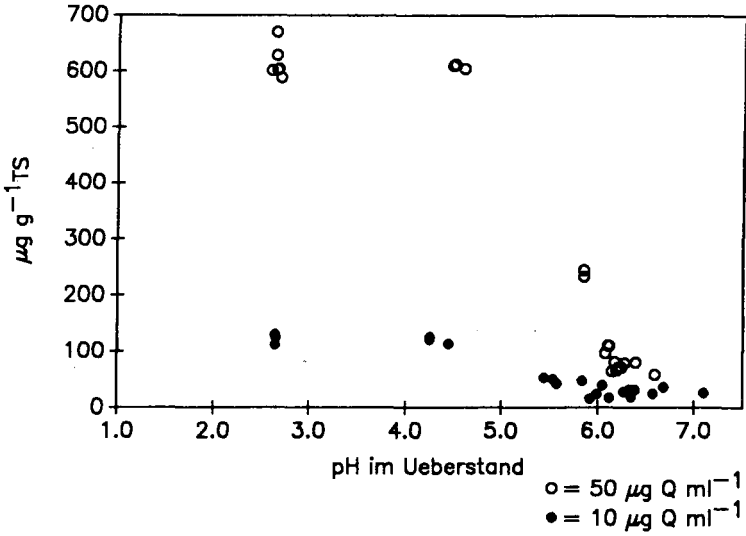


Abbildung 2

Phosphat-Konkurrenz, pH 4

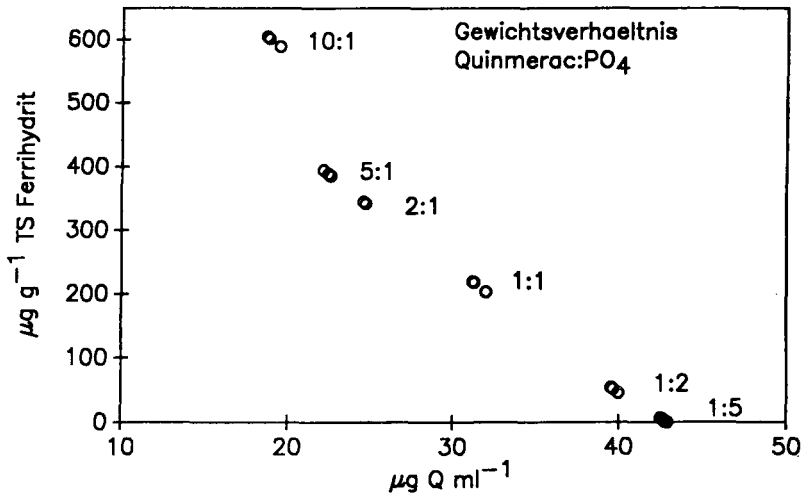
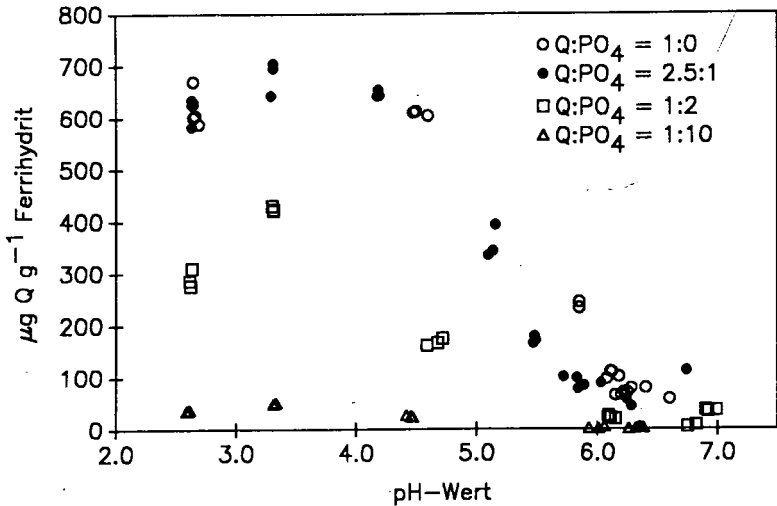


Abbildung 3

pH-abhängige Ionenkonkurrenz



Schlußfolgerungen

Bei gleichzeitiger Zugabe von Phosphat und dem Herbizid ändert sich das Sorptionsverhalten von Quinmerac in Abhängigkeit vom pH-Wert nicht. Eine spezifische Bevorzugung des Phosphations bei der Sorption läßt sich nicht erkennen. Nach den vorliegenden Ergebnissen scheint die Abhängigkeit linear zu sein: je mehr Phosphat angeboten wird, desto mehr Herbizid bleibt in Lösung. Bei einem Molverhältnis von etwa 1:10 (Quinmerac:PO₄) läßt sich nur in sehr sauren Bereichen eine Sorption nachweisen, obwohl die Sorptionskapazität des synthetischen Ferrihydrats noch nicht ausgeschöpft ist.

Phosphat ist nur eines von mehreren konkurrierenden Ionen in Unterböden landwirtschaftlich genutzter Standorte. Für die Übertragung der Ergebnisse auf Feldbedingungen folgt daraus, daß die Anwesenheit konkurrierender Ionen, insbesondere Phosphat, die Mobilität des betrachteten Herbizides erhöhen.

Dank: Wir danken der BASF-Limbürgerhof für die finanzielle Unterstützung der Arbeiten.

Literatur:

- Carter D.L., Heilmann M.D. und C.L. Gonzales (1965): The ethylene monoethyl ether (EGME) technique for determining soil-surface areas. *Soil Sci.* 100: 409-413.
- Deschauer H., und I. Kögel-Knabner (1990): Sorption behavior of a new acidic herbicide in soils. *Chemosphere* 21, 1397-1410.
- Schwandt H., Kögel-Knabner I. und H. Stanjek (1991): Sorption of an acidic herbicide on synthetic iron oxides and soils: sorption isotherms. *Sci. Total Environ.*, eingereicht.
- Schwertmann U. und R.M. Cornell (1991): Iron Oxides in the Laboratory. Preparation and Characterization. VCH Verlagsgesellschaft Weinheim, 137 pp.

Die Erstellung eines Schwermetallkatasters für die Böden von Nordrhein-Westfalen zur Festlegung von Hintergrundwerten im Rahmen der Altlastenproblematik

von

Späte, A.¹, W. Werner¹ und W. König²

1. Einleitung

Für eine Beurteilung von Bodenuntersuchungen auf Altlastverdachtsflächen und Altlasten ist es erforderlich zu wissen, ob sich festgestellte Schadstoffgehalte signifikant von der Umgebung außerhalb des Einwirkungsbereichs dieser Flächen unterscheiden (ursachenbezogene Betrachtung), und ob von diesen Flächen bzw. ihrem Schadstoffinventar gesundheitliche Gefahren für die Bevölkerung oder andere Umweltrisiken (wirkungsbezogene Betrachtung) ausgehen. In beiden Fällen erscheint es wichtig, die allgemein verbreiteten bzw. häufig vorkommenden Gehalte natürlichen und anthropogenen Ursprungs zu kennen, die auch als "Hintergrundwerte" oder "Backgroundwerte" bezeichnet werden. Seit März 1989 wurden durch das Agrikulturchemische Institut der Universität Bonn im Auftrag des Landesamtes für Wasser und Abfall in NRW (LWA) alle vorliegenden und einer Auswertung zugänglichen Untersuchungsbefunde über potentielle persistente Schadstoffe in Böden von NRW flächendeckend erfaßt und in einer Datenbank zusammengeführt. Mittelfristig ist es das Ziel, diese Daten in ein zentrales Bodenbelastungskataster bei der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung in NRW (LÖLF) aufzunehmen, das von allen Behörden zum Zweck der Umweltplanung genutzt werden kann.

Es wurden nur Daten bis max. 30 cm Bodentiefe erfaßt, wobei Daten aus Altlastenuntersuchungen bzw. aus Verdachtsstandorten nicht mit in die Datenbank aufgenommen wurden. Um in Zukunft eine Auswertung von Zusammenhängen aus Schadstoffbelastungen und bodenkundlichen Parametern zu ermöglichen, wurden neben den Schadstoffen auch Parameter wie pH-Wert, organische Substanz, Bodenart und Nährstoffgehalt erfaßt. Es wurden nur solche Daten aufgenommen, die eine genaue Feststellung der Lagekoordinaten sowie der Bodennutzung möglich machten.

Insgesamt konnten mehr als 30.000 Datensätze digital erfaßt werden, wobei hier lediglich die Ergebnisse über Schwermetalle dargestellt werden. Aus sehr unterschiedlichen Datenquellen lagen Ergebnisse von 50 der 54 nordrheinwestfälischen Kreise und kreisfreien Städte vor (Rasteruntersuchungen der Kreise und Städte (RKS) sowie der Landesanstalt für Immissionsschutz (RLIS), Daten aus Untersuchungen im Rahmen der Klärschlammverordnung (KSVO), Daten aus den Untersuchungsprogrammen der LÖLF sowie Sonderuntersuchungen der Kreise und Städte).

¹ Agrikulturchemisches Institut der Rheinischen-Friedrich-Wilhelms Universität Bonn, Meckenheimer Allee 176, D-5300 Bonn 1

² Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung (LÖLF) von NRW, Ulenberg 1, D-4000 Düsseldorf

2. Ergebnisse und Diskussion

Die Auswertung des Datenbestandes im Hinblick auf die **Vergleichbarkeit** der Daten verschiedener Herkunft, die **nutzungsbezogene** und **räumliche Differenzierung** ergab folgendes Bild für die in den Böden von NRW vorliegenden Schadstoffgehalte:

Es wird geschätzt, daß für die Elemente Zn, Pb und Cd 60 - 70 % der Landesfläche erfaßt werden konnte, bei den übrigen Elementen ist der Deckungsgrad deutlich niedriger. Vor allem bezüglich der Elemente As und Tl liegen z.Zt. nur unzureichend Informationen vor.

Aus den verschiedenen Datenbanken ergeben sich unterschiedlich hohe Belastungsniveaus, die mit der Auswahl der Probenahmepunkte (zufällig/gezielt), dem unterschiedlich hohen Anteil der Flächennutzungsarten sowie der Art und Tiefe der Probenahme begründet werden können.

Die **Gegenüberstellung der Nutzungsarten** läßt sehr unterschiedlich hohe Belastungsgrade erkennen. Ackerböden weisen bei allen untersuchten Schwermetallen die geringsten Belastungen im Oberboden auf, wobei die Ursachen sowohl in der regelmäßigen Bodenbearbeitung als auch in ihrer relativen Entfernung zu Emissionsquellen liegen. Grünlandböden sind deutlich höher belastet als Ackerböden, wobei einschränkend aufgezeigt wird, daß die Vergleichbarkeit zwischen diesen beiden Nutzungsarten (wie überhaupt zwischen allen Nutzungen) aufgrund unterschiedlicher Probenahmetiefe und der unterschiedlichen Bodenbehandlung nicht ohne Einschränkungen gegeben ist. Bei Waldböden müssen mehrere Horizonte voneinander unterschieden werden, wobei vor allem der Auflagehorizont durch eine hohe Konzentration an Schwermetallen gekennzeichnet ist. In Waldböden spielt die Bleibelastung starker Deposition und der hohen Sorptionsfähigkeit der organischen Substanz eine dominierende Rolle. Kleingartenböden und Siedlungsböden weisen aufgrund ihrer speziellen Nutzung und Lage relativ hohe Belastungen mit Schwermetallen auf.

Der Vergleich der verschiedenen Datenprovenienzen ergab, daß bei **nutzungsdifferenzierter Betrachtung** eine gute Ergänzung zwischen den Datenbanken gegeben ist, so daß durch deren gleichzeitige Betrachtung zuverlässige Aussagen über die Belastungssituation in den Böden von NRW gemacht werden können.

Die **Differenzierung nach Verwaltungseinheiten (Kreisen und kreisfreien Städten)** bietet für die Elemente, deren Gehalt im Boden im hohen Maße anthropogen beeinflusst wird (Cd, Pb, Zn und Cu), gute Erklärungsansätze für die räumliche Differenzierung der Gehalte im Boden von NRW. Bei den Elementen Ni und Cr ergeben sich dagegen durch eine räumliche Differenzierung nach Verwaltungsgrenzen nur relativ wenig Hinweise auf Einflußfaktoren. Für das Schwermetall Hg sind aufgrund der vorhandenen Datenlage nur sehr geringe Hinweise auf eine räumliche Differenzierung vorhanden. Die Mittelwerte der verschiedenen Kreise zeigen (mit Ausnahme von Aachen) nur kleine Unterschiede. Für Tl und As ist die Datenlage für eine räumliche Differenzierung nicht aussagekräftig genug.

Die großen Belastungsunterschiede in verschiedenen Gebieten führen dazu, daß die **landesweiten** Mittelwerte relativ stark vom Median abweichen. Um einen überproportionalen Einfluß von extrem hohen Gehalten auf die landesweit zu erstellenden Hintergrundwerte zu vermeiden, ist eine Wichtung der ermittelten Belastung der einzelnen Kreise notwendig. Dabei spielen Faktoren wie Flächengröße, Besiedlungsdichte und Nutzungsanteil eine Rolle.

Zur **naturräumlichen Darstellung** der Schwermetallbelastung von NRW läßt sich feststellen, daß sie eine plausible Differenzierung des Landesgebietes für die Schwermetalle zuläßt, deren Gehalt im Boden nur unbedeutend durch Immissionen beeinflußt werden. Nach den vorliegenden Untersuchungsergebnissen ist dies bei den Elementen Ni und Cr der Fall. Durch eine naturräumliche Differenzierung ist für solche Schwermetalle, die durch anthropogene Einflüsse starken Gehaltsschwankungen im Boden unterliegen, keine zusätzliche Information zu gewinnen, wo nur sehr geringe Einflüsse durch Immissionen vorhanden sind (z.B. Westfälische Tieflandsbucht).

Für die vorliegende Untersuchung ergeben die Naturräume 3. Ordnung für das Land NRW eine hinreichende Gliederung, wofür allerdings als Ergänzung zu den Daten der RKS die Daten der KSVO zur Beurteilung herangezogen werden. Hinsichtlich der Elemente Chrom und vor allem Nickel setzen sich besonders die Gebiete des Rheinischen Schiefergebirges von den übrigen Naturräumen ab, wobei die Ursachen für die relativ hohen Gehalte durch geogene/pedogene Einflüsse bedingt sind.

Für die zusammenfassende, übergeordnete Darstellung der **regionalen Schwermetallbelastung von NRW** wurden für die Elemente **Zn, Pb, Cd** und **Cu** fünf Gebietskategorien entwickelt. Als Unterscheidungskriterien dienten die Einteilung der Verwaltungseinheiten nach dem Landesentwicklungsplan I/II (1979) von NRW sowie Zusatzinformationen wie z.B. Anteil an Landwirtschaft und Wald sowie die geogene Vorbelastung. Für **Cr** und **Ni** wurden drei Gebietskategorien entwickelt, denen geogene Unterscheidungskriterien der naturräumlichen Gebietsaufteilung von NRW zugrunde lagen.

Die Zuordnung der Verwaltungseinheiten in Gebietskategorien ergab für die jeweilige Belastungssituation bei den Elementen **Zn, Pb, Cd** und **Cu** gute Übereinstimmungen. Die vorhandene Datenlage läßt allerdings für Nutzungsart Wald nicht bei allen Gebietskategorien einen repräsentativen Überblick zu. Die Erstellung der Gebietskategorien für **Cr** und **Ni** anhand der naturräumlichen Gliederung bestätigt, daß die Gehalte im Boden bei diesen Elementen großräumig nur wenig anthropogen beeinflußt werden. Für die Elemente **Hg, As** und **Tl** ist aufgrund der lückenhaften Datenlage eine nach Gebietskategorien differenzierte Darstellung der Bodenbelastung nicht möglich.

3. Schlußfolgerungen

Aus mehr als 30.000 Datensätzen wurden die Ergebnisse der Schwermetalluntersuchungen in Böden von NRW statistisch ausgewertet. Als **Ergebnis** werden für **jede Nutzungsart unabhängige Hintergrundwerte** vorgeschlagen, wobei bei den Schwermetallen **Zn, Pb, Cd, Cu, Cr** und **Ni** eine flächenmäßige Wichtung nach den Gebietskategorien sowie den entsprechenden Nutzungsanteilen in die Berechnung mit einbezogen wurden (**Tab. 1**: 95. Perzentil am Beispiel der Nutzungen Acker, Wald (O_h) und Kleingarten).

4. Weiterführende Literatur

SPÄTE, A. und W. WERNER (1991): Erfassung und Auswertung der Hintergrundgehalte ausgewählter Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten. Schriftenreihe des Ministerium für Umwelt Raumordnung und Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen, im Druck

Tab. 1: Schwermetallverteilung in Böden von NRW aus den gewichteten Zahlen der Gebietskategorien

Acker						
	1. P.	10. P.	50. P.	95. P.	99. P.	Mittel
Zn	21	40	67	153	275	78
Pb	11	20	30	66	134	36
Cd	0,06	0,20	0,42	0,94	1,56	0,48
Cu	3	7	12	28	51	14
Cr	10	16	25	47	76	27
Ni	3	6	12	29	44	14
Wald-O _b						
	1. P.	10. P.	50. P.	95. P.	99. P.	Mittel
Zn	39	66	134	243	281	140
Pb	48	113	230	505	625	249
Cd	0,20	0,34	0,86	1,96	2,24	0,93
Cu	9	17	35	81	237	45
Cr	4	8	17	52	103	21
Ni	4	7	15	31	48	16
Kleingarten						
	1. P.	10. P.	50. P.	95. P.	99. P.	Mittel
Zn	47	89	213	701	1181	279
Pb	21	38	80	265	466	105
Cd	0,12	0,39	0,77	2,03	3,47	0,92
Cu	4	11	27	81	158	35
Cr	10	13	28	63	83	32
Ni	10	21	55	94	155	57

Die Steuerung der K/Ca-Austauschkinetik durch
intensive Zustandsgrößen der Bodenlösung

von
Springob, G.*

Soll der K-Austausch im Boden mathematisch-kinetisch beschrieben und damit berechenbar gemacht werden, muß der Einfluß der Größen, die ihn steuern bzw. regeln, experimentell bestimmt werden. Das gilt für den "spontanen" Austausch sowie für die K-Freisetzung aus und die K-Festlegung in den Zwischenschichten von Dreischichtmineralen. In diesem Beitrag geht es nur um die K-Freisetzung und hier wiederum nur um den Einfluß der Konzentration des austauschenden Kations Ca. Einzelheiten zur Wirkung der intensiven Größen K-Konzentration, pH und Temperatur sowie zum Verfahren sind bei SPRINGOB (1990) angegeben.

Die aktuellen Versuche wurden an Material aus der PK-Parzelle des Dauerdüngungsversuches 'Ewiger Roggenbau' (Halle a. d. Saale) durchgeführt (GARZ und HAGEDORN, 1990). Es handelt sich um eine Sandlöß-Grießerde mit 8.6% Ton und 600 μmol austauschbarem K/100 g Boden. Die K-Freisetzung aus diesem Material wurde durch kontinuierliche Perkolatation mit CaCl_2 -Lösungen mit 3, 6, 10 und 25 mmol_e Ca/l bestimmt. Die angegebenen täglichen Freisetzungsraten beziehen sich auf Bodenmaterial, das bereits das 1.3fache des mNH_4ac -austauschbaren K abgegeben hatte. Um die Werte vergleichbar zu machen, werden sie für ein definiertes Niveau der K-Konzentration angegeben. In diesem Fall wurden 2.5 μmol K/l gewählt, da dieser Wert von anderen Autoren als Minimalkonzentration für die Rhizospäre von Pflanzen angegeben wurde (CLAASEN und JUNGK, 1982).

Die Darstellung zeigt eine sehr starke Abhängigkeit der K-Freisetzungsraten von der Ca-Konzentration. Die Ca-Konzentrationen im Versuch lagen im Schwankungsbereich der natürlichen Bodenlösung auf nicht stark versauerten Standorten. In diesem Bereich können sich die K-Freisetzungsraten um mehr als 100% erhöhen, wenn die

*) Institut für Bodenkunde, Universität Hannover
Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

Ca-Konzentration von 3 auf 10 mmol_e/l steigt. Dieser Befund zeigt, daß eine Einbeziehung des Gegenkations in alle Überlegungen, die mit der Verfügbarkeit des "nichtaustauschbaren" Kaliums zu tun haben, notwendig ist. Ebenso ist die Konzentration des Ca einzubeziehen, wenn in Simulationsmodelle zur K-Anlieferung an die Wurzel Terme eingefügt werden sollen, die zusätzlich zur "spontanen" die "kinetische" Komponente des K-Austausches berechnen.

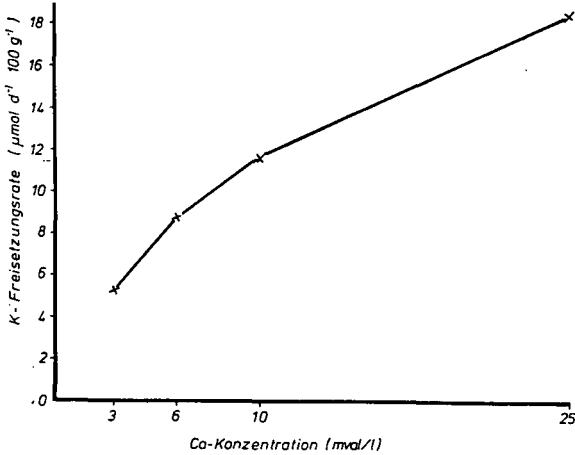


Abbildung: K-Freisetzungsraten in Beziehung zu den Ca-Konzentrationen auf einem Niveau der K-Konzentration von $2.5 \mu\text{mol/l}$. Boden 'Ewiger Roggenbau PK', 8.6 % Ton. Perkolationsversuche bei 20°C , pH 6.8.

Literatur:

CLAASEN, N. und A. JUNGK, 1982: Kaliumdynamik im wurzelnahen Boden in Beziehung zur Kaliumaufnahme von Pflanzen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 145, 513-525

GARZ, J. und E. HAGEDORN, 1990: Der Versuch Ewiger Roggenbau nach 110 Jahren. In: Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Wissenschaftliche Beiträge 1990/31, 9-29

SPRINGOB, G., 1990: Zur Kinetik der K-Fixierung und der K-Freisetzung in Lössböden. Diss. Institut für Bodenkunde, Hannover

Schwermetallverlagerung im Feldmaßstab - Messung und Modellierung

von
Streck, Thilo und Jörg Richter¹

1. Einleitung

Für eine Feldstudie zur Modellierung der Schwermetallverlagerung wurde ein Schlag aus dem Gebiet des Braunschweiger Abwasserverbandes ausgewählt, auf dem seit 1962 jährlich ca. 540 mm Abwasser der Stadt Braunschweig verregnet werden. Auf diesem Schlag wurden die räumlichen Verteilungen (3D) von Cadmium und Zink in fester und gelöster Phase und von den die Sorption steuernden Zustandsgrößen im Boden - organische Substanz und pH-Wert - gemessen. Die folgende Darstellung beschränkt sich auf die Ergebnisse der Cadmium-Untersuchungen.

2. Material und Methoden

Der untersuchte Schlag liegt im westlichen Teil des Verregnungsgebietes des Abwasserverbandes Braunschweig. Bodenkundlich handelt es sich um eine saure Braunerde, die sich auf dem Niederterrassensand der Oker ausgebildet hat (T 0.3-2.2%, U 0.7-3.6%, S 96-99%).

An 72 Punkten eines regelmäßigen Rasters wurden mit dem Edelman-Bohrer in 10 cm Schritten Bodenproben bis in 120 cm Tiefe entnommen. Die oberen 30 cm (A_p) wurden jeweils zusammengefaßt. Die Größe des

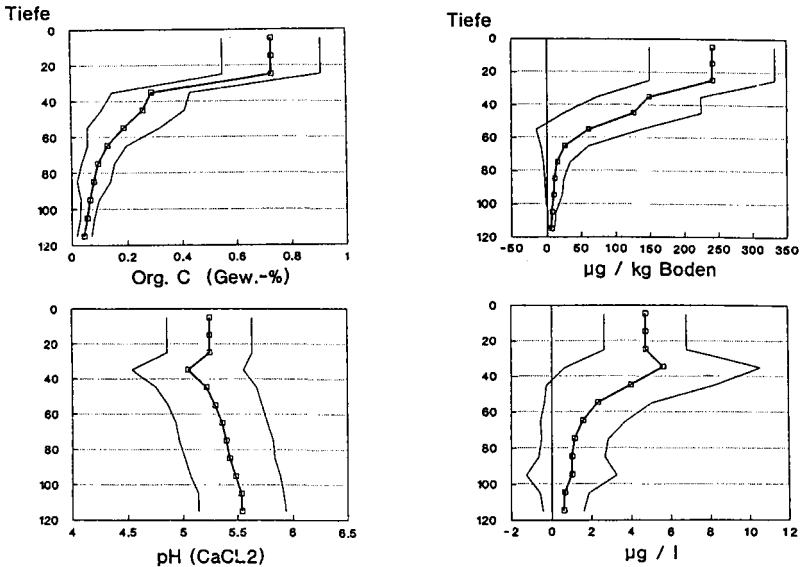


Abb. 1 Feld-Mittelwerte von a) org.C, b) pH, c) Cadmium(EDTA) und d) der Cd-Konzentration im Gleichgewicht mit 0.0025 M CaCl₂

¹ Inst. f. Geoökologie, Langer Kamp 19c, 3300 Braunschweig

Rasters betrug 72m x 120m. 48 Profile lagen in einem 12m x 12m - Hauptraster, 24 Profile in zwei 4m x 4m - Unterrastern.

3. Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 a) bis d) zeigt die Tiefenverteilung der Feldmittelwerte und Standardabweichungen von $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$, org. C, EDTA-extrahierbaren Cadmium-Gehalten (0.025 M $(\text{NH}_4)_2\text{-EDTA}$; in Anlehnung an ZEIEN und BRÜMMER 1989) und Cadmium-Konzentrationen im Gleichgewicht mit 0.0025 M CaCl_2 . Ionenstärke und Chlorid-Konzentration der letztgenannten Lösung entsprechen etwa den Durchschnittswerten des Braunschweiger Abwassers (FASSBENDER und STEINERT 1979). Für Abb. 1 wurden nur die homogen über das Feld verteilten Haupt raster-Proben verwendet (je Schicht $n=48$).

Der Variationskoeffizient der Cadmium-Belastung pro m^2 , die sich durch Aufsummierung der EDTA-extrahierbaren Cadmium-Gehalte über die Tiefe errechnen läßt, beträgt 31%. Die Variabilität der Belastung beruht wahrscheinlich auf der Variabilität der Beregnung, denn die Reichweite der räumlichen Abhängigkeit (Abb. 2) entspricht dem Abstand der Regner (30m), in deren Betriebszeit über 80% der Cadmium-Belastung aufgebracht wurden.

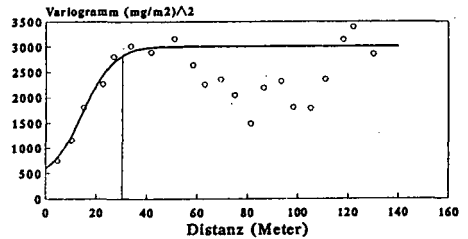


Abb. 2 Semivariogramm Cd-Belastung

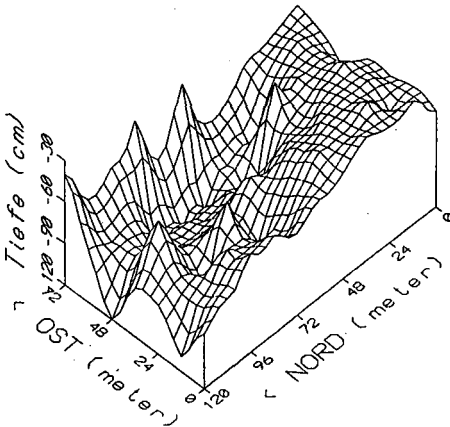


Abb. 3 Cadmium gemessen (1 $\mu\text{g}/\text{l}$)

Abb. 1 d) zeigt, daß Cadmium im Mittel bis in etwa 70 cm Tiefe verlagert worden ist. Um die 3-dimensionale Verteilung der Cadmium-Konzentrationen im Gleichgewicht mit 0.0025 M CaCl_2 darzustellen, wurde als Referenzfläche die Konzentration von 1 $\mu\text{g Cd}/\text{l}$ ausgewählt. Abb. 3 zeigt, daß Cadmium unterschiedlich weit in den Unterboden eingedrungen ist.

Die Schwermetallsorption S in Abhängigkeit von der Lösungskonzentration C und den Zustandsgrößen org. Kohlenstoff und pH -Wert kann mit der erweiterten Freundlich-Isotherme nach VAN DER ZEE und RIEMSDIJK (1987) beschrieben werden:

$$S = k^* OC^b [H^+]^{-a} C^M \quad (1)$$

k^* , a , b und M sind Parameter und können durch multiple Regression der Logarithmen geschätzt werden. Der Parameter k^* beschreibt den Anteil der Sorption, der sich nicht durch pH-Wert und org.C-Gehalt erklären läßt. Ist er eine Funktion des Ortes, kann Gl. 1 wie folgt geschrieben werden:

$$S = k^*(x, y) OC^b [H^+]^{-a} C^M \quad (2)$$

Die Parameter müssen dann mit einem iterativen Verfahren geschätzt werden.

Zur Schätzung von Isothermen-Parametern werden gewöhnlich Laboruntersuchungen durchgeführt, d.h. Bodenproben werden Lösungen steigender Schwermetallkonzentrationen und eines Begleitelektrolyten zugesetzt. Aufwand und Künstlichkeit dieser Methode lassen sich vermindern, wenn zur Schätzung der Parameter die Variabilität der Daten selbst benutzt wird. Der Lösungsgehalt C ist in diesem Fall die gemessene Schwermetallkonzentration im Gleichgewicht mit 0.0025 M $CaCl_2$. Zur Errechnung des Festphasengehaltes S müssen die EDTA-extrahierbaren Gehalte um die in Lösung befindlichen Schwermetalle

Tab. 1 Geschätzte Parameter

	Gl. 1	Gl. 2
a	0.38	0.34
b	0.71	0.68
M	0.85	0.90
k^*	1.00	
$k^*(x, y)$ Std.Abw		1.77 0.83
R^2	0.84	0.94

korrigiert werden. Die geschätzten Parameter sind in Tab. 1 aufgeführt. Die Verteilung von $k^*(x, y)$ über die Fläche weist einen starken Trend auf (Abb. 4).

4. Simulation

Zur Simulation der Cadmium-Verlagerung von 1962-1990 wurde Gl. 1 bzw. Gl. 2 mit der Konvektions-Dispersions-Gleichung gekoppelt. Drei Ansätze wurden gerechnet:
 Sim. I: $k = \text{konst}$, $q = \text{konst}$;
 Sim. II: $k = \text{konst}$, $q = f(x, y)$;
 Sim. III: $k = f(x, y)$, $q = f(x, y)$.

Die Variabilität des Wasserflusses q ergibt sich aus der Variabilität der Cd-Belastung. Auf die weiteren Randbedingungen und die numerische Behandlung der Gleichung

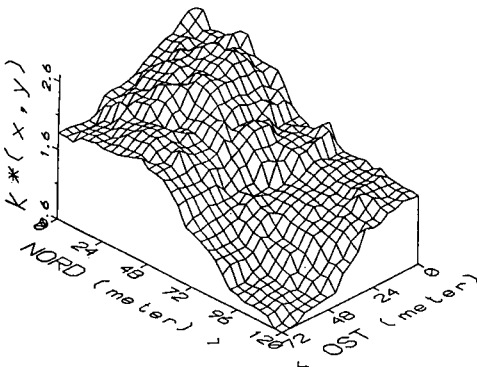


Abb. 4 Verteilung von $k^*(x, y)$

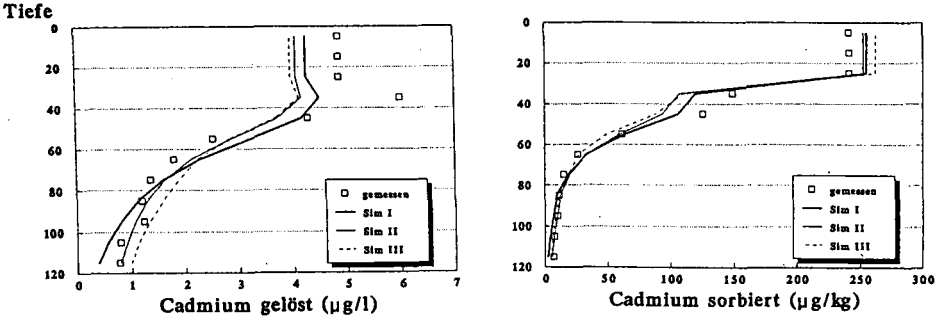


Abb. 5 Cadmium gemessen und simuliert (Feld-Mittelwerte)

chungen kann hier nicht eingegangen werden. Wie Abb. 5 zeigt, läßt sich mit allen drei Ansätzen die mittlere Cadmium-Verlagerung sehr gut nachvollziehen. Die Kenntnis des Mittelwertes dürfte für die meisten Fragestellungen ausreichen. Die Übereinstimmung der simulierten Werte mit den Meßwerten an jedem Punkt des Feldes steigt von Sim. I über Sim. II zu Sim. III, d.h. mit der Komplexizität des Ansatzes. Aus Platzgründen kann hier nur das Blockbild von Sim. III gezeigt werden (Abb. 6, zum Vergleich mit Abb. 3).

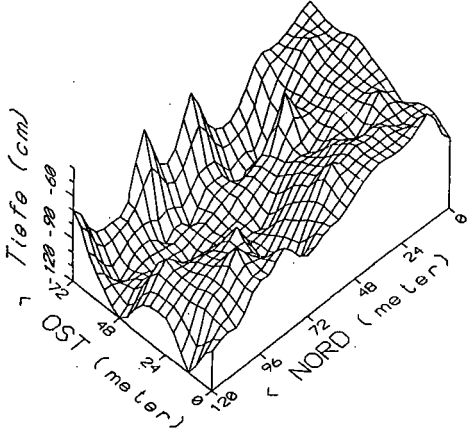


Abb. 6 Cadmium simuliert (1 µg/l)

5. Literatur

FASSBENDER, H.W. und B. STEINERT (1979)
 Anfall und chemische Zusammensetzung der städtischen Abwässer von Wolfsburg und Braunschweig.
 Z. Pflanzenern. Bodenkd. 142, 219-231

VAN DER ZEE, S.E.A.T.M und W.H. VAN RIEMSDIJK (1987)
 Transport of reactive solute in spatially variable soil systems.
 Water Resources Research 23, 2059-2069

ZEIEN, H. und G.W. BRÖMMER (1989)
 Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden.
 Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59, 505-510

Sorptionsverhalten von PAKs in Böden
- Einfluß von Stoffbestand und Lösungsvermittlern -

von

R. H. Tebaay, G. Welp* und G.W. Brümmer***

Die aus organischem Material unter pyrolytischen Bedingungen entstehenden Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) werden im Rahmen umwelthygienischer Betrachtungen seit langem aufgrund ihrer teils starken Mutagenität und Kanzerogenität als Problemgruppe angesehen.

Um das Bindungsverhalten von PAKs in Böden charakterisieren zu können, wurden mit zwei Oberbodenproben einer Parabraunerde aus dem Raum Jülich und eines Plaggenesches aus dem Raum Borken und mehreren umweltrelevanten PAKs Ad- und Desorptionsversuche durchgeführt.

Material und Methoden

Die wichtigsten Kenndaten der verwendeten Bodenproben und PAKs sind in Tab. 1 und 2 aufgeführt. Die Ad- und Desorptionsversuche wurden mit lufttrockenen Bodenproben und einem Boden-Lösungsverhältnis von 1:5 in dest. Wasser durchgeführt. Die Analyse der PAK-Gehalte erfolgte mittels HPLC (TEBAAY, 1991).

Tab. 1: Kenndaten der verwendeten Bodenproben

Bodenproben (Ap-Horiz.)	pH-Wert (CaCl ₂)	Corg (%)	DOC (mg/l)	S	U (%)	T
Parabraunerde	6,9	1,0	17	3	84	13
Plaggenesch	4,8	2,7	63	75	18	6

* Institut für Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

** Neue Anschrift: Institut Fresenius GmbH
Fährstraße 217, 4000 Düsseldorf 1

Tab. 2: Kenndaten der verwendeten PAKs

Stoff	Wasserlöslichkeit ¹⁾ ($\mu\text{g/l}$)	Ringe	Kanzerog. ¹⁾
Phenanthren (PHE)	1200	3	-
Fluoranthen (FLA)	206	4	+
Benzo(a)anthracen (BaANT)	9	4	++
Benzo(b)fluoranthen (BbFLA)	1,5	5	++
Benzo(k)fluoranthen (BkFLA)	0,8	5	++
Benzo(a)pyren (BaPYR)	1,2	5	+++

¹⁾ SIMS und OVERCASH, 1983

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse von Adsorptionsversuchen weisen für die Parabraunerdeprobe Unterschiede im Adsorptions- und Löslichkeitsverhalten der untersuchten PAKs auf. Die nach Berechnung FREUNDLICH'scher Adsorptionsisothermen ($r = 0,996 - 0,999$) erhaltenen K_F -Werte zeigen diese Unterschiede sehr deutlich (Tab. 3).

Tab. 3: K_F -Werte der Adsorption für verschiedene PAKs in Proben eines Parabraunerde- und Plaggenesch-Ap bei Zugabe in Form von Einzelsubstanzen und von Anthracenöl

Boden (Ap)	K_F -Werte in $\mu\text{g/kg}$ Boden				
	PHE	FLA	BaANT	BbFLA	BaPYR
<u>Zugabe als Einzelsubstanzen</u>					
Parabraunerde	490	580	5210	8630	18800
Plaggenesch	n.b.	1090	1860	2430	6190
<u>Zugabe als Anthracenöl</u>					
Parabraunerde	-	380	1350	1000	980
Plaggenesch	-	1460	800	830	800

Die K_F -Werte der verschiedenen PAKs weisen eine deutliche Beziehung zu ihrer substanzspezifischen Wasserlöslichkeit auf (vgl. Tab. 1 und 3). Somit kann das Adsorptionsverhalten der PAKs im Parabraunerde-Ap im wesentlichen als Funktion der Wasserlöslichkeit definiert werden.

Ein vollkommen anderes Bild ergibt sich, wenn die PAKs nicht als Einzelsubstanzen, sondern in einem technischen Gemisch gelöst im Boden vorkommen. Das bei den Adsorptionsversuchen eingesetzte

Anthracenöl ist ein in Böden von Kokerei-, Gaswerks- und anderen Altstandorten vorkommendes PAK-haltiges Chemikaliengemisch. Das durch die K_F -Werte wiedergegebene Adsorptions- und Löslichkeitsverhalten der PAKs ändert sich sehr stark, wobei sich komplexe Verteilungen der Aromaten zwischen der wässrigen Bodenlösung, dem Lösungsvermittler Anthracenöl und der Bodenmatrix ergeben (Tab. 3). Die Löslichkeit der schwerlöslichen PAKs (Benzo(a)anthracen, Benzo(b)fluoranthen und Benzo(a)pyren) ist ganz wesentlich erhöht; die K_F -Werte sind dementsprechend stark erniedrigt und liegen alle in einer vergleichbaren Größenordnung.

Wie in der Parabraunerdeprobe kann auch im Plaggenesch-Ap ein differenziertes Sorptionsverhalten der PAKs nachgewiesen werden (Tab. 3), wobei sich die geringere Adsorption der PAKs in der Plaggeneschprobe in niedrigeren K_F -Werten ausdrückt. Die höhere Löslichkeit der Aromaten im Plaggenesch-Ap ist möglicherweise auf den höheren Anteil an löslicher organischer Substanz (DOC, Tab. 1) in diesem Boden zurückzuführen. Die gelöste organische Substanz kann offenbar einen Teil der PAKs komplexieren und somit als Lösungsvermittler dienen.

Die Applikation der PAKs in Form von Anthracenöl zu den Plaggeneschproben führt ebenfalls zu einer erhöhten Löslichkeit von Benzo(a)anthracen, Benzo(b)fluoranthen und Benzo(a)pyren und damit zu deutlich niedrigeren und einheitlicheren K_F -Werten. Das hochtoxische Benzo(a)pyren weist dabei - wie auch beim Parabraunerde-Ap - eine ungewöhnlich hohe Löslichkeit auf. Dieses Verhalten der PAKs ist von besonderer Bedeutung bei der Beurteilung von Gefährdungspotentialen auf mit PAK-Gemischen wie Anthracenöl belasteten Standorten, auf denen eine erhöhte PAK-Verlagerung möglich ist. Dagegen werden die über den Luftpfad als Einzelsubstanzen in die Böden gelangenden PAKs wesentlich stärker sorbiert und können meist nur in sehr geringen Mengen verlagert werden.

Neben der Adsorption ist auch die Desorption der PAKs für die Beurteilung des Verhaltens dieser Stoffgruppe in Böden von großer Bedeutung. Bei den mit lufttrockenem Bodenmaterial durchgeführten Adsorptions- und anschließenden Desorptionsversuchen zeigt sich, daß die Gleichgewichtskonzentrationen von Fluoranthen und Benzo(a)pyren bei den verschiedenen Desorptionen teilweise höher und die K_F -Werte dementsprechend niedriger als die der Adsorption sind (vgl. Tab. 3 und 4). Die erhöhte Löslichkeit der untersuchten Aromate bei der Desorption ist möglicherweise auf eine Zunahme von löslicher organischer Substanz (DOC) zurückzuführen, die häufig nach Trocknung und Wiederbefeuchtung von Böden zu beobachten ist. Offenbar kommt es erst mit Abnahme der DOC-Konzentration zur Abnahme der Desorption und Zunahme der K_F -Werte der Desorption.

Tab. 4: K_F -Werte der Desorption für zwei PAKs in Proben eines Parabraunerde- und eines Plaggenesch-Ap (Zugabe als Einzelsubstanz)

	Desorptionen (K_F -Werte in $\mu\text{g}/\text{kg}$)				
	1.	2.	3.	4.	5.
<u>Parabraunerde</u>					
FLA	230	320	390	420	560
BaPYR	17000	33100	36600	53700	52000
<u>Plaggenesch</u>					
FLA	550	470	460	500	620
BaPYR	4670	2050	3130	3450	4050

Der starke Anstieg der K_F -Werte von Benzo(a)pyren beim Parabraunerde-Ap bis zur vierten Desorption läßt dabei auf eine Bildung gebundener Rückstände schließen.

Zusammenfassung

Das Adsorptions- und Löslichkeitsverhalten von Polycyclischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Böden wird stark von der substanzspezifischen Wasserlöslichkeit beeinflusst. Darüber hinaus wird die Stärke der Adsorption in bedeutendem Maße von der Anwesenheit anderer Chemikalien wie z.B. Lösungsvermittlern bestimmt. Das auf Altstandorten häufig vorkommende Anthracenöl erhöht die Löslichkeit der PAKs (h.v.a. der schwer wasserlöslichen Verbindungen) beträchtlich, was für eine Abschätzung einer möglichen Verlagerung von großer Bedeutung ist.

Auch die Desorption der PAKs unterliegt vielfältigen Einflüssen, wobei manche Böden sowohl die Eigenschaft besitzen bereits sorbierte PAKs im Zuge der Desorptionen zu remobilisieren, als auch verstärkt festzulegen. Durch dieses Verhalten wird eine Abschätzung von PAK-Lösungskonzentrationen und damit einer möglichen PAK-Verlagerung stark erschwert.

Literatur:

- Sims, R.C. & M.R. Overcash (1983); Fate of PAH's in soil-plant-systems; Res. Rev. 88, 2-68
- Tebaay, R.H. (1991); Untersuchungen zu Gehalten, zur mikrobiellen Toxizität und zur Adsorption und Löslichkeit von PAKs und PCBs in verschiedenen Böden Nordrhein-Westfalens; Dissertation Universität Bonn (in Vorbereitung)

Der Stoffhaushalt in zwei unterschiedlich immissionsgeschädigten Fichtenökosystemen im Fichtelgebirge (NO-Bayern)

von Thomas Türk¹ und Rainer Horn²

1. Einleitung und Fragestellung

Seit 1978 werden im Fichtelgebirge rasch zunehmende Waldschäden beobachtet. Durch die einseitige Bestockung kann in diesem Raum dabei von einem "Fichtensterben" gesprochen werden. Bei einem Waldanteil von 41% in der Schadklasse 2-4 (Kronenverlichtung > 25%) im Jahr 1988 zählt der NO-bayerische Raum mit Fichtelgebirge und Frankenwald zu den am stärksten geschädigten Waldgebieten Deutschlands (Ladwig 1988). In den mittleren und höheren Lagen des Fichtelgebirges sind die hierbei beobachteten Chlorosen und Nadelverluste meist auf Mg-Mangel zurückzuführen (Zech und Popp 1983). Im Zeitraum von 1984 bis 1990 wurden daher an zwei ca. 20-40-jährigen Fichtenstandorten mit unterschiedlich ausgeprägtem Mg-Mangel die Flußbilanzen für anorganische Ionen, vor allem H⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, SO₄²⁻, NH₄⁺ und NO₃⁻, erstellt. Die vergleichenden Untersuchungen gehen u.a. folgenden Fragestellungen nach:

- **Kronenraum:** Inwiefern verursachen die Immissionen durch Basenleaching aus dem Kronenraum direkt den Nährstoffmangel der Fichten?
- **Boden:** Können die sauren Einträge durch Leaching von Nährstoffen aus dem Bodenprofil die Basennachlieferung überbeanspruchen und somit über bodeninterne Prozesse den Nährstoffmangel auslösen?

2. Standorte und Untersuchungsmethodik

Die beiden Vergleichsstandorte liegen in 670 bzw. 760 m Höhe im westlichen Teil des Fichtelgebirges und erhalten bei Jahresdurchschnittstemperaturen von ca. 6 °C zwischen 1200 und 1300 mm a⁻¹ Niederschlag. Die Höhe der jährlichen Evapotranspiration beträgt in Wulfersreuth 380 mm a⁻¹ und in Oberwarmensteinach ca. 320 mm a⁻¹, die Interzeption des Kronendaches erreicht an beiden Standorten etwa 290 mm a⁻¹. Aus beiden Termen errechnet sich für Wulfersreuth eine Gesamtrückhaltung von 57% des Freilandniederschlages, in Oberwarmensteinach sind es 47%.

Der Standort Oberwarmensteinach zeigt deutliche Nadelchlorosen und Nadelverluste, am Standort Wulfersreuth treten dagegen kaum Mangelsymptome auf, die Mg-Gehalte in der Nadelmasse sind hier mit 1.0 kmol Mg ha⁻¹ mehr als doppelt so hoch als in Oberwarmensteinach mit 0.5 kmol Mg ha⁻¹ (Zimmermann 1990). Tabelle 1 zeigt die bodenchemischen Kennwerte der Leitprofile beider Standorte.

Tab. 1: Bodenchemische Merkmale von Auflage und Mineralboden einer Podsol-Braunerde aus Phyllit am kaum geschädigten Standort Wulfersreuth sowie eines Braunerde-Podsols aus Phyllit am geschädigten Standort Oberwarmensteinach (aus Hantschel 1987, sowie eigene Daten).

	Tiefe pH _{CaCl2}		Gesamtgehalte					NH ₄ Cl-austauschbare Vorräte				V-Wert %
	cm	cm	N	C	K	Ca	Mg	K	Ca	Mg	Al	
	----- g kg ⁻¹ -----											
schwach geschädigt												
Auflage	5-0	3.0	n.b.	n.b.	1	4.3	0.5	1.6	3.6	0.2	3	65
Mineralb.	0-110	4.0	0.8	9	29	0.6	3.3	12.0	16.0	0.8	121	14
geschädigt												
Auflage	5-0	3.2	n.b.	n.b.	5	1.4	0.4	0.6	1.1	0.1	0.3	60
Mineralb.	0-76	3.9	0.8	11	32	0.6	1.7	10.6	5.4	0.6	120	8

¹ Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

² Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, CAU Kiel, Olshausenstr. 40, 2300 Kiel

In Wülfersreuth herrschen Podsol-Braunerden mit einer rohhumusartigen Moderauflage vor (Tab. 1), die durch Hangzugwasser teilweise pseudovergleyt sind, in Oberwarmersteinach sind es Braunerde-Podssole bis Podssole mit einer rohhumusartigen Moder- bis Rohhumusauflage. Die Auflagen sind an beiden Standorten sehr geringmächtig ausgebildet (Tab. 1). Der V-Wert des Mineralbodens ist in Wülfersreuth insgesamt höher, die mit NH_4Cl -austauschbaren Vorräte von Mg^{2+} im Bodenprofil bis zum C_v sind mit etwa 1.0 kmol ha^{-1} etwa 40% größer als in Oberwarmersteinach. Insbesondere die organische Auflage bietet den Wurzeln bei V-Werten von 60-65% eine gute Basenversorgung bei gleichzeitig geringer Gefahr wurzeltoxischer Al-Gehalte (Türk 1991).

Pro Standort existieren 3 bis 4 Kontrollflächen. Eine Fläche ($150\text{-}300 \text{ m}^2$) gliedert sich in die Kompartimente Freiland, Bestand, Mineralbodeninput und Sickerwasseroutput. In den Kompartimenten Freiland und Bestand wurden die Ionenkonzentrationen mit Niederschlagsfängern ermittelt. Im Mineralbodeninput wird die Bodenlösung mit Gravitationslysometern (Siebe mit feinmaschigem PE-Netz, Hantschel 1987) aufgefangen und im Mineralboden über keramische Saugkerzen mittels Unterdruck gewonnen. Die Bodenwasserflüsse als Grundlage für die Bilanzierungen im Boden sowie die Evapotranspiration der Bestände wurden mit einem veränderten Wasserhaushaltsmodell (ursprüngliche Version von Hantschel 1987) nach Validierung berechnet.

3. Ergebnisse und Diskussion

Prozesse im Kronenraum

Tabelle 2 zeigt die Einträge wichtiger Ionen im standörtlichen Vergleich. Insgesamt unterscheiden sich die Freilandeinträge kaum voneinander. Sowohl die S-Einträge als auch die N-Einträge bewegen sich um $20\text{-}22 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, entsprechend etwa $0.65 \text{ kmol SO}_4^{2-} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $1.6 \text{ kmol N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, die Protonen erreichen $0.5\text{-}0.6 \text{ kmol ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Während die N-Flüsse nach Kronenraumpassage praktisch konstant bleiben, beginnen sich jedoch die Verhältnisse bei H^+ , SO_4^{2-} und den Basen zwischen beiden Beständen zu differenzieren. In Wülfersreuth betragen die Protoneneinträge 0.7, in Oberwarmersteinach $0.9 \text{ kmol ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Der SO_4^{2-} -Input erreicht in Wülfersreuth etwa $1.0 \text{ kmol ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ($= 32 \text{ kg SO}_4\text{-S ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und in Oberwarmersteinach $1.4 \text{ kmol ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ($= 45 \text{ kg SO}_4\text{-S ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Tab. 3: Mittlere jährliche Ioneneinträge in den kaum geschädigten Fichtenjungbestand Wülfersreuth sowie am geschädigten Standort Oberwarmersteinach (1984-1990).

	H^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Al^{3+}	SO_4^{2-}	NH_4^+	NO_3^-	ΣN
	----- (kmol ha ⁻¹ a ⁻¹) -----								
kaum geschädigt									
Freiland	0.53	0.21	0.31	0.07	0.02	0.63	0.73	0.86	1.59
Bestand	0.70	0.56	0.43	0.11	0.04	1.02	0.69	0.85	1.54
geschädigt									
Freiland	0.63	0.26	0.28	0.07	0.02	0.65	0.71	0.86	1.57
Bestand	0.93	0.99	0.57	0.13	0.05	1.40	0.64	0.87	1.51

Über die Messung der Freiland- und Bestandeseinträge wurden mit dem Ulrich'schen Bilanzierungsmodell (Ulrich 1983) Kronenraumprozesse quantifiziert. Der Vergleich der Ionenflüsse beider Kompartimente ermöglicht über einige Zusatzannahmen Aussagen zu Prozessen wie der Gesamtdosition von Ionen als Summe aus gemessenem Niederschlagseintrag sowie geschätzter partikulärer Interzeption (aus Nebel- und Aerosolauskämmung) und bei Schwefel zusätzlich aus gasförmiger Interzeption als SO_2 . Das Modell unterstellt eine vollständige Oxidation des SO_2 zu Schwefelsäure. Durch gasförmige S-Interzeption erhöht sich daher auch der H^+ -Eintrag. Außerdem lassen sich mit dem Modell die Leachingraten von Basen aus dem Kronenraum abschätzen (Tab. 3).

In Wülfersreuth ist die Belastungssituation mit H^+ bzw. SO_4^{2-} etwa 20-30% geringer als am geschädigten Standort (Tab. 3). Die Fichtenkronen reagieren auf diese unterschiedliche Säureemission auch mit unterschiedlichen Basenverlusten. Die Verluste sind in Wülfersreuth insgesamt geringer. In beiden Fällen wird K^+ infolge seiner hohen Mobilität in der Pflanze sowie der hohen Nadelspiegelwerte (Zimmermann 1990) am stärksten vom H^+ -Pufferprozeß erfaßt. Mg^{2+} geht an beiden Standorten etwa zu gleichen Mengen aus den Kronen verloren. Von ökologischer Bedeutung ist dabei, daß die Wülfersreuther Fichten hierfür aus einem um den Faktor 2 größeren Mg-Pool schöpfen können ($1.0 \text{ kmol Mg ha}^{-1}$ in den Nadeln gegenüber $0.5 \text{ kmol Mg ha}^{-1}$). Der durch das Mg^{2+} -Leaching verursachte "Nährstoffstreß" wirkt sich in Oberwarmenteinach daher stärker aus.

Tab. 3: Kronenraumbilanzen in den Jungbeständen bei Wülfersreuth (kaum geschädigt) und Oberwarmenteinach (geschädigt). Dargestellt sind Basenleaching sowie Gesamtdepositionen von H^+ und S.

	H^+	SO_4^{2-}	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}
	----- (kmol ha ⁻¹ a ⁻¹) -----				
schwach geschädigt					
Leaching			0.32	0.17	0.06
Gesamtdeposition	1.36	1.04			
geschädigt					
Leaching			0.57	0.19	0.08
Gesamtdeposition	1.96	1.44			

Prozesse im Boden

Tabelle 4 zeigt, wie die standörtlich unterschiedliche Säurebelastung auf die Ionenflüsse im Boden wirkt. In Wülfersreuth infiltrieren mit $0.5 \text{ kmol ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wesentlich weniger H^+ -Äquivalente aus der besser puffernden Auflage in den Mineralboden als am Referenzstandort ($1.2 \text{ kmol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Wie schon im Kronenraum werden auch im Boden durch die H^+ -Belastung Pufferprozesse ausgelöst. Bis zum Versickerungsoutput in ca. 1 m Tiefe ist der größte Teil der Protonenbelastung abgepuffert (Tab. 4). In Wülfersreuth geht dies vor allem mit dem Austausch von Basen einher (zusammen $1.7 \text{ keq K,Ca,Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), die daraufhin vor allem mit SO_4^{2-} als mobilem Anion irreversibel versickern. Dagegen sind in Oberwarmenteinach die Basenausträge von zusammen $1.2 \text{ keq K,Ca,Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ geringer, obwohl die Säurebelastung des Mineralbodens doppelt so hoch ist (Tab. 4). Der "Basenpuffer" signalisiert dort bereits eine stärkere Erschöpfung. Das Reaktionsmuster der Protonenpufferung in Oberwarmenteinach weist auf eine weiter fortgeschrittene Versauerung der Böden hin als in Wülfersreuth. Die H^+ -Belastung wird in Oberwarmenteinach daher vermehrt über Freisetzung und Tiefensickerung von Aluminium abgepuffert (Al-Pufferbereich nach Ulrich 1981), wie die hohen Austräge von $0.44 \text{ kmol Al ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zeigen. In Wülfersreuth erreicht die Al-Versickerung dagegen nur etwa 25% dieses Wertes.

Tab. 4: Mittlere jährliche Ionenflüsse im Boden des kaum geschädigten Standortes Wülfersreuth und im geschädigten Bestand von Oberwarmenteinach (Meßphase 1984-1990).

	H^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Al^{3+}	SO_4^{2-}	NH_4^+	NO_3^-	ΣN
	----- (kmol ha ⁻¹ a ⁻¹) -----								
schwach geschädigt									
Mineralbodeninput	0.51	0.39	0.67	0.15	0.17	1.19	1.02	0.67	1.69
Output (1 m)	0.07	0.19	0.61	0.13	0.12	0.85	0.02	0.28	0.30
geschädigt									
Mineralbodeninput	1.18	0.89	0.89	0.17	0.17	1.61	0.84	0.64	1.48
Output (1 m)	0.29	0.31	0.39	0.08	0.44	1.13	0.10	0.40	0.50

Zur Beurteilung der Fähigkeit beider Standorte, Basen durch Silikatverwitterung und Mineralisation organischer Substanz in die Bodenlösung nachzuliefern, können ebenfalls die Ionenbilanzen von K^+ , Ca^{2+} und Mg^{2+} benutzt werden, falls auch die jährlichen Basenentzüge durch die aufwachsenden Fichten bekannt sind. Diese jährliche Netto-Mobilisierung errechnet sich dann aus Output + Nettoentzug - Gesamtdeposition. Wie Tabelle 5 zeigt, sind die Mobilisierungsraten von Ca^{2+} und vor allem Mg^{2+} in Oberwarmersteinach geringer. Auch aus dieser Sicht läßt sich das Mg-Mangelsymptom der Bäume in Oberwarmersteinach quantifizieren.

Tab. 5: Raten der jährlichen Netto-Mobilisierung von K, Mg und Ca in den Böden der Standorte Oberwarmersteinach (geschädigt) und Wulfersreuth (kaum geschädigt).

	geschädigt			kaum geschädigt		
	K	Ca	Mg	K	Ca	Mg
Nettomobilisierung ($keq\ ha^{-1}\ a^{-1}$)	0.43	1.04	0.16	0.48	1.88	0.38
		$\Sigma\ 1.63$			$\Sigma\ 2.74$	

Auch die Tatsache, daß die Säurepufferung im Wulfersreuther Boden stärker über Basenfreisetzung abläuft als in Oberwarmersteinach, läßt sich gut mit seiner höheren Basennachlieferung in Tabelle 5 erklären.

4. Schlußfolgerungen

Die vergleichenden Bilanzierungen an zwei Fichtenstandorten mit unterschiedlich starkem Mg-Mangel lassen vermuten, daß die Nadelvergilbungen und -chlorosen am Standort Oberwarmersteinach von der Kausalkette saure Immissionen ----> Basenverlust aus den Kronen ----> Basenleaching aus dem Bodenraum mitverursacht werden.

Türk (1991) errechnete aus der Gesamtdeposition von H^+ , aus der durch den N-Kreislauf induzierten H^+ -Produktion (Tab. 3) sowie dem Netto-Basenentzug der Fichten etwa identische H^+ -Gesamtbelastungen für Oberwarmersteinach ($3.0\ kmol\ H^+\ ha^{-1}\ a^{-1}$) und Wulfersreuth ($2.6\ kmol\ H^+\ ha^{-1}\ a^{-1}$). Da in Wulfersreuth dennoch bisher keine Chlorosen auftreten, ist daraus zu schließen, daß bei der gegebenen Belastungssituation primär die Mg-Nachlieferung aus dem Boden in die Ökosysteme über die Mg-Ernährung entscheidet. Aufgrund der Netto-Mobilisierungsraten von Basen an beiden Standorten ist zu vermuten, daß die Grenze zur Unterernährung zwischen 0.16 und $0.38\ keq\ Mg^{2+}\ ha^{-1}\ a^{-1}$ liegt.

Literatur

- Hantschel, R. (1987): Wasser- und Elementbilanz von geschädigten, gedüngten Fichtenökosystemen im Fichtelgebirge unter Berücksichtigung von physikalischer und chemischer Bodenheterogenität. Bayreuther Bodenkundl. Ber. 3
- Ladwig, S. (1988): Zustand des Waldes in der Bundesrepublik Deutschland 1988. AFZ 50:1382-1390
- Türk, T. (1991): Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt zweier unterschiedlich geschädigter Fichtenökosysteme im Fichtelgebirge. Bayreuther Bodenkundl. Ber. (im Druck)
- Ulrich, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144:289-305
- Ulrich, B. (1983): Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO_2 , alkali and earth alkali cations and chloride. In: Ulrich, B. and J. Pankrath (eds.): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Reidel Publishing Company, Dordrecht:33-45
- Zech, W. und E. Popp (1983): Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. Forstw. Cbl. 102:50-55
- Zimmermann, R. (1990): Photosynthese und Transpiration von *Picea abies* (L.) Karst. bei unterschiedlichem Ernährungszustand im Fichtelgebirge (Nordostbayern). Dissertation am Lehrstuhl für Pflanzenökologie der Universität Bayreuth

Adsorptions- und Löslichkeitseigenschaften von zehn Metallen in Böden variierendes Stoffbestandes

von

Welp, G.*, Y. Zheng**, G.W. Brümmer* und R. Breder***

1 Einleitung

Für zehn Metalle (Mg, Cr(III), Fe(III), Co, Ni, Cu, Zn, Sr, Cd, Pb) und vier Bodenproben mit variierendem Stoffbestand wurden Quantitäts-Intensitäts (Q/I)-Beziehungen aufgestellt,

- (1) um zu überprüfen, inwieweit Sorptionsprozesse und/oder Fällungsreaktionen die Lösungsgehalte bestimmen,
- (2) um den Einfluß verschiedener Bodenmerkmale auf die Adsorptions- und Löslichkeitseigenschaften der Metalle zu erfassen und
- (3) um eine größere Zahl von Metallen unter standardisierten Versuchsbedingungen hinsichtlich ihrer Adsorbierbarkeit und Löslichkeit zu gruppieren.

2 Material und Methoden

Die vier verwendeten Bodenproben aus A-Horizonten verschiedener Böden (Podsol-Ahe, Plaggenesch-Ap, Braunerde-Ap, Pararendzina-Ap) weisen einen sehr unterschiedlichen Stoffbestand auf (pH 3,1-7,2; Corg. 1,1-2,7 %; Ton 3-20 %, Fe_d 1,3-8,3 g/kg).

Zur Beschreibung des Adsorptions- und Löslichkeitsverhaltens wurden Batch-Versuche nach der OECD-Guideline 106 (1981, modifiziert von Kukowski, 1989) durchgeführt: Boden-Lösungs-Verhältnis 1:5; Leitelektrolyt 0,01 M Ca(NO₃)₂; Schüttelzeit 40 h. Die Metalle wurden als Nitrate in 6 -12 unterschiedlichen Ausgangskonzentrationen zudosiert und nach der Gleichgewichtseinstellung mit AAS (Flamme, Graphitrohr), Inversvoltammetrie oder ICP-AES bestimmt.

Die adsorbierten/gefällten Anteile der Metalle errechnen sich durch Differenzbildung aus der zu Beginn des Versuches zudosierten Menge und der nach der Gleichgewichtseinstellung gemessenen Lösungskonzentration. Zusätzlich wurde der mit 0,025 M (NH₄)₂ EDTA (pH 4,6) extrahierbare Anteil der nativ vorhandenen Gesamtgehalte abzüglich der in der Bodenlösung vorliegenden Metallgehalte hinzuaddiert. Mit dieser Fraktion kann der an Sorptionsreaktionen beteiligte Pool gut charakterisiert werden.

3.1 Beschreibung von Q/I-Beziehungen mit Adsorptionsisothermen

Die Elementgehalte der Bodenlösungen werden mit Ausnahme von Cr und Fe in allen Bodenproben durch Sorptionsprozesse bestimmt, die sich mit Freundlich-Adsorptionsisothermen beschreiben lassen. Die Q/I-Beziehungen lassen sich bei einigen Elementen über den gesamten untersuchten Konzentrationsbereich mit einer einzigen Freundlich'schen Adsorptionsisotherme beschreiben (Abb. 1). In anderen Fällen werden zwei oder drei Isothermen benötigt, um die jeweils linearen, in der Steigung aber unterschiedlichen Abschnitte der Q/I-Beziehung beschreiben zu können (Abb. 2, Bsp. Cu). Steigungsunterschiede deuten auf verschiedenartige Bindungsmechanismen hin, wobei der untere, jeweils steiler verlaufende Abschnitt eine spezifischere Adsorption kennzeichnet als die flacheren Abschnitte im Bereich hoher Metallangebote (Tiller et al., 1979).

* Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

** Soil and Fertilizer Institute of CAACC, Peking, VR China

*** Institut für Chemie, Angewandte Physikalische Chemie, Forschungszentrum Jülich, 5170 Jülich

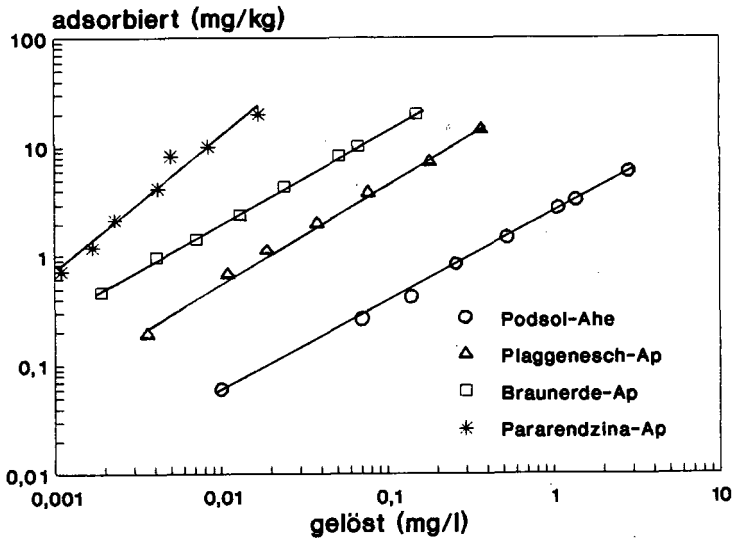


Abb. 1: Cd-Adsorptionsisothermen für vier Bodenproben aus A-Horizonten eines Podsoles, eines Plaggenesches, einer Braunerde und einer Pararendzina ("adsorbiert": EDTA-extrahierbare plus zugegebene Menge minus gelöster Anteil)

Die Q/I-Beziehungen für Pb weisen in allen vier Bodenproben im unteren Konzentrationsbereich einen annähernd linearen Anstieg auf, um dann bei höheren Dotierungen in - meist mehrstufige - Freundlich-Isothermen überzugehen (Abb. 2, Bsp. Pb). Eine bei sehr niedrigen Pb-Zugaben ausbleibende Erhöhung der Lösungsgehalte ist wahrscheinlich auf eine nahezu vollständige Adsorption an Bindungspositionen mit hoher Bindungsenergie bzw. -spezifität zurückzuführen. Das in den verschiedenen Bodenproben unterschiedliche Niveau konstanter Löslichkeit wird dabei offensichtlich durch bodeneigene gelöste organische Substanzen bestimmt, die einen Teil des Bleis in Form metallorganischer Komplexe in Lösung halten. Das molare Verhältnis von Blei zu gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) beträgt im Podsol-Ahe 1 : 3600 und in den anderen Proben 1 : 101000 bis 1 : 137000.

Die Q/I-Beziehungen für Cr in der Braunerde- und Plaggeneschprobe sind durch ein deutliches Adsorptionsmaximum geprägt. Wie die in Abb. 2 dargestellte Q/I-Beziehung (Bsp. Cr: Plaggenesch-Ap) verdeutlicht, ermöglicht die Langmuir-Isotherme in diesem Fall eine relativ sichere Berechnung der maximal adsorbierbaren Cr-Menge (988 mg/kg). Dagegen bleibt die Anpassung im unteren Konzentrationsbereich mangelhaft und ist durch die Freundlich-Beziehung exakter zu beschreiben.

3.2 · Beschreibung von Q/I-Beziehungen mit Lösungs/Fällungsreaktionen

Bei Cr und Fe treten neben Sorptionsvorgängen auch Lösungs- und Fällungsreaktionen definierter Verbindungen auf. Die in Abb. 2 für Cr in der Pararendzinaprobe dargestellte Q/I-Beziehung weist bis zu Lösungsgehalten von etwa 1 mg/l einen für Adsorptionsisothermen typischen Verlauf auf und geht dann in eine parallel zur y-Achse verlaufende Kurve über. Die bei höheren Cr-Gaben nicht weiter steigenden Lösungsgehalte zeigen die Ausfällung einer definierten Cr-Verbindung an ($\text{Cr}(\text{OH})_3$?). Die abnehmende Löslichkeit dieser Verbindung bei sehr hohen Dosierungen könnte

durch zunehmende Teilchengröße bedingt sein, da diese in gewissen Grenzen die Löslichkeit von Mineralen beeinflusst (vgl. Brümmer et al., 1983).

Beim Eisen bewirken Zugaben von 80 (Podsol) bis >8000 mg/kg (Pararendzina) zunächst keine Erhöhung der Lösungsgehalte. Höhere Dosierungen führen zu deutlich ansteigenden Lösungskonzentrationen, die durch die pH-abhängige Löslichkeit von Ferrihydrat bzw. $\text{Fe}(\text{OH})_3$ kontrolliert werden. Die Bildung dieses Minerals nach Applikation von $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3$ -Lösung ist dabei mit einer äquivalenten Protonenproduktion verbunden und löst eine Bodenverauerung aus.

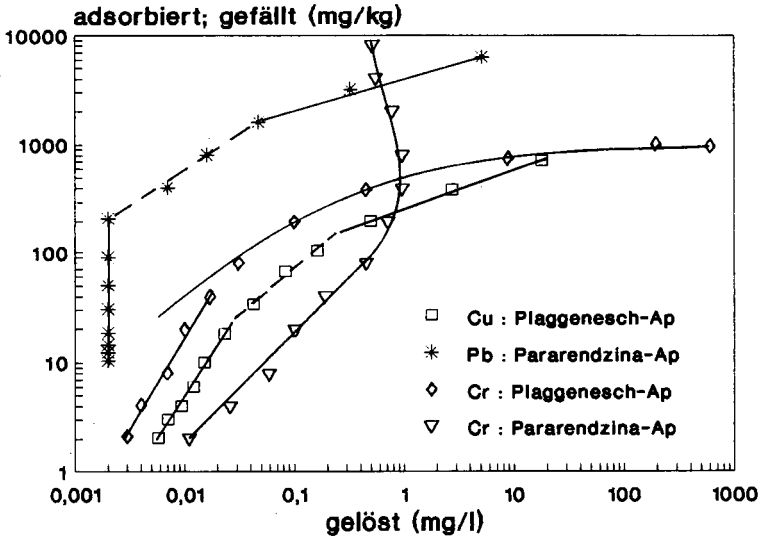


Abb. 2: Q/I-Beziehungen für Cu, Pb und Cr und verschiedene Oberbodenproben ("adsorbiert; gefällt": EDTA-extrahierbare plus zugegebene Menge minus gelöster Anteil)

3.3 Einfluß von Bodeneigenschaften auf die Adsorption

Die Q/I-Beziehungen der verschiedenen Metallkationen weisen in Abhängigkeit von den Eigenschaften der Böden sehr unterschiedliche Kurvenverläufe auf. Die für Cd in Abb. 1 exemplarisch für die vier Bodenproben dargestellten Beziehungen sind dabei - mit Ausnahme von Cr - in ähnlicher Abstufung für alle zehn Metalle gültig: Die niedrigste Löslichkeit bzw. die stärkste Immobilisierung ist in der Pararendzinaprobe (pH 7,22) gegeben. Es folgen mit geringerem Adsorptionsvermögen die Braunerde- (pH 5,97), Plaggenesch- (pH 4,81) und Podsolprobe (pH 3,12). Korrelationsrechnungen für die Beziehungen zwischen den pH-Werten der Bodenproben und den K_f -Werten der Freundlich-Isothermen verdeutlichen den besonderen Einfluß der Bodenreaktion auf die Metalladsorption und bestätigen damit für eine größere Zahl von Metallen die Ergebnisse anderer Arbeiten (z.B. Herms und Brümmer, 1984). Lediglich bei Cr ist die Beziehung nicht signifikant, da die Pararendzina bei niedrigen Zugaben eine geringere Adsorption aufweist als die Braunerde und der Plaggenesch.

