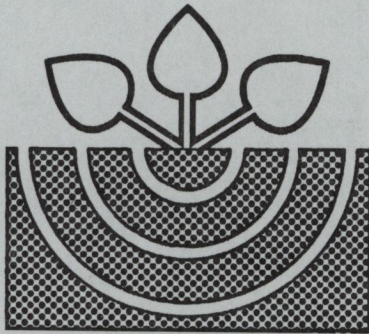


MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 88
1998

ISSN - 0343-1071

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Unredigierte Mitgliederinformationsschrift

Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung der jeweiligen Autoren

MITTEILUNGEN

DER

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN

GESELLSCHAFT

Band 88

1998

MITTEILUNGEN

DER

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

REFERATE

Gemeinsame Tagung der AG Bodenökologie, des AK Humusformen und der Kommission IV
zum Thema: „Bodenökologie von Feuchtgebieten“
22. bis 23. Mai 1998 in MÜNCHENBERG

REFERATE

Gemeinsame Tagung der Kommissionen II und IV: Referate zum Thema: Grenzflächen-
und Kolloidchemie“
09. bis 11. September 1998 in JÜLICH

REFERATE

Tagung zum Thema: „Nutzung der Bodenschätzung zur Bewertung von Bodenfunktionen und
für Bodenschutzplanungen“ der AG Bodenschätzung und Bodenbewertung
30. September 1998 und 1. Oktober 1998 in FRANKFURT

REFERATE

Arbeitsstreffen der AG Ungesättigte Zone zum Thema „Wasser- und Stofftransport in Böden“
01. und 02. Oktober 1998 in REINHAUSEN/Göttingen

REFERATE

der DBG-Mitglieder von der Tagung „175 Jahre Deutsche Geologische Gesellschaft
06. bis 10. Oktober 1998 in BERLIN

REFERATE

Tagung zum Thema „Qualitätsziele für den nichtstofflichen Bodenschutz“ der AG Bodenschutz
03. und 04. November in JENA

REFERATE

Tagung zum Thema „Definition der Guten Fachlichen Praxis (§ 17 BBoSCHG) aus der Sicht der
Bodenerosion“ der AG Bodenerosion
04. und 05. November 1998 in JENA

Band 88

1998

INHALT

Band 88

Seite

GEMEINSAME TAGUNG der AG BODENÖKOLOGIE, des AK HUMUSFORMEN und der KOMMISSION IV

Bodenökologie am ZALF

JOSCHKO,M.	Forschung zur Bodenökologie am ZALF Münchenberg	3
------------	---	---

Bodenökologie von Feuchtgebieten

Spurengasemissionen aus Feuchtgebieten

AUGUSTIN,J., MERBACH,W., KÄDING,H., SCHALITZ,G., SCHMIDT,W.	Nordostdeutsche Niedermoore als Quelle und Senke klimarelevanter Spurengase	7
ESCHNER,D., SIEWERT,V., SAUERBREY,R.	Einfluß von Torfart und Zersetzungsgrad auf Lachgas- und Methanemissionen	11
FIEDLER,S., ADAM,K., SOMMER,M., STAHR,K.	CO ₂ - und CH ₄ -Emissionen aus Böden entlang eines Feuchtgradienten im südwestdeutschen Alpenvorland	15
GIANI,L., DITTRICH,K., KRÖMER,P., MARTSFELD- HARTMANN,A., PETERS,G. WÖBKEN,A.	Methandynamik in Salzmarschen (Rohmarschen; Salic Fluvisols) der deutschen Nordseeküste	19
KAMP,T., STEINDL,H., WILD,U., PFADENHAUER,J., MUNCH,J.C.	Flußraten der klimarelevanten Spurengase CO ₂ , CH ₄ und N ₂ O während der Renaturierung eines degradierten Niedermoorstandortes - Ergebnisse eines Laborversuchs -	23
MERBACH,W., KALETTKA,T., AUGUSTIN,J.	Lachgas- und Methanemissionen aus den Uferzonen eutrophierter Sölle Nordostdeutschlands	27

MEYER,K., HÖPER,H.	C-Spurengashaushalt bei vollständigem Überstau eines flachen Niedermooses in Niedersachsen (Beitrag einzelner Niedermoorhorizonte zur Methan- und Kohlendioxidfreisetzung)	31
MÜNCHMEYER,U., AUGUSTIN,J.	Netto-N-Mineralisierung und N ₂ O-Emissionen auf unterschiedlich genutzten Niedermoorstandorten in Nordost-Deutschland	35
PFEIFFER,E.-M.	Freisetzung klimarelevanter Spurengase aus hydromorphen Böden naturnaher und genutzter Feuchtgebiete	39
WAGNER,D., PFEIFFER,E.-M.	Methanbildung in Marschböden und verschiedenen texturierten Modellböden unter aeroben Bedingungen	43
WELL,R., MEYER,K.	Direkte Messung gasförmiger Denitrifikationsprodukte in hydromorphen Böden: Konzept, Methodik und erste Ergebnisse	47

Management von Feuchtgebieten und bodenökologische Prozesse

Niedermoore

BEHRENDT,A.	Untersuchungen zur Zellulosezersetzung in entwässerten und wachsenden Mooren	51
GENSIOR,A., ZEITZ,J.	Einfluß einer Wiedervernässungsmaßnahme auf die Reaktivierung der Stoffsenkenfunktion eines degradierten Niedermooses im Landschaftshaushalt	55
HÖPER,H.	Stickstoff- und Kohlenstoffmineralisation in landwirtschaftlich genutzten Niedermooren	59
KALBITZ,K., RUPP,H., MEISSNER,R., BRAUMANN,F.	Renaturierung von Niedermoorböden durch steigende Grundwasserstände - Chancen und Risiken für Boden und Wasser	63
SCHINDLER,U., DIETRICH,O.	Untersuchungen zur Wasserspeicherdynamik auf einer wiedervernässten Niedermoorfläche	67
SCHLEUSS,U., TRE- PEL,M., WETZEL,H., KLUGE,W., SCHIMMING,C.-G.	Wechselwirkungen zwischen Hydrologie und Nährstoffhaushalt unterschiedlich genutzter Niedermoorökosysteme	71

WILD,U., PFDENHAUER,J., THEUERKORN,W., LENZ,A., KAMP,T.	Rohrkolbenanbau als Nutzungsalternative für degradierte Niedermoore	75
--	--	----

Marschen

SCHREIBER,K.-F.	Feuchtgrünlandmanagement in der Weser- marsch im Niedervieland bei Bremen. 1.Projektvorstellung	79
ERBER,C., FELIX- HENNINGSEN,P.	Feuchtgrünlandmanagement in der Weser- marsch im Niedervieland bei Bremen. 2.Standorteigenschaften und Auswirkungen der Überstauung auf den Boden	81
SCHREIBER,K.-F., KUNDEL,W.	Feuchtgrünlandmanagement in der Weser- marsch im Niedervieland bei Bremen. 3.Auswirkungen der Überstauung auf die Ve- getation	85
HANDKE,K.	Feuchtgrünlandmanagement in der Weser- marsch im Niedervieland bei Bremen. 4.Auswirkungen der Überstauung auf die Fauna	91

Auen

FLEMMING,A., GRÖNGRÖFT,A., SCHWARTZ,R., MIEHLICH,G.	Die Bedeutung des Grabensystems für den Wasserhaushalt eingedeicherter Auen - Untersu- chungsgebiet Lenzen, Mittelelbe	95
HIEROLD,W., HÖHN,A., PRIETZSCH,C., SCHALITZ,G.	Typisier- und Regionalisierbarkeit von Auen- böden und ihren stofflichen Belastungen - ein Managementansatz für das „Untere Odertal“	99
HÖFLICH,G., TAUSCHKE,M., SCHALITZ,G., JOSCHKO,M., HÖHN,A.	Mikrobielle und zoologische Aktivitäten in Überflutungspoldern der Unteren Oder vor und nach dem Oderwasser 1997	103

Organische Substanz und Bodenorganismen in Feucht- gebieten

ELLERBROCK,R.H., HÖHN,A.	Charakterisierung organischer Bodensubstanz von Auen- und Moorböden	105
-----------------------------	--	-----

GRAEFE,U.	Annelidenzönosen nasser Böden und ihre Einordnung in Zersetzergesellschaften	109
-----------	--	-----

Verschiedenes

BECKER,H., PFEIFFER,E.-M.	Kleinräumige Varianz der Pflanzlichen Biomasse in arktischen Tundren am Beispiel des Levinson-Lessing-See Gebietes, Taimyr-Halbinsel/Sibirien	113
KALETTKA,T., RUDAT,C.	Stoffakkumulation und -dynamik von wasserführenden Söllen des Jungpleistozäns Brandenburgs	117
OPP,C.	Bodenökologische Aspekte dauerfrostbeeinflusster Standorte in der Mongolei	121

Humusformen

BROLL,G., MILBERT,G., BELOTTI,E.	Der Bodenwasserhaushalt als ein Kriterium für die Klassifikation von Humusformen	125
FÜLLGRAF,Th., BRAUCHMANN,H.-J., BROLL,G.	Kriterien für die Ansprache von Humusformen extensiv genutzter Feuchtgrünlandstandorte im Münsterland	129
MILBERT,G., BROLL,G.	Diskussionsvorschlag zur Gliederung der Humusformen unter Berücksichtigung von Bodenwasserhaushalt und Nutzung	133
SCHWERDTFEGER,G., URBAN,B.	Die Ansprache des Unterbodens auf Ackerstandorten leichter Sandböden	137

Bodenqualitätsziele

(Nachtrag zur Sitzung der AG Bodenökologie auf der Jahrestagung in Konstanz 1997. Die Artikel von KRATZ,W. et al., RÖMBKE,J. et al. und BROLL,G. sind bereits im Band 85 der Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft erschienen)

RÜCK,F.	Bodenqualitätsziele für den Schutz der Resource Boden	141
ECKERT,H.	Zur Eignung von Bodenqualitätszielen für die landwirtschaftliche Praxis	145
KRATZ,W., BROSE,A., PIEPER,S.	Bodenqualitätsziele aus der Sicht der Bodenzoologie. Ökotoxikologische Bewertung von BaP für den Bereich der Vorsorge am Beispiel von Rieselfeldböden. Mitt.Dtsch.BodenkdI.Ges.85: 1591-1594	--

NECKER,U.	Bodenqualitätsziele aus der Sicht der Bodenmikrobiologie	149
RÖMBKE,J., BECK,L., FÖRSTER,B., RUF,A.	Ein Instrument zur Entwicklung von Bodenqualitätszielen: Das BBSK-Konzept. Mitt.Dtsch.BodenkdI.Ges. 85: 1599-1602	--
BROLL,G.	Bodenqualitätsziele, Ergebnisse einer Podiumsdiskussion. Mitt.Dtsch.BodenkdI.Ges. 85: 1575-1578	--

GEMEINSAME TAGUNG der KOMMISSIONEN II und IV

Grenzflächen- und Kolloidchemie

AMME,M.D.	Spektroskopische Aufklärung von Grenzflächenreaktionen als Grundlage für die geochemische Modellierung von Sorptionsphänomenen	155
BASSMANN,F., SÉQUARIS,J.-M., NARRES,H.-D., SCHWUGER,M.J.	Wechselwirkungen wasserlöslicher Polymere mit Bodenmineralien: Adsorption in Mischsystemen	159
BIRKEL,U., NIEMEYER,J., SEEGER,B., GEROLD,G.	¹³ C-NMR spektroskopische Untersuchungen zur abiotischen Reaktion von Phenolen und PAK an Tonmineralien	163
BISCHOFF,W.-A., KAUPENJOHANN,M.	Sorption von Atrazin an Böden und Bodenkomponenten - eine thermodynamische Betrachtung	167
CHRISTL,I., KRETZSCHMAR,R., STICHER,H.	Competitive Sorption of Cu ²⁺ and Pb ²⁺ to Colloidal Hematite	169
FISCHER,L., BRÜMMER,G.W., BARROW,N.J.	Zur Kinetik der Sorption von Schwermetallen an Bodenkomponenten. I.Sorptions-und Diffusionsprozesse an/in Goethitpartikeln	171
GALLÉ,T., SCHMITT,J., BIERL,R., NIEMEYER,J.	Kinetische Strukturaufklärung von Oberflächenreaktionen mit ATR-FTIR am Beispiel der Sorption/Oxidation einer Carbonsäure	175
HADELER,A., ISENBECK- SCHRÖTER,M.	Transportverhalten von Zink - Säulenversuche und ihre Modellierung	179

HAMER,M., MIDDENDORF,C., BRÜMMER,G.W.	Kinetik und Mechanismen der Protonenpufferung an Mineraloberflächen	183
HUBER,N., BAUMANN,T., NIESSER,R.	Kinetik des Stofftransports an anorganischen Kolloiden	187
KEPPLER,J., BRÜMMER,G.W.	Zur Kinetik der Sorption von Schwermetallen an Bodenkomponenten. II.Sorptions- und Diffusionsprozesse in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes	191
KHALAF,M., KLUMPP,E., SEQUARIS,J.-M., NARRES,H.-D., SZEKERES,M., TOMBÁCZ,E., DÉKÁNY,I.	Organic Surface Modification of Soil Minerals, Uptake of Pyrene by Aluminat/Polyelectrolytic/Cationic Surfactant Complexes	195
KLEBER,A., MAILÄNDER,R.	Veränderungen in Mineralböden relativ zum Ausgangssubstrat am Beispiel der Bindungsformen des Bleis	199
KOVACEVIC,D., POHLMEIER,A., ÖZBAS,G., KALLAY,N.	The Adsorption of Lead Species on Goethite	203
KRETZSCHMAR,R.	Untersuchung der Aggregation von Bodenkolloiden mit dynamischer Lichtstreuung	207
LANG,F., KAUPENJOHANN,M.	Einfluß von Kohlenstoffbelegung auf die Mo-lybdän Freisetzung von Eisenoxiden	209
LEWANDOWSKI,H.	Kalorimetrie: Eine Meßmethode zur Untersuchung von Adsorptionsprozessen	213
MÜLLER,J., SEILER,K.-P.	Der Einfluß von Alterungsprozessen bei der Lagerung von Pyritabbränden auf das Auslaugungsverhalten und den Bindungscharakter von Schwermetallen	217
ÖZBAS,G., POHLMEIER,A.	Gleichgewicht und Kinetik der Bindung von Pb^{2+} an Goethit	221
RIEBE,B., DULTZ,St., BORS,J.	Einfluß der Tensidanlagerung an aufweitbare Dreischichtsilicate auf die Adsorption von Radionukliden	225
SCHEUNERT,I., ARMSTROFF,A., SCHROLL,R., BUDZIKIEWICZ,H.	Verhalten des Herbizids Isoproturon an der Grenzfläche Boden/Luft in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften	229

SCHLABACH,S., TECHMER,K., HEYDEMANN,H., HEINRICHS,H.	Experimentelle Untersuchungen von Verwitterungsprozessen in Böden	233
SCHMIDT,M.W.I., KNICKER,H., KÖGEL- KNABNER,I.	Stabilization of soil organic matter in Alisol and Podzol by organo-mineral association	237
SIEWERT,Chr.	Grundlagen und experimentelle Ansätze zur Quantifizierung kolloidaler Eigenschaften von Humusstoffen sowie erste Ergebnisse ihrer Anwendung	241
THIEME,J., NIEMEYER,J.	Röntgenmikroskopie von Huminkolloiden	243

TAGUNG der AG BODENSCHÄTZUNG und BODEN- BEWERTUNG

Nutzung der Bodenschätzung zur Bewertung von Bodenfunktionen und für Bodenschutzplanungen

ENGEL,E.	Aufgaben des Bundesfinanzministeriums bei der Bodenschätzung	249
KÜHNER,Chr.	Stand der Digitalisierung der Bodenschätzungs-ergebnisse in Deutschland	253
WAGNER,J.	Die Bodenschätzung in Österreich	257
KEIL,B., KREUTZ,O.	Der institutionelle Aufbau der Bodenschätzung	261
HARRACH,T.	Nutzung der Bodenschätzungsdaten für nicht-steuerliche Zwecke - Chancen und Grenzen in Mittelgebirgslandschaften -	265
EMMERICH,K.-H., HARRACH,T., KEIL,B.	Beschreibung und Bewertung von Musterstücken der Bodenschätzung und Bodendauerbeobachtungsflächen an zwei Beispielprofilen aus der Wetterau	269
PETER,M., SIEBERT,S.	Nutzung der Bodenschätzung in der hessischen Praxis des Boden- und Gewässerschutzes - Möglichkeiten und Grenzen	273

WELTNER,K.	Auswertung der Bodenschätzung am Beispiel eines Lößgebietes am Berger Rücken (Maintal)	277
CAPELLE,A., AHLERS,E.	Zum Abgleich der Ansprache von Bodenprofilen nach dem Bodenschätzungsgesetz und der Kartieranweisung des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung	281
SAUER,S.	Erstellung eines regionalen Übersetzungsschlüssels zur Ableitung von Bodenkennwerten aus Bodenschätzungsdaten	285
LAMP,J.	Auswertung des Erosionsgrades und -Trends von Bodenlandschaften aus Grablochdaten	289
DIEMANN,R.	Auswertung der Bodenschätzung für das Gebiet der neuen Bundesländer	293
THIERE,J., LAACKE,L., LENTZ-WOROBJEW,M., LORENZ,S.	Vergleichende Kennzeichnung und Beurteilung von Gemeinden, Landkreisen und Regionen des Landes Brandenburg nach Bodenarten der Bodenschätzung	297
WALLBAUM, BLASER, HEINEKE, SCHULTZ- STERNBERG	Nutzung der Bodenschätzung beim Aufbau von Bodeninformationssystemen in den Ländern	301
GUTTECK,U., WIENROTH,W., WALLBAUM,E.	Projekt „Digitalisierung von Altdaten der Bodenschätzung“ im Land Sachsen-Anhalt	307
HARTMANN,K.-J., FINNERN,J., CORSEN,E.	Verfahrensvergleich zur Bewertung der Bodenfunktion „Ausgleichskörper im Wasserkreislauf“ auf Basis von Bodenschätzungsdaten	311
EMMERICH,K.-H., LÜGER,K.	Grundsätze der Bewertung von Daten der Boden-Dauerbeobachtung am Beispiel von Stoffvorräten	315
GIANI,L., KRAUSE,G., PETERS,A.	Übertragbarkeit des baden-württembergischen Leitfadens zur Bodenbewertung auf Böden Niedersachsens	319
HIEROLD,W., MICHEL,R.	Bodenschätzung und Bodenschutz in Brandenburg	323
EMMERICH,K.-H.	Boden-Dauerbeobachtung in Hessen	327
EMMERICH,K.-H., KEIL,B.	Schnittstelle Bodenschutz. Musterstücke der Bodenschätzung und Boden-Dauerbeobachtungsfläche. Ein Beispiel aus Hessen für Synergie in der Verwaltung	331

SIEWERT,Chr.	Vorschläge für eine zukünftige Erweiterung der Bodenbewertung	335
GABANY,H.	Bodenbewertung in Planungs- und Zulassungsverfahren - Auswirkungen des Bundesbodenschutzgesetzes -	337
JESSEN-HESE,V.	Bodenbewertung in der Bauleitplanung	341
ERDMANN,K.	Bodenbewertung für Flurbereinigungsplanungen auf der Grundlage digitaler Bodenschätzungsdaten im Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS)	345
MÖLLER,D.	Von der Standortbewertung zur regionalen Landnutzungsplanung: Das Modellsystem ProLand	349
PFEIFFER,E.-M., KEIL,B., ALTERMANN,M.	Nutzung der Bodenschätzung zur Bewertung von Bodenfunktionen und für die Bodenschutzplanungen. - Eine erste Bilanz zur Fachtagung im September 1998 in Frankfurt am Main	353

ARBEITSTREFFEN der AG UNGESÄTTIGTE ZONE

Wasser - und Stofftransport in Böden“

DATHE,A., WALTER,N., EINS,S., GEROLD,G.	Bildanalytische Charakterisierung des Porenraums im Boden im Vergleich mit hydraulischen Prozeßparametern	359
GERNANDT,P.	Räumliche Differenzierung der Sickerwasserströme in Sandboden-Modellen	363
HAFERKORN,U., KNAPPE,S.	Austrag von Wasser und gelösten Inhaltsstoffen aus natürlich gelagerten Böden in Lysimetern in Abhängigkeit vom Grad der Wassersättigung des Bodens	367
NORDMEYER,H.	Bedeutung des präferentiellen Flusses von Wasser in Böden für die Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln	371
SCHALLER,G., BIEHER,M., POSSCHNER,J.	Transport von Radionukliden in Deponien und im Grundwasser	375

SIEBNER,C.	Lysimetermessungen und Geländeaufnahmen zur Charakterisierung des Wasser- und Stoffhaushaltes einer Röt-Pelosol-Landschaft	379
------------	--	-----

TAGUNG „175 Jahre Deutsche Geologische Gesellschaft“

ALTERMANN,M., FREUND,K.-L., KEIL,B., KÜHNER,Chr.	Die Bodenschätzung in Deutschland - deren Inhalte und Auswertungsmöglichkeiten für geologische Fachdisziplinen	385
BÄUMLER,R.	Zum Ausmaß der Verwitterung begrabener Böden aus pleistozänen Ablagerungen in Beziehung zur Landschafts- und Klimageschichte S-Kamtschatkas, Rußland	389
BECKER,C., KÜHNEL,M.	Der Einfluß von Elektrolytlösungen auf das Quellen von Tonen	393
BERGER,W., FISCHER,H.	Anforderungen an die Probenahme und Probenvorbehandlung schadstoffbelasteter Böden für die Kontaminationsbewertung	397
BÖTTCHER,J.	Anforderungen an die Beprobung im Hinblick auf die statistische Analyse räumlich variabler Stoffgehalte in Böden	401
ECKARDT,J., BERGER,W.	Vor-Ort-Untersuchungen - ein Beitrag für eine zuverlässige Bewertung kontaminierter Standorte	405
GÜNSTER,N., SKOWRONEK,A.	Fossile Paläoböden als Indizes der pliozänen und pleistozänen Klimaentwicklung im westlichen Mittelmeerraum	409
HAASE,D., KRÜGER,A., SCHNEIDER,B., NEUMESITER,H.	Auswirkungen immissionsbedingter Stoffeinträge auf Säurestatus und Stoffgehalte stadtnaher Auwaldböden. - Methodische Aspekte der räumlichen Erfassung von Ökosystemparametern und Ergebnisse aus Simulationsversuchen	413
HENNINGS,V.	Einfluß verschiedener Verfahren der Aggregation auf die Güte bodenkundlicher Auswertungskarten	417
JANSKY,H.-J., BERGER,W., NEUMANN,V.	Anforderungen an die geologisch-bodenkundliche und chemische Charakterisierung durch Bodenwäsche zu behandelnder Böden	421

KALBE,U., BERGER,W., ECKARDT,J., BREU,J., KERZDÖRFER,H.	Erste Ergebnisse von Laboruntersuchungen zur langfristigen Beeinflussung von tonigen Barrieren durch organische Schadstoffe	425
KÜHN,D., ALTERMANN,M.	Die bodenkundliche Substratansprache und ihre Nutzung für geologische Aufgaben	429
KUZYAKOV,Y., ADAM,K., STAHR,K.	Beitrag der Rhizosphäre von Lolium perenne zur Bodenatmung	433
KZUYAKOV,Y., KUZYAKOVA,I., RÜHLMANN,J., SCHULER,H.-M.	Räumliche Abhängigkeit des C _r -Gehaltes eines Decksandes von Mikrorelief und Tiefe des an- stehenden Geschiebemergels	437
MEUSER,H.	Identifikation und Schadstoffpotential von Schlacken und Aschen in Altablagerungen	441
RENGER,M., HOFFMANN,C., MEKIFFER,B., STOFFREGEN,H., WESSOLEK,G.	Belastungen und Gefährdungspotentiale urbaner Böden	445
SEMMELE,A.	Zur paläopedologischen Gliederung des älte- ren Würmlösses in Mitteleuropa	449
SIEWERT,Chr.	Erste experimentelle Ansätze zur Bewertung von Böden als Indikator ökosystemarer Ent- wicklungstendenzen	453
STAHR,K.	Potentiale der Böden des norddeutschen Quartärs für künftige Landnutzungen	455
TEICHERT,A., BÖTTCHER,J., DUJNISVELD,W.H.M.	Bedeutung der räumlichen Variabilitätsstruktur chemischer Bodeneigenschaften für Stoffkon- zentrationen im Sickerwasser eines Sandbo- dens	459
THIERE,J., ALTERMANN,M.	Das Flächentypenkonzept - eine Methode zur Aggregation von Bodendaten	463
WESSOLEK,G., GERSTENGARBE,F.-W., WERNER,P.C.	A new climate scenario model and its applica- tion for regional water balance studies	467

TAGUNG der AG BODENSCHUTZ

Qualitätsziele für den nichtstofflichen Bodenschutz

LAVES,D.	Begrüßung und einleitende Worte zur Vortragsveranstaltung „Qualitätsziele für den nichtstofflichen Bodenschutz“ am 03./04. November 1998 in Jena	473
TOBIAS,S.	Können die Qualitätsziele des nichtstofflichen Bodenschutzes mit den vorhandenen Instrumenten erreicht werden?	475
JESSEN-HESSE,V.	Qualitätsziele in der „Bodenschutzplanung“	479
ZEITZ,J.	Ein Bewertungsverfahren für die Bodenfunktionen in Niedermooren	483
KREBS,M., MARRETT-FOSSON,M.	Dachbegrüung als Beitrag zum nichtstofflichen Bodenschutz	487
SCHWEIKLE,V.	Rahmenbedingungen für Grenzwerte im nichtstofflichen Bodenschutz	491
FRIELINGHAUS,M., MÜLLER,L.	Stufenweise Indikation der Bodenverdichtung und der Bodenerosion zur Ableitung von Handlungszielen	495
SCHMIDT,J., v.WERNER,M.	Erosionsschutz durch modellgestützte Beratung und Planung	499
SCHMIDT,W.	Schutzmaßnahmen gegen Wassererosion in Sachsen im Sinne guter fachlicher Praxis	503
SEIFFERT,St.	Ansatz zur Bewertung schädlicher Bodenabträge durch Wassererosion im Hinblick auf die Pflichten zur Gefahrenabwehr nach BBodSchG	507
FILIPINSKI,M., MEYER,M., REICHE,E.-W.	Berechnung des Bodenabtrages und die Höhe der Bodeneinträge in die Gewässer im Einzugsgebiet der Farver Au (Schleswig-Holstein)	511
SCHMELCHER,K., HAIDER,J., BOTSCHKEK,J., SKOWRONEK,A.	Sedimentretention von Grasfilterstreifen auf ackerbaulich genutzten Flächen	515
FELDWISCH,N.	Bodenschutz bei der Feldberegnung auf Löß-Standorten	519

MATTHIES,D.	Ein Informationssystem zum bodenschonenden Einsatz von Holzerntemaschinen in der Forstwirtschaft	523
WERNER,D.	Motive und Erfahrungen beim Einsatz bodenschonender und kostensparender Bearbeitungsverfahren - Ergebnisse einer Praxisrecherche in Thüringer Landwirtschaftsbetrieben	527
WIERMANN,C., HORN,R.	Beitrag konservierender Bodenbearbeitungsverfahren für den nichtstofflichen Bodenschutz	531
HIEROLD,W., BORK,H.-R.	Schutz des Bodens als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte	535
LAVES,D.	Schlußwort zur Vortragsveranstaltung „Qualitätsziele für den nichtstofflichen Bodenschutz“ am 03./04. November 1998 in Jena	539

TAGUNG der AG BODENEROSION

Definition der Guten Fachlichen Praxis (§ 17 BBoSCHG) aus der Sicht der Bodenerosion

ELHAUS,D.	Karte der Erosionsgefährdung und Verschlammungsneigung von NRW	545
DEUMLICH,D., THIERE,J., VÖLKER,L.	Abschätzung des Erosionspotentials auf der Basis der MMK - Möglichkeiten und Grenzen	549
GRYSCHKO,R., HÜBENER,D., OTTO,A., LINNENWEBER,Ch., BÖTTCHER,R., JESTAEDT,A.	Entwicklungsplan Nahe. Ausweisung von Vorranggebieten für Erosionsschutz zur Reduzierung des Partikeleintrages in Gewässer und zur Förderung der Niederschlagsrückhaltung	553
FUNK,R., VOELKER,L.	Einschätzung der potentiellen Winderosionsgefährdung in Mecklenburg-Vorpommern im Landesmaßstab mit der Revised Wind Erosion Equation	557
FELDWISCH,N., MOLLENHAUER,K.	Tolerierbarer Bodenabtrag als Funktion der natürlichen Bodenabtragsdisposition	561
FRIELINGHAUS,M., KOCMIT,A., BORK,H.-R., SCHMIDT,R.	Tolerierbarer Bodenabtrag - Grenzen seiner Anwendbarkeit	565

WINNIGE,B., CORZELIUS,U., FRIELINGHAUS,M.	Indikation der aktuellen Erosionsgefährdung mit Hilfe der Bodenbedeckung	569
HIEROLD,W.	Schlaggröße, Heterogenität, Bodenschutz - gute fachliche Praxis?	573
FRIELINGHAUS,M.	Bericht zum Papier der KTBL-Arbeitsgruppe „Bodenbearbeitung und Bodenschutz“	575

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE

**Gemeinsame Tagung der AG Bodenökologie des AK Humusformen
und der Kommission IV zum Thema:**

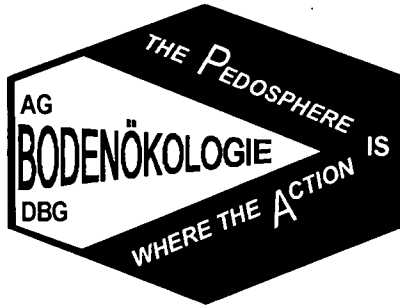
„Bodenökologie von Feuchtgebieten“

22. bis 23. Mai 1998

MÜNCHENBERG

Band 88

1998



Tagung

Bodenökologie von Feuchtgebieten

- Bodenökologische Aspekte

von Mooren, Auen, Marschen und Gleystandorten -

21.-23. Mai 1998

in Müncheberg

gemeinsame Veranstaltung

AG Bodenökologie AK Humusformen
Komm. IV: Bodenfruchtbarkeit und Pflanzenernährung

Forschung zur Bodenökologie am ZALF Müncheberg

von

JOSCHKO, M.

Bodenökologie, die Wissenschaft von den Wechselwirkungen zwischen den biotischen und den abiotischen Bestandteilen des Bodens sowie den Interaktionen zwischen den Organismen (Broll & Körschens 1995), ist für die Landschaftsforschung des ZALF Müncheberg aus mehreren Gründen von Bedeutung. Böden und die in ihnen ablaufenden Prozesse prägen die Landschaft. Bodenökologische Erkenntnisse sind daher Voraussetzung für ein Verständnis der Landschaftsfunktionen. Bodenökologische Forschung liefert auch wichtige Kriterien für die Bewertung von Landnutzungssystemen, denn umweltgerechte und nachhaltige Landnutzungssysteme müssen die Aufrechterhaltung der Bodenfunktionen gewährleisten.

Die bodenökologische Forschung am ZALF, welche schon in den Vorgängerinstitutionen ihren Platz hatte, befaßt sich mit der Aufklärung der Wechselbeziehungen zwischen Boden, Pflanze, Mikroorganismen und Bodentieren in der Agrarlandschaft Nordostdeutschlands unter dem Einfluß der Landnutzung. Ziel dieser Forschung ist, entsprechend der ZALF-Aufgabenstellung, Konzepte für eine adäquate Nutzung und Gestaltung von Landschaften zu erarbeiten.

Die Untersuchungsobjekte der bodenökologischen Forschung im ZALF umfassen Biozönosen und Prozesse im Wurzel-Boden-Kontaktraum, d.h. in der Rhizosphäre. Darüberhinaus werden die Struktur, Funktion und räumliche Verteilung von Bodenorganismengesellschaften in verschiedenen Böden untersucht. In einer noch größeren Skala wird der Wasser- und Stoffhaushalt in Böden verschiedener Ökosysteme analysiert.

Bodenökologische Prozesse sind in der extremen Situation in Ostbrandenburg, die durch sandige, heterogene Böden und geringe Niederschläge gekennzeichnet ist, von großer Bedeutung. So kann für Bodentiere wie auch für Mikroorganismen eine besonders enge Bindung an Bodeneigenschaften angenommen werden. Auch die Symbiosen, wie beispielsweise die Mykorrhiza, sind unter diesen naturräumlichen Gegebenheiten von besonderer Bedeutung.

In sechs von insgesamt sieben Instituten des ZALF sowie in den drei Forschungsstationen wird bodenökologische Forschung betrieben. In Tabelle 1 wurden 27 Projekte bzw. Forschungsthemen zusammengefaßt.

Feuchtgebiete haben in der Landschaft Nordostbrandenburgs trotz der klimatischen Bedingungen eine besondere Bedeutung (Dalchow 1995). Forschung zur Bodenökologie von Feuchtgebieten wird in drei ZALF-Instituten durchgeführt. Bearbeitet werden zum Beispiel Spurengasemissionen und Stoffumsetzungen im Niedermoor (J. Augustin et al.), Stoffakkumulation und Dynamik von wasserführenden Söllen (Kalettka et al.), Wasserhaushalt von Mooren und Niederungsböden (Schindler et al., Müller et al.), Eigenschaften der organischen Substanz aus Auen- und Moorböden (Ellerbrock & Höhn), Auenböden und ihre Typisier- und Regionalisierbarkeit (Hierold et al.), Bodenorganismen in Polderböden (Höflich et al.) und die Zellulosezersetzung in Mooren (Behrendt).

Die Forschung zur Bodenökologie von **Waldböden** betrifft neben Untersuchungen zur organischen Substanz (Ellerbrock et al.) die Arbeiten zur Ektomykorrhiza in Kiefernökosystemen (Münzenberger et al.) Sie konnten zeigen, daß die Mykorrhizierungsrate bei Belastung des Ökosystems durch Industrieemissionen stark reduziert und das Mykorrhizaformenspektrum verändert ist. Daneben wird die Beteiligung anderer phytoeffektiver Mikroorganismen an dieser Symbiose untersucht (Höflich).

Die größte Zahl der bodenökologischen Arbeiten im ZALF sind Untersuchungen im **Ackerboden** - entsprechend der vorrangigen Nutzungsform in der Brandenburger Landschaft. Beispiele aus dem Bereich der Rhizosphärenforschung (Merbach & Wiehe 1995) sind Arbeiten zur Untersuchung der Bedeutung von Rhizosphärenorganismen für ein ressourcenschonendes Pflanzenwachstum (Höflich et al., Remus). Mit neuartigen Methoden (Immunofluoreszenzmikroskopie, Elektronenmikroskopie) wird die Besiedlung unterschiedlicher Pflanzen auch unter Freilandbedingungen untersucht. Ebenfalls zur Rhizosphärenforschung gehören die Arbeiten zur Analyse der mikrobiellen Biomasse im Rhizosphärenraum unterschiedlicher Pflanzenarten in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung (Höflich et al.). Auch Schaderreger werden berücksichtigt (C. Augustin).

Ein Beispiel aus der Feldskala ist ein Projekt, in welchem die bodenökologischen Effekte konservierender Bodenbearbeitung auf sandigen Böden untersucht wird (Joschko, J. Rogasik, Höhn, Seyfarth et al.). Zusätzlich zu langjährigen Feldversuchen in Müncheberg werden Untersuchungen in Praxisbetrieben durchgeführt. Bodenbiologische Untersuchungen werden u.a. mit Untersuchungen des C-/N-Haushaltes sowie des Bodengefüges verknüpft. Die ersten Ergebnisse deuten darauf hin, daß bei Ertragsgleichheit die N₂O-Emissionen bei konservierender Bodenbearbeitung reduziert sind (J. Rogasik et al.).

In einer noch größeren Skala werden im Rahmen einer ZALF-Forschergruppe mit dem Titel "Biologische Parameter des Bodens und der Phyllosphäre entlang eines Transektes im Nordostdeutschen Tiefland: Untersuchung der räumlichen Kovarianz und des räumlichen Kontinuums dieser Parameter und ausgewählter Standortfaktoren" biologische Parameter in ihrer Beziehung untereinander und im Hinblick auf abiotische Standortfaktoren untersucht (Lentzsch et al.). Erste Ergebnisse aus dem Bereich der Bodenmikrobiologie zeigten auf dieser Maßstabsebene einen räumlichen Trend der mikrobiellen Biomasse (Cmic) sowie enge Beziehungen insbesondere zum N-Gehalt des Bodens (Wirth).

Zusammenfassend ist festzustellen, daß im Rahmen der bodenökologischen Forschung am ZALF ein großes Themenspektrum bearbeitet wird. Die Untersuchungen, welche in interdisziplinären Arbeitsgruppen durchgeführt werden, weisen einen engen Bezug zur Landschaft und zur Landnutzung auf. In vielen Arbeiten spielt der Raumbezug eine besondere Rolle (Wendroth et al.). Andere innovative Methoden, welche bei der bodenökologischen Forschung zur Anwendung kommen, sind die Röntgencomputertomographie (H. Rogasik) oder das genetische Fingerprinting, welches die genetische Charakterisierung von verschiedenen Bodenorganismen ermöglicht (Lentzsch, Tauschke, Ulrich).

Die bodenökologischen Untersuchungen finden in verschiedenen Skalen statt, vom Mikrokosmos bis zur Landschaft. Im Sinne einer "anwendungsbezogenen Grundlagenforschung" sollen sie zur Erfüllung der ZALF-Aufgabe beitragen, nachhaltige und umweltgerechte Landnutzungssysteme zu entwickeln.

Dank

Für Hinweise zum Manuskript danke ich herzlich Frau Prof. Gisela Höflich, Herrn Prof. Dr. W. Merbach, Herrn Dr. W. Seyfarth und Dr. B. Münzenberger, Müncheberg, Halle und Eberswalde, sowie allen Mitarbeitern des ZALF, welche sich mit bodenökologischer Forschung befassen.

Literatur:

- Broll, G. & M. Körschens (1995): Die Definition von Bodenökologie und ihre Stellung innerhalb der DBG. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 78, 127-128
- Dalchow, C. (1995): Untersuchungsraum. in: Bork, H.-R., C. Dalchow, H. Kächele, H.-P. Piorr und K.-O. Wenkel: Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen, 12-28, Ernst & Sohn, Berlin
- Merbach, W. & W. Wiehe (1995): Bodenökologie und Rhizosphäre. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 78, 63-66

Tabelle 1: Bodenökologische Arbeitsgebiete im ZALF Müncheberg

I.f. Rhizosphärenforsch. und Pflanzenernährung	Spurengas, Sölle	Phytoeffekt. Mikroorganismen	Spurengas, Stoffumsetzung Niedermoor			
I.f. Mikrobielle Ökologie u. Bodenbiologie	Symbiotische N-Fixierung	Ekto-Mykorrhiza	Arbuskuläre Mykorrhiza	Assoziative Bakterien	Biologische Charakt. Landschaft	Verteilung Mikroorg., Bodentiere
I.f. Landnutzungssysteme u. Landschaftsökologie	Bodenbürtige Schaderreger Weizen	Mikrobielle Biomasse Org. Landbau				
I.f. Bodenlandschaftsforschung	Bodengefüge-Organismen-Interaktion	<i>Wasserhaushalt Moor, Niederungsböden</i>	<i>Organ. Substanz</i>	Moorrenaturierung	<i>Raumzeitliche Prozesse</i>	<i>Bodenerosion</i>
I.f. Hydrologie	Sedimentökologie Sölle					
Forschungsstation Müncheberg	Konservierende Bodenbearbeitung	<i>C-Kreislauf</i>	<i>Schadstoffbelastung, Polder</i>			
Forschungsstation Eberswalde	Biologische Charakterisierung Landschaft	Bodendauerbeobachtung	<i>Schadstoffbelastung, Polder</i>			
Forschungsstation Paulinenaue	Überflutungspolder	Wasser-, Stoffhaushalt Niedermoor				
Forschergruppe Biotranspekt	Transekt Nordost-Deutschland					

Nordostdeutsche Niedermoore als Quelle und Senke klimarelevanter Spurengase

von

AUGUSTIN, J., MERBACH, W., KÄDING, H., SCHALITZ, G., SCHMIDT, W.

Einleitung

Verschiedene Anzeichen deuten darauf hin, daß vor allem die nährstoffreichen, von Mineralbodenwasser ernährten Niedermoore zu den bislang unterschätzten, anthropogenen Quellen und Senken für die klimarelevanten Spurengase Lachgas (N_2O , Distickstoffmonoxid) und Methan (CH_4) gehören könnten (HOUGHTON et al. 1996). Dieser in Europa weit verbreitete Moortyp (Osteuropa $4,8 \cdot 10^6$ ha, Deutschland $1,0 \cdot 10^6$ ha) zeichnet sich gegenüber Hochmooren unter anderem durch teilweise sehr hohe N-Vorräte aus (bis 3% N im trockenen Moorsubstrat bzw. bis zu 120 t N pro ha). Im Zuge intensiver wirtschaftlicher Nutzung wurden in Südasien und in Europa bereits mehr als die Hälfte aller Moore tiefgehend entwässert (SUCCOW und JESCHKE 1990, KUNTZE 1993). Die dadurch ausgelöste Durchlüftung des Moorkörpers führte unter anderem zu veränderten, im wesentlichen drastisch beschleunigten C/N-Umsetzungs- und Austragsprozessen (ESCHNER und LORENZ 1989, KÄDING 1992). Obgleich mit erheblichen Auswirkungen auf die aktuelle Spurengasemission zu rechnen war, gab es hierzu bis in jüngste Zeit kaum Untersuchungen. Ein besonders dringlicher Bedarf, die vorhandenen Kenntnislücken zu schließen, besteht seit Beginn der neunziger Jahre für die stark degradierten Niedermoore Norddeutschlands. Hier hat sich, bedingt durch die drastischen sozioökonomischen Umbrüche, die Notwendigkeit und die Chance zur Entwicklung und Einführung alternativer, d. h. umweltschonenderer Formen der Niedermoornutzung ergeben (SCHULZ 1995). Zielstellung eigener Arbeiten war daher, das Wissen über die Lachgas- und Methanfreisetzung aus nordostdeutschen Niedermooren unter besonderer Berücksichtigung des Einflusses gegenwärtiger und zukünftiger Formen der Moornutzung wesentlich zu erweitern.

Material und Methoden

Bei den Untersuchungen zur Spurengasemission fanden vorrangig langfristige Feldversuche, die sich auf repräsentativen Niedermoorstandorten befanden. Berücksichtigung. **Müncheberg:** Gumnitz/Brandenburg ($\text{pH}=5,6$, $\text{Ct}=31,9\%$ und $\text{N}_i=1,9\%$ im trockenen Substrat 0-20 cm, Lagerungsdichte $0,30 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$); Fragestellung: Einfluß von differenzierten Grundwasserständen auf die Spurengasemission aus einem naturnahen Erlenbruchwald. **Paulinenaue:** Rhin-Havel-Luch/Brandenburg ($\text{pH}=7,2$, $\text{Ct}=35,6\%$ und $\text{N}_i=3,0\%$ im trockenen Substrat 0-20 cm, Lagerungsdichte $0,45 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$); Fragestellung 1: Einfluß differenzierter Dünger-N-Gaben (Kalkammonsalpeter, 3 Düngergaben) auf die Spurengasemission aus einem flachgründigen Niedermoorgrasland.; Fragestellung 2: Einfluß einer extensiven Graslandnutzung auf die Spurengasemission. **Heinrichswalde:** Friedländer Große Wiese/Mecklenburg-Vorpommern ($\text{pH}=5,6$, $\text{Ct}=40,5\%$ und $\text{N}_i=2,4\%$ im trockenen Substrat 0-20 cm, Lagerungsdichte $0,27 \cdot \text{cm}^{-3}$);

¹ Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e. V. (ZALF), Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg.

² Landwirtschaftliche Fakultät, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Adam-Kuckoff-Str. 17b, 06108 Halle

Fragestellung 1: Einfluß differenzierter Dünger-N-Gaben (Kalkammonsalpeter, 2 Düngergaben) auf die Spurengasemission aus einem tiefgründigen Niedermoorgrasland. Fragestellung 2: Einfluß der Wiedervernässung eines degradierten Niedermoorgraslandes (Rohrglanzgras/Rohrkolben) auf die Spurengasemission. Die Bestimmung der Emissionsraten erfolgte mit Hilfe der „closed-chamber“-Methode in Verbindung mit einem automatisierten gaschromatografischen System (Detektoren: ECD und FID) (AUGUSTIN et al. 1998).

Ergebnisse und Diskussion

Die Resultate der Fluxmessungen zeichneten sich durch eine außerordentlich hohe Komplexität aus (Tabellen 1 und 2). So unterlag die Spurengasemission generell einer sehr stark ausgeprägten räumlichen und zeitlichen Variabilität, offensichtlich bedingt durch das Wirken einer Vielzahl anthropogener und natürlicher Einflußfaktoren. Dennoch scheinen entwässerte (landwirtschaftlich genutzte) Niedermooere tatsächlich prinzipiell als starke Lachgasquelle und als schwache Methansenke zu agieren. Extrem hohe Dünger-N-Gaben (mineralisch und in Form von Rinderurin) verursachten vor allem einen kurzzeitigen, drastischen Anstieg der Lachgasfreisetzung. Langfristig hohe Lachgasemissionen ergaben sich auf frisch entwässerten Mooren. Demgegenüber verursachte eine extensive Nutzung entwässerten Niedermoorgrünlandes (zweimaliges Abmähen und N-Düngergaben bis zu $120 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$) im Vergleich mit der ungedüngten Kontrolle bzw. der Graslandbrache nur einen geringfügigen bis mäßigen Anstieg der Lachgasfreisetzung. Der Anteil des in Form von Lachgas verlorengegangenen Dünger-N unterlag zwar gleichfalls starken Schwankungen, er verblieb aber stets auf einem sehr niedrigen Niveau. Überraschenderweise hatte auch der Umbruch des degradierten Moorgrünlandes am Standort Paulinenaue nur eine moderate Anhebung der Fluxraten für Lachgas zur Folge. Die Überflutung (Wiedervernässung) von degradierten Niedermooeren bewirkte einen weiteren Rückgang der Lachgasemissionen, der allerdings von einem dramatischen (Wieder-) Anstieg der Methanfreisetzung begleitet war. Als schwache Methanquellen zeigten sich sowohl der naturnahe Erlenbruch bei hohem Grundwasserstand als auch degradiertes Niedermoorgrasland nach der Applikation von Rinderkot (nicht dargestellt). Neben der Art und Intensität der Bewirtschaftung hatten vor allem der Verlauf der Jahreswitterung (Frostperioden führten regelmäßig zu stark erhöhten Lachgasemissionen), der Grad der Substratdegradierung und der Pflanzenbewuchs einen nachhaltigen Einfluß auf die Spurengasfreisetzung aus Niedermooeren.

Die eigenen Befunde stimmen prinzipiell mit den inzwischen auf anderen Niedermoorstandorten gemachten Beobachtungen überein. Für Grasland auf degradierten holländischen Mooren konnten in Abhängigkeit von der N-Düngung Fluxraten von 2 bis $41 \text{ kg N}_2\text{O-N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ kalkuliert werden (VELTHOF und OENEMA 1995, VELTHOF et al. 1996). Auf entwässerten nordwestdeutschen und süddeutschen Niedermooeren (Donaumoores) ergaben sich gleichfalls hohe Emissionsraten für Lachgas ($6\text{-}14 \text{ kg N}_2\text{O-N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) und sehr geringe Emissionsraten für Methan (-0.6 bis $0.04 \text{ kg CH}_4\text{-C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$; TSCHIRSICH 1995, FLESSA et al. 1997). Auf finnischen Niedermooeren verringerte sich die Methanemission von $260 \text{ kg CH}_4\text{-C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ bei natürlichem hohem Grundwasserstand auf $1 \text{ kg CH}_4\text{-C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ nach Entwässerung (NYKÄNEN et al. 1995). Im Gegensatz dazu waren auf natürlichen Niedermooeren bei hohem Grundwasserstand stets nur sehr geringe Lachgasemissionen zu verzeichnen (ca. $0.04 \text{ kg N}_2\text{O-N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ - MOORE 1994, REGINA et al. 1996). Für Feldexperimente zur Wiedervernässung liegen bislang allerdings noch keine weiteren Ergebnisse vor. Aufgrund dessen läßt sich auch noch nicht einschätzen, ob die unter diesen Bedingungen beobachtete, extrem hohe Methanfreisetzung von Dauer ist oder nach Einstellung neuer Gleichgewichtsverhältnisse in den Stoffumsetzungsprozessen zum Abklingen kommt. Grundsätzlich dürfte es sich aber als sehr schwierig erweisen, allein auf der Basis der extrem variablen Resultate zeitlich befristeter Feldmeßkampagnen abschließende Aussagen über die gegenwärtige und zukünftige Relevanz anthropogen beeinflusster Niedermooere als Quelle klimarelevanter Spurengase zu gewinnen. Dies läßt sich nur durch

Tabelle 1: Aktuelle jährliche N₂O-Emissionsraten nordostdeutscher Niedermoore für die Jahre 1995, 1996 und 1997 (präzisierte Berechnungen)

Experiment/Variante	N ₂ O-Emissionen (kg N ₂ O-N*ha ⁻¹ *a ⁻¹)		
	1995	1996	1997
N- Düngungsexperiment Paulinenaue (Rhin-Havelluch)			
0 kg N	1,4	4,1	0,3
60 kg N	1,8 (0,7% Dü-N) ¹	4,1(0,0% Dü-N)	0,5 (0,3% Dü-N)
120 kg N	3,4 (1,7% Dü-N)	5,1(0,8% Dü-N)	0,6 (0,4% Dü-N)
480 kg N	15,7 (3,0% Dü-N)	7,2 (0,6% Dü-N)	4,9 (1,0% Dü-N)
Extensive Graslandnutzung in Paulinenaue (Rhin-Havelluch)			
Grünlandumbruch (Schwarzbrache)	4,5	4,8	n. a.
Graslandbrache	0,9	0,3	n. a.
Mähnutzung (2 Schnitte)	1,2	1,9	n. a.
Weide (Urin- und Kotapplikation)	4,8 ²	11,4 ²	n. a.
Teilentwässerter Erlenbruchwald Müncheberg (Gumnitz)			
entwässert (60 cm GOF)	6,0	26,9	9,0
ungestört (2-40 cm GOF)	1,2	0,8	1,0

¹⁾ Dünger-N-Verluste in Form von Lachgas (%; abzüglich Verluste aus Boden-N)

²⁾ Berechnungsgrundlage: eine Kuh pro ha extensiver Weide (über das gesamte Jahr); 30 l Urin und 30 kg Kot pro Rind und Tag, Kontamination von 0,146 ha mit Urin und 0,219 ha Kot durch eine Kuh pro Jahr ; GOF = Grundwasserstand unter der Geländeoberfläche; n. a. = nicht analysiert

Tabelle 2: aktuelle jährliche CH₄-Emissionsraten nordostdeutscher Niedermoore für die Jahre 1995 und 1996 (präzisierte Berechnungen)

Experiment/Variante	CH ₄ -Emissionen (kg CH ₄ -C*ha ⁻¹ *a ⁻¹)	
	1995	1996
Wiedervernässungsexperiment Heinrichswalde (Friedländer Große Wiese)		
entwässert (60 cm GOF)	2,4	1,3
feucht (10-40 cm GOF)	6,5	18,3
wiedervernässt (0-10 cm GOF)	238,7	521,2
Teilentwässerter Erlenbruchwald Müncheberg (Gumnitz)		
entwässert (60 cm GOF)	0,0	-1,4
ungestört (2-40 cm GOF)	2,7	1,7

GOF = Grundwasserstand unter der Oberfläche

systematische Verknüpfung von langfristigen Fluxmessungen mit dem gezielten Studium der im Moorkörper ablaufenden C/N-Umsetzungsprozesse und der Fortentwicklung von Modellen zur Spurengasemission auf allen relevanten Untersuchungskalen, daß heißt von der Rhizosphäre bis hin zur globalen Ebene, erreichen (BRIDGEHAM, 1995, GORHAM, 1995).

Literatur

- AUGUSTIN, J., MERBACH, W., STEFFENS, L., SNELINSKI, B. (1998): Nitrous oxide fluxes of disturbed peatlands. *Agribiological Research* 51, 1-11.
- BRIDGEHAM, S. D., JOHNSTON, C. A., PASTOR, J., UPDEGRAFF, K. (1995): Potential feedbacks of northern wetlands on climate change. *BioScience* 45, 262-274.
- ESCHNER, D., LORENZ, W.-D. (1989): Stickstoffumsatz infolge der Bodenentwicklung flachgründiger Niedermoore. *Wiss. Zeitschrift HU Berlin. Reihe Agrarwiss.*, 38, 16-21.
- FLESSA, H., WILD, U., KLEMISCH, M., PFADENHAUER, J. (1997): C- und N-Stoffflüsse auf Torfstichsimulationsflächen im Donaumoos. *Z. f. Kulturt. und Landentwicklung* 38, 11-17.
- GORHAM, E. (1995): The biogeochemistry of northern peatlands and its possible responses to global warming. In: WOODZELL; MACKENZIE (Eds.): *Biotic feedbacks in the global climatic system*. Oxford University Press, New York, Oxford, 169-187.
- HOUGHTON, J. T. et al. (Eds.) (1996): *Climate change 1995: The science of climate change. Contribution of working group I to the second assessment report of the IPCC*. Cambridge University press, Cambridge.
- KÄDING, H. (1992): Nährstoffbilanzen als Grundlage für eine standortgerechte Grünlandbewirtschaftung auf Niedermoor. *Mitt. d. Gesellschaft f. Pflanzenbauwiss.* 5, 311-314.
- KUNTZE, H. (1993): Moore als Senken und Quellen für C und N. *Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges.* 69, 277-280.
- MOORE, T. R. (1994): Trace gas emissions from canadian peatlands and the effect of climate change. *Wetlands* 14, 223-228.
- NYKÄNEN, H., ALM, J., LANG, K., SILVOLA, J., MARTIKAINEN, P. (1995): Emissions of CH₄, N₂O and CO₂ from a virgin fen drained for grassland in Finland. *J. of Biogeography* 22, 351-357.
- REGINA, K., NYKÄNEN, H., SILVOLA, J., MARTIKAINEN, P. (1996): Fluxes of nitrous oxide from boreal peatland type, water table level and nitrification capacity. *Biogeochemistry* 35, 401-418.
- SCHEFFER, B. (1977): Zur Frage der Stickstoffumsetzungen in Niedermoorböden. *Landwirtsch. Forschung, Kongreßband 1976*, 33, 20-28.
- SCHULZ, R. (1995): Bodenschutz auf Niedermoorböden Nordostdeutschlands. *Z. f. Kulturt. und Landentwicklung* 36, 230-235.
- SUCCOW, M., JESCHKE, L. (1990): *Moore in der Landschaft*. Verlag Harry Deutsch, Frankfurt/Main.
- TSCHIRSICH, C. (1995): Untersuchungen zur Quantifizierung von Denitrifikationsverlusten aus Niedermoorböden - Dargestellt am Beispiel eines sauren Niedermoorbodens Nordwest-Deutschlands. *Diss. Göttingen*.
- VELTHOF, G. L., OENEMA, O. (1995): Nitrous oxide fluxes from grassland in the Netherlands: I. Statistical analysis of flux-chamber measurements. *European J. of Soil Sci.* 46, 533-540.
- VELTHOF, G. L., BRADER, A. B., OENEMA, O. (1996): Seasonal variations in nitrous oxide losses from managed grasslands in The Netherlands. *Plant and Soil* 181, 263-274.

Danksagung: Dem Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) und der Deutschen Bundestiftung Umwelt (DBU) sei ganz herzlich für die Unterstützung unserer Arbeiten gedankt.

Einfluß von Torfart und Zersetzungsgrad auf Lachgas- und Methanemissionen

von

ESCHNER, D., SIEWERT, V., SAUERBREY, R.