3.4 Gruppierung von zehn Metallen nach ihren Adsorptions- und Löslichkeitseigenschaften

Neben Bodenmerkmalen beeinflussen auch die physikalisch-chemischen Elementeigenschaften das Adsorptions- und Löslichkeitsverhalten der verschiedenen Metalle. In Tab. 1 sind die Reihenfolgen der Metall-Adsorbierbarkeit für die vier untersuchten Bodenproben auf der Basis von K_f -Werten

(-adsorbierte Menge bei einer Lösungskonzentration von 1 mg/l) aufgeführt. Diese Reihenfolgen sind nicht immer identisch, da der Stoffbestand der Böden die Adsorption metallspezifisch beeinflusst. Auf der Grundlage medianer K_F -Werte steigt die Adsorbierbarkeit in folgender Reihe an (K_F -Werte (mg/kg) in Klammern):

Mg (2,9) < Sr (4,7) << Co (17,7) < Zn (26,7) = Ni (27,6) < Cd (71) << Cr (329) < Cu (352) < Pb (1730).

Fe weist durch die Fällung von Fe-oxiden generell die niedrigsten Lösungsgehalte auf und ist daher auch den sehr wenig mobilen Elementen zuzurechnen.

Tab. 1: Reihenfolge der Adsorbierbarkeit und K_F -Werte (in mg/kg) von neun Metallen in vier Oberbodenproben

Podsol-Ahe		Plaggenesch-Ap		Braunerde-Ap		Pararendzina-Ap	
Elem.	KF	Elem.	KF	Elem.	KF	Elem.	KF
Sr	0,6	Mg	1,9	Mg	3,9	Mg	19
Mg	0,9	Sr	3,1	Sr	6,4	Sr	21
Co	1,1	Co	10	Co	25	Ni	120
Zn	1,8	Zn	19	Ni	34	Co	143
Ni	2,4	Ni	21	Cd	104*	Cr	185
Cd	2,5	Cd	38*	Zn	109	Zn	301
Cu	30	Cu	262	Cu	442	Cd	405*
Cr	45	Cr	473	Cr	746	Cu	1200*
Pb	76	Pb	925	Pb	2540	Pb	4110

* geschätzte Werte

4 Literatur

- Brümmer, G., K.G. Tiller, U. Herms und P.M. Clayton (1983): Adsorption-desorption and/or precipitation-dissolution processes of zinc in soils. *Geoderma* 31, 337-354.
- Herms, U. und G. Brümmer (1984): Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 147, 400-424.
- Kukowski, H. (1989): Untersuchungen zur Ad- und Desorption ausgewählter Chemikalien in Böden. Diss., Universität Kiel, 191 S.
- OECD (Organization for Economic Co-Operation and Development) (Ed.)(1981): OECD-Guideline for testing of chemicals 106: Adsorption/Desorption, 1-23.
- Tiller, K.G., V.K. Nayyar und P.M. Clayton (1979): Specific and non-specific sorption of cadmium by soil clays as influenced by zinc and calcium. *Aust. J. Soil Res.* 17, 17-28.

LÖSLICHKEIT UND SPEZIIERUNG VON FLUOR IN
WASSERAUSZÜGEN BELASTETER BÖDEN

von

Walter W. WENZEL und Winfried E.H. BLUM ⁺)

An Parabraunerden, kolluvialen Braunerden und Rendsinen der Inn-Niederterrasse im Immissionsbereich einer Aluminiumhütte wurden die Löslichkeit und Spezierung von Fluor bei unterschiedlicher Belastungsintensität untersucht. Die Löslichkeit von Fluor weist sowohl im Laborversuch (Titration fluorbelasteter Proben mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$), vgl. Abb. 1, als auch unter Feldbedingungen (Wasserauszug 1:50 an seit 50 Jahren kontaminierten Bodenproben, vgl. Abb. 2) eine ausgeprägte pH-Abhängigkeit mit einem Minimum um pH 6 auf. Bei schwach saurer bis alkalischer Bodenreaktion ($\text{pH} > 6.5$) liegt Fluor weitgehend als freies Fluoridion, unter sauren Bedingungen ($\text{pH} < 5$) fast ausschließlich mit Aluminium komplexiert vor. Bei pH-Werten zwischen 5 und 6.5 sind beide Spezies zu etwa gleichen Teilen vertreten.

⁺) Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur
Gregor Mendel Straße 33, A-1180 Wien, Austria.

Die enge Korrelation ($r = 0.94^{***}$) zwischen der Konzentration von Aluminium und Fluor in Wasserauszügen 1:5 von unterschiedlich belasteten Ah-Horizonten saurer Parabraunerden weist auf die Existenz von Al-F-Komplexen hin (Abb. 3). Das mit zunehmenden Fluorgehalten steigende F:Al-Verhältnis deutet darauf hin, daß in sauren Böden ($< \text{pH } 5.5$) bei geringen Fluorgehalten $[\text{AlF}]^{2+}$, bei höheren jedoch $[\text{AlF}_2]^+$ -Komplexe die dominierende Lösungsspezies sind.

Die steigende Löslichkeit von Fluor bei pH-Werten über 6 kann demnach mit der Desorption von F^- infolge zunehmend negativer variabler Ladungen an Oberflächen, vor allem von Oxiden, erklärt werden. Die hohe Löslichkeit im sauren Bereich könnte umgekehrt als Folge der Abstoßung von $[\text{AlF}_2]^+$ - und $[\text{AlF}]^{2+}$ -Komplexen von zunehmend positiv geladenen Oberflächen gedeutet werden.

Aus den Ergebnissen läßt sich ableiten, daß eine Grundwassergefährdung mit Fluor sowohl bei stark saurer als auch alkalischer Bodenreaktion am größten ist. Sowohl der pH-Wert als auch das Ausmaß der Fluorbelastung nehmen Einfluß auf die Spezierung von Fluor in der Bodenlösung, deren Bedeutung für die Pflanzenaufnahme noch abgeklärt werden sollte.

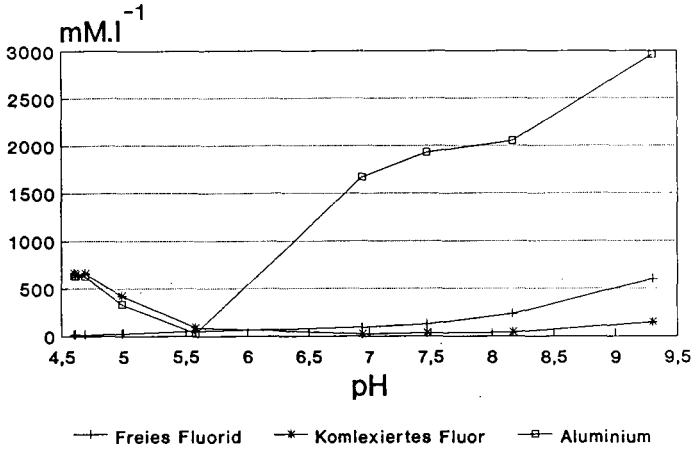


Abb. 1: pH-Abhängigkeit der Löslichkeit von Fluorid (F⁻), komplexiertem Fluor und von Aluminium bei diskontinuierlicher Titration mit Ca(OH)₂

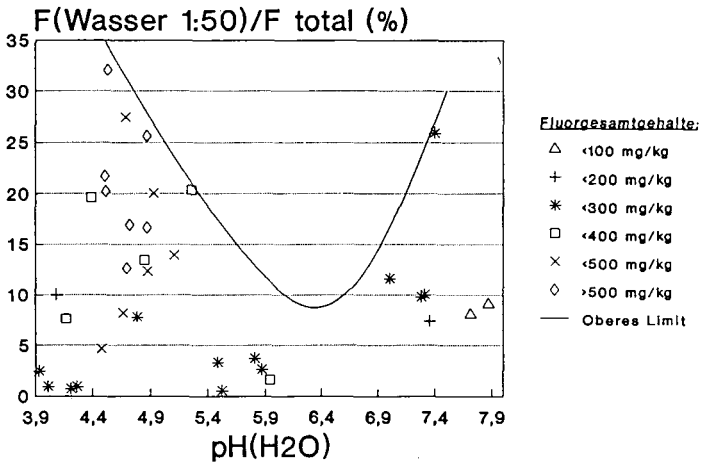


Abb. 2: Relative Fluoridlöslichkeit (Anteil des im Wasserauszug 1:50 extrahierbaren Fluors am Gesamtfluorgehalt) in Abhängigkeit vom pH(H₂O)

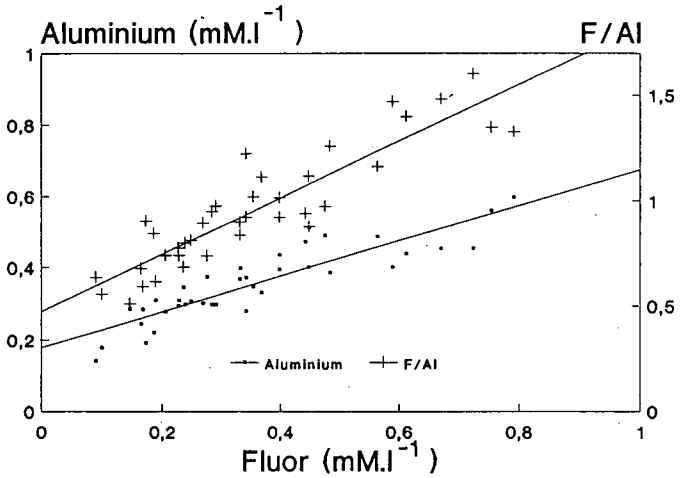


Abb. 3: Beziehungen zwischen Aluminium sowie dem F/Al-Verhältnis und Fluor in Wasserextrakten saurer Ah-Horizonte ($r=0.94^{***}$)

Literatur

Wenzel, W.W. und W.E.H. Blum (1991): Fluorine speciation and mobility in fluorine contaminated soils. Soil Science, im Druck.

Wenzel, W.W. und W.E.H. Blum (1991): Effects of fluorine deposition on the chemistry of acid Luvisols. Intern. J. Environ. Anal. Chem., im Druck.

**Zur Wirkung von Kompensationskalkungen auf die chemische
Zusammensetzung der Bodenlösung**

von

Weyer, T. u. A. Skowronek ¹⁾

1 Einleitung

Über Kompensationskalkungen - als Oberflächenkalkungen - soll der Gefahr irreparabler Bodenschäden durch fortschreitende Bodenversauerung begegnet werden. Da den Anwendern bislang eine Beurteilung der in verschiedenen Formulierungen angebotenen Düngekalke fehlt, werden sieben verschiedene, am Markt erhältliche Düngekalke hinsichtlich ihrer Wirkung auf stark versauerte Waldböden aus drei der vier typischen Substratgruppen Nordrhein-Westfalens (Kalkverwitterungslehme, Schiefergebirgslehme, Lößlehme, Sande) überprüft. Dazu wurden an den Standorten Kottenforst bei Bonn und Elberndorf (Rothaargebirge) Feldversuche, mit dem Bodenmaterial vom Standort Haard bei Recklinghausen Laborversuche unternommen. Im folgenden wird ein Teil der Ergebnisse des ersten Versuchsjahres vom Standort Elberndorf vorgestellt, dessen Substrat (Schiefergebirgslehm) weite Verbreitung für Waldstandorte hat. Das Projekt wird vom Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen gefördert.

2 Der untersuchte Standort

Der Feldversuch wurde in unmittelbarer Nähe der Meßstation 'Elberndorf' (675 m über NN) der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (LÖLF), in einem 67-jährigen Fichtenbestand, der auf einer podsoligen Braunerde aus Tonschiefer und Grauwacke des Mittleren Unterdevon stockt, angelegt. Die mittlere Jahrestemperatur liegt im Bereich von 5,0-7,5 °C, bei durchschnittlichen jährlichen Niederschlägen von 1350 mm.

3 Material und Methoden

3.1 Kalkenwerte

Tab. 1: Die verwendeten Kalkdünger

Kalk Nr.	Bezeichnung	% Ca	% Mg	% Reakt- tivität	% Siebdurchgang 0,063 mm
Kohlensäure Kalke					
1	Kohlensäurer Magnesiumkalk	21,2	11,7	12	22
2	Kohlensäurer Magnesiumkalk	22,9	12,9	12	63
3	Kohlensäurer Kalk mit Mg	37,2	2,8	55	9
4	Kohlensäurer Kalk mit Mg (Granulat)	34,8	2,6	79	60
5	Kohlensäurer Magnesiumkalk (Granulat)	24,5	10	16	55
Silikatische Kalke					
6	Forst-Hüttenkalk	30,6	4,1	30	1
7	Konvertierkalk mit Phosphat	34,8	1,4	60	44

Fünf kohlen-säure sowie zwei silikatische Kalke wurden untersucht (Tab. 1). Die Kalke 1 und 2 enthalten relativ viel Mg (10%), unterscheiden sich aber in der Vermahlung. Kalk 3 ist ein kohlen-säurer Kalk mit geringem Mg-Anteil und relativ grober Vermahlung. Die Kalke 4 und 5 sind granulierten Düngekalke mit unterschiedlichem Mg-Anteil. Der Forsthüttenkalk (6) enthält deutlich mehr Mg als der Konvertierkalk (7) und ist außerdem gröber vermahlen. Alle Kalke wurden in Form einer Referenzdosierung von 3 t/ha Ende März 1990 auf 4m² große Düngeparzellen von Hand ausgebracht. Pro Variante wurden drei Wiederholungen angelegt.

3.2 Methoden

Vierzehntägig wird Bodenlösung über keramische Saugkerzen unterhalb der organischen Auflage sowie in 25cm Tiefe entnommen. Alle Saugkerzenlösungen werden zunächst tiefgefroren, dann darin der pH-Wert (elektrometrisch), die Elemente Na, K, Ca, Mg, Al, Mn, Fe, S, P, Cu, Cd, Pb und Zn

¹⁾ Institut für Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

(ICP-AES) sowie NO_3 (photometrisch) und Cl (titrimetrisch) bestimmt. Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Programmpaket SPSS.

4 Ergebnisse und Diskussion

Die Auswertung der Daten ergab, daß eindeutige Kalkungseffekte nur in 25 cm Tiefe zu erkennen waren, weshalb hier auf eine Darstellung der Ergebnisse unterhalb der organischen Auflage verzichtet wird.

4.1 pH-Werte

Der im März 1990 auf allen Parzellen gemessene pH-Bereich von 3,3–3,6 wird ab Mai von Kalk 4 deutlich überschritten (Abb. 1). Mit pH 5,5 unterscheidet sich diese Variante signifikant von den Versuchsgliedern 1, 2, 3, 5, 6 und der Kontrolle. Im weiteren Verlauf fällt dann der pH-Wert zunächst zurück, um im September nochmals über pH 5 anzusteigen. Dieser sehr reaktive Kalk hat sich offenbar rasch aufgelöst und ist puffernd wirksam geworden. Im Gesamtbild ist zu erkennen, daß nach Ablauf eines Jahres nur die Kalkvarianten 4 und 2 deutlich höhere pH-Werte hervorrufen. Die Werte der Varianten 1, 3, 5 und 6 unterscheiden sich im Jahresverlauf nicht von denen der Nullvariante, nur Kalk 7 liegt noch knapp oberhalb der Kontrolle.

Vergleicht man die pH-Werte zu Beginn des Versuches mit denen vom März '91, so stellt man überall pH-Erhöhungen von 0,2–1,7 Einheiten fest. Da auch Werte der Nullparzellen höher liegen (0,8 pH-Einheiten), können nur die Veränderungen der Variante 2 (pH 3,25 → 4,91) und 4 (pH 3,77 → pH 5,08) als eindeutige pH-Anhebungen in der Bodenlösung interpretiert werden.

Interessant ist die Beobachtung, daß signifikante pH-Anhebungen nur im Mineralboden auftreten. Offenbar kann das gelöste Calcium durch die lockergelagerte Auflage schnell transportiert werden.

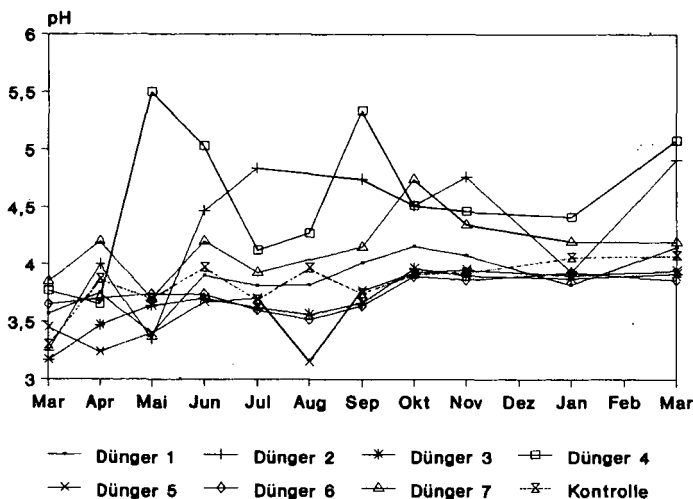


Abb. 1: Verlauf der pH-Werte in Bodenlösungen aus 25 cm Tiefe (März 1990–März 1991)

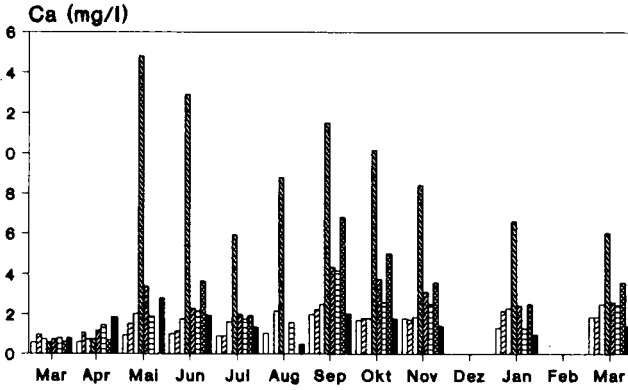
4.2 Elementkonzentrationen in der Bodenlösung

Den folgenden Darstellungen liegen Mittelwertberechnungen zugrunde. Allerdings sind dabei auch Einzel- oder Mittelwerte aus nur zwei Beobachtungen mit einbezogen wurden, da oft Parallelen wegen Trockenheit ausfielen. Diese "geschmälernten" Mittelwerte wurden deshalb in die Darstellung aufgenommen, weil dadurch keine Konzentrationssprünge (steile "Zacken") entstanden.

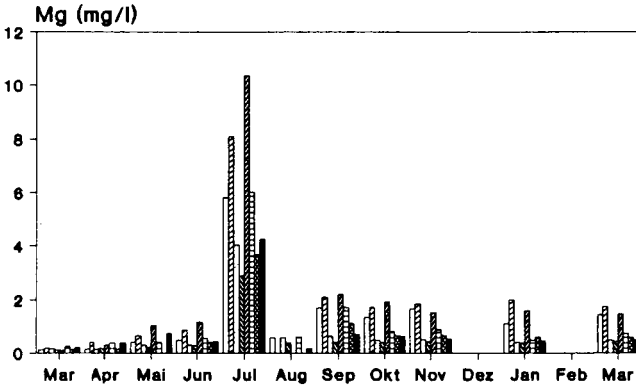
4.2.1 Calcium

Die Varianzanalyse belegt die Homogenität der Versuchsfläche vor der Kalkung für die Ca-Werte. Im April erreichen nur die Nullparzellen knapp 2 mg Ca/l (Abb. 2a). Es ist daher davon auszugehen, daß bis Ende April noch keine Kalkauflösung stattgefunden hat. Diese beginnt für die hochreaktive Variante 4 im Mai, welche in einem steilen Anstieg 14,8 mg Ca/l erreicht. Der Unterschied zu den

(a)



(b)



(c)

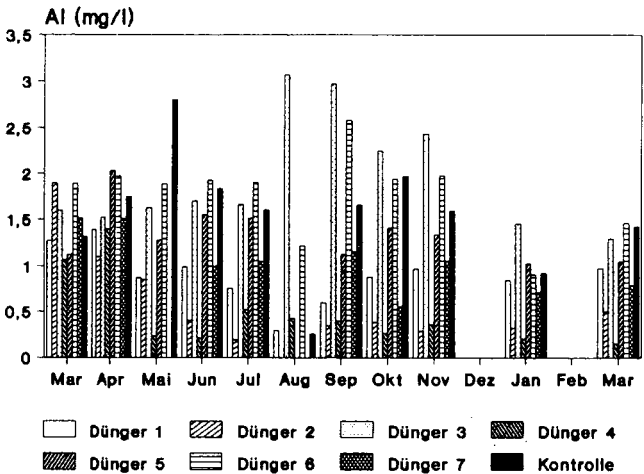


Abb. 2: Verlauf der Ca-, Mg- und Al-Konzentrationen in Bodenlösungen aus 25 cm Tiefe (März 1990-März 1991)

Varianten 1, 2, 3, 5, 6 und der Kontrolle ist signifikant. Außer Kalk 5 liegen alle anderen Kalke zu dieser Zeit noch im Bereich der Kontrolle (1-3 mg Ca/l). Im Juni und besonders ab September fällt auch der höhere Wert der Variante 7 auf. Der erneute Schub im September/Okttober verdeutlicht den Effekt von Austrocknung und Wiederbefeuchtung. Es ist bekannt, daß die org. Substanz nur schwer benetzbar ist. So befördert der nach langer Augusttrockenheit im September einsetzende Regen Feinstanteile der Kalke in tiefere Bodenkompimente. Erreichten die in den Kalkungsversuchen von WENZEL (1989), HANTSCHHEL (1987) und REITER et al. (1986) verwendeten Kalke nur geringe Veränderungen der Ca-Gehalte, so verursachen in diesem Versuch die Kalke 4 (0,56 ---> 6,02 mg Ca/l) und 7 (0,6 ---> 3,6 mg Ca/l) besonders starke Gehaltssteigerungen, die auf die feine Vermahlung zurückgeführt werden. Leichte Anstiege sind in allen Varianten bis auf die Nullvariante zu verzeichnen, doch liegen die Ca-Werte insgesamt auf einem niedrigen Niveau.

4.2.2 Magnesium

Im März 1990 befinden sich die Mg-Gehalte auf dem sehr niedrigen Niveau von < 0,3 mg Mg/l (Abb. 2b). Im April kann man einen leichten Anstieg der Werte in allen Düngungsvarianten beobachten. Ab Mai/Juni hebt sich Variante 5 allmählich aus der Gruppe heraus (signifikante Unterschiede gegen 1, 2, 3, 4, 6), insgesamt aber bleibt es bei sehr geringen Mg-Werten. Zu einem rasanten Anstieg aller Varianten kommt es im Juli; wahrscheinlich überlagern sich hier Mineralisationsprozesse der organischen Substanz mit der Auflösung der Kalke. Die dolomitischen Varianten 2 und 5 steigen auf Werte > 8 bzw. > 10 mg Mg/l. In den darauffolgenden Monaten fallen die Konzentrationen in allen Varianten aber wieder auf ein niedrigeres Niveau zurück. Ab September erreicht auch die dolomitische Variante 1 erhöhte Werte. Die Nullvariante bleibt bis März '91 zusammen mit den Versuchsgliedern 3, 4, 6 und 7 auf dem niedrigen Niveau um 0,5 mg Mg/l, während die Kalke mit den hohen Dolomitanteilen Werte oberhalb 1 mg Mg/l halten. Damit wird bestätigt, daß die dolomitischen Kalke auch die höchsten Mg-Konzentrationen in der Bodenlösung erzeugen. Während die Kalke 1, 2 und 5 die Mg-Werte innerhalb eines Jahres um den Faktor 10 erhöhten, vermochten die Varianten 3, 4, 6 und 7 die Mg-Werte nicht über 0,9 mg Mg/l anzuheben. Daher tragen nur die dolomitischen Kalke zur Verbesserung der Mg-Ernährung bei.

4.2.3 Aluminium

Parallel zur beobachteten Kalkauflösung wird ab Mai das relativ homogene Niveau aller Parzellen zwischen 1 und 2 mg Al/l unterschritten. Die Al-Fracht der Kalkvariante 4 verringert sich auf Werte < 0,5 mg Al/l, gleichzeitig steigt die Nullvariante auf Gehalte > 2,5 mg Al/l. Von Mai 1990 bis März 1991 erreichen die Varianten 3, 6 und 8 immer die höchsten Al-Gehalte aller Varianten. Nach einem Versuchsjahr ist die Al-Befruchtung des Sickerwassers im mineralischen Oberboden der Varianten 2, 4 und 7 stark, der Varianten 1, 3 und 6 leicht gesunken. Die Werte der Variante 5 sind unverändert geblieben, die der Nullparzelle um 0,1 mg Al/l gestiegen. Die feinvermahlene Kalke konnten offenbar die Freisetzung von schädlichen Al-Ionen eindämmen.

5 Zusammenfassung

In einem Kompensationskalkungsversuch wurden sieben verschiedene Kalke hinsichtlich ihrer Wirkung auf die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung untersucht. Über 1 Jahr wurde kontinuierlich Bodenlösung sowohl unter der organischen Auflage als auch in 25 cm Bodentiefe über keramische Saugkerzen gewonnen und im Labor analysiert. Feinvermahlene kohlen saure Kalkvarianten haben den pH-Wert nach einem Jahr deutlich über die Kontrolle angehoben. Die pH-Anhebung erfolgte nur im Mineralboden. Sowohl ein feinvermahlene kohlen saures Granulat als auch feinvermahlener Konverterkalk verursachten hohe Ca-Gehaltssteigerungen, während die dolomitischen Varianten die Mg-Werte sogar um den Faktor 10 erhöhten. Nur ein feinvermahlener Dolomit, ein feinvermahlene kohlen saures Granulat sowie feiner Konverterkalk konnten die Al-Befruchtung des Sickerwassers im Mineralboden einzudämmen.

6 Literaturhinweise

- HANTSCHHEL, R. (1987): Wasser - und Elementbilanz von geschädigten, gedüngten Fichtenökosystemen im Fichtelgebirge unter Berücksichtigung von physikalischer und chemischer Bodenheterogenität. - Bayreuther Bodenkundl. Ber., Bd. 3, 219 S.
- REITER, H., J. BITTERSÖHL, R. SCHIERL u. K. KREUTZER (1986): Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf austauschbare und gelöste Ionen im Boden. - Forstwiss.Cbl. 105, (4), 300-309.
- WENZEL, B. (1989): Kalkungs- und Meliorationsexperimente im Solling: Initialeffekte auf Boden, Sickerwasser und Vegetation. - Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 51, 274 S.

Ermittlung der Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Böden mittels sequentieller Extraktionen

von
H. Zeien und G.W. Brümmer *)

I. Einleitung

Für eine Beurteilung der ökologischen Bedeutung von Schwermetall (SM)-Anreicherungen in Böden ist die Ermittlung der Mobilität und der Bindungsformen von Schwermetallen erforderlich. Es war das Ziel der durchgeführten Untersuchungen, anhand der bisher angewendeten, z.T. sehr unterschiedlichen sequentiellen Extraktionsverfahren ein optimiertes Verfahren zu entwickeln und nach diesem Verfahren die Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in verschiedenen Böden unterschiedlicher SM-Belastung zu untersuchen.

II. Material und Methoden

Neben dem SM-Gesamtgehalt beeinflussen vor allem der Stoffbestand und die Bodenreaktion unter oxidierenden Bedingungen die SM-Bindungsformen. Für die vorliegenden Untersuchungen wurden deshalb 50 Proben von unbelasteten bis belasteten Böden mit stark unterschiedlichem Stoffbestand und pH-Werten verwendet. Die pH-(CaCl₂)-Werte der Bodenproben differieren zwischen pH 3,3 und 7,7, die C_{org}-Gehalte zwischen 0,1 und 39,2% und die Tongehalte zwischen 1,3 und 43%. Auch die SM-Gesamtgehalte weisen ein weites Spektrum auf (z.B. Cd-Gesamtgehalte 0,04-271 mg/kg).

III. Vorstellung der optimierten Extraktionssequenz

Umfangreiche Untersuchungen mit verschiedenen Extraktionsmitteln und -abfolgen wurden durchgeführt, um ein optimiertes sequentielles Fraktionierungsverfahren für oxidierte, mäßig carbonathaltige (< 5% CaCO₃) bis -freie Böden zu entwickeln. Dieses für die praktische Bodenanalytik optimierte Verfahren minimiert im Vergleich zu häufig in der bodenkundlichen und geochemischen Fachliteratur publizierten Sequenzen die chemischen und physikalischen Interferenzen bei der Extraktion und der analytischen Bestimmung der Schwermetalle. In sequentieller Abfolge werden mobile (1 M NH₄NO₃), leicht nachlieferbare (1 M NH₄OAc; pH 6,0), in Mn-Oxiden okkludierte (0,1 M NH₂OH-HCl + 1 M NH₄OAc; pH 6,0), in organischen Substanzen gebundene (0,025 M NH₄EDTA; pH 4,6), in schlecht (0,2 M NH₄-Oxalatpuffer; pH 3,25) und gut kristallinen (0,1 M Ascorbinsäure/0,2 M NH₄-Oxalatpuffer; nach SHUMAN und HARGROVE, 1985) Fe-Oxiden okkludierte sowie residual gebundene (HNO₃/HClO₄ bzw. HClO₄/HF) Schwermetallfraktionen erfaßt. Die detaillierte Methodenbeschreibung des optimierten Verfahrens ist bei ZEIEN und BRÜMMER (1989) aufgeführt. Der Säureangriff der Extraktionslösungen nimmt dabei mit steigender Extraktionsfolge von ungepufferten Salzlösungen (NH₄NO₃) bis hin zu starken Säuren (HNO₃/HClO₄) zu und wird z.T. durch die Wirkung von Reduktionsmitteln und/oder Komplexbildnern ergänzt. Durch die gewählte Abfolge der verwendeten Extraktionsmittel wird gegenüber anderen Fraktionierungsverfahren die Extraktionsspezifität für verschiedene SM-Formen in Böden erhöht und werden etwaige Readsorptions- und Umverteilungsvorgänge während der Extraktion vermindert. In dieser Sequenz werden mobile bis zunehmend immobilere SM-Fractionen erfaßt. Die mobile Fraktion umfaßt dabei die pflanzenverfügbaren und verlagerten SM-Gehalte in Böden. Für die Bestimmung der pflanzenverfügbaren Gehalte wird ein Boden-Lösungsverhältnis von 1:2,5 verwendet, für Fraktionierungen nach Bindungsformen ein weites Boden-Lösungsverhältnis von 1:25.

*) Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

IV. Ergebnisse von Korrelations- und Regressionsanalysen

In korrelationsstatistischen Untersuchungen konnte eine enge und sehr hochsignifikante Beziehung zwischen den in sequentieller Extraktionsabfolge erfaßten Gehalten an oxidisch gebundenem Mn (Fraktion 3) und den durch Na-Dithionitlösung extrahierten Mn-Gehalten (Mn_D) festgestellt werden (Abb. 1). Die sequentielle Extraktion kristalliner Fe-Oxide (und der in ihnen gebundenen Schwermetalle) in der Fraktion 6 ergibt ebenfalls eine hochsignifikante Beziehung zwischen den Fe-Gehalten dieser Fraktion und der Differenz aus den dithionit (Fe_D)- minus oxalat-löslichen (Fe_O) Fe-Gehalten von Einzelextraktionen (Abb. 1).

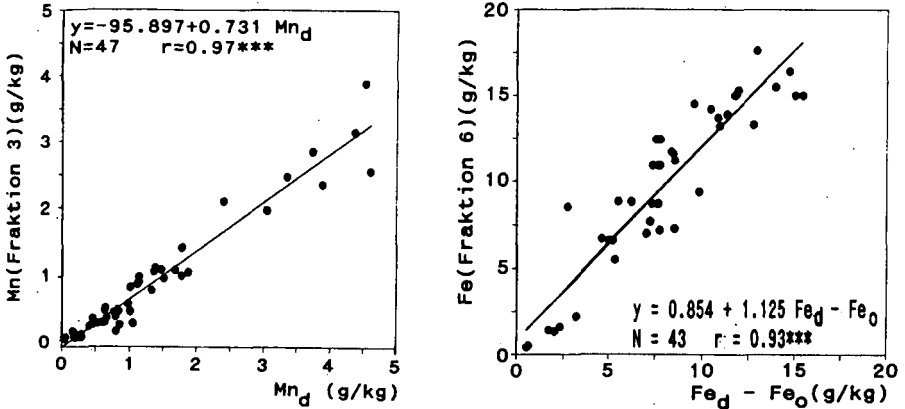


Abb. 1: Beziehung zwischen den in sequentieller Extraktionsabfolge ermittelten Gehalten an oxidisch gebundenem Mn (Fraktion 3) sowie Fe aus kristallinen Fe-Oxiden (Fraktion 6) und dem Gehalt an dithionitlöslichem Mn (Mn_D) bzw. an dithionit (Fe_D)- minus oxalatlöslichem (Fe_O) Fe

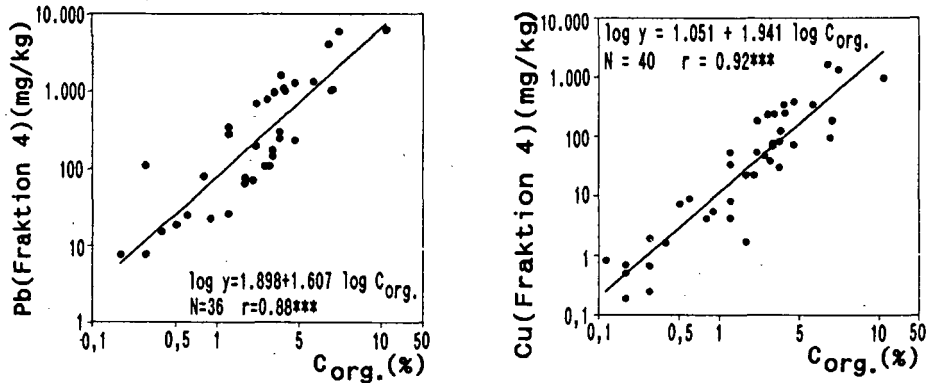


Abb. 2: Beziehung zwischen den in sequentieller Extraktionsabfolge ermittelten Gehalten an organisch gebundenem Pb bzw. Cu (Fraktion 4) und den Gehalten an organischem Kohlenstoff (in % $C_{Org.}$)

Die in der organisch gebundenen Fraktion (Fraktion 4) extrahierten Pb- und Cu-Gehalte weisen sehr hoch signifikante Beziehungen zu den $C_{Org.}$ -Gehalten der Bodenproben auf (Abb. 2).

Für eine Beurteilung der SM-Verfügbarkeit sowie der SM-Verlagerbarkeit sind vor allem die Gehalte an mobilen und leicht nachlieferbaren Schwermetallen sowie die Beziehungen zwischen diesen beiden Fraktionen von besonderer Bedeutung. Vor

allein die Bodenreaktion steuert die Verteilung der Schwermetalle zwischen beiden Fraktionen und bestimmt die Nachlieferung der Metalle von einer in die andere Bindungsform. Die für Cd und Zn in Abb. 3 dargestellten Beziehungen sind meist eng und sehr hoch signifikant:

- (1) $\log \text{Cd-NH}_4\text{NO}_3 \cdot 100 / \text{Cd-Gesamt} = 5.556 - 0.488\text{pH}$ $n = 35; r = -0.86***$
- (2) $\log \text{Cd-NH}_4\text{OAc} \cdot 100 / \text{Cd-Gesamt} = -1.107 + 0.090\text{pH}$ $n = 30; r = 0.90***$
- (3) $\log \text{Zn-NH}_4\text{NO}_3 \cdot 100 / \text{Zn-Gesamt} = 53.580 - 7.249\text{pH}$ $n = 30; r = -0.83***$
- (4) $\log \text{Zn-NH}_4\text{OAc} \cdot 100 / \text{Zn-Gesamt} = -1.147 + 0.575\text{pH}$ $n = 30; r = 0.90***$

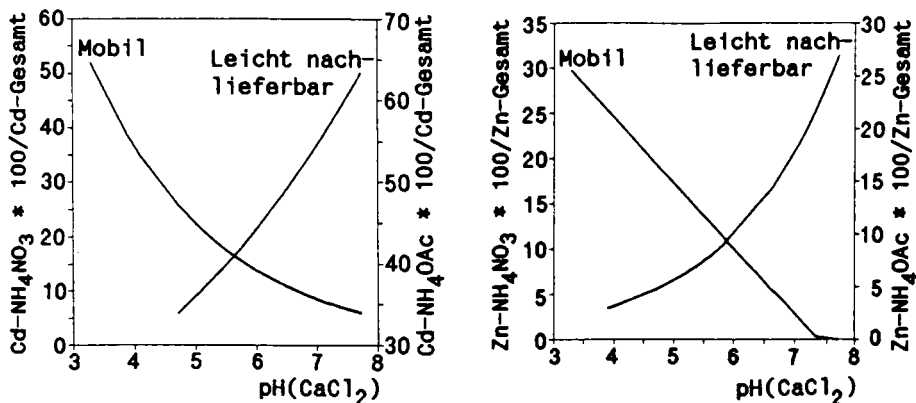


Abb. 3: Beziehungen zwischen den in sequentieller Extraktionsabfolge ermittelten mobilen sowie leicht nachlieferbaren Cd- und Zn-Anteilen am Gesamtgehalt und der Bodenreaktion

V. Fraktionierungsergebnisse des optimierten Extraktionsverfahrens

Im folgenden sollen exemplarische Ergebnisse des optimierten sequentiellen Extraktionsverfahrens für zwei ausgewählte Bodenproben dargestellt werden.

Für einen mit Siedlungsabfällen beaufschlagten A-Horizont einer Parabraunerde zeigt sich, daß Mn hauptsächlich in der Mn-Oxid- und in der schlecht kristallinen Fe-Oxid-Fraktion vorliegt, während Fe und auch Al vor allem aus den schlecht kristallinen und gut kristallinen Fe-Oxiden und der Residualfraktion extrahiert wurden (Tab. 1). Bei schwach alkalischem pH-Wert liegen insgesamt niedrige Anteile (in % des Gesamtgehaltes) an Cd, Zn, Cu und Pb in der mobilen Fraktion vor, wobei Cd die höchsten Anteile aufweist. In der leicht nachlieferbaren Fraktion zeigen sich dagegen vor allem bei Cd und z.T. auch bei Zn relativ hohe Anteile - bei Cd auch in der Mn-Oxid-Fraktion. Cu und Pb liegen hauptsächlich in der organisch gebundenen Fraktion vor. Cu findet sich außerdem zu geringeren Anteilen in schlecht kristallinen Fe-Oxiden und der Residual-Fraktion. Pb hingegen weist eine deutliche Affinität zu den Mn- und ebenso zu den schlecht kristallinen Fe-Oxiden auf.

In einer durch sehr niedrige Bodenreaktion (pH 3,9), geringe C_{org.}-Gehalte (0,2%) und beträchtliche SM-Belastung gekennzeichneten Unterbodenprobe (S_d-Horizont) aus Stolberg liegt Mn wiederum hauptsächlich in der Mn-Oxid-Fraktion vor, während Fe und auch Al vor allem in der kristallinen Fe-Oxid- und der Residual-Fraktion extrahiert wurden (Tab. 2). Hohe Anteile an Cd und Pb sowie deutlich erhöhte Anteile an Zn und Mn treten in der mobilen Fraktion auf. Auch Cu und Al weisen leicht erhöhte Anteile in dieser Fraktion auf. Die organisch gebundenen Anteile aller Schwermetalle sind in der Unterbodenprobe mit geringen C_{org.}-Gehalten entsprechend niedrig. Der Hauptanteil an Cu, Zn und Ni liegt in kristallinen Fe-Oxiden okkludiert vor. Auch die Pb-Gehalte dieser Fraktion wie auch der Mn-Oxid-Fraktion sind deutlich erhöht. In der Residual-Fraktion sind ebenfalls hohe Zn-, Ni- und Cu-Anteile enthalten. Dieser Befund erklärt auch die relativ geringe Mobilität von Zn, Ni und Cu trotz sehr starker Versauerung.

Tab. 1: Bindungsformen der Schwermetalle im A_p -Horizont einer mit Siedlungsabfällen versetzten Parabraunerde (Meckenheim, Bonn) (Element-Angaben in % des Gesamtgehaltes; pH (CaCl₂): 7,2; C_{org.}: 1,8%; Ton: 12,3%)

Fraktion	Mn	Fe	%				Cu	Pb
			Al	Cd	Zn			
I. Mobil	1,3	<0,1	<0,1	3,0	0,4	2,4	0,03	
II. Leicht nachlieferbar	6,4	<0,1	<0,1	44,0	13,5	1,8	5,6	
III. In Mn-Oxiden okkl.	38,8	0,3	<0,1	25,0	9,4	1,3	14,1	
IV. Organisch gebunden	6,1	2,6	0,8	10,0	12,7	43,7	54,5	
V. In schlecht krist. Fe-Oxiden okkludiert	17,3	14,9	13,6	10,0	14,7	23,1	13,2	
VI. In kristallinen Fe-Oxiden okkludiert	7,0	51,5	17,4	8,0	27,2	6,7	4,0	
VII. Residual	8,3	27,5	68,2	6,0	14,0	21,8	6,2	
SUMME (I - VII)	85,2	96,8	100,0	106,0	91,9	100,8	97,6	
Gesamtgehalt (mg/kg) (Fe, Al in g/kg)	730	21,8	17,2	1,0	255	49,0	133	

Tab. 2: Bindungsformen der Schwermetalle im S_d -Horizont einer pseudovergleyten Parabraunerde unter Wald (Stolberg, Rheinland) (Element-Angaben in % des Gesamtgehaltes; pH (CaCl₂): 3,9; C_{org.}: 0,2%; Ton: 34,6%)

Fraktion	Mn	Fe	%				Cu	Pb
			Al	Cd	Zn	Ni		
I. Mobil	5,4	<0,1	3,4	53,6	7,1	<0,5	3,3	30,5
II. Leicht nachlieferbar	0,2	<0,1	<0,1	2,9	0,3	<0,5	0,3	6,4
III. In Mn-Oxiden okkl.	52,8	0,6	0,6	4,6	0,6	<0,5	1,9	16,7
IV. Organisch gebunden	2,1	0,6	0,9	0,4	2,8	<0,5	1,9	5,4
V. In schlecht krist. Fe-Oxiden okkludiert	13,7	11,7	6,4	3,1	1,9	<0,5	4,7	9,8
VI. In kristallinen Fe-Oxiden okkludiert	9,5	42,7	31,2	17,9	51,5	45,3	60,9	20,3
VII. Residual	1,7	45,3	57,5	5,7	45,7	42,2	18,4	4,2
SUMME (I - VII)	85,4	100,9	100,0	88,2	111,9	87,5	89,7	93,3
Gesamtgehalt (mg/kg) (Fe, Al in g/kg)	1051	33,1	10,9	2,8	1087	41,5	25,6	767

VI. ZUSAMMENFASSUNG

Es wurde ein optimiertes sequentielles Extraktionsverfahren für die praktische Bodenanalytik entwickelt, bei dem die mit Extraktionsverfahren verknüpften prinzipiellen Fehler hinsichtlich der Extraktionselektivität und möglicher Matrixeffekte der verwendeten Lösungsmittel bei der chemischen Analyse verringert werden konnten. Dieses Verfahren ermöglicht über die Bestimmung mobiler und unterschiedlich stark gebundener SM-Fractionen eine Abschätzung der ökologischen Wirksamkeit der Schwermetalle in Böden und gestattet damit auch eine Abschätzung des von Schwermetallen in belasteten Böden ausgehenden Gefährdungspotentials.

VII. Literatur

- SHUMAN, L.M. und W.L. HARGROVE (1985): Effect of tillage on the distribution of manganese, copper, iron and zinc in soil fractions. Soil Sci. Soc. Am. J. 49, 1117-1121.
- ZEIEN, H. und G.W. BRÜMMER (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft., 59/I, 505-510.

**Transport von Phthalsäure-Estern und Chlorid in
ungestörten Bodensäulen unter ungesättigten stationären
Fließbedingungen.**

von

Zurmühl, T.¹, W. Durner¹ und R. Herrmann¹

Einführung

Phthalsäure-Ester werden im großen Umfang als Weichmacher verwendet und finden sich unter anderem auch im Klärschlamm wieder (Zurmühl, 1990). Über die Ausbreitung von Klärschlamm auf Felder gelangen sie auch in das Ökosystem des Bodens und unterliegen dort einem Transport mit dem infiltrierenden Wasser in tiefere Bodenschichten. Für die Untersuchung dieses Transportverhaltens sind Laborversuche an Bodensäulen notwendig. Diese sollten jedoch den Freilandbedingungen möglichst nahe kommen. Versuche im Labor sind daher bevorzugt an ungestörten Bodensäulen und unter ungesättigten Bedingungen durchzuführen. Das Ziel dieser Arbeit ist es, das Transportverhalten von Chlorid als Tracer und von Dimethyl-Phthalat (DMP) und Dibutyl-Phthalat (DBP) in ungestörten Bodensäulen eines Ap- und Bv-Horizontes unter ungesättigten und stationären Fließbedingungen zu untersuchen und die Anwendbarkeit von zwei mathematischen Modellen zur Beschreibung bzw. Vorhersage des Transports zu testen.

Material und Methoden

Ungestörte Bodensäulen wurden dem Ap- und dem Bv-Horizont einer pseudovergleyten Braunerde entnommen (Tabelle 1). Die Stechzylinder hatten eine Länge von 14.5 cm und einen Durchmesser von 9.5 cm.

Tab. 1: Boden-Eigenschaften

Horizont	Tiefe (cm)	pH (0.01M CaCl ₂)	org. C (f _{OC}) (%)	Sand (%)	Schluff (%)	Ton (%)
Ap	0-35	4.8	0.8	77.1	19.0	2.9
Bv	35-60	3.9	0.1	72.5	19.1	8.3

Mit Hilfe einer Pumpe und einem am Säulenende angelegten Unterdruck wurden stationäre Fließverhältnisse unter ungesättigten Bedingungen eingestellt. An beiden Horizonten wurden Durchbruchkurven sowohl von Chlorid als auch von DMP und DBP unter jeweils denselben Fließbedingungen gemessen. Als Perkolationslösung wurde Leitungswasser verwendet, das zur Vermeidung von mikrobiellen Abbau mit 0.05 Gew.% NaN₃ versetzt worden war. Die Versuchsbedingungen sind Tabelle 2 zu entnehmen.

¹ Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

Tab. 2: Versuchsbedingungen

Horizont	Darcy-Fluß (cm/h)	Wassergehalt (%)	Sättigung (%)	ρ (g cm ⁻³)
Ap	0.21	33.7	82.8	1.54
Bv	0.35	28.6	80.1	1.69

Beschreibung der mathematischen Modelle

Die gemessenen Durchbruchkurven wurden mit einem 1-Regionen- und einem 2-Regionen-Modell nachsimuliert. Bei dem 1-Regionen-Modell handelt es sich um die klassische Konvektions-Dispersions-Gleichung mit linearer Gleichgewichts-Sorption (KDG-Modell). Das 2-Regionen-Modell geht von der Vorstellung aus, daß das Bodenwasser in einen mobilen und in einen immobilen Anteil aufgeteilt wird. Der konvektiv-dispersive Transport findet nur in der mobilen Phase statt. Der Austausch zwischen der mobilen und der immobilen Phase erfolgt über einen Massentransferkoeffizient (VanGenuchten und Wierenga, 1976). Für den Boden wird somit ein physikalisches Ungleichgewicht postuliert, während die Sorption analog zum KDG-Modell als reversibel und spontan betrachtet wird. Die Anwendbarkeit der beschriebenen Modelle wurde mit Hilfe des Parameter-Optimierungsprogramms CXT4 von VanGenuchten und Wagenet (1989) getestet.

Ergebnisse

Die Abbildung 1 zeigt die gemessenen (Punkte) und berechneten (Linien) Durchbruchkurven von Chlorid für den Ap- bzw. Bv-Horizont. Für den Bv-Horizont liefern beide Modell nahezu identische Kurven. Das höher-parameterisierte 2-Regionen-Modell ist daher nicht notwendig um die hydraulischen Fließverhältnisse im Bv-Horizont zu beschreiben.

Im Ap-Horizont zeigt sich, daß die Verwendung des 2-Regionen-Modells zu einer besseren Übereinstimmung der berechneten mit den gemessenen Daten führt. Dies bedeutet, daß nicht der gesamte benetzte Porenraum am Transportprozeß beteiligt ist; d.h. daß ein physikalisches Ungleichgewicht vorherrscht.

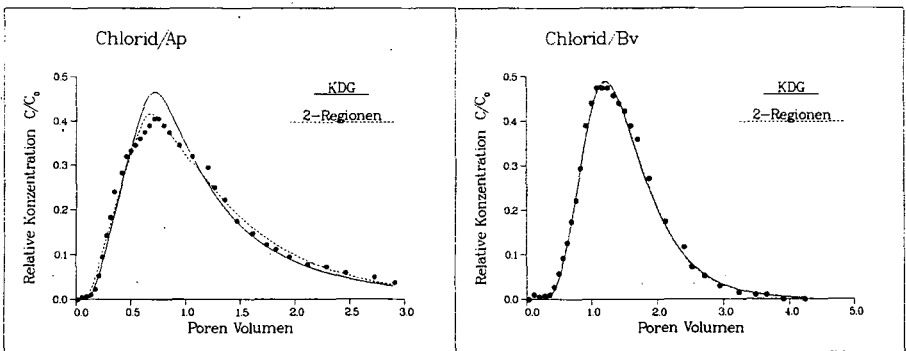


Abb. 1: Gemessene (Punkte) und berechnete (Linie) Durchbruchkurve von Chlorid am Bv- bzw. Ap-Horizont

Die Abbildung 2 zeigt die gemessene und mit dem KDG-Modell berechnete Durchbruchkurve von DMP bzw. DBP für den Bv-Horizont. Für die Optimierung wurde der Dispersionskoeffizient

auf den aus dem Chlorid-Durchbruch bestimmten Wert festgelegt. Optimiert wurde somit nur der Verteilungskoeffizient. Für DMP werden die gemessenen Daten durch das KDG-Modell sehr gut beschrieben. Die Annahme einer linearen Gleichgewichts-Sorption ist für diesen Versuch gerechtfertigt. Die für K_p berechneten Werte stimmen mit Literaturwerten gut überein. Versuche, die gemessene Durchbruchkurve für DBP mit einem der Modelle zu simulieren waren zunächst nicht erfolgreich. Das Aufstellung einer Massenbilanz zeigte, daß im Gegensatz zu DMP nur ca. 10% der aufgegebenen Stoffmenge im Perkolat wiedergefunden werden konnte. Obwohl NaN_3 der Perkolationslösung zugesetzt worden war, mußte ein Senkenterm mit in die Optimierung eingeschlossen werden. Dann allerdings konnte eine gute Übereinstimmung zwischen den gemessenen und den mit dem KDG-Modell berechneten Werten erzielt werden.

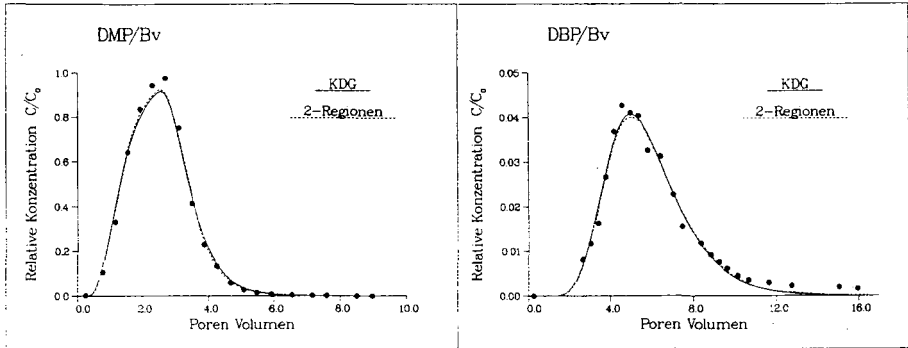


Abb. 2: Gemessene (Punkte) und berechnete (Linie) Durchbruchkurve von DMP bzw. DBP am Bv-Horizont

Untersuchungen zum Abbau von Phthalaten (PE's) zeigen, daß der beobachtete Massenbilanzdefizit von DBP bei Verwendung einer NaN_3 -Lösung nicht ausschließlich auf mikrobiellen Abbau zurückgeführt werden kann (Kurane, 1986). Wir gehen daher davon aus, daß zumindest ein Teil des beobachteten Massenbilanzdefizit durch irreversible Adsorption und/oder durch unterschiedliche Adsorptions/Desorptions Kinetik verursacht wird. Letztere führen wir auf eine langsame Diffusion der PE's in die organische Matrix des Bodens und auf einen möglicherweise nachfolgenden Einschluß der PE's in der organischen Substanz zurück (Brusseau und Rao, 1989). Ähnliche Ergebnisse werden von Bouchard et al. (1988) berichtet.

Abbildung 3 stellt die gemessene und berechnete Durchbruchkurve von DMP für den Ap-Horizont dar. Das Aufstellung einer Massenbilanz zeigte, daß im Gegensatz zum Bv-Horizont nur ca. 50% der aufgegebenen Stoffmenge von DMP wiedergefunden werden konnte. Ein Durchbruch von DBP konnte auch nach einem Durchfluß von ca. 30 Porenvolumen nicht festgestellt werden. Die Tatsache, daß ein Massenbilanzdefizit im Ap-Horizont bereits für DMP auftritt unterstützt die These, daß eine langsamen Diffusion der PE's in die org. Substanz des Bodens ein Grund für diesen Massenverlust ist.

Für die Simulation des Durchbruchs von DMP wurden in beiden Modellen ein Senkenterm mit in die Optimierungsprozedur eingeschlossen sowie die Parameter, die das Fließregime charakterisieren aus dem Chlorid-Versuch übernommen. Um die Modellannahmen zu testen, wurde zusätzlich der aus dem Durchbruch von DMP am Bv-Horizont berechnete Verteilungskoeffizient K_p für den Durchbruch am Ap-Horizont als fester Parameter vorgegeben.

Aus Abbildung 3 ist ersichtlich, daß das 2-Regionen-Modell eine deutlich bessere Überein-

Aus Abbildung 3 ist ersichtlich, daß das 2-Regionen-Modell eine deutlich bessere Übereinstimmung mit den Meßdaten liefert, als das KDG-Modell. Dieses Ergebnis steht in Übereinstimmung mit dem des Chlorid-Durchbruchs, welcher bereits ein physikalisches Ungleichgewicht im Ap-Horizont aufgezeigt hatte.

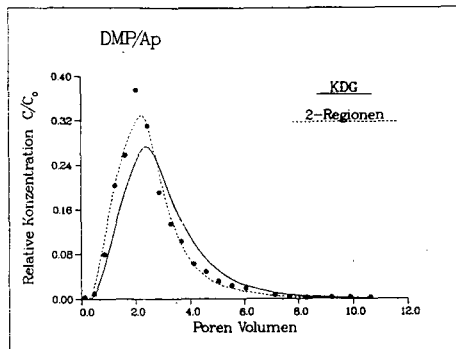


Abb. 3: Gemessene (Punkte) und berechnete (Linie) Durchbruchskurve von DMP am Ap-Horizont

Schlußfolgerungen:

- Im Bv-Horizont liegt ein physikalisches Gleichgewicht vor, während in dem mehr aggregierten Ap-Horizont nicht der gesamte benetzte Porenraum am Transportgeschehen teilnimmt.
- Für die Phthalate liegt ein chemisches Ungleichgewicht vor, das mit zunehmendem org.C Gehalt des Bodens und mit abnehmender Löslichkeit der Phthalate ansteigt;
- Sowohl physikalisches als auch chemisches Ungleichgewicht können nebeneinander existieren;
- Das Auftreten von irreversibler Adsorption sowie von unterschiedlicher Adsorptions/Desorptions-Kinetik muß genauer untersucht und in Modelle eingebaut werden;

Literatur

- Bouchard D.C., Wood A.L., Campbell M.L., Nkedi-Kizza P., Rao P.S.C., 1988. Sorption nonequilibrium during solute transport. *J. Contam. Hydrol.*, 2: 209-223.
- Brusseau M.L., Rao P.S.C., 1989. Sorption nonideality during organic contaminant transport in porous media. *Critical Reviews in Environmental Control*, 19(1): 33-99.
- Kurane R., 1986. Microbial degradation of phthalate esters. *Microbiological Sciences*, 3(3): 92-95.
- Van Genuchten M.Th., Wierenga P.J., 1976. Mass transfer studies in sorbing porous media. 1. Analytical solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*: 40, 473-480.
- Van Genuchten M.Th., Wagenet R.J., 1989. Two-site/two-region models for pesticide transport and degradation: theoretical development and analytical solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53: 1303-1310.
- Zurmühl T., 1990. Development of a method for the determination of phthalate-esters in sewage sludge including chromatographic separation from polychlorinated biphenyls, pesticides and polyaromatic hydrocarbons. *Analyst*, 115, 1171-1175.
- Zurmühl T., Durner W., Herrmann R., 1991. Transport of phthalate-esters in undisturbed and unsaturated soil columns. *J. Contam. Hydrol.*, im Druck

KOMMISSION III

Untersuchungen zur mikrobiellen Aktivität in Bodenaggregaten

von

Bert P. Albers und A. Hartmann⁺

1. Einleitung

Neben Böden mit Einzelkorngefüge findet man in der Mehrzahl Bodenformen vor, deren feste Bestandteile sehr unterschiedlich aggregiert sind, wobei die Größe und Stabilität der gebildeten Aggregate von einer Reihe chemischer, physikalischer und biologischer Prozesse abhängig ist. In diesen aggregierten Böden differenziert sich das Porenvolumen u. a. in ein Inter- und Intraaggregatporensystem. Die größeren Poren des Interaggregatsystems sind wichtig für die Belüftung und Infiltration von Nährstoffen in den Boden, während die teilweise wassergefüllten Intraaggregatporen den Nährstoff- und Gasaustausch erschweren, so daß kleinräumig mikroaerobe bzw. anaerobe Zonen entstehen können. Diese o. g. Eigenschaften haben Einfluß auf die Verteilung der Biomasse und der mikrobiellen Aktivität an der Aggregatoberfläche bzw. im Aggregatkern (siehe dazu PAUL and CLARK 1988). Mit Hilfe der Adenylatbestimmung, der Berechnung des Adenylate Energy Charge (AEC) und mikrokolorimetrischer Untersuchungsmethoden wird versucht, in Abhängigkeit vom Wassergehalt, Aggregatgröße und Substratversorgung mikrobielle Aktivitäten in Aggregaten eines Pelosol-Gley zu lokalisieren.

2. Material und Methoden

Es wurden Bodenaggregate aus dem P-Horizont eines Pelosol-Gley aus Tröbersdorf (nahe Bayreuth) untersucht, deren bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften in einer Reihe von Arbeiten (siehe u.a. GÜNZELMANN 1990) beschrieben worden sind. Dieser grundwasserbeeinflusste Boden aus Amaltheenton war stark strukturiert; im P-Horizont entwickelten sich subpolyedrische bis polyedrische Gefügeformen mit hoher Stabilität. Aus möglichst ungestörten Bodenproben wurden im Labor Aggregate von 2 mm bis 20 mm Durchmesser herauspräpariert, wobei 5 - 12 mm große Aggregatsysteme gewichtsprozentual den größten Anteil besaßen (Abb. 1). 12 - 15 mm große Aggregate, die vorher mindestens 24 Std. bei 22 °C inkubiert worden sind, wurden mit Hilfe von Skalpell und Korkbohrer in 3 Subfraktionen unterteilt, die sich in eine Kernfraktion (< 7 - 8 mm), eine mittlere Fraktion (ca. 8 - 12 mm) und eine Oberflächenfraktion gliedert. Die Adenylate der Bodenproben wurden mit der Methode von BAL et al. (1989) aus dem Boden extrahiert und mit einer HPLC bestimmt. Mikrokolorimetrische Untersuchungen wurden nach SPARLING (1981) mit einer Probemenge von 1,5 g (fraktionierten Proben) bzw. von 15 g (ganze Aggregate) bei 22 °C durchgeführt.

⁺ GSF Forschungsz. für Umwelt u. Gesundheit GmbH, Inst. für Bodenökologie, 8042 Neuherberg

Alle dargestellten Messungen wurden, wenn nicht anders angegeben, 4 x wiederholt, wobei das Material aus einer Mischprobe von 20 - 30 fraktionierten Aggregaten stammte. Der Wassergehalt der Proben wurde auf Keramikplatten eingestellt und gravimetrisch festgestellt.

3. Ergebnisse und Diskussion

A. Aggregatgrößenverteilung im P-Horizont des Pelosols

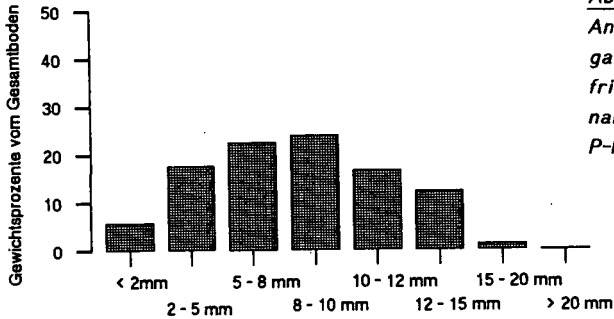


Abb. 1: Gewichtsprozentualer Anteil verschiedener Aggregatgrößenklassen bei feldfrischen Proben (Probenahme im Oktober 1990; P-Horizont)

Die in Abb. 1 dargestellte gewichtsprozentuale Verteilung der Aggregatgrößen ist abhängig vom Wassergehalt und von subjektiven Präparationseinflüssen, zeigt aber eine deutliche Übereinstimmung mit der Aggregatgrößenverteilung, die von TAUBNER (1987) und GUNZELMANN (1991) in ihren Arbeiten bei Proben vom gleichen Standort dokumentiert wurden.

B. Bestimmung der Biomasse (Σ Adenylate) und des Adenylate Energy Charge (AEC) in Bodenaggregaten bei unterschiedlichem Wassergehalt.

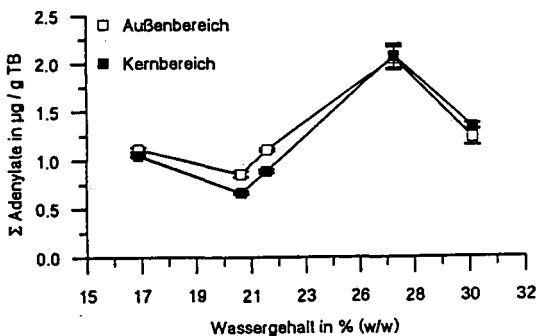


Abb. 2: Biomasse als Summe aller Adenylate bei Differenzierung von 12 - 15 mm großen Bodenaggregaten in Oberflächen- und Kernfraktion in Abhängigkeit vom Wassergehalt.

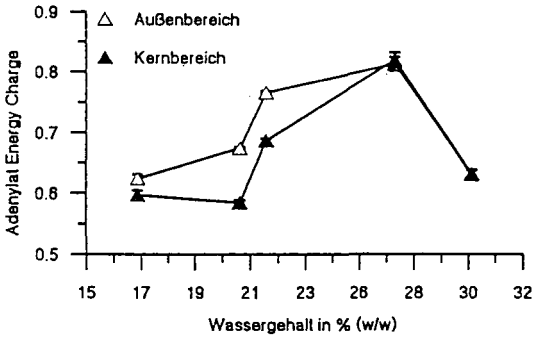


Abb. 3: Adenylate Energy Charge als Parameter der mikrobiellen Aktivität bei Differenzierung von 12 - 15 mm großen Bodenaggregaten in Oberflächen- und Kernfraktion in Abhängigkeit vom Wassergehalt.

Mit Hilfe der Biomassebestimmung als Summe aller extrahierbarer Adenylate und der Berechnung des Adenylate Energy Charge (AEC) konnte ein signifikanter Unterschied zwischen Oberfläche und Kern der untersuchten Bodenaggregate bei einem mittleren Wassergehalt gemessen werden (Abb. 2+3). Bei frei aufgequollenen Einzelaggregaten höheren Wassergehaltes gelang vermutlich aufgrund von Quellungsprozessen und dadurch entstandener Risse keine differenzielle Lokalisation. Bei Wassergehalten nahe der Wassersättigung (ca. 32 % WG) fiel die mikrobielle Aktivität deutlich ab, wie dies auch von anderen Autoren beschrieben worden ist (PAUL and CLARK 1988).

C. Mikrokalorimetrische Untersuchungen

- ohne Substratzugabe

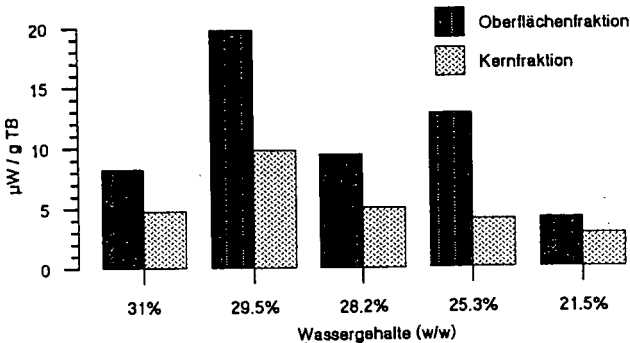
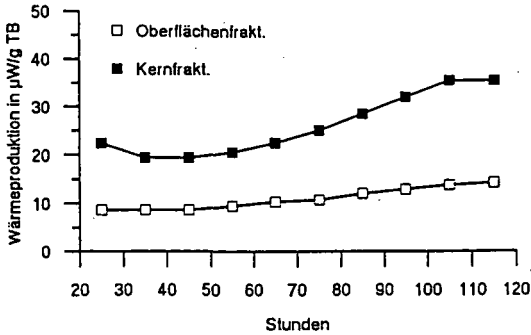


Abb. 4: Mikrokalorimetrische Untersuchungen an Kern- und Oberflächenfraktionen 12 - 15 mm großer Bodenaggregate bei unterschiedlichem Wassergehalt. (Mittelwerte bei 29.5 % WG aus $n = 5$, sonst $n = 2$ bei einem Vertrauensbereich von $\pm 5\%$)

Die Ergebnisse mikrokalorimetrischer Messungen an Subfraktionen 12 - 15 mm großer Aggregate (Abb. 4) lassen ebenfalls in Abhängigkeit vom Wassergehalt deutliche Aktivitätsunterschiede erkennen. Bei der Bestimmung der mikrobiellen Aktivität verschiedener Aggregatgrößenklassen (ohne Abb.) konnte mit mikrokalorimetrischen Methoden eine zu erwartende größere mikrobielle Aktivität kleinerer Aggregate (größere Oberfläche) nicht gesichert nachgewiesen werden. Allerdings zeigten Lebend-

keimzahlbestimmungen auf nichtselektiven Nährmedien und die Bestimmung von Gesamtstickstoff und Gesamtkohlenstoff höhere Werte bei kleineren Aggregatgrößen. Zur statistischen Absicherung sind hier aber noch weitere Untersuchungen notwendig.

- mit Substratzugabe



*Abb. 5: Typischer Kurvenverlauf der anaeroben Wärme-
produktion als Parameter der
mikrobiellen Aktivität an
Subfraktionen 12 - 15 mm
großer Aggregate bei Zu-
gabe von 1 % Glucose, WG
23 %, N₂-Atmosphäre*

Unter anaeroben Bedingungen wurde die Glukose in der Kernfraktion effektiver umgesetzt als in der Oberflächentraktion (Abb. 5), die wiederum bei dem aeroben Umsatz von Substrat eine höhere Aktivität zeigte als die Kernfraktion. Es kann sich demnach zumindestens zeitweise eine (fakultativ?) anaerobe Mikroorganismenpopulation in den Aggregatzentren etablieren. Messungen mit Sauerstoffelektroden an Bodenaggregaten vom selben Standort ergaben einen steilen Sauerstoffgradienten, der allerdings bei Aggregaten aus dem P-Horizont ohne zusätzliches Substratangebot anaerobe Zustände nicht erreicht (ZAUSIG und HORN, im Druck). In Abhängigkeit vom Substratangebot und der Verfügbarkeit anderer Elektronenakzeptoren könnten sich allerdings niedrigere Redoxpotentiale einstellen, die spezifische Mikroorganismenpopulationen begünstigen. Im Hinblick auf diese Fragestellungen sollen weitere Experimente durchgeführt werden.

3. Literatur

- BAI, Q.Y., L. ZELLES, I. SCHEUNERT, F. KORTE: J. of Microbiological Methods 9, 345 - 351, 1989
 GUNZELMANN, M.: Bayreuther Bodenkundliche Berichte 15, 1990
 HATTORI, T.: Rep. Inst. Agr. Res. Tohoku Univ. 37, 23 - 36, 1988
 PAUL, E.A., and F.E. CLARK: Soil Microbiology and Biochemistry, San Diego, 1988
 SPARLING, G.P.: Soil Biology and Biochemistry 13, 373 - 376, 1981
 TAUBNER, H.: Diplomarbeit Universität Bayreuth, 1987
 ZAUSIG, J. und R. HORN: Z. f. Pflanzenern. u. Bodenk. im Druck

Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des SFB 137 Teilprojekt B4 (Prof. O. Meyer) der Universität Bayreuth durchgeführt. Der GSF München Inst. für Bodenökologie (PD Dr. F. Beese) danken wir für die Bereitstellung des Laborplatzes, die Benutzung der Geräte sowie die Übernahme eines großen Teils der Sachkosten.

Präparative Grundlagen der Fluoreszenzfärbung organischer
Bodenkomponenten in Boden-Dünnschliffen

H.-J. Altemüller

Die Fluorochrome unterscheiden sich in ihrem chemischen Aufbau nicht grundsätzlich von den Diachromen. Allgemeine Grundlagen der Farbstoff-Anwendung gelten somit für beide Gruppen. In der Dünnschliff-Mikroskopie finden die einen wie die anderen Verwendung. Allerdings stehen die Färbemethoden hinsichtlich ihrer Einsatzmöglichkeiten und der spezifischen Aussagen noch am Anfang der Entwicklung.

Fluoreszenz-Farbstoffe bringen einige Vorteile. Sie können in wesentlich geringeren Konzentrationen eingesetzt werden als Diachrome. Frische Pflanzenteile, Ernterückstände oder zugeführte organische Stoffe lassen sich oft deutlicher und differenzierter darstellen. Vor allem aber wurde die Abbildung von Mikroorganismen wesentlich verbessert. Fluorochromierte Proben zeigen im Dünnschliff die räumliche Anordnung von Bakterien und Mycelien in ihrer Abhängigkeit vom Bodengefüge und der Verteilung von Pflanzengeweben oder von Ausscheidungen der Kleintiere im Boden. Es ist dringend anzuraten, die allgemeinen Grundlagen der Farbstoff-Anwendung weiter zu erkunden und daraus weitere Techniken für die Untersuchung zu entwickeln.

Auf diesem Wege sind einfach herzustellende Ausstrich- oder Quetschpräparate nach wie vor nützlich. Farbstoffwirkungen lassen sich rasch feststellen, Veränderungen bei der Überführung in andere Lösungsmittel oder die notwendigen Maßnahmen zur Stabilisierung von Färbungen werden in kurzen Arbeitsgängen überprüfbar. Andererseits liefern einfache Präparationstechniken auch bei bereits fest ausgearbeiteten Dünnschliff-Färbeverfahren wertvolle Voraus- oder Zusatzinformationen oder sie ermöglichen dem nicht für die Dünnschliffherstellung eingerichteten Labor Untersuchungen wenigstens in einem begrenzteren Umfang.- Die folgende Übersicht zeigt die wichtigsten Präparationsverfahren nebeneinander. Dabei ist die Unterscheidung von Frisch- und Dauerpräparaten in verschiedener Hinsicht von Bedeutung.

	Frischpräparate	Dauerpräparate
<u>Ausstriche</u> Suspensionen	meist in Wasser lebend oder fixiert	in Kunstharz (Polyester) fixiert, entwässert
<u>Kontaktplatten</u> natürl. Aufwuchs v. Mikroorganismen		ungefärbt oder gefärbt Zahlreiche mikroskopische Techniken Durchlicht und Auflicht max. Vergr. möglich
<u>Quetsch- und Trümmer-Präparate</u> auch Pflanzenteile od. dicke Ausstriche		Einschränkungen bei dicken Präparaten
<u>Oberflächen</u> Bodenanschnitte Aggregatflächen in spez. Halterung	direkt, ohne Deckglas Auflicht, makro	---
<u>Ansätze in Gefäßen</u> v.a. Planküvetten Boden + Zusätze Org. Stoffe, Mikro-Org. Wurzeln, Kleintiere	direkt mit Deckglas oder Sichtfenster im Gefäß Auflicht makro + mikro lebend oder fixiert ungefärbt oder gefärbt	fixiert ungefärbt oder gefärbt entwässert Einbettung in Kunstharz (Polyester)
<u>Gefügeproben</u> in versch. Größen für Schliffpräparate	---	<u>Anschliffe</u> Auflicht makro + mikro <u>Dünnschliffe</u> zahlr. mikroskop. Techniken Färbungen auch am Schliff

Im oberen Teil der Übersicht finden sich von den Ausstrichen bis zu den Quetschpräparaten diejenigen Präparationsarten angeordnet, auf welche der weitaus größte Teil der Literatur über bodenbiologische Färbeverfahren sich gründet. Ausstriche und Kontaktplatten werden meist hitzefixiert. Vielleicht wäre es deshalb angezeigt, Suspensionen, die im unfixierten Tropfen unter dem Deckglas lebend untersucht werden, noch für sich zu stellen. Von der mikroskopischen Technik ausgehend sind die Unterschiede jedoch nicht so gravierend. Von dieser Seite her ist es wichtiger, die meist relativ dicken Quetsch- und Trümmerpräparate, vor allem wenn sie gröbere Pflanzenteile oder Bodenaggregate enthalten, in eine eigene Gruppe zu stellen, vor allem deshalb, weil Durchlicht-Untersuchungen dann schon sehr eingeschränkt werden. Auch die Auflicht-Untersuchungen mit Fluoreszenz-Anregung leiden unter der großen Präparattiefe (z.B. durch Überstrahlungen). In der englischsprachigen Literatur finden sich unter der Bezeichnung "smears" nicht nur Ausstriche im engeren Sinn, sondern auch dicke Präparate. Das ändert nichts ihrem grundsätzlichen Wert für die oben erwähnten Testzwecke.

Die direkte mikroskopische Beobachtung von Bodenoberflächen im gewöhnlichen Auflicht wurde von KUBIENA vorgeschlagen und vielfältig angewandt. Farbstoffe waren hierfür nicht vorgesehen. Mit den neuen Auflicht-Fluoreszenz-Einrichtungen bieten sich jedoch vielfältige Möglichkeiten, sowohl ohne, als auch mit dem Einsatz von Farbstoffen. Der präparative Aufwand ist gering. Geeignete Halterungen für die Proben lassen sich aus Glasringen einfach herstellen, so daß vorzugsweise auch mit Deckgläsern gearbeitet werden kann. Die Untersuchungen gestalten sich ähnlich wie mit Planküvetten. Besonders empfehlenswert für die Mikroskopie sind Wasser-Immersionsobjektive mit weitem Arbeitsabstand.

Zur direkten Beobachtung des Wurzelwachstums im annähernd ungestörten Bodenkontakt, wie auch zum Studium von Pilzmyzelien in verschiedenen Substraten haben sich Planküvetten sehr bewährt. Auch Abbauvorgänge lassen sich darin recht gut mikroskopisch verfolgen. Fluorochrome werden z.B. mit dünnen Injektionsspritzen eingeführt, so daß die Beobachtung noch im lebenden Zustand möglich ist. Bei der Auswahl von Fluorochromen sind solche vorzuziehen, die erst im Kontakt mit einem Objekt zur Fluoreszenz kommen, d.h. die nicht schon in der Lösung fluoreszieren. Sonst sind die Untersuchungen erst nach mehreren Waschgängen möglich. - Es versteht sich, daß diese speziellen Planküvetten einseitig mit einem Sichtglas in Deckglasdicke zu versehen sind.

Küvettenmaterial dient nicht nur der direkten Beobachtung. Der entscheidende Vorteil solcher Ansätze liegt in der Möglichkeit zur folgenden Einbettung für die Konservierung und die Herstellung von Schliiffpräparaten. Die Arbeitsgänge sind dann ähnlich wie bei Feldproben, sofern diese ebenfalls fixiert, gefärbt und entwässert werden sollen.

Zur Auswahl von Farbstoffen siehe auch die Hinweise in ALTEMÖLLER (1989); es ist dabei grundsätzlich zu bedenken, daß die in wässrigen Lösungen an dünnen Ausstrichen sehr vorteilhaften kationischen Farbstoffe eine starke Affinität zum Tonkomplex haben und deshalb sofort an den frei zugänglichen Oberflächen sorbiert werden, allenfalls also Leitbahnen ein Stück weit markieren.

Anionische Farbstoffe dringen relativ gut in den Boden ein. Vom Tonkomplex werden sie im wässrigen Milieu nicht sorbiert, sie färben in erster Linie proteinhaltige Objekte. Dies sind jedoch nur erste Annäherungen. Tatsächlich spielt auch bei anionischen Farbstoffen die Wasserbewegung im Objekt eine entscheidende Rolle, d.h. an Stellen mit geringem Flüssigkeitsaustausch ist die Farbstoff-Zufuhr ebenfalls gering. Dichte Bodenproben sind folglich zur Färbung im frischen Zustand wenig geeignet. Einen Ausweg bietet hierfür die Färbung am fertigen Schliiff.- Andererseits ergeben sich Änderungen in der Farbstoffbewegung, aber auch in den Färbefeffekten, wenn das Lösungsmittel verändert wird. Die meisten Fragen stehen hier noch offen. Sie werden zweckmäßigerweise im Zusammenhang mit der Entwässerungstechnik untersucht.

Die Aceton-Entwässerung ist aus mehreren Gründen empfehlenswert. Sie ist für alle Objektgrößen geeignet; beim Übergang in Polyesterharz sind keine weiteren Zwischenmedien nötig; auf die Anwendung von Vakuum kann vollständig, d.h. auch beim Übergang in das Harz, verzichtet werden. Nachteilig ist vielleicht der nicht unerhebliche Zeitaufwand, er wird jedoch aufgewogen durch die Qualität der Präparate.

Probleme der Entfärbung oder Umfärbung in den ersten Aceton-Stufen müssen in erster Linie durch stabilisierende Behandlungen mit Salzen, während oder nach der Färbung gelöst werden. Auch hierzu sind noch zahlreiche Versuche erforderlich, vor allem auch, um die oben angedeuteten Eindringungsbedingungen gleichzeitig weiter zu bearbeiten.

ALTEMÖLLER, H.-J. (1989): Zur fluoreszenzmikroskopischen Darstellung biologischer Objekte in Boden-Dünnschliffen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 59/I, 517 - 522.

Der Einfluß der Bodenstruktur auf den mikrobiellen Stoffumsatz

von

Augustin, S.* und F. Beese**

Einleitung und Problemstellung: In aggregierten Böden erfolgt die Zufuhr von Wasser und darin gelöster Nährstoffe zeitlich diskontinuierlich von der Oberfläche der Aggregate (= Grobporen) her. Die Grobporen sind zugleich die Begrenzungsflächen der Aggregate und die bevorzugten Wurzelgänge der Primärproduzenten; sie stellen somit die Schnittstelle zwischen Bodenlösung, Wurzeln und der Bodenmatrix dar. Durch das Nebeneinander von weiten und engen Poren weist das Wasser unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten auf: Partien mit nahezu ruhendem Wasser (im Aggregatinnern) werden nur durch Diffusion erreicht und nehmen wenig an Austauschprozessen teil, während in den anderen Bereichen der schnellere Massenfluß dominiert. Die Kompartimentierung des Bodens wirkt sich direkt auf die Verteilung von Gasen aus: In einem sonst gut durchlüfteten Boden können im Innern von Aggregaten wassergesättigte anaerobe Zonen bestehen. Es wird deutlich, daß sich die - in der bodenbiologischen Forschung lange Zeit unberücksichtigte - Heterogenität des Habitats Boden unmittelbar auf die biologische Aktivität auswirken muß. Im Einzelnen ergeben sich folgende Fragenkomplexe:

- 1) Wirkt sich die strukturbedingte Heterogenität auf die Umsatzleistung von Mikroorganismen und damit auf das Transformationsvermögen von Böden aus?
- 2) Beeinflußt die Struktur Menge und/oder Zusammensetzung der Mineralisationsprodukte und lassen sich daraus Rückschlüsse auf den Ort ihrer Entstehung und damit die Verteilung der mikrobiellen Biomasse in aggregierten Böden ziehen (Einsatz markierten Materials)?
- 3) Wie verhalten sich dabei Böden verschiedenen Ausgangssubstrates und Aggregierungsgrades?
- 4) Stimmen die Ergebnisse von Laboruntersuchungen mit denen vorhandener Simulationsmodelle zum Mikroorganismenwachstum (NIETFELD et al., 1991) überein (Theoretische und experimentelle Modellbildung)?

Methodik: In einem Modellversuch in Mikrokosmen wurden Aggregate unterschiedlicher Größe (5-8 mm, 1-2 mm, < 1 mm) mit und ohne Zugabe organischer Substanz (Ummantelung der Aggregate mit gemahlenem Buchenlaub, markiert mit 8.2 Atom% ^{15}N) bei 12°C in einer Klimakammer inkubiert. Es wurde nur Material der A-Horizonte einer Terra fusca-Rendzina (Wald), eines Pelosol (Wald) und einer Tschernosem-Parabraunerde (Ödland) verwendet. Während des Versuchszeitraumes von 7 Monaten wurde über die Analysen des Sickerwassers (Kationen, Anionen, gelöster C_{org} und ^{15}N -Anteile der Stickstoff-Formen), der Bodenluft (CO_2) und die Kontrolle der Beregnung (Kronentrauflösung) eine vollständige Input/Output-Bilanz erstellt.

* Inst. f. Bodenk. und Waldernähr., Büsingenweg 2, 3400 Göttingen

** GSF Inst. f. Bodenökologie, Ingolstädter Landstr. 1, 8042 Neuherberg

Kurzfassung einiger Ergebnisse (siehe AUGUSTIN, 1991):

- 1) Die Strukturierung des Bodens führt bei Aggregaten größeren Durchmessers zu einer Konzentrierung der mikrobiellen Aktivität in den Randpartien der Aggregate. Sowohl für die durchschnittliche mikrobielle Biomasse (μg Mikroben-C) als auch für die im Versuchszeitraum evolvierte CO_2 -C-Menge ließ sich für 5-8 mm-Aggregate jeden Bodens (Kontrolle und behandelte Variante) eine bodentypische äußere Aktivitätszone zuordnen.
- 2) Die Ausprägung des radialen Aktivitätsgradienten ist offensichtlich abhängig von der durchschnittlichen biologischen Aktivität des entsprechenden Bodens: je höher die mikrobielle Biomasse, desto schmaler wird die Aktivitätszone in der Aggregatperipherie, da eine hohe Mikrobendichte eine effektive mikrobielle Senke für Nährstoffe darstellt.
- 3) Die Begrenzung der mikrobiellen Aktivität auf die Ränder der Aggregate führt bei oberflächlicher Applikation von Nährstoffen (entsprechend der Ablagerung von im Makroporensystem transportierten Substanzen oder der Zersetzung von Feinwurzeln in Grobporen) zur ausschließlichen Nutzung der zugeführten Substanzen, wie ^{15}N -Analysen ergaben. Bei kleineren Aggregaten (< 2 mm) der gleichen Böden kam es, bedingt durch kürzere Diffusionswege und Gleichverteilung der mikrobiellen Biomasse im Aggregatvolumen, zu einer zusätzlichen Mineralisation bodeneigenen Stickstoffs ('Priming Effect').
- 4) Diese Aufteilung beeinflusst die Zusammensetzung der Mineralisationsprodukte, da bei gröber aggregierten Böden die inneren Bereiche eines Aggregates nicht voll für Austausch-/Adsorptionsprozesse für die in der Aggregatperipherie mineralisierten Stoffe zur Verfügung stehen. So wurde bei gleicher Netto-N-Mineralisation bei 5-8 mm- und 1-2 mm-Aggregaten im Sickerwasser der 5-8 mm-Fraktion mehr NH_4 gefunden.

Eine ausführliche Darstellung der einzelnen Ergebnisse wird an anderer Stelle publiziert.

Literatur:

AUGUSTIN, S. (1991): Mikrobielle Stofftransformationen in Bodenaggregaten. Diss., Forstl. Fachber. d. Georg-August-Univ. Göttingen

NIETFELD, H., E. PRIESACK und F. BEESE (1991): A model of solute transport and microbial growth in aggregates. Modelling Geo-Biosphere Processes (zur Veröff. angenommen)

Einsatzmöglichkeiten der substratinduzierten Atmungsmessung bei bodenmikrobiologischen Untersuchungen

von

Th. Beck*

1. Basalatmung und SIR-Messungen im Kurzzeitversuch

Im Rahmen der mikrobiologischen Bodenuntersuchung ist prinzipiell zwischen aktuellen, nicht durch Populationsveränderungen beeinflussten und potentiellen, durch Substratzusatz induzierten Aktivitätsmessungen zu unterscheiden. Für beide Verfahrensweisen gibt es je nach Fragestellung entsprechende Einsatzmöglichkeiten. Wird eine Indikatorfunktion der mikrobiellen Bodeneigenschaften angestrebt, so bieten sich Messungen der Basalatmung und der mikrobiellen Biomasse nach der SIR-Methode an. Seit kurzem gibt es die Möglichkeit, die CO_2 -Abgabe mit dem von Heinemeyer et al. 1989 beschriebenen, computergesteuerten IR-Gasanalytator zu bestimmen. Diese Meßanlage verbindet besonders bei Serienuntersuchungen den Vorteil eines großen Probendurchsatzes mit einer hohen Empfindlichkeit und der Tatsache, daß bestimmte Ausschnitte im Verlauf der Atmungskurve direkt beobachtet und ausgewertet werden können.

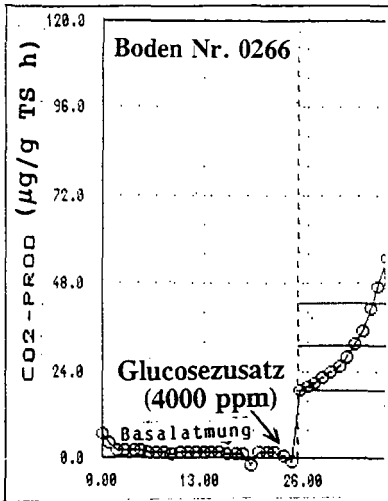


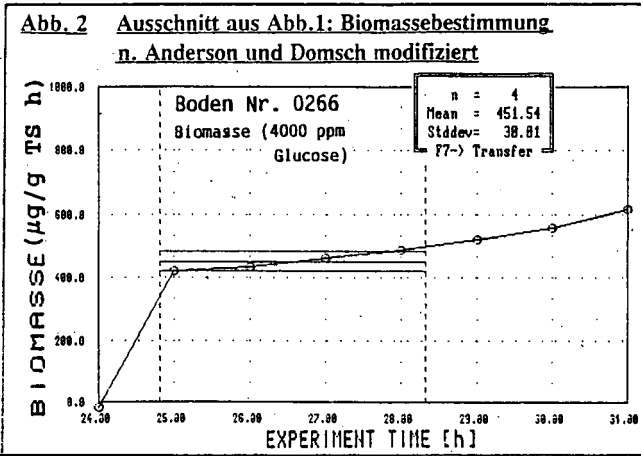
Abb.1 zeigt beispielhaft die stündliche CO_2 -Abgabe eines bei 22°C kontinuierlich belüfteten Ackerbodens, zunächst ohne Substratzusatz. Nach Erreichen der Linearität, kann die sogenannte Grund- oder Basalatmung ermittelt werden. Zur Biomassebestimmung wird der gleichen Probe im Überschuß Glucose (4000 ppm für Ackerböden) zugesetzt, gut gemischt und weiter gemessen. Unmittelbar nach Substratzusatz erhöht sich die Atmung sprunghaft. Dieser Wert wird wenige Stunden beibehalten bis durch beginnende Mikrobenvermehrung die

Abb. 1: Atmungsverlauf einer Bodenprobe

* Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, 8000 München 19, Menzingerstr. 54

Atmungsrate erst langsam, dann sehr schnell ansteigt.

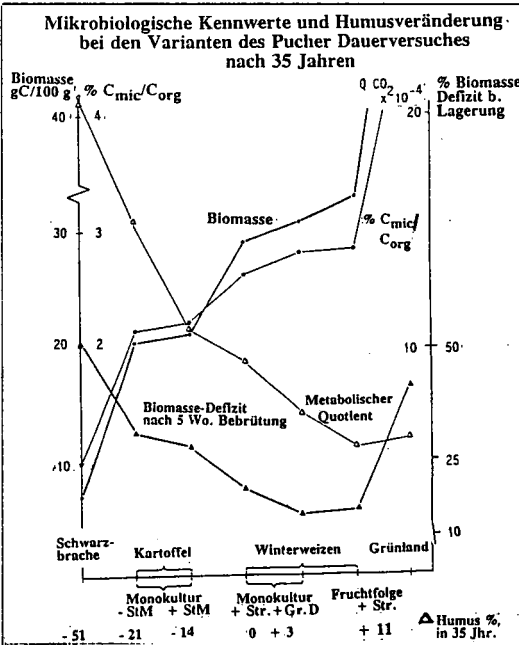
Nach Anderson und Domsch (1978) kann aus der Höhe des anfänglichen



Plateaus direkt auf den Biomassegehalt geschlossen werden (siehe Abb. 2). Aus solchen Meßdaten lassen sich weitere, zusätzliche, für das mikrobielle Ökosystem bedeutsame Informationen ableiten.

Das C_{mic}/C_{org} -Verhältnis gibt den Prozentsatz des in mikrobieller Biomasse festgelegten C zum Gesamt-Corg-Gehalt eines Bodens an. Bei Ackerböden liegen diese Werte etwa zwischen 1-5%, bei Wiesenböden zwischen 2-8%. Beim sogen. metabolischen Quotienten wird die Stoffwechselaktivität der Populationen, gemessen als Basalatemungs-

Abb. 3



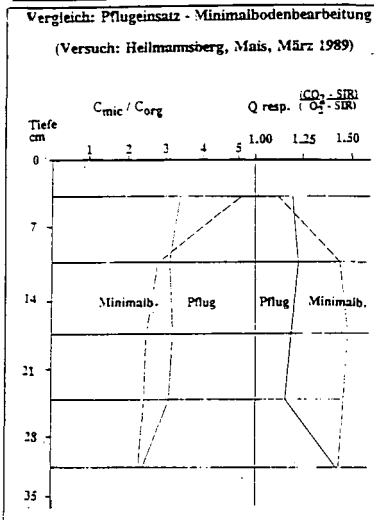
CO_2 -C pro Stunde, auf den individuellen Biomasse-C-Gehalt bezogen (Anderson und Domsch, 1986). Bei entsprechenden Versuchsauswertungen zeigte sich, daß häufig dieser metabolische Quotient bei biomassearmen Böden vergleichsweise hoch ist und umgekehrt. In Abb. 3 ist ein Beleg aus einem Feldversuch angeführt. Es handelt sich dabei um die Auswertung eines 35-jährigen Dauerversuches der LBP München in Puch mit extrem unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen (Beck, 1990). Es ist aus der Darstellung gut er-

sichtlich, daß mit steigender Intensität der Bewirtschaftung der absolute Biomassegehalt und das C_{mic}/C_{org} -Verhältnis stark ansteigt, der metabolische Quotient umgekehrt entsprechend aber abfällt.

Wird die SIR-Messung gleichzeitig über die O_2 -Aufnahme und die CO_2 -Abgabe durchgeführt, kann man daraus den Respirationsquotienten ermitteln, d.h., das Molverhältnis CO_2/O_2 , das bei atmenden Organismen und Zucker als Substrat 1,0 beträgt.

In gut belüfteten Krumböden liegt dieser Quotient zumeist bei 1,1- 1,3. Bemerkenswert ist aber, daß dieser Wert in verdichteten Böden oder in tieferen Bodenhorizonten oft deutlich ansteigt. Wir sehen darin einen Hinweis auf den Grad der Anaerobiose, da unter anaeroben Bedingungen Glucose verstärkt zu CO_2 fermentiert wird.

Abb. 4:

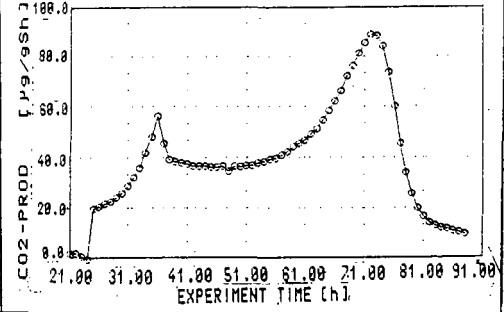


Dazu der Beleg aus einem Praxisversuch (Abb. 4). Es wurde hier die Profilabhängigkeit bei einem Bodenbearbeitungsversuch, einmal üblicher Pflugeinsatz, zum anderen Minimalbearbeitung, verglichen. Das C_{mic}/C_{org} -Verhältnis ist links aufgetragen, was hier interessiert, ist der Profilverlauf des Respiratorischen Quotienten, der für beide Bearbeitungssysteme rechts aufgezeigt ist. In der allerobersten, besonders gut belüfteten Schicht ist er bei Minimalbearbeitung kleiner, dann aber über das ganze Profil mit 1,40 - 1,45 deutlich höher als in der Pflugvariante mit etwa 1,20. Erst unterhalb der Pflugschle nähern sich die Werte in beiden Bearbeitungssystemen wieder an.

2. Langzeit-SIR-Messungen

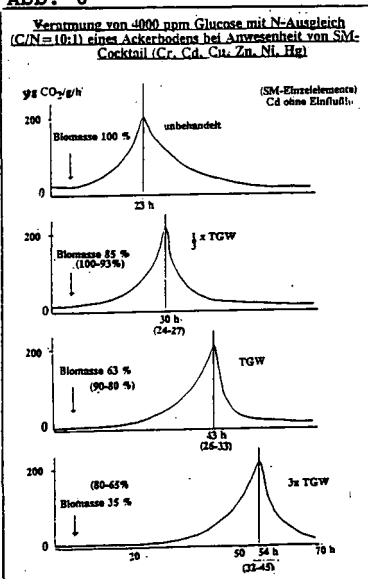
Diese scheinen für die praktischen Belange der Bodenuntersuchung besonders bedeutsam zu sein. Verfolgt man nämlich den vorher gezeigten Atemungsverlauf nach Substratsättigung (Abb. 1) über einen längeren Zeitraum weiter, ergibt sich ein völlig unerwarteter

Abb. 5: Glucoseveratmung eines Nmin-armen Bodens (Watzmann-Effekt)



und zunächst nicht erklärbarer Atmungsverlauf mit einem frühen kleinen und einem späteren großen Peak (Abb. 5). (Wegen der Ähnlichkeit des Kurvenverlaufes mit dem Bergmassiv am Königsee, von uns als "Watzmann-Effekt" bezeichnet). Als Ursache für den kleinen Peak wurde N-Mangel bei der Zuckerverwertung gefunden, der zweite größere Peak ist Folge der bei längerer Bebrütung langsam eintretenden N-Mineralisierung, aus stabilen hochmolekularen N-Verbindungen, die nun eine Restveratmung des Zuckers erlauben. Den Beweis liefert der Atmungsverlauf des gleichen Bodens nach zusätzlicher $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gabe mit nur mehr einem wohl ausgebildeten Peak. Wir haben aus diesen Beobachtungen, d.h. aus der Höhe des ersten Peaks ein Verfahren abgeleitet, den biologisch verfügbaren, mineralischen N, einschließlich niedermolekularer N-Verbindungen, in Böden zu ermitteln. Diese Methode bezeichnen wir als "N-limitierte substratinduzierte Atmung". Dieses biologische Verfahren der N-Bedarfsprognose hat zunächst die Nagelprobe bestanden, denn das Bestimmtheitsmaß r^2 zum tatsächlichen N-Entzug, gemessen im Gefäßversuch, liegt bei 39 geprüften fränkischen Weinbergsböden mit 80% etwa doppelt so hoch wie das der üblichen chemischen Analysen.

Abb. 6



Eine letzte methodische Möglichkeit der SIR-Messung soll wenigstens kurz erwähnt werden. Es betrifft dies die Wirkung von SM auf die Substratveratmung nach N-Ausgleich.

Aus der Darstellung (Abb. 6) ist ersichtlich, daß weder die Höhe des Atmungspeaks noch die Summe der CO_2 -Abgabe nach längerer Bebrütung von der Anwesenheit von SM wesentlich beeinflusst wird, jedoch sehr deutlich der Zeitpunkt des Erreichens des Atmungsmaximums.

Literatur

Anderson, J.P.E. und K.H. Domsch (1978): Soil Biol. Biochem. 10, 215-221
 Anderson, Th.H. und K.H. Domsch (1986): J.Pflanzenern. u. Bodenk. 149, 457-468
 Beck, Th. (1990): Kali-Briefe 20, 17-29
 Heinemeyer, O. et al (1989): Plant u. Soil 116, 191-195

KRITIK DER ACETYLEN-INHIBITIONS-METHODE IN IHRER ANWENDBARKEIT AUF MESSUNGEN DER DENITRIFIKATION IM FELDE

Becker, K.W.²⁾ ^{von} H.Höper,¹⁾ und B. Meyer²⁾

Die Acetylen-Inhibitions-Methode (AIT) ist eine einfache und kostengünstige Methode zur Messung der aktuellen Denitrifikation in Böden. Durch Begasung eines Bodenkörpers mit Acetylen wird die denitrifikative Reduktion von N_2O zu N_2 gehemmt, so dass ausschliesslich N_2O produziert wird. Gemessen wird die Rate der Freisetzung von N_2O aus dem Boden in der Annahme, dass sie der Rate der denitrifikativen Gasproduktion im Boden entspricht.

Wie die Denitrifikation selbst ist auch deren Erfassung mittels der AIT in ungestörten Bodenkörpern von den Bedingungen für die Gasdiffusion im Boden abhängig. Acetylen diffundiert in die wassergesättigten Mikrokompartimente des Bodens, in denen die Denitrifikation stattfindet, hinein. Die Rate der N_2O -Freisetzung aus dem Boden passt sich unter Einstellung eines neuen Fließgleichgewichtes der nunmehr erhöhten Rate der N_2O -Produktion im Boden an.

Beides führt dazu, dass nach der Acetylen-Begasung die Ratengleichheit von Denitrifikation und N_2O -Freisetzung während einer Übergangszeit noch nicht gewährleistet ist. Die Dauer dieser Übergangszeit hängt von den Bedingungen für den Gasfluss im Boden ab.

Ziel der durchgeführten Untersuchungen war es, die Dauer der Übergangszeit, die bei Messungen der aktuellen Denitrifikationsrate in der Ackerkrume zu erwarten wäre, in Abhängigkeit vom "scheinbaren" Gasdiffusions-Koeffizienten (D_s) zu quantifizieren. In einem zweiten Versuchsabschnitt wurde bei unterschiedlicher Bodendichte die AIT mit der ^{15}N -Gasfreisetzungsmethode (^{15}N -GFM) und der ^{15}N -Differenz-Methode (^{15}N -DM) verglichen.

I. Einfluss der Gasdiffusionsbedingungen des Bodens auf die Dauer der Übergangszeit zwischen Acetylen-Begasung und Einstellung einer Gleichgewichtsrate der N_2O -Freisetzung aus dem Boden

Bodenmaterial aus dem A_p-Horizont einer Löss-Parabraunerde wurde angefeuchtet, in PVC-Rohren zu Bodenmonolithen von 30 cm Höhe und 25 cm Durchmesser aufgefüllt und i.d.R. auf $1,4 \text{ g/cm}^3$ verdichtet. Die Nitratgehalte lagen bei 100-150 mg N/kg tr. Boden. Der D_s wurde durch die Einstellung unterschiedlicher Bodenfeuchte, z.T. auch unterschiedlicher Bodendichte bei gleicher Feuchte, variiert.

Die Rohre wurden durch einen Unterbau und eine Glocke (ca. 12 l) hermetisch abgeschlossen und unter N_2 -Atmosphäre bei 20°C inkubiert. Die Inkubation erfolgte unter anoxischen Bedingungen, um in allen Feuchtevarianten unabhängig vom D_s ähnlich hohe Denitrifikationsraten zu gewährleisten.

Nach einer Vorlaufphase von mehreren Tagen wurde dem System Acetylen entsprechend 2 Vol-% der Systematmosphäre über Glocke und Unterbau zugeführt. Die N_2O -, O_2 -, C_2H_2 - und CO_2 -Konzentrationen der Glockenatmosphäre wurden täglich bestimmt.

Nach Abschluss der Denitrifikationsmessung wurde in der Kühlkammer bei 2°C an denselben Bodenmonolithen der "scheinbare" Diffusionskoeffizient gemessen.

1) z.Z. INRA, Flore Pathogène, B.V. 1540, F-21034 DIJON Cedex, France
2) Institut für Bodenwissenschaft, von Siebold Str. 4, D-3400 Göttingen

Wie in Abb. 1 dargestellt, nimmt mit fallendem D_s die Übergangszeit zwischen dem Zeitpunkt der Acetylen-Begasung und der Einstellung einer Gleichgewichtsrate der N_2O -Freisetzung zu. Sind bei D_s von mehr als $1 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^2/\text{s}$ Übergangszeiten von weniger als 1,5 Tagen festzustellen, können sie bei niedrigen D_s auf mehr als 8 Tage ansteigen.

Damit können folgende Schwierigkeiten bei der In-situ-Messung der aktuellen Denitrifikationsrate in sehr feuchten Böden auftreten:

1. Acetylen hemmt bereits in geringer Konzentration vollständig die Nitrifikation. Geschieht dies über mehrere Tage hinweg, kann die Rate der Nitrat-Nachlieferung zum begrenzenden Faktor für die Denitrifikationsrate werden.
2. Mit zunehmender Messdauer steigt die Gefahr, dass die Einstellung des N_2O -Fließgleichgewichtes von Schwankungen der Denitrifikationsrate überlagert und damit verhindert wird.
3. Ein etwa 7 Tagen nach der Begasung einsetzender Acetylen-Metabolismus kann den Abbruch der Messung erzwingen, bevor sich die Gleichgewichtsrate der N_2O -Freisetzung aus dem Boden eingestellt hat. Die Denitrifikationsrate wird dann unterschätzt.

Wie aus der Darstellung ebenfalls hervorgeht, wurden auch bei niedrigen D_s kurze Übergangszeiten von unter 2 Tagen beobachtet. Dies ist darauf zurückzuführen, dass D_s lediglich ein Mass für den vertikal gerichteten Gasfluss im Boden darstellt. Eine genauere Parametrisierung des Gasaustausches zwischen wassergesättigten Aggregaten und luftführenden Poren, wie er wesentlich für die Denitrifikation ist, erweist sich als notwendig.

II. Vergleich der AIT mit der ^{15}N -Gasfreisetzung-Methode und der ^{15}N -Differenz-Methode bei variierter Bodendichte

Durch den Einsatz von ^{15}N -markiertem Nitrat wurde die Richtigkeit der mit der AIT ermittelten Denitrifikationsrate überprüft. Zum einen wurden die freigesetzten ^{15}N -markierten Gase N_2O und N_2 direkt bestimmt (^{15}N -GFM). Zum anderen wurde die Differenz zwischen der zu Messbeginn und der zu Messende im Gesamt-N des Bodens befindlichen Menge an ^{15}N ermittelt (^{15}N -DM). Die ermittelten denitrifikativen Verluste an ^{15}N wurden über den ^{15}N -Gehalt des Nitrats auf die Gesamtdenitrifikation hochgerechnet. Der Einsatz von ^{15}N erlaubt gleichfalls die Bestimmung der mineralisierten sowie der immobilisierten N-Menge.

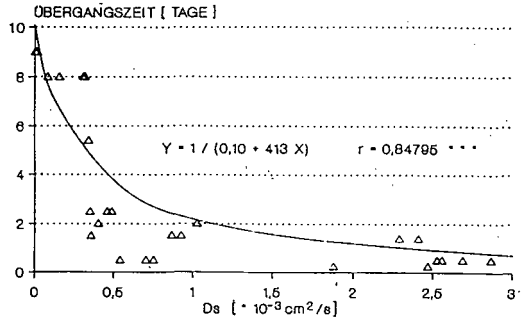
Die Bedingungen für die Gasdiffusion wurden bei gleichem Wassergehalt (22 Gew.%) durch die Einstellung einer unterschiedlichen Bodendichte ($1,4$ und $1,6 \text{ g/cm}^3$) variiert. Die Inkubation erfolgte unter Luft-Atmosphäre.

Nach der AIT stellt sich in Variante "locker" (Abb. 2) mit dem ersten Messtermin nach der Acetylen-Begasung eine Gleichgewichtsrate der N_2O -Freisetzung in die Glocke von ca. 200 g/ha/d ein.

In Variante "dicht" (Abb. 3) dagegen wird die Gleichgewichtsrate von ca. $1,5 \text{ kg N/ha/d}$ erst ca. 2,5 Tage nach der Acetylen-Zufuhr erreicht.

Abb. 1:

Beziehung zwischen $y =$ ÜBERGANGSZEIT bis zur Einstellung einer konstanten Rate der N_2O -Freisetzung nach C_2H_2 -Begasung und $x =$ "scheinbarer" GAS-DIFFUSIONSKOEFFIZIENT



Stellt man die mittels der AIT ermittelten Tagesraten der N_2O -Freisetzung den über die ^{15}N -GFM ermittelten Denitrifikationsraten gegenüber, so stimmen sie für die Variante "locker" überein (Abb. 2). In der Variante "dicht" dagegen wird mit der AIT trotz Einstellung einer Gleichgewichtsrate der N_2O -Freisetzung eine deutlich geringere Denitrifikationsrate gemessen als mit der ^{15}N -GFM (Abb 3).

Anhand der gemessenen denitrifikativen N-Verluste, sowie der Menge an mineralisiertem Nitrat oder immobilisiertem Nitrat wurde eine Nitrat-N-Bilanz erstellt, um den während der Messung aufgetretenen Brutto-Nitratverlust, d. h. die Summe aus der Abnahme des Nitratgehaltes und der Menge an zu Nitrat mineralisiertem N, zu erklären.

In der Variante "locker" (Abb. 4) betrug der Brutto-Nitratverlust etwa 4 kg N/ha in 14 Tagen. N-Immobilisation fand nicht statt. Die mit der AIT gemessenen, denitrifikativen N-Verluste können etwa 80 %, die mit der ^{15}N -GFM gemessenen etwa 85 % des Nitratverlustes erklären. Die ^{15}N -DM kommt auf 95 %, weist jedoch eine hohe Standardabweichung von etwa 200 % des Mittelwertes auf. Dies kann mit dem "Differenzwert"-Charakter der über die ^{15}N -DM ermittelten denitrifikativen N-Verluste erklärt werden. Geringe Differenzen weisen naturgemäß besonders starke Schwankungen auf. Die mit den 3 Methoden ermittelten denitrifikativen N-Verluste unterscheiden sich nicht signifikant voneinander und können den

Abb. 2:

METHODENVERGLEICH: TAGESRATEN der FREISETZUNG v. N-GASEN
In die GLOCKE vor und nach Acetylen-Begasung
VARIANTE "LOCKER" (1,4 g/cm³)

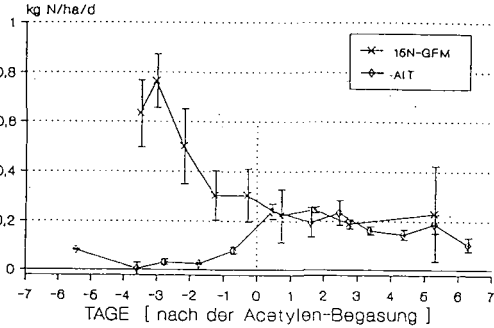


Abb. 3:

METHODENVERGLEICH: TAGESRATEN der FREISETZUNG v. N-GASEN
In die GLOCKE vor und nach Acetylen-Begasung
VARIANTE "DICHT" (1,6 g/cm³)

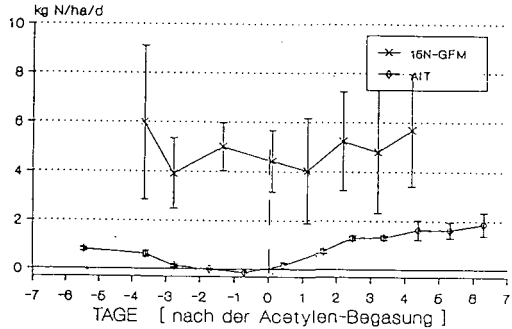
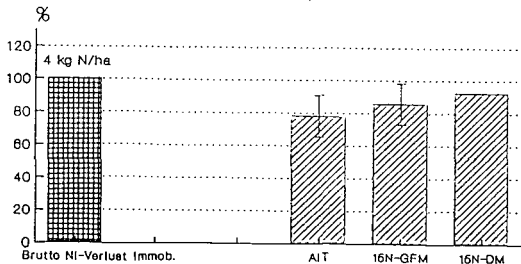


Abb. 4:

METHODENVERGLEICH: DENITRIFIKATION In % bezogen auf den während der Messung aufgetretenen BRUTTO-NITRATVERLUST
VARIANTE "LOCKER" 1,4 g/cm³

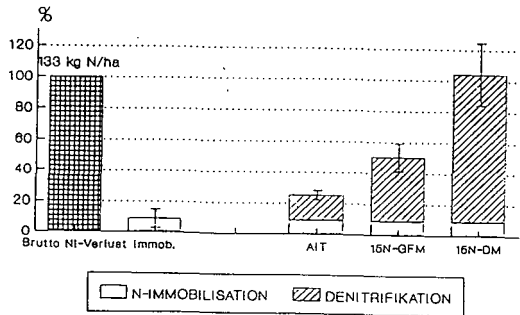


ohnehin geringen Nitrat-N-Verlust erklären.

In Variante "dicht" (Abb. 5) lag der Brutto-Nitratverlust bei 133 kg N/ha in 14 Tagen. Davon sind etwa 10 % immobilisiert worden. Die mit der AIT ermittelten denitrifikativen N-Verluste können zusammen mit der N-Immobilisation nur ca. 25 %, die mit der ¹⁵N-GFM ca. 50 % der Nitratverluste erklären. Lediglich die ¹⁵N-DM zeigt eine gute Übereinstimmung.

Abb. 5:

METHODENVERGLEICH: DENITRIFIKATION und N-IMMOBILISATION
in % bezogen auf d. BRUTTO-NITRATVERLUST während der Messung
in der VARIANTE "DICHT" (1,6 g/cm³)



Die Differenz zwischen der AIT und der ¹⁵N-GFM im dicht gelagerten Boden weist daraufhin, dass hier offenbar die Hemmung der denitrifikativen N₂-Entbindung nicht vollständig gewesen ist. Acetylen ist vermutlich nicht bis zu sämtlichen Stätten der Denitrifikation vorgedrungen, so dass nach wie vor N₂ freigesetzt wurde. Da N₂ mit der AIT nicht erfasst werden konnte, führte dies zu einer Unterschätzung der Denitrifikationsrate.

Die Differenz zwischen den beiden auf Gasfreisetzung beruhenden Methoden (AIT und ¹⁵N-GFM) und der ¹⁵N-DM lässt darauf schliessen, dass grössere Mengen an N-Gas in der Bodenluft und vor allem im Bodenwasser verblieben sind. Rechnerisch könnte die aufgetretene Differenz durch den Verbleib von ca. 4 % N₂O in der Bodenluft und 36 mg/l in der Bodenlösung erklärt werden. Die ¹⁵N-DM kommt zu höheren denitrifikativen N-Verlusten, indem sie den Verlust des Substrates Nitrat im Boden anzeigt, ohne dass die gasförmigen Produkte N₂O und N₂ den Boden verlassen haben. Gasförmige Ammoniak-Verluste können aufgrund der geringen Ammonium-Gehalte des Bodens und des pH-Wertes unter 7 weitgehend ausgeschlossen werden.

III. Schlussfolgerungen

Bei Anwendung der AIT im Felde besteht unter ungünstigen Bedingungen für die Gasdiffusion im Boden (hohe Feuchte oder Dichte) die Gefahr einer UNTERSCHÄTZUNG der aktuellen Denitrifikationsrate, wenn

- die Rate der N₂O-Freisetzung aus dem Boden gemessen wird, bevor die Übergangszeit abgeschlossen ist. Die Übergangszeit kann mehr als 7 Tage dauern.
- Acetylen nicht in alle wassergesättigten Poren des Bodens diffundiert, die Hemmung der denitrifikativen N₂O-Reduktion daher unvollständig bleibt und nach wie vor N₂ freigesetzt wird.
- ein hoher Anteil des produzierten, hoch wasserlöslichen N₂O in der Bodenlösung verbleibt.

Somit bleibt festzuhalten, dass die Messung der aktuellen Denitrifikationsrate in Böden mittels der AIT umso schwieriger wird und umso eher zu einer Unterschätzung dieser Rate führt, je ungünstiger die Bedingungen für die Gasdiffusion in Böden sind. Dies ist also besonders dann der Fall, wenn die Bedingungen für die Denitrifikation als anaerober Prozess besonders günstig sind. Niedrige Denitrifikationsraten lassen sich mit der AIT sicher bestimmen, hohe dagegen können leicht unterschätzt werden.

Charakterisierung der Biomasse in unterschiedlichen Horizonten eines Bodenmonolithen einer Parabraunerde nach einem 6-jährigen Lysimeterversuch

Burauel, P. u. B. Brumhard⁺)

Ein Bodenmonolith einer Parabraunerde (0,5 m² Oberfläche; 1,10 m Profiltiefe) wurde im Frühjahr 1984 mit dem Herbizid [carbonyl-¹⁴C] Methabenzthiazuron im Nachauflauf zu Winterweizen behandelt. Wichtige Bodendaten, Aufwandmengen sowie Rückstandsmengen an ¹⁴C-Radiokohlenstoff in den einzelnen Bodenschichten nach 6,5 Jahren sind aus Tabellen 1 und 2 ersichtlich. Der Lysimeter wurde während der Versuchsdauer entsprechend guter landwirtschaftlicher Praxis in der Fruchtfolge Winterweizen-Wintergerste-Zuckerrüben bewirtschaftet. Ziel der Arbeit war es, die Biomasse des Lysimeterbodens schichtweise zu charakterisieren und die Anteile an ¹⁴C-Kohlenstoff in der Biomasse sowie in der löslichen organischen Kohlenstofffraktion (DOC) zu quantifizieren.

Material und Methoden:

1. Bestimmung von C_{org} in den Bodenschichten nach LICHTERFELDE
2. Fumigation - Direktextraktion nach VANCE et al. 1987:
50 g gesiebter Feuchtboden wurde einer Fumigation mit ethanolfreiem Chloroform für die Dauer von 24 h ausgesetzt; anschließend Extraktion mit 120 ml einer 0,5 M K₂SO₄-Lösung (0,5 h auf einem Horizontalschüttler) und Filtration über 0,45 µm Celluloseacetat-Filter. Bedingt durch diese Filtration, wurde nur die gelöste organische Kohlenstofffraktion erfaßt. Der Gehalt an ¹⁴C-Kohlenstoff im Extrakt wurde im Flüssigkeit - Szintillationsspektrometer bestimmt. Diese Extraktion wurde parallel auch mit Proben ohne Fumigation durchgeführt, so daß die Differenz im Gehalt an gelöstem ¹⁴C-Kohlenstoff in den Extrakten dem Anteil von ¹⁴C in der Biomasse entsprach, welcher durch die Fumigation zusätzlich in Lösung ging.
3. Bestimmung der substratinduzierten Respiration (SIR) nach ANDERSON und DOMSCH (1978) mit Hilfe der Wösthoff-Apparatur im Labor Dr. R. Kubiak, LLFA Neustadt a. d. Weinstraße.
4. Dimethylsulfoxid - Reduktion (DMSO-Methode) nach ALEF und KLEINER (1989): Die Methodik zur Bestimmung der Biomasse -Aktivität wurde leicht modifiziert, entsprechend einer Arbeitsvorschrift einer LUFA-Ringuntersuchung aus dem Jahre 1990. 10 g gesiebter Feuchtboden wurde mit 2,5 ml 10 % DMSO-Lösung versetzt und nach kurzer Vorinkubation (10 Minuten) für 3 h bei 40°C im Wasserbad inkubiert. Das gebildete Dimethylsulfid-Gas (DMS) wurde dem Headpace der Probenflaschen entnommen und im Gaschromatographen (HP 5890) quantifiziert.

Ergebnisse:

Der Gehalt an C_{org} in der Ackerkrume (0 - 30 cm) belief sich auf 1,3 % (Tab. 2). In den obersten 30 cm war jeweils die größte Menge an mikrobieller Biomasse und die höchste mikrobielle Aktivität zu verzeichnen (Abb. 1a, 2a). In den tieferen Bodenschichten (40 - 110 cm) schwankte der C_{org}-Gehalt zwischen 0,3 - 0,4 %. Auffällig ist, daß die mikrobielle Biomasse (Abb. 1 a), gemessen nach der SIR-Methode, in den unteren Bodenschichten nur geringfügig niedriger ist als durchschnittlich in der 20 - 40 cm Bodenschicht. Die Aktivität der Biomasse (Abb. 2 a) zeigt hingegen bis in die Tiefe von 110 cm eine abnehmende Tendenz. Wird die Bezugsgröße für beide Parameter von Trockengewicht Boden auf den C_{org}-Gehalt umgerechnet, erscheint der Anteil des Kohlenstoffs der mikrobiellen Biomasse pro mg organischen Kohlenstoffs in den tieferen Bodenschichten höher als in der Ackerkrume (Abb. 1 b). Bezüglich der Aktivität der Biomasse bleibt die abnehmende Tendenz unabhängig von der Bezugsgröße bestehen (Abb. 2 a, 2 b).
Anteile von Radiokohlenstoff in der gelösten org. Substanz (DOC) konnten bis in 70 cm Tiefe nachgewiesen werden (Abb. 3). Der Gehalt an Radioaktivität im DOC, bezogen auf den jeweiligen Gesamtgehalt an ¹⁴C-

⁺) Institut für Radioagronomie, Postfach 1913, Forschungszentrum Jülich GmbH (KFA), 5170 Jülich

Rückstand pro Schicht, war in den Bodenschichten von 30 - 70 cm höher als in den oberen 0 - 30 cm. Die Inkorporation von Radiokohlenstoff in die Biomasse war nur in den Schichten der Ackerkrume bis zu max. 0,3 % der in der entsprechenden Bodenschicht vorhandenen Radioaktivität zu quantifizieren (Abb. 4).

Schlußfolgerungen:

Nach 6,5 Jahren konnten nur geringe Mengen von ¹⁴C - Kohlenstoff aus der Carbonylposition der Harnstoffseitenkette des Herbizidwirkstoffs Methabenzthiazuron in der Biomasse der Ackerkrume (0 - 30 cm) festgestellt werden (Abb. 4). In der Summe waren dies 0,046 % der applizierten Radioaktivität entsprechend einer wirkstoffäquivalenten Menge von 64 µg in insgesamt 150 kg Boden.

Jeweils bezogen auf die ¹⁴C-Gesamtrückstände in den Bodenschichten war ein Anteil an ¹⁴C im DOC bis in die Tiefe von 70 cm meßbar. Der deutliche Anstieg unterhalb der Ackerkrume deutet auf möglicherweise quantitative sowie qualitative Veränderungen in der DOC - Fraktion und/oder geänderte Adsorptionsverhältnisse hin.

Aus nicht veröffentlichten Ergebnissen einer bodenmikrobiologischen Ringuntersuchung (LUFA, 1990) ist bekannt, daß Ergebnisse der SIR - Methode mit Werten der DMSO - Reduktion sehr gut korrelieren (r = 0,995). Dies läßt sich hier für die oberen Bodenschichten (0 - 40 cm) bestätigen (r = 0,999). Für tiefer liegende Bodenschichten müssen die Methoden in ihrer Aussagefähigkeit überprüft werden. Die Anwendung der SIR - Methode in tieferen Bodenschichten erscheint fragwürdig.

Eine Bestimmung der mikrobiellen Biomasse nach der Fumigation - Direktextraktion (FE; hier nicht dargestellte Ergebnisse) ergab um den Faktor 4 - 5 verringerte Werte in den Bodenschichten 0 - 40 cm im Vergleich zur SIR - Methode. Darunter lag der Biomassegehalt, bestimmt nach FE, unterhalb der Nachweisgrenze. Diese deutlich reduzierten Gehalte sind mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Filtration über ein 0.45µm Filter zurückzuführen.

Literatur:

ALEF, K. und D. KLEINER (1989): Rapid and sensitive determination of microbial activity in soils and in soil aggregates by dimethylsulfoxid reduction. - *Biology and Fertility of Soils*, 8, 349 - 355
 ANDERSON, J. P. E. und K. H. DOMSCH (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. - *Soil Biol. Biochem.*, 10, 215 - 221
 VANCE, E. D., P. C. BROOKES und D. S. JENKINSON (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. - *Soil Biol. Biochem.*, 19, 703 - 707

Tabelle 1

Bilanzierung der Radioaktivität im Lysimeter 6,5 Jahre nach einer Applikation mit [carbonyl - ¹⁴C] Methabenzthiazuron

Applizierte Wirkstoffmenge = 137,6 mg (4 kg Tribunil/ha)
 Spezifische Radioaktivität des Wirkstoffs = 798,1 kBq/mg
 Applizierte Radioaktivität = 100

Bodenschicht in cm	Rückstand an ¹⁴ C in %	Wirkstoffäquivalente ¹ mg/kg
0-10	6,55	0,19
10-20	7,51	0,20
20-30	5,34	0,15
30-40	0,42	0,01
40-50	0,11	<0,01
50-60	0,13	<0,01
60-70	0,05	<0,01
70-80	0,05	<0,01
80-90	0,02	<0,01
90-100	0,01	<0,01
100-110	0,01	<0,01
110-115	0,01	<0,01
	Summe: 20,18	

¹ berechnet aufgrund der spezifischen Radioaktivität des eingesetzten Wirkstoffs

Tabelle 2

Kenndaten der für die Versuche verwendeten Parabraunerde

Horizont Tiefe von - bis [cm]	A _p 0-39	A ₁ 39-55	B _{t1} 55-77	B _{t2} 77-98	B _{t3} 98-119
pH - Wert [KCl]	7,2	6,9	6,8	6,7	6,5
C _{org} [%]	1,3	0,5	0,4	0,3	0,3
Sand [%]	6,4	1,0	0,1	0,8	0,7
Schluff [%]	78,2	77,1	73,4	74,1	72,7
Ton [%]	15,4	21,9	26,5	25,1	26,6
Ges. Porenvol. [%]	46,3	48,0	43,1	41,8	41,0

Abb. 1a

Mikrobielle Biomasse nach SIR in den Bodenschichten

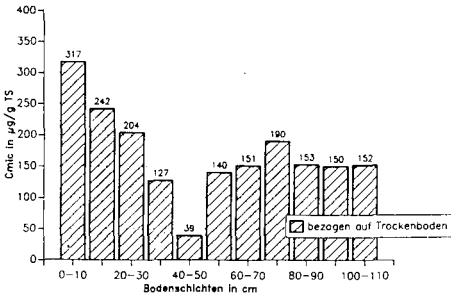


Abb. 1b

Mikrobielle Biomasse nach SIR in den Bodenschichten

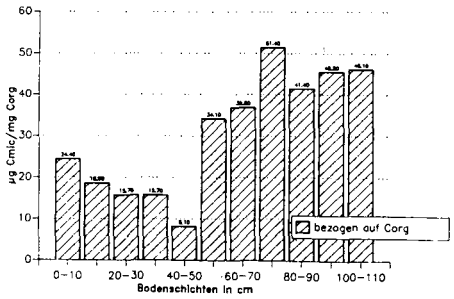


Abb. 2a
DMSO-Reduktion in den Bodenschichten

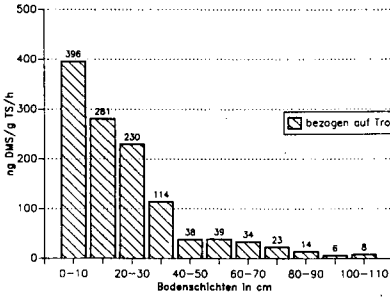


Abb. 2b
DMSO-Reduktion in den Bodenschichten

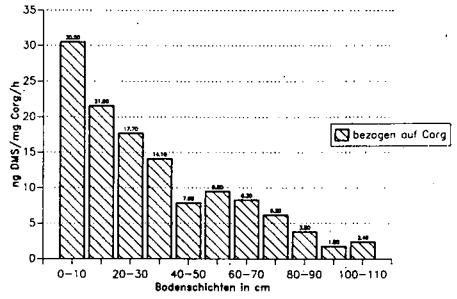


Abb. 3
¹⁴C-Kohlenstoff in der Fraktion gelöster org. Kohlenstoffe (DOC)
Radioaktivität in der jeweiligen Bodenschicht = 100

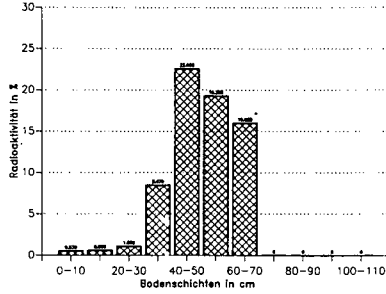
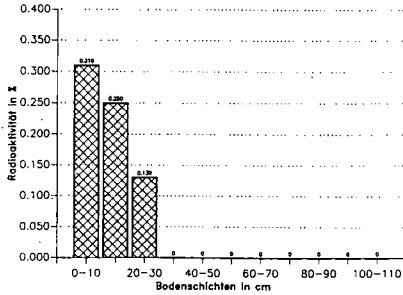


Abb. 4
¹⁴C-Kohlenstoff in der Biomasse nach Fumigation
Radioaktivität in der jeweiligen Bodenschicht = 100



Eine Möglichkeit der Nutzung von Gensonden zur qualitativen Charakterisierung einer Bakterienpopulation in Böden - Methodik und Anwendungsbeispiel

Burauel, P.^{+) , Jongok Ka u. J. Tiedje⁺⁺⁾}

Seit einigen Jahren ist das Phänomen eines stimulierten Abbaus von Pflanzenschutzmitteln nach wiederholter Applikation bekannt. In der Literatur ist dies unter anderen beschrieben worden für die Wirkstoffe 2,4-D, Amaze, Furdan, Isophenphos und Carbofuran. Die Mechanismen der Adaption von Mikroorganismen sind jedoch noch nicht völlig aufgeklärt, so daß in dieser Arbeit versucht wurde, mit Hilfe von Gensonden als molekularbiologische Methode, Veränderungen in der Mikroorganismenpopulation des Bodens festzustellen.

In dieser Studie wurde 2,4-D als Testsubstanz gewählt, da der Metabolismus weitgehend bekannt ist und die für den Abbau verantwortlichen Gene bereits charakterisiert wurden (Abb. 1). Als Versuchsansatz diente ein Feldversuch mit acht Parzellen und einer Parzellengröße von je 33,4 m². Es wurden drei Behandlungsstufen und eine Kontrolle mit je einer Wiederholung gewählt:

Behandlung

1. Kontrolle
2. GLP⁺⁺⁺⁾
3. GLP x 10
4. GLP x 100

Im Jahre 1988 wurde der Feldversuch angelegt und es erfolgten folgende 2,4 - D - Applikationen:

1988 im Oktober	1 mal
1989 im Mai, Juli, Sept., Nov.	jeweils 1 mal
1990 im Mai, Juli, Sept., Nov.	jeweils 2 mal

Somit wurde jede der drei Behandlungsstufen 13 mal gespritzt. Um zu überprüfen, daß die bereits bekannten Gene auch tatsächlich in der nativen bakteriellen DNA (DNS) detektierbar waren, wurden zunächst 2,4-D abbauende Bakterienstämme aus den Versuchspartzellen isoliert und mit vorhandenen Genproben getestet. Es war möglich, die Population in folgende Klassen einzuteilen:

Klasse	tfdA	tfdC	tfdD	6,5 Kb
I	X	X	X	
II	X			
III				X
IV				

Mit Hilfe des Gens *tfdA* und eines 6,5 Kb DNA - Fragments, isoliert aus einem dominanten Bakterienstamm des Bodens der Versuchspartzellen, konnte ca. 70 % der kultivierbaren Bakterienpopulation charakterisiert werden, wobei 30 - 40 % allein mit *tfdA* erfaßt werden konnten.

Bodenproben aus dem Feldversuch (Bohrstockproben 15 cm tief) wurden mittels der MPN - Methode (most probable number nach COCHRAN 1950) quantitativ auf 2,4 - D abbauende Bakterien untersucht und qualitativ mit der radioaktiv markierten Gensonde ³²P-*tfdA* charakterisiert. Die Extraktion bakterieller DNA erfolgte nach HOLBEN et al. (1988). Wichtige Schritte sind dabei die Gewinnung bakterieller Zellen aus dem Boden, die Freisetzung der DNA aus den Zellen und die Reinigung der DNA mittels Dichtegradient in einer Ultrazentrifuge. In der Regel wurden 0,5 - 1 µg bakterielle DNA pro g Boden extrahiert. Zur Charakterisierung der gewonnenen DNA wurden dann bekannte molekularbiologische Methoden angewandt wie Schneiden der DNA mit Restrik-

⁺⁾ Institut für Radioagronomie, Postfach 1913, Forschungszentrum Jülich GmbH (KFA), 5170 Jülich

⁺⁺⁾ Centre for Microbial Ecology, Michigan State University, East Lansing, MI, USA

⁺⁺⁺⁾ GLP = Gute Landwirtschaftliche Praxis ortsüblich 0,6 kg 2,4 - D/ha

tionsendonukleasen, Größenfraktionierung der DNA - Schnittstücke mittels Gel - Elektrophorese, Überführung der DNA - Einzelstränge auf Nitrozellulosefilter (southern blot) und Hybridisierung mit der ³²P - markierten Gensonde (HOLBEN et al., 1988).

Ergebnisse:

In dieser Mitteilung werden nur Ergebnisse aus dem Versuchsjahr 1990 vorgestellt. In der Abbildung 2 zeigt sich, daß die Gesamtkeimzahl von ca. 10⁸ cfu/g Boden weder durch die Behandlung noch durch den Probenahmezeitpunkt beeinflusst wurde. Die Menge an 2,4 - D abbauenden Bakterien lag bei der Kontrolle bei ca. 10³ Zellen pro g Boden und bei der Behandlung GLP x 100 mit ca. 10⁷ Zellen pro g Boden um den Faktor 10000 höher. Bezogen auf die Gesamtkeimzahl waren bei der Kontrolle 0,001 % und bei der Behandlung GLP x 100 10 % der kultivierbaren Bakterien in der Lage, 2,4 - D abzubauen.

Die Hybridisierung nativer bakterieller DNA mit der tfdA - Sonde zum Probenahmezeitpunkt September 1990 (Abb. 3) zeigte bei der Behandlung GLP x 10 nur eine schwache, jedoch bei GLP x 100 eine deutliche Reaktion. Die Schwärzung auf der Makroautoradiographie des Nitrozellulosefilters zeigt, daß das tfdA - Gen in unterschiedlich großen DNA - Schnittstücken der bakteriellen DNA lokalisiert ist. Die Größe der DNA - Stücke ist durch die Nutzung eines "size marker" abschätzbar. Mit Hilfe des Plasmids pJP4 wurde die Gensonde vermehrt und diente hier als positive Kontrolle. Eine Quantifizierung der hybridisierten Menge an ³²P - tfdA ist neben der hier vorgestellten qualitativen Charakterisierung ebenfalls möglich.

Literatur:

COCHRAN, W. G., 1950: Estimation of bacterial densities by means of the "most probable number". Biometrics, 6, 105 - 116

HOLBEN, W. E., J. K. JANSSON, B. K. CHELM und J. M. TIEDJE, 1988: DNA probe method for the detection of specific microorganisms in the soil bacterial community. Appl. Environ. Microbiol., 54, 703 - 711

Abbildung 1
Abbaueweg von 2,4 - D

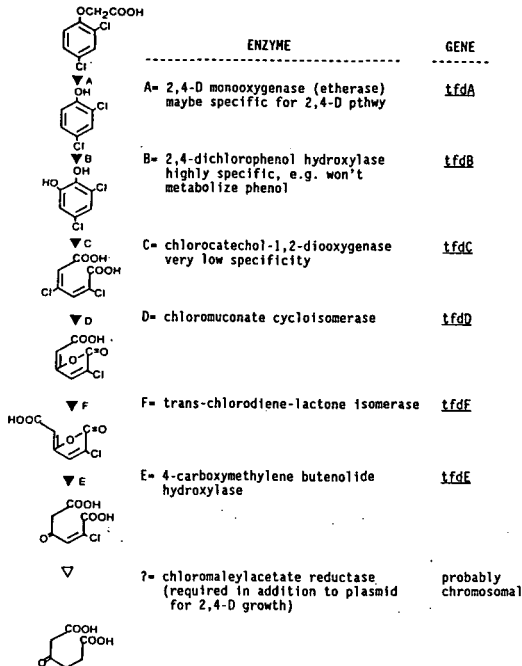
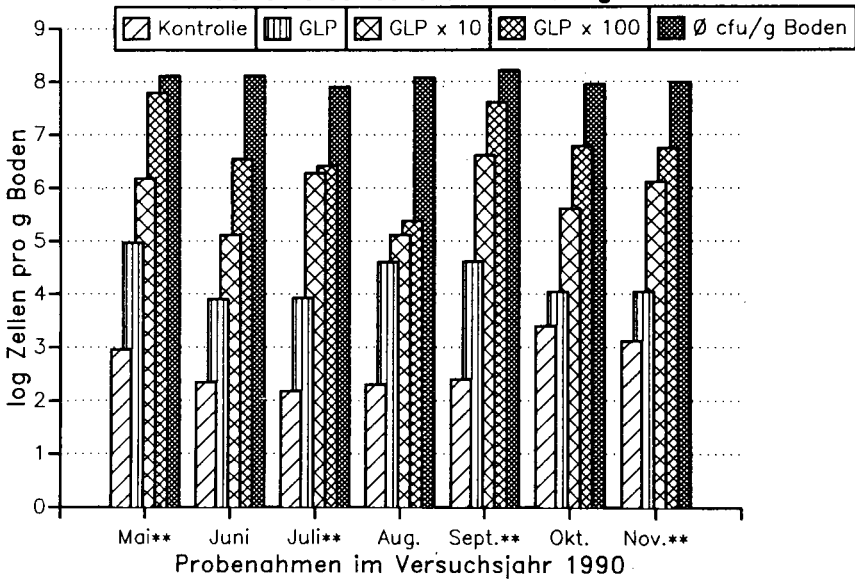


Abbildung 2
2,4-D abbauende Bakterien im Feldboden (MPN)
nach unterschiedlicher Behandlung



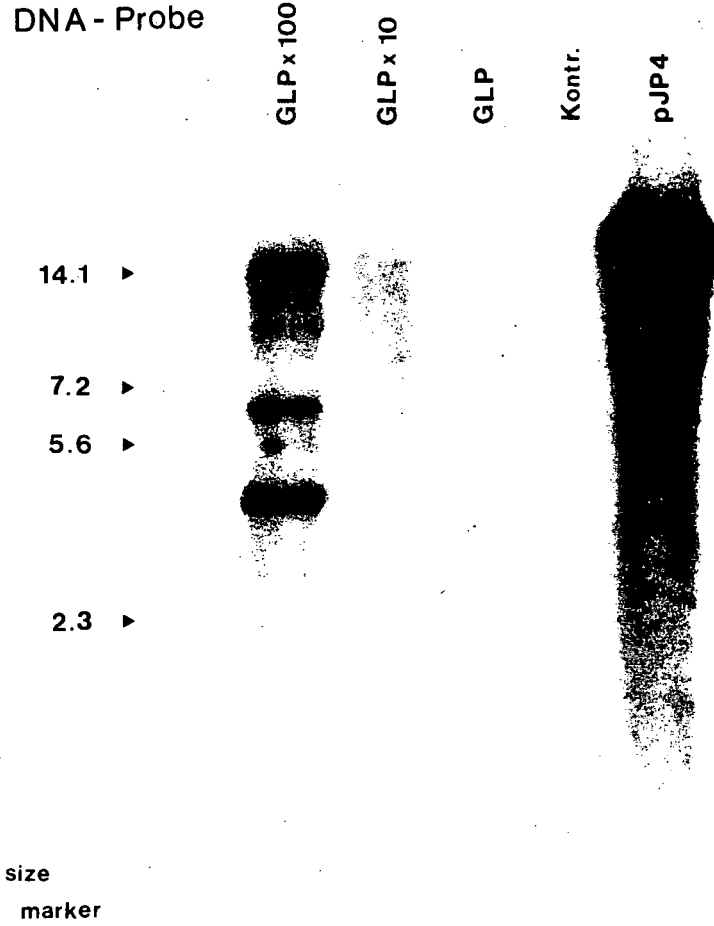


Abbildung 3

Charakterisierung der Bakterienpopulation mittels ^{32}P - tfdA Gensonde
Probenahme von September 1990

- bakterielle DNA wurde mit BamHI geschnitten
- Größenfraktionierung per Gel - Elektrophorese
- Transfer auf Nitrozellulose - Filter
- Hybridisierung mit ^{32}P - tfdA Gensonde

Quantitative Regenwurmerfassung - ein Methodenvergleich

von Otto Ehrmann und Ulrich Babel⁺)

1. Einleitung

Regenwürmer können das Bodengefüge wesentlich beeinflussen. Da sie scheinbar auch leicht erfaßbar sind, sind sie die von Bodenkundlern am häufigsten untersuchten Bodentiere. Zum Regenwurmfang wurde bisher vor allem die Formalinmethode und die Handauslese eingesetzt. Seit kurzem gibt es eine quantitativ arbeitende Elektromethode (THIELEMANN 1986). Die Elektromethode wurde mit den beiden bisherigen Standardmethoden an 9 Standorten bei jeweils 2 Bodenfeuchten verglichen. In diesem Vergleich wurde außerdem die Kombination der Elektromethode mit einer nachfolgender Handauslese einbezogen.

2. Standorte

Untersucht wurden 3 Acker-, 3 Grünland- und 3 Waldstandorte in Südwestdeutschland, die sich nach Bodentyp (Terra Fusca, Pararendzina, Rendzina, Parabraunerde, Vega und Pseudogley) und Vegetation unterscheiden.

Alle Standorte wurden bei 2 verschiedenen Bodenfeuchten beprobt:

"trockener": einige Zeit nach Niederschlägen (aber nicht ganz trocken)

"feuchter" : wenige Tage nach ergiebigen Niederschlägen

3. Methoden

Formalinmethode

Menge: 36 l/m², geteilt in 3 Gaben (alle 15 Minuten)

Konzentration: 0,22 % Formaldehyd

Sammelzeit: 45 Minuten Probefläche: 1/4 m²

Handauslese

Tiefe: 0-27 cm (mindestens aber bis zur Ap-Untergrenze)

Auslesezeit: 20-70 Minuten Probefläche: 2 x 1/70 m²

Die 2 Teilproben wurden zu einer Probe addiert

Elektromethode

Oktettmethode nach THIELEMANN (1986). Verwendet wurde ein von THIELEMANN weiterentwickeltes Gerät.

Eingangsspannung: 12V (Autobatterie),

Ausgangsspannung: 100-600 V (Impulse, regelbar)

Sammelzeit: 45 Minuten Probefläche: 1/8 m²

Kombination: Elektromethode mit nachfolgender Handauslese

Nach Ende der Elektroaustreibung wurde innerhalb des Oktett-Kreises eine Probe für eine Handauslese entnommen.

Wiederholungen

Bei jeder Bodenfeuchtestufe wurden die Methoden in der Regel 5 mal wiederholt, insgesamt wurde jede Methode 89 mal ausgeführt.

⁺) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27, 7000 Stuttgart 70

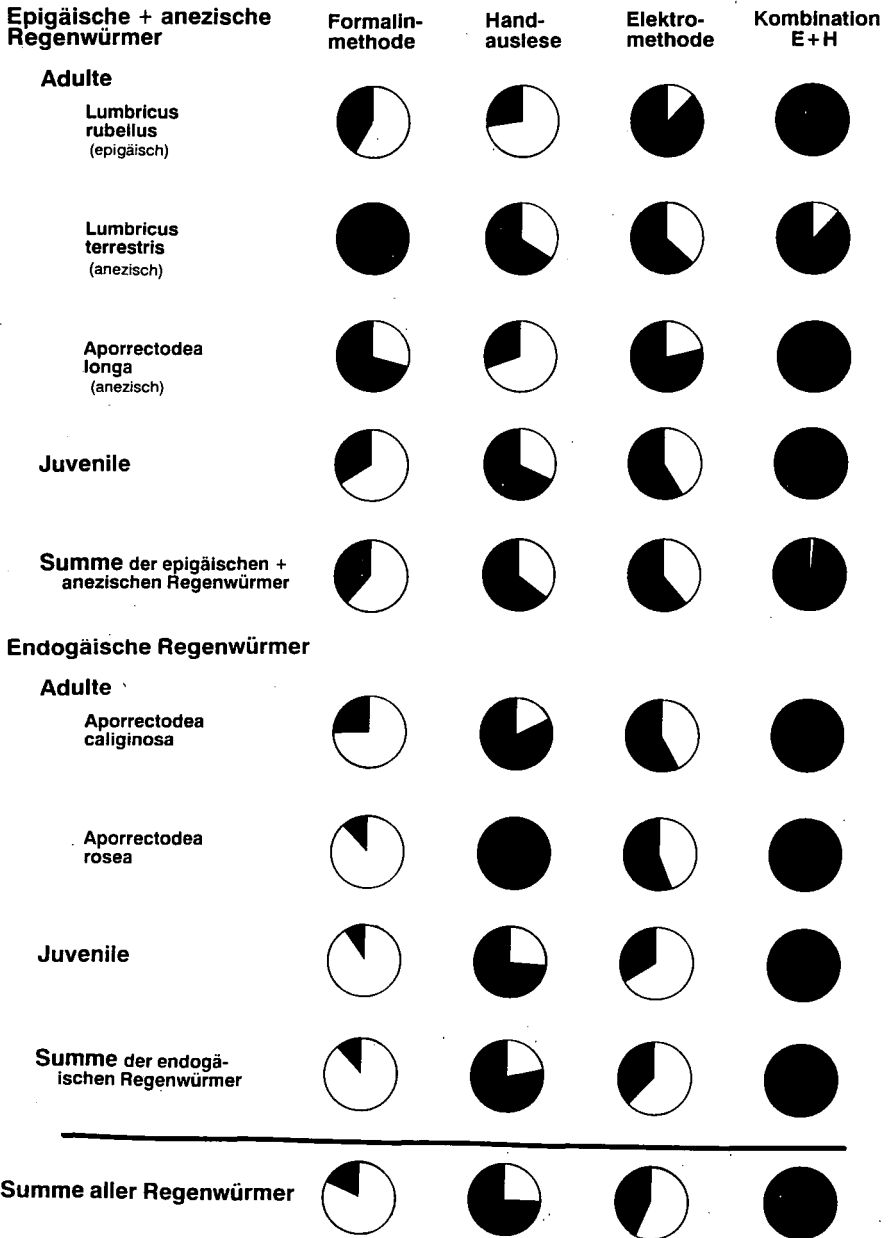


Abb. 1: Regenwurmfangergebnisse nach 3 Methoden und einer Methodenkombination Mittelwerte aus 9 Standorten und 2 nach Bodenfeuchte verschiedenen Terminen. Angegeben sind Individuen pro m² in % der jeweils effektivsten Methode (100% = ganz ausgefüllter Kreis).