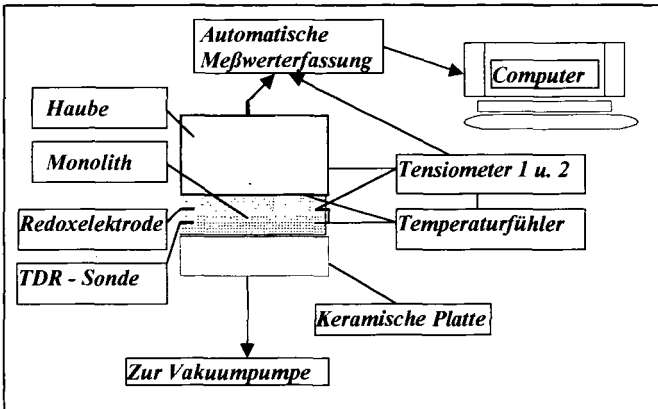
I. Problemstellung

Die fortlaufenden Mineralisierungsprozesse in entwässerten Niedermooren werden vom Bodenentwicklungszustand der jeweiligen Torfsubstrate mit bestimmt. Unter den Bedingungen hoher C- und N-Vorräte bei relativ engen C/N-Verhältnissen ist bei Wiedervernässungen auch mit dynamisch verlaufenden Stoffumsätzen zu rechnen (ESCHNER et al. 1995). Moor- und Pedogenese führen zu substratspezifischen Eigenschaften, die sich auch gegenüber einer unterschiedlichen Freisetzung von Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄) auswirken können. Bisherige Feldversuche zum Einfluß von Maßnahmen einer umweltschonenden Niedermoornutzung auf Spurengasemissionen lassen sich nur schwer prognostizieren. Um die grundlegenden Kenntnisse zum Einfluß von Torfart und Zersetzungsgrad auf die potentielle Entgasung zu erweitern, wurden vergleichende Laborversuche unter kontrollierbaren Bodenmilieubedingungen vorgenommen.

II. Material und Methoden

Aus flachgründigen Niedermooren unter extensiver Nutzung (Oberes Rhinluch) wurden Torfmonolithe (3 x 3 x 4,5 dm) aus verschiedenen Bodentiefen gestochen und nach bodenphysikalischen und - chemischen Parametern den Substratypen „vermulmt (h-am)“ und „vererdet (h-av)“ sowie „Schilftorf (h-rp3)“ und „Erlenbruchtorf (h-he5)“ zugeordnet.

Schema: Versuchsmodell "Keramische Platte"



Vor Beginn und am Ende der Untersuchungen wurden die Substrate auf bodenphysikalische und -chemische Kenngrößen sowie auf Dehydrogenaseaktivität analysiert. Mit Hilfe des Versuchsmodells "Keramische Platte" (siehe Schema) erfolgte im Prozeß der Vernässung und Austrocknung (Pumpensystem) eine kontinuierliche Datenerfassung (Logger) zur Kontrolle der Bodenfeuchte (über Tensionsmessung), der Bodentemperatur sowie des Redoxpotentials. Die aus dem Monolith freigesetzten Gase wurden über eine Abdeckhaube aufgefangen und zum Zeitpunkt der Bodenfeuchteänderung (pF-Stufen) als stündliche Anstiegsrate mit dem Multigasmonitor bzw. Gaschromatograph analysiert.

III. Ergebnisse

Die eingesetzten Substrate weisen unter gleichen Veränderungen der Feuchtebedingungen vergleichbar differenzierte Eigenschaften auf. Unter allmählicher Austrocknung zeigen die vermulmten Substrate eine intensive Nitratnachlieferung, die vererdeten lassen erhöhte C- Verluste vermuten. Im Vergleich aller analysierten Bodenkennwerte (u.a. die Faktoren zur C- und NO_3 - Verfügbarkeit) ist eine Beziehung ($r = -0,62$; $y = 9,51-0,27x$) erkennbar (Tab. 1). In der Abschätzung der differenzierten Kennwerte stellen die amorphen Torfe noch potentielle Lachgasquellen dar.

Tab. 1: Ausgewählte Bodenkennwerte der Substrate unter Änderung der Saugspannung (Mittelwerte aus jeweils 4 Vergleichsmonolithen bei $n=10$)

Substrat	vermulmt (h-am)		vererdet (h-av)		Erlenbruchtorf (h- he5)		Schilftorf (h- rp3)	
	1	2,5	1	2,5	1	2,5	1	2,5
Feuchtestufe (pF)	1	2,5	1	2,5	1	2,5	1	2,5
C_{org} (M%)	40,1	38,9	43,6	39,6	50,9	49,5	51,4	47,9
N_{org} (M%)	3,21	3,16	3,42	3,25	2,61	2,6	2,24	2,14
C/N	12,5	12,3	12,8	12,4	19,5	19,1	23	22,4
$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/100gBo.)	4,14	12,66	5,14	9,9	3,63	6,78	4,88	5,98
C_{hwt} (mg/100g Bo.)	8,53	6,74	7,27	6,65	9,01	5,57	9,56	8,29
DHA (TPF/gTS)	175,3	268,8	144,3	198,6	88,9	102,5	124,6	133,7

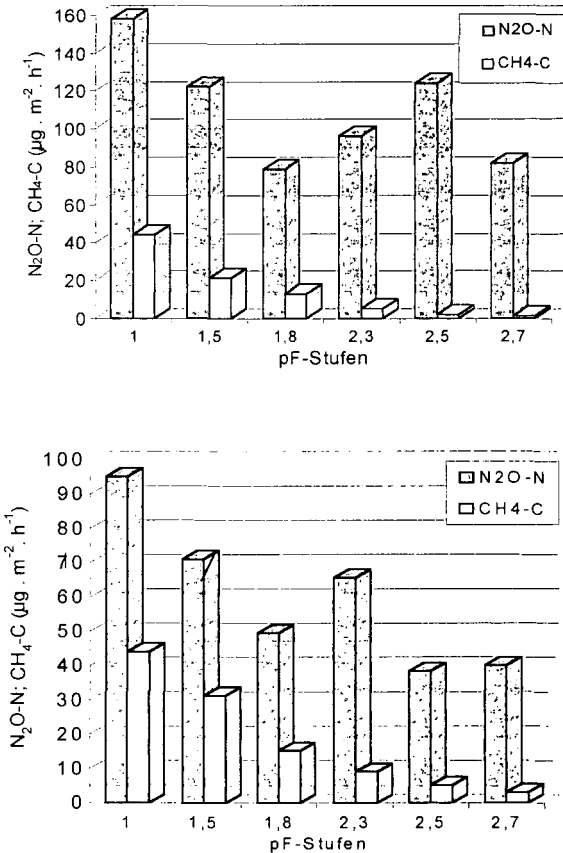
Die unterschiedlichen Torfsubstrate aus Moor- und Pedogenese weisen vergleichbar unterschiedlich hohe Lachgas- und Methanemissionsraten auf. Unter Entwässerung wurden im vermulmten Torf bei pF 1 $180 \mu\text{g N}_2\text{O-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, bei pF 2,5 noch über $100 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ gemessen (Abb. 1). Ähnlich hohe Raten bei Modellversuchen ohne Pflanzenbewuchs sind auch bei AUGUSTIN et al., 1997, verzeichnet. Die vererdeten Substrate wiesen in den pF- Stufen bis 1,8 die höchsten Methanfreisetzungsraten auf (Abb.2). Bei stärkerer Austrocknung der Torfe wurden noch schwache Lachgasemissionen ($2,4 - 3,9 \mu\text{g N}_2\text{O-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$), jedoch keine Methanfreisetzung festgestellt. Die Abnahme der Methanfreisetzungsraten im Prozeß der Austrocknung bei Änderung des Redoxpotentials bis zu -360 mV lassen bei entwässerten Niedermooren kaum eine Methanemission erwarten (FIEDLER et al., 1997). Die unter Versuchsbedingungen schwach entwässerten Monolithen der Erlenbruch- und Schilftorfe erwiesen sich nach Wiedervernässung anfänglich noch als hohe Lachgasquellen, die bei über 80 %Wassergehalt (TDR) gegenüber rasch erhöhter Methanemissionen (bis zu $230 \mu\text{g CH}_4\text{-C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) abnahmen (Tab. 2). Die unterschiedlichen Gasfreisetzungsraten aus dem Erlenbruch- und Schilftorf bei annähernd gleichen Feuchtestufen sind u. a. mit den unterschiedlichen C- und N- Stoffumsätzen in diesen Substrate zu begründen.

Tab. 2: Lachgas- und Methanemission unter Wiedernässung von Erlenbruch - und Schilftorf

Substrat	Erlenbruchtorf (h-he5)			Schilftorf (h-rp3)		
	< 40	≈ 60	> 80	< 40	≈ 60	> 80
N ₂ O-N (µg*m ⁻² *h ⁻¹)	17,6	34,5	27,2	15,7	45,3	52,1
CH ₄ -C (µg*m ⁻² *h ⁻¹)	2,4	23,6	226,5	5,2	12,1	195,0

Zwischen der CH₄-Emission und der Wasseraufsättigung besteht ein Zusammenhang, der durch das Wirken weiterer limitierender Komplexe (Redox, mikrobielle Aktivität, Porenverhältnisse u.a.) nicht-linear ist.

Abb. 1, 2: Lachgas- und Methanemission aus den Substraten „vermulmt“ (oben) und „vererdet“ (unter) Entwässerung über einzelne pF-Stufen (Mittelwerte)



IV. Schlußfolgerungen

Für die Interpretation der Lachgas- und Methanemission aus Niedermoorböden unterschiedlicher Moor- und Pedogenese sind die daraus resultierenden spezifischen Substrateigenschaften heranzuziehen. Über Modellversuche lassen sich mögliche Beziehungen zwischen den wesentlichen limitierenden Bodenfaktoren und der potentiellen Entgasung herstellen. Die aus Laborversuchen ermittelten Gasfreisetzungsraten lassen nur bedingte Aussagen über die aktuellen Lachgas- und Methanemissionen zu. Ergänzende Feldmessungen an Flächen mit gleicher Substratausstattung sind mit den Laborversuchen methodisch zu verknüpfen.

Literatur

- AUGUSTIN, J., MERBACH, W.; RUSSOW, R. (1997): Einfluß von Rohrglanzgras auf N-Umsetzungsprozesse und die Emission klimarelevanter Spurengase in Modellversuchen mit Niedermoorsubstrat. In: MERBACH, W. (Ed.): Rhizosphärenprozesse, Umweltstreß und Ökosystemstabilität. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart, Leipzig, 101-108
- ESCHNER, D. & H.-H. LISTE (1995): Stoffdynamik wieder zu vernässender Niedermooere. Z. f. Kulturtechnik und Landesentwicklung, 36, 113-116
- FIEDLER, S. & M. SOMMER (1997): Methanemissionen aus natürlichen und anthropogen beeinflussten, redoximorphen Böden des Südwestdeutschen Alpenvorlandes. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 85, II, 879-882

CO₂- und CH₄-Emissionen aus Böden entlang eines Feuchtgradienten im südwestdeutschen Alpenvorland

von

FIEDLER,S., ADAM,K., SOMMER,M., STAHR,K.

Einleitung und Zielsetzung

In typischen Landschaftseinheiten (Aue, Niedermoor) des kühl-humiden südwestdeutschen Jungmoränengebietes (1200 mm Jahresniederschlag, 6,5 °C MAT) werden Bodentypen von flächiger Relevanz hinsichtlich:

- (i) ihres CO₂-Bruttofluges und
- (ii) ihres CH₄-Fluges untersucht.

Ziel ist es:

- (i) den CO₂-Brutto-Efflux auf Landschaftsebene abzuschätzen (*Adam & Stahr, 1997*) sowie die räumliche Variabilität der CH₄-Emissionen nach Redoximorphiegrad und anthropogene Beeinflussung zu charakterisieren (*Fiedler & Sommer, 1997*).

In einer Synthese beider Projekte wird schließlich versucht, unterschiedlich grundwasserbeeinflusste Böden hinsichtlich ihres C-Haushaltes zu charakterisieren.

Objekte und Methoden

Anhand morphologischer Merkmale wurden für die Untersuchungen Böden entlang eines Vernässungsgradienten ausgewählt. Weiterhin unterscheiden sich die Böden in ihrem Kohlenstoffhaushalt und ihrer anthropogenen Beeinflussung:

Landschaftseinheit	Aue		Niedermoor	
Lokalität	Aichstetten		Wangen	
Bodentyp	Auengley	Auennaßgley (ANG)	entwässert (eNm)	naturnah (nNm)
Nutzung	Grünland (extensiv)		Grünland (intensiv / Streuweise)	
C _{org} [%] (0-5 cm)	7.2	13.6	28.1	33.4

Seit Juli 1996 werden die Flußraten wöchentlich CO₂-Bruttoefflux (*Lundegardh, 1927*) und CH₄-Emissionen (*Rolston, 1986*) mit der 'closed chamber'-Methode (Tab. 2). ermittelt:

	Fläche	Frequenz	Akkumulation	Analytik	Berechnung
CO ₂	10 x 415.5 cm ²	wöchentlich	7 d	gravimetisch	kumulativ
CH ₄	2 x 10 000 cm ²	wöchentlich	0.5 h	chromatographisch	linear

Begleitend werden Bodentemperatur, Redoxpotential (in 6 unterschiedlichen Tiefen) und Grundwasserstand erfaßt. Dargestellt sind Ergebnisse aus dem Meßjahr 1997.

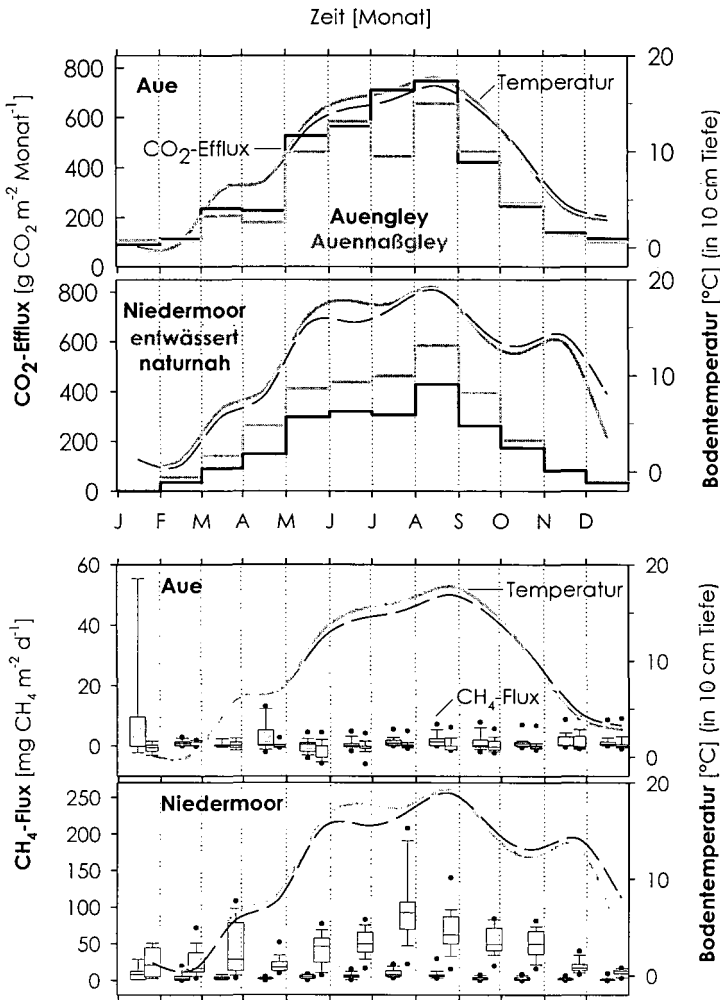


Abb. 1: Annueller Verlauf der C-Spurgasflüsse

Ergebnisse

1 Temperatur

CO₂. Alle Standorten zeigen einen ausgeprägten annuellen Verlauf im CO₂-Bruttoefflux: Maximaler CO₂-Efflux geht mit maximaler Bodentemperatur einher (Abb. 1). Die jährliche Variabilität des Effluxes kann zu 74-89 % durch eine lineare Temperaturabhängigkeit erklärt (Abb. 2) werden. Mit zunehmender Vernässung (Aue → Niedermoor) nimmt die Güte der Beziehung ab ($r^2=0.89 \rightarrow 0.74$).

CH₄. Die jährliche Variabilität der Methanemissionen kann nicht durch die Temperatur erklärt werden (Abb. 2). Ein annueller Verlauf ist nicht erkennbar (Abb. 1).

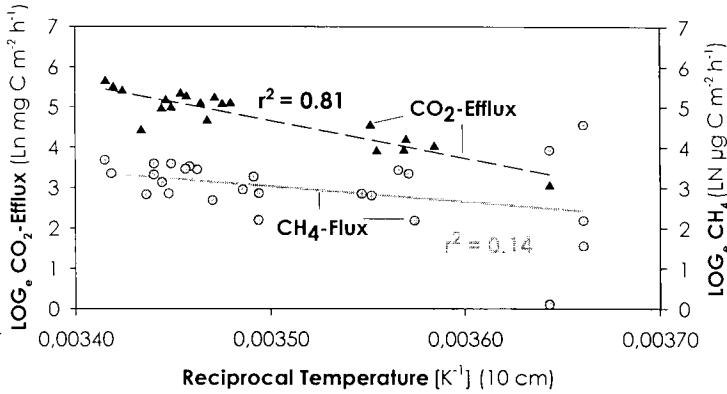


Abb. 2: Arrhenius Plot für CO₂ und CH₄ (entwässertes Niedermoor)

2 Grundwasserstand

Anhand der Grundwasserstände (siehe Abb. 3, Tab. 1) läßt sich ein Vernässungsgradient (AG < ANG < eNm < nNm) diagnostizieren.

- Die **Auenstandorte** zeigen trotz starker Unterschiede im Grundwasserstand (110 bzw. 51 cm u.Fl.) nur geringe Unterschiede hinsichtlich ihres C-Fluxes (4.2 bzw. 3.9 kg CO₂ m⁻²a⁻¹; 0.7 bzw. 1.7 g CH₄ m⁻²a⁻¹). Die Differenzen sind statistisch nicht absicherbar. Sowohl Auengley als auch Auennaßgley fungieren hauptsächlich als CH₄-Senke.
- Die Standorte des **Niedermoors** zeigen bei verhältnismäßig geringen Unterschieden im Grundwasserstand (17 bzw. 9 cm u.Fl.) starke Differenzen bezüglich ihrer kumulativen CH₄-Emissionen (2.3 → 17.7 g CH₄ m⁻² a⁻¹). Während das entwässerte Niedermoor sowohl CH₄-Quell- als auch Senkenfunktion übernimmt, stellt das naturnahe Niedermoor ganzjährig eine potentielle CH₄-Quelle dar. Es ist davon auszugehen, daß eine Wiedervernässung des landwirtschaftlich intensiv genutzten Niedermoors zu einer Erhöhung der Methanflüsse und zur Verringerung der CO₂-Bruttoflüsse führt.

3 Redoxbedingungen

Der Vernässungsgradient spiegelt sich regelhaft in den Eh-Tiefenfunktionen der Bodentypen wider (nicht dargestellt): Während in den oberen 20 cm der Auenstandorte nahezu ganzjährig oxidative Bedingungen herrschen (Tab. 1), zeigen die Moorstandorte insb. das naturnahe Niedermoor häufig reduzierende Bedingungen, die eine CH₄-Oxidation ausschließen (Eh < -50 mV, *Neue & Roger, 1994*). Die Redoxmessungen belegen, daß oberhalb des Grundwasserstandes eine reduktive Zone mit zeitlich variabler Mächtigkeit vorhanden sein kann, die letztendlich über die Höhe CH₄-Emission entscheidet.

Fazit

CO₂ und CH₄-Flüsse zeigen gegenläufige Trends: Die höchsten kumulativen CO₂-Flüsse wurden an den Auenstandorten, die höchsten CH₄-Emissionen hingegen an den Moorstandorten ermittelt. Sowohl die Hö-

he des CO₂-Bruttoeffluxes als auch des CH₄-Fluxes werden in hydromorphen Böden durch den Vernässungsgrad, das vorherrschende Redoxmilieu und der Morphologie *regelmäßig* widerspiegelt.

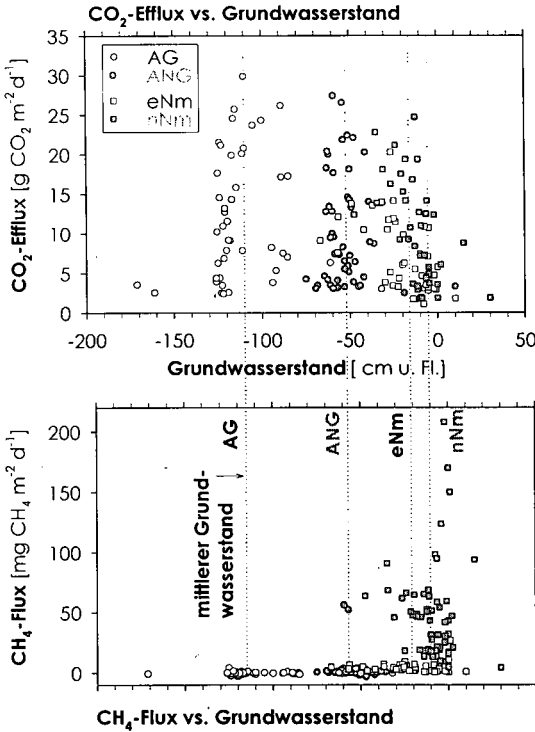


Abb. 3: CO₂ bzw. CH₄ vs. Grundwasserstand

Tab. 1: Zusammenfassende Ergebnisse

	Auengley		Auennaßgley		Niedermoor (entwässert)		Niedermoor (naturnah)
Σ kg CO ₂ m ⁻²	4.2	(=)	3.9	>	3.1	>	2.2
Σ g CH ₄ m ⁻²	0.7	<	1.7	<	2.3	<<	17.7
Grundwasserstand [cm u. Fl.] (Median)	110	<	51	<<	17	(<)	9
Meßtage [%] mit Eh < -50 mV (0-20 cm)	0	(<)	3	(<)	7	<<	17

Literatur

- Adam, K. & K. Stahr (1997): CO₂-Emissionen aus Böden im württembergischen Allgäu. *Mitteil. DBG* 85: 815-818
- Fiedler, S. & M. Sommer (1997): CH₄-Emissionen aus natürlichen und anthropogen beeinflussten Böden des Südwestdeutschen Alpenvorlandes. *Mitteil. DBG* 85: 879-882
- Lundegardh, (1924): *Der Kreislauf der Kohlensäure in der Natur*. Jena.
- Rolsten, D. E. (1986): Gas flux. In: Klute, A. (ed.). *Methods of Soil Analysis*. I: 1103-1119.
- Neue, H.-U. & P.A. Roger (1994): Rice agriculture: Factors Controlling Emissions. p 254-298. In: Khalil, M. (ed.): *Atmospheric Methane: Sources, Sinks, and Role in Global Change*. Springer-Verlag, Bln.

Methandynamik in Salzmarschen (Rohmarschen; Salic Fluvisols) der deutschen Nordseeküste

von

GIANI, L., DITTRICH, K., KRÖMER, P., MARTSFELD-HARTMANN, A., PETERS, G.,
WÖBKEN, A.

Einleitung

Semiterrestrische, semisubhydrische und subhydrische Böden leisten einen großen Beitrag zum Methananstieg in der Atmosphäre (Aselmann & Crutzen, 1990). Ausgenommen davon sind sulfatreiche Böden (e.g. van Breemen & Feijtel, 1990), weil sulfatreduzierende und methanproduzierende Bakterien um die gleichen Substrate konkurrieren und die Sulfatreduzierer in Konkurrenzvorteil sind (e.g. Claypool & Kaplan, 1974). Eine intensive Methanogenese in ansonsten sulfatreichen Böden kann es nur geben, wenn die Sulfat-Konzentration drastisch sinkt (< 1 mM) (King, 1984), wenn große Mengen nicht-kompetitiver Substrate vorhanden sind (Holmer & Kristensen, 1994) oder wenn sulfatfreie Mikrozonon vorliegen (King & Wiebe, 1980).

Für Salzmarschen der deutschen Nordseeküste wurde sowohl eine gering intensive Methandynamik festgestellt (Zaiss, 1985) als auch eine intensive Methanogenese (Giani & Giani, 1990; Giani et al., 1996). Ziel dieser Studie war es deshalb, diesen Unterschieden nachzugehen.

Material und Methoden

Untersucht wurden typische Salzmarschen unterschiedlicher Entwicklungsstufe (niedrige, mittelhohe, hohe Salzmarschen) sowie humusreiche Salzmarschen im Einflußbereich des Sehestedter Außendeichsmoores. Details zur Genese und Eigenschaften der weltweit einzigartigen humusreichen Salzmarschen sind Giani & Giani (1990) und Giani & Strangmann (1995) zu entnehmen, Details zu Untersuchungsflächen, Probennahme und Analytik Giani et al. (1996).

Ergebnisse und Diskussion

Die Methan-Konzentrationen der typischen Salzmarschen erreichen $12 \mu\text{mol l}^{-1}$, meistens jedoch $1-4 \mu\text{mol l}^{-1}$ (Abb. 1). Damit sind sie vergleichsweise gering. Es wurde keine Emission von Methan festgestellt. Die Sulfatkonzentrationen lagen häufig bei 10 mmol l^{-1} . Das bedeutet, daß für diese Böden die Sulfatreduktion nicht limitiert ist und somit die Methanogenese gehemmt wird.

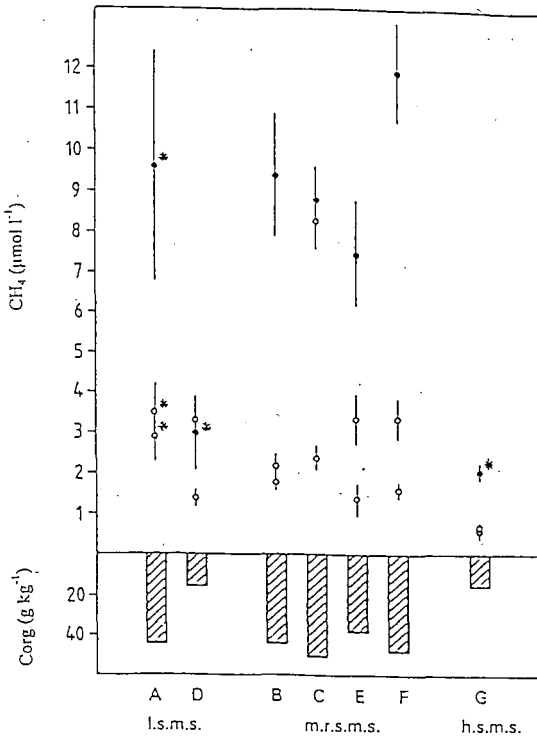


Abb. 1: Methan-Konzentrationen (0-100 cm Bodentiefe) und Corg der niedrigen (l), mittel-hohen (m.r.) und hohen (h) typischen Salzmarschen des Ida-Außengrodens (A-C) und Elisabeth-Außengrodens (D-G) im Sommer (●), Herbst und Frühling (○). (* Werte aus 0-70 cm Bodentiefe).

Im Vergleich der Salzmarschen unterschiedlicher Entwicklung wurden keine Unterschiede festgestellt. Trotz abnehmender Redoxpotentiale in der Reihe hohe - mittel-hohe - niedrige Salzmarsch traten keine ansteigenden Methankonzentrationen auf (Abb. 1). Unterschiede gab es jedoch im Vergleich der Jahreszeiten; so waren die Methankonzentrationen im Sommer häufig am höchsten (Abb. 1) und im Vergleich der Humusgehalte, die humusreicheren Böden wiesen meistens höhere Methankonzentrationen auf (Abb. 1).

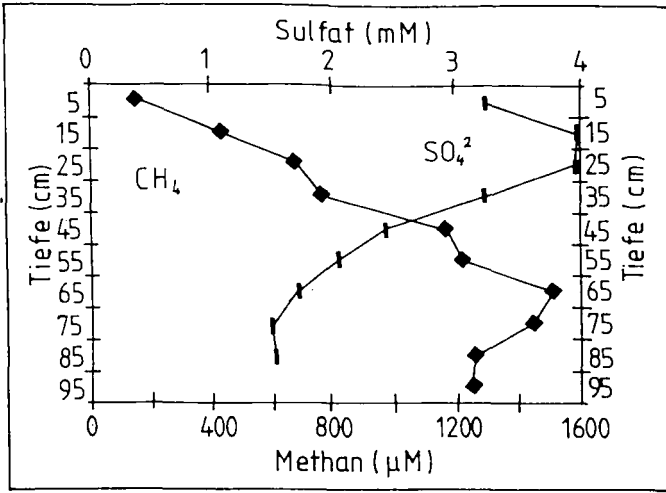


Abb. 2: Vertikaler Profilverlauf der Methangehalte und Sulfatgehalte einer humusreichen Salzmarsch.