Auswertung

Alle Regenwürmer wurden in 2 Gruppen eingeteilt:

a) Epigäische und Anezische Regenwürmer

Die Tiere beider Gruppen können bei Reizung die Bodenoberfläche leicht erreichen (epigäische leben oberflächennah, anezische haben an der Bodenoberfläche mündende Röhren). Die Unterscheidung von epigäischen und anezischen Tieren ist bei Juvenilen oft nicht möglich.

b) Endogäische Regenwürmer

Um die Bodenoberfläche zu erreichen, müssen sich endogäische Regenwürmer erst durch den Boden graben. Die Juvenilen dieser Gruppe können gut von der Gruppe a) unterschieden werden.

Adulte Tiere wurden zusätzlich bis zur Art bestimmt.

4. Ergebnisse und Diskussion

Schwächen der einzelnen Methoden (Abb. 1):

- Die Elektromethode und noch ausgeprägter die Formalinmethode erfassen nur einen geringen Teil der endogäischen Regenwürmer (der Unterschied zur Handauslese und Kombination ist statistisch gesichert, $\alpha=0,01$); bei feuchterem Boden (Tab. 1) erhöht sich zwar die Effektivität, absolut ist sie aber immer noch niedrig. Ruhestadien sind hierfür eine Erklärung. Allerdings kommt auch bei feuchtem Boden, wenn keine Ruhestadien auftreten, nur ein Teil der aktiven endogäischen Regenwürmer an die Bodenoberfläche.
- Die Handauslese (bis 27 cm Tiefe) erfaßt adulte anezische Regenwürmer nur zum Teil und (aus Gründen des Arbeitsaufwandes) mit einer viel zu kleinen Probestfläche.

Die drei Methoden haben aber auch Vorteile (ebenfalls Abb.1):

- Die Elektromethode und die Formalinmethode erfassen adulte epigäische und anezische Regenwürmer gut (wobei die Elektromethode *L. rubellus* und die Formalinmethode *L. terrestris* besser erfaßt).
- Die Handauslese erfaßt endogäische Regenwürmer gut.

Keine der 3 Methoden eignet sich allein zur vollständigen Erfassung der Regenwurmpopulation eines Standortes. Dies ist bei der Verschiedenartigkeit der Regenwurmart und ihrer Lebensweise auch nicht zu erwarten.

Für vergleichende Untersuchungen (z.B. Vergleich verschiedener Fruchtfolgen oder Direktsaat / Pflug) sind die Methoden nur dann geeignet, wenn die zu vergleichenden Varianten keinen oder einen gleichen Einfluß auf die Effektivität der Methoden haben.

Da aber die Effektivität sowohl durch verschiedene Bodenbedingungen (z.B. Feuchte) als auch unterschiedliche Artenkombinationen beeinflusst wird, ist die Verwendung einer Methode allein auch bei vergleichenden Untersuchungen fragwürdig.

Durch eine Kombination von Elektro- bzw Formalinmethode mit der Handauslese kann die Effektivität wesentlich verbessert werden. Allerdings werden auch mit einer Methodenkombination nicht alle Regenwürmer eines Standortes erfaßt.

Die Kombination von Formalinmethode mit Handauslese ist nicht neu. BOUCHE (1969) empfahl eine Formalinaustrreibung im Loch der Handauslese. Die Kombination der Handauslese mit der Elektromethode ist meist günstiger als mit der Formalinmethode:

- Die Elektromethode ist im Durchschnitt effektiver.
- Nur die Elektromethode, nicht aber die Formalinmethode (Verschmieren, Gesundheitsgefährdung) kann vor der Handauslese angewendet werden. Damit reduziert sich die Zahl der bei der Handauslese übersehenen Regenwürmer.
- Formalin schädigt Regenwürmer und Vegetation.

Kombinationen werden aufgrund des hohen Arbeitsaufwandes nicht häufig verwendet. Nach Tab.2 kann bei einer Kombination die Probefläche der arbeitsaufwendigen Handauslese kleiner gehalten werden, weil die Varianzen der mit Handauslese erfaßten endogäischen Regenwürmer durchschnittlich nicht größer sind als die Varianzen der anezischen und epigäischen bei der wesentlich größeren Probefläche der Elektromethode.

5. Literatur

BOUCHE, M.B. (1969): Comparaison critique de methodes d'evaluation des populations de Lombricides. *Pedobiologia* 9, 26-34

THIELEMANN, U. (1986): Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktetmethode. *Pedobiologia* 29, 296-302

Tab. 1: Biomassen und Abundanzen bei trockenerer und feuchterer Variante

Abundanzen	Formalin- methode	Hand- auslese	Elektro- methode	Kombination E + H
a) epigäische + anezische				
trockener	44	63	62	99
feuchter	34	66	60	98
b) endogäische				
trockener	6	78	33	100
feuchter	18	79	43	100
Biomassen				
a) epigäische + anezische				
trockener	65	65	60	98
feuchter	60	54	53	84
b) endogäische				
trockener	9	81	39	100
feuchter	28	98	55	99

[Alle Angaben in %, Bezugsbasis ist die effektivste Methode für einzelne Arten. Wenn, wie in Zeile 6 nirgends 100 steht, erfaßt z.B die Kombination A. longa und die Formalinmethode L. terrestris am besten]

Tab. 2: Mittelwerte des Variationskoeffizienten der Abundanzen

	Formalin- methode	Hand- auslese	Elektro- methode
Flächengrößen	1/4 m ²	2x1/70 m ²	1/8 m ²
epigäische + anezische	59 %	120 %	70 %
endogäische	100 %	59 %	80 %

[Variationskoeffizient = Standardabweichung * 100/Mittelwert, berechnet wurde er aus den Mittelwerten der Probestermine]

**Einfluß unterschiedlicher Bodennutzung auf mikrobiologische Eigenschaften
und die Makrosaprophagen-Fauna (Isop., Dipl., Lumbr.) von Auenböden.**

von Emmerling, C. und D. Schröder⁺

Einleitung

Aueökosysteme sind hinsichtlich der Filterfunktion in landwirtschaftlich intensiv genutzten Räumen und im Rahmen von Extensivierungsmaßnahmen von besonderer Bedeutung [1]. Hier interessierte die Frage, welchen Einfluß eine intensive landwirtschaftliche Nutzung auf abiotische und mikrobiologische Eigenschaften von Auenböden hat. Umgekehrt betrachtet sollte die Auswirkung von Extensivierungsmaßnahmen auf die Biologie der Böden prognostiziert werden. Hierzu wurden die Artenzusammensetzung, Abundanz und Dominanzstruktur der saprophagen Makrofauna im Nutzungsgradienten, bzw. während der Sekundärsukzession vom Acker zum Auwald verfolgt (vgl. [2]). Basierend auf den Erkenntnissen früherer Arbeiten [3] werden die Auenböden im folgenden differenziert in semiterrestrische Standorte mit periodischer Überschwemmungsdynamik (Auenböden i.e.S.) sowie in "Altauen"-Standorte, die nur noch episodisch überschwemmt werden und die eine terrestrische Entwicklung einleiten. Es sollte daher die Bedeutung periodischer Überflutungen für die Bodeneigenschaften und die Struktur der Makrosaprophagen-Fauna überprüft werden.

Material und Methoden

Böden: Das Untersuchungsgebiet liegt im Bliesgau südlich von Saarbrücken. Es wurden die Oberböden (0-20cm, ohne Auflage) folgender Biotope untersucht: Auwald (WA), extensives (GE) und intensives Grünland (GM) sowie Getreide (AG) und Maisanbau (AM). Der Auwald wird nicht genutzt, das extensive Grünland wird nur einmal ab August gemäht und nicht oder nur verhalten gedüngt, das intensiv genutzte Grünland wird 4-5x gemäht und wie die Ackerflächen intensiv mineralisch und organisch gedüngt.

Methoden: Die Methoden orientierten sich an den Originalvorschriften. Bei der Ammonifikation erfolgte allerdings eine Extraktion mit 0,01M CaCl₂ und eine Messung am Photometer. Die Probennahme erfolgte in 4-facher Wiederholung/Standort.

Erfassung der Bodentiere: Isopoda und Diplopoda wurden ganzjährig mittels Barberfallen gefangen (Öffnungsdurchmesser 5cm, 4 Fallen je Standort, Fangflüssigkeit 4%iges Formalin). Die Regenwürmer wurden im Frühjahr und Herbst durch Formalin-Extraktion (0,25%ig) ausgetrieben (Extraktionszeit 2 x 20 min, 10l/0,25m², 4 Wiederholungen je Standort) und durch Handauslese (4 Wdh. à 0,16m²) ergänzt.

Statistische Auswertung: Bei der relativ kleinen Stichprobenzahl mußte die Annahme einer Normalverteilung der Daten abgelehnt werden. Da aus dem gleichen Grund keine Transformation der Daten angestrebt wurde, kamen ausnahmslos nichtparametrische oder verteilungsfreie Berechnungsverfahren (Rangtest nach NEMENYI und Rangvarianz-Test nach KRUSKAL-WALLIS) zur Anwendung.

⁺ Universität Trier, FB VI/Abt. Bodenkunde, PF 3825, 5500 Trier

Tab.1: Abiotische und mikrobiologische Kennzeichnung der Oberböden sowie Artenzahlen verschiedener Nutzungsvarianten in der Blies-Aue.

Rt (g/cm³), Corg(%), Basalatmung (R BASAL) [mgCO₂/100gTS/d], Substratinduzierte Respiration (SIR) [mgCO₂/100g/d], SIR/Corg [SIR/Corg(%) * 10], Dehydrogenase (DHG) [µgTPP/gTS], Ammonifikation (AMMO) [µgNmin/10gTS]. Angabe des Mittelwertes \bar{x} (n=8), die Variationskoeffizienten liegen unter 30%. Parameterfreier multipler Vergleich der Varianten nach NEMENYI. Signifikanter Unterschied ($\alpha=0,10$ einseitig) wenn Differenz der Prüfgrößen zwischen zwei Varianten $\geq 115,0$.

Parameter	Standort	WA	Nutzungsvarianten			
			GE	GM	AG	AM
Rt	Aue	0,96	1,09	1,11	1,44	1,42
	Altaue	1,10	1,27	1,23	1,43	1,32
B'art	Aue	SI2	Ls2	Lts	SI2	SI2
	Altaue	Lt3	Lt3	Lt3	Lt2	Lt3
B'typ	Aue	Ac	A-AB	Ac	Ac	Ac
	Altaue	AG-AB	AB	AB	A-AB	AL-AB
Corg	\bar{x}	3,63	3,97	4,20	1,84	2,25
	Prüfgröße	189	241	254	52	84
R-BASAL	\bar{x}	8,23	7,38	8,58	5,48	6,78
	Prüfgröße	216	162,5	217,5	54,5	136,5
SIR	\bar{x}	133,2	136,1	148,7	55,8	80,4
	Prüfgröße	217	226,5	241,5	36	102
SIR/Corg	\bar{x}	3,70	3,42	3,54	3,05	3,64
	Prüfgröße	198	157,5	169,5	93,5	198,5
DHG	\bar{x}	548,5	554,1	622,2	274,1	313,7
	Prüfgröße	214,5	213,5	247	60	85
Ammo	\bar{x}	10,6	7,8	7,3	3,7	4,5
	Prüfgröße	271	194,5	172	77,5	100
Isopoda	Artenzahlen:	6	4	2	5	4
Diplopoda	"	13	7	5	4	4
Lumbricidae	"	11	9	4	4	5
Gesamt		30	20	11	13	13

Tab.2: Vergleich zwischen Aue- und Altaue-Standorten anhand ausgewählter bodenchemischer und mikrobiologischer Eigenschaften

Parameterfreier H-Test nach Kruskal-Wallis (χ , n = 20). Signifikanter Unterschied bei $\alpha=0,5^*$ und $\alpha=0,01^{**}$.

Standort	Parameter ¹							
	Corg	pH	P ₂ O ₅	R-Basal	SIR	SIRC _{org}	DHG	Ammo
Aue	2,89 [*]	6,94	32,4 ^{**}	6,93	102,9	3,59	444,5	6,71
Altaue	3,46	6,88	18,5	7,64	118,8	3,37	480,5	6,85

¹ Bezeichnungen und Einheiten siehe Tab. 1

Ergebnisse und Diskussion

In Tab. 1 sind einige ausgewählte abiotische und mikrobiologische Parameter aufgeführt. Entsprechend der fraktionierten Auensedimentation [4] dominieren im ufernahen Braune Auenböden aus sl. bis IS während im Altauenbereich Übergänge zu Auenbraunerden (t'L) vorherrschen.

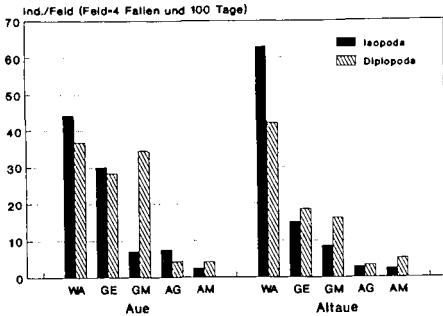


Abb. 1: Besiedlung verschiedener Nutzungstypen durch Isopoda und Diplopoda

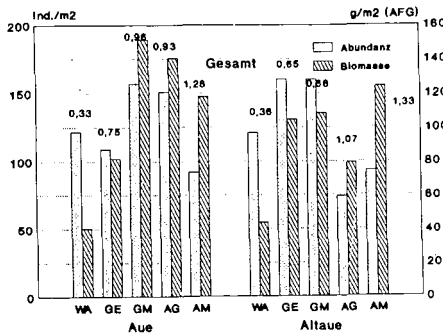


Abb. 2: Abundanz, Biomasse und R_{B/A} der Lumbriciden im Nutzungsgradienten

Mit der Bodenentwicklung ist eine Zunahme der Lagerungsdichte verbunden, was auf den Ackerflächen allerdings nutzungsbedingt nicht zum Ausdruck kommt. Der C_{Org}-Gehalt der Ackerböden liegt gesichert niedriger als in den übrigen Flächen. Die Respiationsleistung (SIR) der Mikroflora in den einzelnen Varianten entspricht dem Verlauf des C_{Org}-Gehaltes. Die relativ niedrige Basalatmung im extensiven Grünland deutet darauf hin, daß es sich um eine Sukzessionsfläche handelt und die Mikroorganismen-Population noch nicht optimal an den Standort adaptiert ist, während die vergleichsweise hohen Werte in der Mais-Variante Ausdruck der Versorgung mit leicht mineralisierbarer organischer Substanz durch die organische Düngung ist. Wird die Substratinduzierte Respiration auf den C_{Org}-Gehalt bezogen ist der nutzungsbedingte Einfluß rechnerisch nivelliert. Beim Vergleich der Enzymaktivitäten fällt die gesicherte nutzungsbedingte Hemmung der DHG-Aktivität in den Ackerflächen gegenüber den übrigen Varianten auf. Die Ammonifikationsleistung liegt ebenfalls in den naturnahen Varianten signifikant höher. In der extensiv bewirtschafteten Grünland-Variante wurden die höchsten Variationskoeffizienten (27%) errechnet, was eventuell den sukzessiven Charakter der Fläche bestätigt.

Die periodische Überflutung der Aue-Standorte und die damit verbundenen Sedimentationsprozesse bewirken eine auffällige, hoch signifikante Akkumulation von pflanzenverfügbarem Phosphor der ufernahen Bereiche (Tab.2). Demgegenüber liegt der C_{Org}-Gehalt in den Altauen-Flächen gesichert im Durchschnitt aller Varianten um 0,60% höher, was durch den höheren Tongehalt und der höheren Aggregatstabilität und Lagerungsdichte erklärt werden kann. Die nachlassende Überschwemmungsdynamik und die fortschreitende Bodenentwicklung haben zu leicht erhöhten, aber statistisch nicht gesicherten Werten auch bei den übrigen Parametern geführt.

Die Nutzungsintensität übt einen deutlichen Einfluß auf die Besiedlung durch die saprophage Makrofauna aus. So ist eine auffällige Reduzierung der Aktivitätsabundanz der Isopoda und Diplopoda vom Auwald zum Acker zu verzeichnen (Abb.1). Dies ist im Vergleich zur Aue in den Altauestandorten noch ausgeprägter. Im Aubereich der intensiv genutzten Grünland-Variante (GM) wurde allerdings eine hohe Anzahl des Diplopoden *Brachyulus pusillus* gefangen, einer synanthropen Art, die sich gerne an Dungstellen aufhält und durch die organische Düngung gefördert wird. Die Lumbriciden-Population profitiert von dem erhöhten Nahrungsangebot und der fehlenden Konkurrenz durch andere Saprophage in den intensiv genutzten Flächen (Abb.2). In den naturnahen Varianten existieren relativ viele kleine

Individuen, wohingegen in den intensiv genutzten Varianten relativ wenige große Tiere dominieren. In Abb.2 ist zudem das Verhältnis von Biomasse zur Abundanz $[R_{B/A}]$ angegeben. Hier zeigt sich, daß wie MEINHARDT 1977 schon für *Lumbricus terrestris* experimentell nachgewiesen hat - unter Streßbedingungen die Individuen bis zur Ausbildung der Pubertätsmerkmale länger wachsen und damit höhere Biomassewerte erreichen. $R_{B/A}$ steigt von 0,35 im Auwald auf 1,30 in der Maisvariante an.

Tab.3: Artenidentität der saprophagen Makrofauna sowie einzelner Gruppen (Isop., Dipl., Lumbr.) zwischen Auen- und Altauen-Flächen verschiedener Biotope in der Blies-Aue (nach SORENSEN)

Gruppe	WA	GE	Biotope GM	AG	AM
Isopoda	0,67	0,40	0,67	0,33	0,67
Diplopoda	0,82	0,83	0,89	0,86	1,00
Lumbricidae	0,89	0,62	0,86	0,89	0,75
saprophage Makrofauna	0,82	0,67	0,84	0,73	0,84

Die Artenzahlen nehmen im Nutzungsgradienten deutlich ab (Tab.1). Lediglich bei der Gruppe der Isopoda sind Unterschiede nicht erkennbar, denn auf den Acker-Varianten finden insbesondere synanthrope und an trockenere Biotope adaptierte Arten gute Existenzbedingungen vor. Die Übereinstimmung der Zusammensetzung der Arten zwischen den Aue- und Altaue-Standorten wurde mit dem SORENSEN-Index ermittelt. Danach werden die Standorte von ähnlichen Diplopoden- und Lumbriciden-Populationen besiedelt (Tab.3). Aufgrund der insgesamt niedrigen Artenzahlen der Isopoda ist eine Beurteilung für diese Gruppe schwierig. Insgesamt kann aus den Ergebnissen kein Strukturwandel bei den Saprophagen mit fortschreitender Bodenentwicklung im Untersuchungsraum abgeleitet werden.

Zusammenfassung

Nach dem bisherigen Stand der Untersuchungen wird eine Extensivierung oder Renaturierung vormals intensiv genutzter Varianten zu einer Förderung der Respirationsleistung der Mikroflora (Basalatmung und SIR) und der Enzymaktivitäten DHG und Ammonifikation führen. Die naturnahen Biotope im Untersuchungsraum sind zudem durch höhere Abundanzen und Artenzahlen der saprophagen Makrofauna gekennzeichnet. Innerhalb der Gemeinschaft ist ein Strukturwandel im Nutzungsgradienten zu verzeichnen. In den intensiv genutzten Varianten sind die Lumbriciden eudominant und erreichen deutliche höhere Wachstumsraten $[R_{B/A}]$ als in den artenreicheren naturnahen Biotopen. Überflutungen bewirken eine Akkumulation von Nährstoffen in den üfernahen Bereichen der Aue, haben aber offensichtlich keinen Einfluß auf die Besiedlung durch die Makrosaprophagen.

Dank: Wir möchten Herrn Dr.H.-C. Fründ, IFAB Osnabrück für die umfangreiche Unterstützung ganz besonders danken!

Literatur

- [1] Knauer, N. u. Ü.Mander 1989: Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotope an Gewässern in Schleswig-Holstein. 1.Mitt.:Filterung von Stickstoff und Phosphor. Z.Kulturtechn. Landentw. 30,365-376. Meinhart, U. 1977: der Gewichtsanstieg bei *L.terrestris* während und nach der Ausbildung der Pubertätsmerkmale. P.Cent.Pir.Biol.Exper.9,37-44. [2] Scheu, S. 1989: Die saprophage Makrofauna in Lebensräumen auf Kalkgestein. Ber.Forsch. Waldökosys. A57,Göttingen. [3] Schröder, D. 1979: Bodenentwicklung auf spätpleistozänen und holozänen Hochflutlehm des Niederrheins. Habil-Schr. Bonn. [4] Vollrath, H. 1965: Das Vegetationsgefüge der Itzaue als Ausdruck hydrologischen und sedimentologischen Geschehens. Bayer.Landesstelle f. Gewässer., München.

Glucose-induzierte Kurzzeitatmung in Abhängigkeit vom mineralischen Stickstoffgehalt im Boden

von

Frank, T. und Malkomes, H.-P.¹

Die Glucose-induzierte Kurzzeitatmung gilt als Indikator für die biomasseabhängige allgemeine mikrobielle Aktivität im Boden und wird zur Ermittlung des Einflusses von Umweltchemikalien auf die Bodenmikroflora eingesetzt. Eine Beeinflussung der Atmungskurve durch den N_{min} -Gehalt wurde bereits in früheren Freilanduntersuchungen vermutet (MALKOMES 1979). Deshalb wurden in den vorliegenden Versuchen im Feld unter Winterweizen und in Labor- und Gewächshausversuchen Atmungsmessungen und N_{min} -Bestimmungen parallel durchgeführt.

Material und Methoden

Verwendet wurde v. a. eine Pseudogley-Parabraunerde aus Schwemmlöß (Tab. 1). Weiterhin wurde eine podsolierte Bänderparabraunerde aus Geschiebedecksand im Gefäßversuch mit dem Herbizid 'Flüssig Herbogil' (Dinoterb) eingesetzt (Versuchsaufbau s. FRANK u. MALKOMES 1990). Die Messung der Kurzzeitatmung erfolgte mittels eines Infrarot-Gasanalytators (URAS 2T, Hartmann & Braun, Frankfurt/M.). Die Messung wurde nach Zugabe von 1 g Glucose/100 g Trockenmasseäquivalent Boden, der auf 60 % seiner maximalen Wasserkapazität eingestellt war, bei 20 °C durchgeführt (MALKOMES 1986). Der Gehalt an mineralischem Stickstoff (getrennt nach NH_4^+ und $NO_2^-+NO_3^-$) wurde durch Dampfdestillation nach BREMNER (1965) bestimmt. Zur statistischen Absicherung der Ergebnisse wurde ein multipler Rangtest (TUKEY) mit einem Signifikanzniveau von 5 % durchgeführt. Signifikante Abweichungen werden dabei durch unterschiedliche Buchstaben (A, B, C) gekennzeichnet.

Tab. 1: Bodendaten der 0-10-cm-Schicht (Werte vom SFB 179)

Boden	Korngrößen (%)			Bodenart	pH (in $CaCl_2$)	C_{org} (%)	N_t (%)	C/N	WK_{max} (%)
	S	U	T						
Löß	1,7	80,3	18,0	tU	7,34	0,94	0,12	8,1	33,34
Sand	85,9	12,0	2,1	uS	5,92	0,90	0,09	10,1	23,72

S = Sand; T = Ton; U = Schluff; WK_{max} = maximale Wasserkapazität

Ergebnisse

In einem Feldversuch konnten im Versuchsjahr 1989 in einem Lößboden unter Winterweizen große Unterschiede des Verlaufs der Kurzzeitatmungskurve zwischen den einzelnen Probenahmeterminen und Bodenschichten festgestellt werden. Das differenzierende Merkmal war dabei die maximale CO_2 -Produktion (Peak-Phase) nach Glucosezugabe. Die Peak-Höhe sank in 0-5 cm Bodentiefe im Laufe der Untersuchungen stark ab (Abb. 1a). Am letzten Probenahmetermin unterblieb die Peak-Phase sogar völlig. Ein Vergleich mit den N_{min} -gehalten des Bodens legte die Vermutung nahe, daß diese den späteren Verlauf der Atmungskurve (über 12 h) beeinflussten. So trat der stärkste Peak beim höchsten N_{min} -Gehalt des Bodens am 13.4.89 auf. Die mehrmalige Düngung mit Ammon-Nitrat-Harnstofflösung wirkte dabei modifizierend auf den N_{min} -Gehalt im Vegetationsverlauf (Abb. 1d) und bestimmte die Reihenfolge der Peak-Höhen an den übrigen Terminen. Bei den einzelnen Probenahmen kam es -

¹⁾ Biologische Bundesanstalt, Institut für Unkrautforschung, Messeweg 11-12, W-3300 Braunschweig

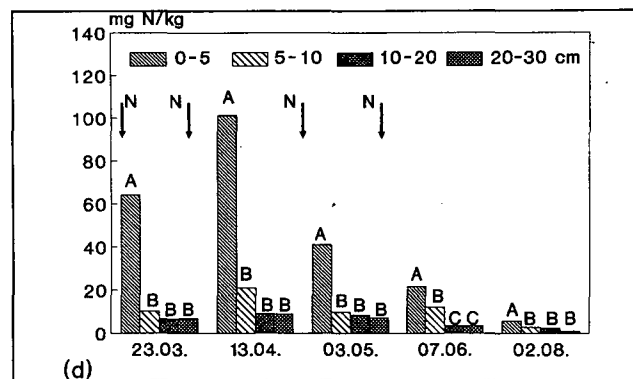
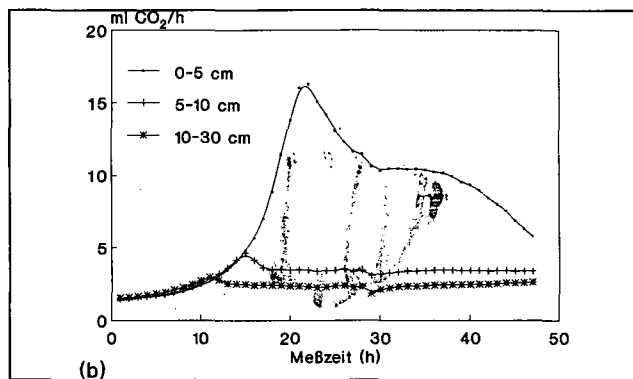
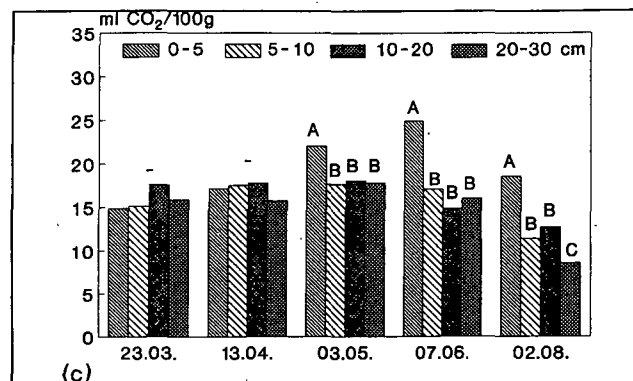
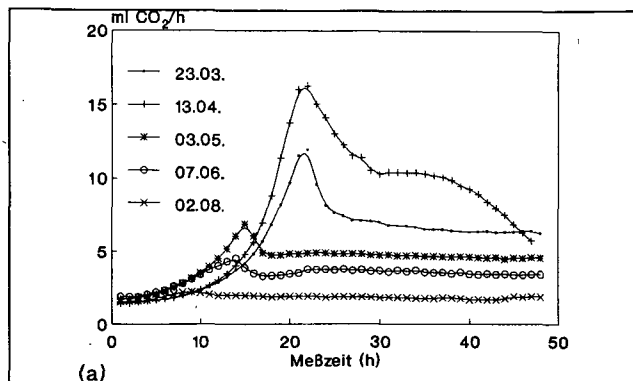


Abb. 1: Verlauf der Glucose-induzierten Kurzzeitatmung (48 h Meßzeit) in einem Lössboden unter Winterweizen während der Vegetationszeit (a) und in 4 Bodenschichten am 13.4.1989 (b) sowie die Werte der Kurzzeitatmung (summiert über 12 h Meßzeit) (c) und der mineralische Stickstoffgehalt (d) in 4 Bodentiefen im Versuchsjahr 1989. (N = Stickstoffdüngung)

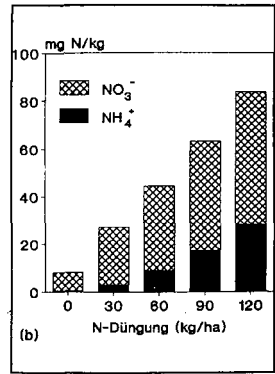
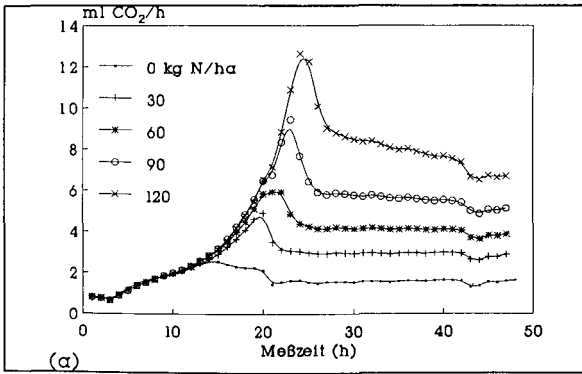


Abb. 2: Verlauf der Glucose-induzierten Kurzzeitatmung (a) und N_{min} -Gehalte (b) in einem Lössboden im Laborversuch mit 5 Stickstoff-Düngungsstufen am 1. Tag.

ähnlich wie bei den N_{min} -Gehalten - auch zu deutlichen Unterschieden der Atmungskurve zwischen den 4 untersuchten Bodenschichten innerhalb der Ackerkrume (Abb. 1b). Dies wirkte sich am 13.4.89 besonders deutlich aus. Neben der schon erwähnten maximalen CO_2 -Produktion in 0-5 cm Bodentiefe trat in der 5-10-cm-Schicht nur ein relativ schwach ausgeprägter Peak auf, während in 10-20 und 20-30 cm Tiefe die Peak-Phase unterblieb.

Zur Absicherung der Ergebnisse aus dem Feld wurde ein Laborversuch durchgeführt, in dem der mineralische Stickstoff dem Boden durch dichte Bepflanzung mit Winterweizen zunächst entzogen wurde. Danach wurden wieder definierte Mengen Ammoniumnitrat (0-120 kg N/ha; bezogen auf 10 cm Krumentiefe) zugesetzt und bis zu 12 Wochen bei 20 °C inkubiert. Die Ergebnisse aus dem Feldversuch wurden damit in vollem Umfang bestätigt: Je höher der N_{min} -Gehalt, desto höher ist der Peak, und um so später tritt dieser ein (Abb. 2). Im weiteren Versuchsverlauf blieben die am 1. Tag ermittelten Verhältnisse bis zur 12. Versuchswoche erhalten. Für die Ausbildung der Peak-Phase war es dabei ohne Bedeutung, ob der Stickstoff in Form von Nitrat oder Ammonium (zunehmende Nitrifizierung im Versuchsverlauf) vorlag.

Tab. 2: Mineralischer Stickstoffgehalt, Werte der Kurzzeitatmung (KZA) in einem Sand- und einem Lössboden in 0-5 cm Bodentiefe in der unbepflanzten Variante eines Gewächshausversuchs mit Herbizideinsatz ('Fl. Her.' = 'Flüssig Herbolgil') auf die Bodenoberfläche.

Boden	Termin	Behandlung	N_{min} (mg/kg)	KZA (ml $CO_2/100$ g)		
				Summe in 12 h	Höhe	Peak t(h)
Sand	1. Woche	Kontrolle	99,7	4,64	11,7	37
		'Fl. Her.'	96,1	3,53	17,9	41
	4. Woche	Kontrolle	109,1	5,65	13,4	39
		'Fl. Her.'	97,6	3,93	14,5	41
LÖß	1. Woche	Kontrolle	112,9	13,23	16,2	27
		'Fl. Her.'	126,1	12,49	21,7	29
	7. Woche	Kontrolle	106,9	17,21	14,5	26
		'Fl. Her.'	168,9	12,10	24,7	32

In einem sandigen Boden war in einem Gewächshausversuch eine direkte Wirkung von 'Flüssig Herbogil' auf den Kurvenverlauf festzustellen (Tab. 2). Bei vergleichbarem N_{\min} -Gehalt kam es zu einer starken Förderung der Peak-Phase, wobei das Maximum später eintrat. Dabei war die Kurzzeitatmung über 12 h deutlich reduziert. Dieser Parameter zeigte auch im Lössboden die biozide Wirkung von Dinoterb an. Bezüglich des gesamten Kurvenverlaufs war in diesem Boden jedoch auch eine indirekte Herbizidwirkung (7. Woche) festzustellen: Durch den Anstieg des N_{\min} -Gehaltes wurde die maximale CO_2 -Produktion hier zusätzlich erhöht.

D i s k u s s i o n

Die ersten Meßstunden der Biomasse-bezogenen, Glucose-induzierten Kurzzeitatmung werden bereits seit vielen Jahren in verschiedenen Variationen herangezogen, um ökologische und ökotoxikologische Aussagen über Bodenmikroorganismen zu treffen (ANDERSON u. DOMSCH 1978; MALKOMES 1986). Die über eine maximal etwa 12stündige Messung hinausgehende Glucoseveratmung ist allerdings - trotz neuerer Ansätze zur Bestimmung der aktiven Biomasse (VAN DE WERF u. VERSTRAETE 1987) - nur bedingt für quantitative Aussagen verwendbar. Die im vorliegenden Versuch beobachtete starke Abhängigkeit des Kurvenverlaufs vom N_{\min} -Gehalt gestattet jedoch zusätzliche qualitative Hinweise auf die ökologische Situation im Boden, wie dies bereits von SCHOLZ-KÖNIG (1966) zur mikrobiologischen Differenzierung von Böden und Bodenschichten versucht wurde. Der steile Anstieg der Atmungskurve bei hohem N_{\min} -Gehalt ähnelt den Vermehrungsraten von Mikroorganismen bei exponentiellem Wachstum. Zur Erzielung maximaler Respirationsraten ist das Verhältnis von leicht verfügbarem Kohlenstoff und Stickstoff von entscheidender Bedeutung.

Wie der vorliegende Versuch bestätigt, kann es durch einige Pflanzenschutzmittel zur deutlichen N_{\min} -Anreicherung im Boden kommen sowie zu einer Verringerung der 12stündigen Kurzzeitatmungswerte (= reduzierte Biomasse). Der ähnlich wie bei NOWAK u. HURLE (1984) und MALKOMES (1986) durch das Pflanzenschutzmittel veränderte Kurvenverlauf ist zwar mit dem Einfluß der N_{\min} -Erhöhung vergleichbar, es konnte jedoch festgestellt werden, daß diese Wirkung direkt auf das Herbizid zurückgeht und nur geringfügig durch die gleichzeitige N_{\min} -Veränderung modifiziert wird.

L i t e r a t u r

- ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbiological biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221.
- BREMNER, J. M. (1965): Inorganic forms of nitrogen. In: BLACK, C.A. (ed.): *Methods of soil analysis*, Vol. II, Madison: Amer. Soc. Agron., 1179-1237.
- FRANK, T.; MALKOMES, H.-P. (1990): Einfluß von zwei Herbiziden auf mikrobielle Aktivitäten im Boden (Gefäßversuch). *Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. XII*, 389-398.
- MALKOMES, H.-P. (1979): Verhalten der Bodenmikroflora nach Anwendung von zwei bei Winterweizen im Nachauflauf eingesetzten Herbiziden. *Zbl. Bakteriol.*, 2. Abt. 134, 573-586.
- MALKOMES, H.-P. (1986): Einfluß der Glucosemenge auf die Reaktion der Kurzzeitatmung im Boden gegenüber Pflanzenschutzmitteln, dargestellt am Beispiel eines Herbizids. *Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd., Braunschweig*, 38, 113-120.
- NOWAK, A.; HURLE, K. (1984): Beurteilung der Wirkung von Pestiziden und Pestizidkombinationen auf die Bodenmikroflora mit Hilfe von Bodenatmungsmessungen. *Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh. X*, 211-217.
- SCHOLZ-KÖNIG, E. (1966): Mikrobiologische Charakterisierung von vier Bodenprofilen auf Grund der Atmungsaktivitäten. *Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenk.* 114, 149-161.
- VAN DE WERF, H.; VERSTRAETE, W. (1987): Estimation of active soil microbial biomass by mathematical analysis of respiration curves: development and verification of the model. *Soil Biol. Biochem.* 19, 253-260.

Ein Enchyträentest zur Bestimmung der
Säure- und Metalltoxizität im Boden

von
Graefe, U.⁺⁾

Einleitung

Chemische Parameter sind nur mit Einschränkung geeignet, die ökologische Wirkung der Bodenversauerung auf edaphische Organismen und Wurzeln zu beschreiben. Potentiell toxische Metallionen können in organischen Komplexbindungen vorliegen und unterschiedliche Reaktionen auslösen. Unter natürlichen Bedingungen ist die Kombinationswirkung aller bodenchemischen Faktoren entscheidend.

Hinweise auf toxische Bereiche im Mineralboden ergeben sich aus der Vertikalverteilung der Bodenlösungs-Fauna. Der Begriff bezeichnet Tiere, deren Körperoberfläche mit der Bodenfestphase durch Kapillarwasser verbunden ist. Wichtige Vertreter dieser Gruppe sind die Enchyträen (Kleinringelwürmer). In stark sauren Sandböden weisen die oberen Mineralbodenhorizonte oft einen hohen Enchyträenbesatz auf. Andererseits ist an besseren Standorten, die im Oberboden bis zum Aluminium-Pufferbereich versauert sind, nicht selten eine scharfe Besiedlungsgrenze im Mineralboden festzustellen. In diesem Fall dient der Auflagehumus als Zersetzerrefugium (RASTIN & ULRICH 1985). Der toxische Zustand im Mineralboden läßt sich an der Mortalität der Enchyträen im wäßrigen Bodenextrakt direkt nachweisen.

Toxizität des wäßrigen Extrakts

Testversuche wurden in einem Wasserextrakt durchgeführt, der bei der Austreibung der Enchyträen aus Bodenproben entsteht. Die feldfrische, 50 ml große Stechzylinderprobe wurde vorsichtig zerlegt und auf einem Plastiksieb (Maschenweite 1 mm) in Leitungswasser getaucht. Das Volumenverhältnis Boden zu Wasser betrug 1 zu 6. Nach 24 Stunden wurde das Sieb mit der Bodenprobe entfernt. Die ausgetriebenen Enchyträen wurden gezählt und bestimmt. In einen Teil des wäßrigen Extrakts wurden 10 Exemplare von Enchytraeus minutus Niels. & Christ. eingesetzt, die aus einer im Labor gehaltenen Massenkultur stammten. Der Vitalitätszustand der Tiere wurde nach 24 und 48 Stunden kontrolliert. Unterschieden wurde zwischen vital (ungeschädigt), geschädigt (einzelne Segmente in Auflösung) und tot.

Die Anwendung der Methode erfolgte im Rahmen bodenzoologischer Untersuchungen an Waldmeßstationen in Nordrhein-Westfalen. Abb. 1 zeigt die Verhältnisse am Beispiel einer Stechzylinderprobe aus dem Buchenbestand bei Elberndorf (Rothaargebirge), dessen Zersetzergesellschaft bereits im anderen Zusammenhang beschrieben worden ist (GRAEFE 1990). Der Vertikalverteilung der Enchyträen in fünf Tiefenstufen ist die Mortalität von E. minutus nach 48stündiger Exposition im Wasserextrakt gegenübergestellt. Der toxische Zustand beginnt in dieser Probe bei 5 cm Mineralbodentiefe.

+) IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH
Sodenkamp 62, D-2000 Hamburg 63

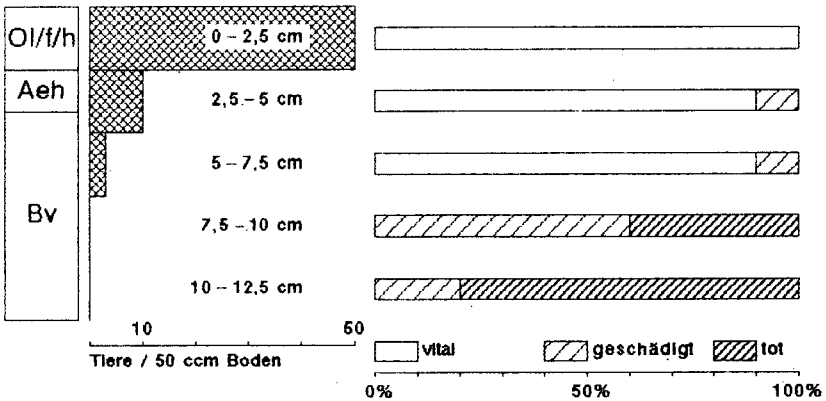


Abb. 1: Stechzylinderprobe aus einem Buchenbestand bei Elberndorf, podsolige Braunerde aus Tonschiefer mit Moder als Humusform. Mitte: Vertikalverteilung der Enchytränen in 5 Tiefenstufen. Rechts: Mortalität von *Enchytraeus minutus* (n = 10) nach 48-stündiger Exposition im Wasserextrakt.

Toxizität des Sickerwassers

Der Bezug zwischen toxischer Wirkung und chemischen Parametern der Bodenlösung wurde an Testreihen mit analysierten Sickerwässern überprüft, die von Hamburger Waldmeßstationen zur Verfügung standen. In 10 ml der Lösung wurden 10 Exemplare von *Enchytraeus lac-teus* Niels. & Christ. aus einer im Labor gehaltenen Massenkultur eingesetzt. Die Vitalität der Tiere wurde zunächst in 12stündigen Abständen, später nur noch alle 2 Tage kontrolliert.

In Tabelle 1 sind die Ergebnisse zusammengestellt. Von 17 analysierten Parametern wurden 3 herausgegriffen, deren Einfluß auf die Lebensdauer der Tiere deutlich erkennbar ist. Sortiermerkmale der Tabelle sind absteigender pH-Wert und nachgeordnet absteigendes Ca/Al-Molverhältnis.

Auf den ersten Blick fällt die starke Verkürzung der Lebenszeit unterhalb von pH 3,9 auf. Dieser pH-Wert ist identisch mit dem Schwellenwert für H-Ionen-Toxizität, den ROST-SIEBERT (1985) an Fichtenkeimpflanzen in Lösungskultur ermittelte. Ein Schwellenwert für Aluminium-Toxizität läßt sich wegen der Kombinationswirkung der Faktoren hier nicht direkt ableiten. Die drei Lösungs-paare mit gleichem pH-Wert zeigen aber, daß ein kleineres Ca/Al-Verhältnis die Lebenszeit der Tiere noch weiter verkürzt. Zur Ionenspezifika-tion und Komplexbindung des Aluminiums in den aus 1 m Tiefe gewon-nenen Lysimeterlösungen liegen keine Daten vor.

Unter günstigen Voraussetzungen können bodenbewohnende Enchyträen wochenlang im Wasser aushalten. Eine ungünstige Ionenzusammensetzung mindert jedoch die Überlebenszeit proportional zur physiolo-gischen Belastung der Tiere. Die von ROST-SIEBERT (1985) an Keim-wurzeln der Fichte und Buche in Hydrokultur bestimmten Toxizitäts-schwellen gelten tendenziell auch für Enchyträen. Die Wirkungswei-se auf zellulärer Ebene ist offenbar die gleiche. Daraus folgt, daß der Enchyträentest geeignet ist, chemischen Streß im Wurzel-raum anzuzeigen, auch wenn die spezifische Toleranz der Arten unterschiedlich ist.

Tab. 1: Überlebenszeit von Enchytraeus lacteus (n = 10) im Sickerwasser Hamburger Waldmeßstationen

pH	Ca mg/l	Al	Ca/Al- Molverh.	Stunden	24	36	2 48	4	6	8	10 Tage
Wohldorf Buche											
4,07	11,6	4,8	1,65	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____
4,06	5,8	<3	>1,3	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____
4,03	13,1	<3	>2,9	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____
3,92	8,5	<3	>1,9	_____	_____	_____	_____	-----	-----++	-----+	-----++
3,90	13,8	<3	>3,1	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____	_____
Eißendorf Eiche/Buche											
3,81	3,9	8,1	0,32	_____	-----	+++++++					
3,81	2,0	4,5	0,30	_____	-----	++++					
3,72	5,3	7,7	0,46	_____	-----	+++++++					
Hausbruch Kiefer											
3,89	2,7	16,0	0,11	_____	-----	+++					
3,70	5,9	3,8	1,04	_____	-----	+				— vital	
3,70	5,7	6,8	0,56	_____	-----	+				-- geschädigt	
3,64	13,3	8,9	1,01	_____	-----	++++				++ tot	
3,64	4,6	8,9	0,35	_____	-----	+++++++					

Diskussion

Der Enchyträentest ist im Prinzip in jeder wäßrigen Lösung durchführbar, also auch in allen Arten von Bodenlösungen und Extrakten, die ohne Chemikalienzusätze gewonnen werden. Der Wasserextrakt, der bei der Austreibung von Enchyträen aus Bodenproben entsteht, hat den Vorteil, daß er besonders einfach herzustellen ist und bei Bestandserhebungen an Enchyträen nebenbei anfällt. Weil die wasserstabilen Aggregate dabei erhalten bleiben, wird die Lösungszusammensetzung wie in Perkolationslösungen ungestörter Bodenproben vorrangig von den Aggregataußenflächen bestimmt. Zum Einfluß und zur zeitlichen Entwicklung der Austauschprozesse, die durch die Verwendung von Leitungswasser in Gang gesetzt werden (Hamburger Wasser enthält 1,3 mmol Ca/l), sind weitergehende Untersuchungen notwendig. Eine andere Möglichkeit besteht darin, den Test in Anlehnung an die pH-Wert-Bestimmung in einer Bodenaufschlammung mit destilliertem Wasser durchzuführen.

Für einen Biotest geeignete Enchyträenarten müssen im Labor leicht kultivierbar sein. Dies trifft nur für die Arten der Gattung Enchytraeus zu. Weil die Empfindlichkeit artenspezifisch ist, empfiehlt sich die Verwendung definierter Standardkulturen. Im "Multi-Spezies-Test" können Sensitivitätsunterschiede benutzt werden, um toxische Wirkungen differenzierter darzustellen.

Standardkulturen verschiedener Enchyträenarten können beim Institut für Angewandte Bodenbiologie in Hamburg bezogen werden.

Danksagung

Ich danke der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung für die Finanzierung der Untersuchung an Waldmeßstationen in Nordrhein-Westfalen und Herrn Dr. Wolfgang Lux, Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, für die Überlassung von Sickerwässern und Analysedaten.

Literatur

- GRAEFE, U. (1990): Untersuchungen zum Einfluß von Kompensationskalkung und Bodenbearbeitung auf die Zersetzerfauna in einem bodensauren Buchenwald- und Fichtenforst-Ökosystem. In: J. GEHRMANN (Hrg.): Umweltkontrolle am Waldökosystem. Forschung und Beratung, Reihe C, Heft 48, Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup: 232-241.
- RASTIN, N. & ULRICH, B. (1985): Bodenchemische Standortskarakterisierung zur Beurteilung des Stabilitätszustands von Waldökosystemen in Hamburg. Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme Univ. Göttingen, Reihe A, Bd. 10: 1-91.
- ROST-SIEBERT, K. (1985): Untersuchungen zur H- und Al-Ionen-Toxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies*, Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica*, L.) in Lösungskultur. Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme Univ. Göttingen, Reihe A, Bd. 12: 219 S.

Einsatz von molekularen Sonden und biophysikalischen Methoden zur Analyse von Mikrobenpopulationen im Boden

Hartmann, A., W. Bode, G. Kirchhof, M. Schlöter und F. Beese⁺

Einleitung

Ein mikrobiökologisches Verständnis biologischer Prozesse im Boden, welches über die Erfassung physiologischer Indikatorreaktionen des Bodenlebens hinausgeht, ist wegen der naturgegebenen Komplexität und Variabilität der Organismen sehr begrenzt. Eine Analyse von mikrobiellen Populationen im Boden ist vor allem auch in methodischer Hinsicht schwierig oder sogar unmöglich, da ein Teil der Bodenmikroorganismen in Labormedien schlecht oder nicht kultivierbar ist. Es ist daher eine Herausforderung für den Bodenmikrobiologen, neue Methoden der direkten Analyse von Mikroorganismen und ihrer Aktivität *in situ* auszuarbeiten. Dabei können die großen Fortschritte der immunologischen und molekularbiologischen Methodik auch zur Analyse der Bodenmikroflora genutzt werden. Über monoklonale Antikörper ist einerseits ein stammspezifischer Nachweis und eine Quantifizierung von Mikroorganismen möglich, während über geeignet markierte Oligonukleotide, deren Sequenz von der 23S r-RNS abgeleitet ist, ein phylogenetisch basierter Nachweis geführt werden kann (Abb. 1). Eine Kultivierung der Organismen ist dabei nicht nötig, da eine spezifische Einzelzellidentifizierung mit z.B. fluoreszenzmarkierten "Sonden" erfolgt.

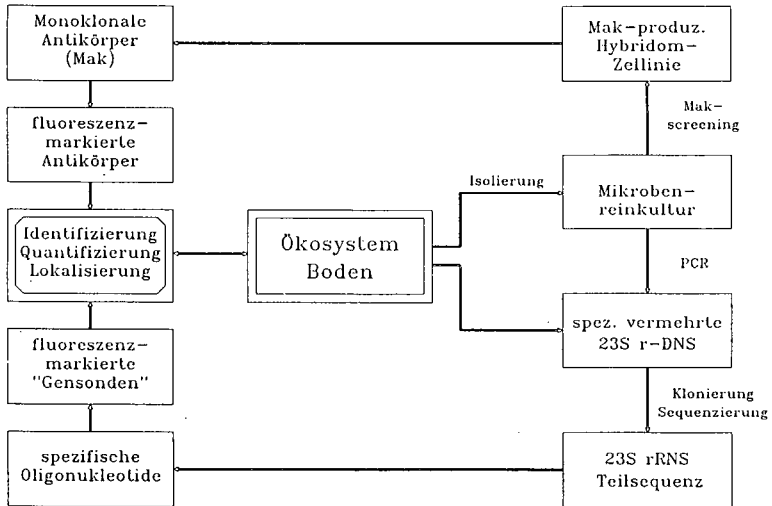


Abbildung 1: Möglichkeiten der spezifischen Einzelzellmarkierung von Mikroorganismen im Boden unter Anwendung von serologischen und genetischen "Sonden".

⁺ GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstraße 1, 8042 Neuherberg.

Ergebnisse und Diskussion

Immunologische Sonden

Die immunchemische Diagnostik beruht auf dem spezifischen Erkennen von Molekülstrukturen (Epitope) durch Antikörper. Monoklonale Antikörper haben den Vorteil, daß sie nur gegen ein Epitop gerichtet sind; man erhält sie durch Injektion einer Reinsubstanz oder einer Bakterienreinkultur in ein Tier (Maus, Ratte). Milzzellen eines immunisierten Tieres werden mit einer Myelomzellelinie fusioniert und Klone der Hybridzellen auf Antikörperproduktion getestet (Galfre und Milstein, 1981). Mit Hilfe von monoklonalen Antikörpern kann ein bestimmter Bakterienstamm (z.B. *Azospirillum brasilense* Sp7) in der Rhizosphäre und in Bodenextrakten identifiziert und quantifiziert werden. Durch den Einsatz eines zweiten Antikörpers, der mit Peroxidase konjugiert ist, sowie von Luminol und einem Lumineszenzverstärker, kann durch Messung der Chemolumineszenz die Empfindlichkeit des Nachweises auf 100 Bakterien pro Milliliter gesteigert werden (Schloter et alii, 1991). Dies entspricht einer Steigerung der Empfindlichkeit gegenüber dem konventionellen ELISA-Test um den Faktor 100. Durch Verwendung eines biotinylierten zweiten Antikörpers und Streptavidin-Fluorescein als Signalreagens kann mit Hilfe eines Epifluoreszenzmikroskops ein stammspezifischer in situ-Einzelzellnachweis geführt (Abb.1) oder die Bakterien in der Durchflußzytometrie sehr empfindlich quantifiziert werden (Shapiro, 1990). Bei der Verwendung von Fluoreszenzmarkierung ergibt sich das Problem der Autofluoreszenz von Bodenproben durch Ton- und Humuspartikel. Dies erfordert den Einsatz von Farbstoffen mit zeitverzögerter Fluoreszenz, die bestimmte Europiumchelate zeigen.

Phylogenetische Sonden

Bei der gezielten Gensondenentwicklung zur Identifizierung von Mikroorganismen werden Nukleinsäureabschnitte benutzt, deren Basenfolge (Sequenz) für die zu untersuchende Gruppe oder Art von Mikroorganismen spezifisch sind. Gensonden können auf Grund bekannter Sequenzdaten von Genen oder Genfragmenten für z.B. Virulenzfaktoren, charakteristische Enzyme oder ribosomale Ribonukleinsäure (r-RNS) konstruiert werden. Eine Sondenkonstruktion auf der Basis der r-RNS hat den Vorteil, daß ribosomale RNS ein essentieller Bestandteil von Ribosomen aller Organismen ist und in ihr ein kontinuierliches Spektrum von konservativen bis hochvariablen Abschnitten vorkommt. Durch Sequenzdatenvergleich verschiedener Mikroorganismenarten können Bereiche mit diagnostischem Wert gefunden werden, die zur Konstruktion von Gensonden auf verschiedenem taxonomischem Niveau geeignet sind. Da wachsende Zellen bis zu 100000 Ribosomen pro Zelle (d.h. auch r-RNS-Kopien) enthalten, liegt eine sehr hohe Kopienzahl an Zielsequenzen vor. Dies führt zu einer sehr hohen Empfindlichkeit des Nachweises. Mit etwa doppelter Größe wie die 16S-rRNS besitzt die 23S r-RNS mehr Informationsgehalt und weist auch Bereiche mit größeren Anomalien wie Insertionen und Deletionen auf, die für eine spezifische Sondenkonstruktion geeignet sind. Die Lage der hochvariablen Bereiche der 23S r-RNS ist bekannt (W. Ludwig und G. Kirchof, unveröffentlicht) und damit ist der Ansatzpunkt zur Sondenkonstruktion für artspezifische Gensonden mit relativ geringem Aufwand gegeben.

Es wurden Oligonukleotid-Primer verwendet, die komplementär zu konservativen Bereichen sind und welche die fraglichen Bereiche flankieren, um mit Hilfe der Polymerasekettenreaktion (PCR-Technik) einen hochvariablen Abschnitt der 23S-r-RNS spezifisch vervielfältigen zu können. Durch Transformation und Klonierung von *E. coli*-Wirtszellen wurden die für die Sequenzierung benötigten DNS-Mengen erhalten. Die ermittelten Basenabfolgen wurden mit vorhandenem Sequenzdaten anderer Mikroorganismen verglichen. Auf diese Weise konnten für jede Art der Gattung *Azospirillum* Bereiche gefunden werden, in welchen die Basenabfolge signifikant von anderen Organismen abweicht (Kirchhof und Hartmann 1991). Etwa 15 Basen lange Oligonukleotide wurden komplementär zu den ausgewählten Sequenzbereichen nach dem Phosphoramidit-Festphasen-Verfahren synthetisiert. Die Gensonden müssen jedoch vor ihrer Anwendung mit einer Reihe von Referenzorganismen auf ihre Spezifität überprüft werden.

Als Markierungsmethoden für Gensonden werden neben der radioaktiven Markierung zunehmend nichtradioaktive Methoden angewandt. Hierzu wird das Oligonukleotid an der 3-Hydroxylgruppe mit Hilfe der terminalen Didesoxynukleotidyl-Transferase um ein mit Digoxigenin markiertes Didesoxynukleotid verlängert und in die Hybridisierung eingesetzt. Alternativ kann die Oligonukleotid-Gensonde auch mit einem Fluoreszenzfarbstoff gekoppelt werden (Abb.1). Die Hybridisierung kann entweder im "dot plot"-Verfahren mit auf Nylonmembranen immobilisierter Bakterien-DNS, oder nach Permeabilisierung der Organismen *in situ* (Amann et alii, 1990a) durchgeführt werden. Mit Hilfe des Koloniehybridisierungsverfahrens konnten *A. brasilense*-Kolonien vor einem hunderfachen Hintergrund von Rhizosphärenbakterien mit Hilfe von artspezifischen Gensonden identifiziert werden (Kirchhof und Hartmann, 1991). Fluoreszenzmarkierte Oligonukleotide können auch zur Analyse von Mischpopulationen mit Hilfe der Durchflußzytometrie verwendet werden (Amann et alii, 1990b).

Zusammenfassung

Immunologische und genetische Sonden wurden bereits vielfach erfolgreich zur Dektion von Mikroorganismen bei der Nahrungsmittelherstellung und bei der Analyse von Pathogenen in der Human- und Pflanzenpathologie eingesetzt. Ihre Anwendung in Boden- und Wasserproben hat erste Erfolge gezeigt und einen Entwicklungsschub der mikrobiologischen Forschung eingeleitet (Gassen et alii, 1991; Holben et alii, 1988; Saylor und Layton, 1990; Pickup, 1991). Die mikrobiologische Analyse von terrestrischen Ökosystemen bezüglich der Struktur und Leistung von mikrobiellen Lebensgemeinschaften könnte auf dieser neuen methodischen Basis ebenfalls wesentliche Fortschritte erzielen.

Literatur

Amann, R. I., Krumholz, L. und D. A. Stahl, 1990a: Fluorescent oligonucleotide probing of whole cells for determinative, phylogenetic and environmental studies in microbiology. *Journal of Bacteriology* 177, 762-770.

Amann, R. I., Binder, B. J., Olsen, R. J., Chisholm, S. W., Devereux, R. und D. A. Stahl, 1990b: Combination of 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes with flow cytometry for analysing

mixed microbial populations. Applied and Environmental Microbiology 56, 1919-1925.

Galfre, C. und C. Milstein, 1981: Preparation of monoclonal antibodies: strategies and procedures. Methods in Enzymology 73, 3-46.

Gassen, H. G., Bertram, S. und H. Zinke, 1991: Einsatzmöglichkeiten von DNA/RNA-Sonden zum Nachweis von Mikroorganismen in Wasser und Boden. Zeitschrift für Wasser- und Abwasser-Forschung 24, 32-40.

Holben, W. E., Jansson, J. K., Chelm, B. K. und J. M. Tiedje, 1988: DNA probe method for the detection of specific microorganisms in the soil community. Applied and Environmental Microbiology 54, 703-711.

Kirchhof, G. und A. Hartmann, 1991: Development of *Azospirillum* specific probes based on 23S-rRNA gene sequences. Symbiosis, eingereicht.

Pickup, R. W., 1991: Development of molecular methods for the detection of specific bacteria in the environment. Journal of General Microbiology 137, 1009-1019.

Sayler, G. S. und A. C. Layton, 1990: Environmental application of nucleic acid hybridization. Annual Reviews in Microbiology 44, 625-648.

Schleifer, K. H., 1991: DNA probes in food microbiology. Food Biotechnology, im Druck.

Schlöter, M., Bode, W., Hartmann, A. und F. Beese, 1991: Sensitive chemoluminescence based quantification of bacteria in soil extracts using monoclonal antibodies. Soil Biology and Biochemistry, eingereicht.

Shapiro, H. M., 1990: Flow cytometry in laboratory microbiology: new directions. ASM News 56, 584-588.

**Variabilität der mikrobiellen Aktivität und Biomasse
eines großen Bodenkollektivs in Abhängigkeit
von verschiedenen Standortparametern**

Heilmann, B. u. F. Beese *)

Zielsetzung:

1. Es sollte die Vergleichbarkeit von zwei verschiedenen Methoden zur Bestimmung von mikrobiellen Aktivitäten nachgewiesen werden.
2. Weiter sollte überprüft werden ob sich aus Standortparametern wie dem Ct Gehalt sicher auf die mikrobielle Biomasse schließen läßt.
3. Außerdem sollten Einflüsse der Bewirtschaftung auf die mikrobielle Biomasse und die mikrobielle Aktivität, insbesondere auf den metabolischen Quotienten (qCO_2), untersucht werden.

Material:

Es wurden 152 Proben aus einer Tiefe von 0 - 15 cm von 48 verschiedenen Böden der Dauerbeobachtungspartzenellen der Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau untersucht. Es handelte sich dabei um:

30 Ackerflächen	(Ct 0.8 - 2.2 %)	Fruchtfolge
14 Grünlandflächen	(Ct 2.0 - 11.8 %)	Dauerkultur
4 Hopfenanbauflächen	(Ct 1.3 - 1.6 %)	Monokultur

Die Bodenarten reichten von lehmigem Sand bis zu tonigem Schluff. Der Wassergehalt lag zwischen 40% und 65% der maximalen Wasserhaltekapazität.

Methodik:

Die Aktivitäts- und Biomassebestimmungen wurden mit zwei Mikromethoden durchgeführt:

1. Mit einem Mikrokalorimeter wurde die Wärmeproduktion (W_p) gemessen.
2. Mit einer miniaturisierten Spritzeninkubationsmethode (HEILMANN und BEESE, 1991) wurde die CO_2 -Produktion (CO_2) bestimmt (Abb.1).

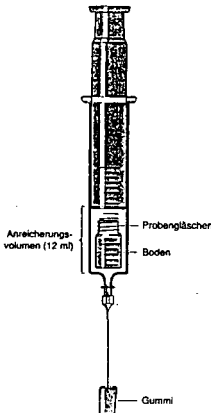


Abb.1: Inkubationsspritze

Es wurde mit beiden Methoden zum einen die aktuelle Aktivität gemessen, zum anderen die substratinduzierte Aktivität nach Anregung mit Glucose.

Die Höhe der mikrobiellen Biomasse konnte aus der substratinduzierten Wärmeproduktion mit der Gleichung von SPARLING (1983) bzw. aus der substratinduzierten CO_2 -Produktion mit der Gleichung von ANDERSON und DOMSCH (1978) abgeschätzt werden.

Der metabolische Quotient qCO_2 , der die Menge CO_2 -C beschreibt, die pro Stunde von einer bestimmten Menge Biomasse erzeugt wird, wurde ebenfalls ermittelt.

*) GSF - Institut für Bodenökologie
Ingolstädter Landstr. 1, D-8042 Neuherberg / München

Ergebnisse:

1. Methodenvergleich:

Die Ergebnisse der beiden Mikromethoden stimmten sehr gut miteinander überein (Abb.2).

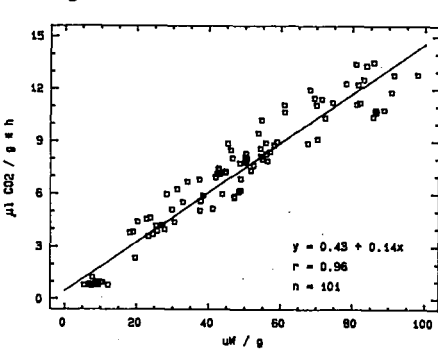


Abb. 2: Korrelation zwischen den Messwerten von Wärme- und CO₂-Produktion

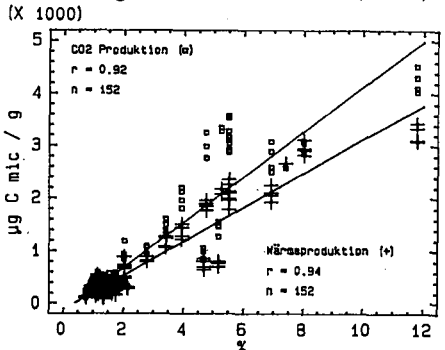


Abb. 3: Korrelation zwischen Biomasse C und Ct (X) (alle Flächen)

2. Abschätzbarkeit der Biomasse aus dem Ct Gehalt:

Es ergab sich eine hohe Korrelation zwischen Biomasse C und Ct Gehalt (Abb.3) sowohl für die Wärme- als auch für die CO₂-Produktion (r = 0.94) als auch für die CO₂-Produktion (r = 0.92).

Dies deckt sich mit Ergebnissen wie sie auch ALEF u.a. (1988) mit 0.927 (Wp) und 0.862 (CO₂) und ANDERSON (1988) mit 0.97 (CO₂) beschreiben.

Das Probenkollektiv ist jedoch nicht normalverteilt.

Unterteilt man die Meßdaten nach der Bodennutzung (Abb.4 und Abb.5), so reduzieren sich die Korrelationen für die nun normalverteilten Daten teils deutlich. Dies gilt für beide Meßmethoden.

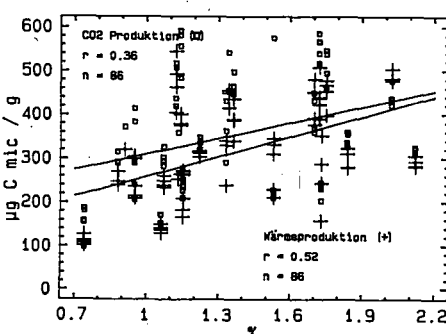


Abb. 4: Korrelation zwischen Biomasse C und Ct (X) (Ackerflächen)

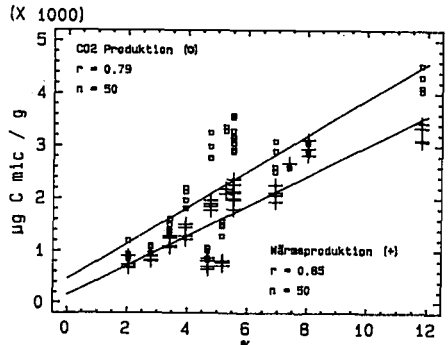


Abb. 5: Korrelation zwischen Biomasse C und Ct (X) (Grünlandflächen)

Die Vorhersage der Biomasse aus dem Ct Gehalt wird sehr unsicher. Für die Ackerflächen z.B. läßt sich die Biomasse nur noch zu 13 % aus dem Ct Gehalt erklären. Andere Einflußfaktoren wie die Affinität der Mikroorganismengesellschaften zum Substrat müssen zur Erklärung herangezogen werden.

Hypothese:

Bei Verwendung großer Bodenkollektive unterschiedlicher Herkunft mit häufig nicht normalverteilten Grundgesamtheiten kommt es leicht zu engen Scheinkorrelationen zwischen Biomasse und Ct Gehalt. Dies täuscht die sichere Abschätzbarkeit der Biomasse aus dem Ct Gehalt vor. Eine kritischere Betrachtung solcher Korrelationen ist empfehlenswert.

3. Einflüsse der Bewirtschaftung auf die mikrobielle Aktivität und Biomasse:

Die Grünlandböden unterscheiden sich in der Biomasse signifikant von den Ackerböden (Abb.6). Sie weisen im Mittel eine 4-fach höhere mikrobielle Biomasse auf.

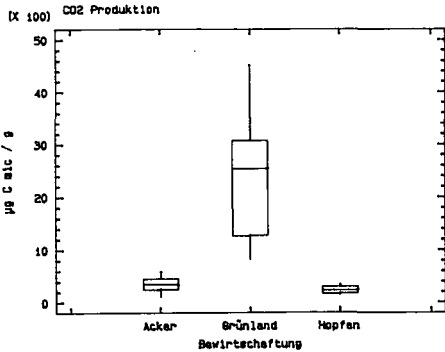


Abb. 6: Biomassen getrennt nach der Bewirtschaftungsform (Notable box and whisker plot)

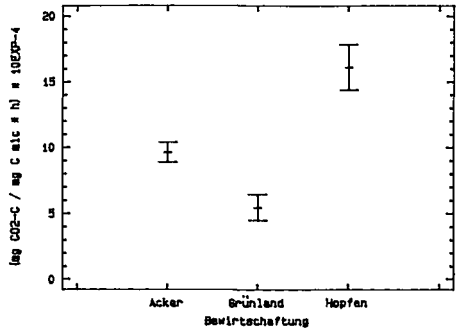


Abb. 7: Metabolischer Quotient getrennt nach Bewirtschaftungsformen (95 % Schiefe Intervall für den Mittelwert)

Die Biomassen von Acker und Hopfenanbauflächen unterscheiden sich dagegen nicht signifikant. Die Biomasse eignet sich damit ebensowenig wie der Ct Gehalt zur ökologischen Unterscheidung dieser beiden Bewirtschaftungsformen.

Der metabolische Quotient qCO_2 der mikrobiellen Biomasse kann hier eine bessere Trennung liefern. Mit seiner Hilfe konnten signifikante Unterschiede zwischen Grünland-, Acker- und Hopfenböden abgesichert werden (Abb.7).

Die niedrigsten qCO_2 Werte fanden sich für die Grünlandböden. Dort scheint sich eine hohe Biomasse in einem relativ inaktiven Zustand zu befinden. Deutlich höhere qCO_2 Werte wiesen die Ackerstandorte auf. Besonders auffällig sind jedoch die sehr hohen Werte für die Hopfenanbauflächen.

Auch ANDERSON (1988) findet für Monokulturen höhere qCO_2 Werte ($10.97 mg CO_2-C \cdot mg^{-1} Biomasse-C \cdot h^{-1} \cdot 10^{-4}$) als für Fruchtfolgestandorte ($6.45 mg CO_2-C \cdot mg^{-1} Biomasse-C \cdot h^{-1} \cdot 10^{-4}$).

Hypothese:

Wenig gestörte Böden (Grünland) weisen sich durch einen großen, jedoch recht inaktiven Biomassepool und hohe Ct Gehalte aus. Mit zunehmender Bewirtschaftung (Ackerflächen) und Belastung (Hopfenflächen) zeigen die Mikroorganismengesellschaften der Böden höhere Aktivitäten (Reparaturmetabolismus ?) bei verringerten Biomassen und geringeren Ct Gehalten.

Diese Hypothese wird durch unsere Ergebnisse gestützt.

Danksagung:

Wir danken Herrn Dr. Beck von der Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau herzlich für die Überlassung der aufbereiteten Bodenproben und einiger interessanter Bodenkennndaten.

Literatur:

- ANDERSON, T.H. 1988: Determination of ecophysiological constants for the characterization of soil microbial communities. Dissertation. University of Essex.
- ALEF, K., TH. BECK, L. ZELLES, and D. KLEINER. 1988: A comparison of methods to estimate microbial biomass and N-mineralization in agricultural and grassland soils. *Soil Biol. Biochem.* 20/4: 561-565
- ANDERSON, I.P.E. and K.H. DOMSCH. 1978: A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10: 215-221.
- HEILMANN, B. and F. BEESE. 1991: A miniaturized method to measure CO₂ production and biomass of soil microorganism. *Soil Sci. Soc. Am. J.* (Im Druck).
- SPARLING, G.P. 1983: Estimation of microbial biomass and activity in soil using microcalorimetry. *J. Soil Sci.* 34: 381-390.