In den humusreichen Salzmarschen waren die Methankonzentrationen mit 2.1 mmol l^{-1} (Abb. 2) und z.T. sogar 25 mmol l^{-1} ungefähr 1000fach höher als in den typischen Salzmarschen. Die Sulfatkonzentrationen überstiegen partiell kaum 1 mM , so daß für diese Böden die Sulfatreduktion limitiert ist und sich deshalb eine intensive Methanogenese entwickeln kann. Die intensive Methandynamik zeigt sich auch in den Emissionsraten, die in den *Puccinellia*-Bereichen über $100 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ausmachten (Abb. 3) und in den vegetationsfreien Bereichen sogar bis zu $7000 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ erreichten.

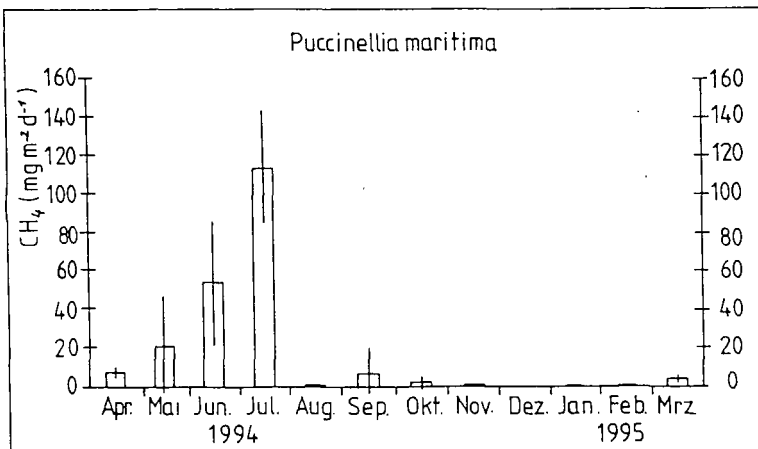


Abb. 3: Methan-Emissionen in mit *Puccinellia* bestandener humusreicher Salzmarschen.

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Typische und humusreiche Salzmarschen agieren unterschiedlich in ihrer Methandynamik. Typische Salzmarschen sind Senken, humusreiche Salzmarschen Quellen atmosphärischen Methans. Das bedeutet, daß die Methanogenese in sulfatreichen Böden nicht per se negiert werden kann. Vielmehr ist in anderen humusreichen marin beeinflussten Böden (z.B. Mangrovenböden) ebenfalls mit einer intensiveren Methanogenese zu rechnen. Das gleiche gilt für eutrophierte marin beeinflusste Böden (blackspots, anthropogen veränderte Mangrovenböden).

Diese Untersuchung wurde mit Mitteln der DFG (Gi 1712/2-1) unterstützt.

Literatur

- Aselmann, I. & P.J. Crutzen (1990): A global inventory of wetland distribution and seasonality, net primary productivity and estimated methane emissions. In: Soils and the Greenhouse Effect (ed. A.F. Bouwman), pp. 441-449. John Wiley and Sons, Chichester.
- Claypool, G.E. & I.R. Kaplan (1974): The origin and distribution of methane in marine sediments. In: Natural Gases in Marine Sediment (ed. I.R. Kaplan), pp. 99-140. Plenum Press, New York.
- Giani, L. & A. Strangmann (1995): Identifikation, Eigenschaften und Verbreitung von „Potential Acid Sulfate Soils“ an der deutschen Nordseeküste. Mittlg. Dtsch. Bodenk. Ges. 76, 1041-1045.
- Giani, L. & D. Giani (1990): Characteristics of a marshland soil built up from marine and peat material. Geoderma 47, 151-157.
- Giani, L., K. Dittrich, A. Martsfeld-Hartmann & G. Peters (1996): Methanogenesis in saltmarsh soils of the North Sea coast of Germany. European Journal of Soil Science 47, 175-182.
- Holmer, M. & E. Kristensen (1994): Coexistence of sulfate reduction and methane production in an organic-rich sediment. Marine Ecology 107, 177-184.
- King, G.M. & W.J. Wiebe (1980): Regulations of sulfate concentration and methanogenesis in saltmarsh soils. Estuarine and Coastal Marine Science 10, 215-223.
- King, G.M. (1984): Utilization of hydrogen, acetate and 'noncompetitive' substrates by methanogenic bacteria in marine sediments. Geomicrobiology Journal 3, 275-306.
- Van Breemen, N. & T.C.J. Feijtel (1990): Soil processes and properties involved in the production of greenhouse gases, with special relevance to soil taxonomic systems. In: Soils and the Greenhouse Effect (ed. A.F. Bouwman), pp. 195-223. John Wiley and Sons, Chichester.
- Zaiss, U. (1985): Schwefelwasserstoff- und Methanproduktion in den Watten vor Hooksiel (Innenjade). Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 13, 55-64.

**Flußraten der klimarelevanten Spurengase CO₂, CH₄ und N₂O während der
Renaturierung eines degradierten Niedermoorstandortes
- Ergebnisse eines Laborversuchs -**

von

-KAMP,T., STEINDL,H., WILD,U., PFADENHAUER,J., MUNCH,J.C.

In einem Laborexperiment an Bodensäulen eines degradierten Niedermoorstandortes wurden Flüsse der klimarelevanten Spurengase CO₂, CH₄ und N₂O unter verschiedenen Wasserregimen erfaßt. Die Untersuchungen sind Bestandteil einer Renaturierungsmaßnahme im Donaumoos bei Ingolstadt (Süddeutschland). Unter Bedingungen einer Überstauung (Wiedervernässung) wurden nur geringe Freisetzungsraten an CO₂ (6,4 mg C m⁻²h⁻¹) und N₂O (15,2 µg N m⁻²h⁻¹) ermittelt. Die Aufnahme von CH₄ in das System war herabgesetzt (-0,7 µg C m⁻²h⁻¹). Während der anschließenden Austrocknungsphase (Entwässerung) stiegen die Freisetzungsraten von CO₂ (41,9 mg C m⁻²h⁻¹) und N₂O (74,4 µg N m⁻²h⁻¹) stark an. Die Aufnahme von CH₄ verdreifachte sich gegenüber der Überstauungsphase (-3,0 µg C m⁻²h⁻¹). Die Umrechnung der Freisetzungs- bzw. Aufnahmeraten in CO₂ Äquivalente ergab für die Überstauungsphase 975 kg CO₂-C ha⁻¹a⁻¹ und für die Austrocknungsphase 5701 kg CO₂-C ha⁻¹a⁻¹. Würde sich dieser Trend in den Freilanduntersuchungen bestätigen, wobei die Festlegung von CO₂ in der pflanzlichen Biomasse nicht berücksichtigt wurde, würde die Renaturierungsmaßnahme die Atmosphäre um einen etwa sechsfach geringeren Betrag mit klimarelevanten Spurengasen belasten als vergleichbare konventionell genutzte Systeme.

Einleitung

Niedermoore im natürlichen, nicht entwässerten Zustand fungieren als Senken im Stoffhaushalt und zeichnen sich im Vergleich zu terrestrischen Ökosystemen durch einen drastisch verminderten Abbau der organischen Substanz aus. Durch Entwässerung und landwirtschaftliche Nutzung kommt es zu einer oxidativen Zersetzung der organischen Substanz und vor allem Kohlenstoff sowie Stickstoff werden freigesetzt. Die ursprüngliche Senke Niedermoor wird damit zu einer Quelle für Nährstoffe und gasförmige Verbindungen, die für andere Kompartimente des Ökosystems (Gewässer, Grundwasser) aber auch für die Atmosphäre, zu einer Belastung werden können. Während allgemein landwirtschaftlich genutzte Flächen als N₂O Quelle gelten, sind Feuchtgebiete durch z.T. hohe CH₄ Austräge gekennzeichnet. Die Renaturierung landwirtschaftlich genutzter Niedermoore in wiedervernäßte Feuchtgebiete bringt die hypothetische Umwandlung einer N₂O Quelle in eine CH₄ Quelle mit sich. Naturnahe Moore mit hohem Grundwasserstand weisen gegenüber stark entwässerten Standorten eine günstigere Spurengas-Bilanz auf. Für die Wiedervernässung degradierten Niedermoorstandorte liegen bisher keine systematischen Untersuchungen vor.

Im Rahmen eines von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projektes wird derzeit im Donaumoos bei Ingolstadt eine Demonstrationsfläche für den Rohrkolbenanbau in Niedermooeren angelegt. Eine etwa 6 ha große Fläche, die bisher als Grünland genutzt wurde, wird zu diesem Zweck mit Erddämmen umwallt, mit Rohrkolben (*Typha latifolia*, *Typha angustifolia*) bepflanzt und mit Wasser eines nährstoffbelasteten Entwässerungsgrabens beschiedet (WILD *et al.*, dieser Band). Die Klimarelevanz der Renaturierungsmaßnahme wird mit Erhebungen der Spurengasflüsse von CO₂, CH₄ und N₂O sowohl auf wiedervernäßten Flächen als auch auf benachbarten, konventionell bewirtschafteten Kontrollflächen untersucht. Modellanalysen unter definierten Umweltbedingungen begleiten die Freilanduntersuchungen.

In einem ersten Laborexperiment wird in der GSF-Mikrokosmenanlage Boden des Freilandstandortes unter konventionellem (= 'degradiert') und wiedervernäßtem (= 'renaturiert') Wasserregime inkubiert. Die Spurengasflüsse von CO₂, CH₄ und N₂O werden dabei kontinuierlich erfaßt. Der Beitrag stellt erste Ergebnisse der Inkubation vor und bietet Diskussionsgrundlage für die Klimarelevanz der Renaturierungsmaßnahme.

* GSF - Institut für Bodenökologie, 85758 Neuherberg

** TUM - Lehrstuhl für Vegetationsökologie, 85350 Weihenstephan

Material und Methoden

Der Freilandstandort liegt im nördlichen Donaumoos bei Neustetten (Gemarkung Rohrenfels), ca. 5 km südlich Neuburg/Donau. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 7,6°C, die mittlere Jahresniederschlagsmenge 700 mm. Die Versuchsflächen wurden tiefgreifend entwässert und in den letzten Jahren als Dauergrünland (Glatthaferwiese, 3-4 Schnitte a⁻¹) genutzt. Der mittlere Grundwasserstand liegt bei 50 cm unter Flur und kann in den Sommermonaten bis auf 150 cm fallen. Die Torfmächtigkeit variiert zwischen 80 und 100 cm. Der Oberboden (20 cm) ist stark zersetzt (Zersetzungsgrad H9). Der pH liegt bei 5,8 und die Lagerungsdichte bei 0,5 g cm⁻³. Das CN Verhältnis wurde mit 13,5 bestimmt, bei einem N_t von 2,7 %. Organische Kohlenstoffgehalte (DOC) liegen bei 20,2 ppm (FLESSA *et al.*, 1996).

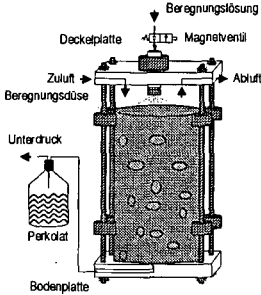


Abb. 1: Schematische Darstellung der benutzten Mikrokosmen. Die Plexiglaszylinder sind 25 cm hoch, 20 cm hoch mit Boden beladen und durch Boden- und Deckelplatten abgeschlossen. Verschiedene Öffnungen für Zu- und Abluft, Beregnungslösung und Perkolat sind angebracht.

Oberboden des Freilandstandortes (Probenahme 11.02.98) wurde auf 4 mm gesiebt, der Wassergehalt entsprechend den Freilandverhältnissen auf 170 %_{TO} eingestellt und mit einer Lagerungsdichte von 0,45 g cm⁻³ 20 cm hoch in die Inkubationsbehältnisse eingefüllt. Die Inkubationsbehältnisse (Höhe 25 cm, Durchmesser 14,4 cm, 6 Wiederholungen) sind mit Deckel- und Bodenplatte verschlossen und mit mehreren Anschlüssen für Zu- und Abluft, Beregnungslösung und Perkolat versehen (Abb. 1).

Die Inkubation erfolgte im Dunkeln bei 14°C. Der Headspace wurde kontinuierlich mit synthetischer Luft (20 ml min⁻¹) begast und die Zu- und Abluft an einem automatisiertem GC-System (Shimadzu 14B) mit FID (flame ionization detector, CH₄) und ⁶³Ni-ECD (electron capture detector, CO₂, N₂O) analysiert (HANTSCHTEL *et al.*, 1994; LOFTFIELD *et al.*, 1997). Nach Äquilibrierung wurden die Bodensäulen mit Wasser aus einem Entwässerungsgraben am Freilandstandort 2 cm hoch überstaut (12 Tage). Durch Anlegen eines Unterdrucks (100 hPa) erfolgte die langsame Entwässerung der Bodensäulen (Austrocknungsphase, 47 Tage) an die sich eine Wiedervernässungsphase (11 Tage) anschloß.

Ergebnisse

Die Variation der Flußraten der untersuchten Spurengase zwischen den sechs Wiederholungen lagen in einem Bereich, der für das vorliegende Untersuchungssystem bereits für andere Böden aufgezeigt wurde (KAMP *et al.*, 1996, 1997). Die mittleren Variationskoeffizienten lagen für CO₂ und CH₄ bei 50 bzw. 55 % und für N₂O bei 154 % (Tab. 1). Die hohe Variation die bei den N₂O Freisetzungen ermittelt wurde, wurde durch zeitliche Verschiebung der Austrocknungsvorgänge innerhalb der Bodensäulen verursacht.

Tab. 1: Variationskoeffizienten (% CV) der erhobenen Spurengasflüsse zwischen den inkubierten Bodensäulen (6 Wdh.).

	CO ₂ -C	CH ₄ -C	N ₂ O-N
CV - mittl. (%)	55	50	154
- max. (%)	114	799	902

Während der Überstauungsphase (12 d) traten nur geringe CO₂ und N₂O Freisetzungen auf, die mit Beginn der Austrocknungsphase stark anstiegen (Abb. 2 und 4). Entgegen anderen Untersuchungen (vgl. AUGUSTIN *et al.*, 1996) wurden aus dem überstauten System immer noch, geringe, Methanaufnahmen festgestellt (Abb. 3, Tab. 2). Allerdings verdreifachte sich die Methanaufnahme in das System während der anschließenden Austrocknungsphase.

Eine erneute Wiedervernässung zeigte noch keinen sichtbaren Effekt auf die Spurengasflüsse. Die Beregnungsmenge (12,5 ml d⁻¹) war offensichtlich zu gering, um die inkubierten Bodensäulen vollständig zu durchfeuchten.

Vergleiche der Spurengasflüsse aus verschiedenen Niedermoorstandorten hinsichtlich ihrer Klimarelevanz zeigten für natürliche Standorte eine günstigere Bilanz gegenüber kultivierten (degradierten) Standorten auf (AUGUSTIN *et al.*, 1996). Die Umrechnung der Flußraten der drei untersuchten Spurengase aus den einzelnen Versuchsphasen in CO₂-Äquivalente (IPCC, 1996) zeigte für die Austrocknungsphase eine sechsfach höhere atmosphärische Belastung als für die Überstauungsphase (Tab. 2).

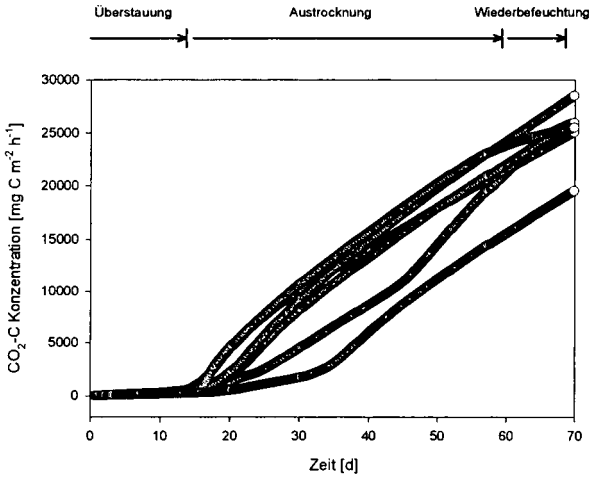


Abb. 2: Kumulierte CO₂-C Flußraten während der ersten zwei Versuchsphasen (Überstauung, Austrocknung) und beginnender Wiedervernässung (6 Wdh.).

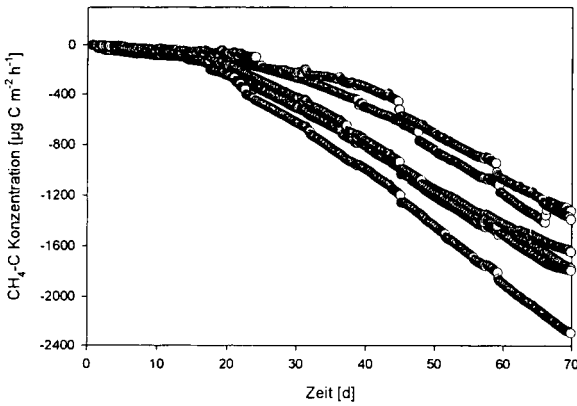


Abb. 3: Kumulierte CH₄-C Flußraten während der ersten zwei Versuchsphasen (Überstauung, Austrocknung) und beginnender Wiedervernässung (6 Wdh.).

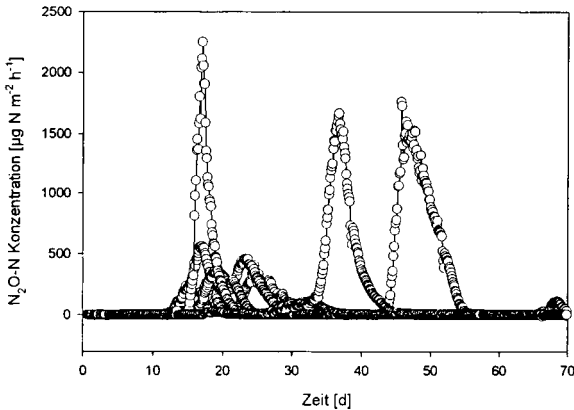


Abb. 4: N₂O-N Flußraten während der ersten zwei Versuchsphasen (Überstauung, Austrocknung) und beginnender Wiedervernässung (6 Wdh.).

Tab. 2: Kumulierte Flußraten der drei untersuchten Spurengase CO_2 , CH_4 , N_2O während der Versuchsphasen Überstauung, Austrocknung und Wiedervernässung (6 Wdh., Standardabweichung in Klammern). Die Umrechnung in CO_2 Äquivalente erfolgte anhand des 'global warming potentials' nach IPCC (1996) mit 1 für CO_2 , mit 21 für CH_4 und mit 310 für N_2O .

		Überstauung	Austrocknung	Wiedervernässung
Versuchsdauer	d	12	47	11
$\text{CO}_2\text{-C}$	$\text{mg C m}^{-2}\text{h}^{-1}$	6,4 (6,0)	41,9 (4,6)	30,5 (7,0)
	$\text{kg CO}_2\text{-C ha}^{-1}\text{a}^{-1}$	562	3680	2679
$\text{CH}_4\text{-C}$	$\mu\text{g C m}^{-2}\text{h}^{-1}$	-0,7 (1,2)	-3,0 (2,6)	-2,0 (2,5)
	$\text{kg CO}_2\text{-C ha}^{-1}\text{a}^{-1}$	-1,3	-5,5	-3,7
$\text{N}_2\text{O-N}$	$\mu\text{g N m}^{-2}\text{h}^{-1}$	15,2 (24,4)	74,4 (88,2)	40,8 (36,0)
	$\text{kg CO}_2\text{-C ha}^{-1}\text{a}^{-1}$	414	2026	1111
CO_2 Äquivalente	$\text{kg CO}_2\text{-C ha}^{-1}\text{a}^{-1}$	975	5701	3786

Die Laborversuche deuten darauf hin, daß die Wiedervernässung süddeutscher degradierte Niedermoorstandorte eine Umwandlung von einer Quellen- in eine Senkenfunktion für klimarelevante Spurengase beeinhaltet könnte. Renaturierungsmaßnahmen könnten somit einen wichtigen Beitrag zur Minimierung der Atmosphärenbelastung leisten. Die Laborinkubationen dauern fort und weitere Untersuchungen des Stoffhaushaltes auf dem Freilandstandort schließen sich an.

Literatur

- AUGUSTIN, J., W. MERBACH, W. SCHMIDT & E. REINING (1996) Effect of changing temperature and watertable on trace gas emission from minerotrophic mires. *J. Appl. Bot.* 70: 45-51.
- HANTSCH, R.E., H. FLESSA & F. BEESE (1994) An automated microcosm system for studying soil ecological processes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 401-404.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (1996) Climate Change 1995 - The Science of Climate Change. J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg & K. Maskell (eds.) Cambridge University Press, Cambridge, 572 pp.
- KAMP, T., H. STEINDL, R.E. HANTSCH & F. BEESE (1996) Temperaturwirkungen auf bodenbiologische Prozesse in ungestörten Böden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 81: 171-174.
- KAMP, T., H. STEINDL & J.C. MUNCH (1997) N_2O Freisetzungen während Frost-Tau Zyklen an ungestörten Bodensäulen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 85: 123-126.
- FLESSA, H., U. WILD, M. KLEMISCH & J. PFADENHAUER (1996) C- und N-Stoffflüsse auf Torfstichsimulationsflächen im Donaumoos. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 38: 11-17.
- LOFTFIELD, N., H. FLESSA, J. AUGUSTIN & F. BEESE (1997) Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases CH_4 , CO_2 and N_2O . *J. Environ. Qual.* 26: 560-564.
- WILD, U. & J. PFADENHAUER (1998) Alternative Landnutzungsformen für degradierte Niedermoore in Süddeutschland. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. dieser Band.*

Danksagung

Die vorliegenden Untersuchungen werden finanziert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (AZ 10628) und sind Teil des Vorhabens 'Rohrkolbenanbau in Niedermooren - Integration von Rohstoffgewinnung, Wasserreinigung und Moorschutz zu einem nachhaltigen Nutzungskonzept' (Projektbeginn 01.01.1998).

Lachgas- und Methanemissionen aus den Uferzonen eutrophierter Sölle Nordostdeutschlands

von

MERBACH,W., KALETTKA,T., AUGUSTIN,J.

1. Einführung - Genese und Zustand der Sölle

Sölle sind eiszeitlich vorgeprägte Kleinhohlformen der Jungmoränengebiete. Sie entstanden nach der letzten Eiszeit vom Alleröd (etwa al 12000 v.h.) bis zum Präbörrial (etwa 10000 v.h.), vor allem durch verzögertes Abschmelzen verschütteter Toteisblöcke. In den Grundmoränen waren außerdem flache Senken infolge der Welligkeit des Gletschereises vorgeprägt, die nicht auf Toteis zurückzuführen sind. Bei ausreichendem Wasserdargebot entwickelten sich diese Hohlformen nach minerogener Abdichtung zunächst zu glazigenen Söllen, die dann im Zuge der präbörrialen Bewaldung unter Moorbildung allmählich verlandeten.

Echte Sölle sind daher an bis zu 8 m mächtigen Nieder- und Zwischenmoortorfen über postglazialen Mulden erkennbar. Bei Wassermangel blieben außerdem relativ trockene Senken erhalten (Toteishohlformen und reliefbedingte Senken). In Nordostdeutschland führten seit dem späten Mittelalter Waldrodungen zu Wassermangel auf den Kuppen und zur Vernässung der Senken bei gleichzeitiger Bodenerosion. Echte Sölle wurden wieder wasserführend und stark minerogen überformt. Diese Sölle verkleinern sich bis heute durch Bodeneinträge. Daneben entstanden nach der Entwaldung durch Vernässung ehemals trockener Waldsenken sog. Pseudosölle. Im Vergleich zu den echten Söllen fehlen ihnen die Mudden der postglazialen limnischen Phase, obwohl auch sie manchmal eine gering mächtige Vertorfung aufweisen.

In Nordostdeutschland kommen mehrere 10 000 Sölle unregelmäßig zerstreut vor, wobei der Anteil an der Ackerfläche bis zu 5 % erreichen kann (KALETTKA 1996). Sie liegen meist in der intensiv genutzten Agrarlandschaft und befinden sich daher im Spannungsfeld zwischen Landnutzung und Habitaterhaltung. Im Umfeld existiert ein starker Feuchte- und Stoffgradient mit Ertragsausfällen durch Trockenheit bzw. Erosion auf den Kuppen und Vernässung bzw. Stoffakkumulation in den Senken. Heute sind viele Sölle durch Verfüllung, Entwässerung und Eutrophierung gefährdet.

¹⁾ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Adam-Kuckhoff-Str. 17 b, 06108 Halle (Saale)

²⁾ Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF), Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg

Wie bei anderen Standgewässern (vgl. z.B. HANSON et al. 1994) hat die intensive landwirtschaftliche Nutzung und die Entfernung von Pufferzonen zur Gefahr hoher C- und N-Austräge in den Uferzonen der Sölle geführt (AUGUSTIN et al. 1997). Das Wissen über die dabei ablaufenden Stoffumsetzungs- und -austragungsprozesse ist allerdings noch recht lückenhaft. In besonderem Maße gilt dies für die eng mit dem C- und N-Kreislauf gekoppelten klimarelevanten Spurengase Lachgas (N_2O) und Methan (CH_4). Der vorliegende Beitrag ist dieser Problematik gewidmet.

2. Versuchsstandorte und Methoden

Die Lachgas- und Methanemission der wechselfeuchten Uferzonen zweier stark eutrophierter Sölle (Breites Fenn bei Bölkendorf/Schorfheide-Chorin, östlich des Parsteiner Sees bzw. Krummer Pfuhl bei Müncheberg) und eines wenig eutrophierten Sölles (Klarer Pfuhl bei Bölkendorf/Schorfheide-Chorin) wurde daher vergleichend gemessen. Einzelheiten zu den Standorten finden sich an anderer Stelle (MERBACH et al. 1996, KALETTKA 1996). Zur Quantifizierung der Spurengasemission fand die „closed chamber“-Methode Verwendung. Hierzu wurden die ausgewählten Meßflächen kurzzeitig (1 h) mit Gassammelhauben (PVC, Durchmesser 50 cm, Volumen 65 l) abgedeckt. Zu vorgegebenen Zeiten erfolgte die Entnahme von Gasproben aus dem Sammelhauben mit Hilfe vorher evakuierter, gasdichter Glasflaschen (je 100 ml). Zur Bestimmung der Spurengaskonzentration diente ein automatisiertes gaschromatographisches System mit ECD und FID als Detektoren (modifiziert nach LOTFIELD et al. 1992, 1996). Die Emissionsrate ergibt sich aus der Differenz der Spurengaskonzentration in den Gassammelhauben zu Beginn und zu Ende des Meßzeitraums unter Bezugnahme auf Gefäßgrundfläche und -volumen.

3. Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Die seit 3 Jahren laufenden Untersuchungen ergaben folgendes Bild (Tab. 1, Abb. 1):

- a) Die Uferzonen eutrophierter Sölle hatten hohe Emissionen der klimarelevanten Spurengase CH_4 und N_2O , die denjenigen von Niedermooren vergleichbar waren (MERBACH et al. 1994, AUGUSTIN et al. 1996) und deutlich höher lagen als in anderen terrestrischen Ökosystemen (BOUMAN 1990). Das nur schwach eutrophierte Soll „Klarer Pfuhl“ hatte im Vergleich zu den eutrophierten Söllen deutlich niedrigere Emissionswerte (Tab. 1).
- b) Hoher Wasserpegel führte in Verbindung mit der jeweiligen Vegetation bei allen drei untersuchten Söllen zu drastischer Erhöhung der CH_4 -Emission und zur Verminderung der N_2O -Freisetzung. Absenkung des Wasserpegels hatte entgegengesetzten Effekt. Damit werden frühere eigene Befunde bestätigt (MERBACH et al. 1996). Ähnliche Beobachtungen liegen auch für Moorstandorte in Nordwestdeutschland (PFEIFFER 1994) und Finnland (MARTIRAINEN et al.