Zur Methodik der Bestimmung gasförmiger N-Abgaben in Freilandexperimenten

von
O. Heinemeyer^{*)}, Gabriele Walenzik^{*)} und E.-A. Kaiser^{*)}

EINLEITUNG

Die Bestimmung gasförmiger N-Abgaben aus Böden in Freilandexperimenten wirft abhängig von der Gas-Species, deren Abgabe verfolgt werden soll, unterschiedliche Probleme der methodischen Bewältigung auf. Zur Bestimmung kommen die Moleküle NH_3 , NO_x , N_2O und N_2 in Frage. In diesem Beitrag möchten wir uns auf die letzten beiden beschränken, die bei Fragen zum Ausmaß von Denitrifikation und Nitrifikation häufig zu untersuchen sind. Im speziellen Falle des N_2O , welches sowohl einen Treibhauseffekt in der Troposphäre bewirkt, als auch zum Abbau stratosphärischen Ozons beiträgt, besteht in naher Zukunft vermutlich vermehrter Untersuchungsbedarf. Da kaum befriedigende Analysensysteme für auf diesem Gebiet arbeitende Labors erhältlich sind, soll dieser Beitrag Ergebnisse unserer Bemühungen zur Optimierung der Methodik vorstellen. Diese betreffen hier die weitgehende Vollautomatisierung des Meßvorganges im Labor.

MATERIAL UND METHODEN

Zur Bestimmung der N_2O -, wie auch N_2 - Abgaben im Freiland verwenden wir das "closed box" Verfahren (Mosier u. Heinemeyer, 1986), bezüglich der N_2 -Messungen, die von Siegel et al. (1983) beschriebene ^{15}N -Isotopentechnik an Kleinparzellen. Bei beiden Bestimmungen wird der zu untersuchende Boden jeweils kurzfristig (1-8) Stunden mit einem Gefäß abgedeckt, aus dem zeitlich versetzt Gasproben zur weiteren Analyse im Labor entnommen werden müssen.

Für die N_2O -Analytik kommt eine als "Heart cut" bekannte GC-Technik nach Mosier u. Mack (1980), mit ECD (Tracor Inc.) und Säulenschaltung zur Anwendung. Für die N_2 -Analytik benutzen wir ein Isotopenmassenspektrometer (SIRA 12, VG-Instruments) welches wir für automatische Probenvorbehandlung im Meßablauf modifizierten (Heinemeyer u. Walenzik, 1990). Als Probenbehälter verwenden wir 10 ml. Vacutainer (Becton & Dickinson).

Die Probennahme im Feld erfolgt manuell aus den Auffanggefäßen über Doppelkanüle in den evakuierten Vacutainer. Der mit Probengas bei Normaldruck (950-1100 hPa) gefüllte Vacutainer ist die Basis der automatischen Analysen in unserem Labor.

^{*)} Institut für Bodenbiologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, 3300 Braunschweig;

ERGEBNISSE

Massenspektroskopie

Massenspektrometer neuerer Bauart, so auch das SIRA 12 sind bereits für die automatische Analyse vorgelegter Proben eingerichtet, problematisch ist der Probenanschluß. Die von uns entwickelte Lösung ist auf **Abb. 1** dargestellt. Sie besteht aus einem Stahlstopfen, der in den Anschlußfiting eingesetzt wird. In den Stahlstopfen ist eine Injektionsnadel eingeklebt. Auf diesen Stopfen wird eine Kunststoffführungshülse für den Vacutainer aufgesetzt. Durch ca 3mm tiefes Aufstechen des Vacutainer-Stopfen auf die Injektionsnadel wird zunächst ein gasdichter Abschluß nach aussen erreicht. Nach Evakuieren des Raumes zwischen MS-Abschlußventil und Vacutainer Stopfen wird zum Anschluß der Probe dann der Vacutainer soweit auf die Nadel geschoben, daß der Stopfen durchstochen wird. Diese Lösung ersetzt das sonst erforderliche Abschlußventil konventioneller Gasprobenbehälter.

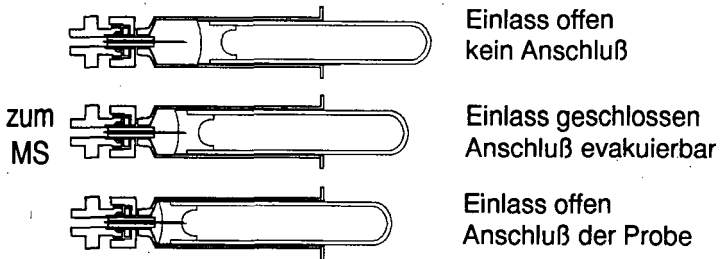


Abbildung 1 Gasproben-Anschlußsystem für Vacutainer an ein Massenspektrometer mit Ultra Torr (Cajon) Anschlüssen. Der Stopfen des Vacutainers wird gezielt als vorübergehender Verschuß Anschlußnadel verwendet

Gaschromatographie

Die Ablaufsteuerung einer GC-Analyse (Ventilschaltung) ist in modernen Geräten problemlos automatisierbar. Zur Vorlage von Gasproben in Vacutainern und deren automatischer Injektion in die GC-Probenschleife existieren allerdings keine Lösungen. Die prinzipiell denkbare Verwendung eines "Head Space Samplers" wie er von einigen Firmen angeboten wird, scheitert an der Auslegung dieser Geräte für spezielle Probengefäße und Gerätekoppelungen. Wir haben daher auf der Basis des Flüssigprobengebers Gilson 222 einen vollautomatischen PC-gesteuerten Gasprobengeber entwickelt, der die Vorlage von bis zu 220 Gasproben in Vacutainern ermöglicht. Die **Abb. 2** erläutert das System. Als Vakuum Quelle wird eine zweistufige Drehschieberpumpe verwendet, die ein Vakuum von 10^{-3} Torr liefert. Das Aufschalten von Vakuum erfolgt programmgesteuert über Magnetventile. Der gasdichte Anschluß zum Vacutainer erfolgt über eine Kanüle mit Seitenloch, die den Stopfen des Vacutainers in zwei Schritten durchsticht und analog zum Anschluß am Massenspektrometer das Evakuieren des Gasweges erlaubt (**Abb. 3**).

ZUR VAKUUM-PUMPE

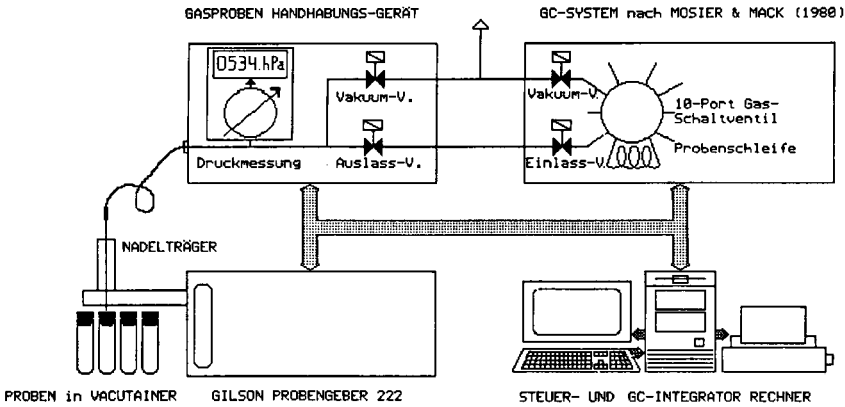


Abbildung 2 Systemaufbau einer GC-Automatisationslösung für die N_2O -Messung. Durch Verwendung eines modifizierten Flüssigprobengebers und eines Gasproben-Handhabungsgerätes (Eigenentwicklung) können bis zu 220 Vacutainer-Proben vollautomatisch aufgegeben und analysiert werden.

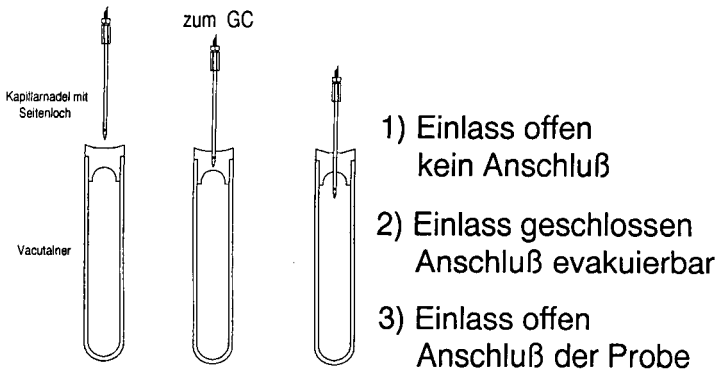


Abbildung 3 Anschluß der Gasproben für GC-Analysen durch Verwendung einer Kapillarnadel mit Seitenloch im Flüssigprobengeber

Zur Druckmessung im System wird ein Druckaufnehmer mit einer Auflösung von 1 hPa verwendet, dessen Ausgangssignal vom steuernden PC erfasst werden kann, so daß die Auftragsmenge auf das GC-System durch Druck und Volumen der Probenschleife bestimmt ist.

Die gesamte Ablaufsteuerung erfolgt über einen PC, die Koppelung des PC's mit dem Probengeber über eine in den Rechner einzusteckende Interfacekarte. Das Steuerprogramm übernimmt auch das Starten der GC-Analyse und greift auf dessen Ergebnis, die Integratordaten, zu. Durch die mögliche Vorlage von bis zu 220 Proben ergibt sich eine unbeaufsichtigte Geräteaufzeit von ca. 18h.

ZUSAMMENFASSUNG

Automatisationslösungen zur Analyse von Gasproben in Vacutainern auf N_2 mittels Massenspektroskopie und auf N_2O mittels Gaschromatographie werden vorgestellt. Eine einfache Anschlußtechnik an ein Massenspektrometer Manifold und ein Gasprobengeber für die automatisierte Gaschromatographie werden im Detail beschrieben.

LITERATUR

- Heinemeyer O, Walenzik G (1990) Extended Synopses of International Symposium on The Use of Stable Isotopes in Plant Nutrition, Soil Fertility and environmental Studies, Vienna, Austria.
- Mosier AR, Heinemeyer O (1986) Current methods used to estimate N_2O and N_2 emissions from field soils. In: Golterman, H. L. (Herausg.): Denitrification in the nitrogen cycle, Plenum Publ. Corp., 79-99.
- Mosier AR, Mack L (1980) Gas chromatographic system for precise, rapid analysis of nitrous oxide, Soil Sci Soc Am J 44: 1121-1123
- Siegel RS, Hauck RD, Kurz LT (1990) Determination of $^{30}N_2$ and application to measurement of N_2 evolution during denitrification, Soil Sci Soc Am J 46:68-74

Über die Gültigkeit der mikrobiellen Biomassebestimmung für Ackerböden und Waldböden

von

*Hintze, Th. *, Gehlen, P. ** u. Schröder, D. **

EINLEITUNG

Die im Rahmen einer vergleichenden Untersuchung der mikrobiellen Aktivitäten von Acker- und Waldböden gewonnenen Daten boten die Möglichkeit, die Gültigkeit der mikrobiellen Biomassebestimmung nach Anderson u. Domsch (A/D) insbesondere für Waldböden zu überprüfen [1]. Diese Möglichkeit ist v.a. vor dem Hintergrund interessant, da die Methode nach A/D nur zwei Waldböden berücksichtigt, von denen sich ein Waldboden, wie auch ein Moorboden hinsichtlich ihres Wertebereichs wesentlich von dem der Ackerböden unterscheiden.

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es daher festzustellen, ob sich diese Datenlücke mit einer größeren Stichprobe schließen läßt.

MATERIAL UND METHODEN

Probennahme: Vom 19. bis 22. April 1990 wurden 59 Standorte im Raum Trier beprobt. Es handelt sich um Standorte mit direkt aneinandergrenzenden Wald- und Ackerflächen (1 Ausnahme). Die Beprobungstiefe betrug bei den Ackerböden 15 cm, bei den Waldböden ergab sie sich aus der Mächtigkeit der Auflagehorizonte.

Böden: Die Variationsbreite der Bodenarten liegt zwischen reinen Sandböden (Luxemburger Sandstein) und schluffigen Tonen bzw. schluffig tonigen Lehmen (mittlerer Keuper). Die Kohlenstoffgehalte liegen bei den Ackerböden zwischen 0,67% und 3,17%, bei den Waldböden zwischen 15,81% und 37,17%. Die $\text{pH}_{(\text{CaCl}_2)}$ -Werte der Ackerböden reichen von 4,03 bis 7,52, die der Waldböden von 3,34 bis 5,69.

Probenbehandlung: Die Böden wurden feldfrisch gesiebt und auf eine Wasserkapazität von 50% eingestellt, nachfolgend 14 Tage bei Raumtemperatur angeglichen und bis zur Analyse bei 4°C im Kühlschrank gelagert.

Messungen: Die substratinduzierte Respiration (SIR) wurde der Vorschrift von [1] folgend mit einem Wösthoff Ultragas-Analysator durchgeführt. Die mikrobielle Biomasse wurde entsprechend der Methode von Jenkinson & Powelson (J/P) [4] in Anlehnung an Martens [5] bestimmt. Die Ermittlung der CO_2 -Menge erfolgte titrimetrisch.

* Abteilung Bodenkunde, Universität Trier, Fachbereich VI, Postfach 3825, 5500 Trier
** Krümmersstr. 76a, 4132 Kamp-Lintfort

ERGEBNISSE

Die jeweiligen Häufigkeitsverteilungen der Respirations- und Biomassewerte der Gesamtstichprobe zeigen ausgeprägte linksschiefe Verteilungsformen. Die für eine Anwendung der linearen Regressionsanalyse notwendige Normalverteilung konnte gut durch eine logarithmische Transformation (\log_{10}) angepaßt werden. In Abb. 1 sind die Verteilungen der ursprünglichen und der transformierten Respirationswerte dargestellt. Für die Häufigkeitsverteilung der Biomasse ergibt sich ein ähnliches Bild.

Die transformierten Verteilungen erweisen sich als bimodal, d.h.: Die Gesamtstichprobe besteht aus zwei unterschiedlichen Grundgesamtheiten: Ackerböden und Waldböden. Die Ergebnisse des K-S-Tests bestätigen den visuellen Eindruck aus Abb.1.

Weitergehende statistische Betrachtungen machen daher eine getrennte Untersuchung beider Teilstichproben notwendig. Folglich ergibt sich die Notwendigkeit einer Überprüfung der A/D-Gleichung für beide Teilstichproben.

Die Ackerstichprobe (STP_A): Die transformierten Respirations- und Biomassewerte wurden einer linearen Regressionsanalyse unterzogen. Dabei wurde zur Überprüfung der Güte der sich ergebenden Regressionsgleichung eine Kreuzvalidierung durchgeführt [3]. Die Kreuzvalidierung ergab nahezu identische Gleichungen. Das Ergebnis der Gesamtstichprobe STP_A erweist sich damit als äußerst stabil. Die entsprechende Regressionsgleichung in der rücktransformierten, quasi "entlogarithmierten" Form ergibt:

$$\text{Biomasse} = 29.0046 * \text{CO}_2^{1.077} \quad ; B = 0.83 \quad (\text{Gl. 1}).$$

Die mit dieser Gleichung errechneten Biomassewerte zeigen eine gute Anpassung an die Stichprobenverteilung und liegen deutlich unter denen der A/D-Gleichung, da letztere durch die einbezogenen Standorte mit deutlich höheren Respirationsleistungen eine stärkere Steigung erhält. Dieser Umstand wirkt sich entscheidend auf die errechneten Biomasse-Werte aus. Besonders im unteren Wertebereich treten mit Abweichungen von bis zu 147%, extreme Fehleinschätzungen durch die A/D-Gleichung auf (vgl. Abb.2).

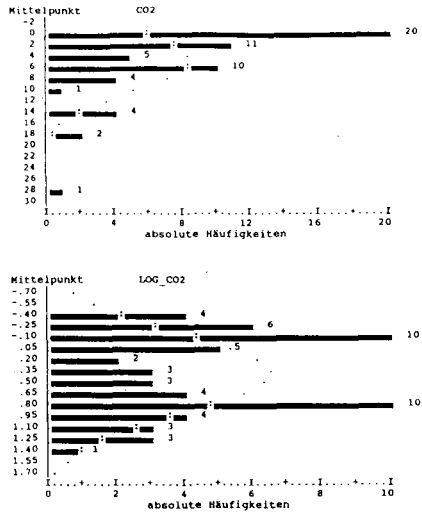


Abb. 1. Häufigkeitsverteilungen der Respirationswerte der Gesamtstichprobe (Originalwerte und transformierte Werte)

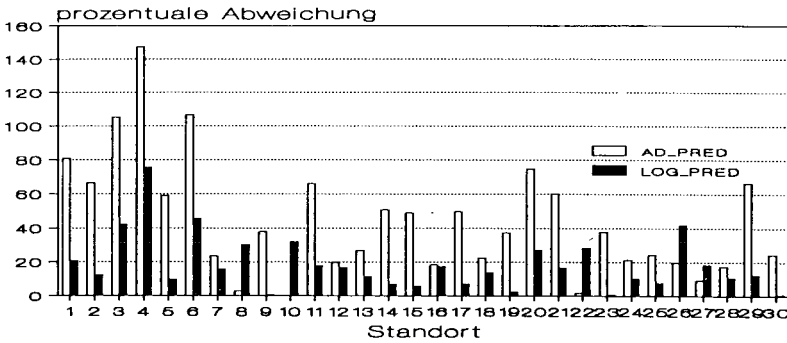


Abb. 2: Die prozentualen Abweichungen der berechneten (Nulllinie) von der gemessenen Biomasse (A/D_PRED = Biomasse nach Anderson&Domsch, LOG_PRED = Berechnung nach Gleichung 1). Die Standorte sind der gemessenen Biomasse entsprechend aufsteigend geordnet

Die Waldstichprobe STP_W: Im Gegensatz zur STP_A lässt sich wegen der mehrgipfeligen Verteilung der STP_W keine gültige Beziehung zwischen SIR und Biomasse¹ (J/P) formulieren.

Die Berechnung der Biomasse durch Differenzbildung der fumigierten und unfumigierten Kontrolle nach 10tägiger Bebrütung, wie auch die von [2] vorgeschlagene Erhöhung des Inoculums lieferten keine brauchbaren Ergebnisse. Das Auftreten z.T. "negativer" Biomassewerte ließ keine Berechnung zu.

Die Biomasse in Abhängigkeit von einem pH-Schwellenwert (pH(CaCl₂) 4.5 [2], pH(H₂O)4.2 [6]) verschiedenartig zu berechnen erwies sich bei den vorliegenden Böden als nicht geeignet.

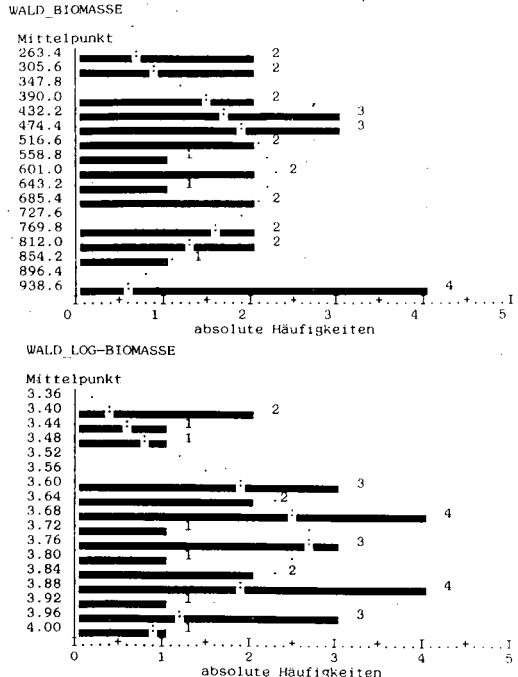


Abb.3: Häufigkeitsverteilung der Biomasse-Werte der STP_W (Originalwerte und transformierte Werte)

1 die Biomasse wurde nach der von [6] vorgeschlagenen Modifikation durchgeführt. Danach ist: Biomasse = (CO₂-C der fumigierten Böden, 0-10 Tage)/0.45. Die Division erfolgte hier mit 0.411, da alle Analysen bei 22°C durchgeführt wurden, vgl. hierzu [1].

SCHLUßFOLGERUNGEN

1. Ackerböden und Waldböden (Auflagehorizonte) sind verschiedene Grundgesamtheiten. Sie müssen separat betrachtet werden.
2. Bislang liefert keine der bekannten Methoden zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse bei Waldböden (Auflagehorizonte) verlässliche Ergebnisse.
3. Die vorgestellte Regressionsgleichung weist für Ackerböden auf ein geringeres Verhältnis zwischen $\text{CO}_2\text{-C}$ und mikrobieller Biomasse hin, als die A/D-Gleichung.

Solange keine allgemeingültige Beziehung zwischen substratinduzierter Respiration und Biomasse nachgewiesen ist, auf der Grundlage einer ausreichend umfangreichen Stichprobe, die räumliche und zeitliche Varianzen berücksichtigt, muß auf eine regressionsanalytische Berechnung der mikrobiellen Biomasse verzichtet werden. Die SIR-Methode liefert hier verlässliche und reproduzierbare Ergebnisse.

LITERATUR (Auswahl):

- [1] Anderson, J.P.E. u. Domsch, K.H. (1978b): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils.- In: Soil Biol. Biochem., 10, 215-221.
 - [2] Chapman, S. J. (1987): Inoculum in the fumigation method for soil biomass determination.- In: Soil Biol. Biochem., 19, 83-87.
 - [3] Gaensslen, H. u. Schubö, W. (1973): Einfache und komplexe statistische Analyse.- Ernst Reinhardt Verlag München/Basel, S. 124ff.
 - [4] Jenkinson, D.S. u. Powelson, D.S. (1976): The effects of biocidal treatments on metabolism in soil - V.- In: Soil Biol. Biochem., 8, 209-213.
 - [5] Martens, R. (1987): Estimation of microbial biomass in soil by the respiration method: Importance of soil pH and flushing methods for the measurement of respired CO_2 .- In: Soil Biol. Biochem., 19, 77-81.
 - [6] Vance, E.D.; Brookes, P.C. u. Jenkinson, D.S. (1987b): Microbial biomass measurement in forest soils: The use of the chloroform fumigation-incubation method in strongly acid soils.- In: Soil Biol. Biochem., 19, 697-702.
-

Der Ködermembrantest - eine einfache Methode zur Bestimmung der tierischen Freßaktivität

von

Hoffmann, H.* , W. Kratz, J. Neinaß **

Der Ködermembrantest wurde von TÖRNE (1990) zur Ermittlung der Freßaktivität der Bodenfauna entwickelt. Während der Entwicklungsphase von 1987 bis 1990 wurde der Test von HOFFMANN auf landwirtschaftlich genutztem Boden und von KRATZ auf Waldboden eingesetzt. Im folgenden werden Ergebnisse der methodologischen Prüfung und Versuchsergebnisse vorgestellt.

Der Ködermembrantest ist ein Screening-Test für systemökologische Übersichtsuntersuchungen von edaphischen Prozessen. Folgende Kriterien sollten von dem Test erfüllt werden:

- in kurzer Zeit kann eine große Zahl von biometrisch auswertbarer Daten gewonnen werden,
- es ist kein sehr großes Spezialwissen in Form von taxonomischen Kenntnissen erforderlich,
- der Versuchsaufbau und die Versuchsdurchführung sind sehr einfach und somit schnell und ohne großen Aufwand handhabbar,
- es erfolgt keine wesentliche Störung der Vegetation und des Substratgefüges,
- mit Hilfe der Versuche werden gute Überblicksergebnisse zu den Leistungen der Bodenfauna beim Stoffumsatz erzielt, die Voraussetzungen für weiterführende Untersuchungen bilden.

Das Prinzip des Ködermembrantests besteht darin, daß die im Boden lebenden Tiere durch bevorzugte Nährsubstrate angelockt und die von ihnen hinterlassenen Fraßspuren nachgewiesen werden.

Als Träger werden perforierte PVC-Streifen verwendet. Die Streifen mit den Abmessungen 0,5-lmm x 120mm x 6mm werden auf einer Länge von 80 mm mit 16 Löchern von 1,5 mm Weite versehen (Abb. 1).

* Humboldt-Universität zu Berlin, Inst.f.Acker-u.Pflanz.bau, Dorfstr. 9, 1099 Berlin

** Freie Universität Berlin, Inst.f.Ökologie, Tietzenweg 85-87, 1000 Berlin 45

Zur Ermittlung der wahrscheinlichen Fehlerquote durch mechanische Verletzungen sollte bei der Etablierung ein Blindversuch durchgeführt werden. Dazu werden einige Streifen in den Boden gesteckt, sofort wieder herausgezogen und ausgewertet.

Die Verweildauer kann vom Versuchsansteller je nach Fragestellung variiert werden. Sie ist u. a. abhängig von Feuchtigkeit, Temperatur, Bewirtschaftungsart und Bodenform.

Als ungefähre Richtzahl kann eine Woche angenommen werden.

Längere Expositionszeiten bergen die Gefahr in sich, daß Köder austrocknen und reißen oder daß mikrobielle Prozesse ihre Attraktivität ändern. Nach Entnahme werden die Streifen, falls erforderlich, von Kontaminationen befreit und in durchfallendem Licht betrachtet.

Bei der Auswertung zählt jede perforierte Membran als positiver Befund. Schwundrisse, die in Folge von Trockenheit entstehen können sind leicht von zoogenen Perforationen zu unterscheiden.

Für die schnelle und unkomplizierte Datenverarbeitung wurde das IBM-kompatible Auswertungssystem PROFAT entwickelt. Es ist nutzerfreundlich und kann deshalb selbst von Laborhilfskräften durchgeführt werden. Es enthält ein spezielles Matrix-Programm zur Aufnahme der aus dem Versuch kommenden binären Primärdaten. Daraus berechnet das Programm die Ableitung dekadischer Sekundärdaten zur Schätzung von mittleren Freßaktivitätsraten (MFAR) sowie die statistische Analyse von Freßaktivitätsprofilen (MFAP). Der Test auf Signifikanz erfolgt als U-Test nach Mann & Whitney.

Im folgenden werden Ergebnisse eines Testes vorgestellt. Innerhalb des Berliner Forschungsprojektes "Ballungsraumnahe Wald-Ökosysteme" wurde die Freßaktivität unter einem Jungkiefern-Bestand (45 Jahre alt) in der Streuschicht einer ungedüngten und einer gekalkten Variante verglichen. Zwischen beiden Varianten konnten signifikante Unterschiede ermittelt werden. Im Rechnerausdruck werden die Anzahl der Werte, Mittelwerte, Standardabweichung und alpha angegeben (Tab.1).

Tabelle 1: Ergebnis X-Test des Variantenvergleichs ungedüngt (PK) und gedüngt (PD) in der Streuschicht eines Jungkiefernbestandes

	Variante PK-Streu	Variante PD-Streu
Anzahl Werte:	48	48
Mittelwerte :	1,95	5,47
Standardabw.:	0,54	1,02
u-Statistik :	808,00	1496,00
Alpha :	0,01172	

Ursprünglich hatten die Perforationen ein 1,8 mm-Gewinde, um eine bessere Haftung der Ködermembranen zu ermöglichen. Da die Herstellung dieses Gewindes sehr aufwendig ist, werden die Streifen jetzt mit einer beidseitigen konischen Bohrung versehen. Dadurch wird eine ausreichende Rauhgigkeit erreicht.

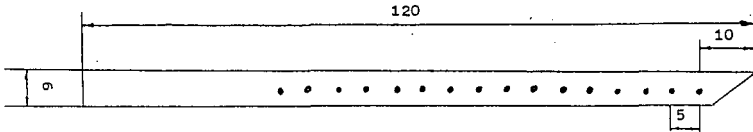


Abb.1 : Trägerchip mit Ködermembranen

Ausschlaggebend für die Wandstärke der Chips war einerseits die Zielsetzung, möglichst dünnschichtige Ködermembranen zu erhalten, damit sie binnen kurzer Fristen durchfressen werden können und der Notwendigkeit, mögliche mechanische Verletzungen der Membranen bei der Exposition auszuschließen.

Die Ködermembranen werden aus einem Gemisch aus Zellulose- und Agar-Agar-Pulver hergestellt. Frühere Varianten mit Mischungen aus pulverisierter Schwarzerde als Bindemittel, Milchpulver, Man- nit und Branflakes haben sich zwar auf leichtem Boden gut bewährt wurden aber dann verworfen. Bei der jetzigen Version läßt sich je nach Versuchsfrage die Attraktivität der Köder für selektive Zielgruppen von Primärzersettern variieren, indem die Zentralla- mellen mit anderen pulverisierten Substraten überschichtet wer- den. Die Mischungen lassen sich unkompliziert aufbewahren und unmittelbar vor der Befüllung unter Zugabe von Leitungswasser pa- stös anrühren.

Die vorbereiteten Chips werden bei günstigen hygrothermischen Be- dingungen vertikal in den Boden eingebracht. Dazu bedient man sich zweckmäßigerweise eines Vorstechers. Die oberste Ködermem- bran sollte unmittelbar unter der funktionellen Bodenoberfläche liegen.

Die erfaßte Bodentiefe von 0 ... 80 mm wird als ausreichend ange- sehen, da die intensivsten metabolischen Prozesse in der obersten Bodenschicht stattfinden. Durch Herstellung längerer Chips lassen sich auch größere Bodentiefen beproben.

Für einfache Schätzungen der relativen mittleren Freßaktivität sollten mindestens 3-4 Basisgruppen als Stichprobe herangezogen werden. Eine Basisgruppe besteht aus 16 senkrecht (und im quad- ratischen Verband) in den Boden eingebrachter Chips mit je 16 Ködern.

Darüberhinaus ist eine grafische Darstellung der Ergebnisse möglich. Abbildung 2 zeigt die Mittelwerte der Freßaktivität in den untersuchten Varianten.

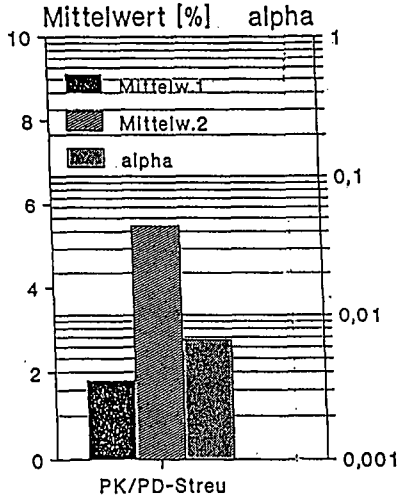


Abb. 2: Freßaktivitätsraten in der ungedüngten und gedüngten Streuschicht eines Jungkiefernbestandes

Abschließend ist festzustellen, daß sich der Ködermembrantest in der vorliegenden Form in den Bereichen Waldmanagement, Beeinflussung der Bodenbiozönose durch Fruchtfolge und Wirkung von Klärschlammausbringung gut bewährt hat.

Literatur:

Törne, E.v.: Schätzungen von Freßaktivitäten bodenlebender Tiere. Pedobiologia 34 (1990), S.269-279

Soil microbial biomass estimations by fumigation-extraction

R.G. Joergensen⁺) and P.C. Brookes⁺⁺)

The soil microbial biomass (i.e. the sum of the masses of all soil organisms less than about $5 \times 10^3 \mu\text{m}^3$) usually comprises about 3% of soil organic matter. Despite its small size the microbial biomass is a vital component of soil organic matter, being both a labile reservoir of N, P and S and the agent of breakdown of dead organic material (e.g. Jenkinson & Ladd, 1981; Jenkinson, 1988). The fumigation-extraction (FE) method (Vance *et al.*, 1987) is a convenient method to estimate the size of the microbial biomass. FE is easy to perform and gives accurate results. In this paper, we briefly review some experiments reported by others and give data from two other previously unpublished experiments: (1) to briefly explain the FE method; (2) to summarize the main features and advantages of the FE method; (3) to comment upon some important methodological details, and (4) to describe some possible sources of error. Only briefest practical details of the different methodologies are given here. The appropriate published scientific papers should be consulted for full experimental details.

Basis of the fumigation-extraction method

Immediately after fumigation with CHCl_3 and fumigant removal there is an increase in the amount of organic C made extractable to 0.5 M K_2SO_4 from the previously fumigated soil compared to that from a similar, but non-fumigated control soil. Vance *et al.* (1987) proposed that the amount of soil microbial biomass C (B_C) could be measured from the relationship:

$$B_C = 2.68 E_C$$

where $E_C = \{(\text{organic C extracted from fumigated soil after 24 h } \text{CHCl}_3 \text{ fumigation}) \text{ minus (organic C extracted from non-fumigated soil at time fumigation commenced)}\}$

The factor 2.68 is a proportionality constant based on the fact that only a fraction of the C in the original biomass is made extractable to K_2SO_4 by the CHCl_3 fumigation. This approach is frequently termed the *fumigation-extraction method* (FE). Until recently, the organic C in the K_2SO_4 soil extracts was usually measured following digestion with acidified $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ followed by back-titration with ferrous ammonium sulphate - a precise if tedious method. However, Wu *et al.* (1991) reported satisfactory analyses by an automated procedure in which the organic C was oxidized to CO_2 UV-persulphate and the CO_2 measured by infra-red analysis. Larger amounts of organic C are measured by this approach so the equation was modified to

$$B_C = 2.22 E_C,$$

to take this into account. These values for proportionality constants are similar to those given by Sparling *et al.* (1990) for different groups of soils. Similarly, Kaiser *et al.* (1991) could not detect any significant relationship between proportionality constants and soil properties such as organic matter and clay content.

Features of the FE method

- (1) Organic C (Vance *et al.*, 1987), organic and $\text{NH}_4\text{-N}$ (Brookes *et al.*, 1985), ninhydrin-reactive N (Joergensen & Brookes, 1990) and carbohydrate C (Joergensen *et al.*, 1990) can be measured in the same K_2SO_4 extract. Following appropriate calibration, they may all be used to give a measure of the amount of soil microbial biomass.
- (2) Pre-incubation of the soil is not necessary, in contrast to estimations of microbial biomass by fumigation

⁺) Institut für Bodenwissenschaften, von-Siebold-Str. 4, W-3400 Göttingen

⁺⁺) Soil Science Department, AFRC Institute of Arable Crops Research, Rothamsted Experimental Station, Harpenden, Herts. AL5 2JQ, UK

incubation (FI), substrate induced respiration (SIR) and ATP.

- (3) Field soils may be analysed by taking large samples (e.g. 200 g) with minimum pretreatment, i.e. breaking into 1-2 cm pieces, thus avoiding the need for sieving prior to analysis (Ocio & Brookes, 1990a).
- (4) FE can be used in soils recently amended with substrates such as glucose or straw (Ocio & Brookes, 1990b). The original fumigation-incubation method (Jenkinson & Powelson, 1976) cannot.
- (5) It is possible to use organic substrates labelled with isotopes (e.g. ^{15}N and ^{14}C) in conjunction with FE to measure short-term decomposition dynamics.
- (6) The soil water content can fluctuate widely. The C and N contents of the microbial biomass were similar both in soils at 40-50% water holding capacity and in saturated soils (Widmer *et al.*, 1989; Mueller *et al.*, 1991) provided they were not incubated anaerobically. In such soils a few drops of CHCl_3 could be added to the soil solution to increase the supply of chloroform to the microorganisms (Widmer *et al.*, 1989).
- (7) Reliable biomass measurements can be made in waterlogged soils (e.g. paddy soils) by FE (Inubushi *et al.*, 1991).
- (8) Organic C in the soil extracts can be measured by either with the low cost and simple dichromate digestion (Vance *et al.*, 1987) or with more rapid automated C analysis (Wu *et al.*, 1990).

Comments on methodology

- (1) Identical C concentrations in 0.5 M K_2SO_4 were measured after UV-persulphate oxidation or oven combustion at 800°C for a range of K_2SO_4 extractable soil organic C concentrations (Fig. 1). However, the oven method was found not to be useful for routine analysis of samples with high salt concentrations, because after a short time the oven (a packed furnace) is filled with salt which must be removed - a time-consuming procedure.

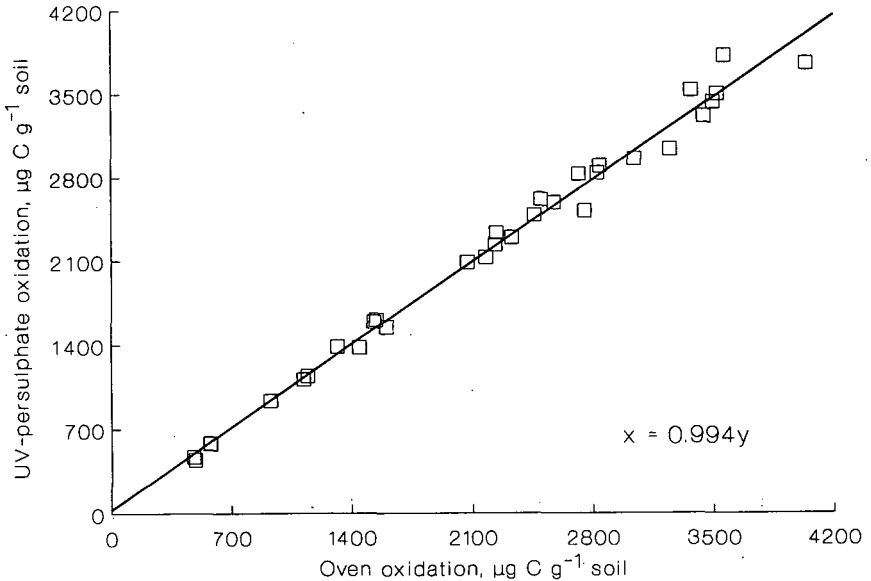


Fig. 1. Linear relationship between the amount of organic C in 0.5 M K_2SO_4 soil extracts measured by UV-persulphate and oven oxidation at 800°C. For details of soils see Joergensen *et al.* (1990).

- (2) It is impossible to measure organic C with $K_2Cr_2O_7$ in the presence of high chloride concentrations. Similarly, it is also impossible to use the UV-persulphate oxidation method in this case, because chloride absorbs a large amount of energy in the UV-range. However, if it is essential to extract the soils with KCl, the oven method could be used for small numbers of samples.
- (3) Markedly smaller amounts of organic C were extracted with 2 M KCl (measured by the oven method) than with 0.5 M K_2SO_4 (Table 1) (measured by UV-persulphate oxidation). The amounts were 57% less from non-fumigated soils and 32% less from fumigated soils with KCl using the data from regression analysis which was constrained to pass through zero (Table 2). Measured biomass C was 23% lower, on average, using KCl. Thus, other extractants such as KCl, $CaSO_4$ or $CaCl_2$ should be avoided because each will extract a different proportion of the original soil microbial biomass. Consequently, a conversion factor must be assessed for each extractant and possibly for each component measured in the extract which is extremely time consuming.

Table 1. Organic C extracted from non-fumigated and fumigated soils with 0.5 M K_2SO_4 or 2 M KCl

	Extractable organic C, $\mu\text{g g}^{-1}$ dry soil					
	Non-fumigated		Fumigated		E_C^a	
	K_2SO_4	KCl	K_2SO_4	KCl	K_2SO_4	KCl
Woburn fallow ^b	29	21	59	49	30	28
Woburn arable	45	21	104	85	59	65
Woburn ley-grass	55	32	160	118	105	86
Broadbalk FYM	188	65	423	241	235	176
Broadbalk NIL	97	32	218	120	121	89
Fosters arable	64	32	201	134	137	103
Fosters grass	162	52	368	182	206	131
Finland grass	71	53	174	111	103	58
Highfield grass	58	79	767	495	610	416
Geesecroft Wilderness	202	87	357	188	155	101
Northfield UK	75	23	230	160	155	136
Northfield AUS	83	23	410	252	327	229
$\pm \text{SE}^c$	7	3	9	8	10	9

^a $E_C = [(\text{organic C extracted from fumigated soil}) - (\text{organic C extracted from non-fumigated soil})]$

^b for description of soils see Joergensen and Brookes (1990)

^c standard error

Table 2. Linear relationships between C in extracts of 2 M KCl (800°C oven oxidation) and 0.5 M K_2SO_4 (UV-persulphate oxidation).

Non-fumigated soils	$C(2 \text{ M KCl}) = 0.433 C(0.5 \text{ M } K_2SO_4)$	$r = 0.87$
Fumigated soils	$C(2 \text{ M KCl}) = 0.677 C(0.5 \text{ M } K_2SO_4)$	$r = 0.98$
E_C	$C(2 \text{ M KCl}) = 0.773 C(0.5 \text{ M } K_2SO_4)$	$r = 0.99$

- (4) The $CHCl_3$ must give a virtually complete kill and then be entirely removed before analysis. Jenkinson and Ladd (1981) reported experiments which showed that $CHCl_3$ fumigation decreased the bacterial plate-count of a soil by 99.1%, the soil immediately after fumigation containing about 2×10^5 viable

bacteria g^{-1} soil.

- (5) The $CHCl_3$ must be free of ethanol, because it cannot be completely removed from soil after fumigation (Jenkinson, 1988). Thus ethanol C will be incorrectly measured as biomass C during FE. It is possible to use ethanol-free $CHCl_3$, stabilized with 2-methyl-2-butene, which is commercially available (Mueller *et al.*, 1991).
- (6) The samples are fumigated for 24 h at 25°C with $CHCl_3$. Organisms die after cell membranes are lysed by $CHCl_3$, and part of the microbial polymers, especially in the cytoplasm, are degraded by autolysis. This is an enzymatic process which depends on time and temperature. Lower fumigation temperatures and shorter fumigation times may result in smaller biomasses measured, so the proportionality factor will need to be redetermined.
- (7) The water content of the samples must be higher than 30% of the water holding capacity (Sparling *et al.*, 1990). In dry soils the microorganisms are apparently less affected by $CHCl_3$. Also the rate of enzyme activity and, thus, autolysis are slower at moisture contents less than about 30% WHC.
- (8) Soil microbial biomass C is extracted by 0.5 M K_2SO_4 . The high K-concentration flocculates the soil and prevents the adsorption of NH_4 , which is released by fumigation. The relatively high salt concentration also inhibits microbial decomposition of the very easily decomposable microbial material extracted after fumigation. However, if the extracts are to be stored for a longer time, they must be frozen at 15°C.

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 for measuring biomass nitrogen in soil. *Soil Biology & Biochemistry* 17, 837-842.
- Inubushi, K., Brookes, P.C. & Jenkinson, D.S. (1991) Soil microbial biomass C, N and ninhydrin-N in aerobic and anaerobic soils measured by the fumigation-extraction method. *Soil Biology & Biochemistry* 23, 737-741.
- Jenkinson, D.S. (1988) Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems* (J.R. Wilson, Ed.), pp. 368-386. CAB International, Wallingford.
- Jenkinson, D.S. & Ladd, J.N. (1981) Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: *Soil Biochemistry* Vol.5 (E.A. Paul & J.N. Ladd, Eds) pp. 415-471, Marcel Dekker, New York.
- Jenkinson, D.S. & Powlson, D.S. (1976) The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. *Soil Biology & Biochemistry* 8, 209-213.
- Joergensen, R.G. & Brookes, P.C. (1990) Ninhydrin-reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0.5 M K_2SO_4 soil extracts. *Soil Biology & Biochemistry* 22, 1023-1027.
- Joergensen, R.G., Brookes, P.C. & Jenkinson, D.S. (1990) Survival of the soil microbial biomass at elevated temperatures. *Soil Biology & Biochemistry* 22, 1129-1136.
- Kaiser, E.-A., Mueller, T., Joergensen, R.G., Insam, H. & Heinemeyer, O. (1991) Evaluation of methods for soil microbial biomass estimations and their relation to soil texture and soil organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*, (submitted).
- Mueller, T., Joergensen, R.G. & Meyer, B. (1991) Estimations of soil microbial biomass C in the presence of living roots by fumigation-extraction. *Soil Biology & Biochemistry*, (in press).
- Ocio, J.A. & Brookes, P.C. (1990a) Soil microbial biomass measurements in sieved and unsieved soils. *Soil Biology & Biochemistry* 22, 999-1000.
- Ocio, J.A. & Brookes, P.C. (1990b) An evaluation of methods for measuring the microbial biomass in soils following recent additions of wheat straw and the characterization of the biomass that develops. *Soil Biology & Biochemistry* 22, 685-694.
- Sparling, G.P., Feltham, C.W., Reynolds, J., West, A.W. & Singleton, P. (1990) Estimations of soil microbial C by a fumigation extraction method: use on soils of high organic matter content, and a reassessment of the k_{EC} -factor. *Soil Biology & Biochemistry* 22, 301-307.
- Vance, E., Brookes, P.C. & Jenkinson, D.S. (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry* 19, 697-702.
- Widmer, P., Brookes, P.C. & Parry L.C. (1989) Microbial biomass nitrogen measurements in soils containing large amounts of inorganic nitrogen. *Soil Biology & Biochemistry* 21, 865-867.
- Wu, J., Joergensen, R.G., Pommerehne, B., Chaussod, R. & Brookes, P.C. (1990) Measurement of soil microbial biomass C by fumigation extraction. *Soil Biology & Biochemistry* 22, 1167-1169.

Einfluß von bioziden Substanzen auf die Bodenmikroflora nach Zugabe von ^{14}C -markiertem Stroh

von

Joergensen* R.G., T. Hardent*, B. Meyer* und V. Wolters**

Problemstellung

Der Einfluß von Herbiziden auf die Aktivität und Biomasse der Bodenmikroflora wird als gering eingeschätzt (BLUME, 1990). Mit Hilfe der CHCl_3 -Fumigations-Extraktions-Methode (CFE-Methode) ist es seit kurzem möglich, die mikrobielle Biomasse während des Strohabbaus sicher zu messen (OCIO & BROOKES, 1990). Ziel unserer Arbeit ist es zu zeigen, wie sich Aktivität (CO_2 -Produktion) und Biomasse (C_{mic}) der Mikroflora in einem mit Bioziden behandelten Boden nach Zugabe von ^{14}C -markiertem Stroh verändert. Die mit der CFE-Methode ermittelten C_{mic} -Werte sollen mit der substrat-induzierten Respiration (SIR) verglichen werden, da die SIR-Methode häufig angewendet wird, um die Auswirkungen von Pestiziden auf die Bodenmikroorganismen zu prüfen.

Material und Methoden

Ein Lössboden aus intensiver Ackernutzung (0-10 cm) wurde gesiebt (2 mm), homogenisiert, präinkubiert (10 d, 25°C) und bis zum Inkubations-Experiment bei 4°C gelagert. Dieser Versuch bestand aus 5 Varianten: (1) *Unbegiftet*, (2) + 4 ppm *Simazin*, (3) + 7 ppm *Herbogil* (Wirkstoff: *Dinoterb*), (4) + 70 ppm *Herbogil*, (5) Begasung mit CHCl_3 für 24 h bei 25°C (WU et al., 1990). Alle Varianten wurden in 50 g Portionen (auf ofentrockener Basis, 24 h 105°C) aufgeteilt und bei 50% Wassermalkapazität in 1,5 l Gläsern bei 25°C im Dunkeln inkubiert. In allen 5 Varianten wurden am 21. Inkubationstag 2000 ppm ^{14}C -markiertes Weizenstroh und 40 ppm N als $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ in den Boden eingemischt, abgesehen von einem Teil der unbegifteten Variante als Referenzboden (Abb. 1). Während der Inkubation wurde zur Verfolgung des Strohumsatzes das freiwerdende CO_2 und $^{14}\text{CO}_2$ in 1 M NaOH aufgefangen und durch Titration gemessen. Einen Tag vor Zugabe des Strohs und 5, 33 und 66 Tage danach wurde C_{mic} (C in mikrobieller Biomasse) und $^{14}\text{C}_{\text{mic}}$ mittels CHCl_3 -Fumigation-Extraktion (CFE) bestimmt (WU et al., 1990) sowie die substrat-induzierte Respiration (SIR) gemessen (WEST & SPARLING, 1986).

Ergebnisse

C-Mineralisation: Nach Strohzugabe wurden in den Varianten *Unbegiftet*, *Simazin* und *Herbogil-7ppm* identische CO_2 -Mengen produziert (Abb. 1). Die freigesetzten $^{14}\text{CO}_2$ -Mengen aus dem Stroh waren sogar in allen 5 Varianten gleich (Tab. 1). D.h., die veratmete Menge an $^{12}\text{CO}_2$ aus der organischen Substanz des Bodens war in der Variante *Herbogil-70ppm* um 55% und der Variante *CHCl}_3* um 17% erhöht (Tab. 1).

Tabelle 1: Kumulative $^{12}\text{CO}_2$ - und $^{14}\text{CO}_2$ -Freisetzung (in 66 Tagen nach Strohzugabe) und Produktionskoeffizient (5 Tage nach Strohzugabe)

Behandlung	$^{12}\text{CO}_2\text{-C}$	$^{14}\text{CO}_2\text{-C}$	Produktionskoeffizient
	mg g ⁻¹ Boden		$^{14}\text{CO}_2\text{-C } ^{14}\text{C}_{\text{mic}}\text{-}^{-1}$
Unbegiftet	1,08	0,45	1,4
Simazin	1,08	0,47	1,7
Herbogil 7ppm	0,99	0,46	1,8
Herbogil 70ppm	1,67	0,48	2,1
Chloroform	1,25	0,44	2,8
Referenzboden	0,49		

* Institut für Bodenwissenschaft von-Siebold-Str. 4, 3400 Göttingen

** II. Zoologisches Institut, Abteilung Ökologie, Berliner Str. 28, 3400 Göttingen

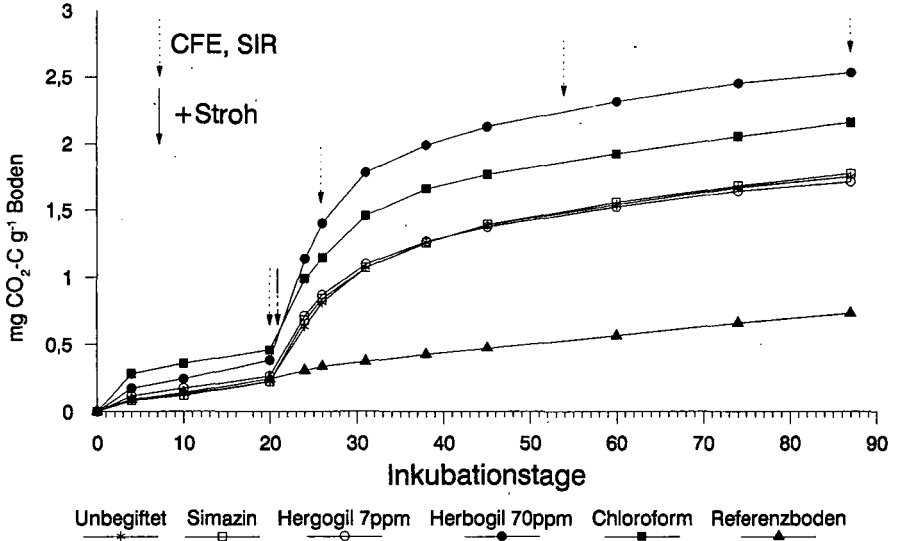


Abbildung 1: Kumulative CO₂ Produktion während der gesamten 87 Inkubationstage

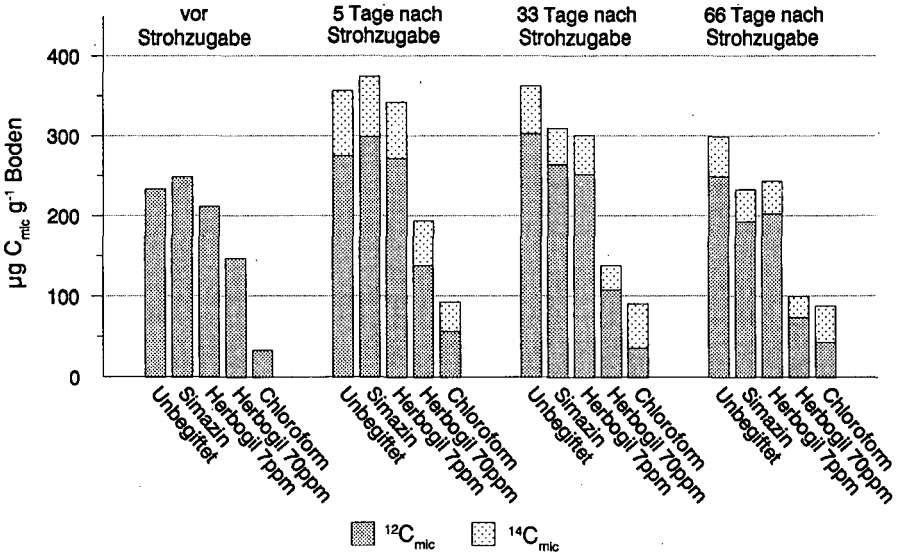


Abbildung 2: Veränderung der ¹²C_{mic}- und ¹⁴C_{mic}- Gehalte vor und nach Strohzugabe

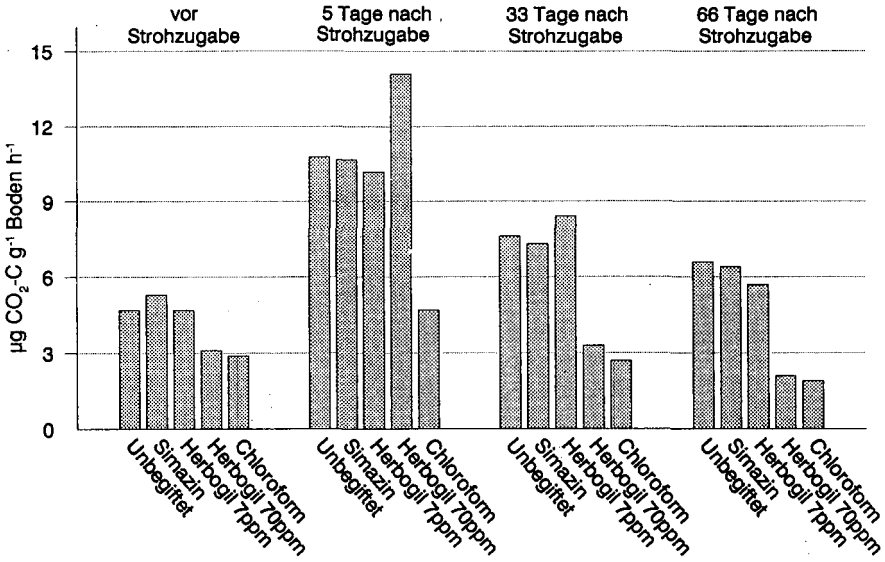


Abbildung 3: Veränderung der Substrat - induzierten Respiration vor und nach Strohzugabe

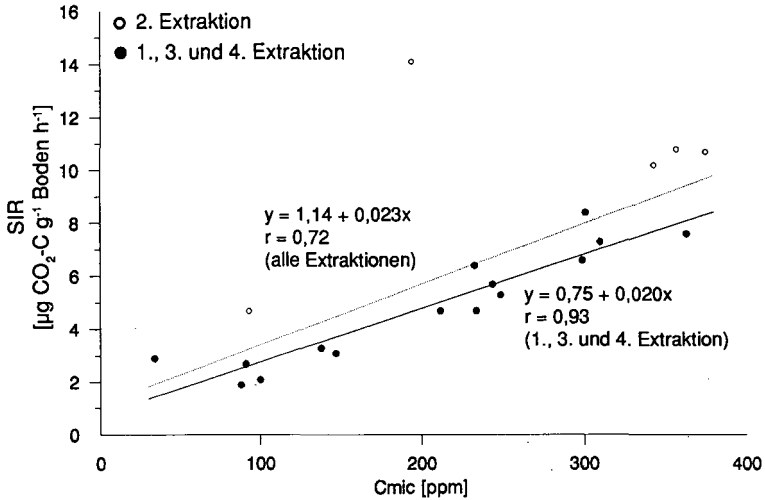


Abbildung 4: Korrelation zwischen C_{mic} und SIR

C_{mic} : Die C_{mic} -Gehalte der Varianten *Unbegiftet*, *Simazin* und *Herbogil-7ppm* unterschieden sich zum Zeitpunkt der Strohzugabe (nach 20 Tagen Inkubation) nicht signifikant voneinander. Der C_{mic} -Gehalt der Variante *Herbogil-70ppm* war zu diesem Zeitpunkt um 47% und der der Variante $CHCl_3$ um 85% niedriger. 5 Tage nach der Zugabe von 2000 ppm Stroh waren die C_{mic} -Gehalte in den Varianten *Unbegiftet*, *Simazin* und *Herbogil-7ppm* um durchschnittlich 130 ppm, in der Variante *Herbogil-70ppm* nur um 50 ppm und in der Variante $CHCl_3$ um 60 ppm gestiegen. 33 Tage nach Strohzugabe wurde in der Variante *Unbegiftet* die gleichen C_{mic} -Gehalte wie 5 Tage danach gemessen. Erst 66 Tage nach Strohzugabe nahmen die C_{mic} -Gehalte Variante *Unbegiftet* wieder ab. In der Variante $CHCl_3$ blieb der C_{mic} -Gehalt bis zum Ende des Versuches unverändert. In den übrigen 3 Varianten fiel der C_{mic} -Gehalt schon 33 Tage nach Strohzugabe ab (Abb. 2).

SIR: Die Ergebnisse der SIR-Messungen (Abb. 3) zeigen ein ähnliches Bild wie die C_{mic} -Gehalte (Abb. 2). Da die Streuung der SIR-Methode nach WEST & SPARLING (1986) größer war als die der CFE-Methode, können Unterschiede zwischen den Varianten häufig nicht abgesichert werden. 5 Tage nach der Strohzugabe waren die Abweichungen zwischen der CFE- und SIR-Methode besonders groß (Abb. 4). Wenn die Ergebnisse aller Meßtermine berücksichtigt werden, ist die Korrelation zwischen SIR und C_{mic} $r=0.72$. Wenn die Daten des ersten Probenahmetermins nach Strohzugabe (d. h. die der zweiten Extraktion) ausgeschlossen werden, steigt die Korrelation auf $r=0.93$.

Produktionskoeffizient: Den Quotienten respiriertes Substrat/Biomassezuwachs ($\Delta^{14}CO_2-C \Delta^{14}C_{mic}^{-1} 5 d^{-1}$) bezeichnen wir als Produktionskoeffizienten. Er gibt an, wieviel Einheiten Substrat-C in 5 Tagen veratmet werden, um eine Einheit C_{mic} aus diesem Substrat zu erzeugen. Es zeigt sich, daß der Produktionskoeffizient in allen begifteten Varianten erhöht ist, auch in den nur schwach belasteten Varianten *Simazin* und *Herbogil-7ppm*. D.h., auch in diesen beiden Varianten muß eine größere Menge Substrat mineralisiert werden, um den gleichen Biomassezuwachs aus dem Substrat wie in der Variante *Unbegiftet* zu erreichen (Tab. 1).

Schlußfolgerungen

- 1) In Böden mit veränderter Zusammensetzung der Bodenmikroflora, z.B. kurz nach Zugabe von Stroh, verändert sich das Verhältnis SIR zur mikrobiellen Biomasse.
- 2) Praxisnahe Konzentrationen von Herbiziden im Boden beeinflussen weder die Menge der mikrobiellen Biomasse noch deren Zuwachs kurz nach Substratzugabe.
- 3) Mittelfristig führen auch praxisnahe Aufwandmengen von Herbiziden zu einer verstärkten Abnahme der mikrobiellen Biomasse eines Bodens.
- 4) Der mittelfristige Substratabbau (Stroh) wird durch die eingesetzten Biozid-Behandlungen nicht beeinflusst.
- 5) Schon geringe Herbizidkonzentrationen zeigen eine Auswirkung auf die Produktionskoeffizienten der Mikroflora des Bodens.

Über langfristige Auswirkungen von Herbiziden im Freiland können keine Aussagen gemacht werden. Es besteht aber der Verdacht, daß die Auswirkungen mit gängigen Testverfahren unterschätzt werden.

Literatur

- BLUME H.-P. (1990): Pflanzenschutzmittel (Pestizide). In *Handbuch des Bodenschutzes* (H.-P. Blume, Hrsg.), pp. 311-340. Ecomed, Landsberg.
- OCIO J.A. & BROOKES P.C. (1990): An evaluation of methods for measuring the microbial biomass in soils following recent additions of wheat straw and the characterization of the biomass that develops. *Soil Biology & Biochemistry* 22, 685-694.
- WEST A.W. & SPARLING G.P. (1986): Modifications to the substrate-induced respiration method to permit measurement of microbial biomass in soils of differing water contents. *Journal of Microbiological Methods* 5, 177-189.
- 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 Biology & Biochemistry* 22, 1167-1169.

Messung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode bei Anwesenheit frischer Wurzeln

JÖRGENSEN, R. G., B. MEYER UND T. MÜLLER *

PROBLEMSTELLUNG

Bei der Begasung (Fumigation) eines Bodens mit CHCl_3 werden Zellmembranen lebender Organismen zerstört. Darin enthaltene kohlenstoffhaltige Verbindungen werden mit 0.5 M K_2SO_4 -Lösung teilweise extrahierbar. Dieses Phänomen wird bei der *Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode (CFE-Methode)* zur Messung der mikrobiellen Biomasse in Böden genutzt (VANCE et al., 1987). Neben den Mikroorganismen werden aber auch die Membranen frischer (d.h. lebender und gerade abgetöteter) Wurzeln durch CHCl_3 angegriffen und die Zellinhalte somit extrahierbar (MARTIN & FOSTER, 1985; SPARLING et al., 1985). Frische Wurzeln müssen daher vor der Messung der mikrobiellen Biomasse aus der Bodenprobe entfernt werden. In der Regel geschieht dies durch feldfeuchtes Sieben und Präinkubation. Dieses Verfahren ist für eine Messung der aktuellen Biomasse im Felde unbefriedigend:

- Sieben erfordert eine geeignete Bodenfeuchte, die in den verschiedenen Jahreszeiten nicht immer gegeben ist.
- Zu viele Wurzeln gelangen beim Passieren von Krümeln durch das Sieb hindurch oder es bleibt ein Rest des Bodens ungesiebt mit den Wurzeln zurück.
- Eine Präinkubation mit dem Angebot leicht verfügbarer organischer Substanz in Form frischer Wurzelmasse könnte die mikrobielle Biomasse bereits so verändern, daß es zur Messung von Artefakten kommt.

In der vorliegenden Arbeit wird die CFE-Methode um eine Vorbehandlung erweitert. Dabei handelt es sich um eine Naßabsiebung der Wurzeln mit K_2SO_4 -Lösung vor der Fumigation. Dieses Verfahren stellt zugleich eine Präextraktion dar, wie sie WIDMER et al. (1989) zur Vorextraktion von Nmin angewandt haben. Zur Prüfung der Wirksamkeit wurden einem Testboden frische Weizenwurzeln zugesetzt.

BODEN

Alle Untersuchungen wurden am Ap-Horizont einer Griserde aus Löß unter Ackernutzung durchgeführt. Die untersuchten oberen 10 cm enthalten 1.44% organischen Kohlenstoff, 0.12% Gesamt-N und 14.4% Ton. Der pH-Wert (H_2O) liegt bei 7.8. Der Boden wurde feldfeucht auf 2 mm gesiebt, 10 Tage lang bei 25°C und dann bei 4°C gelagert.

MESSUNG DER MIKROBIELLEN BIOMASSE

A. CFE-Methode: Ein Aliquot feldfeuchten Bodens entsprechend 25 g TM, wird mit 100 ml 0.5 M K_2SO_4 -Lösung 45 min überkopf mit 40 U min^{-1} geschüttelt und anschließend durch ein Glasfaserfilter (Whatman GF/A) genutscht. Ein anderes Aliquot wird zuvor bei 40%

*Inst. f. Bodenwissenschaft, von Siebold Str. 4, 3400 Göttingen.

WHK fumigiert: In einem Exsikkator befinden sich Gläser mit den Bodenproben, feuchtes Fließpapier, ein 50 ml Glas mit Natronkalk und ein 50 ml Glas mit etwa 25 ml ethanolfreiem CHCl_3 , stabilisiert durch 20 ppm 2-Methyl-2-Buten (Merck). Durch Evakuieren wird das CHCl_3 für 2 min zum Kochen gebracht. Danach wird im Exsikkator bei 25°C 24 h lang im Dunkeln inkubiert. Das CHCl_3 wird dann durch wiederholtes Evakuieren aus den Proben entfernt. Alle gegenüber VANCE et al. (1987) vorgenommenen Änderungen lieferten in Vorversuchen keine Unterschiede zur Originalmethode.

Die Extrakte werden bis zur Messung des Kohlenstoffs bei -15°C gelagert. Die Messung des Kohlenstoffs in den Extrakten erfolgt in einem Autoanalysator (Dohrmann DC 80) nach UV- $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ -Oxidation. Der Kohlenstoff in der mikrobiellen Biomasse (C_{mik}) wird nach WU et al. (1990) berechnet:

$$C_{\text{mik}} = 2.22(C_{\text{ex-fumigiert}} - C_{\text{ex-unfumigiert}}) \quad (1)$$

Allen Angaben liegen 4 Parallelen zugrunde. Sie beziehen sich auf TM Boden.

B. CFE-Methode mit Wurzelabtrennung durch Sieben (S) und Filtrieren (F): Der feldfeuchte Boden (25 g TM) wird 30 min mit 0.05 M K_2SO_4 -Lösung überkopf geschüttelt und dann als Suspension durch ein 3 mm Sieb geschüttelt. Nach sorgfältigem Nachspülen mit 75 ml Lösung bleiben im Sieb neben kleineren Steinchen auch Wurzeln zurück. Die durchgelaufene Suspension wird filtriert (Whatman 42), so daß nun der nasse Boden in den Filtern vorliegt.

Der Filterrückstand wird wie unter A weiterverarbeitet, jedoch werden zur Fumigation zusätzlich 3 bis 4 Tropfen CHCl_3 in die nassen Proben gegeben.

C. CFE-Methode mit Wurzelabtrennung durch Sieben (S) und Zentrifugieren (Z): Bei dieser Variante wird die Suspension nach dem Sieben nicht filtriert, sondern 15 min bei ca. 500 g zentrifugiert. An der Oberfläche scheiden sich weitere kleinere Wurzeln und Wurzelbruchstücke ab, die mit der Flüssigkeit dekantiert werden. Die Weiterbehandlung erfolgt wie unter A.

ZUGABE VON WURZELN

Weizen-Wurzeln von 1.4 g Frischmasse = 104 mg TM werden den 25 g TM-Bodenaliquots beigemischt, was 2 mg C je g TM Boden entspricht. Die Anzucht der Weizenpflanzen erfolgt in Hydrokultur.

ERGEBNISSE und DISKUSSION

In Variante A werden ohne Fumigation 1.6% des zugebenen Wurzel-C extrahiert. Mit Fumigation sind zusätzlich 15.5% des Wurzel-C extrahierbar. Die berechnete „mikrobielle Biomasse“ ist als Folge der Wurzelzugabe mehr als dreimal so groß wie ohne Zugabe. Die Anwesenheit großer Mengen frischer Wurzelmasse kann demnach zu erheblichen Fehlern bei der Messung mikrobieller Biomasse führen.

Die Varianten B und C kommen für den extrahierbaren Kohlenstoff mit und ohne Fumigation zu ähnlichen Ergebnissen wie Variante A ohne Wurzelzusatz. Gleiches gilt für die C_{mik} -Gehalte. Offensichtlich steht der mit K_2SO_4 -Lösung extrahierbare Kohlenstoff im Gleichgewicht mit der organischen Substanz des Bodens. Lösungsgesättigter Boden kann ebensogut fumigiert und extrahiert werden wie feuchter Boden (WIDMER et al., 1989). Durch die Präextraktion geht kein C_{mik} verloren.

Zentrifugieren (Z) senkt C_{mik} durch eine weitergehende Abtrennung von Wurzelstückchen. Die Unterschiede zwischen den 3 Varianten ohne Wurzelzugabe und der Zentrifugen-Variante mit Wurzelzugabe sind gering (fette Zahlen in der Tabelle). Die Filtrationsvariante mit Wurzelzugabe zeigt dagegen C_{mik} -Gehalte, die signifikant um 20% höher liegen. Durch die

Tabelle 1: Versuchsvarianten und Ergebnisse. Standardabweichungen in Klammern.

Methode		A		B		C	
Wurzel-Zusatz		-	+	-	+	-	+
Naßsiebung				S	S	S	S
Filtration / Zentrifugation				F		Z	
		ppm TM-Boden					
1	C im Prä-Extrakt			25 (2.4)	34 (2.4)	24 (0.5)	27 (1.4)
2	C im Extrakt nicht fumigiert	76 (3.2)	108 (24.2)	70 (0.7)	69 (1.3)	74 (0.9)	73 (0.8)
3	$\Sigma(1 + 2)$	76	108	95	103	98	100
4	C im Extrakt fumigiert	205 (7.5)	547 (59.4)	208 (4.3)	222 (5.2)	204 (4.5)	210 (5.9)
5	Diff.(4 - 2)	129 (4.9)	439 (57.0)	138 (4.8)	154 (3.8)	129 (1.8)	138 (6.5)
6	C_{mik}	285 (11.0)	976 (120.5)	307 (10.8)	341 (8.4)	287 (4.1)	306 (14.5)
7	% der Wurzel-C-Zugabe ^a		15.5		0.8		0.5
8	Wirkungsgrad d. Abtrennung ^b [%]				94.8		96.7

^aberechnet aus Zeile 5: $\frac{(439-129)100}{\text{Wurzel-C-Zugabe}}$ bzw. $\frac{(154-138)100}{\text{Wurzel-C-Zugabe}}$ bzw. $\frac{(138-129)100}{\text{Wurzel-C-Zugabe}}$

^bberechnet aus Zeile 7: $\frac{(15.5-0.8)100}{15.5}$ bzw. $\frac{(15.5-0.5)100}{15.5}$

Naßsiebung der Wurzeln sind nur noch 0.5 bzw. 0.8% des zugegebenen Wurzel-C nach der Fumigation extrahierbar. Der Wirkungsgrad des Abtrennungsverfahrens liegt also um 95%.

Durch das nasse Sieben wird bereits der größte Teil der Wurzeln entfernt. Feine Wurzeln und Bruchstücke, welche durch das Sieb hindurchtreten, werden beim Filtrieren zurückgehalten, mitfumigiert und schießlich auch extrahiert, beim Zentrifugieren und Dekantieren jedoch abgeschieden. Ergebnisse mit ¹⁴C-markierten Wurzeln bestätigten die ohne Wurzelmarkierung durchgeführten Versuche (MUELLER et al., 1991).

Eine Naßsiebung mit anschließender Zentrifugation ist bei dem von uns untersuchten Boden geeignet, frische Wurzeln so aus den Proben zu entfernen, daß Fehlmessungen der mikrobiellen Biomasse minimiert werden.

Die verwendete Masse an Wurzeln war größer als in Ackerböden zu erwarten ist (TROUGHTON, 1957), jedoch etwa so groß wie in Grünlandböden. SPARLING & TINKER (1978) nennen noch höhere Wurzeldichten.

Neben unerwünschten Wurzeln wird durch die Präextraktion ferner der Gehalt an mineralischem Stickstoff reduziert, der bei der Messung von mikrobiellem Biomasse-N mit der CFE-Methode einen störenden „Hintergrund“ darstellen kann (RECOUS et al., 1988; WIDMER et al., 1989). Probleme bei der Fumigation sehr trockener Böden (SPARLING & WEST, 1989) werden ebenfalls umgangen, da der Boden nach der Vorbehandlung lösungs-sättigt ist.