Tabelle 1: Jährliche Lachgas- und Methanemission aus den Uferzonen zweier Sölle Nordostdeutschlands (berechnet als mg CH₄-C oder N₂O-N pro m² und Jahr bzw. kg CH₄-C oder N₂O-N pro ha und Jahr, modifiziert nach MERBACH et al. 1996)

Standort des Solles	Lachgasemission		Methanemission	
	mg N ₂ O-N	kg N	mg CH ₄ -C	kg C
„Klarer Pfuhl“ (KP) schwach eutroph	0 cm Grundwasserpegel	0,1	960,8	9,6
	10 cm Grundwasserpegel	0,1	33,3 ¹⁾	0,33
„Breites Fenn“ (BF) stark eutroph	5 cm Grundwasserpegel	0,96	33031 ¹⁾²⁾³⁾	330
	25 cm Grundwasserpegel	1,25	1580 ¹⁾²⁾³⁾	15,8

¹⁾signifikant zu KP 0 cm

²⁾signifikant zu KP 10 cm

³⁾signifikant zu BF 5 cm

Newman - Keuls - Test
(α = 5 %)

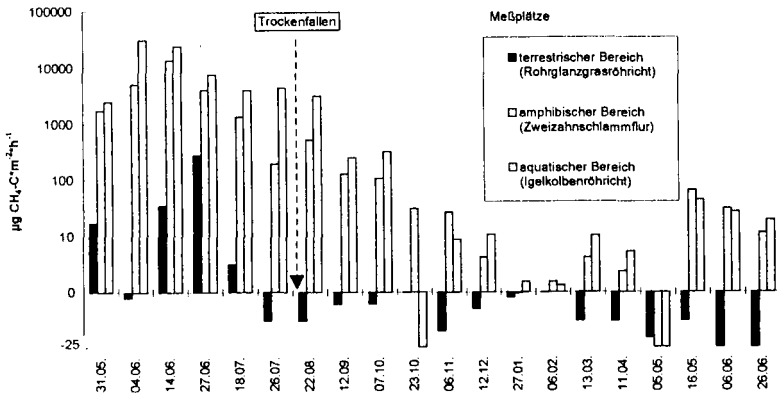


Abb. 1: Methanemission aus dem Uferbereich des Solles „Krummer Pfuhl“ von Mai 1996 bis Juni 1997

1995) vor.

- c) Sowohl die N_2O - als auch die CH_4 -Freisetzung unterlag einer starken Förderung durch ein hohes Angebot an leicht umsetzbaren N-Verbindungen (NO_3^- , NH_4^+) im Substrat der Uferzonen (zahlenmäßig hier nicht dargestellt).

Es kann daher angenommen werden, daß die Eutrophierung über die Erhöhung der Menge leicht umsetzbarer C- und N-Verbindungen eine verstärkte Emission klimarelevanter Spurengase aus Söllen bewirkt. Zur Gewinnung zuverlässiger und repräsentativer Aussagen über die Spurengasemission nordostdeutscher Agrargebiete sind dringend weitere Untersuchungen erforderlich.

Literatur

- AUGUSTIN, J., MERBACH, W., KALETTKA, T.: Spurengasemission aus den Uferzonen von Söllen. In: WERNER, A., SEYFARTH, W. (Hrsg.): Erkenntnisse, Methoden und Lösungsansätze für eine dauerhafte Naturentwicklung in Mitteleuropa, ZALF-Berichte, Müncheberg **32**, 112 (1997)
- AUGUSTIN, J., MERBACH, W., SCHMIDT, W., REINING, E.: Effect of changing temperature and water level on trace gas emission from minerotrophic mires. *Angew. Bot.* **70**, 45-51 (1996)
- BOUMAN, A.F.: Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: BOUMAN, A.F. (ed.): Soils and greenhouse effect, John Wiley and Sons, Chicester 1990, 61-127
- HANSON, G.C., GROFFMAN, P.M., GOLD, A.J.: Denitrification in riparian wetlands receiving high and low groundwater nitrate inputs. *J. Environm. Qual.* **23**, 917-922 (1974)
- KALETTKA, T.: Die Problematik der Sölle (Kleinhohlformen) im Jungmoränengebiet Nordostdeutschlands. *Naturschutz Landschaftspflege Brandenburg, Sonderheft „Sölle“* 1996, 4-12
- LOTFIELD, N.S., BRUMME, R., BEESE, F.: Automatic monitoring systems of nitrous oxide and carbon dioxide fluxes from forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **56**, 1147-1150 (1992)
- LOTFIELD, N.S., FLESSA, H., AUGUSTIN, J., BEESE, F.: Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases CH_4 , CO_2 and N_2O . *J. Environm. Qual.* **25**, 1324-1329 (1996)
- MARTIKAINEN, P.J., NYKÄNEN, H., ALM, J., SILVOLA, J.: Changes influxes of carbon dioxide, methane, and nitrous oxide due to forest drainage of native sites of different trophy. *Plant and Soil* **168/169**, 571-577 (1995)
- MERBACH, W., AUGUSTIN, J., KÄDING, H.: Einfluß von N-Düngung und Wasserregime auf die Lachgasfreisetzung degradierter Niedermoorböden Nordostdeutschlands. *Mitt. Dtsch. Bodenk. Gesellsch.* **73**, 95-98 (1994)
- MERBACH, W., AUGUSTIN, J., KALETTKA, T., JACOB, H.J.: Nitrous oxide and methane emissions from riparian areas of ponded depressions of Northeast Germany. *Angew. Bot.* **70**, 134-136 (1996)
- PFEIFFER, E.-M.: Methan fluxes in natural wetlands (marsh and moor) in northern Germany. *Current Top. Wetland Biogeochem.* **1**, 36-47 (1994)

C-Spurengashaushalt bei vollständigem Überstau eines flachen Niedermooses in Niedersachsen (Beitrag einzelner Niedermoorhorizonte zur Methan- und Kohlendioxidfreisetzung)

von

MEYER, K., HÖPER, H.

Einleitung

Naturnahe, wachsende Niedermoore sind Netto-Senken für Kohlendioxid, da der Abbau pflanzlicher Biomasse bei voller Wassersättigung und Sauerstoffmangel nur unvollständig abläuft. Die fast ausschließlich anaerob ablaufende C-Mineralisation endet in der Methangärung, so daß diese Feuchtgebiete bedeutende Methanquellen sind. In den letzten Jahrzehnten wurde die Nutzung der Niedermoore stark intensiviert, vor allem nach tiefgreifenden Entwässerungsmaßnahmen. Folgen dieser Maßnahmen sind beschleunigte C- und N-Umsetzungen, die entwässerten Standorte wurden zu bedeutenden CO₂-Quellen (BEHRENDT et al., 1994; MEYER et al., 1997). Im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen können bei ausreichenden Wasserressourcen niedrig gelegene Teilbereiche von Niedermooren vollständig und dauerhaft überstaut werden. Ziel des Überstaus ist neben der Ansiedlung niedermoorartiger, torfbildender Pflanzengesellschaften, das Unterbinden des aeroben Torfabbau. Mit der Vernässung einhergehend wird ein deutlicher Rückgang der CO₂-Freisetzung aus der Torfmineralisation bei Anstieg der CH₄-Emission erwartet.

Da bisher nur unvollständige Kenntnisse über die Entwicklung der Spurengasumsetzungen bei Überstau langjährig entwässerter Niedermoore vorliegen, wurde der C-Spurengasumsatz (CO₂, CH₄) eines seit zweieinhalb Jahren überstauten Niedermooses untersucht.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden in einem flachen Mulm- (Norm) Niedermoor (Verlandungs-/ Überflutungsmoor) am Dümmer nördlich von Osnabrück durchgeführt. Eine Teilfläche des Feldversuchs wird seit Herbst 1995 etwa 10 cm überstaut. Die Ermittlung der CO₂-, CH₄-Flußraten erfolgte wöchentlich nach der 'closed chamber'-Methode (MOSIER, 1989) (0,22 m² Grundfläche) mit zwölf Wiederholungen je Variante, wovon sechs zur Ermittlung der Netto-CO₂-Freisetzung aus dem Moorkörper bewuchsfrei gehalten wurden. Die Analyse der Gasproben erfolgte gaschromatographisch (GC-ECD/WLD/FID).

Zur Bestimmung der anaeroben CO₂- und CH₄-Produktion im Inkubationsversuch wurden Stechzylinderproben (250 ml) aus fünf Horizonten der überstauten Versuchsvariante entnommen und in N₂-Atmosphäre aufbewahrt. Die Proben wurden in Inkubationsgefäßen (1 l) mit entgaster, filtrierter Bodenlösung (< 0,45 µm) überstaut und vier Tage bei der jeweiligen Versuchstemperatur (5, 10, 15 und 20°C) anaerob in Ar-Atmosphäre präinkubiert. Nach Wechsel der Ar-Atmosphäre wurden über 20 Stunden (Probenahmen nach: 1, 3, 5, 7, 9 und 20 h) die Raten der CO₂- und CH₄-Produktion aus dem linearen Bereich des Konzentrationsanstiegs im Headspace des Gefäßes ermittelt. In Tab. 1 sind die wichtigsten Kenndaten des Bodens zusammengefaßt.

Tab.1: Chemische-, physikalische- und biologische Kenndaten des Bodens

Horizont (Tiefe) [cm]	C _{org} [%]	CN	Asche [%]	pH _{CaCl2}	LD [g L ⁻¹]	C _{mik} [µg g ⁻¹ TS]
nHm (0-13)	24,8	14,0	52,7	5,2	830	624
nHa (14-28)	37,1	16,3	33,9	4,5	524	647
nHt (29-55)	39,3	17,9	31,2	5,3	250	413
Fhl (56-70)	31,8	14,3	24,1	4,0	159	212
Fmk (71-85)	11,9	12,3	77,2	6,6	429	178

Ergebnisse und Diskussion

Die CO₂-C- und die CH₄-C-Gasfreisetzung *in situ* stieg innerhalb des Untersuchungszeitraumes um den Faktor 1,5 bzw. 2,1 an (Tab. 2). Die Unterschiede beruhen einerseits auf geringeren Bodentemperaturen im Jahr 1996 (bei im Median um -0,5°C Differenz zu 1997), andererseits deuten seit Beginn der Überstauung kontinuierlich ansteigende NH₄- und DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung (Daten nicht dargestellt) auf eine auf hohem Niveau noch zunehmende C-Verfügbarkeit hin. Der Vergleich bewachsener mit unbewachsenen Meßplätzen zeigt den erheblichen Einfluß der Vegetation auf den Verbrauch in der Tiefe produzierten Methans. In der Rhizosphäre wurden trotz sehr hoher NH₄-Konzentrationen in der Bodenlösung (30-40 mg NH₄-N L⁻¹) zwischen 53 und 60 % des produzierten Methans oxidiert. CALHOUN & KING (1997) stellten in anoxischen Kammerversuchen in der Rhizosphäre methanotrophe Aktivität fest, durch die zwischen 38 und 86 % des Methans unabhängig von der eingestellten NH₄-Konzentration oxidiert wurde.

Tab. 2: Im Feldversuch ermittelte C-Spurgasfreisetzung in 1996 und 1997, sowie das CO₂-C/CH₄-C-Verhältnis

	CO ₂ -C (unbewachsen)	CH ₄ -C (unbewachsen) kg ha ⁻¹	CH ₄ -C (bewachsen)	CO ₂ -C/CH ₄ -C- Verhältnis (unbewachsen)
Apr.-Dez. '96	3627	1061	497	3,4
Jan.-Mär. '97	590	140	27	4,2
Apr.-Dez. '97	5593	2554	1053	2,2
Summe '97	6183	2694	1080	2,3

Die höchste CH₄-Produktion im Laborversuch zeigte mit nahezu 83 % der Gesamtaktivität des Profils (gewichtet entsprechend der Horizontmächtigkeiten) der stark durchwurzelte nHm-Horizont, während nHa- und nHt-Horizont Anteile von 7 bzw. 9 % hatten. Während in den Torfhorizonten eine starke Temperaturabhängigkeit der Methanogenese beobachtet werden konnte, wiesen die Leber- und Kalkmudden (Fhl, Fmk) unabhängig von der Inkubationstemperatur nur sehr geringe CH₄-Produktionsraten auf. Auffallend war die tendenziell abnehmende Aktivität bei 20 °C, die auf eine an niedrige Bodentemperaturen adaptierte methanogene Mikroflora in diesen Tiefen hindeutet (Abb. 1a). Die relativen Anteile einzelner Horizonte waren weitgehend unabhängig von der Inkubationstemperatur. Mit Ausnahme des Fhl-Horizontes galt dies auch für die CO₂-Produktion (Abb. 1b). Im Gegensatz zu der CH₄-Produktion wies die CO₂-Produktion ein weniger ausgeprägtes Tiefenprofil auf. Relative Anteile der Horizonte an der Gesamtproduktion waren: nHm: 32 %; nHa: 23 %; nHt: 18 %; Fhl: 18 % und Fmk: 10 %. Der Q₁₀-Faktor (10-20°C) der CH₄-Produktion lag in den Torfhorizonten zwischen 3,6 und 5,2, deutlich niedriger war der Q₁₀ der CO₂-Produktion (1,5-1,8).

SEGERS (1998) nennt in einem Literaturüberblick Q_{10} -Werte der CH_4 -Produktion von 1,5 bis 6,4 und 1,5 für die anaerobe CO_2 -Produktion in minerotrophen Torfen. Bei zunehmender Inkubationstemperatur war entsprechend der unterschiedlichen Q_{10} -Werte ein abnehmendes CO_2/CH_4 -Verhältnis festzustellen (Abb. 1c). Im Horizont mit dem größten Input an rezentem Pflanzenmaterial (nHm-Horizont) wurde das engste CO_2/CH_4 -Verhältnis festgestellt (vgl. CHANTON et al., 1995). Hiermit bestätigt sich die stärkere Abhängigkeit der Methanogenese gegenüber der anaeroben CO_2 -Bildung von der Qualität der organischen Substanz.

Im Gegensatz zur Laborinkubation wies das CO_2 -C/ CH_4 -C-Verhältnis der *in situ*-Messungen (Tab. 2) nur eine schwache Beziehung zur Bodentemperatur (Daten nicht dargestellt) auf, an keinem Meßtermin wurde ein Verhältnis von eins ermittelt.

Werden die CH_4 -Produktionsraten der ungestörten Proben auf Jahresraten (8,7°C mittlere Jahrestemperatur) hochgerechnet, wird die im Gelände ermittelte CH_4 -Emission (Variante 'unbewachsen') mit 5974 kg CH_4 -C $ha^{-1} a^{-1}$ um den Faktor 2,2 überschätzt. Dieses unterstreicht die begrenzte Aussagekraft von Untersuchungen auch ungestörter Proben, wenn Spurengasemissionen flächenhaft quantifiziert werden sollen.

Zusammenfassung

- Permanenter Überstau eines langjährig entwässerten Niedermoores führt zumindest kurzfristig zu keiner Minderung der C-Mineralisation
- Die CH_4 -Produktion im Profil zeigt eine stärkere Abhängigkeit vom Vorhandensein leicht verfügbarer organischer Substanz (rezentes Pflanzenmaterial) als die CO_2 -Produktion
- Der Anteil der Leber- und Kalkmudden an der CH_4 -Bildung im Niedermoorprofil ist sehr gering, deutlich höher ist deren Anteil an der CO_2 -Bildung
- Auch bei vollständiger Wassersättigung des Bodens wird in der Rhizosphäre über 50 % des im bewuchsfreien Zustand emittierten Methans oxidiert.

Diese Untersuchungen werden im Rahmen des Verbundvorhabens 'Ökosystemmanagement für Niedermoores' mit Mitteln des BMBF (BEO-0339558) gefördert

Literatur

- CALHOUN, A. & KING, G.M. (1997): Regulation of root-associated methanotrophy by oxygen availability in the rhizosphere of two aquatic macrophytes. *Appl. Env. Microbiol.* 63, 3051-3058.
- CHANTON, J.P., BAUER, J.E., GLASER, P.A., SIEGEL, D.I., KELLEY, C.A., TYLER, S.C. ROMANOWICZ, E.H. & LAZRUS, A. (1995): Radiocarbon evidence for the substrates supporting methane formation within northern Minnesota peatlands. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 59, 3663-3668.
- BEHRENDT, A., MUNDEL, G. & HÖLZEL, D. (1994): Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz in Niedermoorböden und ihre Ermittlung über Lysimeterversuche. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung.* 35, 200-208.
- MEYER, K., HÖPER, H. & BLANKENBURG, J. (1997): Quellen- und Senkenfunktion eines nordwestdeutschen Niedermoores für klimarelevante Spurengase bei unterschiedlichem Wiedervernäsungsmanagement. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* 85, 299 - 302.
- MOSIER, A.R., 1989: Chamber and isotope techniques. In: Andreae, M.O., Schimel, D.S. [Eds.], *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere.* John Wiley & Sons Ltd., Chichester. pp.175-187.
- SEGERS (1998): Methane production and methane consumption: a review of processes under lying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry.* 41, 23-51.

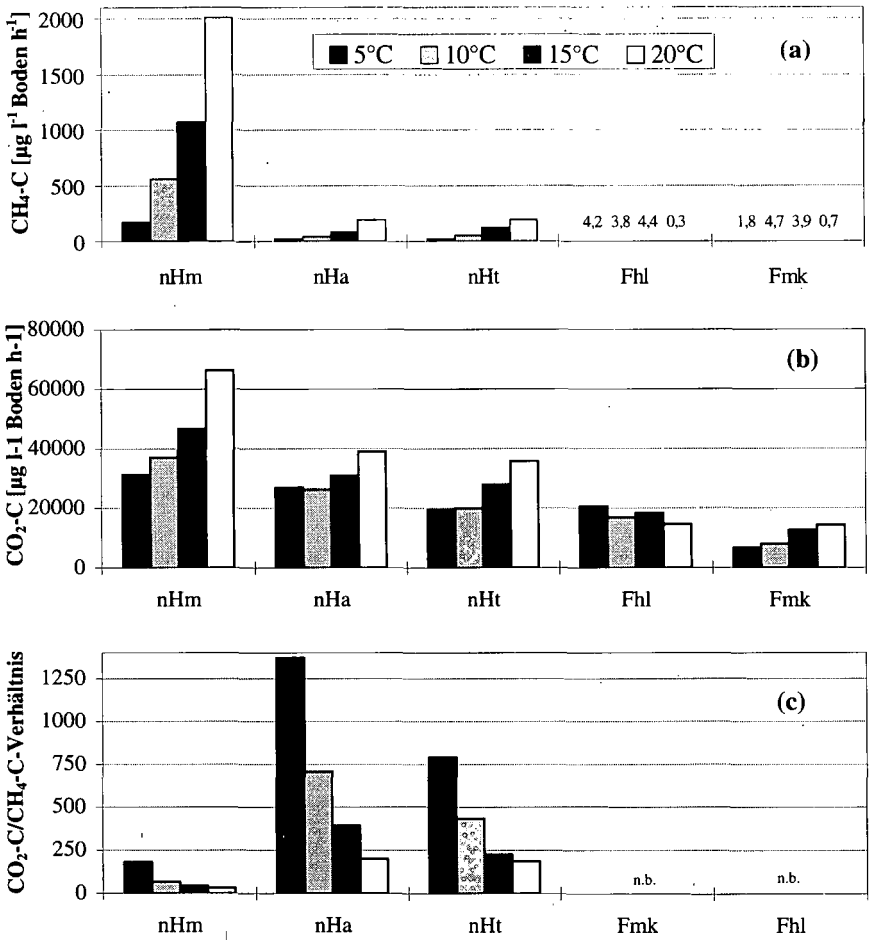


Abb.1: Mittlere CH₄- (1a) und CO₂-Freisetzung (1b) ungestörter Proben (n = 5) des nHm-, nHa-, nHt-, Fhl- und Fmk-Horizontes bei anaerober Inkubation im Temperaturbereich 5-20 °C, sowie das CO₂-C/CH₄-C-Verhältnis (1c).

Netto-N-Mineralisierung und N₂O-Emissionen auf unterschiedlich genutzten Niedermoorstandorten in Nordost-Deutschland

von

MÜNCHMEYER, U., AUGUSTIN, J.

Einleitung

Niedermoore gehören zu den wichtigsten terrestrischen N-Speichern (bis zu 250 t N * ha⁻¹; KUNTZE 1988). Diese in Nordostdeutschland weit verbreiteten Ökosysteme (≈ 425 000 ha) wurden in der Vergangenheit zu etwa 80 % intensiv landwirtschaftlich genutzt (SAUERBREY et al. 1991). Aufgrund der damit verbundenen Umweltbelastungen durch den Austrag von N-Verbindungen (Distickstoffoxid, Nitrat) und die zunehmende Degradierung der Standorte verstärkte sich in den letzten Jahren das Bemühen, standort- und umweltgerechte Verfahren für eine zukünftige Niedermoorbehandlung zu entwickeln. Über die Auswirkungen antropogener Maßnahmen auf die N-Dynamik dieser Standorte ist jedoch sehr wenig bekannt. Entsprechende Kenntnisse sind aber für die Beurteilung zukünftig wichtiger Nutzungsformen (Nutzungsauffassung, Wald auf entwässertem Niedermoor, Extensivierung, Wiedervernässung, Schilfanbau) hinsichtlich ihrer möglichen umweltgefährdenden bzw. umweltfreundlichen Wirkung (SUCCOW 1997) notwendig. Ziel der Untersuchungen war es daher, den Einfluß besonders bedeutsamer Nutzungsvarianten (extensive Wiesennutzung bzw. Nutzungsauffassungen mit unterschiedlichen Grundwasserständen, Schilfanbau, Wald) auf die Netto-N-Mineralisierung und die Lachgasemission zu ermitteln.

Material und Methoden

Untersuchungsstandorte

Die Untersuchungsstandorte (Tab. 1) befanden sich in der „Friedländer Großen Wiese“ (tieflgründiges Niedermoor) und in der Sernitz-Welse-Niederung“ (flachgründiges Niedermoor). Es wurden folgende Nutzungsvarianten untersucht:

- „Friedländer Große Wiese“: - „Birkenwald“
- freie Sukzession mit unterschiedlichen Grundwasserständen („Sukz. naß“ bzw. „Sukz. feucht“)
- „Sernitz-Welse-Niederung“: - extensive Wiesennutzung („Saatgras“)
- Wiedervernässung mit Schilfanbau („Schilf“)

Ermittlung der N₂O-Emission

Die Bestimmung erfolgte in der Regel wöchentlich mit der „closed-chamber“-Methode. Die Gaskonzentration wurden mit einem Gaschromatographen (Detektoren: FID und ECD) ermittelt (LOFTFIELD et al. 1997). Die je Zeiteinheit freigesetzte N₂O-Menge wird aus dem Anstieg der Konzentration in den Gassammelhauben unter Berücksichtigung der Grundfläche des Gefäßes berechnet.

* ZALF e.V., Institut für Rhizosphärenforschung und Pflanzenernährung, Eberswalder Straße 84, 15 374 Müncheberg

Tab. 1: Untersuchungsvarianten in der „Friedländer Großen Wiese“ und der „Sernitz-Welse-Niederung“

Bezeichnung der Versuchsvarianten	sommerlicher Grundwasserstand	Degradierung des Bodens	N _t (% in der Trockenmasse)	pH (0-20 cm)
1.) Friedländer Große Wiese				
Birkenwald	50 cm unter GOF	schwach vererdet	3,2	5,0
Sukz. (feucht)	50 cm unter GOF	stark vererdet	3,4	6,0
Sukz. (naß)	20 cm unter GOF (wiedervermäßt seit 1992)	stark vererdet	3,3	5,7
2.) Sernitz-Welse-Niederung				
Schilf	Überstau (wiedervermäßt seit 1996)	vermulmt	0,87	7,0
Saatgras	100 cm unter GOF	vermulmt	0,87	7,0

Ermittlung der Netto-N-Mineralisierung

Die Bestimmung erfolgte in Anlehnung an die Beutel-Inkubationsmethode nach ENO (1960):

- Inkubation: in der Regel 6 Wochen in der Mitte des beprobten Horizontes in 5facher Wiederholung
- Tiefen: 0-20 cm; 20-40 cm (außer „Sukz. naß“ und „Sukz. feucht“)

Bei der ausgewählten Untersuchungsmethode werden zwar die Stickstoffaufnahme durch Pflanzen als auch die Stickstoffauswaschung insbesondere von Nitrat verhindert, nicht aber die Stickstoff-Immobilisierung und die gasförmigen Stickstoff-Verluste durch Nitrifikations-/Denitrifikationsprozesse. Bei der Interpretation der Versuchsergebnisse ist daher immer die folgende Beziehung zu beachten:

$$\text{Netto-N-Mineralisierung} = \text{Brutto-N-Mineralisierung} - \left(\text{N-Immobilisierung} + \text{gasförmige N-Verluste (Nitrifikation; Denitrifikation)} \right)$$

Unter Berücksichtigung dessen bedeuten positive Werte, daß die Freisetzung von Stickstoff aus der organischen Substanz höher ist als die N-Festlegung durch Mikroorganismen (Immobilisierung) und die gasförmigen N-Verluste durch Nitrifikation- und Denitrifikationsprozesse. Bei einer negativen Differenz liegen genau umgekehrte Verhältnisse vor.

Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Die höchsten Netto-N-Mineralisierungsraten und N₂O-Emission wurden unter Birkenwald ermittelt (Abb. 1, Tab. 2). Innerhalb der 3 Wiesenstandorte („Sukz. naß“, „Sukz. feucht“ und „Saatgras“) wies der Standort „Sukz. naß“ die höchsten N₂O-Emissionsraten auf. Die Netto-N-Mineralisierungsraten für diesen Standort hingegen lagen deutlich unter denen für „Sukz. feucht“ (Tab. 2). Die niedrigsten Netto-N-Mineralisierungsraten wurden aber trotz des niedrigen Grundwasserstandes auf der Variante „Saatgras“ ermittelt. Möglicherweise sind der geringere N-Gehalt und die höhere Bodendegradierung (Tab. 1) die Ursache für dieses Resultat. Während der ersten 3 Inkubationsperioden wurden in der „Sernitz-Welse-Niederung“ auf der Versuchsvariante „Schilf“ im Vergleich zur Variante „Saatgras“ höhere Mineralisierungsraten ermittelt. In dieser Zeit mußte der Grundwasserspiegel für Schilfanpflanzungen abgesenkt werden.

Wahrscheinlich führten die daraus entstehenden wechselfeuchten Verhältnisse zu einer leichten Erhöhung der Umsetzungsprozesse.

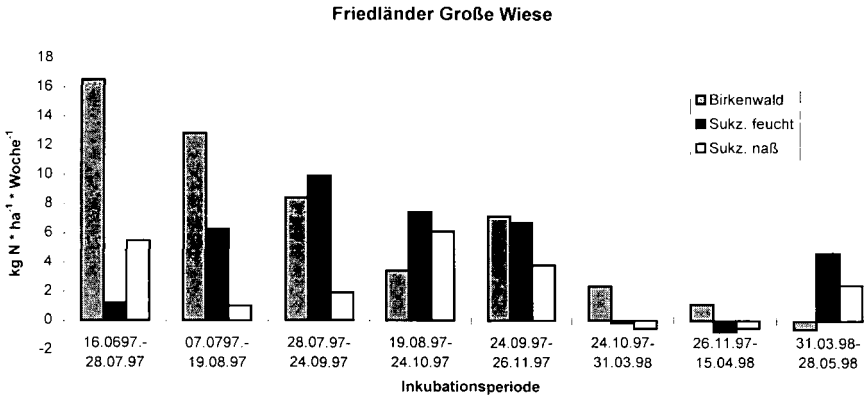


Abb. 1: Netto-N-Mineralisierungsraten 1997/98 am Standort „Friedländer Große Wiese“

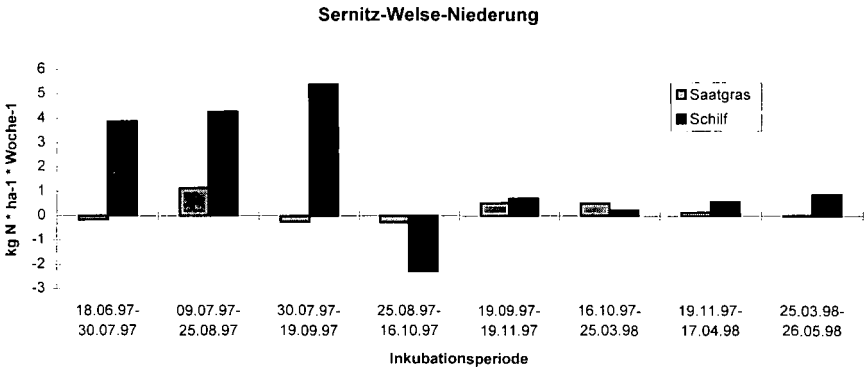


Abb. 2: Netto-N-Mineralisierungsraten 1997/98 am Standort „Sernitz-Welse-Niederung“

Trotz gleicher Witterungsverhältnisse konnten innerhalb der Versuchsvarianten unterschiedliche Verläufe der Netto-N-Mineralisierungsraten über die Vegetationsperiode festgestellt werden (vgl. „Birkenwald“ sowie „Sukz. naß“ mit „Sukz. feucht“ in Abb. 1). Sowohl diese Unterschiede als auch die auftretenden negativen Netto-N-Mineralisationsraten (Abb. 1 und 2) lassen sich nicht mit dem Umfang (Tab. 2) oder dem Verlauf der N₂O-Emissionen (hier nicht dargestellt) allein erklären. Hierzu ist es notwendig, vergleichende Untersuchungen unter Einsatz der ¹⁵N-Tracertechnik zur Ermittlung von Brutto-Raten (N-Mineralisierung, N-Immobilisierung, gasförmige N-Verluste) durchzuführen.

Tab. 2: Netto-N-Mineralisierung und Lachgasemission unterschiedlich genutzter Niedermoorstandorte

Untersuchungsvarianten	N ₂ O-Emission (kgN* ha ⁻¹) 06.05.- 05.11.97	Netto-N-Mineralisierung (kg N * ha ⁻¹) 16.06.97-28.05.98	
		0-20 cm	20-40 cm
1.) Friedländer Große Wiese			
Birkenwald	2,78	211	113
Sukz. (feucht)	0,15	133	
Sukz. (naß)	0,92	63	
2.) Sernitz-Welse-Niederung			
Schilf	0,05	57	20
Saatgras	0,1	12	18

Literatur

ENO, F. (1960): Nitrat produktion in the field by incubating the soil in polyethylene bags. - Soil Science Soc. Am. Proc. 24, S. 277-279

KUNTZE, H. (1988): Nährstoffdynamik und Gewässereutrophierung. TELMA 18, S. 61-72 (1988)

LOFTFIELD, N.; FLESSA, H.; AUGUSTIN, J.; BEESE, F. (1997): Automated gas chromatographic system for rapid analysis of atmospheric trace gases CH₄; CO₂ and N₂O. - J. Environ. Quality 26: 560 - 564

SAUERBREY, R.; D. ESCHNER; W.-D. LORENTZ & A. TITZE (1991): Ökologische Aspekte der Bodenentwicklung landwirtschaftlich genutzter Niedermoorstandorte der ehemaligen DDR. - Situationsbericht. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 32: 300 - 308, Berlin, Hamburg

SUCCOW, M. (1997): Nutzung, Nutzen und zukünftige Nutzbarkeit von Niedermooren. Studien und Tagungsberichte, Landesumweltamt Brandenburg, Bd. 11: 59 - 67

Dank

Für die Unterstützung bei Labor- und Feldarbeiten bedanke ich mich recht herzlich bei B. Snelinski, S. Remus, K. Herrendorf und L. Steffens. Die Arbeit wurde durch ein Stipendium der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördert.

Freisetzung klimarelevanter Spurengase aus hydromorphen Böden naturnaher und genutzter Feuchtgebiete

von

PFEIFFER, E.-M.

1. Klimarelevante Spurengase

Böden bzw. ihre spezifische Nutzung/Landnutzung stellen wichtige Quellen und Senken für klimarelevante Spurengase (CO_2 , CH_4 , N_2O) dar. Dabei wird von diesen sogenannten Treibhausgasen die kurzwellige Sonnenstrahlung nahezu ungehindert zur Erdoberfläche durchgelassen, während die langwellige Atmosphärenstrahlung und die Wärmerückstrahlung der Erdoberfläche von diesen Spurengasen stark adsorbiert wird. Die Folge dieser wärmeisolierenden Wirkung der Gase ist eine Temperaturerhöhung in Bodennähe auf ca. $+15^\circ\text{C}$, d.h. um ca. 33°C höher gegenüber einem System "Atmosphäre-Erde" ohne diese Gase, bei dem die durchschnittliche Temperatur der Erdoberfläche bei -18°C liegen würde.

Wegen der anthropogen bedingten Spurengasquellen (z.B. bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe) kommt es zu einem "zusätzlichen Treibhauseffekt" (anthropogener Treibhauseffekt), der sich in einem globalen Temperaturanstieg der Atmosphäre - insbesondere innerhalb der letzten 100-130 Jahre - zeigt. So wurde für die Periode 1861 bis 1990 ein globaler Temperaturanstieg von $0,8^\circ\text{C}$ gemessen (IPCC 1992). Eine Übersicht der wichtigsten Treibhausgase und ihrer atmosphärischen Trends ist in Tabelle 1 und Tabelle 2 zusammengestellt.

Tabelle 1: Übersicht der wichtigsten anthropogenen Spurengase, Konzentrationen, Lebensdauer, Treibhauspotential, Anteil am Treibhauseffekt und erforderliche Reduzierung nach Bouwman, 1990; Lelieveld et al, 1993 und IPCC, 1994.

Anthropogene Treibhausgase:	CO_2	CH_4	N_2O	CFC-12
Konzentration 1992 in ppmv	355	1.71	0.31	0.50ppbv
Relatives Treibhauspotential bezogen auf CO_2	1	26	150	>10.000
"Radiatives Forcing" 1992	1.56	0.47	0.14	0.25
Anteil an der Änderung der Strahlungsbilanz in Watt pro m^2				
Anteil am zusätzlichen Treibhauseffekt in %	50	19	4	11
Atmosphärische Lebensdauer in Jahren	50-200	12-17	120	102
Erforderliche Reduzierung in %	>60	10	70-80	75-85

ppmv = 10^6 = 1 Teil auf eine Million pro Volumeneinheit; ppbv = 10^9 = 1 Teil auf eine Billion pro Volumeneinheit

Tabelle 2: Anstiegsraten der anthropogenen Treibhausgase seit der Weichselvereisung nach Lelieveld et al.1993

Anthropogene Treibhausgase:	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CFC-12
Weichselzeitl. Konzentration (vor ca. 18.000 Jahren) in ppmv	195	0.35	0.24	0
Vorindustrielle Konzentration in ppmv	280	0.75	0.28	0
Konzentration 1900 in ppmv	296	0.97	0.29	0
Konzentration 1980 in ppmv	337	1.57	0.30	0.27ppbv
Konzentration 1992 in ppmv	355	1.71	0.31	0.50ppbv
Jährliche Anstiegsrate in ppm in (%)	1.8 (0.4)	0.013 (0.8)	0.0008 (0.25)	0.018ppbv (4)

2. Was sind Feuchtgebiete?

Feuchtgebiete sind Vegetations-/Bodenkomplexe, gekennzeichnet durch ein hohes Wasserregime. Dabei kann periodisch wirkendes Stauwasser und/oder ständig wirkendes Grundwasser am Standort prägend sein. In Feuchtgebieten werden unter anoxischen Bedingungen (Grundwasseranstieg, Überflutung etc.) und nach Limitierung des O₂-Eintrages schrittweise die anorganischen (N-, Mn-, Fe-, S-Oxide) und organischen (org. Substanz) Elektronenakzeptoren reduziert. Dabei wird zunächst in wenigen Stunden der noch vorhandene molekulare Sauerstoff von den Bodenmikroben verbraucht. In weiteren Reduktionsprozessen wird durch fakultativ anaerobe Mikroorganismen das vorhandene NO₃⁻, Mn⁴⁺ und Fe³⁺ unter Bildung von N₂, N₂O, zweiwertigem Mn und Fe reduziert. Dabei sinkt das Redoxpotential im Boden (kleiner -150 mV). Nach vollständiger Reduktion dieser Oxide setzt die Reduktion von SO₄ ein, welches durch die obligat anaeroben Desulfurikanten zu S²⁻ umgesetzt wird. Erst wenn weitgehend alles Sulfat verbraucht ist, reduzieren als letztes Glied der anaeroben Nahrungskette die anaeroben methanogenen Bakterien vorhandene organische Elektronenakzeptoren (Acetat, Formiat, Methanol), CO₂ und H₂. In den anaeroben Bodenzonen wird dann Methan in größeren Mengen gebildet und die Feuchtgebiete stellen CH₄-Quellen dar.

3. Feuchtgebiete als Quellen für das Spurengas Methan

Nach globalen Bestandsaufnahmen können natürliche Feuchtgebiete in 6 Hauptkategorien, Hochmoore, Niedermoore, Marschen, Sümpfe, Schwemmland und Flachwasser-Seen unterteilt werden. Ihre Gesamtfläche beträgt ca. 5,7 x 10⁶ km² und ihre größten Flächenanteile liegen in den nördlichen Breiten zwischen 50°N bis 70°N (Alaska, Kanada, Rußland) und im tropischen Gürtel zwischen 10°N bis 20°S (Amazonas, Südost-Asien, Afrika). Die Feuchtgebiete gliedern sich auf in 33 % Hochmoore, 26 % Niedermoore, 20 % Sümpfe, 14 % Schwemmland, 5 % Marschen und 2 % Seen (Flächenanteile.s. Tabelle 3).

Tabelle3: Schätzgrößen der globalen Methanemission aus Feuchtgebieten nach Aselmann und Crutzen, 1989.

Feuchtgebiet	Fläche 10 ¹² *m ²	NPP dm	Emissionsrate mgCH ₄ *m ⁻¹ *d ⁻¹	Anzahl Tage mit CH ₄ -Bildung	CH ₄ -Emission Tg*y ⁻¹
Hochmoore	1.9	620-1400	15 (1-50)	178	5 (0.4-18)
Niedermoore	1.5	430-970	80(28-216)	169	20(7-52)
Sümpfe	1.1	1600-3220	84(57-112)	274	26(18-35)
Schwemmland	0.8	1170-1900	100	122	10
Marschen	0.3	290-740	253(137-399)	259	17(12-30)
Seen	0.1	50-100	43(17-89)	365	2(1-2)
Summe	5.7	4160-8420	-	-	40-160

dm = dry matter, () = Schwankungsbreite, Tg = 10¹²g

Die global geschätzten Methanemissionen für natürliche Feuchtgebiete werden mit durchschnittlich 100 Tg ($1 \text{ Tg} = 10^{12} \text{ g}$) angegeben. Die größte Bedeutung für die CH_4 -Freisetzung haben die gemäßigten bis borealen Moore, gefolgt von tropischen Sümpfen und Schwemmlandflächen, charakterisiert durch die hohen saisonalen Emissionen. Für die Betrachtung hinsichtlich der Methanfreisetzung ist nicht nur die Flächenausdehnung, sondern auch die Zeitdauer der Feuchtphase entscheidend (z.B. zeitliche und flächenmäßige Ausdehnung von tropischen Überflutungsflächen).

Auffällig sind erhebliche Schwankungsbreiten der punktuellen CH_4 -Freisetzungsraten - mit Variationsbreiten von 15 mg bis 253 mg $\text{CH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ - und der globalen Methanemission - 0.4 bis 160 Tg CH_4 pro Jahr - für die verschiedenen Feuchtgebiete. Sie verdeutlichen die Notwendigkeit weiterer in-situ-Messungen der CH_4 -Emissionen der verschiedenen Ökosysteme.

4. Methanflüsse in Marschen und Mooren

In mehrjährigen Untersuchungen der eigenen Arbeitsgruppe konnten für verschiedene Marschen- und Moorböden des norddeutschen Tieflandes wichtige Einflußgrößen der Methanflüsse bestimmt werden (Pfeiffer 1994, Wagner 1993, Knoblauch 1994, Gerundt 1997, Pfeiffer 1997, Wagner 1998): Ganzjährig wird in süßwasserbeeinflussten Marschen (Winteremission: 17 mg $\text{CH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, Sommer: 76 mg $\text{CH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) und Mooren (Winter: 31 mg $\text{CH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, Sommer: 89 mg $\text{CH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) Methan emittiert. Etwa 40- 60 % des gebildeten Methan wird in den aeroben Bodenzonen durch den Prozeß der Methanoxidation wieder verbraucht. Die wichtigsten Steuergrößen sind die Temperatur, die Bodenfeuchte bzw. der Grundwasserstand und der Gehalt an gelösten organischem Kohlenstoff. Nur etwa 1.1 bis 2.4 % der Netto-Primär-Produktion in Flußmarschen wird über den anaeroben Abbauprozess zu Methan umgesetzt.

5. Methanfreisetzung aus Tundren

In dreijährigen Untersuchungen konnten die wesentlichen standort- und bodenkundlichen Parameter der Gasfreisetzung aus permafrostbeeinflussten Tundren der Taimyr Halbinsel erfaßt werden (Pfeiffer et al. 1996, Nöthen 1996, Becker 1997, Müller-Lupp 1998, Gundelwein et al. 1997). Erste Sommermessungen zur Methanfreisetzung (Pfeiffer 1997, Gundelwein 1998) erbrachten Raten von 41 bis 171 mg $\text{CH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Eine vorsichtige, vorläufige Abschätzung - mit Emissionsraten 1,4 bis 7,4 Tg CH_4 pro Jahr - zeigt, daß Feuchtgebiete des nordsibirischen Tieflandes mit maximal 6 % zur globalen Methanemission beitragen. Es fehlen jedoch mehrjährige in-situ-Messungen der Emissionen und Prozeßstudien zur Methanoxidation dieser Feuchtgebiete.

6. Schlußfolgerung und Impulse für Folgeuntersuchungen

Forschungsdefizite bestehen weiterhin hinsichtlich der Größenordnung wichtiger Einzelquellen wie der genutzten und naturnahen Moore der gemäßigten und hohen Breiten sowie in den permafrostbeeinflussten Tundren - insbesondere des nordsibirischen Tieflandes. Die mehr- und ganzjährige Erfassung der Methanflüsse - auch gerade während der wichtigen Auftau- und Gefrierphase - aus typischen Frostmuster-Boden-Vegetationkomplexen ist notwendig, um eine gesicherte Bilanzierung dieser bedeutenden Spurengasquellen zu ermöglichen. Dafür ist besonders der Einsatz und Abgleich von luft- und satellitenbildgestützten Auswertesystemen für die Hochrechnung punktueller Emissionsmessungen auf die regionale und globale Ebene gefordert. Weitere Prozeßstudien zu den wichtigsten Einflußgrößen der Methanoxidation wie z.B. Temperatur, Wasserregime und Verfügbarkeit der organischen Substanz sind gerade für die Böden kalter Regionen notwendig. Die bodenbürtigen und bodenmikrobiologischen Parameter der Gasflüsse können direkt als Forcing-Größen zur Validierung von CH_4 -Modellen in Feuchtgebieten eingehen.

Literatur:

- Aselmann, I. und Crutzen, P.J. (1989): Global inventory of wetlands distribution and seasonality, net primary productivity, and estimated methane emissions. In: Bouman, A.F. (ed.): Soils and the greenhouse effect. Wiley and Sons, Chichester, 441-449.
- Becker H. (1997) Untersuchung zur Biomasse typischer Boden-Vegetations-Komplexe von Permafroststandorten des Levinson-Lessing-See-Gebietes / Sibirien. Diplomarbeit, Universität Hamburg (unveröff.).
- Bouwman 1990: Land use related sources of greenhouse gases. Land Use Policy. Butterworth & Co, 154-164.

- Gerund L. (1997) Untersuchung der vegetationsgebundenen Methanfreisetzung (Phragmites, Typha) aus einer Flußmarsch der Unterelbe. Diplomarbeit, Universität Hamburg (unveröff.).
- Gundelwein, A., Pfeiffer, E.-M. & Wiechmann (1997): Zusammensetzung und Umsatz organischer Substanz in Permafrostböden Nordsibiriens. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 85 (2), 497-500.
- Gundelwein, A. (1998): Eigenschaften und Umsetzung organischer Substanz in Permafrostböden Nordsibiriens. Dissertation, Universität Hamburg. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten. 39, 162p.
- IPCC (1992): Climate change 1992, the supplementary report to the Intergovernmental Panel on Climate Change scientific assessment. WMO/UNEP, University Press, Cambridge.
- Knoblauch, C. (1994): Bodenkundlich-mikrobiologische Bestandsaufnahme zur Methanoxidation in einer Flußmarsch der Unterelbe. Diplomarbeit, Universität Hamburg (unveröff.).
- Lelieveld, J. Crutzen, P.J. und Brühl, C (1993): Climate effects of atmospheric methane. Chemosphere 26: 739-768.
- Müller-Lupp, T. (1998): Untersuchungen zur Verbreitung und Ausbildung von Frostmusterböden in der nordsibirischen Arktis. Diplomarbeit, Universität Hamburg (unveröff.).
- Nöthen T. (1996) Organische Auflagen von Permafrostböden im nordsibirischen Tiefland. Diplomarbeit, Universität Hamburg (unveröff.).
- Pfeiffer E.-M., Gundelwein, A., Nöthen, T., Becker, H. & Guggenberger, G. (1996): Characterization of organic matter in permafrost soils and sediments. Berichte zur Polarforschung, 211, 46-63.
- Pfeiffer, E.-M. (1997): Methanfreisetzung aus hydromorphen Böden verschiedenernaturnahe und genutzter Feuchtgebiete (Marsch, Moor, Tundra, Reisanbau). Hamburger Bodenkundliche Arbeiten. 37, 262 p (in Vorbereitung)
- Pfeiffer E.-M., Gundelwein, A., Becker, H. & Mueller-Lupp, T. (1997): Soil organic matter (SOM) studies at Taimyr Peninsula. Berichte zur Polarforschung, 237, .
- Samarkin, V.A., Gundelwein, A. & Pfeiffer, E.-M. (1997): Methane emission.- Berichte zur Polarforschung, 237, 35-44.
- Wagner, D. (1993): Untersuchungen zur Methanbildung einer Flußmarsch der Unterelbe in Abhängigkeit zur Temperatur. Diplomarbeit, Universität Hamburg (unveröff.).
- Wagner, D. (1998): Einfluß von Temperatur, Sauerstoff und organischer Substanz auf die Methanogenese in hydromorphen Böden. Dissertation, Universität Hamburg. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten. 40, (in Vorbereitung).

Methanbildung in Marschböden und verschiedenen texturierten Modellböden unter aeroben Bedingungen

von

WAGNER, D., PFEIFFER, E.-M.

1 Einleitung

Methanogene Bakterien sind streng anaerobe Organismen, die nicht in der Lage sind Sporen oder andere Dauerstadien zu bilden. Wachstum und Methanbildung finden nur unter streng anaeroben Bedingungen statt (WHITMAN et al, 1992). Reinkulturen methanogener Bakterien überleben in Gegenwart von Sauerstoff nur für wenige Stunden (KIENER & LEISINGER, 1983). Im Gegensatz dazu überlebt die natürliche Population methanogener Bakterien aerobe Bedingungen in Böden sehr gut (MAYER & CONRAD, 1990). Sogar in Wüstenböden, die normalerweise nicht als Habitate anaerober Bakterien angesehen werden, wurden methanogene Bakterien nachgewiesen (PETERS & CONRAD, 1995). Die habitatbedingte Sauerstofftoleranz der natürlichen methanogenen Population in Böden ist von großer ökologischer Bedeutung, da die meisten anaeroben Ökosysteme zumindest zeitweise in Kontakt mit Sauerstoff treten (JØRGENSEN, 1977; REVSBECH & WARD, 1984). Marschen sind beispielsweise durch schwankende Grundwasserstände und infolgedessen durch wechselnde Sauerstoffgehalte charakterisiert.

Es ist seit langem bekannt, daß die Stoffwechselaktivität von Bodenmikroorganismen durch die Eigenschaften der Bodenpartikel sowie die Mannigfaltigkeit der natürlichen mikrobiellen Gemeinschaft beeinflusst wird (ENGLAND et al., 1993; COSTERTON et al., 1995). Ziel der vorliegenden Arbeit war es Methanbildung in Marschböden und verschiedenen texturierten Modellböden in Gegenwart von Sauerstoff mit und ohne der natürlichen Begleitflora zu untersuchen.

2 Material und Methoden

Untersuchungsgebiet: Das Untersuchungsgebiet „Asseler Sand“ (R: ³⁵29.86/H: ⁵⁹52.76) ist Teil der niedersächsischen Elbmarsch nahe Hamburg. Das Ausgangssubstrat der Bodenbildung des Asseler Sandes bilden kalkhaltige, perimarine Sedimente. Der Boden des Untersuchungsstandortes wurde aufgrund seiner Morphologie als *Flußrohmarsch* mit der typischen Ah-Go/Go/Gr-Horizontierung angesprochen. Er ist charakterisiert durch einen etwa 30 - 40 cm mächtigen aeroben Oberboden und einen etwa 20 cm mächtigen Übergangsbereich, der durch wechselnde Sauerstoffverhältnisse gekennzeichnet ist. Der vollständig anaerobe Unterboden beginnt bei etwa 60 cm Bodentiefe, wobei der durchschnittliche Grundwasserspiegel in einer Tiefe von etwa 40 cm liegt. Das untersuchte Profil wies einen hohen Gehalt an organischem Kohlenstoff (Ø 2.5 %), einen über das gesamte Profil gleichbleibend hohen Carbonat-Gehalt (Ø 6.2 %) und einen pH-Wert von etwa 7 auf. In den anaeroben Horizonten (Gr) lag das Redoxpotential im Durchschnitt niedriger als -180 mV mit geringer Schwankungsbreite, während die Zellzahlen methanogener Bakterien in diesem Bereich in der Größenordnung von 1×10^6 Zellen g^{-1} Boden lagen.

Methanbildungsaktivität in Gegenwart von Sauerstoff: Der Einfluß des Sauerstoffs auf die Methanbildungsaktivität der methanogenen Bakterien im natürlichen Habitat „Boden“ wurde an Mischproben (Slurries), Modellböden und Bodenproben mit natürlicher Lagerung untersucht (WAGNER, 1998).

3 Ergebnisse und Diskussion

Obwohl methanogene Bakterien als streng anaerobe Organismen gelten, zeigen sie insbesondere in ihren natürlichen Habitaten eine gewisse Toleranz gegenüber Sauerstoff (KIENER & LEISINGER, 1983; MAYER & CONRAD, 1990; SIEBURTH et al., 1993). In der vorliegenden Arbeit wurde gezeigt, daß Methanbildung in Gegenwart von Sauerstoff grundsätzlich möglich ist. Dabei wurden die Versuche zur Bedeutung der Begleitflora und der Bodenart für die Methanbildung in Gegenwart von Sauerstoff mit homogenisiertem Bodenmaterial durchgeführt, das kontinuierlich geschüttelt wurde, um Effekte durch eine verminderte Sauerstoff-Diffusion in Bodenaggregate weitgehend auszuschließen.

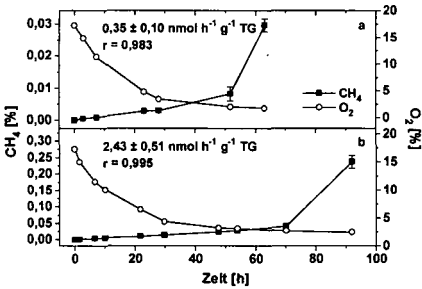


Abb. 1. Methanbildung von Marschbodenproben nach Überführung von anaeroben zu aeroben Bedingungen, a mit Acetat (20 mM) und b mit H₂/CO₂ (80:20 v/v) als Substrat (Mittelwerte ± Standardabweichung, n = 4)

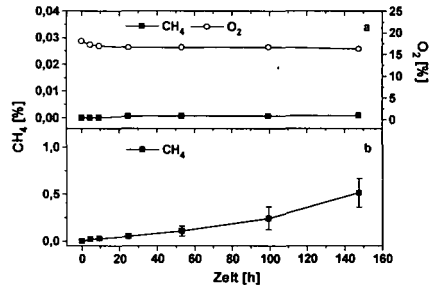


Abb. 2. Methanbildung von *Methanosarcina mazei* mit Acetat (20 mM) in sterilisierten Marschproben, a unter aeroben und b unter anaeroben Bedingungen (Mittelwerte ± Standardabweichung, n = 3)

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, daß Methanbildung unter aeroben Bedingungen nur möglich ist in Gegenwart der natürlichen Begleitflora aerober und fakultativ anaerober Bakterien (Abb. 1, 2). Die Bedeutung der Begleitflora für die Methanbildung in Gegenwart von Sauerstoff besteht wahrscheinlich darin, daß sie den Sauerstoffpartialdruck vermindert und gleichzeitig Substrate bildet, die von methanogenen Bakterien genutzt werden können. GOTTSCHAL & SZEWZYK (1985) zeigten, daß 80 - 90 % aller chemoorganotrophen Bakterien eines tidebeeinflussten Ästuars zur Gruppe der fakultativ anaeroben Bakterien gehören. Viele dieser Bakterien sind in der Lage, unter sauerstofflimitierten Bedingungen Energie durch gleichzeitige Atmung und Gärung zu gewinnen (WIMPENNY & NECKLEN, 1971). Methanogene Bakterien nutzen als Partner einer syntrophen Beziehung die gebildeten Substrate wie Wasserstoff und Formiat. Sie verschieben dadurch das thermodynamische Gleichgewicht zugunsten der Bildung dieser Produkte durch fakultativ anaerobe Bakterien (THIELE & ZEIKUS, 1988). Die Ergebnisse dieser Arbeit lassen vermuten, daß die Assoziation methanogener und fakultative anaerober Bakterien von großer Bedeutung für das Überleben methanogener Bakterien an der Grenze von aeroben zu anaeroben Verhältnissen, wie beispielsweise in den Gor-Horizonten hydromorpher Böden, ist. Dafür spricht auch der Befund, daß in verschiedenen Mischkulturen zwischen aeroben und obligat anaeroben Bakterien die anaeroben Organismen in der Lage waren, unter sauerstofflimitierten Bedingungen zu wachsen (WIMPENNY & ABDOLLAHI, 1991; GERRITSE & GOTTSCHAL, 1993). Darüber hinaus konnten BRUNE et al. (1995) zeigen, daß der Enddarm von Termiten, im Gegensatz zum Pansen von Rindern, nicht streng anaerob ist. Vielmehr laufen im Termitendarm aerobe und anaerobe Abbauprozesse (z.B. Methanogenese), die ein weites Spektrum des Redoxpotentials umfassen, nebeneinander ab.

Der zweite Faktor, der Methanbildung in Gegenwart von Sauerstoff ermöglicht, ist die Art des Bodenmaterials. An Modellböden konnte in Abhängigkeit von der Körnung des eingesetzten Materials (Ton, schluffiger Ton, Kies, Sand), das mit der natürlichen Marschenflora und mit

Reinkulturen methanogener Bakterien beimpft worden war. signifikante Unterschiede in der Methanbildungsaktivität unter aeroben Bedingungen nachgewiesen werden (Abb. 3). Da die Zellzahlen der chemoorganotrophen und methanogenen Bakterien sowie die sauerstoffzehrende Aktivität der Begleitflora für alle Modellböden gleich waren, können die unterschiedlichen Methanbildungsaktivitäten als Funktion (sorptive Eigenschaften, Partikel/Volumen-Verhältnisse) der untersuchten Materialien interpretiert werden. Die Kationenaustauschkapazität der Materialien nahm beispielsweise in folgender Reihenfolge zu: Sand < Kies < toniger Schluff (Marschboden) < Ton. Dabei zeigten die Böden mit einem hohen Anteil an Tonmineralen (tonig schluffige Marsch, Modellböden mit Bentonit) die höchsten und die Modellböden mit Sand die niedrigsten Methanbildungsraten unter aeroben und anaeroben Bedingungen (Abb. 3).

Die positive Wirkung von Tonmineralen auf die Aktivität von Bakterien wird durch ihre Oberflächenbeschaffenheit sowie durch die Art und Menge an Ladungen, die die Sorptionseigenschaften für Mikroorganismen und Nährstoffe bestimmen, bedingt (VAN LOOSDRECHT et al, 1990).

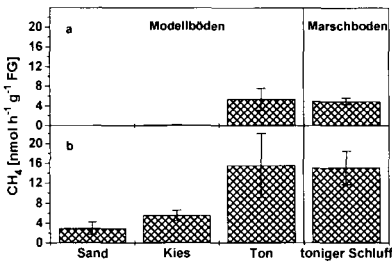


Abb. 3. Methanbildungsraten verschieden texturierter Modellböden im Vergleich zu einem Marschboden, **a** unter aeroben und **b** unter anaeroben Bedingungen (Mittelwerte \pm Standardabweichung, n = 3)

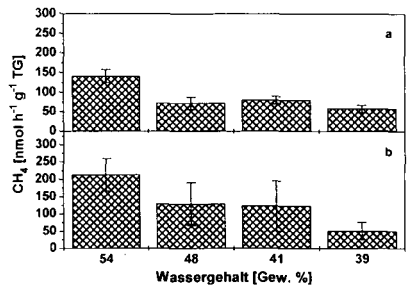


Abb. 4. Methanbildungsraten unterschiedlich entwässerter, ungestörter Bodenproben, **a** unter aeroben und **b** unter anaeroben Bedingungen (Mittelwerte \pm Standardabweichung, n = 4)

An Oberflächen adsorbierte Zellen wachsen in sogenannten Biofilmen (COSTERTON et al., 1995). Biofilmmzellen sind aufgrund der Struktur des Biofilms, der verminderten Diffusion und der physiologischen Aktivität der Begleitflora weniger sensitiv gegenüber äußeren Einflüssen als planktonische Zellen (WIMPENNY & COLASANTI, 1997). DE BEER et al. (1993) konnten darüber hinaus zeigen, daß innerhalb von Zellaggregaten des Biofilms anaerobe Verhältnisse herrschen. Methanogene Bakterien dürften daher im Biofilm besser gegenüber Sauerstoff geschützt sein als solche in der Bodenlösung.