Literatur

- MARTIN J.K. & FOSTER R.C. (1985): A model system for studying the biochemistry and biology of the root-soil interface. *Soil Biology & Biochemistry*, **17**, 261-269.
- MUELLER T., JOERGENSEN R. G. & MEYER B. (1991): Estimation of soil microbial biomass C in the presence of living roots by fumigation-extraction. *Soil Biology & Biochemistry*, **23**, im Druck.
- RECOUS S., FRESNEAU C., FAURIE G. & MARY B. (1988): The fate of labelled ¹⁵N urea and ammonium nitrate applied to a winter wheat crop. *Plant and Soil*, **112**, 205-214.
- SPARLING G.P. & TINKER P.B. (1978): Mycorrhizal infection in Pennine grassland. 1. level of infection in the field. *Journal of Applied Ecology*, **15**, 943-950.
- SPARLING G.P. & WEST A.W. (1989): Importance of soil water content when estimating microbial C, N and P by the fumigation extraction methods. *Soil Biology & Biochemistry*, **21**, 245-253.
- SPARLING G.P., WEST A.W. & WHALE K.N. (1985): Interference of plant root in the estimation of soil microbial ATP, C, N and P. *Soil Biology & Biochemistry*, **17**, 275-278.
- TROUGHTON A. (1957): *The under-ground organs of herbage grasses*. Technical Report Bulletin No. 44, Commonwealth Bureau of Pasture and Field Crops.
- VANCE E., BROOKES P.C. & JENKINSON D.S. (1987): An extraction methode for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry*, **19**, 703-707.
- WIDMER P., BROOKES P.C. & PARRY L.C. (1989): Microbial biomass nitrogen measurements in soils containing large amounts of inorganic nitrogen. *Soil Biology & Biochemistry*, **21**, 865-867.
- 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 Biology & Biochemistry*, **22**, 1167-1169.

Untersuchung von Regenwurmgehängen mit Hilfe der
Röntgen-Computertomographie

von

Monika Joschko* und Otto Larink**

Im DFG-Schwerpunktprogramm "Genese und Funktion des Bodengefüges" (Kordinator: K.-H. Hartge) arbeiten wir seit 1989 mit der Röntgen-Computertomographie zur Untersuchung von Regenwurmgehängen im Boden. Ziel dieses Beitrags ist es, unsere Erfahrungen auf diesem Gebiet darzustellen und Möglichkeiten und Grenzen der Methode aufzuzeigen.

1. Prinzip der Röntgen-Computertomographie

Derzeitig gebräuchliche Röntgen-Computertomographen (Siemens Somatom DR, Siemens Somatom Plus) bestehen aus rotierendem Röntgenfächerstrahl mit gegenüberliegendem Detektorbereich. Die bei jeder Umdrehung ermittelten Schwächungswerte der Röntgenstrahlen werden in einem Rechner in ihrer örtlichen Verteilung rekonstruiert. Anschließend werden den Schwächungswerten Grauwerte zugeordnet, so daß auf einem Monitor ein Bild des durchstrahlten Objektes entsteht, welches auf einen Röntgenfilm übertragen oder auf einem Magnetband digitalisiert gespeichert werden kann. Die relative Schwächung der Röntgenstrahlen wird in Hounsfield-Einheiten (HE) gemessen:

$HE = \mu - \mu_{H_2O} / \mu_{H_2O} * 1000$, wobei μ der linearer Schwächungskoeffizient ist (HÜBENER 1985).

Im Unterschied zur konventionellen Röntgentechnik, bei der sämtliche Ebenen des Objekts durchstrahlt und die Schwächungswerte zu einem Summationsbild zusammengefaßt werden, wird bei der Röntgen-Computertomographie nur eine dünne Scheibe aus dem Objekt "herausgeschnitten". Die Abbildungsverhältnisse entsprechen denen der konventionellen Röntgentechnik: dichte Bereiche, welche die Röntgenstrahlen stark schwächen, werden hell, weniger dichte bzw. luftgefüllte Bereiche dagegen dunkel abgebildet.

2. Bisheriger Einsatz der Methode in der Bodenkunde

Zwischen der relativen Schwächung der Röntgenstrahlen und der Lagerungsdichte des Boden besteht ein linearer Zusammenhang. Entsprechend

* Institut für Bodenbiologie, Forschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

** Zoologisches Institut, Techn. Univ., Pockelsstr. 10a, 3300 Braunschweig

dieser Gesetzmäßigkeit wurde die Röntgen-Computertomographie von PETROVIC et al. (1982) erstmalig in der Bodenkunde eingesetzt. Da bei gleichbleibender Dichte zwischen Wassergehalt und Hounsfield-Einheiten ebenfalls ein linearer Zusammenhang besteht, konnte die Technik auch erfolgreich für die Bestimmung des Wassergehaltes und seiner Veränderung verwendet werden (HAINSWORTH & AYLMOORE 1983, CRESTANA et al. 1985).

Für bodenbiologische Fragestellungen wurde die Methode zuerst von TOLLNER et al. (1987) unter anderem zur Beobachtung von Käferlarven angewandt. In den letzten Jahren wurde von verschiedenen Arbeitsgruppen der Einsatz der Röntgen-Computertomographie zur Untersuchung von Makroporen auf zweidimensionalen Schichtbildern beschrieben (GREVERS et al. 1989, WARNER et al. 1989, ANDERSON et al. 1990).

3. Eigene Untersuchungen

a) Säulenversuche.

In Plexiglassäulen (Höhe 30 cm, Durchmesser 12 cm) wurde Boden (Parabraunerde und Schwarzerde aus Löß) auf eine Lagerungsdichte zwischen 1.20 und 1.65 g/cm³ verdichtet, mit ein oder zwei Exemplaren der endogäischen Regenwurmarten *Allolobophora caliginosa*, *A. rosea* oder *Octolasion cyaneum* besetzt und bei ca. 12°C im Dunkeln für mehrere Wochen stehen gelassen.

Die anschließende morphologische Untersuchung wurde an einem Siemens Somatom DR, Schichtdicke 8 mm, bzw. an einem Siemens Somatom Plus, Schichtdicke 1 und 2 mm bei 120-125 kV und 200-400 mA*s durchgeführt. In der Regel wurden zwei Säulen aufrecht nebeneinander stehend in vertikaler "Schnittebene" gescannt. Eine Schichtbreite von 1-2 mm ergab genügend scharfe Bilder, um die Wurmgänge, deren Durchmesser 3-5 mm betrug, deutlich zu erkennen (Abb. 1). Deutlich sichtbar waren auch Dichteunterschiede in der Bodenmatrix, die zum Beispiel durch das portionsweise Einfüllen und Verdichten des Bodens entstanden waren. Verdichtete Bodenbereiche in unmittelbarer Nähe des Ganges deuteten darauf hin, daß der jeweilige Gangabschnitt durch Beiseiteschieben des Bodens durch den Wurm zustande gekommen war.

b) Untersuchung von Monolithen.

In Zusammenarbeit mit dem Institut für Pflanzenbau der Universität Göttingen wurden auf der Dauerversuchsfläche Hoffmannshof 2 Monolithen (Länge 40 cm, Durchmesser 19 cm) durch sukzessives Eintreiben eines Plastikzylinders in den Boden entnommen (GERSCHAU et al., 1991). Die röntgen-computertomographische Untersuchung wurde im Göttinger Klinikum an einem Siemens Somatom DR bei 120-125 kV und 520-550 mA*s durchgeführt.

Auf den Schichtbildern, die von 2 mm breiten, horizontalen "Schnitten" stammten, waren zahlreiche Poren mit einem Durchmesser bis 10 mm deutlich erkennbar (Abb. 2). Die meisten der röhrenförmigen Poren, die im Querschnitt rund oder oval erscheinen, sind vermutlich durch Regenwurmaktivität entstanden.



Abb.1: Schichtbild von zwei künstlich verdichteten Bodensäulen mit Regenwurmängen (dunkel)

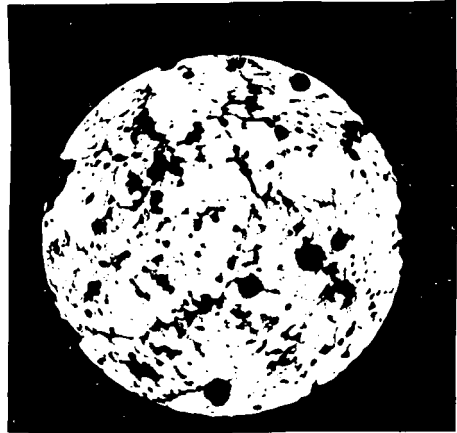


Abb. 2: Schichtbild eines horizontalen "Schnittes" durch einen Monolithen mit röhrenförmigen Makroporen (dunkel)

c) Dreidimensionale Rekonstruktion von Regenwurmängen.

In Zusammenarbeit mit dem Institut für Medizinische Informatik, Universität Hildesheim, konnte das Regenwurmangensystem dreidimensional rekonstruiert werden (JOSCHKO et al., 1991). Die Rekonstruktion ermöglicht eine Beurteilung der Kontinuität der Gänge und damit eine Einschätzung ihrer funktionellen Bedeutung zum Beispiel im Hinblick auf die Wasserbewegung.

Zusammenfassung

Die Leistungen der Röntgen-Computertomographie bestehen in

- a) einer zerstörungsfreien Erfassung von Gefügen und Gefügekeennwerten (zum Beispiel Lagerungsdichte),
- b) einer dreidimensionalen Rekonstruktion von Gefügeelementen und Teilgefügen nach Wahl (zum Beispiel Wurmängen),
- c) der möglichen Erfassung von Gefügeveränderungen (Zeitreihen).

Bedingt durch den derzeitigen Stand der Technik ist die Methode beschränkt auf

- a) eine Mindestgröße von darzustellenden Gefügeelementen von 1 mm³
- b) eine maximale Probengröße von etwa 50 cm Durchmesser je nach Größe des Meßfeldes.

Dank

Wir danken Herrn Geert Oertel, Institut für Bodenbiologie, FAL, für engagierte technische Hilfestellung bei den Untersuchungen, Prof. Dr. K. Baumer, Dr. W. Claupein, Göttingen und Herrn W. Söchtig, Braunschweig, für die Überlassung von Bodensäulen, sowie Dr. Scholz, Braunschweig, PD Dr. Dr. Lindner, Städt. Krankenhaus Hildesheim, Prof. Dr. Döhring, Medizinische Hochschule Hannover, und Dr. Körber, Klinikum Göttingen, für das Scannen der Bodensäulen. Der Deutschen Forschungsgemeinschaft danken wir für ihre finanzielle Unterstützung.

Literatur

- ANDERSON, S.H., R.L.PEYTON & C.J.GANTZER (1990): Evaluation of constructed and natural soil macropores using x-ray computed tomography. *Geoderma* 46, 13-29
- CRESTANA, S., S. MASCARENHAS & R.S. POZZI-MUCELLI (1985): Static and dynamic three-dimensional studies of water in soil using computed tomographic scanning. *Soil Sci.* 140, 326-332
- GRSCHAU, M.-B., M. JOSCHKO, W. CLAUPEIN (1991): Röntgen-computertomographische Untersuchungen zur Makroporosität unterschiedlich bearbeiteter Böden. 35. Jahrestagung der Pflanzenbaugesellschaft, Braunschweig
- GREVERS, M.C.J., E. DE JONG & R.J. ST.ARNAUD (1989): The characterization of soil macroporosity with CT scanning. *Can. J. Soil Sci.* 69, 629-637
- HAINSWORTH, J.M. & L.A.G. AYLMORE (1983): The use of computer assisted tomography to determine spatial distribution of soil water content. *Aust. J. Soil Res.* 21, 435-443
- HÜBENER, K.-H. (1985): Computertomographie des Körperstammes. Thieme, Stuttgart, New York
- JOSCHKO, M., O. GRAFF, P.C.MÜLLER, K.KOTZKE, P.LINDNER, D.P.PRETSCHNER, O.LARINK (1991): A non-destructive method for the morphological assessment of earthworm burrow systems in three dimensions by X-ray computed tomography. *Biol. Fertil. Soils* 11, 88-92
- 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, 445-450
- TOLLNER, E.W., B.P. VERMA, J.M. CHESHIRE JR (1987): Observing soil-tool interactions and soil organisms using x-ray computer tomography. *Trans.Am.Soc.Agric.Eng* 30, 1605-1610
- WARNER, G.S., J.L.NIEBER, I.D. MOORE & R.A.GEISE (1989): Characterizing macropores in soil by computed tomography. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 653-660

Einfluß von Oberbodeneigenschaften auf die Regenwurmabundanz repräsentativer Ackerböden

von
Kainz, M.⁺; Auerswald, K.⁺; Philipp, C.⁺

Einführung

Um zu prüfen, wie Regenwürmer auf Bodeneigenschaften reagieren, sind verschiedene Untersuchungsmethoden gebräuchlich, die jedoch mit erheblichen methodischen Problemen behaftet sind. Bei der Untersuchungen natürlicher Standorte variieren nicht nur die Bodeneigenschaften, sondern auch die Nutzung und das Klima der Standorte und überlagern den Effekt der Bodeneigenschaften. Vereinfachte Modellsysteme wie Topfversuche lassen sich dagegen meist nur unter unnatürlichen Bedingungen (Klima, Bodenvolumen, Gründigkeit) und für begrenzte Zeit betreiben. Hier werden die Ergebnisse von 5-jährigen Freilandversuchen an einem Standort mit unterschiedlichen Oberböden in großen Parzellen (8 m²; ca. 3 t Oberboden) bei völlig einheitlicher Bewirtschaftung vorgestellt.

Material und Methoden:

	min.	max.	Mittel
T (%)	5,6	54	22
U (%)	6,5	79	39
S (%)	3,1	86	40
Steine (%)	0,0	24	6
C _{org} (%)	0,5	3,2	1,3
pH	4,5	7,5	6,3
dB (g/cm ³)	1,10	1,53	1,34
kf (mm/h)	35	1700	600

Im Herbst 1984 wurden 32 Oberböden, die repräsentativ für bayerische Ackerstandorte sind und ein sehr weites Spektrum an Bodeneigenschaften abdecken (Tab. 1), auf den Bv einer sandig-lehmigen Braunerde aufgebracht. Seitdem werden sie durch regelmäßiges Bearbeiten und durch Herbizide unter Schwarzbrache gehalten (Martin, 1988). Im Herbst 1989 und im Frühjahr 1990 wurden die Anzahl, Masse

und Artenverteilung durch Graben (0,07 m²) und Handauslese bestimmt. Zusätzlich wurden die biogenen Makroporen in 2 cm Tiefe auf 0,25 m² ausgezählt.

⁺ Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München, W-8050 Freising-Weihenstephan

Ergebnisse:

Auf den unterschiedlichen Parzellen wurden nur geophage Arten gefunden. Auch bei den Parzellen, bei denen zusätzlich zur Grabemethode im Grabloch Formalin angewendet wurde, konnten keine tiefgrabenden Arten ausgetrieben werden. Der Fehler, der durch den bei allen Parzellen gleichen Untergrund verursacht wird, dürfte daher vernachlässigbar sein.

	Wiese Mittel (n=3)	Brache Maximum
Gesamtzahl	525	330
- adult	94	48
- juvenil	431	309
<i>A. rosea</i>	19	36
<i>A. caliginosa</i>	12	30
<i>A. chlorotica</i>	1	15
<i>L. rubellus</i>	34	12
<i>L. castaneus</i>	24	0
<i>O. lacteum</i>	2	0
<i>A. longa</i>	2	0
<i>L. terrestris</i>	3	0

Die Artenzusammensetzung in den Parzellen weicht wesentlich von der Artenzusammensetzung der umgebenden Wiese ab (Tab. 2). Auch ließ sich statistisch nicht nachweisen, daß die am Rand der Anlage, wiesennah liegenden Parzellen andere Abundanzen aufwiesen, also die zentralen, wiesenfernen. Es kann daher davon ausgegangen werden, daß die Parzellenabgrenzungen, die ca. 10 cm in den Unterboden und ebensoweit über den Oberboden hinausragen, keine verfälschende Regenwurmbewegung über die Parzellengrenzen hinweg zuließen.

Die Böden unterschieden sich sehr stark in den Regenwurmabundanzen und der Regenwurmbiomasse (Tab. 3). Die Artenzusammensetzung war dagegen relativ einheitlich (Tab. 2). Besonders hervorzuheben sind die für Ackerböden untypischen, sehr hohen Abundanzen und die große Zahl juveniler Würmer, die auf manchen Parzellen gefunden wurden und die auf gute Lebensbedingungen schließen lassen. Offenbar wird sowohl die intensive oberflächliche Bearbeitung zur Unkrautunterdrückung wie auch die 5-jährige Schwarzbrache von den vorkommenden Regenwurmartarten gut vertragen.

Die Bodeneigenschaften, die die Regenwurmabundanzen am stärksten beeinflussten waren die organische Substanz ($r = 0,43$; $n = 64$) und der Schluffgehalt ($r = 0,30$; $n = 64$). In einer multiplen Regression ließ sich die Anzahl der Regenwürmer A_{RW} pro m^2 beschreiben durch:

$$A_{RW} = -48,2 + 1,24 * U + 39,05 * \text{org.Sub.}$$

$$r = 0,63^{***} \quad n = 64$$

Der Gehalt an organischer Substanz beeinflusst die Regenwurmabundanzen ca. doppelt so stark wie der Schluffgehalt. Die organische Substanz kann als Maß für das

Tab. 3: Streubreite in den Regenwurmpopulationen der untersuchten Böden

	Min.	Max.	Mittel
Abundanz (1/m ²)			
- gesamt	0	330	90
- adult	0	48	21
- juvenil	0	309	69
Biomasse (g/m ²)			
- gesamt	0	68	18
- adult	0	29	8
- juvenil	0	52	10
Arten (1/m ²)			
- adult	0	4	1,8

Nahrungsangebot angesehen werden. Der Schluffgehalt ist dagegen ein Maß für die Lebensbedingungen (höhere Bodenfeuchte durch große nFK und gute kapillare Leitfähigkeit; gute Grabbarkeit; Stabilität der Gänge).

Der Korrelationskoeffizient ist vergleichsweise niedrig, da darauf verzichtet wurde, die Einzelmessungen zu mitteln. Dadurch läßt sich erkennen, mit welcher Streubreite gerechnet werden muß, wenn

0.07 m² große Flächen untersucht werden.

Schluffreiche Böden zeichnen sich durch eine hohe Erosionsanfälligkeit aus. Durch die für Regenwürmer vorteilhaften Bedingungen schluffreicher Böden können jedoch gerade bei diesen Böden hohe Regenwurmabundanzen erreicht und so die Erosion vermindert werden. Dazu müssen für Regenwürmer günstige Lebensbedingungen geschaffen werden. Dies ist bei der Mulchsaat der Fall, bei der die Regenwurmabundanzen sehr rasch zunehmen (Kainz, 1989).

Mit zunehmender Zahl juveniler Würmer nahm der Flächenanteil der kleinen Makroporen (< 1 mm) sehr hoch signifikant ($r = 0,47$) bis zu einem Maximalwert von 0,035 Fl.-% zu. Der Anteil der großen Poren (1-4 mm), der bis zu 0,65 Fl.-% betrug, konnte sehr hoch signifikant ($r = 0,62$) durch die Zahl aller Würmer erklärt werden. In beiden Größenklassen nahm der Flächenanteil linear mit dem Logarithmus der Wurmzahl zu. Dieser subproportionale Anstieg zeigt, daß die Regenwürmer in wenig besiedelten Böden eine wesentlich höhere Grabeleistung pro Wurm zu erbringen haben als in den dicht besiedelten Böden. Wenn eine höhere Grabeleistung für die Nahrungsaufnahme notwendig ist, steht weniger Energie zur Fortpflanzung zur Verfügung.

Danksagung:

Herrn Dr. Bauchhenß, Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, wird herzlich für die Hilfe bei der Bestimmung der Regenwurmartn gedankt.

Literatur:

KAINZ, M. (1989): Runoff, erosion and sugar beet yields in conventional and mulched cultivation - Results of the 1988 experiment. In: SCHWERTMANN, U.; RICKSON, R.J.;

AUERSWALD, K.: Soil erosion protection measures in Europe. Soil Technol. Ser. 1: 103-114

MARTIN, W. (1988): Die Erodierbarkeit von Böden unter simulierten und natürlichen Regen und ihre Abhängigkeit von Bodeneigenschaften. Diss. TU München, 160 S.

**Einflüsse von mechanischen Bodenbelastungen auf mikrobielle
Biomasseentwicklung, Collembolenfauna, Denitrifikation und
Mineralisation in einem Agrarstandort**

von
E.-A. Kaiser¹⁾, C. Heisler²⁾, Gabriele Walenzik¹⁾
und O. Heinemeyer¹⁾

EINLEITUNG

Mechanische Bodenbelastungen durch Befahren mit schweren landwirtschaftlichen Nutzfahrzeugen führen zu Bodenverdichtungen. Diese Komprimierung des Porenraumes verändert direkt, durch Reduzierung der besiedelbaren Räume, und indirekt, durch Beeinflussung des Gas- und Wasserhaushaltes, den Lebensraum der bodenbewohnenden Organismen. Die Bodenfauna (u.a. Collembolen und Regenwürmer) trägt zusammen mit der mikrobiellen Biomasse des Bodens durch den Abbau von Bestandesabfällen zur langfristigen Erhaltung der organischen Substanz im Boden bei. Ihr Vorhandensein ist somit eine Voraussetzung für die Aufrechterhaltung der Bodenfruchtbarkeit. Inwieweit das Überleben der genannten Organismen im Boden durch die mechanischen Belastungen beeinträchtigt wird, wurde im Rahmen eines BMFT-geförderten Verbundforschungsvorhaben (BMFT 033 9060) untersucht. Feldversuchsergebnisse aus drei Versuchsjahren im Rahmen eines für das südniedersächsische Lößgebiet üblichen intensiven Ackerbaues werden vorgestellt.

MATERIAL UND METHODEN

Feldversuch: Die acht mechanischen Bodenbelastungsvarianten (mit drei Wiederholungen) unterscheiden sich durch Zeitpunkt (Arbeitsgänge) und Intensität (Radlasten) der durchgeführten praxisüblichen Befahrungen (Steinkampf et al., 1988).

Porenvolumen: Das Porenvolumen (PV) wurde zu ausgewählten Zeitpunkten in drei Tiefen im Ap-Horizont mit der Stechzylindermethode bestimmt. Aus diesen Daten und dem Wassergehalt wurde der Anteil des wassergefüllten Porenvolumens (WFPS) berechnet (Linn and Doran, 1984).

Mikrobielle Parameter: An den monatlich tiefendifferenziert (0-10, 10-20, 20-30cm) genommenen Bodenproben wurden die mikrobiellen Biomassegehalte (Anderson und Domsch, 1978) und deren metabolischen Quotienten (Anderson 1988) bestimmt.

Denitrifikation: Zur Bestimmung der Denitrifikation wurden im Frühjahr (April bis Mai) auf den Verdichtungsvarianten pflanzenfreie ¹⁵N-markierte Plots (4 Wiederholungen) angelegt. An diesen wurden die gasförmigen N-Abgaben täglich und die mineralischen N-Gehalte monatlich bestimmt (Walenzik und Heinemeyer, 1989).

Collembolen: Die Individuendichten wurden durch Austreiben in einem modifizierten Extraktor nach Macfadyen (1961) aus monatlich im Feld gewonnenen Bohrkernen (Tiefe 0-15cm) bestimmt, die dazu in drei 5cm dicke Fraktionen unterteilt wurden.

¹⁾ Institut für Bodenbiologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, 3300 Braunschweig; ²⁾ Institut für Zoologie der Technischen Universität, Pockelsstraße 10a, 3300 Braunschweig;

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

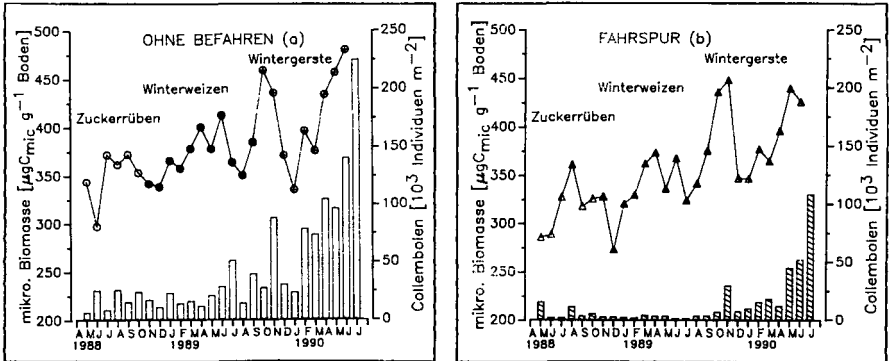


Abbildung 1: Entwicklung der mikrobiellen Biomasse (Kurven, $n=36$) und der Collembolendichte (Säulen, $n=8$) in den Belastungsvarianten "OHNE BEFAHREN" (a) und "FAHRSPUR" (b)

Die Feldversuchsergebnisse aus den monatlichen Untersuchungen der mikrobiellen Biomasse (C_{mic}) und der Populationsdichte der Collembolen in den Extremvarianten, "OHNE BEFAHREN" und "FAHRSPUR", sind in den Abbildungen 1a und 1b dargestellt. Für beide Untersuchungsgrößen konnte neben jahreszeitlichen Schwankungen ein deutlicher Einfluß der Fruchtfolgeglieder festgestellt werden. Von Zuckerrüben über Winterweizen bis hin zur Wintergerste nahmen sowohl die C_{mic} -Gehalte als auch die Collembolendichte zu. Diese Entwicklung war unabhängig von den Bodenbelastungen.

Als mögliche Ursache für die geringen Werte unter Zuckerrüben wird die langsame Pflanzenentwicklung (Bodendeckung erst ab Juni) dieser Frucht und die vorausgegangene lange Brache nach der Vorfrüchternte (Sommerweizen) angesehen. Während unter Getreide bereits zu Beginn des Jahres parallel zur Pflanzenentwicklung ein Ansteigen besonders der mikrobiellen Biomasse beobachtet werden könnte, blieb die Entwicklung unter Zuckerrüben zurück (Kaiser und Heinemeyer, 1990).

Der negative Einfluß der mechanischen Bodenbelastungen wird am Vergleich der Extremvarianten deutlich (Abb.1a und 1b), die anderen Varianten zeigten keine vergleichbaren Unterschiede. Die gefundenen Differenzen sind für die Collembolen deutlicher als für die mikrobielle Biomasse. Die C_{mic} -Gehalte der "Fahrspur" waren während des gesamten Beobachtungszeitraumes geringer als in der unbelasteten Variante. Die deutlichsten Differenzen wurden im Herbst 1988 nach der Saat des Winterweizens festgestellt (Tab. 1). Um den Einfluß von Bodenverdichtungen auf die Bodenmikroorganismen zu verdeutlichen, wurde der Anteil des wassergefüllten Porenvolumens ($\%WFPS$) errechnet. Die Ergebnisse zeigen, daß das Überschreiten von 60% WFPS zu einer deutlichen Reaktion der Bodenorganismen führte (Anstieg des qCO_2 , und Rückgang der C_{mic} -Gehalte). In parallel zum Feldversuch durchgeführten Laborexperimenten zum Abbau von ^{14}C -markiertem Stroh bei unterschiedlicher Bodendichte (KAISER et al. 1991) konnten die tendenziellen Beobachtungen aus dem Feldversuch für die mikrobielle Biomasse bestätigt werden. Als Ursache wird ein stark eingeschränkter Gasaustausch in verdichtetem Boden vermutet (HUYSMAN et al. 1989). LINN und DORAN (1984) bestätigen dies, und finden ebenfalls bei über 60% WFPS eine Abnahme der mikrobiellen Biomasse.

Für die geringen Unterschiede (ca. 7%) der C_{mic} -Gehalte zwischen den beiden Extremvarianten im Beobachtungszeitraum werden u.a. die vergleichsweise trockenen Witterungsbedingungen verantwortlich gemacht. Diese erklären auch die sehr geringen gasförmigen N-Verluste (Tab. 2).

Ein deutlicher Rückgang der Collembolendichte (um etwa -65%) durch Fahrspur-Belastungen wird auch von ARITAJAT et al. (1977) beschrieben. Er ist vermutlich auf einen verdichtungsbedingten Verlust an besiedelbaren Hohlräumen zurückzuführen (DIDDEN, 1987). Wie die Porenvolumina in Tabelle 3 zeigen, war der Boden in dieser Variante deutlich dichter als in der unbefahrenen. Der Vergleich zwischen November '88 (Aussaat) und August '89 (Ernte) zeigt weiterhin, daß die oberen Bodenschichten besonders stark verdichtet wurden. Diese Bodenverdichtung resultiert aus einem Verlust an Grobporen (Meyer, 1982), die als Lebensraum der nicht-grabenden Bodenfauna angesehen werden.

Eine Begrenzung des Nahrungsangebotes in der "FAHRSPUR"-Variante war nicht zu erwarten, da es im Boden (durch vergleichbare C_{mic} -Gehalte Abb. 1a und 1b) und an der Oberfläche eher günstigere (niedergefahrene Halme und intensiver Algenbewuchs) Verhältnisse als in der unbefahrenen Variante gab. Als Bestätigung für diese Vermutung konnte eine Zunahme der oberflächenbewohnenden Art *Isotomorus palustris* in der "FAHRSPUR" beobachtet werden (Heisler, 1991).

Tabelle 1

Veränderungen von wassergefülltem Porenvolumen (WFPS), metabolischem Quotienten (qCO_2 , $mgCO_2 \cdot C^{-1} \cdot h^{-1} \cdot g^{-1} C_{mic}$) und mikrobieller Biomasse (C_{mic} , $\mu gC \cdot g^{-1}$ Boden) bei unterschiedlicher mechanischer Belastung (n=36)

BELASTUNGS-VARIANTE	Monat	%WFPS	C_{mic} qCO_2	
			C_{mic}	qCO_2
OHNE BEFAHREN (PV=53.4%)	Nov.88	40.1	340	1.4
	Dez.88	54.4	340	1.4
FAHRSPUR (PV=48.2%)	Nov.88	51.3	340	1.4
	Dez.88	66.5	260	1.7

Tabelle 2

Veränderungen im Nitratgehalt des Bodens (0-50cm) und der gasförmigen N-Verluste aus pflanzenfreien ^{15}N markierten Plots (April, Mai 1989)

NH_4^+ -Gehalte $8kgN ha^{-1}$

BELASTUNGS-VARIANTE	Nitratgehalte [$kg N ha^{-1}$]			$N_2 + N_2O$ N-Abgaben
	10.4	24.5	Δ	
OHNE BEFAHREN	114	132	+18	0,1-0,3
FAHRSPUR	123	127	+ 4	3 -4

Tabelle 3

Veränderung des Porenvolumens (%PV) in Abhängigkeit von der Bodentiefe nach der Aussaat (Nov.88) und der Ernte (Aug.89) des Winterweizens (n= 18)

BELASTUNGS-VARIANTE	Monat	Bodentiefe		
		0-10	10-20	20-30
OHNE BEFAHREN	Nov.88	55.2	52.3	53.2
	Aug.89	54.1	53.4	51.2
FAHRSPUR	Nov.88	52.5	46.5	46.2
	Aug.89	40.8	41.4	42.8

Abschließend muß festgestellt werden, daß die bisherigen Ergebnisse aus einem Versuchsablauf (mehrjährig niederschlagsarme Witterung) resultieren, der für die Ausbildung von Schäden durch mechanische Bodenbelastungen eher ungünstig war.

ZUSAMMENFASSUNG

Mechanische Bodenbelastungen zeigten einen negativen Einfluß auf das Bodenleben. Sie führten zu reduzierten Gehalten an mikrobieller Biomasse (-7%) und zu einem Populationsdichterrückgang (-65%) bei Collembolen. Als Ursache für Letzteres wird der verdichtungsbedingte Verlust an Grobporen (Lebensraum) diskutiert. Als Ursache für die Verminderung der Gehalte an mikrobieller Biomasse wird ein drastisch eingeschränkter Gasaustausch bei Blockierung der Bodenporen durch Wasser diskutiert. Der relativ geringe Rückgang der mikrobiellen Biomasse kann durch die infolge der relativ trockenen Witterung nur kurzen Zeitabschnitte mit einem hohen Anteil an wassergefülltem Porenvolumen (>60%) erklärt werden. Auch die gefundenen geringen denitrifikativen N-Abgaben erklären sich aus dem niederschlagsarmen Witterungsverlauf. Unabhängig von den mechanischen Bodenbelastungen konnte ein deutlicher Fruchtfolgeeffekt festgestellt werden.

LITERATUR

- Anderson, J.P.E., and Domsch, K.H. (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* **10**, 215-221.
- Anderson, T.-H. (1988). Determination of eco-physiological constants for the characterization of soil microbial communities. Ph.D. Thesis, University of Essex UK.
- Aritajat, K., Madge, D.S., Gooderham, P.T. (1977). The effects of compaction of agricultural soils on soil fauna. I. Field investigations. *Pedobiologia* **17**, 262-282.
- Didden, W.A.M. (1987). Reactions of *Onchirus fimbriatus* (Collembola) to loose and compact soil- Methods and first results. *Pedobiologia* **30**, 93-100.
- Heisler, C. (1991). Einfluß von Gefügeschäden infolge mechanischer Bodenbelastungen auf die Springschwanz-Besiedlung einer konventionell bewirtschafteten Ackerfläche (Collembola). *Entomol. Gener.* **16**, 39-52.
- Huysman, F., Gunasekara, W.M.I.S., Avnimelech, Y., and Verstraete, W. (1989). Hydrogen consumption rate in a soil as an indicator of compaction and gas diffusion status. *Bio. Fert. Soils* **3**, 231-234.
- Kaiser, E.-A., und Heinemeyer, O. (1990) Bestimmen von mikrobieller Biomasse in mechanisch belastetem Boden. *Mittellgn Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **62**, 59-62.
- Kaiser, E.-A., Walenzik, G., und Heinemeyer, O. (1991) The Influence of Soil Compaction on the Decomposition of Plant Residues and Microbial Biomass. In: *ADVANCES IN SOIL ORGANIC MATTER RESEARCH: THE IMPACT ON AGRICULTURE AND THE ENVIRONMENT*. Wilson, W.S.(ed.), Royal Society of Chemistry, Cambridge UK, Special Publication No. **90**, 207-216.
- Linn, D.M. and J.W.Doran (1984) Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non tilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **48**, 1267-1272.
- Macfadyen, A. (1961). Improved funnel-type extractor for soil arthropods. *J. anim. Ecol.* **30**, 171-184.
- Meyer, B. (1982). Zur Theorie der Gefüge-Verdichtung, -Lockerung und Stabilisierung in Ackerböden aufgrund mikrostruktureller Erscheinungen. *Mittellgn Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **34**, 149-152.
- Steinkampf H., G. Olfe, J. Bartels, H. Schön (1988) Minimierung des Bodendrucks beim Schlepper- und Maschineneinsatz. Interner Arbeitsber. Inst. f. Betriebstechnik FAL, Braunschweig.
- Walenzik, G., und Heinemeyer, O. (1989). Direkte Messung der N₂ + N₂O-Abgabe aus mechanisch belastetem Boden im Freiland. *Mittellgn Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **59**, 629-634.

Wassergefülltes Porenvolumen und mikrobielle Stoffumsetzungen

von

E.-A. Kaiser^{*)} Gabriele Walenzik^{*)} und O. Heinemeyer^{*)}

EINLEITUNG

Das wassergefüllte Porenvolumen (% WFPS) eines Bodens ist nach Linn und Doran (1984) als einfach zu ermittelnder Parameter geeignet wesentliche Zusammenhänge zwischen Porenraum, Wassergehalt und mikrobiellen Stoffumsetzungen zu beschreiben. Diese Autoren fanden in Laborversuchen an künstlich verdichteten Bodenproben, daß die aerobe mikrobielle Aktivität (gemessen als CO₂-Abgabe) bis zu einem Wert von 60% WFPS stieg und bei höheren Porenfüllungsgraden abnahm, während anaerobe Prozesse wie Denitrifikation einsetzten bzw. zunahm. Bis zu diesem optimalen Wert war die Verfügbarkeit von Wasser und damit von Nährstoffen der begrenzende Parameter, darüber hinaus wirkte die Sauerstoffversorgung limitierend. Dieser Zusammenhang konnte mit Feldversuchsdaten bestätigt werden (Linn und Doran 1984). Wie Modelrechnungen von Skopp et al. (1990) zeigen, regelt der Anteil an WFPS die aerobe mikrobielle Aktivität über Transportprozesse (Nährstoffe/ Sauerstoff) wie oben beschrieben, unabhängig vom Porenvolumen und seiner Gliederung.

Im folgenden soll versucht werden, verdichtungsbedingte Veränderungen in der Gliederung des Porenraumes eines Braunschweiger Lößbodens mit dem WFPS und den mikrobiellen Stoffumsetzungen in Beziehung zu setzen und Konsequenzen abzuleiten.

MATERIAL UND METHODEN

Messungen an im Feld verdichteten Bodenproben:

Die Bodenproben wurden aus dem A_p-Horizont der extremen Bodenbelastungsvarianten (OHNE BEFAHREN und FAHRSPUR) einer Feldversuchsfläche (Kaiser et al. 1990) entnommen. An ihnen wurden die mikrobiellen Biomassegehalte (C_{mic}, Anderson und Domsch, 1978), deren metabolische Quotienten (qCO₂, Anderson 1988), das Porenvolumen (PV, Stechzylinder) und die organische Substanz (C_{org}, Nelson und Sommers, 1982) bestimmt.

Messungen an im Labor verdichtetem Boden:

Die Laborversuche zur Denitrifikation (Walenzik und Heinemeyer, 1990) und zum Strohabbau (Kaiser et al. 1991) wurden an gesiebt (2mm) und hydraulisch verdichtetem Boden durchgeführt. Die Porengrößenverteilung wurde aus den pF-Kurven errechnet.

Berechnung des Antelles an wassergefülltem Porenvolumen:

Der Anteil an wassergefülltem Porenvolumen (WFPS) nach Linn und Doran (1984) wurde für die Versuchsbedingungen aus Porenvolumen und volumetrischem Wassergehalt berechnet:

$$\% \text{ WFPS} = \frac{\text{Volumen Wasser}}{\text{Porenvolumen}} * 100$$

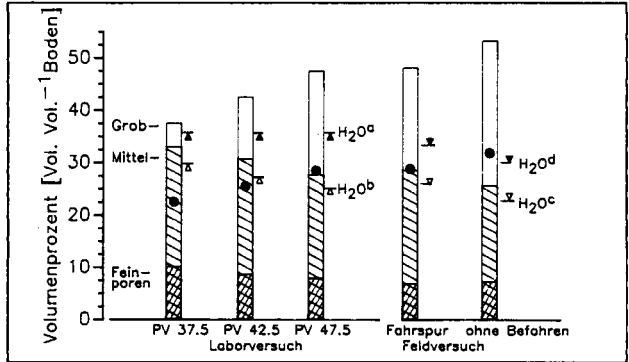
^{*)} Institut für Bodenbiologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, 3300 Braunschweig;

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Aus unterschiedlichen Porenvolumina und Wassergehalten in den Labor- und Feldversuchen ergaben sich verschiedene Anteile an wassergefülltem Porenvolumen (Abb. 1). Wie die Ergebnisse zeigen, resultierte die Abnahme des Porenvolumens hauptsächlich aus einem Verlust an Grobporen. Im Labor wurde mit deutlich höher verdichtetem Boden gearbeitet als im Feld. Weiterhin kann gezeigt werden, daß mit zunehmendem Porenvolumen bei 60% WFPS andere Porenklassen wassergefüllt sind. Der Wert von 60% WFPS, der nach Linn und Doran (1984) ein Maximum der aeroben mikrobiellen Aktivität ermöglicht, steht offenbar nicht in Zusammenhang mit der Porenraumgliederung.

Abbildung 1

Porengrößenverteilung in den Labor- und Feldversuchsvarianten (Beckmann 1989), die volumetrischen Wassergehalte der Versuche (H_2O^{a-d}) und für 60% WFPS (Punkt)



- a: Denitrifikation (Tab.1)
- b: Strohabbau (Tab.2)
- c: Feld, Nov.88 (Tab.3)
- d: Feld, Dez.88 (Tab.3)

Der Versuch zur Bestimmung gasförmiger N-Verluste (Tab. 1) wurde ohne Substratzufuhr (C-Quelle) bei 35% volumetrischem Wassergehalt durchgeführt. Mit steigendem Anteil WFPS konnten zunehmende denitrifikative N-Verluste beobachtet werden, diese entsprachen in etwa den mineralischen N-Verlusten. Aus den Ergebnissen in der höchsten Verdichtungsstufe - hohe gasförmigen N-Abgaben (Denitrifikation) und Anstieg der Ammoniumgehalte (gehemmte Nitrifikation) - kann geschlossen werden, daß nur bei 93.3% WFPS ein Luftsauerstoffdefizit vorhanden war.

Tabelle 1

Veränderungen der mineralischen N-Gehalte und der gasförmigen N-Verluste [$\mu\text{gN g}^{-1}$] in den Verdichtungsstufen nach 40 Tagen bei 15°C (n = 6)

	VERDICHTUNGSTUFE		
	47.5	42.5	37.5
% WFPS	73.7	82.4	93.3
NO ₃ - Gehalte 0.Tag = 83	83.1	76.0	46.4
NH ₄ ⁺ Gehalte 0.Tag = 1	1.1	1.5	4.8
mineralische N-Verluste	0	4.6	31.4
gasförmige N-Verluste N ₂ O	0	1.1	4.8
N ₂ + N ₂ O	0	2.4	25.0

Tabelle 2

Veränderungen der mikrobiellen Biomasse [C_{mic} , $\mu\text{g C}\cdot\text{g}^{-1}$] und des metabolischen Quotienten [qCO_2 , $\text{mg CO}_2\text{-C}\cdot\text{h}^{-1}\text{g}^{-1}\text{C}_{mic}$] nach 52 Tagen Mineralisierung von ^{14}C -markiertem Weizenstroh in Abhängigkeit von verschiedenen Verdichtungsstufen ($n=6$, verschiedene Indices je Zeile bedeuten signifikante Unterschiede bei $p \leq 5\%$)

	VERDICHTUNGSTUFE		
	47.5	42.5	37.5
% WFPS	52.1	63.8	78.9
CO_2 -Abgabe [$\mu\text{gC g}^{-1}$] Gesamt(A)	1010	860	960
aus Stroh (B)(1)	210 ^a	220 ^b	230 ^b
aus Boden (A-B)	800	640	730
^{14}C -Aufnahme (2) in C_{mic}	21	21	21
Effektivität der Mineralisierung (2/1)	0.101	0.095	0.093
C_{mic} (CFI) 0.Tag = 450	460 ^a	340 ^b	320 ^b
qCO_2	0.31 ^a	0.49 ^b	0.53 ^b

Tabelle 3

Veränderungen von wassergefülltem Porenvolumen (WFPS), metabolischem Quotienten (qCO_2 , $\text{mgCO}_2\text{-C}\cdot\text{h}^{-1}\text{g}^{-1}\text{C}_{mic}$) und mikrobieller Biomasse (C_{mic} , $\mu\text{gC}\cdot\text{g}^{-1}$ Boden) in den extremen Belastungsvarianten ($n=36$)

BELASTUNGS-VARIANTE	Monat	%WFPS	C_{mic}	qCO_2
FAHRSPUR (PV=48.2%)	Nov.88 Dez.88	51.3 66.5	340 260	1.4 1.7

Tabelle 4

Veränderungen des C_{org} - Gehaltes im A_p -Horizont (0-30cm) auf Feld 2 in den extremen Belastungsvarianten ($n=27$, $p \leq 5\%$, Vorfrucht in Klammern)

BELASTUNGS-VARIANTE	vor	nach den Belastungen		
	05.88 (SW)	11.88 (ZR)	11.89 (WW)	11.90 (WG)
OHNE BEFAHREN	1.03 ^a	1.05 ^a	1.05 ^a	1.08 ^a
FAHRSPUR	1.02 ^a	0.99 ^b	1.01 ^a	1.01 ^b

Der Strohabbau, dargestellt als Summe der $^{14}\text{CO}_2\text{-C}$ -Freisetzung aus dem Stroh, nahm mit zunehmenden Anteil WFPS zu (Tab. 2). Dies läßt sich mit einer gestiegenen Substratverfügbarkeit erklären. Die maximale mikrobielle Aktivität (Gesamt CO_2) wurde bei weniger als 63,8% WFPS gefunden. Was auf mangelnde Sauerstoffversorgung in den Dichtestufen PV 42,5 und 37,5 hinweist (Linn und Doran, 1984). Die verringerte Effektivität der Mineralisierung ist nach Parson und Smith (1989) auch auf zunehmend O_2 -arme Bedingungen zurückzuführen.

In den dichteren Varianten nahmen die C_{mic} -Gehalte deutlich im Vergleich zu der lockersten Variante (PV 47,5) ab (Tab. 2). Diese können mit dem Anstieg des qCO_2 und der verminderten Effektivität der Mineralisierung erklärt werden.

Vergleichbare Veränderungen der C_{mic} -Gehalte und des qCO_2 wie in Tabelle 2 wurden auch im Feldversuch beobachtet (Tab. 3). Erst bei einem Anstieg des WFPS über 66,5% bei Bodentemperaturen von 4-6°C gingen die C_{mic} -Gehalte signifikant zurück und der qCO_2 stieg gleichzeitig an.

Aus den dargestellten Ergebnissen kann gefolgert werden, daß hohe Bodendichte zu N-Verlusten und C-Verlusten führt (Tab. 4). Diese Vermutungen werden für die Denitrifikation u.a. von Walenzik und Heinemeyer (1989) und für die organischen Substanz von Alexander (1980) bestätigt. Die Feldversuchsdaten in Tabelle 4 lassen sich vor diesem Hintergrund erklären.

ZUSAMMENFASSUNG

Mikrobielle Stoffumsetzungen werden durch den Anteil an wassergefülltem Porenvolumen im Boden beeinflusst, so daß sich verdichtungsbedingte Einflüsse auf die Bodenmikroorganismen und die organischen Substanz erklären lassen. Ein Zusammenhang mit Veränderungen der Porenraumgliederung wurde nicht gefunden.

LITERATUR

- Alexander, E.B. (1980). Bulk densities of California soil in relation to other soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **44**, 689-692.
- Anderson, J.P.E., and Domsch, K.H. (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* **10**, 215-221.
- Anderson, T.-H. (1988). Determination of eco-physiological constants for the characterization of soil microbial communities. Ph.D. Thesis, University of Essex UK.
- Beckmann, T. (1989) mündliche Mitteilung
- Kaiser, E.-A., und Heinemeyer, O. (1990) Bestimmen von mikrobieller Biomasse in mechanisch belastetem Boden. *Mitteilgn Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **62**, 59-62.
- Kaiser, E.-A., Walenzik, G., und Heinemeyer, O. (1991) The Influence of Soil Compaction on the Decomposition of Plant Residues and Microbial Biomass. In: *Advances in Soil organic matter research: the Impact on agriculture and the environment.* Wilson, W.S.(ed.), Royal Society of Chemistry, Cambridge UK, Special Publication No. **90**, 207-216.
- Linn, D.M., Doran, J.W. (1984) Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non tilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **48**, 1267-1272.
- Parson, L.L., Smith S.M. (1989) Microbial utilisation of carbon-14-glucose in aerobic vs. anaerobic denitrifying soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **53**, 1082-1085.
- Skopp, J., Jawson, M.D., Doran, J.W. (1990) Steady-state aerobic microbial activity as a function of soil water content. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **54**, 1619-1625.
- Walenzik, G., und Heinemeyer, O. (1989). Direkte Messung der N_2 + N_2O Abgabe aus mechanisch belastetem Boden im Freiland. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **59**, 629-634.
- Walenzik, G., und Heinemeyer, O. (1990). Time course of N-losses from compacted soil cores. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **60**, 373-378.

Mikrobielle Aktivität in Böden: Vergleich von
 $^{15}\text{NH}_4$ -Umsatz und ATP-Gehalt

von

Kisser-Priesack, G.M. * und Bode, W. *

Einleitung

Die mikrobielle Umsetzung von Stickstoff im Boden ist die wichtigste natürliche Quelle für mineralischen Stickstoff, der den Pflanzen zur Verfügung steht. Die Aktivität der bei diesen Stickstoffumsetzungen beteiligten Mikroorganismen ist dabei ein bestimmender Faktor der N-Mineralisierung. Die N-Aufnahme durch die Mikroorganismen selbst ist ein Maß für diese Aktivität. Um sie messen zu können, muß eine Methode angewendet werden, die es erlaubt, Stickstoff aus den Bakterien freizusetzen. Hierfür müssen die Bakterien lysieren. Zur Sterilisation des Bodens wurde eine gamma-Bestrahlung gewählt. Sind die Bakterien lysiert, so läßt sich durch die Differenz von extrahiertem Ammonium im sterilen und unsterilen Boden die Menge Ammonium bestimmen, die aus den Bakterien frei wurde.

Material und Methoden

300g sandiger Lehmboden wurden in einem 500ml Becherglas auf 40% der max. Wasserkapazität eingestellt. Es wurden 5 mg C/g Boden TB in Form von Glucose und 200ug N/g Boden TB in Form von $^{15}\text{NH}_4\text{Cl}$ (0,8 atom% ^{15}N) zugegeben. Der Boden wurde bei Raumtemperatur gelagert, die Proben waren mit einer Folie (HDPE, etwa 26-30um dick) bedeckt. Die Folie ist CO_2 - und O_2 -durchlässig, jedoch wasserundurchlässig, so daß aerobe Verhältnisse und Konstanz des Wassergehaltes im Boden gewährleistet waren.

Der Boden wurde einer gamma-Bestrahlung von 25 kGy ausgesetzt. Die Bestrahlung dauerte 12,3 Stunden mit einer Cobalt-60 Quelle (34 Gy/min). Anschließend wurde eine Keimzahlbestimmung durchgeführt: 1g Boden wird aufgeschlämmt mit 5ml PBS (Tab. 1) und die Bakterien werden mit Ultraschall in Lösung gebracht. Anschließend wird die Suspension auf LB-Agar (Tab. 2) aufgebracht und drei Tage bei 30°C inkubiert. Eine Anzahl von $3 \cdot 10^7$ Keimen konnte im unbestrahlten Boden nachgewiesen werden. Nach der gamma-Bestrahlung mit 25 kGy wurde kein Wachstum mehr beobachtet.

10 g Boden, bestrahlt und unbestrahlt, werden mit 40 ml 10 mM NaHCO_3 -Lösung versetzt und 30 min. über Kopf geschüttelt. Anschließend wird die Lösung mit 20 ml 10%iger K_2SO_4 behandelt und filtriert. Das Ammonium in der Lösung wird durch eine Kjeldahl-Destillation mit MgO in Form einer wäßrigen NH_4Cl -Lösung gewonnen. Das Salz wird beim Eintrocknen auf stickstofffreiem Filterpapier gesammelt. Die Analyse erfolgt nun in einem gekoppelten System aus einem Verbrennungsapparat (CN-Analysator, Carlo Erba) und einem Massenspektrometer (Delta E, Finnigan MAT). Hierfür wird das Filterpapier in Zinnhütchen eingewickelt und verbrannt. Das entstehende N_2 wird ins Massenspektrometer geleitet.

Die ATP-Bestimmung wurde nach der Methode von Bai Q.Y. et al. (1989) durchgeführt.

*GSF-Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstr.1

Ergebnisse

Die Ergebnisse zeigen, daß die Bakterien innerhalb eines Zeitraumes von 100 Stunden nach Substratzugabe Ammonium aufnehmen (Abb.1, Abb.2) und die ATP-Konzentration während dieses Zeitraumes stark ansteigt (Abb.4). Es zeigt sich auch, daß der zugegebene markierte Stickstoff im gleichen Verhältnis aufgenommen wird, wie er dem Boden zugegeben wurde (Abb.3), nur verdünnt durch im Boden vorhandenen Ammonium-stickstoff, d.h. es tritt keine Verdünnung durch bodenbürtigen, nicht als Ammonium vorliegenden Stickstoff auf. Daraus läßt sich schließen, daß die Sterilisation mit gamma-Bestrahlung nur Bakterienstickstoff freisetzt, nicht aber ^{14}N aus der Bodenmatrix extrahierbar macht. Nach einem Zeitraum von 100 Stunden steigt die Ammonium-Konzentration im Boden wieder an. Es kann dies aufgrund des Verbrauchs der am Anfang zugegebenen Glucose erklärt werden, denn die fehlende C-Quelle limitiert das mikrobielle Wachstum auch bei ausreichender NH_4 -Versorgung.

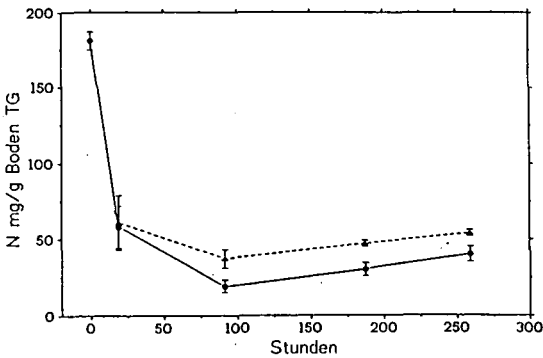


Abb. 1

Veränderung der $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration im gamma-bestrahlten (- - -) und unbehandelten (—) Boden mit der Zeit.

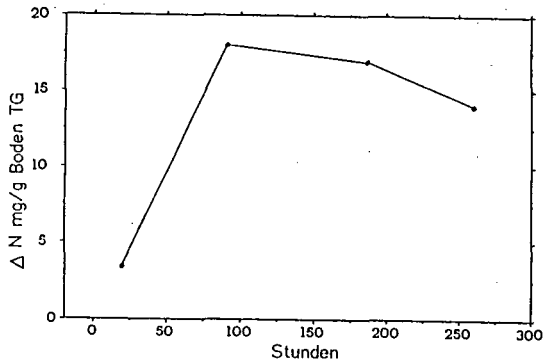


Abb. 2

Veränderung der $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration in den Mikroorganismen mit der Zeit.

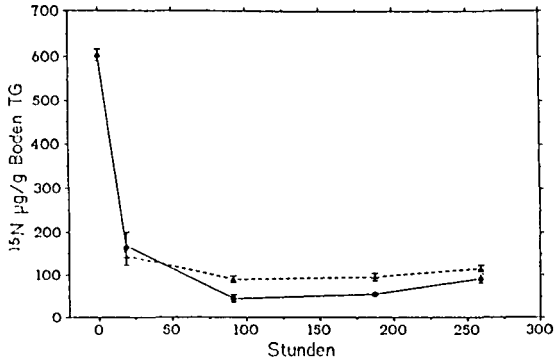


Abb. 3

Veränderung des ^{15}N -Gehaltes im $\text{NH}_4\text{-N}$ des gamma-bestrahlten (---) und des unbehandelten (—) Bodens mit der Zeit.

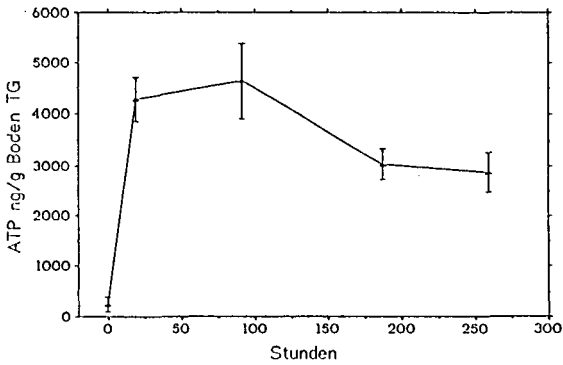


Abb. 4

Veränderung der ATP-Konzentration im Boden nach Glucose und $\text{NH}_4\text{-}$ Zugabe mit der Zeit.

Tab. 1

<u>1/4 PBS</u>
2,0 g NaCl
0,05 g KCl
0,36 g Na_2HPO_4
0,05 g KH_2PO_4

Tab. 2

<u>LB</u>
10 g Trypton
5 g Hefeextrakt
2 g NaCl
13 g Agar Agar

Literatur

- Azam, F., Stevenson, F.J., Mulvaney, R.L., (1989) Chemical extraction of newly immobilized ^{15}N and native soil N as influenced by substrate addition rate and soil treatments. *Soil Biol. Biochem.* 5, 715-722
- Bai, Q. Y., Zelles, L., Scheunert, Korte, F., (1989) Determination of adenine nucleotides in soil by ion-paired reverse-phase high-performance liquid chromatography. *Journal of Microbiological Methods* 9, 345-351
- Couteaux, M.M., Henkinet, R., Bottner, P., (1990) Anomalies in microbial biomass measurements in acid organic soils using extractable carbon following chloroform fumigation. *Soil Biol. Biochem.* 7, 955-957
- van Gestel, M., Ladd, J.N., Amato, M., (1991) Carbon and nitrogen mineralization from two soils of contrasting texture and microaggregate stability: Influence of sequential fumigation, drying and storage. *Soil Biol. Biochem.* 4, 313-322
- He, X-T., Stevenson, F.J., Mulvaney, R.L., Kelley, K.R., (1988) Incorporation of newly immobilized ^{15}N into stable organic forms in soil. *Soil Biol. Biochem.* 1, 75-81
- Lensi, R., Lescure, C., Steinberg, C., Savoie, J.M., Faurie, G., (1991) Dynamics of residual enzyme activities, denitrification potential, and physico-chemical properties in a gamma-sterilized soil. *Soil Biol. Biochem.* 4, 367-373
- Wolf, D.C., Dao, T.H., Scott, H.D., Lavy, T.L. (1989) Influence of sterilization methods on selected soil microbiological, physical and chemical properties. *J. of Environ. Qual.* 18 39-44

Eine BSB-Methode zur Bestimmung des biologisch verfügbaren C in der ET- und Dränzone von Böden

von

Klaaßes.F.W., B.Meyer u. B.Stahl *)

1. Problemstellung

Denitrifikationsvorgänge in der ET- und Dränzone von Böden erfordern die Anwesenheit von biologisch verfügbarem Kohlenstoff. Dessen Nachweis mit der aus der Abwasseranalytik entlehnten BSB-Methode ist Gegenstand der vorliegenden Untersuchung.

2. Methodik

Mit der BSB-Methode ist der Nachweis biologisch verfügbaren Kohlenstoffs nur indirekt, über die Messung der O_2 -Zehrung, möglich. Die Messung der O_2 -Zehrung erfolgt mittels O_2 -Elektrode in Karlsruher Flaschen. Die Meßanordnung erreicht (Berechnung nach Kaiser et al.) eine Nachweisgrenze von $0.22 \text{ mg } O_2/l$ und bei Sauerstoffgehalten von $6-7 \text{ mg } O_2/l$ eine relative Standardabweichung von 1.8% . Zehrungsmessungen wurden an feuchteren sowie luftgetrockneten Bodenproben aus der Ackerkrume und aus 2 m Tiefe (Oberboden-Unterboden), unter Variation der Bodeneinwaagemengen und bei Bebrütungstemperaturen von 20°C und 30°C durchgeführt. Auswertung und Darstellung der Messergebnisse erfolgen in Analogie zur Abwasseranalytik: z.B. BSB_1 ($\text{mg } O_2/\text{kg Boden/d}$) BSB_5 ($\text{mg } O_2/\text{kg Boden/5d}$).

3. Ergebnisse

Einige Ergebnisse der Untersuchungen werden in den nachstehenden Abbildungen dargestellt.

4. Zusammenfassung und Bewertung

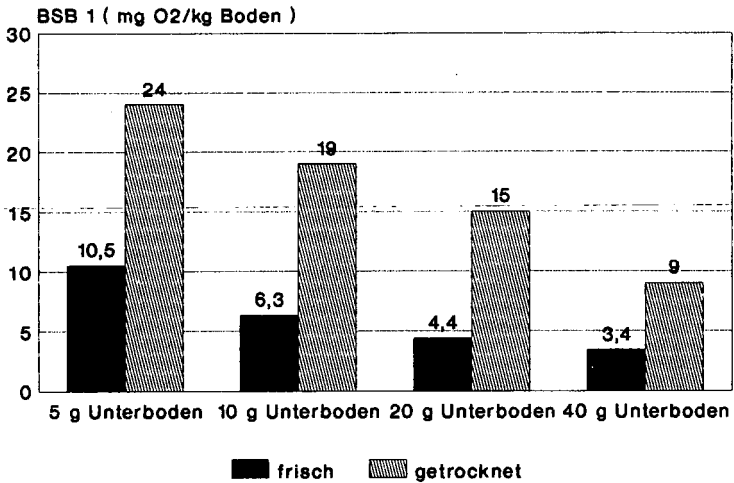
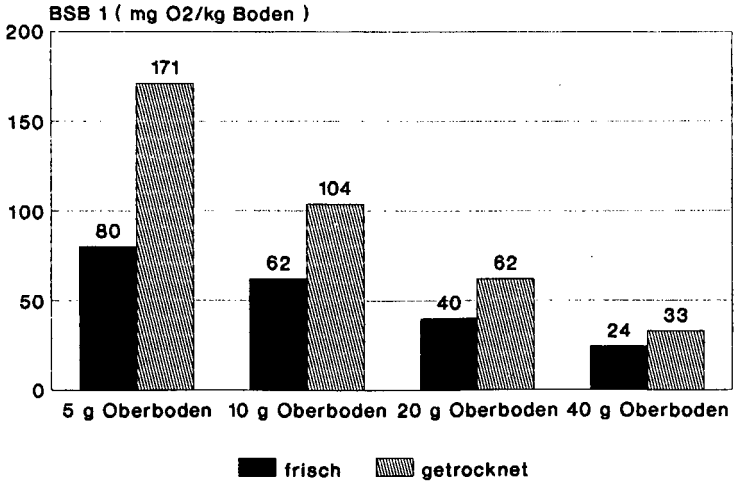
Die an Bodenproben (aus einer Löß-Parabraunerde) durchgeführten BSB-Bestimmungen zeigen erwartungsgemäße Abhängigkeiten von der Bebrütungstemperatur, der Bodeneinwaage und der Vorbehandlung der Proben. Für eine Routine-Analyse muß deshalb standardisiert werden, wir empfehlen die Verwendung lufttrockener Bodenproben, Einwaagen von 5 g bei Oberboden sowie $10-15 \text{ g}$ bei Boden aus Tiefen $> 30 \text{ cm}$ und eine Bebrütungstemperatur von 30°C . Unter diesen Bedingungen kann der biologisch verfügbare Kohlenstoff relativ kurzfristig als BSB_1 bestimmt werden.

Literatur

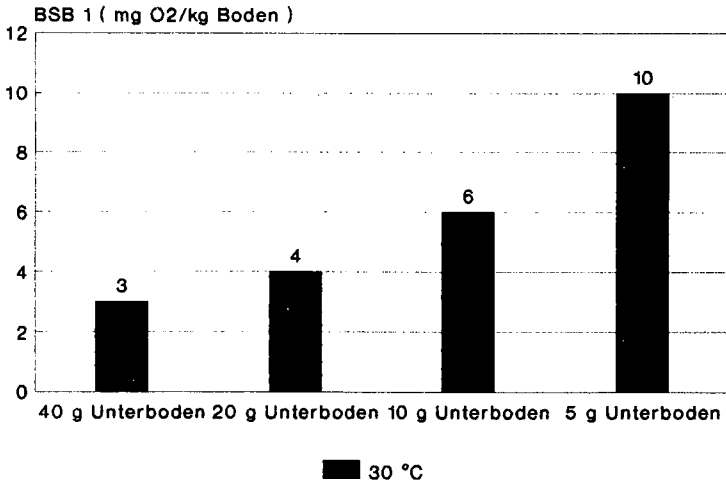
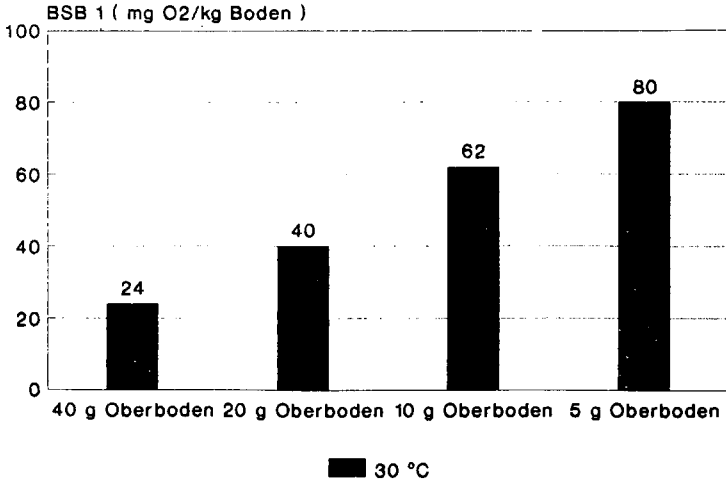
Kaiser, H. und H. Specker: Bewertung und Vergleich von Analyseverfahren. Z. Anal. Chem. 149, 46-66, 1956.

DEV: Deutsche Einheitsverfahren zur Abwasser- und Schlammuntersuchung

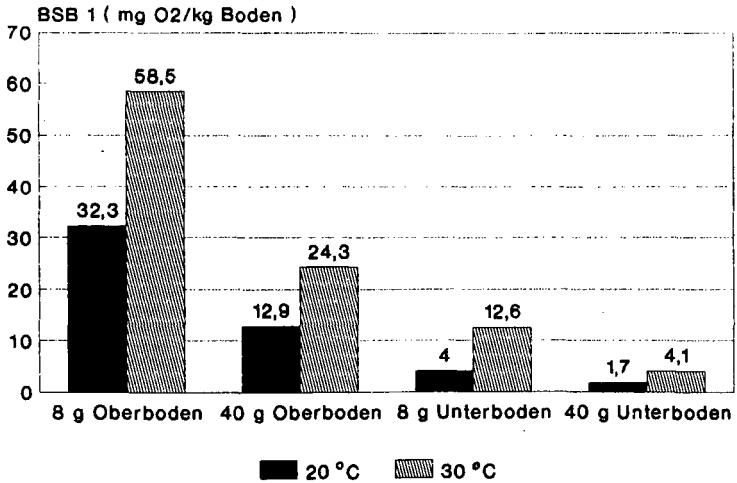
*) Institut für Bodenwissenschaft, von-Siebold-Str.4, 34 Göttinger



**Sauerstoffzehrung (BSB₁) in Abhängigkeit von der Vorbehandlung der Bodenproben
Bebrütungstemperatur 30 °C**



Sauerstoffzehrung (BSB₁) in Abhängigkeit von
der Bodeneinwaage
Bebrütungstemperatur 30 °C



Sauerstoffzehrung (BSB₁) in Abhängigkeit von der Bebrütungstemperatur und der Bodeneinwaage

Zur Arbeit: Becker, K.-W.: Nitratsteuerung in Wassereinzugsgebieten: Regionale Unterschiede in der N-Belastung der Agrar-Ökotope aufgrund der standortabhängigen Nutzungsweisen und der Produktionsgewohnheiten, Kommission VI:

Tab. 1: Diplomarbeiten - zur -N-Dynamik in Wassereinzugsgebieten, Einzelbetrieben, Stilleungs- und Zwischenfruchtflächen

Bearbeiter	Untersuchte Region	Objekte / Untersuchte Problematik
Antony, Bathke, Bax, Deking, Drechsler, Eulenstein, Hasselbauer, Horstkötter, Rennefeld, Schügel, Wolk	Hamel, Hemeln, Viersen, Jühnde, Gleichen	Wassereinzugsgebiete: Betriebserhebungen, Flächenbilanzierungen, geologische und bodenkundliche Kartierung, Nitratmessung in der Dränzone
Ahrens, Beese, Böttcher, Kördel, Weinmann	Cloppenburg, Ostfriesland, Königslutter, Nordhessen, Nordheide	Einzelbetriebe: Betriebs-N-Salden, Flächen-N-Salden
Rump		Literaturübersicht: Nitrataustrag aus Wiesen und Weiden
Baxmann, Kressmann, Drechsler, Eulenstein, Lassak, Pape, Willerding	Norddeutsche Sandböden, Marschen, Südniedersachsen	Nitrataustrag unter speziellen Pflanzen
Schäfer, v. Beocy, Pape, Böttcher, Drechsler, Eulenstein	Ostfriesland, Südniedersachsen, Niederrhein	Denitrifikation und Grundwasserstand

Streuabbaubehälter
- ein Instrument der modernen Bodenbiologie

von

Kratz, W. +)

Einleitung

Das Studium der biotischen und abiotischen Zersetzung der toten organischen Substanz (Dekomposition, Leaching) und die dabei stattfindende Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen in terrestrischen Ökosystemen ist heute Bestandteil vieler ökosystemarer Studien. Dennoch fand bisher keine Methodenstandardisierung für diese Verfahren statt. Der Streubehälter stellt ein im hohen Maße standardisiertes System dar und ist geeignet das Dekompositionsgeschehen an der Bodenoberfläche von z.B. Wald- oder Wiesenökosystemen in seiner vollen Komplexität zu beschreiben. Kriterien der Kostengünstigkeit und der Wiederverwendbarkeit fanden bei der Entwicklung des Systems starke Berücksichtigung.

Material und Methode

Die Basiskörper der Streubehälter stellen Ringe (Höhe 5 cm) dar, die durch das Zersägen von Sanitärrohr (PP, Durchmesser 125 mm) gewonnen werden (Abb. 1). Diese Basiskörper werden mit Bohrungen (Durchmesser 20 mm) versehen, um ein artifizielles Mikroklima, das zu nichtrealen Zersetzungsverläufen führen würde, zu vermeiden. Die obere Rohröffnung, der Boden und die angebrachten Bohrungen am Streubehälter werden, je nach Fragestellung mit Gaze unterschiedlicher Maschenweite (0,05, 1,0 und 10,0 mm) verschlossen. Zur Fixierung der Boden- und oberen

+) Freie Universität Berlin, Institut für Bodenzöologie u. Ökologie, Tietzenweg 85-87, W-1000 Berlin 45

Rohröffnung werden schmale Ringe (Höhe 5 cm) aus dem gleichen Rohrtyp geschnitten. Durch Erwärmen der schmalen Ringe bei 110°C im Trockenschrank werden diese formbar und lassen sich ohne große Mühe über einem Rohrabschnitt mit Durchmesser 125 mm dehnen. Nach dem Erkalten der schmalen Ringe behalten diese nun einen größeren Durchmesser von 130 mm.

Somit wird das Streucontainersystem aus wiederverwendbaren, einem Baukastensystem vergleichbaren, umweltfreundlichen Materialien hergestellt.

Die Gazen werden am Basiskörper an der inneren Rohrwand mit einem Schweißkleber (Tangit, Fa. Henkel) dauerhaft verschweißt. Hierbei sind die Arbeitssicherheitsvorschriften zu beachten und die Klebearbeiten mit entsprechenden Schutzhandschuhen unter einem Abzug durchzuführen. Bis zur völligen Verflüchtigung der Kleberlösungsmittel verbleiben die Streuabbaubehälter unter einem Abzug. Zwischen dem Herstellen der Streuabbaubehälter und ihrem ersten Versuchseinsatz sollten mindestens 14 Tage liegen, um sicherzustellen, daß alle Lösungsmittelreste verdampft sind. Vor dem ersten Einsatz der Streuabbaubehälter werden diese zuerst mit einer Detergenzienlösung und danach zweifach mit A. bidest und einfach mit 5% HNO₃ s.p. gereinigt.

In den Streuabbaubehälter werden in Anlehnung an die natürliche Streuauflage und in entsprechenden Mischungsverhältnissen der anfallenden Streu der jeweiligen Untersuchungsfläche definierte Streumengen eingewogen. Als günstig erwies sich eine Vorlaufphase von einem Jahr, in dem die Streufallmengen mittels Streusammler erfasst werden. Bei jungen, sich in Sukzession befindlichen Ökosystemen, müßten die Vorlaufzeiten allerdings länger sein, da die Streufallmenge in der Regel stark schwankt.

Bei der weiten Maschenweite (10 mm) müssen methodische Vorkehrungen getroffen werden, damit mit zunehmender Zersetzung der Streu im Gelände die ursprünglich eingewogene Streu von später hineingefallener deutlich zu trennen ist. Dazu ist z.B. bei Kiefernadelstreu in Verbindung mit Blattstreu eine Bündelung der Nadeln notwendig und außerdem wurden die Kiefernadeln in ein separates Gasesäckchen zwischen die Blattstreulagen gelegt.