Der ungestörte natürliche Boden ist durch die Lagerung der mineralischen und organischen Bodenbestandteile (feste Phase) gekennzeichnet. Sie gibt dem Boden unter anderem eine Struktur (Gefüge) und bedingt ein definiertes Porensystem. Dabei bestimmen der Wassergehalt und die Porengrößenverteilung maßgeblich den Anteil des gasgefüllten Porenraumes und somit den Einfluß des Sauerstoffs auf die Aktivität der anaeroben methanogenen Bakterien. Aus diesem Grund wurde der Einfluß von Sauerstoff auf die Methanbildungsaktivität in natürlich gelagerten Bodenproben bei unterschiedlichen Wassergehalten untersucht. Um den Einfluß des Wassergehaltes unabhängig vom Einfluß des Sauerstoffes ermitteln zu können, wurden die Experimente auch unter anaeroben Bedingungen durchgeführt.

Es ist seit langem bekannt, daß die Aktivität von Mikroorganismen im Boden maßgeblich vom Wassergehalt gesteuert wird (HARRIS, 1981). Dementsprechend nahm unter anaeroben Bedingungen die Methanbildungsaktivität der ungestörten Bodenproben mit abnehmenden Wassergehalten ab (Abb. 4b).

Unter aeroben Bedingungen wurde die Abhängigkeit vom Wassergehalt durch den Einfluß des Sauerstoffs auf die Aktivität der methanogenen Bakterien überlagert (Abb. 4a). Die wassergesättigten Proben hatten in Gegenwart von Sauerstoff noch etwa zwei Drittel der Aktivität der unter anaeroben Bedingungen inkubierten Proben. Für die Wasserpotentiale von -6 bzw. -30 kPa (entspricht: weite bzw. enge Grobporen entwässert) waren die Methanbildungsraten in Gegenwart von Sauerstoff annähernd gleich und erreichten noch etwa 50 % der Rate im Vergleich zu den anaerob inkubierten 100 % wassergesättigten Proben. Bei einem Wasserpotential von -100 kPa nahmen die Raten nur noch geringfügig ab und wiesen ähnliche Werte auf wie die entsprechenden, unter anaeroben Bedingungen inkubierten Proben.

Die Ergebnisse zeigen, daß anaerobe Methanbildung in natürlichen Ökosystemen mit wechselnden Sauerstoffverhältnissen durch eine enge Kopplung an Atmungsprozesse möglich ist. Dabei ist die fakultativ anaerobe Begleitflora nur in Kombination mit den sorptiven Eigenschaften der natürlichen Bodenpartikel wie Ton oder Schluff sowie der organischen Substanz in der Lage eine Schutzfunktion für die methanogenen Bakterien in Gegenwart von Sauerstoff zu entfalten.

Gegenwärtig existierende Modelle zur Berechnung der Methanfreisetzung gehen davon aus, daß der Wasserstand die Grenze zwischen Methanbildung und -oxidation darstellt (CAO & DENT, 1995). Auf der Basis der vorgestellten Untersuchungen dieser Arbeit erscheint es wahrscheinlich, daß auch die Aktivität der methanogenen Bakterien in den aerob/anaeroben Übergangshorizonten (Gor-Horizonte) der Marsch zur Methanbildung und damit zur Methanemission beiträgt.

Aus diesem Grund haben die Untersuchungen Einfluß auf die Modellierung von Methanemissionen natürlicher Feuchtgebiete. Sie zeigen, daß Methanbildung in der Wechselzone von aeroben zu anaeroben Verhältnissen bzw. in Übergangshorizonten (Gor-Horizonte) durch die Kalkulationen berücksichtigt werden müssen. Wie frühere Zellzahlbestimmungen zeigten (WAGNER & PFEIFFER, 1997), überleben die methanogenen Bakterien im aeroben Bereich der Marsch nicht nur, sondern könnten aufgrund ihrer Methanbildungsaktivität in Gegenwart von Sauerstoff zur Methanbildung beitragen.

Literatur

- BRUNE, A.; EMERSON, D. & BREZNAK, J.A. (1995) *Appl. Environ. Microbiol.* 61, 2681-2687.
- CAO, M. & DENT, J.B. (1995) *Global Biochem. Cycles* 9, 183-195.
- COSTERTON, J.W.; LEWANDOWSKI, Z.; CALDWELL, D.E.; KORBER, D.R. & LAPPIN-SCOTT, H.M. (1995) *Annu. Rev. Microbiol.* 49, 711-745.
- DE BEER, D.; VAN DEN HEUVEL, J.C. & OTTENGRAF, S.P.P. (1993) *Appl. Environ. Microbiol.* 59, 573-579.
- ENGLAND, L.S.; LEE, H. & TREVORS, J.T. (1993) *Soil Biol. Biochem.* 25, 525-531.
- GERRITSE, J. & GOTTSCHAL, J.C. (1993) *J. Gen. Microbiol.* 139, 1853-1860.
- GOTTSCHAL, J.C. & SZEWCZYK, R. (1985) *FEMS Microbiol. Ecol.* 31, 159-170.
- HARRIS, R.F. (1981) In: *Water potential in soil microbiology* (Parr, J.F. et al., eds.), 23-96, SSSA, Madison.
- JØRGENSEN, B.B. (1977) *Mar. Biol.* 41, 7-17.
- KIENER, A. & LEISINGER, T. (1983) *Syst. Appl. Microbiol.* 4, 305-312.
- MAYER, H.-P. & CONRAD, R. (1990) *FEMS Microbiol. Ecol.* 73, 103-112.
- PETERS, V. & CONRAD, R. (1995) *Appl. Environ. Microbiol.* 61, 1673-1676.
- REVSBECH, N.P. & WARD, D.M. (1984) *Appl. Environ. Microbiol.* 48, 270-275.
- SIEBURTH, J.M.; JOHNSON, P.W.; MACARIO, A.J.L. & DE MACARIO, E.C. (1993) *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 95, 81-89.
- THIELE, J.H. & ZEIKUS, J.G. (1988) *Appl. Environ. Microbiol.* 54, 20-29.
- VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; LYKLEMA, J.; NORDE, W. & ZEHNDER, A.J.B. (1990) *Microbiol. Rev.* 54, 75-87.
- WAGNER, D. (1998) *Hamburger Bodenkd. Arbeiten* 40 (in Vorbereitung)
- WAGNER, D. & PFEIFFER, E.-M. (1997) *FEMS Microbiol. Ecol.* 22, 145-153.
- WHITMAN, W.B.; BOWEN, T.C. & BOONE, D.R. (1992) In: *The Prokaryotes* (Balows, A. et al., eds.), 719-767, Springer Verlag, New York.
- WIMPENNY, J.W.T. & ABDOLLAHI, H. (1991) *Microb. Ecol.* 22, 1-13.
- WIMPENNY, J.W.T. & COLASANTI, R. (1997) *FEMS Microbiol. Ecol.* 22, 1-16.
- WIMPENNY, J.W.T. & NECKLEN, D.K. (1971) *Biochim. Biophys. Acta.* 253, 352-359.

Direkte Messung gasförmiger Denitrifikationsprodukte in hydromorphen Böden: Konzept, Methodik und erste Ergebnisse

von

WELL, R., MEYER, K.

Einleitung

Der Denitrifikation kommt in hydromorphen Böden eine besondere Rolle zu, da hier durch das Zusammentreffen von hohem C-Angebot und limitierter O_2 -Verfügbarkeit sehr hohe Aktivitäten auftreten können. Gäth et al. (1997) weisen den Böden mit Grund- oder Stauwassereinfluß im Wurzelraum Denitrifikationsverluste von 50 bis über $150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu. Diese Daten basieren auf indirekten Messungen wie der N-Bilanzierung und Nitrat-Tiefenprofilen, welche im Vergleich zu direkten Ansätzen den Nachteil haben, daß sie relativ unempfindlich sind, eine zeitliche und räumliche Differenzierung nur unzureichend zulassen und keine Erkenntnisse über die Zusammensetzung der gasförmigen Denitrifikationsprodukte liefern. In hydromorphen Böden ist die Hauptaktivität der Denitrifikation in der gesättigten Zone, also i.d.R. im Unterboden, lokalisiert. Die bisher verfügbaren Methoden zur direkten Messung der gasförmigen Denitrifikationsprodukte sind nur bedingt für den Einsatz im Unterboden bzw. bei Wassersättigung geeignet (Well, 1998). Aus diesem Grund ist über die zeitliche und räumliche Dynamik der Denitrifikation hydromorpher Böden sowie über ihren Beitrag zur N_2O -Emission noch wenig bekannt.

Messungen der N_2O -Emission hydromorpher Standorte mit oberflächennahem Grundwasser zeigen, daß mit zunehmender Grundwasserhöhe weniger N_2O an der Bodenoberfläche emittiert wird (Augustin, et al. 1996; Meyer et al., 1997). Dabei bleibt ungeklärt, welche Anteile der N_2O -Emission jeweils auf Nitrifikation und Denitrifikation zurückzuführen sind. Neben einer Emission an der Bodenoberfläche kann N_2O auch über Dräne und Vorfluter in die Atmosphäre gelangen (Minami & Fukushi, 1984). Die Bedeutung dieses Emissionsweges ist für hydromorphe Böden bisher kaum untersucht.

Modellvorstellung der Denitrifikation und N_2O -Dynamik in hydromorphen Böden:

In Abb. 1 ist der Einfluß variierter Grundwasserstände auf die Denitrifikation und N_2O -Dynamik modellhaft für ein Bodenprofil ohne Anreicherung fossiler Elektronendonatoren (C_{org} , reduzierte S-Verbindungen) im Untergrund dargestellt. Die Gesamtdenitrifikation findet vorwiegend in der gesättigten Zone statt und nimmt mit zunehmendem Grundwasserflurabstand durch die nach unten hin wachsende C-Limitierung ab. Gleichzeitig nimmt die N_2O -Emission aus der Nitrifikation (schwarze Pfeile) durch das Anwachsen der ungesättigten Zone zu. Die Steuerung der N_2O -Emission aus der Denitrifikation (weiße Pfeile) ist komplex: Zum einen ist die denitrifikative N_2O -Bildung an die Rate der Gesamtdenitrifikation gekoppelt. Zum anderen ist die Transportdauer zur Atmosphäre wegen der geringen Gasdiffusivität in der gesättigten Zone vergleichsweise sehr lang. Durch eine anhaltende denitrifikative N_2O Reduktion zu N_2 wird die aus der Denitrifikation stammende N_2O -Fracht vor ihrer Freisetzung über die Bodenoberfläche, bzw. über Dräne und Vorfluter, vermindert. Besonders bei oberflächennahem Grundwasser kann die gesättigte Zone für atmosphärisches N_2O auch eine Senke sein.

* Institut für Bodenwissenschaft der Universität Göttingen, Von-Siebold-Str. 4, 37075 Göttingen; rwell@gwdg.de

** NIfB-Bodentechnologisches Institut Bremen, Friedrich-Mißler-Str. 46/50, 28211 Bremen; knut.meyer@bgr.de

Es ist geplant, eine Reihe von Freilanduntersuchungen durchzuführen, um einen Beitrag zur Klärung der in dieser Modellvorstellung noch unzureichend geklärten Größen zu leisten. Hier werden die Ergebnisse einer ersten Messung der Gesamtdenitrifikation und der denitrifikativen N_2O -Bildung in einem wassergesättigten Niedermoorboden vorgestellt.

Material und Methoden

Die Untersuchung wurde in der „Grabeneinstau-Variante“ eines Wiedervernässungsversuchs in einem Niedermoorboden (Lage: Dümmerniederung, Rohdichte = 450 g l^{-1} , C_{org} : 25.2 %, C_{mik} : 2947 $\mu\text{g g}^{-1}$, $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$: 4.7, vgl. Meyer et al., 1997) durchgeführt. Es wurde eine neue *in situ* Methode zur direkten Messung der Denitrifikation bei Wassersättigung (Well & Myrold, 1997; Well & Myrold 1998) eingesetzt. Am 6.12. 97 wurden Edelstahlsonden (10 mm Außen-, 2 mm Innendurchmesser, Verfilterung am unteren Ende über 4 cm Länge, Drei-Wege-Hahn mit Injektionsnadel am oberen Ende) bis in 10 und 30 cm Tiefe jeweils in 8-facher Wiederholung in den Boden gedrückt. In jede Sonde wurden 4 l einer Versuchslösung (20 mg $\text{NO}_3\text{-N l}^{-1}$, 63 Atom % ^{15}N ; Variante 1: 50 mg Acetylen l^{-1} , Variante 2: ohne Acetylen) innerhalb von 1 bis 2 Stunden per Gravitation appliziert. 2, 4, 6 und 8 Stunden nach Ende der Applikation wurden aus den Sonden Bodenwasserproben (ca. 25 ml) in Septumflaschen (50 ml) mit Unterdruck-Heliumatmosphäre (50 kPa) gesaugt. Nach Equilibrieren der Bodenlösung mit der Gasphase durch intensives Schütteln der Probenflaschen wurden 12 ml Gas aus dem Headspace in evakuierte Septumflaschen (10 ml) zur Aufbewahrung überführt. Die Gasproben wurden auf N_2O (GC-ECD), $^{15}\text{N}_2$ und $^{15}(\text{N}_2+\text{N}_2\text{O})$ (IR-MS, Well et al., 1998) untersucht. 10 ml der Bodenlösungsproben wurden nach Sterilfiltration und gekühlter Lagerung auf Nitrat analysiert.

Ergebnisse und Diskussion

Die Konzentrationen an Denitrifikationsgas in der Bodenlösung stiegen während der gesamten Versuchsdauer kontinuierlich an, während die Nitratgehalte abnahmen (Abb. 2). Die Steigung der N_2O bzw. $^{15}(\text{N}_2+\text{N}_2\text{O})$ -Konzentrationen in Gegenwart von Acetylen reflektieren die Rate der Gesamtdenitrifikation (vgl. Well & Myrold, 1998). Die Diskrepanz zwischen N_2O und $^{15}(\text{N}_2+\text{N}_2\text{O})$ Verlauf in 30 cm Tiefe wird als Folge eines zunehmenden Anteils der ursprünglich vorhandenen und offenbar N_2O -haltigen Bodenlösung gedeutet. Die Steigung der $^{15}(\text{N}_2+\text{N}_2\text{O})$ -Konzentration wird daher als wirkliche Denitrifikationsrate betrachtet. Die daraus abgeleiteten flächenbezogene Werte (Tab. 1) zeigen, daß die Gesamtdenitrifikation in beiden Tiefen selbst bei geringen Bodentemperaturen als sehr hoch einzustufen ist. Die Abnahmeraten des Nitrats sind in 10 cm Tiefe etwa 10-fach, in 30 cm Tiefe etwa 30-fach höher als die $^{15}(\text{N}_2+\text{N}_2\text{O})$ -Anstiegsrate mit Acetylen. Dies ist durch einen zunehmenden Anteil des ursprünglichen, nahezu Nitrat-freien Bodenwasser in den Proben zu erklären.

Der N_2O -Anteil im Denitrifikationsgas kann sowohl aus dem $^{15}\text{N}_2\text{O} : ^{15}(\text{N}_2+\text{N}_2\text{O})$ -Verhältnis (Tab. 1) als auch aus dem Verhältnis der N_2O -Werte ohne und mit Acetylen (Abb. 2) abgeleitet werden. Letzterer Ansatz ergibt mit Quotienten zwischen 0.2 und 0.3 deutlich geringere Werte. Beide Ansätze spiegeln jedoch nicht direkt das $\text{N}_2\text{O} : (\text{N}_2+\text{N}_2\text{O})$ Verhältnis im Denitrifikationsgas wider. Die im Vergleich zum N_2O geringe Löslichkeit von N_2 bedingt, daß in Gegenwart eingeschlossener Porenluft, die in oberflächennahem Grundwasser i.d.R. vorhanden ist, N_2 verstärkt in die Gasphase übergeht und somit bei der Beprobung des Bodenwassers in geringerem Maße erfaßt wird. In der Folge ergibt sich ein im Vergleich zum $\text{N}_2\text{O} : (\text{N}_2+\text{N}_2\text{O})$ -Verhältnis im Denitrifikationsgas geringeres $^{15}\text{N}_2\text{O} : ^{15}(\text{N}_2+\text{N}_2\text{O})$ -Verhältnis im Bodenwasser. Die N_2O -Konzentrationen sind nicht quantitativ auswertbar, weil der aus dem anfänglich vorhandenen Bodenwasser stammende Anteil nicht kalkulierbar ist.

Ausblick

Nachdem in der vorliegenden Studie die *in situ* Messung der Gesamtdenitrifikation in der gesättigten Zone erfolgreich war, soll diese Methodik unter Variation der Parameter Zeit, Bodentyp, Bodentiefe und Grundwasserflurabstand eingesetzt werden, um Basisdaten für ein Prognosemodell für hydromorphe Böden zu gewinnen. Die gleichzeitige Bestimmung der denitrifikativen N_2O -Bildung bedarf noch weiterer methodischer Untersuchungen. So ist die Bedeutung der $^{15}N_2$ -Entgasung in die eingeschlossene Porenluft zu ermitteln, was durch eine direkte Beprobung der Porenluft, etwa durch gasdichte Bodenprobenahme (Clemens & Vandr , 1997), erfolgen könnte. Des weiteren ist zu prüfen, inwieweit der Anteil des bodenbürtigen N_2O -Hintergrunds in den Flüssigproben durch Einsatz konservativer Tracer (Br^- , Cl^-) quantifiziert werden kann, um somit die aktuelle N_2O -Bildung mit und ohne Acetylen quantitativ auswerten zu können.

Literatur:

- AUGUSTIN, J., MERBACH, W., SCHMIDT, W., REINING, E.: Effect of changing temperature and water table on trace gas emissions from minerotrophic mires. *Angew. Bot.* 70, 45 - 51.
- CLEMENS, J., VANDR , R. (1997): Untersuchung einer gasförmigen Bodenkomponente durch gasdichte Beprobung: Die Beziehung zwischen N_2O -Bodengehalt und -Ausgangsrate. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges* 85, 861 - 864.
- G TH, S., ANTONY, F., BECKER, K.W., GERIES, H. HÖPER, H., KERSEBAUM, C., NIEDER, R. (1997): Bewertung des standörtlichen Denitrifikations- und Mineralisations/Immobilisations-Potentials von Böden. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges* 85, 1373 - 1376.
- MEYER, K., HÖPER, H., BLANKENBURG, J. (1997): Quellen- und Senkenfunktion eines nordwestdeutschen Niedermoores für klimarelevante Spurengase bei unterschiedlichem Wiedervern ssungsmanagement. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* 85, 299 - 302
- MINAMI, K., FUKUSHI, S. (1984): Methods for measuring N_2O flux from water surface and N_2O dissolved in water from agricultural land. *Soil Sci. Plant Nutr.* 30, 495 - 502.
- WELL, R., MYROLD, D.D. (1997): Eine neue Methode zur *in situ* Messung der Denitrifikation in wassergesättigten und ungesättigten Böden. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* 85, 1063 - 1066
- WELL, R. (1998): Möglichkeiten und Grenzen der Denitrifikationsmessung - Analyse der verfügbaren Methodik im Hinblick auf eine Bewertung des gegenwärtigen Kenntnisstandes. IN: AK Bodennutzung in Wassereinzugsgebieten und AK Ungesättigte Zone der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft: Bewertung des standörtlichen Denitrifikations und Mineralisations-/Immobilisationspotentials. *Mitt. Dt. Bodenkdl.* Im Druck.
- WELL R., BECKER, K.W., LANGEL, R., MEYER, B., REINEKING, A. (1998): Continuous flow equilibration for mass spectrometric analysis of dinitrogen emissions. *Soil Science Soc. Am. J.* Im Druck
- WELL R., MYROLD, D. D. (1998): Laboratory evaluation of a new method for *in situ* measurement of denitrification in water-saturated soils. *Soil Biol. Biochem.* (eingereicht).

Untersuchungen zur Zellulosezerersetzung in entwässerten und wachsenden Mooren

von

BEHRENDT, A.

Problemstellung

Moore sind gewaltige Kohlenstoff- und Stickstoffspeicher. In den Niedermooren Deutschlands sind nach KUNTZE (1993) rund 120 Mio.t organisch gebundenen Stickstoffs akkumuliert. Dem stehen 1.8 Mrd.t Kohlenstoff gegenüber, rechnet man mit einem durchschnittlichen C:N-Verhältnis von 15:1.

Die mit der landwirtschaftlichen Nutzung verbundene Entwässerung der Moore führte zum Ende des Torfwachstums. Die Moore unterliegen nach der Inkulturnahme vielfältigen Veränderungen, wie Sackung, Schrumpfung und Mineralisation (MUNDEL, 1976; BEHRENDT, 1995). Insbesondere die Mineralisation der über Jahrtausende akkumulierten Torfsubstanz läßt erwarten, daß dem Grundwasser in höherem Maße Nährstoffe zugeführt werden. Dieses gilt insbesondere für den Stickstoff, der in so hohen Mengen mineralisiert werden kann, daß er von den Pflanzen nicht vollständig aufgebraucht wird. Langjährige Lysimeteruntersuchungen an Moormonolithen geben Aufschluß über die Nährstoffdynamik kultivierter Niedermoore (BEHRENDT et al., 1994).

Die Untersuchungen erstrecken sich hauptsächlich auf die Niedermoore des Nordostdeutschen Tieflandes, die rund 400.000 ha (LEHRKAMP, 1990) einnehmen. Besondere Beachtung soll hierbei dem vor den Toren Berlins gelegenen Havelländischen Luch zuteil werden, das allein einen Flächenumfang von 50.000 ha besitzt.

Die durchgeführten Untersuchungen sind in den Problemkreis Moorerhaltung - Moornutzung einzuordnen. Jede traditionelle Moornutzung erfordert - zumindest zeitweilig - einen bestimmten Grad der Entwässerung, wodurch der Moorschwund und damit die Freisetzung bodenbürtiger Nährstoffe verursacht werden. Das Niedermoor wird durch die Inkulturnahme zum instabilen offenen System (MUNDEL, 1977).

Zum Moorschwund und den damit verbundenen Prozessen liegen zwar schon umfangreiche Untersuchungen vor (MUNDEL, 1976; EGGELSMANN, 1978; KUNTZE, 1982; OKRUSZKO et al., 1987; SCHOLZ, 1991; SAUERBREY u. SCHMIDT, 1993), jedoch existiert noch Forschungsdefizit hinsichtlich der Quantifizierung und Lokalisierung der Torfmineralisation in ihrer Abhängigkeit von den jeweiligen Bedingungen.

Im Hinblick auf die Moorrenaturierung erscheint es wichtig, auch wachsende Moore auf ihren Zelluloseumsatz im meist wassergesättigten Milieu zu untersuchen, wobei von Größenordnungen im Zelluloseabbau ausgegangen wurde, die sich gegen Null bewegen.

Nach KÜSTER (1990) wurde die alte Auffassung, daß Torfe mehr oder weniger sterile Substrate seien, in denen kein mikrobielles Leben herrscht, in den letzten 50 Jahren gründlich revidiert.

Nicht zuletzt ist es von Bedeutung auch wachsende Moore in die Untersuchungen einzubeziehen, um in der Vorausschau den Abbau bei renaturierten Mooren beurteilen zu können.

Material und Methoden

Zur Ermittlung der Mineralisationsbedingungen in den Mooren kam als bodenbiologische Untersuchungsmethode, der Zellulosestest zum Einsatz.

Beim diesem Test befindet sich die Zellulose in Gazetaschen, die einen guten Kontakt zwischen Prüfsubstanz und Boden ermöglichen. Diese Methode ist auch als UNGERScher Gazebeuteltest bekannt und wurde von LUTHARDT (1987) modifiziert. Als Testsubstanz wurde 1 mm starker Filterkarton verwendet. Das Verfahren wurde weiterhin durch die Anwendung speziell für diesen Zweck entwickelter Schwertsonden (Foto 1) weiterentwickelt (BEHRENDT, 1995).

Die Zelluloseplättchen wurden vor dem Versuch bis zur Gewichtskonstanz bei 105 °C getrocknet - und nach Abkühlung im Exsikkator - gewogen und registriert. Das Originalgewicht der Plättchen lag zwischen 1,2 und 1,3 g TS.

Die Proben verblieben in den wachsenden Mooren, wo nur geringe zellulolytische Aktivitäten zu erwarten waren, während der Vegetationszeit, 80 Tage im Boden und in entwässerten Mooren 40 Tage, wohingegen im Winterhalbjahr der Untersuchungszeitraum 120 bis 160 Tage betrug.

Die längeren Winterdurchgänge wurden vor der statistischen Bearbeitung in 80tägige Abbauraten umgerechnet. Die Untersuchungen wurden in 10- bzw. 5facher Wiederholung ausgeführt, um angesichts der Streuung bodenbiologischer Daten repräsentative Durchschnittswerte zu erhalten. Untersucht wurden die Schichten 5-10 cm, 15-20 cm, 25-30 cm, 35-40 cm, 45-50 cm, 55-60 cm, 65-70 cm und 75-80 cm.

Boden bzw. Torfuntersuchung:

Von allen Untersuchungsstandorten wurden aus den verschiedenen Horizonten Proben entnommen, die nach der Lufttrocknung gemahlen und chemisch analysiert wurden. In den Bodenproben wurden dabei die chemischen Elemente C, N, K, P und Ca bestimmt sowie der pH- Wert gemessen. Die Analysenwerte werden volumenbezogen angegeben.

Torfe und torfbildende Pflanzen wurden auf ihre Gehalte an Zellulose geprüft.

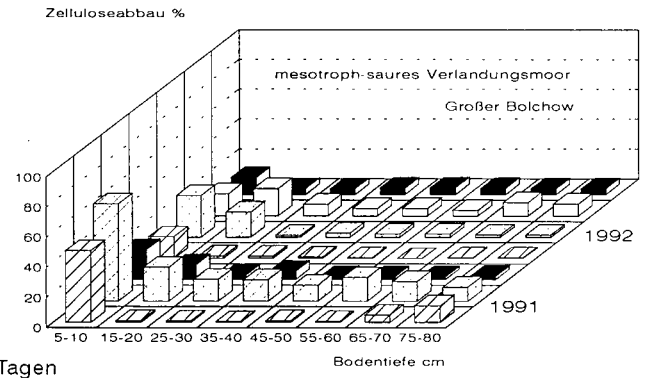
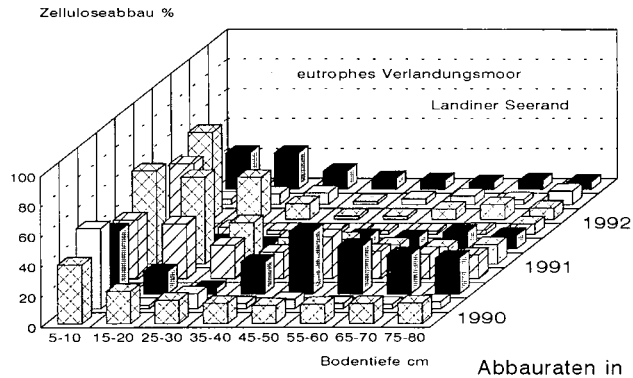
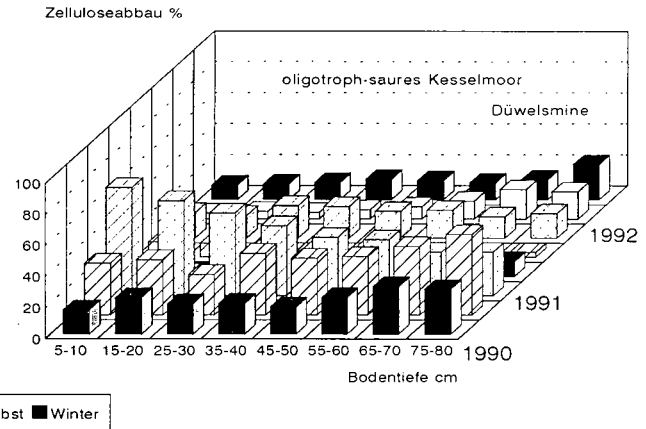
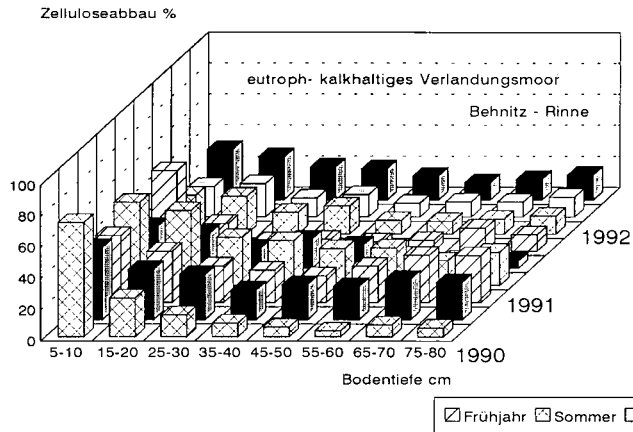
Ergebnisse

Von den untersuchten Witterungsfaktoren hatten die Temperatur und die Bodenfeuchte maßgeblichen Einfluß auf die torfzehrende bodenbiologische Aktivität. Dem Grundwasser kommt dabei als regulierbarer Faktor besondere Bedeutung zu. Dieses spiegelt sich in den jahreszeitlichen Verläufen des Zelluloseabbaues wider und wird ebenfalls in der statistischen Auswertung der Meßergebnisse bestätigt. In sehr tief entwässerten Mooren kam die bodenbiologische Aktivität in Trockenphasen fast völlig zum Erliegen, erreichte jedoch nach Wiederbefeuchtung Spitzenwerte. Dieser Fakt schließt eine Moorkonservierung durch tiefe Entwässerung aus.