Pro Standort werden je nach Streuhorizontheterogenität zwischen 6 und 10 Streuabbaubehälter vom gleichen Gazetyp exponiert.

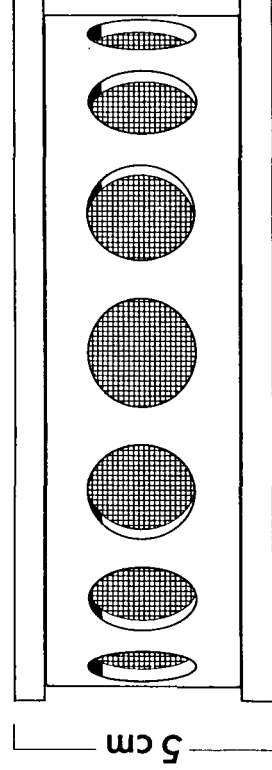
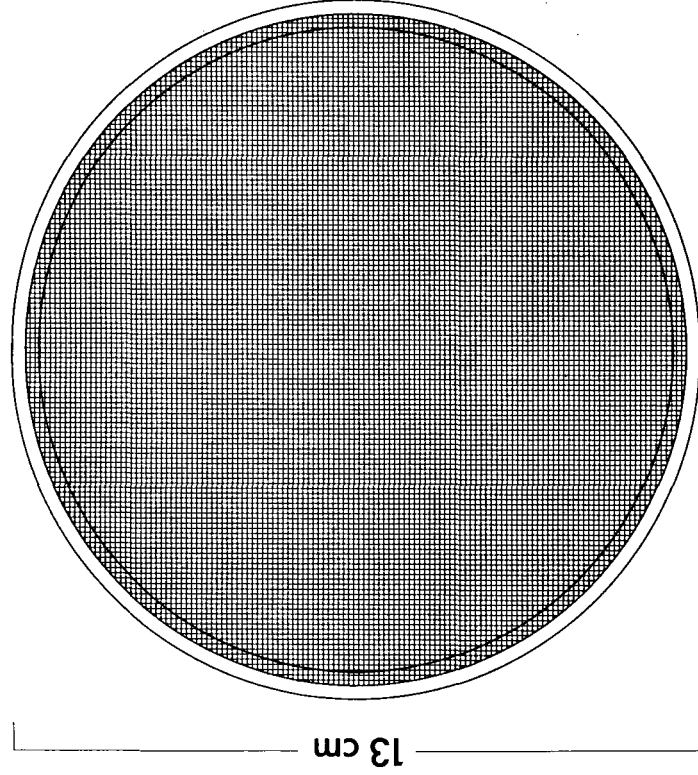
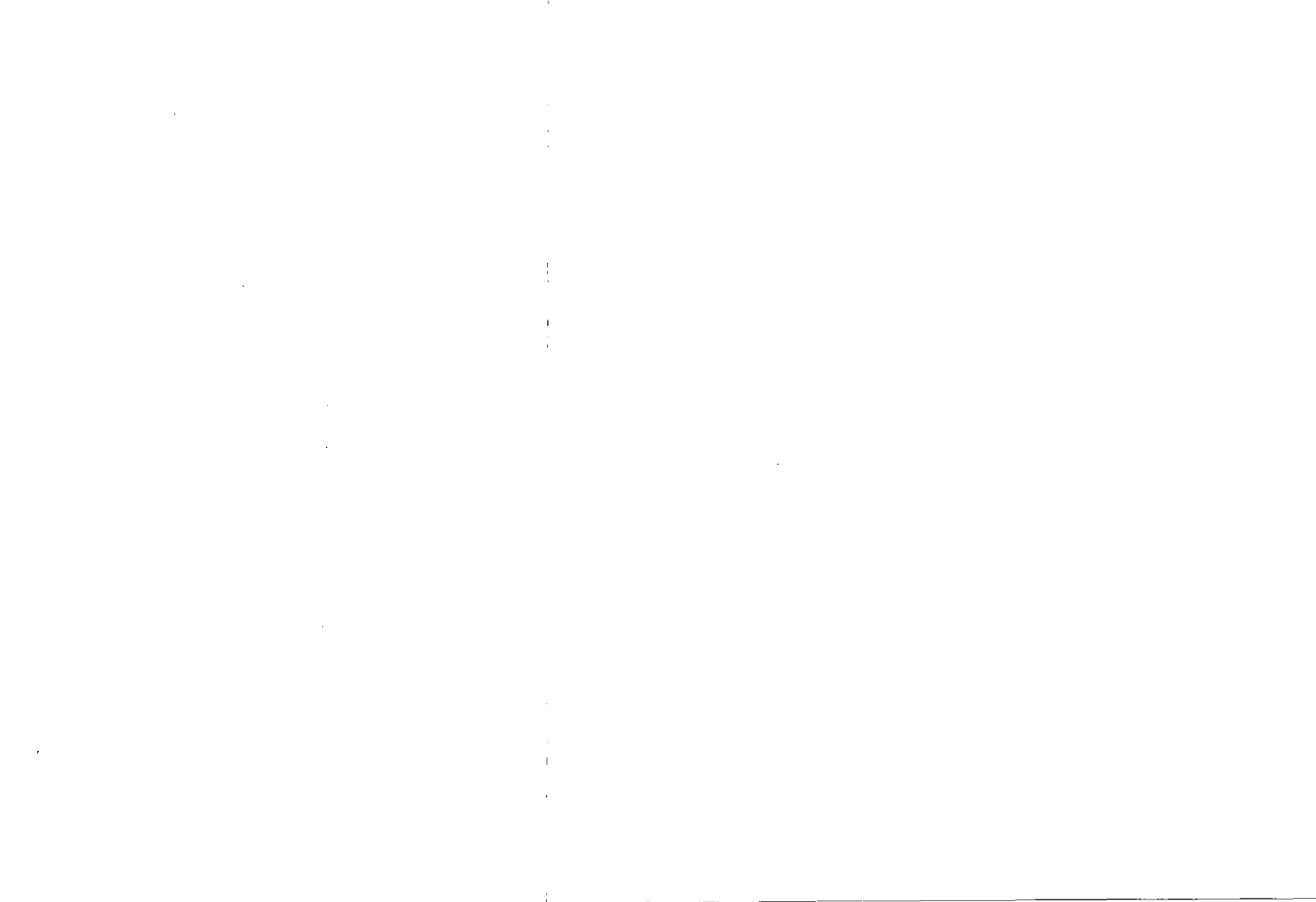


Abb. 1: Streuabbacontainer mit mittlerer Gazebeanspannung (1 mm)



Bestimmung der biologischen Aktivität von Böden mit dem
Köderstreifen-Test nach v. Törne: ein Erfahrungsbericht.

von

Larink, O. und Lübben, B *)

1. Einleitung

Sehr häufig stellt sich bei bodenbiologischen Untersuchungen die Frage nach der Aktivität und Leistung von Bodenorganismen. Für die Mikroorganismen gibt es dazu verschiedene einschlägige Methoden. Um die Umsatzleistungen von Bodentieren zu erfassen, werden z.B. Streubeutel eingesetzt. Diese Methode ist recht aufwendig und mit verschiedenen Problemen behaftet. E.v.TÖRNE (1990 a und b) stellte ein neues Verfahren vor, mit dem die biologische Aktivität als Summe erfaßt werden kann. Diese Methode ist sehr einfach zu handhaben und unter bestimmten Voraussetzungen sehr effektiv. Sie eignet sich besonders gut, um Flächen, die sich in einem Parameter unterscheiden, gegeneinander zu testen. Die neue Methode wurde erst wenig erprobt. Ihre Einsatzmöglichkeiten sind sicher noch nicht ausgeschöpft. Wir stellen hier erste eigene Erfahrungen vor.

2. Methode

Es werden sog. Köderstreifen aus Plastik benutzt, die etwa 20 cm lang und 6 mm breit sind. Das Material ist 1,2 oder 1,5 mm dick. In die Streifen werden 16 Löcher im Abstand von 5 mm gebohrt, die von beiden Seiten konisch sind, mit einer Verengung in der Mitte (3mm Außendurchmesser, 1,5mm Innendurchmesser). In diese Öffnungen wird die Ködermasse gestrichen, sodaß sie vollständig gefüllt sind. Nach einem Rezept von v. Törne benutzen wir dazu eine Paste aus Brennessel- und Zellulosepulver 3:7, mit Wasser angerührt. Nach 24-stündiger Trocknung bei 40° C werden gegebenenfalls Schrumpfrisse u.ä. aufgefüllt. Danach sind die Streifen nutzbar. 16 Streifen bilden eine Einheit (file). Sie werden in Doppelreihen mit einem Abstand von ca. 15 cm ausgebracht. In weichen und feuchten Boden kann man sie direkt hineinstecken. In festem Boden

*) Zoologisches Institut, Pockelsstraße. 10a. D-3300 Braunschweig

muß ein Loch, z.B. mit einer Messerklinge, vorgestochen werden. Wir setzen auf einer Probefläche 4 oder 5 Gruppen à 16 Streifen ein. Die Standzeit beträgt 10 bis 14 Tage. Danach werden die Köderstreifen herausgezogen, die Einheiten (= 16 Streifen) zusammengefaßt, im Labor mit Wasser vorsichtig oberflächlich abgewaschen und dann unter einem Stereomikroskop durchgemustert. In ein entsprechendes Arbeitsblatt wird eingetragen, ob die Löcher offen sind, d.h. ob Licht hindurchfällt oder nicht. Daraus ergibt sich eine binäre Matrix (Abb.4), die anschließend ausgewertet wird. Dazu steht inzwischen ein Computerprogramm zur Verfügung.

3. Ergebnisse und Diskussion

Auf Versuchsflächen der Biologischen Bundesanstalt (BBA) in Braunschweig wurde das Pflanzenschutzmittel Karate, ein Pyrethroid, getestet. Auf verschiedenen Applikations- und entsprechenden Kontrollparzellen wurden die Köderstäbchen ausgebracht und nach 14 Tagen eingesammelt. Die Flächen waren mit Wintergerste bestellt, die gerade zur Bestockung kam. Das Ergebnis von jeweils 5 Gruppen des Zeitraumes vom 16.11. - 30.11.1990 ist in Abb. 2 dargestellt. Die durchschnittliche Fraßaktivität auf der Kontrollfläche betrug 5,09 offene Löcher pro Stäbchen, auf der behandelten Fläche waren es nur 3,94. Die Standardabweichung betrug 0,25 bzw. 0.71. Eine Auswertung nach Fraßhorizonten ist in Abb. 3 gegeben. Ähnliche Ergebnisse gab es auch bei weiteren Versuchen. Wiederholungen im Frühjahr 1991 nach erneuter Behandlung schlugen allerdings völlig fehl. Wahrscheinlich war die Aktivität aufgrund zu hoher Trockenheit fast null.

Ein anderes Beispiel stammt aus einem Klärschlammversuch der Forschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) in Braunschweig. Dem Klärschlamm waren z.T. künstlich Schwermetalle zugesetzt worden. (Näheres s. Legende Abb. 1). In der ersten Versuchsperiode entsprachen die Werte recht gut den Befunden über die Abundanzen an Collembolen während dieses Versuchszeitraumes (Lübben 1991). Der positive Einfluß des Klärschlammes ist deutlich. Während der zweiten Versuchsserie waren die Ergebnisse nicht so unterschiedlich. Es zeigt sich aber eine deutliche Hemmung auf der am stärksten belasteten Parzelle.

4. Bewertung

Die Beispiele zeigen einige Vor- und Nachteile dieser Methode. Von Vorteil sind die rasche Durchführbarkeit und die schnellen Auswertmöglichkeiten. Von Nachteil sind die Abhängigkeit von ungünstigen Witterungsbedingungen wie z.B. Trockenheit. Nach v. TÖRNE (1990a und b) beruht der beobachtete Effekt besonders auf der Tätigkeit der Mesofauna. Die Aktivität von Mikroorganismen kann aber bei längerer Versuchszeit ebenfalls eine Rolle spielen. Deswegen gibt v. TÖRNE auch 14 Tage als Höchstdauer an. Bei der Auswertung der Stäbchen wurden häufiger Collembolen, aber auch Milben, Fliegenlarven, Enchytaeiden und Regenwürmer an den Stäbchen (fressend ?) beobachtet. Die Entscheidung, nur durchgefressene Löcher zu werten (v. TÖRNE 1990a), erscheint sinnvoll, da ein nur teilweises Befressen schwer zu quantifizieren ist.

5. Zusammenfassung

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen die prinzipielle Eignung des Köderstreifentests, aber auch verschiedene Schwierigkeiten, die weiterer Klärung bedürfen.

6. Literatur

- LÜBBEN, B. (1991): Auswirkungen von Klärschlammdüngung und Schwermetallbelastung auf die Collembolenfauna eines Ackerbodens. Dissertation, Braunschweig.
- TÖRNE, E. von (1990): Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-lamina-test. *Pedobiologia* 34, 89-101.
- TÖRNE, E. von (1990): Schätzungen der Freßaktivitäten bodenlebender Tiere. II. Mini-Köder-Tests. *Pedobiologia* 34, 269-279.

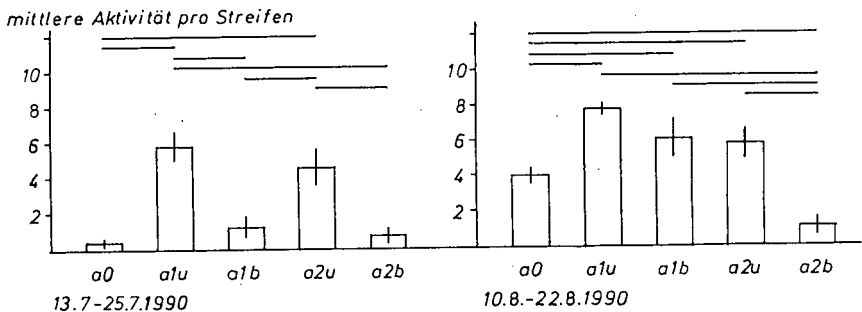


Abb. 1: Ergebnis zweier Untersuchungsintervalle eines Köderstreifentestes in einem Klärschlamm (KS)/ Schwermetall (SM)-Versuch. a0 = Kontrollfläche; A1u mit 4t TM/ha KS, ohne SM; a1b wie a1u, aber mit SM; a2u mit 12 t TM/ha KS, ohne SM; a2b wie a2u, aber mit SM. Waagrechte Striche = signifikante Unterschiede.

mittlere Aktivität pro Streifen

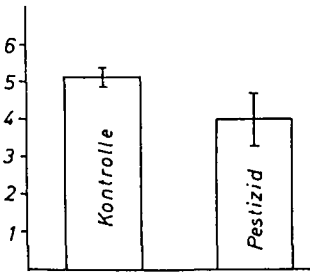


Abb. 2: Ergebnisse eines Köderstreifen-tests nach Behandlung einer Wintergerstenfläche mit dem Pyrethroid Karate. Die behandelte Fläche zeigt eine geringere Aktivität als die Kontrolle.

Tiefe	Pestizid R 2	Kontrolle L 2
0,5 cm	0000	00000000
1,0	0	00000000
1,5	0	00000000
2,0	000	00000000
2,5	000	000000
3,0	0	00000
3,5	00000	0000000
4,0	00000	000000
4,5	00000000	0000000
5,0	00000000	00000000
5,5	00000	0000
6,0	000000	00
6,5	0000	000
7,0	0000	00
7,5	00000000	0
8,0	0000000	000

Abb. 3: Beispiel für ein Höhenprofil, wie es sich beim Vergleich zweier Auswertbögen im Pestizidtest ergab. Bei der Kontrolle liegt die Hauptaktivität dicht unter der Bodenoberfläche, auf der behandelten Fläche deutlich tiefer.

Test-Dat.: 16.11.1990 / 30.11.1990 / No: 22

Lam. no.	sequence of baits (8 to 0,5 cm below surface)																Sx
	16	15	14	13	12	11	10	09	08	07	06	05	04	03	02	01	
01	t	-	-	t	t	-	-	t	t	t	t	t	t	t	t	t	10
02	-	-	-	-	-	-	t	t	t	-	-	-	t	t	-	t	6
03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04	-	-	-	-	-	-	t	-	t	t	-	-	-	-	-	-	4
05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	t	t	t	3
06	t	-	t	-	-	t	t	t	t	-	-	-	t	t	-	t	9
07	t	-	t	t	t	-	t	t	-	t	t	-	t	t	t	-	11
08	-	t	-	-	-	t	t	t	t	t	t	t	t	t	t	-	11
09	-	-	-	t	-	t	t	-	t	-	t	-	t	t	t	t	8
10	-	-	-	-	-	-	t	-	-	-	t	-	-	-	-	t	3
11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	t	-	1
12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	t	-	t	-	t	3
13	-	-	-	-	-	-	-	-	t	-	t	-	-	-	-	t	3
14	-	-	-	-	-	-	-	t	t	t	-	-	t	-	-	-	5
15	-	-	-	-	-	t	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7
16	-	-	-	-	-	-	t	-	-	-	-	t	t	t	t	-	5
Sy	3	1	2	3	2	4	7	7	6	7	5	6	7	7	8	8/85	

Abb. 4: Beispiel eines Auswertbogens (= Matritze) für eine Stäbchengruppe (= file) aus dem Pestizidtest.

Mikrobielle Aktivität (Dimethylsulfoxid-Reduktaseaktivität, aktuelle und potentielle Denitrifikationskapazität, BSB₅) der Dränzone landwirtschaftlich genutzter Böden im Wassereinzugsgebiet Süchteln.

Lehn-Reiser M., Benckiser G. und J.C.G. Ottow *)

Problemstellung

Als Folge der intensiven, langjährigen Landbewirtschaftung ist es regional und zeitlich zu Nitratverlagerungen außerhalb der durchwurzelten Bodenzone gekommen. Die ansteigenden Nitratkonzentrationen im Grundwassereinzugsgebiet bestimmter Landschaften hat diese Entwicklung bestätigt (Obermann, 1990; Becker et al., 1991a, b). Die sehr unterschiedlichen Nitratbelastungen im Grundwasser relativ kleinflächiger Landschaften lassen vermuten, daß das Nitratabbauvermögen (im wesentlichen Folge der Denitrifikation) in der Dränzone unterhalb des Wurzelraumes sehr unterschiedlich sein kann. Im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsprojektes mit den Universitäten Bochum (Institut für Hydrogeologie), Göttingen (Institut für Bodenwissenschaften), Hohenheim (Institut für Bodenkunde und Standortlehre) sowie den Stadtwerken Viersen wurde das Wassereinzugsgebiet Süchteln in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft untersucht, um jene Voraussetzungen und Merkmale zu identifizieren, die für das differenzierte Nitratabbauvermögen der Dränzone verantwortlich gemacht werden können. In diesem Beitrag wird über einfache mikrobiologische Parameter berichtet, welche zur Charakterisierung des Denitrifikationspotentials herangezogen werden können.

Material und Methoden

Als Untersuchungsobjekt wurde das Wassereinzugsgebiet (ca 565 ha) bei Viersen (Niederrheinische Bucht) gewählt, weil es 90% landwirtschaftlich (Ackerbau, Feldfutterbau) und ca 8 % als Mischwald (Erlen, Buchen) intensiv genutzt wird. Einzelheiten über Untersuchungsgebiet, Standortbedingungen und methodisches Vorgehen wurden an anderer Stelle ausführlich beschrieben (Becker et al., 1991a, b, c; Lehn-Reiser et al., 1990a). Zur Charakterisierung des potentiellen Denitrifikationsvermögens wurde die **Dimethylsulfoxid-Reduktaseaktivität** als Maß für die vorhandene mikrobielle Biomasse (Nennstiel et al., 1991) und die **aktuelle und potentielle Denitrifikationskapazität** (Lehn-Reiser et al., 1990a) verwendet. Weil das Ausmaß der Denitrifikation an erster Stelle vom Anteil an leichtmineralisierbarem Kohlenstoff abhängt, wurde der biologische Sauerstoffbedarf (BSB₅) innerhalb von 5 Tagen (20°C) in Anlehnung an die Gewässeranalytik (DEV, 1983) herangezogen. Dazu wurde luftgetrocknetes, gemörsertes und gesiebtes (< 1mm) Bodenmaterial (5 g bei Oberböden, 15 g bei Material aus der Dränzone) in Karlsruher Flaschen (300 ml) eingewogen und mit pH-gepuffertem Aqua dest. (Phosphatpufferlösung, Fa Merck Art. 9887) aufgefüllt (3 Parallele). Nach 1-stündigem Schütteln (Horizontalschüttler, Fa Bühler Tübingen) bei 85 U min⁻¹ (zum Austreiben des O₂ aus den Makro- und Mikroporen der Bodenproben) wurde der O₂-Anfangswert mit Meßelektroden (Oxi 91, Fa WTW) bestimmt. Nach 5-tägiger Inkubation auf Horizontalschüttler (50 U min⁻¹; 20°C im Dunkeln) wurde der O₂-Verbrauch als Differenz von Anfangs- und Endwert (mg O₂ l⁻¹ g⁻¹ TB) bestimmt. Da O₂ die Mineralisierung nicht limitieren darf, wurde die Bodensuspension in den Karlsruher

* Institut für Mikrobiologie und Landeskultur, Justus-Liebig-Universität, Senckenbergstr. 3, 6300 Gießen

Flaschen bei Erreichen eines kritischen Wertes ($2\text{-}3 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$) (DEV, 1983) mit Hilfe einer Pumpe erneut mit Sauerstoff gut gesättigt. Die chemisch-physikalische Charakterisierung erfolgte nach Schlichting und Blume (1966) wenn nicht anders spezifiziert. Die Keimzahlbestimmung erfolgte nach Lehn-Reiser et al., 1990b)

Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 1 sind die Tiefenverläufe der potentiellen Denitrifikationskapazitäten (PDK) eines Auenlehmstandortes unter Weide (Flurabstand [FA], 1 m), eines Pseudogley-Gley (Wald, FA, 3 m) und einer kolluvialen Parabraunerde (Acker, FA, 6,5 m) vergleichend dargestellt. Die PDKen der oberen, durchwurzelten Bodenschichten (bis max. 150 cm) wurden deutlich durch die C_{Org} -Gehalte der Standorte und Durchwurzelungstiefen der dominierenden Fruchtarten widerspiegelt. Die PDK im Oberboden (0-30 cm) war am höchsten im Auenlehm (ca $120000 \text{ ng N}_2\text{O-N g}^{-1} \text{ TB}$), gefolgt von Kolluvium und Gley (ca $5000 \text{ N}_2\text{O-N g}^{-1} \text{ TB}$). Im weiteren Tiefenverlauf (bis 210 cm) weist das Kolluvium gegenüber dem Gley eine 2-16 fach höhere PDK auf. Mit Beginn der eigentlichen Dränzone (ab ca 210 cm) des tiefgründigen Lößstandortes (Kolluvium) sinkt die PDK auf nahezu 0, stieg jedoch beim Übergang der schluffigen Löß-Auflage zur tertiären Sandschicht (ab ca 390 cm) sprunghaft an (ca $100 \text{ ng N}_2\text{O-N g}^{-1} \text{ TB}$). Der Auenlehm-Standort weist eine gegenüber den entsprechenden Schichten der Vergleichsstandorte eine 25 bis 31 mal höhere PDK auf. Ein über die Vegetationsperiode hinweg gleichbleibend günstiges Wasserregime (geringer Flurabstand) sowie die damit verbundenen hohen C_{Org} -Gehalte (3-10%) können die an diesem Standort weniger günstigen pH-Werte (ca 5) offensichtlich kompensieren. Die in Abb. 2 dargestellten Tiefenverläufe der mikrobiellen Biomasseaktivitäten zeigen in der Evapotranspirations-Zone bis ca 150 cm einen ähnlichen Verlauf wie die PDK (Abb. 1). Die in der Dränzone der kolluvialen Parabraunerde ungewöhnlich hohen mikrobiellen Aktivitäten werden durch die erhöhte PDK und Dichte an heterotrophen Bakterien (Abb. 3) widerspiegelt. Auf der anderen Seite scheint die höhere PDK im Kapillarsaum des Gley (Abb. 1) mit den Populationsdichten (Abb. 3), nicht jedoch mit den mikrobiellen Biomasseaktivitäten (Abb. 2) zu korrelieren. Das $\text{NO}_3^-/\text{N}_2\text{O}$ -Verhältnis (Abb. 4) gibt an, wieviel Teile NO_3^- -N pro angelieferter e^- im Zuge der dissimilatorischen NO_3^- -Reduktion von der denitrifizierenden Mikroflora unter optimierten-Bedingungen (Wassersättigung, 25°C ; 100 ppm NO_3^- -N) zu N_2O und N_2 reduziert wurden. Mit Hilfe dieses Quotienten läßt sich die Ausnahmestellung des Auenlehms (sehr enge $\text{NO}_3^-/\text{N}_2\text{O}$ -Verhältnissen (3-8) = hohes Angebot an e^- -Donatoren) herausstellen. Weiter können mit Hilfe dieses Quotienten in der Dränzone differenzierte Stoffumsetzungen deutlich gemacht werden, welche in dem unerwarteten Anstieg der PDK ab 4 m (Kolluvium) zum Ausdruck kommen (im Tiefenverlauf enger werdende $\text{NO}_3^-/\text{N}_2\text{O}$ -Verhältnisse). Abb. 5 zeigt den BSB_5 -Verlauf in verschiedenen Tiefenabschnitten der Dränzone des Kolluviums im Mittel von 3 Probenahmenterminen. Die stärkere Sauerstoffzehrung (420-480 cm) korreliert deutlich mit den mikrobiellen Parametern (Abb. 1 und 2). Typische tägliche O_2 -Atmungsraten von C-reichem Oberbodenmaterial (1% C_{Org}) und C-armen Dränzonenmaterial (0,04%) sind für das Kolluvium in Abb. 6a dargestellt. Die Abbildung verdeutlicht, daß insbesondere in Oberböden O_2 bereits nach 2 Tagen zum limitierenden Faktor werden kann und deshalb eine Aufsättigung der Oberbodensuspension mit O_2 notwendig wird (Abb. 6b). Aufgrund der geringen C-Umsetzungen in der Dränzone spielt dort die O_2 -Limitierung eine untergeordnete Rolle. Zusätzliche Einzelheiten der Ergebnisse werden an anderer Stelle mitgeteilt. Die Untersuchungen werden fortgesetzt

Danksagung: Die Untersuchungen wurden vom Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT), Bonn finanziell gefördert.

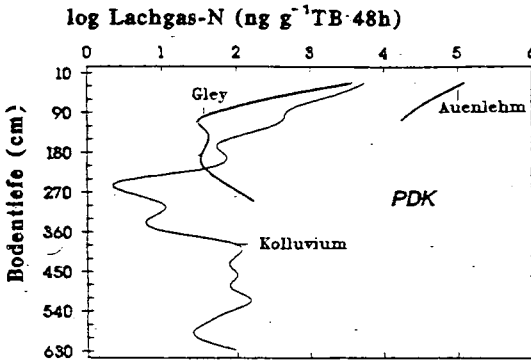


Abb. 1: Potentielle Denitrifikationskapazität in der ungesättigten Zone unterschiedlich landwirtschaftlich genutzter Standorte des Wassereinzugsgebietes Süchteln

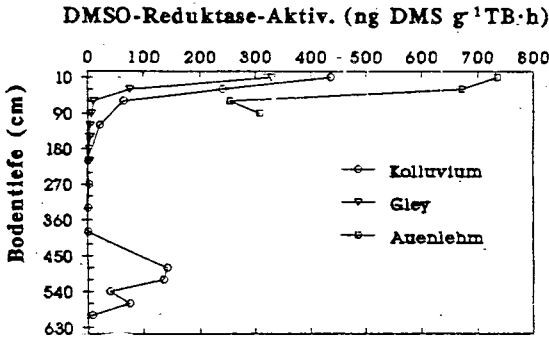


Abb. 2: Mikrobielle Biomasseaktivität (Dimethylsulfoxid-Reduktaseaktivität) in der ungesättigten Zone unterschiedlich landwirtschaftlich genutzter Standorte des Wassereinzugsgebietes Süchteln

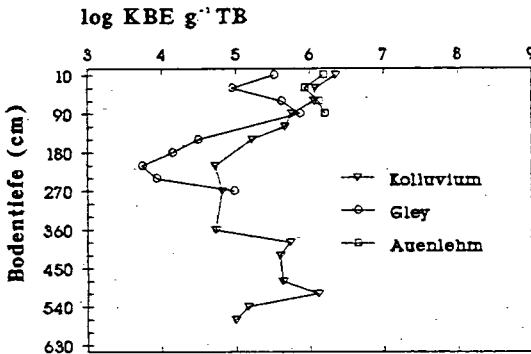


Abb. 3: Populationsdichten an heterotrophen Bakterien (Kolonienbildende Einheiten [KBE] g^{-1}) in der ungesättigten Zone unterschiedlich landwirtschaftlich genutzter Standorte des Wassereinzugsgebietes Süchteln (März, 1991)

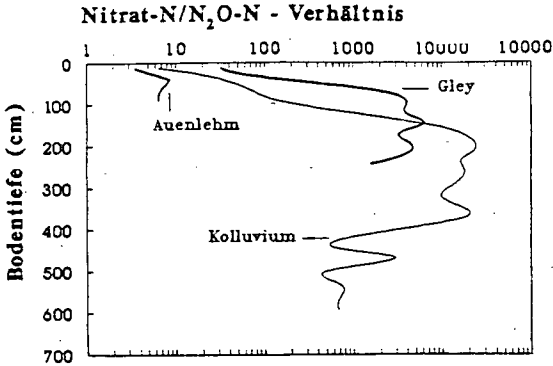


Abb. 4: NO₃⁻-N/N₂O-N-Verhältnisse in der ungesättigten Zone unterschiedlich landwirtschaftlich genutzter Standorte des Wassereinzugsgebietes Süchteln

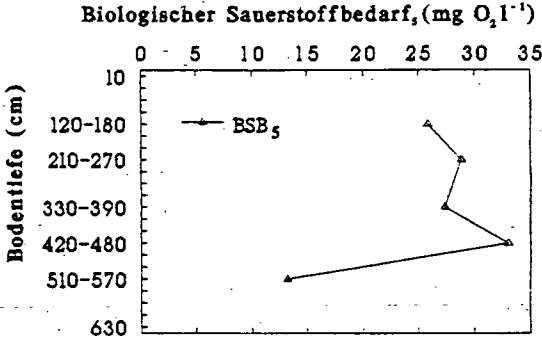


Abb. 5: BSB₅ im Tiefenprofil der Dränzone der kolluvialen Parabraunerde im Mittel von 3 Probenahmeterminen

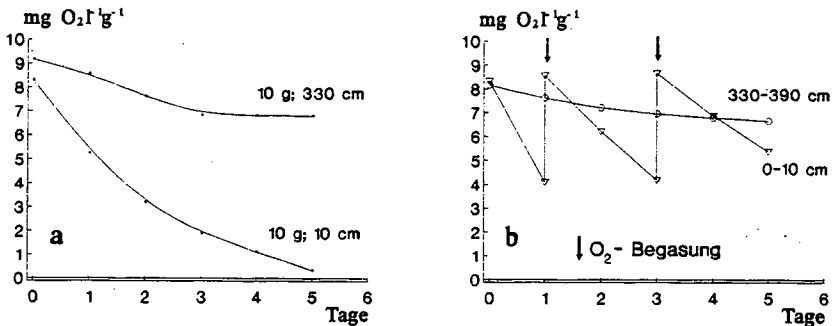


Abb. 6: Typischer Verlauf der biologischen O₂-Zehrung einer Oberboden- und einer Dränzonenprobe der kolluvialen Parabraunerde, a) ohne O₂-Begasung, b) nach zweimaliger O₂-Aufsättigung der Oberbodenprobe

Einfluß von Kalkung und CaSO_4 -Düngung auf die bioturbativen Leistungen von Regenwürmern in einem sauren Kiefernwaldboden

von
Franz Makeschin *)

Saure Nadelwaldböden tragen verbreitet mächtige, biologisch inaktive organische Auflagen, in denen erhebliche Bioelementmengen akkumuliert sind. Ein Hauptziel meliorativer Eingriffe in Wäldern besteht darin, diese Bioelementvorräte zu aktivieren und in den Nährstoffkreislauf einzuschleusen (Makeschin 1991). Leistungsfähigen Regenwurmartentypen gilt hierbei große Aufmerksamkeit, da sie maßgeblich beim Abbau, Transfer und der Einmischung der Streu in den Mineralboden mitwirken. Die bisherigen Ergebnisse über die Entwicklung und die Aktivität von Regenwürmern stammen aus Freilandversuchen und zeigen i.d.R. positive Reaktionen dieser Tiergruppe nach meliorativen Eingriffen (Makeschin 1990), erlauben jedoch keine Wertung der direkten Wirkungen der Ca-Zufuhr. Um den direkten Zusammenhang zwischen bodenchemischen Bedingungen und der Entwicklung und der Aktivität bestimmter Regenwurmartentypen faktoriell zu klären, wurde in einem halbjährigen Mikrokosmosexperiment der Einfluß von Kalkform und -menge sowie von CaSO_4 -Düngung auf deren Leistungen geprüft.

Methodik

Als Versuchsgefäße dienten 30 cm hohe Plastikbecken, deren untere und obere Öffnungen mit Gaze verschlossen waren. Die Schichtung der Substrate erfolgte in Anlehnung an die natürliche Horizontierung im Freiland (10g L- und 60g Of+h-Lage, darunter 2.5kg Mineralboden). Die Substrate stammten aus einer Podsol-Braunerde aus schluffig-lehmiger Phyllit-Fließerde. In diese wurden zu Versuchsbeginn Kalk-/Ca-Dünger in Anlehnung an praxisübliche Gaben eingemischt (Tab. 1). Kalk 5/20/35 korrespondiert mit jeweiligen Flächenäquivalenten in dt/ha. Die Ca-Sulfatgabe entsprach dem Ca-Äquivalent der Variante Kalk 20. Jedes Gefäß erhielt je 2 adulte *Lumbricus rubellus* und *Aporrectodea caliginosa* bekannter Biomasse. Zu Versuchsende wurden die Biomasse der Regenwürmer, die Auflagegewichte und die bodenchemischen Änderungen ermittelt und bilanziert.

Ergebnisse und Diskussion

Mit höherem pH-Wert und Sättigungsgrad von Ca und Mg am Bodenaustauscher nahmen auch die Leistungen der eingesetzten Arten eindeutig zu. Dies führte in den Versuchsgefäßen zu einer weitgehenden homogenen Einarbeitung der organischen Auflage in den Mineralboden (Abb. 1 u. 3). Eine nachhaltige Minderung der a priori starken Bodenazidität stellte sich dabei als entscheidender bodenchemischer Faktor vor allem für die nur mäßig säuretolerante Art *A. caliginosa* heraus. Hohe Ca-Belegung am Austauscherelement bzw. Ca-Konzentrationen in der Bodenlösung stehen pH-abhängig in positiver Beziehung zur Biomasseentwicklung, der Vermehrung und der bioturbativen Leistungen der getesteten Arten.

*) Lehrstuhl für Bodenkunde, Amalienstr. 52, 8000 München 40

Tab. 1: Versuchsvarianten

Variante	Substrat	Ca-Düngung g/Cefäß
Kontrolle	L/Of+h	--
	Mineralboden	--
Kalk 5	L/Of+h	(melioriert)
	Mineralboden	1.80 CaCO ₃
Kalk 20	L/Of+h	1.26 CaCO ₃
	Mineralboden	7.20 CaCO ₃
Kalk 35	L/Of+h	2.21 CaCO ₃
	Mineralboden	12.60 CaCO ₃
CaMg(CO ₃) ₂	L/Of+h	1.26 CaMg(CO ₃) ₂
	Mineralboden	7.20 CaMg(CO ₃) ₂
CaSO ₄	L/Of+h	1.71 CaSO ₄
	Mineralboden	9.67 CaSO ₄

Der auch in extrem sauren, organischen Auflagen ungekalkter Flächen lebende *L. rubellus* war gegenüber ungünstigen Basenbedingungen weit weniger empfindlich als *A. caliginosa*, die vor allem in ihrer Fortpflanzung -gemessen an der Zahl der Jungtiere und abgelegter Kokons- durch eine höhere Bodenreaktion und Ca-Aktivität begünstigt wurde.

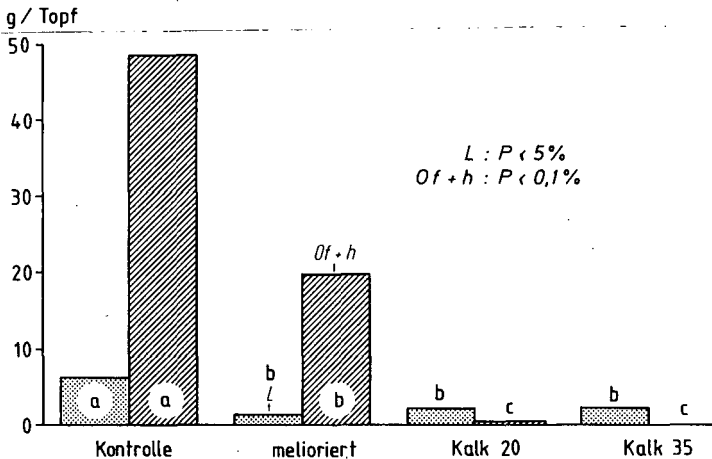


Abb. 1: TS-Gewicht der L- und Of+h-Lage bei Versuchsende. Zu Versuchsbeginn aufgebracht: 10 g L, 60 g Of+h

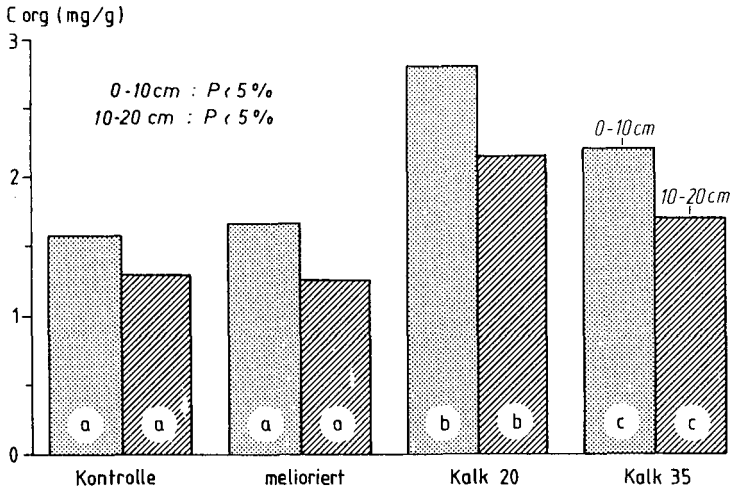


Abb. 2: C_{org}-Gehalte im Mineralboden bei Versuchsende

Ca wirkte nur in carbonatischer und nicht in sulfatischer Bindungsform fördernd (Abb. 2 u. 4), was als Hinweis auf positive Wechselwirkungen zwischen Bodenreaktion und Ca-Aktivität zu werten ist. Dolomitischer Kalk unterschied sich in seiner Wirkung auf die Arten nicht von der calcitischen Form.

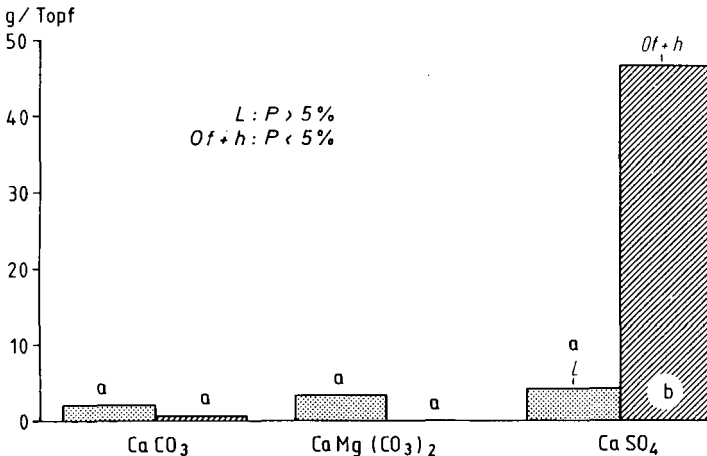


Abb. 3: TS-Gewicht der L- und Of+h-Lage bei Versuchsende. Zu Versuchsbeginn aufgebracht: 10 g L, 60 g Of+h

Al wirkte pH-abhängig als starker Gegenspieler des Calciums im Mineralboden. Eine durchwegs nach Kalkung hohe Al-Aktivität in der Bodenlösung (bis zum 15-fachen der Kontrollwerte) hatte keinen negativen Einfluß auf beide Arten, da das Al überwiegend in organisch komplexierter Form vorlag. Bei Zufuhr des Ca in sulfatischer Bindungsform waren parallel zur Konzentration des Ca auch die von Al und Mn sowie von Zn, Pb und Cd angestiegen. Gleichzeitig hatte aber die ohnehin schon stark saure Bodenreak-

tion noch weiter abgenommen. Das Al wies in der Bodenlösung mit Werten um 5% nur einen geringen Komplexierungsgrad auf.

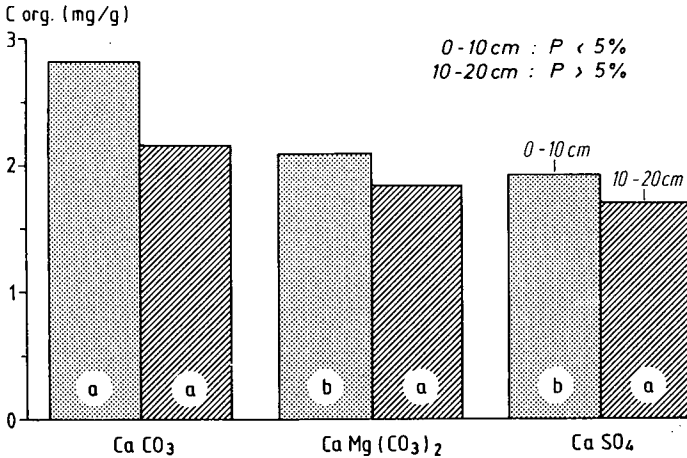


Abb. 4: C org.-Gehalte im Mineralboden bei Versuchsende

Trotz der homogenen Einmischung der organischen Auflage durch die Regenwürmer waren bereits bei mittleren Kalkgaben deutliche N-Verluste aus den Versuchsgefäßen zu verzeichnen (Tab. 2). Offensichtlich wurde durch das intensive Einwühlen und die Porung des Mineralbodens nach Kalkung die Mobilisierung und Auswaschung gelöster organischer Verbindungen (s. Göttlein 1988) und von NO₃-N gefördert, ohne daß in gleichem Ausmaß eine Stabilisierung der organischen Substanz in Form organomineralischer Komplexe stattfand.

Tab. 2: C- und N-Vorratsänderung gegenüber Versuchsbeginn (in %)

	Kontrolle	Kalk 5	Kalk 20	Kalk 35
C	-15.3	-31.6	-8.1	-25.5
N	0	-11.6	-28.1	-25.6

Literatur

- Göttlein, A., 1988: Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf wasserlösliche organische Stoffe eines Waldbodens unter Fichte. Diss. Univ. München.
- Makeschin, F., 1990: Die Regenwurmfaua landwirtschaftlich und forstlich genutzter Böden und deren Beeinflussung durch Düngung. Kali-Briefe (Büntehof) 20, 49-63.
- Makeschin, F., 1991: Bodenformen und Melioration saurer, anthropogen devastierter Standorte auf Phyllit. Bayreuther Bodenkundliche Berichte 17, 223-259.

Steuerungsfaktoren des Streuabbaus

*Einfluß von Temperatur, Sauerstoff und Zersetzerorganismen
auf den Abbau von Buchenstreu unter Laborbedingungen*

REGINA PÖHHACKER und FRANK ZIEGLER *)

Einleitung und Zielsetzung

Die Zersetzung abgestorbenen Pflanzenmaterials bildet einen fundamentalen Teilprozeß des Stoffumsatzes in terrestrischen Ökosystemen. Sie erfolgt im wesentlichen durch die Mikroorganismen des Bodens und wird durch abiotische und biotische Einflußgrößen kontrolliert (SWIFT et al. 1979, *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*; Blackwell, Oxford). Der steuernde Faktorenkomplex umfaßt - neben der Qualität der Pflanzenstreu selbst - die Zusammensetzung der Zersetzergemeinschaft (z.B. Präsenz der Makrofauna) und Klima- wie Bodenfaktoren (z.B. Temperatur und Sauerstoffverfügbarkeit).

Ziel der vorliegenden Studie ist es, den Einfluß von

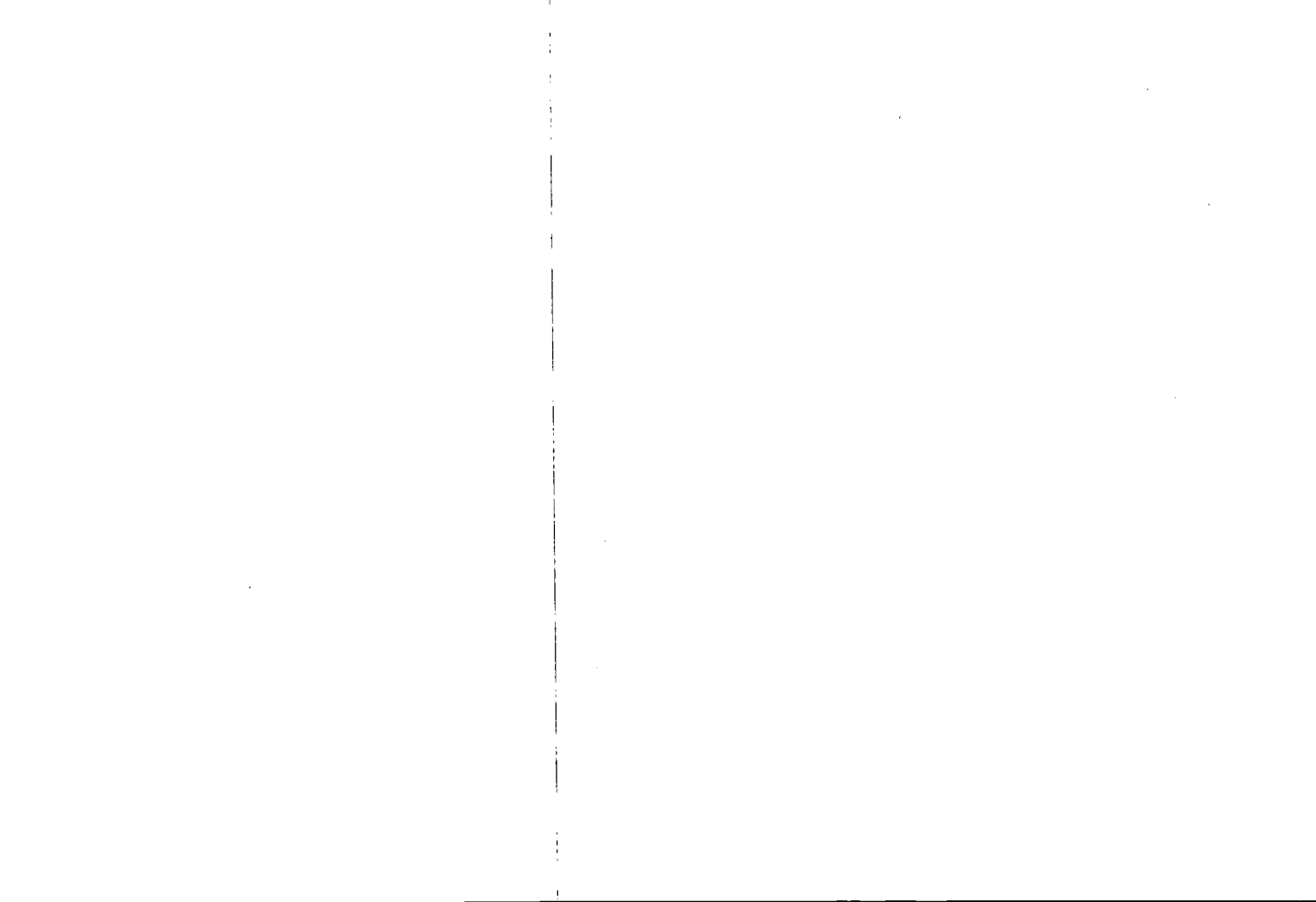
1. Temperatur und Sauerstoff, sowie
2. streukonsumierenden Regenwürmern

auf den mikrobiellen Abbau von Buchenstreu im Laborversuch zu überprüfen.

Zusammenfassung der bisherigen Befunde

1. Der Abbau der organischen Substanz von Buchenstreu wird durch Temperatur, Sauerstoffgehalt und streukonsumierende Regenwürmer beeinflusst. Zunehmende Temperatur und aerobes Milieu begünstigen den Abbau; das Optimum liegt bei 12 bis 22°C.
2. Stärker als die Temperatur wirkt sich der Sauerstoffgehalt auf das Verhalten von Cellulose und Nichtcellulosischen Polysacchariden aus. Der stärkste Celluloseabbau findet unter aeroben Bedingungen statt, während ein anaerobes Milieu die Zersetzung bei höheren Temperaturen hemmt. Zusätzlich findet eine Akkumulation von Nichtcellulosischen Polysacchariden statt.
3. Regenwürmer beschleunigen anfangs den Streuabbau, stabilisieren aber die organische Substanz in fortgeschrittenen Stadien der Zersetzung.

*) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, D-W-8580 Bayreuth.



Einfluß der mechanischen Belastung und Bewirtschaftungsweise auf Regenwurmpopulationen in Acker-Parabraunerden

Poier, K.R.; J. Richter*

Ziel der Untersuchung war eine regionale Bestandsaufnahme der Regenwurm-Populationen, Bodeneigenschaften und Bewirtschaftungsmaßnahmen in Ackerböden. Anhand der erhobenen Daten wurden die unter Praxisbedingungen für Regenwurm-Populationen wesentlichen Einflußgrößen bestimmt.

Abb. 1 skizziert die Vorstellungen zur Umwelt der Regenwurm-Populationen. An ungestörten Standorten, wie z.B. Grünland oder Wald, ist Wachstum und Vermehrung der Regenwürmer von den am inneren Kreis dargestellten Faktoren abhängig. Je länger möglichst viele Faktoren proportional zum Bedarf zur Verfügung stehen oder im Optimalbereich liegen, desto günstiger die Umwelt, desto schneller die Entwicklung von Individuen und Populationen.

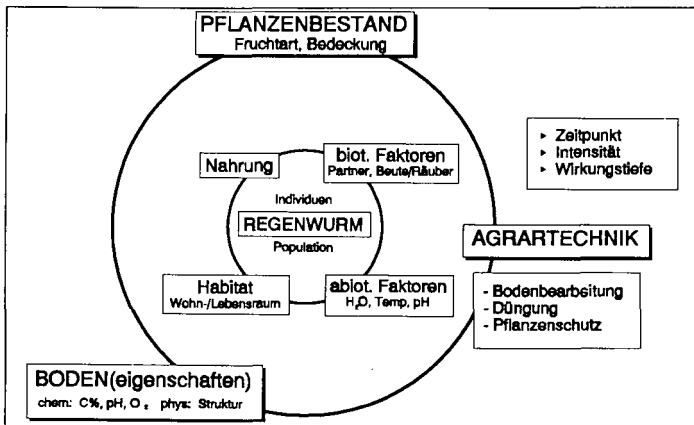


Abb.1: Umweltansprüche von Regenwürmern gegenüber Standortbedingungen im Ackerbau

Infolge ackerbaulicher Maßnahmen wird die Umwelt der Regenwürmer in allen entscheidenden Faktoren verändert. Ziel von Bodenbearbeitung, Düngung und Pflanzenschutz ist die Förderung und Aufrechterhaltung eines Pflanzenbestandes nach ökonomischen Leitlinien. Abhängig von Zeitpunkt, Intensität und Wirkungstiefe werden die Lumbriciden-Populationen direkt oder indirekt beeinträchtigt. Im Vergleich zum Grünland (LEE, 1985) findet man auf den Ackerflächen nur etwa ein Drittel der Regenwurm-Abundanz und Biomasse. Das bedeutet für den Ackerstandort: weniger Regenwurmporen und weniger Umsetzung von pflanzlichen Residuen zu stabilen Ton-Humus-Komplexen.

Methoden

Durch Probenahme im gleichen Zeitraum und spezifische Auswahl der Flächen wurde der Einfluß von Witterung, d.h Temperatur und Feuchte, sowie Bodentyp und Anbaufrucht (Wintergetreide) weitgehend ausgeschlossen. An 10 Parabraunerde-Standorten in der Lößbörde südlich von Hannover wurden jeweils zwei benachbarte Flächen zweier unterschiedlich wirtschaftender Betriebe untersucht. Die 20 untersuchten Betriebsflächen repräsentieren die Verhältnisse der Region auf etwa 100 km². Die Auswahl der Flächen hatte zum Ziel, möglichst große Unterschiede in mechanischer Belastung und Bewirtschaftung der Flächen zu bekommen. Pro Fläche wurden im April 1989 in 10-facher Wiederholung je 0,5 m² mit der Formalin-Methode Regenwürmer ausgetrieben und deren Biomasse als Lebendgewicht bestimmt. Am folgenden Tage wurden unter den gleichen Stellen ungestörte Bodenproben in drei Tiefen entnommen und Regenwurm-Löcher ausgezählt.

Die Erhebung der Bewirtschaftungs-Daten erfolgte 1990 mit Hilfe eines Fragebogens. Der Fragebogen lieferte Angaben zur (1) mechanischen Belastung: Schlepperleistung, Gerätemasse, Reifenmaße, Arbeitsbreite, Flächenleistung, Häufigkeit und Dauer der Belastung, (2) zur Nutzung: Fruchtfolge, Fruchtarten- und Flächenverhältnis, Viehbesatz, (3) Angaben zu Form und Menge mineralischer und organischer Düngung und (4) zu Mitteln und Aufwandmengen im Pflanzenschutz. Erfäßt wurden sämtliche Fahrten von Schlepper- und Gerätekombinationen sowie selbstfahrender Erntemaschinen im Laufe einer Fruchtfolge.

Ermittlung der Kenngrößen

Die Vielzahl der Daten pro Betrieb und Arbeitsgang wurde über die Dauer einer Fruchtfolge und die Betriebsfläche gemittelt, sodaß sich die ermittelten Kenngrößen auf die einheitliche Vergleichsbasis pro Hektar und Jahr beziehen. Die obengenannten Bestandsaufnahmen lassen sich als Stichproben untereinander vergleichen, da sie zum gleichen Zeitpunkt, unter gleicher Feldfrucht aufgenommen wurden.

Die Abbildungen 2 bis 4 zeigen, wie die Daten zur mechanischen Belastung zusammengefaßt wurden. Abb. 2 zeigt die Anzahl der jährlichen Überfahrten gemittelt über die gesamte Fläche und Fruchtfolge, gegliedert nach Arbeitsgängen. Den größten Umfang nehmen die Saatbett-, Stoppelbearbeitungs- und Pflegemaßnahmen ein. Im Arbeitsgang Pflege wurden die Fahrten zu Düngung und Pflanzenschutz zusammengefaßt. Als Summe ergibt sich ein Mittel über alle 20 Betriebe von 14 Überfahrten der Fläche pro Jahr.

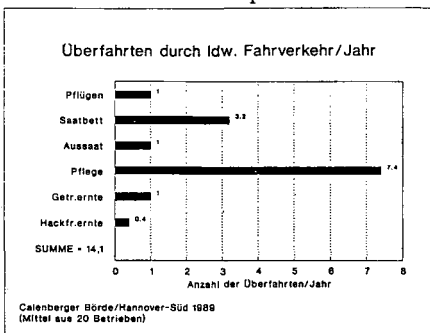


Abb. 2

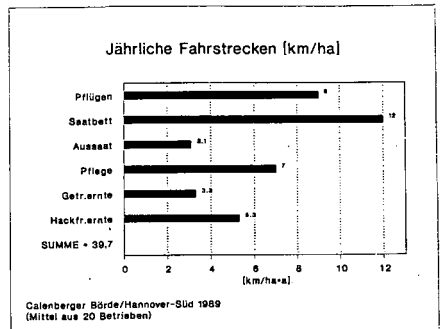


Abb. 3

Im nächsten Schritt, siehe Abb. 3, wurde die Arbeitsbreite der Geräte mit einbezogen. Damit läßt sich die jährliche Fahrstrecke in km/ha ermitteln. Pflügearbeiten und Hackfruchernte gewinnen nun einen beachtlichen Anteil, wobei die spezifischen Fahrstrecken auf Betrieben mit kleineren Maschi-

nenkategorien infolge der geringeren Arbeitsbreiten der Geräte höhere Werte einnehmen. Im Mittel wird eine jährliche Fahrstrecke von 40 km/ha erreicht.

In Abb. 4 wurde die spezifische Fahrstrecke mit der Schlepper- und Gerätemasse multipliziert. Laut OLFE und SCHÖN (1986) ist dieses Produkt aus der Schlepper-Geräte Kombination und der Fahrstrecke proportional zum druckbeaufschlagten Bodenvolumen, der wichtigsten Kenngröße zur Berechnung von Druckzwiebeln. Im folgenden wird dieses Produkt der Einfachheit halber Belastungsprodukt genannt. Die Abbildung zeigt die Anteile der Schlepper als schwarze Balken, den Anteil der Geräte als weiße. Größten Einfluß auf Bodengefüge und Regenwürmer dürften hiervon die Belastungen beim Pflügen sowie bei der Hackfruchternte haben, das Belastungsprodukt für Betriebe mit größeren Maschinenkategorien nimmt für diese Arbeitsgänge höhere Werte an. Vorausgesetzt, daß sich die Werte für die einzelnen Arbeitsgänge sinnvoll addieren lassen, ergibt die Summe ein jährliches Belastungsprodukt von 212 t*km/ha, wovon 3/4 Anteil auf die Schlepper und 1/4 auf die Geräte entfällt.

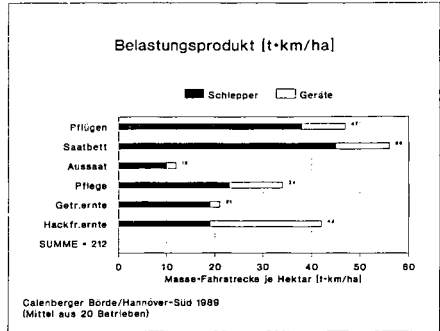


Abb. 4

Ergebnisse

Die 10 Standortmittelwerte für die Regenwurm-Abundanz (13 - 120 Ind./m²) und die Regenwurm-Biomasse (40 - 550 kg/ha) schwankten um den Faktor 10 - trotz gleichen Bodentyps, Anbaufrucht und Zeitpunkt der Aufnahme. Unterschiede dieser Größenordnung sollten also vornehmlich auf Bewirtschaftungsunterschiede zurückzuführen sein. Die Artenzahl (2 - 5 Arten) war im Mittel auf 3 Arten der Mineralbodenform beschränkt: tiefgrabende *Lumbricus terrestris* L. und flachgrabende *Aporrectodea caliginosa* Sav. und *A. rosea* Sav.. Vereinzelt wurden zusätzlich *Allolobophora chlorotica* Sav., *Octolasion cyaneum* Sav. und *O. lacteum* (Örley). gefunden.

Die Varianzanalyse wies signifikant höhere Regenwurm-Biomasse auf den 10 Flächen geringerer Intensität (kleinere Maschinenkategorien) auf: $\bar{x} = 192$ kg/ha gegenüber $\bar{x} = 106$ kg/ha, während die höhere Regenwurm-Abundanz diesbezüglich mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von nur 0,06 gesichert werden konnten. Die Mittelwerte der Regenwurm-Biomasse auf den 20 Betriebsflächen wiesen eine Spanne von 12 - 880 kg/ha auf, die Mittelwerte der Abundanz 5 - 200 Ind./m².

Mit Hilfe der schrittweisen Multiplen Regression wurden die wichtigsten Einflußgrößen auf die abhängigen Variablen selektiert. In den Regressionsgleichungen (1) bis (3) erkennt man die mit der Reihenfolge der Variablen abnehmende Enge der Korrelation der erklärenden Variablen. Die Ausgangsdaten wurden auf Normalverteilung geprüft bzw. bei Abweichungen zu Normalverteilungen transformiert. Mit Ausnahme der Daten zum Pflanzenschutz gingen sämtliche über den Fragebogen ermittelten Kenngrößen als erklärende Variablen in die Berechnung ein.

Formel (1) zeigt das Ergebnis der multiplen Regression für die Häufigkeit der im Ap-Horizont ausgezählten Regenwurmgänge mit Durchmessern über 5 mm. Diese Gänge wurden an der Krumbasis freigelegt und entsprechen denjenigen Röhren, die seit der letzten Grundbodenbearbeitung von Würmern durch die Pflugsohle hindurchgegraben wurden und die Verbindung zwischen Ober- und Unterboden für Gasdiffusion und ungespanntes Wasser (EDWARDS *et al.*, 1989) aufrechterhalten. Die 3 Variablen erklären 72% der Variabilität der Werte. Außer Sandgehalt und Aggregatdichte im Unterboden ist das Belastungsprodukt der Schlepper in die Gleichung aufgenommen.

$$\log(Y) = 8,27 + 0,36*A - 4,98*B - 0,01*C \quad (1)$$

$R^2 = 0,72$

Y = Regenwurm-Gänge/m² im Ap-Horizont Ø > 5 mm
 A = Sand-Gehalt im A1-Horizont
 B = Aggregatdichte in der Pflugschle (g/cm³)
 C = Belastungsprodukt Schlepper (*km/ha)

Formel (2) beschreibt die Regenwurm-Biomasse, die wie oben beschrieben, auf den Flächen der Betriebe mit kleineren Maschinenkategorien höher war. Auch hier wurden Ausgangsdaten logarithmiert bzw. quadriert, um bessere Parameter für die Normalverteilung zu bekommen. 65% der Variabilität wurden mithilfe der Funktion erklärt. Erklärende Variablen sind Kenngrößen der mechanischen Belastung, sowie die Aufwandmenge organischen Düngers.

$$\log(Y) = 2,57 - 1,13*A^2 - 0,07*B + 0,08*\log(C) \quad (2)$$

$R^2 = 0,65$

Y = Regenwurm-Lebendmasse (g/m²)
 A = Anzahl der jährlichen Überfahrten beim Pflügen
 B = Fahrstrecke bei den Pflegemaßnahmen
 C = Menge organischer Düngung

Die Einflußgrößen auf die Regenwurm-Abundanz sind in Formel (3) dargestellt. 82% der Varianz werden mit den Variablen der genannten Belastungsgrößen erklärt. Als vierte Größe geht die Dauer der Benutzung von Schleppern der zur Zeit größten Maschinenkategorie in die Gleichung ein.

$$\log(Y) = 2,49 - 0,95*A^2 + 0,16*1/B - 0,01*C - 0,2*\log(D) \quad (3)$$

$R^2 = 0,82$

Y = Regenwurm-Abundanz (Ind./m²)
 A = Anzahl der jährlichen Überfahrten beim Pflügen
 B = Anzahl der jährlichen Überfahrten bei der Hackfruchternte
 C = Belastungsprodukt der Schlepper bei der Hackfruchternte (*km/ha)
 D = Dauer der Benutzung von Schleppern über 120 PS (Jahre)

Resumée

Die Ergebnisse dieser Erfassung bestätigen die praktische Relevanz der Resultate früherer Feldversuche mit Bearbeitungsvarianten (EDWARDS & LOFTY, 1982; EHLERS, 1975; ZICSI, 1967). Wie eingangs erwähnt bestimmen letztendlich die z.T. politisch vorgegebenen ökonomischen Leitlinien die Intensität pflanzenbaulicher Maßnahmen. Mit dem an bestimmte Auflagen gebundenen Programm zur Flächenstilllegung wäre beispielweise ein wirksames Instrument zur Umsetzung des Bodenschutzes gegeben. Bei zusätzlichen Auflagen hinsichtlich einer reduzierten Bodenbearbeitung ist zu erwarten, daß wesentlich zur Förderung von Regenwurm-Populationen und damit zur Verbesserung der Bodeneigenschaften beigetragen werden kann. Forschungsbedarf besteht hinsichtlich der Akzeptanz, Umsetzung und des Erfolges derartiger Auflagen.

Literatur

- Edwards, C.A.; Lofty, J.R. (1982): The effect of direct drilling and minimal cultivation on earthworm populations. *J. of Applied Ecology* 19, 723-734.
- Edwards, W.M.; Shiptalo, M.J.; Owens, L.B.; Norton, L.D (1989): Water and nitrate movement in earthworm burrows within longterm no-till cornfields. *J. of Soil and Water Conservation* 44, 240-243.
- Ehlers, W. (1975): Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soil. *Soil Sci.* 119, 242-249.
- Lee, K.E. (1985): Earthworms - their ecology and relationship with soils and landuse. Academic Press, Sydney.
- Olfe, G.; Schön, H. (1986): Bodenbelastung durch Schlepper- und Maschineneinsatz in der Landwirtschaft. In: Bodenverdichtungen beim Schlepper- und Maschineneinsatz und Möglichkeiten zu ihrer Verminderung; KTBL-Schrift 308, Münster-Hiltrup, 35-47.
- Zicsi, A. (1967): Die Auswirkungen von Bodenbearbeitungsverfahren auf Zustand und Besatzdichte von einheimischen Regenwürmern. In: Progress in soil zoology; O. Graff & J.E. Satchell. North Holland Publishing Company, Amsterdam, 290-298.

Gefördert aus Mitteln des DFG-Schwerpunktprogrammes: "Genese und Funktion des Bodengefüges"

Diffusion und mikrobiologischer Abbau von ^{13}C -Glukose
in Bodenaggregaten

von

Priesack, E.* und Kisser-Priesack, G. M.*

1. EINLEITUNG: Der mikrobiologische Abbau organischer Substanzen in Böden spielt eine entscheidende Rolle beim Nährstoff-Umsatz in terrestrischen Ökosystemen. Um die Dynamik der dabei beteiligten Prozesse besser zu verstehen und zu quantifizieren, ist eine mathematische Beschreibung der Entwicklung der mikrobiellen Biomasse in Abhängigkeit vom Transport der den Mikroorganismen als Nahrung dienenden Substrate nötig. Da natürliche Böden meist in hohem Maße strukturiert und heterogen aufgebaut sind, kann es zwischen den kleinräumigen Lebensbereichen der Mikroorganismen zu großen Unterschieden in den chemischen, physikalischen, und biologischen Eigenschaften kommen. Um den Einfluß dieser Bodenstruktur auf Verteilung und Funktion der mikrobiellen Biomasse zu modellieren, muß eine mathematische Beschreibung des mikrobiellen Wachstums in natürlichen Böden diese bisher in der Literatur vernachlässigten kleinräumigen Unterschiede berücksichtigen.

Zunächst wurde ein Einzelaggregat-Modell entwickelt, daß den diffusiven Transportprozess von Substraten aus dem Inter-Aggregat-Porenraum in den Intra-Aggregat-Porenraum mit mikrobieller Wachstums- und Substratverbrauchs-Kinetik verknüpft. Die resultierenden partiellen Differentialgleichungen wurden analytisch sowie numerisch gelöst (Priesack 1989, Nietfeld et al. 1991, Priesack 1991). Die analytische Lösung soll dabei zur Parameterschätzung von Diffusionskoeffizienten und mikrobieller Abbauraten organischer Stoffe im Aggregat dienen und damit Eingangsgrößen für komplexere Modelle zum Stofftransport und mikrobiellen Wachstum in aggregierten Böden (Priesack 1990) liefern.

Die gekoppelte Beschreibung von Substrat-Diffusion und mikrobiellem Substratabbau sagt bei Verwendung von Parameterwerten aus der Literatur für größere Aggregate (Kugelradius > 0.5 cm) voraus, daß das Substrat von Mikroorganismen im Außenbereich des Aggregats verbraucht wird, bevor es ins Aggregatinnere diffundieren kann. Ziel des hier dargestellten Diffusions-Experiments war es diese zentrale Aussage des Einzelaggregatmodells zu überprüfen.

2. MATERIAL & METHODEN: Aus 2mm-feingesiebten Ackerboden (sandiger Lehm) des Pflughorizonts (Tiefe 0-25 cm) wurden kugelförmige Einzelaggregate (Kugelradius 1 cm, Trockengewicht ca. 4g) gepreßt und luftgetrocknet. Ein Teil der Aggregate wurde anschließend 12 Stunden lang einer γ -Strahlung von 25 KGy ausgesetzt und so sterilisiert. Die sterilen und nicht sterilen bis zur Wassersättigung aufge-

* GSF Inst. f. Bodenökologie, Ingolstädter Landstr. 1, W-8042 Neuherberg

sättigten Aggregate wurden ca. 15s lang in 0,4% ^{13}C -Glukose-Lösung getaucht (D-Glucose, ^{13}C , 99%, Fa. Promochem.) und in luftdicht verschlossene Gläser verbracht. Diese Gläser waren mit CO_2 -freier synthetischer Luft 100%-iger Luftfeuchte gefüllt und enthielten Natron-Kalk (Fa. Merck, Einwaage ca. 20mg), der die sich entwickelnde CO_2 -Ausgasung aus den Aggregaten aufnahm. Nach 15, 45, 60, 120 bzw. 130 Minuten, sowie nach 23 bzw. 25 Stunden wurden die jeweiligen Gläser geöffnet und die Aggregate als auch der Natron-Kalk entnommen. Die Aggregate wurden in Flüssig-Stickstoff getaucht und in drei ca. 2mm dicke Kugelschalen und einen Aggregatkern von ca. 4mm Radius geschält. Der ^{13}C -Gehalt von Teilproben aus Kugelschalen und Aggregatkern sowie vom Natron-Kalk wurden massenspektrometrisch (gekoppeltes System aus Elementaranalysator Carlo-Erba ANA 1500 und Massenspektrometer Delta E, Finnigan MAT) bestimmt.

3. ERGEBNIS: Die über den Aggregatradius aufgetragenen relativen ^{13}C -Glukosekonzentrationen (Abb. 1-3) zeigen bei allen Entnahmezeiten Unterschiede zwischen sterilen und nicht sterilen Aggregaten: Anfänglich (15min, 45min) sind sie noch wenig ausgeprägt (Abb. 1), jedoch zeigt sich, daß im Vergleich zu den sterilen Aggregaten bei den nicht sterilen die Aggregatkerne deutlich niedrigere ^{13}C -Glukose-Konzentrationen aufweisen. Besonders klar ist dies nach ca. 24 Stunden zu erkennen (Abb. 3).

Abb. 1-3 : Relative ^{13}C -Glukosekonzentration in sterilen und nicht sterilen kugelförmigen Aggregaten vom Radius 1,0 cm nach 15min bzw. 45min., nach 60min bzw. 120/130 min und nach 23h bzw. 25h.

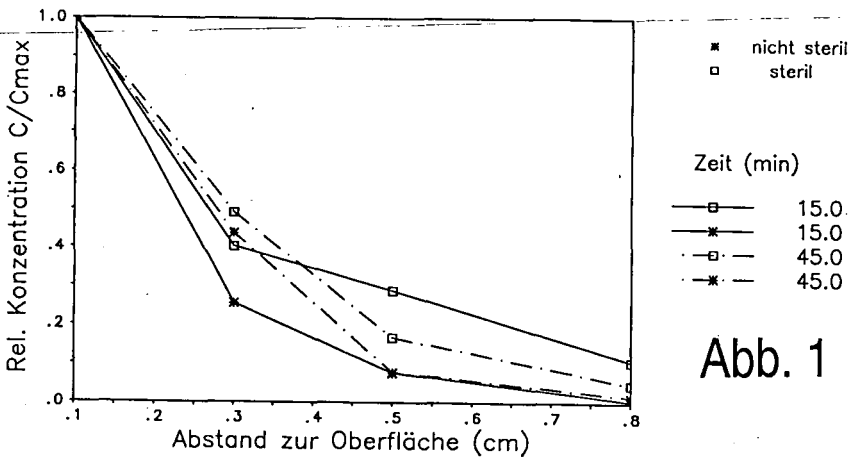


Abb. 1

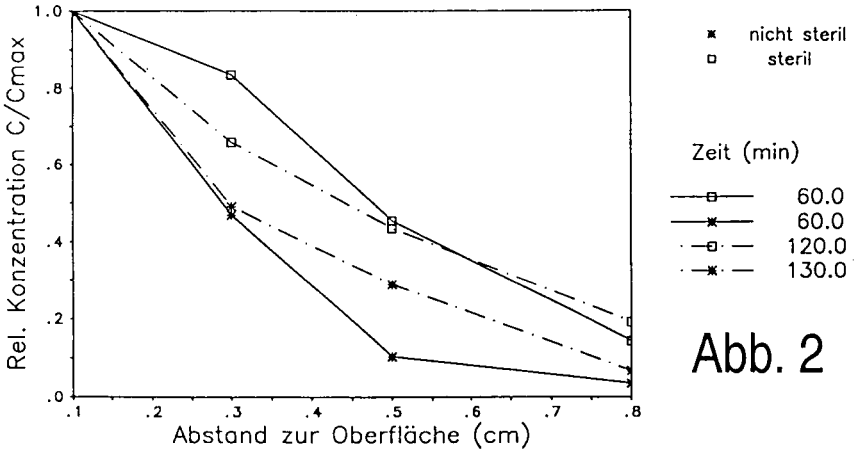


Abb. 2

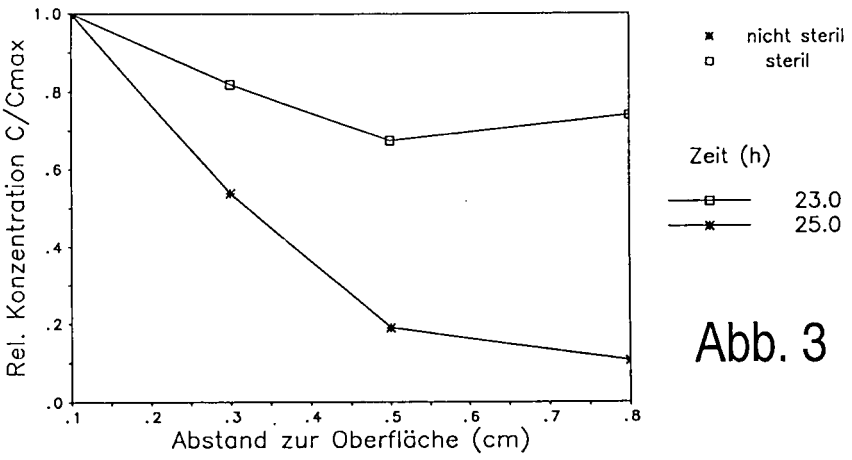


Abb. 3

Die aufgefangene $^{13}\text{CO}_2$ -Menge im Natronkalk ist nach 24 Stunden stark angestiegen und entspricht 1,308 mg/g veratmeter ^{13}C -Glukose (Abb. 4). Die Messungen bestätigen also die Aussage des Modells, daß bei größeren Aggregaten das Substrat verbraucht ist, bevor es durch Diffusion ins Aggregatinnere gelangen kann.

Veratmete ^{13}C -Glukosemenge

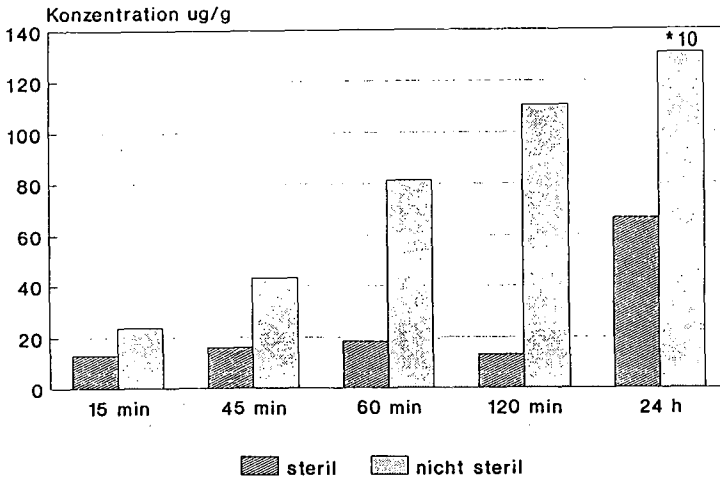


Abb. 4

4. FOLGERUNGEN: Die Dynamik von Substratnachlieferung und mikrobiellem Substratverbrauch, die einen von außen nach innen abnehmenden Gradienten der Substratkonzentration im größeren Einzelaggregat erzeugt, läßt auf eine entsprechende Verteilung mikrobieller Aktivität im Einzelaggregat schließen. Von außen nach innen abnehmende Gradienten mikrobieller Aktivität bzw. Biomasse wurden an natürlichen Aggregaten bereits gemessen (Augustin et al. 1991, Alef und Kleiner 1989). Dies weist daraufhin, daß in strukturierten Böden, die aus langlebigen Aggregaten aufgebaut sind die Verteilung von Substraten und mikrobieller Biomasse die Prozesse der mikrobiellen Stofftransformation und des mikrobiellen Wachstums entscheidend beeinflusst. Das heißt auch, daß die kleinräumige Variabilität dieser Verteilung ein bestimmender Faktor der Kinetik des Abbaus organischer Substanzen ist.

5. LITERATUR:

- ALEF, K. & KLEINER, D. (1989): Rapid and sensitive determination of microbial activity in soils and in soil aggregates by dimethylsulfoxide reduction. *Biology and Fertility of Soils* **8**, 349-355
- AUGUSTIN, S., WÖHLER, I. & BEESE, F. (1990): Distribution of biological and chemical indicators in soil aggregates. eingereicht.
- NIETFELD, H., PRIESACK, E. & BEESE, F. (1992): A model of solute transport and microbial growth in aggregates. *Modeling Geo-Biosphere Processes* **1**, im Druck.
- PRIESACK, E. (1989): Modellierung von Mikroorganismenwachstum in Bodenaggregaten in Abhängigkeit vom Stofftransport. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* **59**, 607-612
- PRIESACK, E. (1990): Simulation mikrobiologischer Wachstums- und Transportprozesse in aggregierten Böden. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* **62**, 79-82.
- PRIESACK, E. (1991): Analytical solution of solute diffusion and biodegradation in spherical aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **55**, 1227-1230.

Die mikrobielle Biomasse von Oberböden einer Norddeutschen Moränenlandschaft in Abhängigkeit von ökologischen Bodenkennwerten und Nutzung
Schleuß, U.¹ & H.-P. Blume, Kiel²

1 Einleitung und Zielsetzung

Der Boden ist Lebensraum für eine Vielzahl von Mikroorganismen, die sehr unterschiedliche ökologische Anforderungen aufweisen und unterschiedliche Leistungen erbringen (ALEXANDER 1971, GRAY & WILLIAMS 1971, JENKINSON 1981, VANCURA & KUNC 1988). Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es die mikrobielle Biomasse einiger ausgewählter Bodenlandschaften zu erfassen, zu deuten und ökologisch zu bewerten. Weiterhin war von Bedeutung, inwieweit Beziehungen zwischen der Höhe der mikrobiellen Biomasse und der Bodenform bestehen und ob sich daraus die Höhe der mikrobiellen Biomasse grob prognostizieren läßt. Die Höhe der mikrobiellen Biomasse wird vor allem durch das Nahrungsangebot an die Mikroorganismen und das Wärme-, Wasser-, Sauerstoff- und Nährstoffangebot des Standortes bestimmt. Die Nutzung hat einen wesentlichen Einfluß auf die Nahrungsmenge und -qualität, das Nährstoffangebot und die Luftverhältnisse.

2 Untersuchungsgebiet und Böden

Das Untersuchungsgebiet ist ein typischer Ausschnitt einer stark kuppigten holsteinischen Jungmoränenlandschaft mit Binnenseen in Schleswig-Holstein (FRÄNZLE et al 1987). Es liegt ca. 30 km südlich der Landeshauptstadt Kiel. Die klimatischen Verhältnisse sind durch eine Jahresmitteltemperatur von 8,3°C bei einer Niederschlagshöhe von 757 mm p.a. und einer potentiellen Verdunstung von 522 mm p.a. zu charakterisieren (BEINHAEUER 1988). Als Ausgangsgesteine der Bodenbildung treten glazigene Geschiebesedimente (Geschiebemergel, -sand), fluvioglaziale Sedimente, limnische Sedimente (Mudden, Sande und Schluffe), Kolluvien und anthropogene Aufträge auf. Es sind sowohl Bodenvergesellschaftungen von Parabraunerden aus Geschiebemergel mit Typischen Kolluvisololen aus lehmigem Substrat als auch solche Typischer Braunerden bzw. Rostbraunerden aus Geschiebe- bzw. Schmelzwassersand mit Typischen Kolluvisololen aus sandigem Substrat vorhanden (SCHLEUSS 1991). Die verschiedenen Bodengesellschaften gehen in den Senken über (Kolluvisol)- Gleye und Moorgleye in z.T. mächtige Moore, die größtenteils stark entwässert sind, über. Die Bodenlandschaften werden teils als Forst, teils als Acker und teils als Grünland genutzt. Für die Untersuchungen wurden nur grundwasserfreie Oberböden ausgewählt.

3 Methoden

- * Mikrobielle Biomasse nach der von ANDERSON & DOMSCH (1978) entwickelten SIR-Methode mit automatisch registrierendem UK₃-Gasanalysator (ANDERSON 1982);
- * Korngrößenverteilung durch Kombination von Sieb- und Schlämmanalyse nach Carbonat- und Humuserstörung sowie Dispergierung;
- * Org. Kohlenstoff durch Trockenveraschung mittels Ströhlein-Apparatur;
- * Gesamt-N durch Kjeldahl- Aufschluß und anschl. fotometrischer Messung im FIA;
- * pH durch elektrometrische Messung in 0.02 n CaCl₂-Lösung (Boden/ Lösungsverhältnis 1:2.5);
- * Lagerungsdichte anhand von Stechzylinderproben.

¹ Projektzentrum Ökosystemforschung, Universität Kiel, Schauenburger Str. 112, W 2300 Kiel

² Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel, Olshausenstr. 40, W 2300 Kiel

Die Proben wurden im Frühjahr (vor Erreichen von 5-6 °C Bodentemperatur) den oberen 10 cm entnommen, bei Waldböden zusätzlich der Humusaufgabe. Die Ermittlung der mikrobiellen Biomasse im Frühjahr bedeutet eine weitgehende Vergleichbarkeit der Bodentemperatur, wobei allerdings zwischen den Bodenformen hinsichtlich der Wärmekapazität Unterschiede bestehen.

Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit der untersuchten Standorte wurde die mikrobielle Biomasse auf den Vergleichswert 100 kg Boden unter einem Quadratmeter berechnet (s.a. BEYER 1989). Der Bezug auf diese Größe berücksichtigt die Hauptlebensraumverhältnisse der Mikroorganismen.

Die wesentlichen Charakteristika der untersuchten Böden sind SCHLEUSS & BLUME (1991) zu entnehmen.

4 Ergebnisse und Diskussion

Die Gehalte an mikrobieller Biomasse der einzelnen Ackerstandorte (Abb. 1) schwanken erheblich (min 26,0, max 67,0, \bar{x} 39,9 g mikr. Biom.-C/ 100 kg Boden*m²). Die Böden mit höheren Humusgehalten (x28, x39, x59) weisen deutlich höhere Biomassegehalte als die sandigen Böden mit niedrigen Humusgehalten (x29, x3, x4, x21) auf.

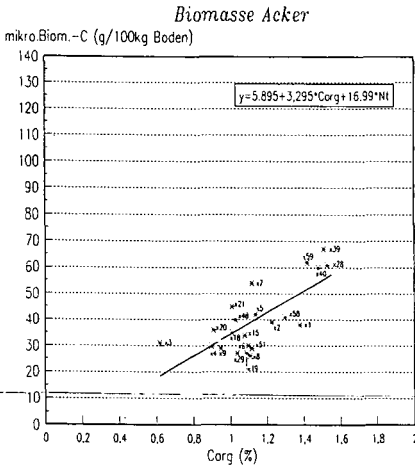


Abb. 1: Mikrobielle Biomasse von Oberböden unter Ackernutzung in Abhängigkeit vom Gehalt an organischer Substanz

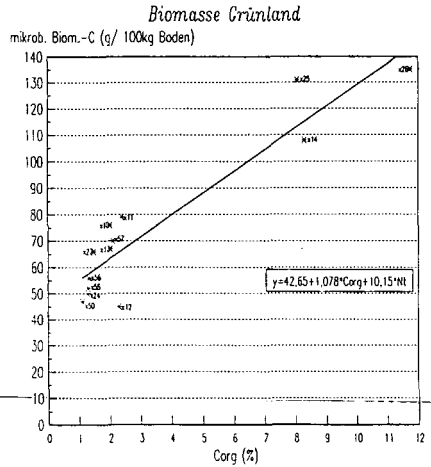


Abb. 2: Mikrobielle Biomasse von Oberböden unter Grünlandnutzung in Abhängigkeit vom Gehalt an organischer Substanz

TRAUTZ (1987) hat für ackerbaulich genutzte Pseudogley- Braunerden und Parabraunerden aus Geschiebemergel des Östlichen Hügellandes in Schleswig- Holstein Gehalte von 50- 80 g mikr. Biom.-C/ 100 kg Boden ermittelt, wobei Unterschiede zwischen Ackerstandorten in Beziehung zur Entfernung von Knicks festgestellt wurden. JENKINSON et al (1981) konnten beim Vergleich verschiedener Bodenbearbeitungssysteme höhere Gehalte an mikrobiellem Biomasse-C bei den 'zero- tillage' Varianten gegenüber der konventionellen Bearbeitung feststellen.

Die Ergebnisse der mikrobiellen Biomasse der unter Grünlandnutzung befindlichen Böden, die in Abb. 2 dargestellt sind, lassen ebenfalls eine deutliche Schwankung erkennen (\bar{x} 75.5; min. 45.0; max. 135 g mikr.Biom.-C/ 100 kg Boden*m²). Auch hier zeigt sich, daß die Proben mit einem geringen Ton- und/ oder Humusgehalt (x12, x24, x50) deutlich niedrigere Werte an mikrobiellem Biomasse-C als die übrigen Standorte aufweisen.

Die Waldböden des Bornhöveder Seengebietes sind durch starke Versauerung gekennzeichnet. Bei den Oberböden mit pH- Werten < 4.0 und der dominierenden Bodenart Sand sind die geringsten Werte (x35, x36, x45) festzustellen (Abb. 3).

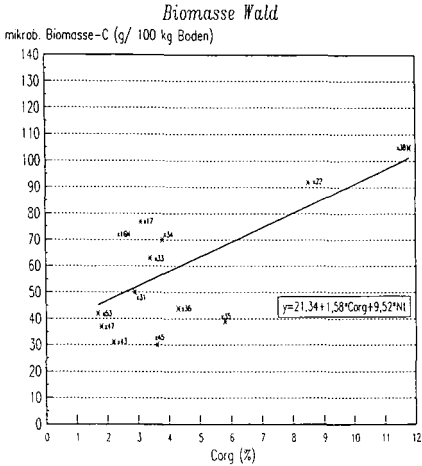


Abb. 3: Mikrobielle Biomasse von Oberböden unter Waldnutzung in Abhängigkeit vom Gehalt an organischer Substanz (unter Berücksichtigung der Auflagehorizonte)

Vergleicht man die Mittelwerte der unterschiedlich genutzten Oberböden, dann ist festzustellen, daß die unter Grünlandnutzung befindlichen Oberböden hoch signifikant gesicherte höhere Werte an mikrobiellem Biomasse-C aufweisen (Tab. 1). Gegenüber der Ackernutzung sind diese höheren Werte an mikrobiellem Biomasse-C durch die fehlende Bodenbearbeitung, die eine Störung der Mikrobenlebensverhältnisse vermeidet (ADAMS & LAUGHLIN 1981) sowie durch höhere Humusgehalte zu erklären. Die Höhe der mikrobiellen Biomasse erlaubt aber nur bedingt einen Rückschluß auf deren Aktivität (HEILMANN & BEESE 1991). Zur Kennzeichnung der Aktivität wäre der metabolische Koeffizient (ANDERSON 1988) heranzuziehen.

Tab. 1: Vergleich der Gehalte an mikrobiellem Biomasse-C unterschiedlich genutzter Standorte in einer Moränenlandschaft Schlegwig- Holsteins (in g mikr.Biom.-C/ 100 kg Boden*m²)

Nutzung	\bar{x}	min	max	n	s
Acker	39.9	26.0	67.0	22	12.9
Grünland	75.5	45.0	135.0	13	18.6
Wald	59.8	29.7	119.9	14	15.3

Es ergeben sich deutliche Beziehungen zwischen dem Gehalt an mikrobiellem Biomasse-C (Cmic) und dem Gehalt an organischer Substanz, dem Gesamtstickstoffgehalt und der Nahrungsqualität, hier ausgedrückt als Corg/C:N- Koeffizient (s. Tab. 2).

Tab. 2: Korrelationskoeffizienten zwischen Bodenkennwerten und dem mikrobiellen Biomasse-C bei unterschiedlicher Nutzung (bezogen auf 100 kg Boden*m²)

Parameter	Ton	Org	Nt	Org/C:N	pH	S-Wert
Cmic	0.15	0.81***	0.52***	0.76***	0.24	0.27

Aus den Daten der Bodenerhebung wurde versucht, eine grobe Prognose der biologischen Aktivität in Form der mikrobiellen Biomasse zu erstellen. Die Informationen, die man einer Bodenformenkarte mit zusätzlicher ökologischer Charakterisierung der Pedotope (nFKWe, S-Wert u.a.) entnehmen kann, reichen dafür nicht aus. Daher wurde auf Grundlage der Bodenformenkarte, ergänzt durch Messungen der Gehalte an org. Substanz und Gesamt-N, eine Karte der räumlichen Verteilung der Humusgehalte erstellt. Diese bildete dann die Grundlage der Prognose. Dieser Prognose liegt die in Tab. 3 dargestellte Bewertung der Gehalte an Cmic zugrunde.

Tab. 3: Bewertung der Gehalte an mikrobieller Biomasse (in g mikrob. Biomasse-C/ 100 kg Boden*m²) für norddeutsche Klimaverhältnisse

sehr gering	gering	mäßig	mittel	hoch	sehr hoch
< 10	10-25	25-50	50-100	100-200	>200

5 Schlußfolgerungen

Die Höhe der mikrobiellen Biomasse verschiedener Oberböden einer Moränenlandschaft lag bei Grünlandnutzung signifikant höher als bei Acker- und Waldnutzung. Es zeigten sich enge Beziehungen zur Nutzung sowie zum Humus- und Gesamtstickstoffgehalt. Die Kenntnis dieser Bodenkennwerte erlaubt erste Rückschlüsse auf die Höhe, nicht aber auf die Aktivität der mikrobiellen Biomasse.

6 Literatur

- Adams, T.M. & K.J. Laughlin (1981): The effects of agronomy on the carbon and nitrogen contained in the soil biomass, *J. agric. Sci.*, 97, 319-327
- Alexander, M. (1971): *Introduction to Soil Microbiology*, J. Wiley, New York, 2nd edition, 467 pp.
- 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
- Anderson, J.P.E. (1982): Soil respiration, in: *Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties*, Agronomy Monograph, 9, ASA-SSSA, Madison, 831-871
- Anderson, J.P.E. (1988): Determination of eco-physiological constants for the characterisation of soil microbial communities, Thesis, University Essex, 200 pp.
- Beinhauer, R. (1988): Klimatologische Einordnung des Untersuchungsraumes, *Interne Mitteilungen, Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette*, 2, Kiel, 53-62
- Beyer, L. (1989): Nutzungseinfluß auf die Stoffdynamik schleswig-holsteinischer Böden - Humusdynamik und mikrobielle Aktivität, *SchR Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, CAU Kiel*, 6, 197 S.
- Fränze, O.; D. Kuhnt; G. Kuhnt & R. Zöllitz (1987): Auswahl der Hauptforschungsräume für das Ökosystemforschungsprogramm der Bundesrepublik Deutschland, *Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Natur und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 10104043/02*, Kiel
- Gray, T.R.G. & S.T. Williams (1971): *Soil micro-organisms*, Longman, London/ New York, 239 pp
- Heilmann, B. & F. Beese (1991): Variabilität der mikrobiellen Aktivität und Biomasse in Abhängigkeit von verschiedenen Standortparametern eines großen Bodenkollektivs, *Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, in diesem Band
- Jenkinson, D.S. (1981): Microbial biomass in soil: measurement and turnover, in: E.A. Paul & J.N. Ladd (Eds.): *Soil Biochemistry*, Vol 5, M. Dekker, New York & Basel, 415- 471
- Schleuß, U. (1991): Böden und Bodenschaften einer Norddeutschen Moränenlandschaft, *Diss., CAU Kiel*, 291 S.
- Trautz, D. (1987): Einfluß von Wallhecken auf bodenphysikalische, -chemische und -biologische Parameter angrenzender, im Leebereich liegender, intensiv bewirtschafteter Ackerflächen, *Diss., CAU Kiel*, 146 S.
- Vancura, V. & F. Kunc (1988) (Eds.): *Soil microbial associations, Developments in Agricultural and Managed- Forest Ecology*, 17, Elsevier Sci. Publishers, Amsterdam, 496 pp.

Eine ausführliche Fassung findet sich in:

Schleuß, U. & H.-P. Blume (1991): Die mikrobielle Biomasse von Oberböden unterschiedlich genutzter Bodenlandschaften in einem Jungmoränengebiet Schleswig- Holsteins, *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, zum Druck eingereicht

Darstellung des Einflusses von Regenwürmern
auf Redoxpotential und pH-Wert mit Indikatoren

von

SCHRADER, ST.*)

1. Einleitung

Regenwürmer stellen an ihre Umwelt, den Boden, bestimmte artspezifische Ansprüche, die u.a. die Parameter Feuchtigkeit, Temperatur, Nahrungsangebot, Bodengefüge, Bodenreaktion, Gashaushalt und Redoxpotential betreffen.

Das Redoxpotential stellt für das Vorkommen von Regenwürmern einen nicht zu unterschätzenden Faktor dar, der bisher nur wenig Beachtung fand. LEE (1985) gibt eine zusammenfassende Darstellung der wenigen Arbeiten. Hingegen gibt es viele Publikationen, die das Auftreten verschiedener Regenwurmartens bei bestimmten pH-Werten zum Inhalt haben. Allerdings ist ungeklärt, in welchem Maße der Organismus das Milieu des ihn umgebenden Substrates beeinflussen kann.

Ziel dieser Arbeit ist, anhand zweier ausgewählter Arten zu zeigen, wie Regenwürmer aktiv auf für sie ungünstige Redox- und pH-Verhältnisse reagieren. Mit dem Begriff "ungünstig" werden Bedingungen bezeichnet, die jenseits des Optimums liegen, aber noch nicht Flucht oder letale Schäden verursachen.

2. Material und Methoden

Die vorliegenden Untersuchungen wurden mit adulten Individuen der heimischen Regenwurmartens *Aporrectodea caliginosa* (SAV.) und *Lumbricus terrestris* L. durchgeführt. Als Versuchsgefäße dienten Planküvetten aus Glas verschiedener Größen (für *A. caliginosa*: 14 x 14 x 0,5 cm, für *L. terrestris*: 14 x 26 x 0,8 cm). Pro Küvette wurde jeweils ein Individuum eingesetzt. Jede Variante bestand aus 2 Parallelen für beide Arten. Die beobachteten Farbreaktionen, die die Grabaktivität und die Ausscheidungen der

*) Zoologisches Inst. der TU, Pockelsstr. 10a, 3300 Braunschweig

Regenwürmer in den verschiedenen Substraten hervorriefen, wurden täglich fotografiert. In Anlehnung an TROLLENIER (1988) bestand das Substratangebot aus Agarmedien, die jeweils mit einem Indikator angereichert waren.

Redoxpotential. FeSO_4 -Medium: 5 mM $\text{FeSO}_4 \cdot x 7 \text{H}_2\text{O}$; 1,0 g/l CaCO_3 ; 1,5 % Agar; pH 6,0. FeS -Medium: 5 mM $\text{FeSO}_4 \cdot x 7 \text{H}_2\text{O}$; 2 mM Na_2S ; 0,5 g/l CaCO_3 ; 1,5 % Agar; pH 7,2. Um Redoxpotential und Farbumschlag während des Versuches miteinander korrelieren zu können, wurde ein Teil der Medien gesondert unter starkem Rühren oxidiert. Die Spannung wurde mit einer Ag/AgCl -Bezugselektrode gemessen und auf E_h der Standard-Wasserstoffelektrode umgerechnet. Anhand einer Pipettenfüllung wurde jeweils die Farbe bestimmt (Pipettendurchmesser \approx Küvettendicke).

pH-Wert. Medium 1: 0,1 g/l Bromthymolblau Natriumsalz (pH 6,0 gelb - pH 7,6 blau); 1,5 % Agar; pH 5,1. Medium 2: 0,1 g/l Methylrot Natriumsalz (pH 4,4 rot - pH 6,2 gelborange); 1,5 % Agar; pH 4,2. Die Anfangs-pH-Werte wurden durch Ansäuern mit Eisessig erreicht. Zusätzlich wurde der pH-Wert von Regenwurmschleim gemessen. Hierzu wurden 18 Individuen *A. caliginosa* und 10 Individuen *L. terrestris* leicht zwischen Filterpapier gerieben, ohne daß Kot mit aufgenommen wurde. Nach Zerreißen des verschleimten Papiers wurden die Schnipsel in einer 3 M KCl -Lösung aufgeweicht und 1 h verrührt. Dann wurde mit einer pH-Elektrode gemessen.

Nach dem Erstarren der Medien in den Küvetten wurde die Agaroberfläche jeweils mit Paraffin bis auf ein freies Mittelstück überschichtet, um frühzeitige Oxidation mit Luft- O_2 zu vermeiden und die Tiere zum Eingraben in der Substratmitte zu veranlassen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Das Agarmedium ist auch für Versuche mit Regenwürmern ein geeignetes Substrat, das sofort angenommen wird, wie vorherige Tests ohne Zusätze zeigten.

Redoxpotential. Niedrige Redoxpotentiale können im Boden rasch bei Wassersättigung verbunden mit erhöhtem Gehalt an organischer Substanz auftreten (z.B. Pseudogleye). Tab. 1 und 2 geben Auskunft über den Oxidationsverlauf um das Gangsystem bei FeSO_4 und FeS für beide Arten. Häufiges Auf- und Abkriechen im Gang steigert die Ventilation, wodurch der Eintrag von Luft- O_2 erhöht wird. Das bewirkt eine schnellere Oxidation in der Gangwand. Bei einer künstlich gebohrten Röhre ohne Wurm erfolgt die Oxidation sehr viel langsamer. Der Regenwurm vermag sich durch sein Verhalten vor der Toxizität reduzierter Substanzen zu schützen.

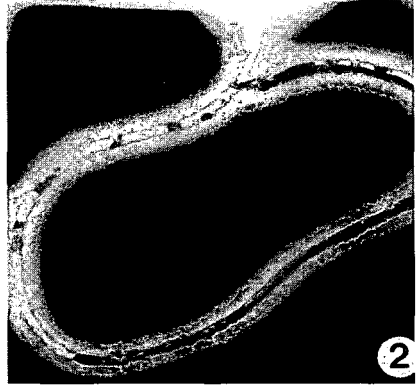
Korrelation zwischen Redoxpotential E_h [mV] und Farbreaktionen nach Stunden [h] bzw. Tagen [d] für beide Arten.

Tab.1 $FeSO_4$ (pH 6,2 - 8,0)

E_h	Farbe	A.c.	L.t.
130	hellgelb		
190	gelb	17 h	
230	orange gelb	24 h	19 h
250	orange	2 d	2 d
270	rotorange	6 d	6 d

Tab.2 FeS (pH 7,1 - 7,5)

E_h	Farbe	A.c.	L.t.
30	schwarz		
70	hellgrau		25 h
75	gelbgrau	17 h	
80	ocker		2 d
85	braungelb	2 d	
115	orange	3 d	3 d



Oxidation entlang der Regenwurmgänge durch aktive Ventilation von *A. caliginosa*. Abb.1 $FeSO_4$ -Medium nach 2 Tagen, E_h 250 mV. Abb.2 FeS -Medium nach 3 Tagen, E_h 115 mV.

pH-Wert. SATCHELL (1955) nahm eine Einteilung in säuretolerante, ubiquitäre und säureintolerante Arten vor. Demnach gehört *L. terrestris* in die ubiquitäre Gruppe (pH 3,7 bis > 7,0) und *A. caliginosa* in die säureintolerante Gruppe (pH 4,7 bis > 7,0). Die pH-Werte des Körperschleimes entsprechen dieser Einteilung.

Filterpapier mit Schleim von *L. terrestris*: pH 7,0

Filterpapier mit Schleim von *A. caliginosa*: pH 7,9

Filterpapier ohne Schleim: pH 6,6

Der pH-Umschlag im Bromthymolblau-Medium begann im obersten Teil der Röhre bei allen Tieren beider Arten nach 17 h. Er setzte sich nach unten hin fort, so daß nach 2 Tagen fast die ganze Röhre erfaßt war. Schleimsubstanzen diffundierten seitlich ins Medium und bewirkten eine Ausbreitung des pH-Umschlages. Im Methylrot-Medium setzte der Farbwechsel bei *L. terrestris* nach 5 Tagen ein. Bei *A. caliginosa* trat keine Reaktion ein. Die Tiere gruben sich zwar ins Substrat ein, waren aber bereits nach 4 Tagen verendet.

Regenwürmer besitzen mehr oder weniger stark entwickelte Kalkdrüsen, die bei *Aporrectodea*-Arten inaktiv sind, jedoch bei *Lumbricus*-Arten aktiv Calcit-Kristalle in den Darmkanal abgeben

(SCHRADER, 1991). *L. terrestris* sollte dadurch sein Milieu effizienter beeinflussen können. Die Ergebnisse zeigen jedoch, daß die Hauptleistung von dem über die Körperwand abgegebenen Schleim erbracht wird, da die Kalkkristalle im Kot nur punktuell wirken. Der Farbwechsel in den Medien aller Versuche war jedoch überwiegend gleichmäßig (Abb. 3 und 4). Ein Teil der Würmer wurde vor Versuchsbeginn zur Kotabgabe veranlaßt, so daß in diesen Fällen die Farbreaktion ausschließlich auf Körperschleim zurückzuführen ist, der demnach Pufferwirkung besitzt.



Farbreaktionen bei pH-Indikatoren, verursacht durch Körperschleim von *L. terrestris*. Abb.3 Bromthymolblau-Medium nach 3 Tagen, pH 5,1 nach 7,6. Abb.4 Methylrot-Medium nach 5 Tagen, pH 4,2 nach 6,2.

4. Zusammenfassung

Die Regenwurmart *Aporrectodea caliginosa* und *Lumbricus terrestris* wurden zu ihrem Verhalten bei ungünstig niedrigen Redox- und pH-Verhältnissen untersucht. Planküvetten enthielten Agarmedien, die mit reduzierten Eisenverbindungen oder pH-Indikatoren angereichert waren. Entlang der Gänge wurden der Oxidationsverlauf, den die Tiere durch aktive Ventilation beschleunigen, und der pH-Umschlag, den primär der Körperschleim verursacht, beobachtet.

5. Literatur

- LEE, K.E. (1985): Earthworms - Their ecology and relationships with soils and land use. Academic Press, Sydney. pp. 411.
- SATCHELL, J.E. (1955): Some aspects of earthworm ecology. In: D.K. Mc E. KEVAN (ed.): Soil Zoology. Butterworths, London. 180-201.
- SCHRADER, ST. (1991): Histologie und Ultrastruktur der Kalkdrüsen und ihre Funktion bei *Lumbricus terrestris* L. (Annelida: Oligochaeta). Braunschw. naturkd. Schr. 3 (4), 971-989.
- TROLLENIER, G. (1988): Visualisation of oxidizing power of rice roots and of possible participation of bacteria in iron deposition. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151, 117-121.

Dank. Prof. Dr. O. Larink danke ich für die Betreuung der Arbeit. Sie wurde von der DFG im Rahmen des Schwerpunktprogrammes "Genese und Funktion des Bodengefüges" (La 226/8-1) unterstützt.

Zur Diffusion und Wirkung von Acetylen (Ethin) in einem sauren
Niedermoorboden
(Methodischer Beitrag zur Denitrifikationsmessung)

von
Tschirsich, C., B. Scheffer, H. Kuntze*)

Niedermoorböden haben hohe Denitrifikationspotentiale, wie von RICHTER (1987) ermittelt wurde.

Zur Quantifizierung der In-situ-Denitrifikationsverluste aus Niedermoorböden mit Hilfe der Acetylen-Inhibierungs-Technik (RYDEN et al., 1979) sind methodische Randbedingungen zu klären.

Der erfolgreiche Einsatz der Acetylen-Inhibierungs-Technik im Freiland ist abhängig von einer gleichmäßigen Verteilung und ausreichend hohen Konzentration des Acetylens (< 0.1 Vol.%) im Boden.

Deshalb wurde im Modellversuch überprüft, ob diese Bedingungen in einem sauren Niedermoorort mit ganzjährig hohen Bodenwassergehalten und dadurch schlechten Diffusionsbedingungen für Gase erfüllt werden können.

Dazu wurde an gestörten Bodensäulen die Verteilung von Acetylen nach einmaliger Acetylenbegasung und die Wirkung dieser Begasung auf die N₂O-Emissionen untersucht.

Versuchsaufbau:

Es wurde jeweils eine Bodensäule mit und ohne Acetylenbegasung angesetzt. Der Aufbau der Säulen aus PVC-Kanalrohr ist in Abb. 1 dargestellt.

Als Modellboden wurde saurer Niedermoorort aus Seggentorfen, aufgesättigt auf 98 % der max. Wasserkapazität, verwendet. In Tab. 1 sind die wichtigsten Kenndaten zum Modellboden aufgeführt.

Tab. 1: Kenndaten des Modellbodens

Geobot. Zusammensetzung:	Hn, c	
Zersetzungsgrad nach "von Post":	H4 - 5	
Rohdichte, trocken:	338	g/l
Luftporenvolumen bei 96% der max. Wasserkapazität:	15	%
C _{org} :	37	% TM
Gesamtstickstoff:	1.8	% TM
C/N-Verhältnis:	20.5	
NO ₃ -Gehalt:		
- vor Nitratzugabe:	16.1	mg N/100 g TM
- zu Versuchsbeginn:	40.0	mg N/100 g TM
- zu Versuchsende:	17.6	mg N/100 g TM

*) NLFb, Bodentechnologisches Institut, Friedrich-Mißler-Straße
46/50, 2800 Bremen 1

Gesiebter Niedermoortorf (Maschenweite Sieb: 1 cm) wurde nach Zugabe von Nitrat (auf 40 mg $\text{NO}_3\text{-N}/100$ g TM) homogenisiert und beim Befüllen der Versuchsgefäße auf seine natürliche Rohdichte zurückverdichtet. Die Acetylenbegasung (25 l/h für 4h) erfolgte drucklos über einen Begasungskanal (ϕ 2 cm, 50 cm tief) in der Gefäßmitte (Abb. 1).

Das Gas wurde über ein PVC-Rohr (ϕ , 4 mm) bis auf den Grund des Begasungskanals geleitet.

Die Entnahme von Bodenluftproben zur Bestimmung der Acetylenkonzentration erfolgte über seitlich eingebaute Gassonden (Tiefenunterteilung: 5 cm).

Die N_2O -Emissionen an der Oberfläche der Bodensäulen wurden mittels geschlossener Gassammelhauben aufgefangen.

Die Messung der Acetylen- und N_2O -Gehalte erfolgte gaschromatographisch mittels Electron-Catch-Detektor.

Die Versuchsdauer betrug 21 Tage bei 20° C.

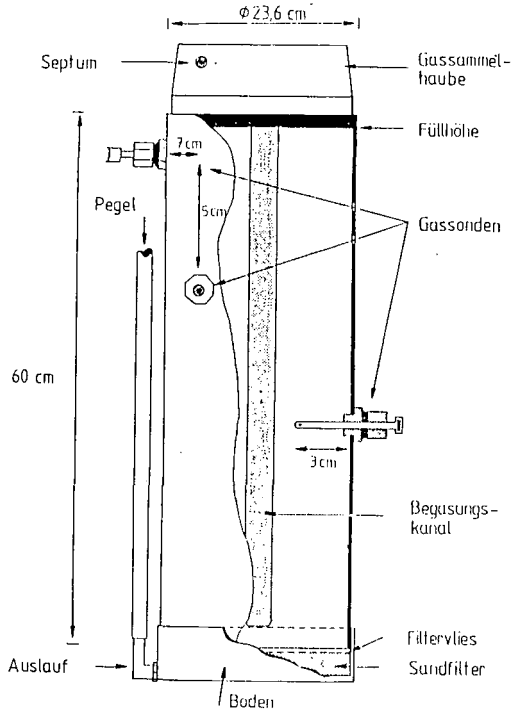


Abb. 1: Aufbau der PVC-Versuchssäulen

Ergebnisse:

Unmittelbar nach der Begasung wurde über einen Zeitraum von 24 Stunden in den oberen Torfschichten (0 - 15 cm) eine Acetylenkonzentration >0.1 Vol. % gemessen (Abb. 2).

Unterhalb 15 cm Säulentiefe stieg der Acetylengehalt erst nach 24 h auf eine Konzentration > 0.1 Vol. % an.

Länger als drei Tage nach Versuchsbeginn lag der Acetylengehalt in der Bodenluft der unteren Torfschichten über 0.1 Vol. %.

Die hemmende Wirkung des Acetylens auf die Distickstoffreduktase hielt länger als 4 Tage an (Abb. 3).

Nach 7 Tagen war die N_2O -Abgabe der begasten und der nicht begasten Torfsäule gleich hoch.

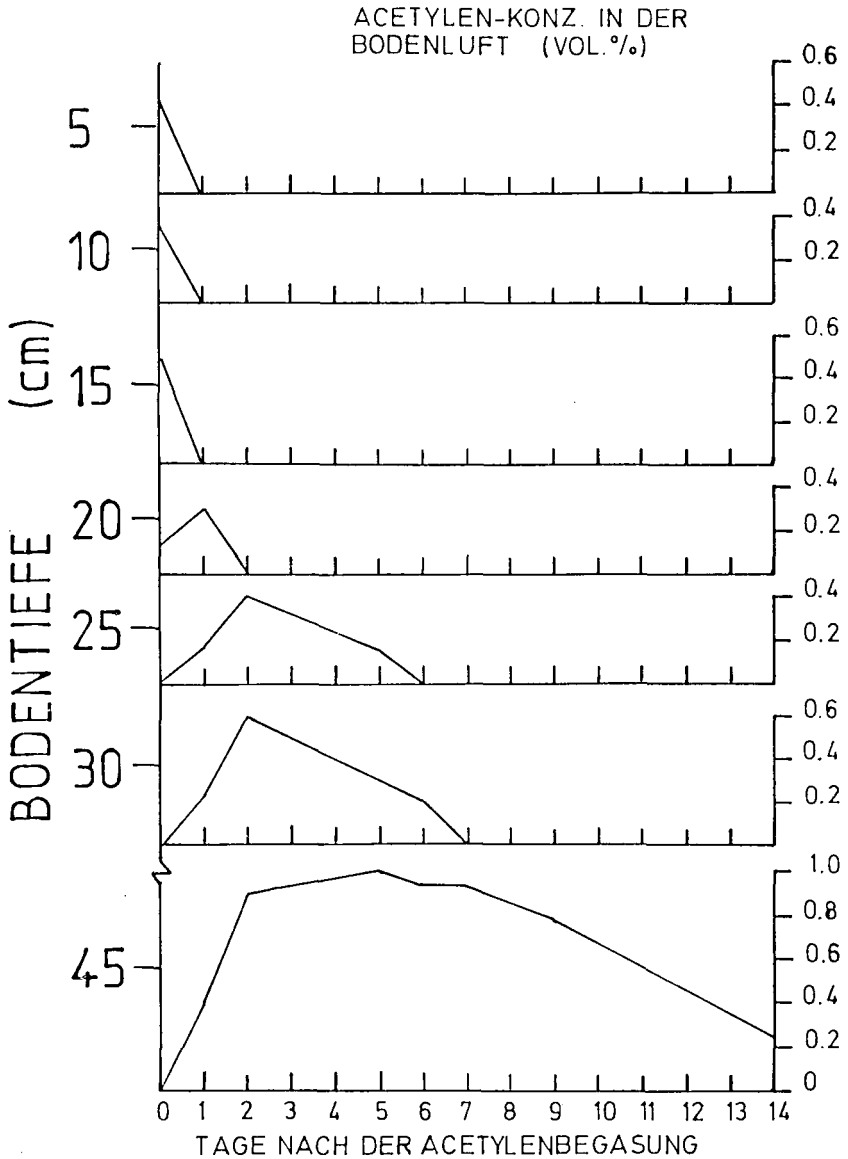


Abb. 2: Acetylenkonzentrationen > 0.1 Vol.% in der Bodenluft einer Bodensäule aus Niedermoor torf in Abhängigkeit von Säulentiefe und Zeitdauer nach Begasungsende.

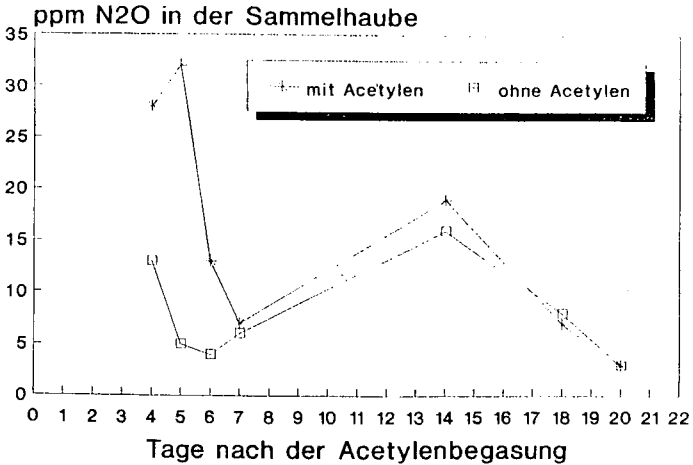


Abb. 3: N_2O -Emissionen einer mit Acetylen begasteten Torfsäule und einer unbegasteten Torfsäule.

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen:

In Torfen mit hohem Wassergehalt wird unter den gegebenen Versuchsbedingungen nach einmaliger Acetylenbegasung die zur Erfassung der Denitrifikation geforderte Konzentration des Acetylens von > 0.1 Vol.-% (RYDEN et al., 1979) erreicht.

Die für Mineralböden ermittelten nutzbaren Zeiträume für In-situ-Messungen im Feldversuch nach einer kurzzeitigen Acetylenbegasung (RYDEN et al., 1979; TERRY & DUXBURY, 1985; YEOMANS & BEAUCHAMP, 1978) sind auf Torfe übertragbar.

Für In-situ-Messungen auf einem sauren Niedermoorboden werden deshalb folgende Meßzeiten eingehalten:

- Beginn der Denitrifikationsmessungen erst 24 h nach Ende der Acetylenbegasung.
- Beenden der Denitrifikationsmessungen nach 4 Tagen.

Literatur:

- RICHTER, G. (1987): Die Bedeutung der Denitrifikation im Stickstoffumsatz von Niedermoorböden. Diss. agr., Göttingen
- RYDEN, J.C.; LUND, L.J. & FOCHT, D.D. (1979): Direct measurement of denitrification loss from soils: 1. Laboratory evaluation of acetylene inhibition of nitrous oxide reduction. Soil Sci. Soc. Am. J., 43: 104-110.
- TERRY, R.E. & DUXBURY, J.M. (1985): Acetylen decomposition in soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 49: 90-94.
- YEOMANS, J.C. & BEAUCHAMP, E.G. (1978): Limited inhibition of nitrous oxide reduction in the presence of acetylene. Soil Biol. Biochem., 10: 517-519.

Wirkungen polychlorierter Biphenyle auf Bodenatmung und Dehydrogenaseaktivität

von B.-M. Wilke und L. Bräutigam*

Kurzfassung

In Laborversuchen wurde die mikrobielle Toxizität der PCB-Kongeneren 5 (2,3-Dichlorbiphenyl), 8 (2,4'-Dichlorbiphenyl), 29 (2,4,5-Trichlorbiphenyl) und des für Tiere extrem toxischen PCB Nr. 77 (3,3',4,4'-Tetrachlorbiphenyl) untersucht. Außerdem wurden die technischen Gemische Arochlor 1242 und 1260 geprüft. Als Versuchsobjekte dienten ein Podsol-Ahe (C_{org} 0,3 %, pH 3,5, S) und ein Parabraunerde-Ap (C_{org} 1,2 %, pH 6,5, 1'S). Die mikrobielle Toxizität wurde durch Messung der Langzeitatmung (CO_2 -Abgabe), der Kurzzeitatmung (CO_2 -Produktion bis 12 h nach Glucosezusatz, nur Podsol-Ahe) und der Dehydrogenaseaktivität (TTC-Reduktion, nur Parabraunerde-Ap) erfaßt.

Die Dichlorbiphenyle Nr. 5 und 8 hemmten die Lang- bzw. Kurzzeitatmung des Podsol-Ahe bereits nach Zugabe von 1 ppm während des gesamten Versuches (35 bzw. 28 Tage). Das Trichlorbiphenyl Nr. 29 wirkte dagegen erst bei Belastungen > 10 ppm aktivitätshemmend. PCB Nr. 77 rief mit Ausnahme einer Anregung der Langzeitatmung am 7. Tag (1 u. 50 ppm) keine Veränderungen hervor.

Am Parabraunerde-Ap konnten mit allen PCB-Kongeneren schwächere Effekte als am Podsol-Ahe erzielt werden. Das Dichlorbiphenyl Nr. 5 reduzierte sowohl die Langzeitatmung als auch die Dehydrogenaseaktivität erst nach Zusatz von 50 ppm bis zum Versuchsende (35. Tag). 1 und 10 ppm dieses Kongeners bewirkten ebenso wie 50 ppm des PCB Nr. 29 kurzfristige Hemmungen der Langzeitatmung. Die Dehydrogenaseaktivität blieb unbeeinflusst. Dosisunabhängig regte PCB Nr. 77 die Langzeitatmung des Parabraunerde-Ap signifikant an. Wir nehmen an, daß dieses Kongener von Mikroorganismen als Energiequelle genutzt wurde.

Versuche mit den technischen Gemischen Arochlor 1242 und 1260 am Parabraunerde-Ap zeigten, daß diese nur bei extrem hohen Belastungen toxisch wirkten. 100 ppm Arochlor hemmten die Langzeitatmung bis zum 28. Versuchstag. 50 ppm Arochlor und 100 ppm Arochlor waren nur bis zum 21. Tag effektiv.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die mikrobielle Toxizität der PCB-Kongeneren und Gemische mit zunehmendem Chlorierungsgrad abnahm. Die an Tieren beobachtete extreme Toxizität von PCB Nr. 77 ließ sich nicht bestätigen. Aufgrund ihrer starken Bindung an die organische Substanz wirkten die PCBs im Parabraunerde-Ap weniger aktivitätshemmend als im humusarmen Podsol-Ahe. Unter "natürlichen" Bedingungen ist mit einer nachhaltigen Hemmung der mikrobiellen Aktivität durch technische Gemische nur bei extrem hohen Belastungen (> 50 ppm) zu rechnen.

*) Institut für Landschaftsbau, FG Abfallbelastung der Landschaft, Albrecht-Thaer-Weg 4, W 1000 Berlin 33.



Kombinationswirkungen von Blei, Cadmium und Zink auf die Dehydrogenaseaktivität von Böden

von B.-M. Wilke*)

Einleitung

Synergistische, antagonistische und additive Wirkungen von Schwermetallen auf die Bodenmikroflora wurden vielfach postuliert, bisher jedoch kaum an Böden nachgewiesen. Ziel der Untersuchungen war es, die Kombinationswirkungen von Blei, Cadmium und Zink auf die Dehydrogenaseaktivität verschiedener Böden nachzuweisen.

Material und Methoden

Kombinationswirkungen von Blei, Cadmium und Zink auf die Dehydrogenaseaktivität (DHA) wurden an A_{h-p}-Horizonten von 12 bayerischen Böden untersucht (s. Tab. 1).

Tab. 1: Abiotische Eigenschaften der Versuchsböden (A_p-Horizonte Ackerstandorte Nr. < 100, A-Horizonte aus 0 - 10 cm Tiefe Naturschutzgebiete Nr. > 100)

Nr.	Bodentyp	pH	C _{org}	KAK	Ton
		(CaCl ₂)	(%)	(cmol/z/kg)	(%)
1	G-P Gley-podsol	5,02	1,80	3,8	5
122	pG Gley	3,88	3,61	7,7	5
132	HNn Niedermoor*)	5,49	9,92	19,6	11
23	Rn Rendzina	7,44	2,38	22,1	28
8	Zn Pararendzina	7,50	1,22	15,9	17
15	Dn Pelosol	7,34	2,09	19,1	30
6	Bn Braunerde	5,87	0,99	8,0	8
19	Bn Braunerde	5,20	4,29	8,4	12
116	Bn Braunerde	6,54	7,63	41,1	29
9	Ln Parabraunerde	7,28	1,39	11,1	16
32	Ln Parabraunerde	6,83	4,00	22,3	23
33	Ln Parabraunerde	5,54	1,16	20,7	23

*) mit Mineralboden vermischt

Die Belastungsversuche wurden im Labor bei 26 °C unter Verwendung von Perfusionsapparaturen (s. WILKE 1982) nach einem von WILKE und KEUFFEL (1983) entwickelten Verfahren durchgeführt. Blei und Cadmium wurden den Böden als Chloride, Zink als Sulfat über die Perfusionslösungen zugesetzt. Die Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität erfolgte nach Abschluß der Versuche (60. Tag) nach THALMANN (1968). Metallkonzentrationen in den Perfusionslösungen wurden am 9. Tag mittels AAS bestimmt. Alle Versuche wurden in vierfacher Wiederholung durchgeführt, 4 Kontrollen blieben unbelastet.

Ergebnisse und Diskussion

Die Wirkungen der Metalle einzeln und im Gemisch auf die Dehydrogenaseaktivität (DHA) der Böden sind in Abb. 1,2 dargestellt. Der Belastung mit dem Schermetallgemisch (Gem) entsprechen die Einzelbelastungen Cd1 (50 mg/kg), Pb2 (1000 mg/kg) und Zn (500 mg/kg). DHA-Hemmungen/Anregungen > 10 % ließen sich mit Ausnahme der Belastungen Pb1 beim Boden 6 Bn (Abb. 1) und Cd1, Pb1, Pb2 beim Boden 23 Rn (Abb. 2) gegenüber den unbelasteten Kontrollen absichern (t-Test p < 0,05).

*) Institut für Landschaftsbau, TU Berlin, Albrecht-Thaer-Weg 4, 1000 Berlin 33.

Die Zahlen über den Säulen in Abb. 1 - 2 geben die in den Perfusionslösungen bestimmten Metallkonzentrationen an. Grundsätzlich sorbierten die Böden die Metalle nach Gemischbelastung weniger stark (vgl. Cd1, Pb2, Zn mit Gem.), was auf Ionenkonkurrenz am Sorptionskomplex zurückgeführt werden kann. Davon abweichend verhielt sich Blei. Hier lagen mit Ausnahme der Bodenproben 1 G-P, 122 µg, 6 Bn und 116 Bn nach Zusatz des Metallgemisches (Gem) geringere Pb-Konzentrationen in den Perfusionslösungen vor als nach alleiniger Pb-Belastung (Pb 2). Da Zink den Proben als Sulfat zugesetzt wurde, konnte Blei als $PbSO_4$ in den Perfusionslösungen ausgefällt werden.

Das Schwermetallgemisch (Gem) hemmte die DHA in allen Böden signifikant. In den Böden 32 Ln (Abb. 2), 1 G-P, 122 µg, 132 Hnn und 15 Dn (Abb. 1) waren die Aktivitätsverluste niedriger oder gleich hoch wie nach Zugabe eines einzelnen Metalls (vgl. Cd1, Pb2, Zn mit Gem.). Da die löslichen Metallanteile insbesondere von Cd und Zn im Gemischansatz höher waren als nach Zugabe der einzelnen Metalle, kann davon ausgegangen werden, daß in diesen Böden Cd, Pb und Zn antagonistisch wirkten.

Auch die an den Braunerden 6 Bn, 19 Bn und 116 Bn erzielten Ergebnisse (Abb. 1) deuten auf antagonistische Wirkungen hin. Das Metallgemisch hemmte die DHA der Braunerde 6 Bn um 66 %. Die Lösungskonzentrationen betragen 0,13 mg Cd, 12,4 mg Pb und 13,5 mg Zn/l. Nach alleinigem Zusatz von 50 mg Cd/kg (Cd1) und 500 mg Zn/kg (Zn) konnten dagegen bei wesentlich geringeren Konzentrationen von 0,018 mg Cd und 6,55 mg Zn/l 15 % (Cd1) und 44 %ige (Zn) DHA-Verluste nachgewiesen werden. Bei einer Lösungskonzentration von 0,45 mg Cd/l (Cd2) betrug die DHA-Hemmung in der Braunerde 19 Bn 30 %, 4,12 mg Zn/l bewirkten einen Aktivitätsrückgang von 25 %. Dagegen hemmten 0,67 mg Cd/l + 0,05 mg Pb/l + 8,55 mg Zn/l im Gemischansatz mit 45 % die DHA wesentlich weniger als aufgrund der löslichen Metallanteile erwartet werden konnte. Im Boden 116 Bn reduzierten 0,89 mg Pb/l (Pb3) die DHA um 33 %, während 1,29 mg Pb/l im Gemisch mit 0,03 mg Cd/l und 0,02 mg Zn/l eine 30 %ige DHA-Hemmung hervorriefen.

Die Versuche mit den Böden 8 Zn, 23 Rn, 9 Ln und 33 Ln lieferten keine Hinweise für antagonistische Wirkungen. Die stärkeren DHA-Hemmungen nach Zugabe des Schwermetallgemisches lassen sich allein mit der Zunahme der Cd-Konzentrationen in den Perfusionslösungen belegen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die Metalle Cadmium, Blei und Zink antagonistisch wirkten. Antagonistische und synergistische Kombinationswirkungen von Schwermetallen wurden vielfach an Mikroorganismen in Reinkulturversuchen (BABICH u. STOTZKY 1980, 1983) beobachtet. Als Erklärungen für antagonistische Wirkungen werden diskutiert: Gegenseitige Behinderung der Metalle bei der Bindung an die Zelloberfläche, beschleunigte Ausscheidung bereits vorhandener Depots toxischer Metalle und Verminderung der toxischen Wirkung im Organismus. Die Wirkungsmechanismen sind allerdings noch weitgehend ungeklärt.

Danksagung

Für die finanzielle Unterstützung der Arbeit danke ich dem Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. Die Untersuchungen wurden am LS Bodenkunde und Bodengeographie der Universität Bayreuth durchgeführt. Dafür möchte ich Herrn Prof. Dr. Zech danken.

Literatur

- BABICH, H. & G. STOTZKY (1980): CRC Critical Reviews in Microbiology, 8, 99-145.
BABICH, H. & G. STOTZKY (1983): in NRIAGU, J.O. (Ed.): Aquatic Toxicology. Kap. 1 S. 2-46. John Wiley and Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto.
THALMANN (1968): Landw. Forsch. 21, 249-259.
WILKE (1982): Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 145, 52-65.
WILKE, B.-M. & A.B. KEUFFEL (1988): Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151, 399-403.

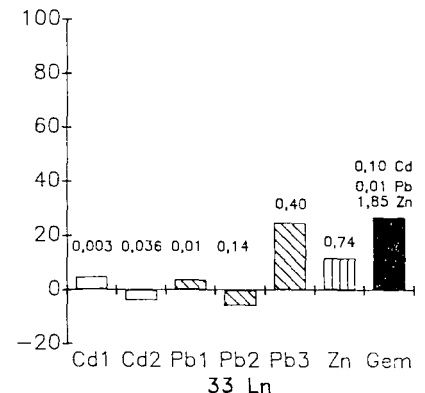
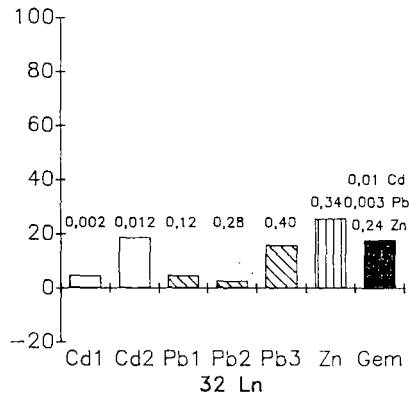
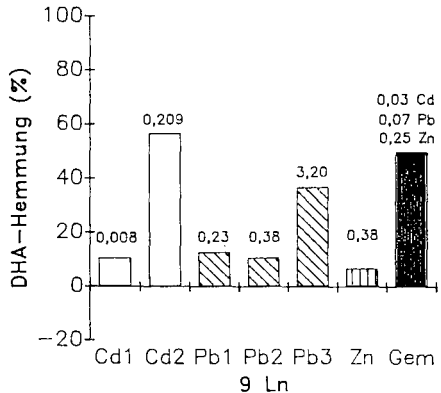
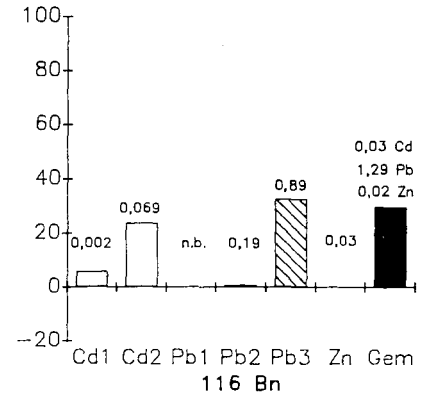
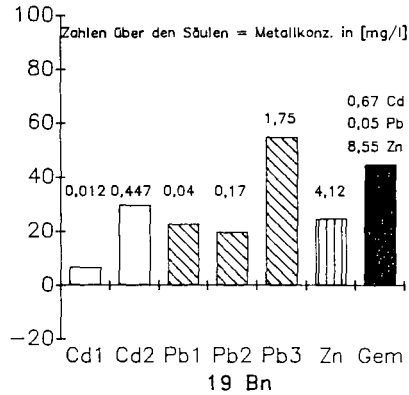
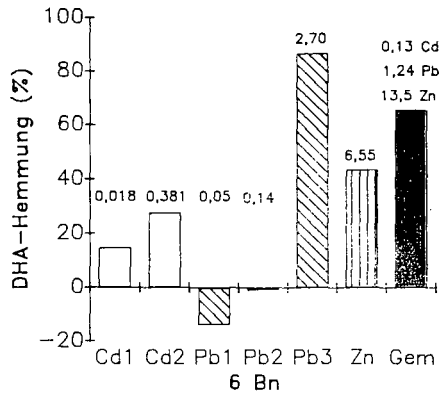


Abb. 1: DHA-Hemmungen von Braunerden (6 Bn, 19 Bn, 116 Bn) und Parabraunerden (9 Ln, 32 Ln, 33 Ln) nach Zugabe von Blei, Cadmium und Zink einzeln und im Gemisch Cd 1 = 50 mg/kg, Cd 2 = 200 mg/kg, Pb 1 = 500 mg/kg, Pb 2 = 1000 mg/kg, Pb 3 = 4000 mg/kg, Zn = 500 mg/kg, Gem = 50 mg Cd + 1000 mg Pb + 500 mg Zn/kg

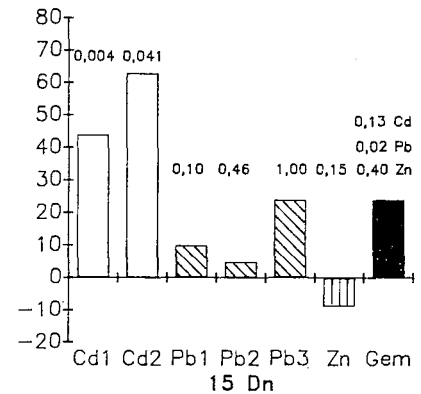
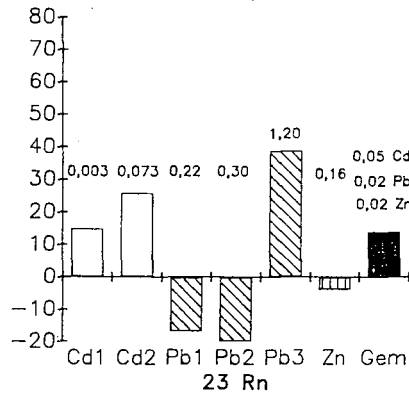
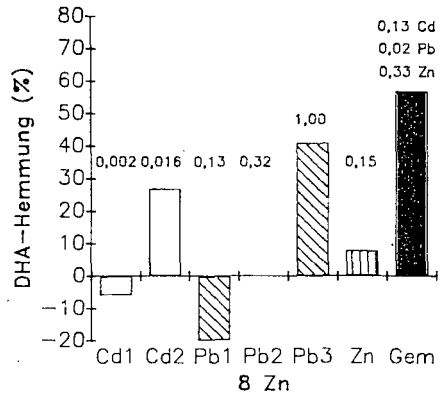
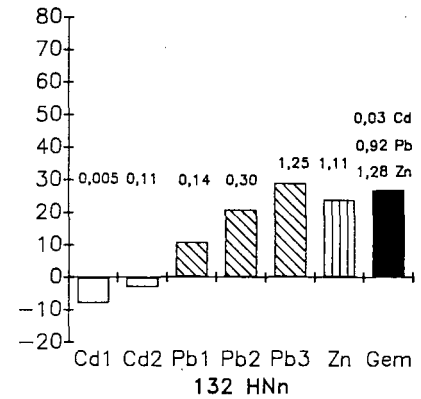
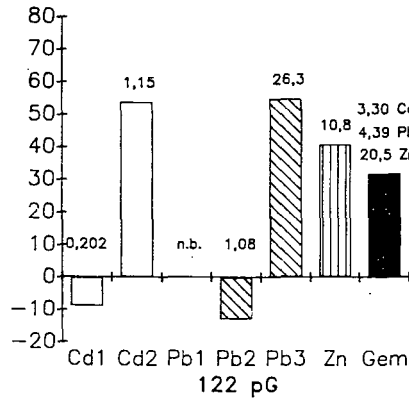
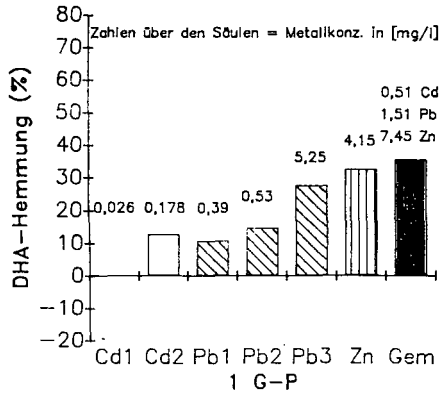


Abb. 2: DHA-Hemmungen eines Gley-Podsols (1 G-P), eines pods. Gleys (122 pG), eines Niedermoores (132 HNn), einer Pararendzina (8 Zn), einer Rendzina (23 Rn) und eines Pelosols (15 Dn) nach Zugabe von Blei, Cadmium und Zink einzeln und im Gemisch. Belastungen s. Abb. 1

Stabilisierung organischer Substanz im Boden durch die Aktivität von Regenwürmern

FRANK ZIEGLER *)

Einleitung - Versuchsansatz - Methoden

Im Mittelpunkt der vorliegenden Studie steht die Frage nach Zusammenhängen zwischen der Aktivität von Regenwürmern, der Bildung organo-mineralischer Komplexe und dem Abbauverhalten der organischen Substanz. Diese Beziehungen wurden im Laborversuch überprüft. Hierzu erfolgte die **Inkubation von Buchenstreu und Gerstenstroh** (n=5) **mit künstlichem Bodenmaterial** (Gemenge aus Basalmehl, Ca-Bentonit, Quarzsand und Kalk) über 179 bzw. 446 Tage bei 20°C und 70% Wasserkapazität **in Gegenwart und Abwesenheit von Lumbriciden** (*Eisenia fetida* SAV.). **Organo-mineralische Komplexe** wurden als Anteil der Dichtefraktion 1.6-2.4 g cm⁻³ quantifiziert. Der Berechnung der **Abbauraten** k (% d⁻¹) der organischen Substanz lag eine lineare Funktion des Typs $(1 - A_1 / A_0) \cdot 100 = k \cdot t$ zugrunde.

Resultate - Diskussion - Schlußfolgerung - Ausblick

Abb. 1 illustriert die Beziehung zwischen der Abbauraten von Buchenstreu (ohne bzw. mit *E. fetida*: 0 - 179 Tage, **B1** bzw. **BW1**; 179 - 446 Tage, **B2** bzw. **BW2**) und Gerstenstroh (ohne bzw. mit *E. fetida*: 0 - 179 Tage, **S1** bzw. **SW1**; 179 - 446 Tage, **S2** bzw. **SW2**) und dem Anteil an organischer Substanz (OS) in organo-mineralischen Komplexen (OMK). Bei Ausschluß der Makrofauna geht mit voranschreitender Zersetzung und dem Aufbau von OMK stets eine Verringerung der Abbauraten einher. In Gegenwart von Regenwürmern überlagern sich die allgemein abbauförderliche Wirkung der Tiere (verstärkte Zerkleinerung, Durchmischung und Belüftung etc.) und ein Prozeß der Stabilisierung. Der "Umschlagpunkt" für den Regenwurm-Effekt liegt im Bereich 30-40% der organischen Substanz in organo-mineralischen Komplexen.

Regenwürmer begünstigen demnach zum einen die **mikrobielle Umsetzung** von Pflanzenresten, **fördern** zum anderen den **Aufbau stabiler** organo-mineralischer **Komplexe** und **steuern über beide Prozesse die Abbauraten** der organischen Substanz im Boden.

Eine Ausdehnung des experimentellen Ansatzes auf weitere organische Substrate und andere Regenwurmartens wird in naher Zukunft ins Auge gefaßt.

*) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, D-W-8580 Bayreuth.

Beziehung zwischen dem Anteil an OS in organo-mineralischen Komplexen und ihrer Abbaurrate:

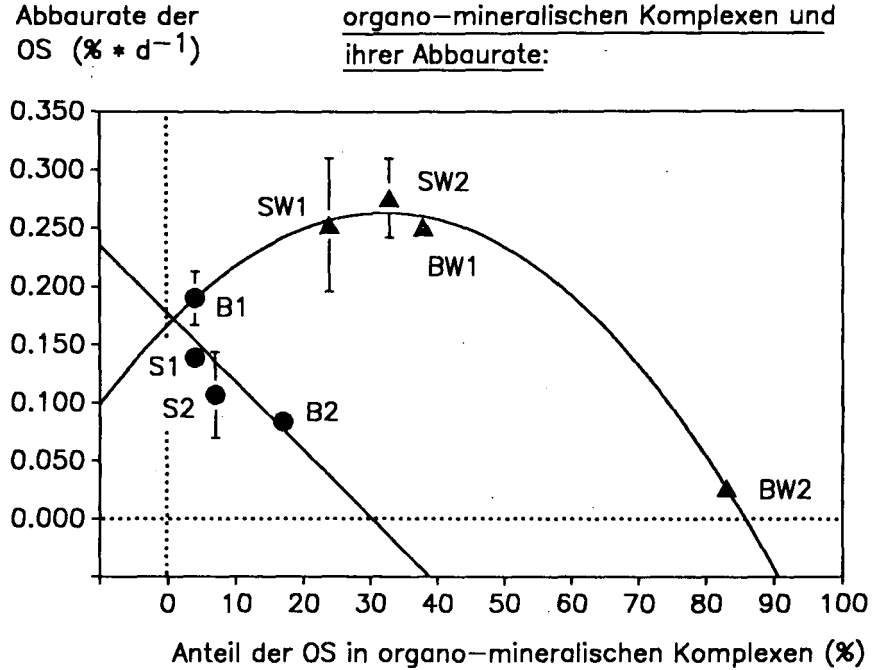


Abb. 1: Beziehung zwischen der Abbaurrate von Buchenstreu und Gerstenstroh in Gegenwart und Abwesenheit von Regenwürmern und dem Anteil an organischer Substanz in organo-mineralischen Komplexen.

Regenwürmer in den verschiedenen Substraten hervorriefen, wurden täglich fotografiert. In Anlehnung an TROLLDENIER (1988) bestand das Substratangebot aus Agarmedien, die jeweils mit einem Indikator angereichert waren.

Redoxpotential. FeSO₄-Medium: 5 mM FeSO₄ x 7 H₂O; 1,0 g/l CaCO₃; 1,5 % Agar; pH 6,0. FeS-Medium: 5 mM FeSO₄ x 7 H₂O; 2 mM Na₂S; 0,5 g/l CaCO₃; 1,5 % Agar; pH 7,2. Um Redoxpotential und Farbumschlag während des Versuches miteinander korrelieren zu können, wurde ein Teil der Medien gesondert unter starkem Rühren oxidiert. Die Spannung wurde mit einer Ag/AgCl-Bezugselektrode gemessen und auf E_h der Standard-Wasserstoffelektrode umgerechnet. Anhand einer Pipettenfüllung wurde jeweils die Farbe bestimmt (Pipettendurchmesser ≈ Küvettendicke).

pH-Wert. Medium 1: 0,1 g/l Bromthymolblau Natriumsalz (pH 6,0 gelb - pH 7,6 blau); 1,5 % Agar; pH 5,1. Medium 2: 0,1 g/l Methylrot Natriumsalz (pH 4,4 rot - pH 6,2 gelborange); 1,5 % Agar; pH 4,2. Die Anfangs-pH-Werte wurden durch Ansäuern mit Eisessig erreicht. Zusätzlich wurde der pH-Wert von Regenwurmschleim gemessen. Hierzu wurden 18 Individuen *A. caliginosa* und 10 Individuen *L. terrestris* leicht zwischen Filterpapier gerieben, ohne daß Kot mit aufgenommen wurde. Nach Zerreißen des verschleimten Papiers wurden die Schnipsel in einer 3 M KCl-Lösung aufgeweicht und 1 h verrührt. Dann wurde mit einer pH-Elektrode gemessen.

Nach dem Erstarren der Medien in den Küvetten wurde die Agaroberfläche jeweils mit Paraffin bis auf ein freies Mittelstück überschichtet, um frühzeitige Oxidation mit Luft-O₂ zu vermeiden und die Tiere zum Eingraben in der Substratmitte zu veranlassen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Das Agarmedium ist auch für Versuche mit Regenwürmern ein geeignetes Substrat, das sofort angenommen wird, wie vorherige Tests ohne Zusätze zeigten.

Redoxpotential. Niedrige Redoxpotentiale können im Boden rasch bei Wassersättigung verbunden mit erhöhtem Gehalt an organischer Substanz auftreten (z.B. Pseudogleye). Tab. 1 und 2 geben Auskunft über den Oxidationsverlauf um das Gangsystem bei FeSO₄ und FeS für beide Arten. Häufiges Auf- und Abkriechen im Gang steigert die Ventilation, wodurch der Eintrag von Luft-O₂ erhöht wird. Das bewirkt eine schnellere Oxidation in der Gangwand. Bei einer künstlich gebohrten Röhre ohne Wurm erfolgt die Oxidation sehr viel langsamer. Der Regenwurm vermag sich durch sein Verhalten vor der Toxizität reduzierter Substanzen zu schützen.