Der Zellulosegehalt im Torf, der Kohlenstoffgehalt und der totale Stickstoffgehalt des Bodens waren die bodenchemischen Faktoren, die in enger Beziehung zum Zelluloseabbau standen. Andere mögliche Einflüsse wurden meist überlagert.

Eine Besandung des Moores hat bei sehr tiefem Grundwasserstand nicht mehr die erwünschte torf schonende Wirkung. Das bedeutet, daß auch unter Sanddeckkulturen hohe Grundwasserstände angestrebt werden müssen.

In den Feldversuchen wurde die höchste torfzehrende bodenbiologische Aktivität auf der intensiv bewirtschafteten Produktionsfläche beobachtet. Durch die tiefe Grundwasserabsenkung wurden auch in den unteren Moorbodenschichten noch erhebliche Abbauraten ermittelt. Zu einer relativ hohen Torfmineralisation kam es in Trockenphasen durch die stillungsbedingte natürliche Bodenlockerung unter der freien Sukzession auf der Renaturierungsfläche. Hier waren hohe Abbauraten aufgrund des höheren Grundwasserstandes jedoch nur in den oberen Bodenschichten zu verzeichnen.



Abbauraten in 80 Tagen

Abb. 1 Zellulosestest in wachsenden Mooren

Die mechanische Bodenbelastung schränkte die Torfmineralisation in den oberen Bodenschichten ein. In den tieferen Schichten konnte jedoch kein Effekt nachgewiesen werden. Deshalb gilt es, auch bei Belastung den Grundwasserstand entsprechend anzuheben, um den mikrobiologischen Torfverzehr in Grenzen zu halten.

Der Zellulosetest wies für die oberen Schichten der wachsenden Moore unerwartet hohe Abbauraten aus, selbst in tieferen, ständig wassergesättigten Schichten konnten noch geringe zellulolytische Aktivitäten nachgewiesen werden (Abb. 1).

Von oligotrophen zu eutrophen Bedingungen nahm im Durchschnitt der Zelluloseabbau zu.

Schlußfolgerungen

Jede traditionelle Moornutzung erfordert - zumindest zeitweilig - einen bestimmten Grad der Entwässerung, wodurch der Torfswund und damit die Freisetzung bodenbürtiger Nährstoffe verursacht werden.

Die biologischen Prozesse der Torfmineralisation sind außerordentlich vielgestaltig. Das Lokalisieren und Quantifizieren torfzehrender bodenbiologischer Aktivität mit Hilfe von Zellulosetests erwies sich als aussichtsreich.

In Feldversuchen wurde deutlich, daß die mechanische Bodenbelastung die torfzehrende biologische Aktivität in den oberen Bodenschichten einschränkt, doch nicht oder kaum in tieferen Schichten. Hier, wie auch im allgemeinen gilt es, den Grundwasserstand für einen wirksamen Schutz vor dem mikrobiologischen Torfverzehr so weit wie möglich anzuheben.

Auch unter den Bedingungen der landwirtschaftlichen Moornutzung als Grünland ist es bis zu einem gewissen Grade möglich, moorschonend zu wirtschaften. So kann der Moorschwund infolge Mineralisierung der Torfsubstanz durch hohe Grundwasserstände, dichte, ausdauernde Grasnarben und einen relativ dicht gelagerten, nicht übermäßig durchlüfteten Oberboden in Grenzen gehalten werden. Die heutigen technischen Gegebenheiten (z.B. großvolumige Bereifung) machen es möglich, die Moore auch bei relativ hohen Grundwasserständen zu bewirtschaften.

Literatur

Alle angegebenen Literaturstellen sind enthalten in:

BEHRENDT, A. (1995): Moorkundliche Untersuchungen an nordostdeutschen Niedermooren unter Berücksichtigung des Torfswundes, ein Beitrag zur Moorerhaltung. Diss. A, 170 S., HU Berlin

Einfluß einer Wiedervernässungsmaßnahme auf die Reaktivierung der Stoffsenkenfunktion eines degradierten Niedermooses im Landschaftshaushalt

von

GENSIOR, A., ZEITZ, J.

Einleitung

Niedermoore sind im vom Menschen nicht beeinflussten "Naturzustand" Stoffakkumulationsräume (ständige Ablagerung organischer Substanzen; ca. 50 % des Kohlenstoffs der geschätzten gesamten terrestrischen Biomasse sind in Mooren gespeichert), die durch ihr Wasserspeichervermögen sowie ihre hohe Filter-, Puffer- und Entsorgungskapazität eine bedeutende Rolle im Landschaftshaushalt spielen. In den 60er und 70er Jahren wurden in Nordostdeutschland durch intensive Meliorationsmaßnahmen großflächig Niedermoore entwässert (ca. 400.000 ha) und zu Saatgrasland umfunktioni-ert. Die Niedermoore sonst hochproduktive, artenreiche Ökosysteme mit positiver Stoffbilanz (Senkenfunktion) degradierten und verloren ihre ursprüngliche Funktion.

Im Rahmen des von der DEUTSCHEN BUNDESSTIFTUNG UMWELTSCHUTZ (Postfach 1705, 49007 Osnabrück) geförderten interdisziplinären Forschungsprojekts, „Sanierung eines degradierten Niedermooses mittels Anbau von Schilf als nachwachsendem Rohstoff unter Verwertung vorge-reinigter kommunaler Abwässer“, wird u. a. untersucht, ob eine Wiedervernässung des Niedermoorbodens zur Reaktivierung dieser natürlichen Senkenfunktion im Landschaftshaushalt führt.

Material und Methoden

Zum Zwecke der beispielhaften Sanierung wurde in der Sernitz - Welse -Niederung, beim Ort Biesenbrow (ca. 100 km NNE von Berlin), auf einem mittelgründigen Mursch-(Norm)-Niedermoor bzw. Mursch - Kalkniedermoor (Tab. 1), eine Großversuchsfläche (10 ha) eingerichtet. Die Fläche ist mit Klärteichen versehen und wird seit der vollständigen Bepflanzung mit Schilf im Berieselungs- und Ein- bzw. Überstauverfahren wiedervernäßt.

Tab. 1 Vereinfachte Profilsicht und ausgewählte bodenchemische Kennwerte zur Charakterisierung des Standort Biesenbrow und des fortgeschrittenen Degradationsstadiums des Niedermoorbodens.

GOF	pH	CaCl ₂	CaCO ₃	C _{org}	N _{org}	C/N	St	C/S	P _i	Ca _t	Fe _t	Al _t	As _t
		Gew.-%	Gew.-%	Gew.-%	Gew.-%		Gew.-%		g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	mg/kg
nH(c)m	7,1 ± 0,6	10,5 ± 13,6	18,2 ± 3,9	1,5 ± 0,3	12 ± 1	0,33 ± 0,10	59 ± 13	2,4 ± 0,4	73,9 ± 61	105,0 ± 33,8	6,5 ± 2,3	30,7 ± 15,3	
nH(c)m-nH(c)a	7,2 ± 0,4	10,0 ± 13,3	21,5 ± 6,8	1,7 ± 0,4	13 ± 2	0,44 ± 0,16	55 ± 26	2,0 ± 0,3	74,7 ± 55,0	108,1 ± 34,5	6,2 ± 2,4	24,2 ± 5,8	
50 nH(c)a	6,2 ± 1,4	6,8 ± 10,1	32,0 ± 12,0	1,8 ± 0,7	18 ± 3	0,97 ± 0,44	37 ± 15	0,9 ± 0,5	60,9 ± 46,0	79,1 ± 30,5	5,3 ± 4,3	29,6 ± 20,9	
nH-Fm/Fms	3,5 ± 0,7	0,3 ± 0,3	25,3 ± 11,8	1,3 ± 0,6	19 ± 1	2,50 ± 0,45	10 ± 5	0,5 ± 0,3	20,4 ± 11,3	43,1 ± 22,2	12,3 ± 3,9	102,6 ± 46,4	
100 Gr	5,5 ± 1,1	1,2 ± 0,8	5,7 ± 3,5	0,3 ± 0,2	17 ± 2	1,26 ± 0,72	9 ± 14	0,4 ± 0,05	16,4 ± 5,3	29,4 ± 13,3	16,4 ± 4,7	22,5 ± 7,0	

* Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, Institut für Pflanzenbauwissenschaften, Fachgebiet Ökologie der Ressourcennutzung, Invalidenstr. 42, 10115 Berlin

Zur Erfassung der Stoffflüsse im Niedermoorökosystem wurde auf der Versuchsfläche ein Intensivmeßfeld eingerichtet. Auf diesem werden u.a. kontinuierlich und flächenrepräsentativ in vier verschiedenen Tiefen die Zusammensetzung der Bodenlösung, das Redoxpotential, die Bodentemperatur und bodenphysikalische Kennwerte erhoben sowie jährlich Bodeninventuren durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Der Verlauf der Redoxpotentiale im Niedermoorboden der Versuchsfläche Biesenbrow zeigt (Abb.1)

- den Beginn der Vernässungsmaßnahme zwischen Februar und März 1997
- das dramatischer Absinken der E_h - Werte im Oberboden auf Eh - Werte < -200 mV
- geringe Veränderungen des Redoxpotentials der Horizonte, die schon vor der Vernässungsmaßnahme im Grundwasserbereich lagen
- einen zu Beginn der Vernässungsmaßnahme in allen Meßtiefen auftretende Peak der zum einen auf die plötzliche Versorgung mit sauerstoffreicherem Wasser, zum anderen auf durch die Einstaufont verdrängte, lateral im Moorkörper verlagerte Luft zurückzuführen ist
- daß durch die Wiedervernässungsmaßnahme anhaltend anaerobe, stark reduktive Bedingungen im Niedermoorkörper geschaffen wurden

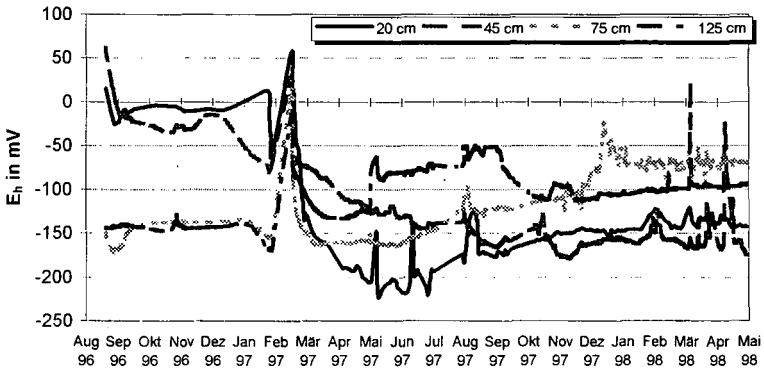


Abb. 1 Gemittelter E_h - Verlauf (mV) in vier Bodentiefen des degradierten Niedermoorkörpers

Tab. 2 pH - Werte in der Bodenlösung aus vier verschiedenen Tiefen des degradierten Niedermoorbodens (Mittel und Median aus monatlichen Mittelwerten (15 Wiederholungen pro Horizont) von Aug. 1996 - Dez. 1997)

	Minimum	Maximum	Mean	Median
20 cm	6,83	8,52	7,71	7,81
45 cm	2,71	8,55	3,87	7,49
75 cm	2,53	8,21	3,38	3,88
125 cm	6,09	8,19	6,85	6,91

Im Gegensatz zu den Redoxpotentialen zeigt sich das pH der Bodenlösung in seinem zeitlichen Verlauf von der Meliorationsmaßnahme bisher kaum verändert (o. Abb.). Tab. 2 verdeutlicht jedoch die starke räumliche Variabilität des pH der Bodenlösung in 45 cm und 75 cm Tiefe. Die extrem geringen pH - Werte sind auf die Bildung von H_2S bzw. H_2SO_4 zurückzuführen.

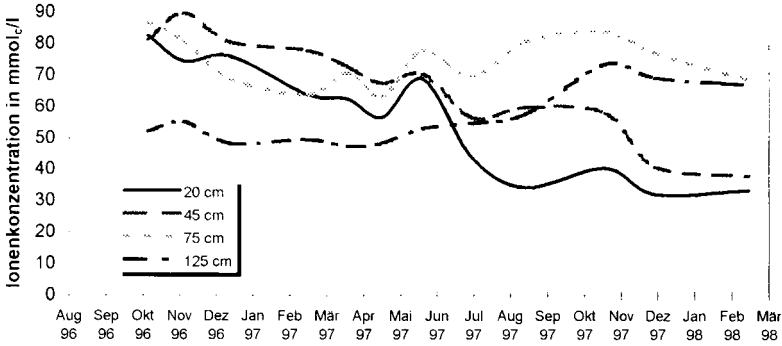


Abb. 2 Verlauf der Gesamtionenkonzentrationen in der Bodenlösung aus vier verschiedenen Tiefen der Versuchsfläche Biesenbrow

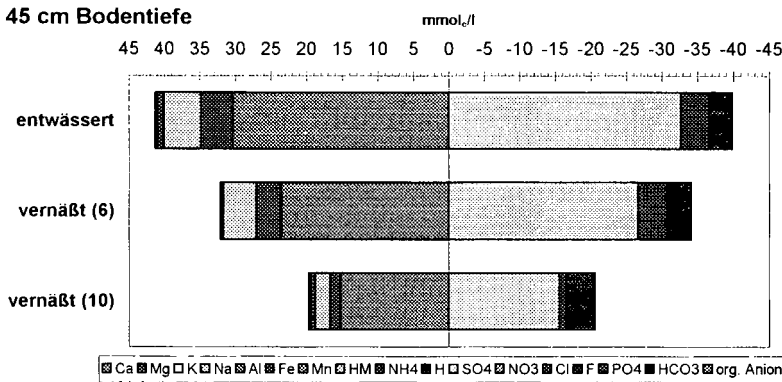


Abb. 3 Mittlere Zusammensetzung der Bodenlösung in 45 cm Bodentiefe der Versuchsfläche Biesenbrow vor (drainiert) und nach der Vernässungsmaßnahme (vernäßt) (Angaben in Ionenäquivalenten (mmol/l); HM = Zn+As+Pb+Cu+Cd+Hg)

Der Einfluß der Wiedervernässungsmaßnahme auf die quantitative und qualitative Zusammensetzung der Bodenlösung ist in Abb. 2 und Abb. 3 (beispielhaft für 20 cm und 45 cm Tiefe) dargestellt. Es zeigt sich, daß

- die Ionenkonzentrationen in der Bodenlösung aller Meßtiefen vor der Wiedervernässung sehr hoch waren (Abb. 2)
- die Ionenkonzentrationen der Bodenlösung in 20 cm und 45 cm Tiefe infolge der Sanierungsmaßnahme signifikant zurückgegangen sind (Abb. 2)
- die Zusammensetzung der Bodenlösung in 75 cm Tiefe infolge der Wiedervernässung qualitativ und quantitativ unverändert ist (Abb. 2/3)
- die Wiedervernässung nach 6 Monaten in 20 cm und 45 cm Tiefe zu deutlich geringeren Konzentrationen an Ca, Mg, Al, Fe, Mn, Zn, As, Nitrat (Nullniveau) und Sulphat und zu einem minimalen Anstieg der Ammoniumkonzentrationen führte (Abb. 3)
- nach zehn Monaten auch die Na-, K- und Cl- Konzentrationen deutlich vermindert sind (Abb. 3)
- einen leichten Anstieg der Fe- und Phosphatkonzentrationen in 20 cm Tiefe (o. Abb.)

- in 125 cm Tiefe die Ionenkonzentration zunimmt infolge steigender auf SO_4^{2-} - und Ca-Konzentrationen (Abb. 2)

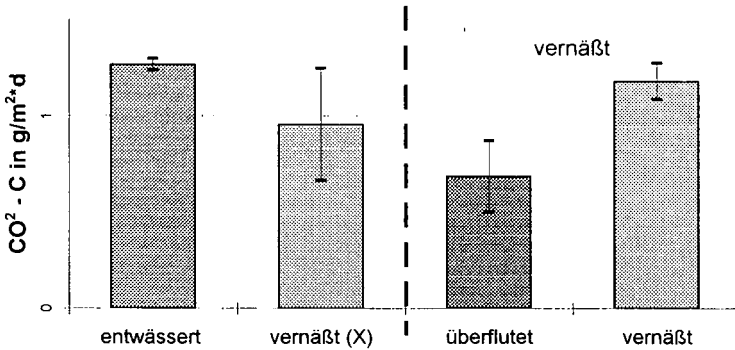


Abb. 4 Gemittelte $\text{CO}_2\text{-C}$ - Emission (in $\text{g/m}^2\text{*d}$) auf der Versuchsfläche Biesenbrow in entwässer-tem und verschiedenen Verfahren vernähtem Zustand

Abb. 4 verdeutlicht, daß die CO_2 - Verluste durch die Wiedervernässung zurückgehen. Besonders deutlich ist der Unterschied zwischen der überfluteten und der drainierten Variante. Die vorliegenden Daten stammen aus den Wintermonaten, worin sich die geringen Unterschiede zwischen der durch Berieselung vernähten und der drainierten Variante (ebenfalls nahezu gesättigt begründen).

Der Rückgang der Gesamtkonzentration ist zunächst nicht auf einen Verdünnungseffekt zurückzuführen, da weniger reaktive Elemente, wie z.B. Chlorid, keine Konzentrationsunterschiede aufweisen. Vielmehr korrelieren der Verlauf der Eisen- und der meisten anderen Metallkonzentrationen sowie der des Sulphats signifikant mit dem der E_h - Werte. Dies läßt auf Metallsulfidbildung schließen (insbesondere Eisensulfidbildung). Der größte Teil des Sulphats in der Bodenlösung nimmt proportional zum Ca ab. Dies deutet auf Gipsbildung hin. Tatsächlich wurden im Niedermoorboden der Versuchsfläche zahlreiche Kristalle gefunden, die mittels Röntgendiffractometer definitiv als Gips identifiziert werden konnten. Nach 10 Monaten treten zu den o.a. Prozessen Auswaschungsprozesse hinzu, die bei der durch den Inseleffekt hervorgerufenen starken vertikalen Wasserbewegung im Boden zu den höheren Stoffkonzentrationen in 125 cm Tiefe führt. Die in 20 cm Tiefe gestiegenen Fe- und Phosphatkonzentrationen sind auf die beginnende Auflösung der Eisenoxide und -hydroxide zurückzuführen. Die Phosphatkonzentrationen sind jedoch sehr gering und liegen an der Nachweisgrenze; Grund dafür ist möglicherweise die sofortige Reimmobilisierung. Die Abwesenheit von Nitrat hat seine Ursache in Denitrifikationsprozessen.

Schlußfolgerung und Ausblick

Die Sanierungsmaßnahme führte bisher zu anhaltend anaeroben Bedingungen im Niedermoorkörper, zu geringeren CO_2 - Verlusten und verminderter Auswaschung von Nähr- und Schadstoffen mit dem Bodenwasser. Hält dieser Trend an, ist die konsequente Wiedervernässung eines degradierten Niedermoors ein wesentlicher Schritt in Richtung Reaktivierung seiner natürlichen Stoffsenkenfunktion im Landschaftshaushalt.

Stickstoff- und Kohlenstoffmineralisation in landwirtschaftlich genutzten Niedermooren

von

HÖPER, H.

Natürliche, nicht entwässerte Moore sind Senken für Stickstoff und Kohlenstoff. Niedermoore enthalten bis zu 1.100 t C und 60 t N pro ha und m Moortiefe. Bundesweit gibt es 1.060.000 ha Niedermoore. In Niedersachsen sind es mit 185.100 ha etwa 4 % der Landesfläche. Abgeleitet aus der Biotoptypenkartierung (Drachenfels et al., 1984) ergibt sich für Niedersachsen, daß 4 % der Fläche als natürliches (Niedermoorsumpf oder Bruchwald) und 10 % als naturnahes (Feuchtwiesen und Talniederungen) Niedermoor angesprochen werden kann. Der Rest wird landwirtschaftlich, als Grünland (71 %) bzw. als Ackerland (15 %) genutzt.

Der Nutzung geht in der Regel eine Entwässerung voraus, um die Tragfähigkeit des Bodens zu verbessern und die Erträge zu erhöhen. Mit der Entwässerung geht eine physikalische Schrumpfung sowie eine Mineralisation der Torfe einher. Letztere führt zur Freisetzung von Kohlendioxid in die Atmosphäre und trägt damit zum anthropogen bedingten Treibhauseffekt bei. Aus der Mineralisation der Torfe wird ebenfalls mineralischer Stickstoff mit der daraus resultierenden potentiellen Gefährdung des Grundwassers freigesetzt.

Es wird hier ein Überblick über methodische Aspekte sowie Einflußfaktoren und Größenordnungen der C- und N-Mineralisation entwässerter Niedermoore gegeben.

1. Höhenverluste von Niedermoore

Tab. 1: Jährliche Höhenverluste von Niedermooren in Abhängigkeit von Landnutzung, Grundwasserstand und Azidität

Autoren	Region	Landnutzung	Sommer-GW cm u. GOK	Zeitraum	Höhenverlust cm Jahr ⁻¹
Eggelsmann (1976)	Deutschland (versch. HN)	Ackerland			2,0-3,0
Eggelsmann & Bartels (1978)	Großes Bruch (kalkhaltig)	Ackerland	183 83	1962 - '74	2,7 1,6
Lorenz et al. (1992)	Nordost-D	Grünland			1,0
Lenz et al. (1992)	Deutschland (versch. HN)	Grünland			0,5-1,0
Weinzierl (1997)	Donaumoo (kalkhaltig)	Grünland	100->200 > Torfbasis	1951 - '90	0,6 0,7-0,8

Nach der Entwässerung der Niedermoore kommt es zu Höhenverlusten, die in der Landschaft häufig deutlich zu erkennen sind. Nach der anfänglichen, auf den Verlust an Auftrieb zurückzuführenden Sackung treten weitere Höhenverluste durch eine irreversible Schrumpfung und durch die

¹ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Bodentechnologisches Institut Bremen, Friedrich-Mißler-Str. 46-50, 28211 Bremen, e-mail: heinrich.hoepcr@bgr.de

Oxidation der Torfe auf. Der Schrumpfung wird i.d.R. eine untergeordnete Bedeutung zugemessen, so daß nach Abschluß der Sackung Höhenverluste allein auf die Mineralisation der Torfe zurückgeführt werden (Eggelsmann, 1976).

Die Höhenverluste ackerbaulich genutzter Niedermoore liegen bei etwa 2' bis 3 cm pro Jahr (Tab. 1). Bei hohen Grundwasserständen können sie niedriger liegen. Bei Grünlandnutzung sind Höhenverluste zwischen 0,5 und 1,0 cm pro Jahr beobachtet worden. Bei Grundwasserständen von mehr als 1 m unter Flur ist der Einfluß des Grundwasserstandes auf die Höhenverluste gering.

2. C-Mineralisation

Verschiedene Autoren leiten aus den Höhenverlusten Kohlenstoffverluste ab (z. B. Eggelsmann & Bartels, 1978; Weinzierl, 1997). Dabei ist folgendes zu berücksichtigen: Bei der Mineralisation der Torfe nehmen die Rohdichte bzw. das Substanzvolumen und der Aschegehalt der oberen Schichten zu (Jørgensen & Richter, 1992; Schulz, 1995). Ein Volumen- (Höhen-) verlust ist allein durch die Oxidation der aschearmen (aschefreien) Torfe zu verzeichnen. Bei der Umrechnung von Volumen in Massenverluste ist daher die Rohdichte der aschearmen Torfe anzunehmen. Diese läßt sich bei mittelmächtigen und mächtigen Mooren im Profil aus den Werten der unteren Schichten ableiten. Die Rohdichte der aschearmen Torfe beträgt etwa 80 - 170 g l⁻¹ (Jørgensen & Richter, 1992). Unter der Annahme eines C-Gehaltes der Torfe von 55 % (Richter, 1987) lassen sich folgende jährliche Kohlenstoffverluste kalkulieren (Tab. 2):

Tab. 2: C-Verluste von Niedermooren, kalkuliert aus Höhenverlusten bei unterschiedlicher Landnutzung.

Landnutzung	Höhenverluste cm Jahr ⁻¹	C-Verluste bei einer Rohdichte von 150 g l ⁻¹ [kg C ha ⁻¹ Jahr ⁻¹]
Acker	2,0	16.500
Grünland	1,0	8.250
Grünland	0,5	4.125

Bei dieser Vorgehensweise werden die Höhenverluste allein auf die Oxidation der Torfe zurückgeführt. Bei starker Trockenheit, wie sie in Niedermooren häufiger als auf Mineralböden vorkommen kann, tritt allerdings auch eine Torfschrumpfung auf. Umso stärker die Torfschrumpfung, umso stärker werden die C-Verluste mit der dargestellten Kalkulation überschätzt.

Genauer als die o.g. Kalkulationen sind Direktmessungen der CO₂-Freisetzung bewuchsfreier Versuchsflächen. Mundel (1976) verwendete Grundwasserlysimeter (Fläche 1 x 1 m) mit mittelmächtigen, geschütteten Niedermoortorfen (0,5 m Torf über 1,0 m Sand) und sehr mächtigen, monolithisch entnommenen Niedermoortorfen (1,5 m) und stellte unterschiedliche Grundwasserstände ein. Die geschütteten Torfe ließ er 1 Jahr vor Versuchsbeginn ruhen.

Tab. 3: Jährliche Raten der C-Mineralisation mittelmächtiger und sehr mächtiger Niedermoortorfe in Grundwasserlysimetern (Mundel, 1976)

Grundwassertiefe [cm u. GOK]	C-Mineralisationsrate [kg C ha ⁻¹ Jahr ⁻¹]	
	mittelmächtig ¹	sehr mächtig ²
30	2.860	3.910
60	3.980	5.620
90	4.900	6.690
120	3.740	6.580

¹ im Mittel von 3 Jahren, davon im ersten Jahr, möglicherweise aufgrund der Schüttung, noch erhöhte Werte

² im Mittel von 2 Jahren

Es zeigt sich, daß in sehr mächtigen Torfen die C-Mineralisation höher ist als in mittelmächtigen Torfen (Tab. 3). Bei Grundwasserstände von 80 bis 90 cm unter Flur in mittelmächtigen und bei 90 - 100 cm unter Flur in sehr mächtigen Torfen werden die maximalen Mineralisationsraten erreicht.

Tiefere Grundwasserstände führen offenbar aufgrund zunehmender Trockenheit in den oberen Bodenschichten wieder zu geringeren Raten. Berücksichtigt man, daß die Niedermoore bei Grundwasserständen von 30 cm unter GOK nicht uneingeschränkt beweidbar bzw. befahrbar sind (Scholz & Hennings, 1995), kann man für landwirtschaftlich genutzte Niedermoore tiefere Grundwasserstände und damit Mineralisationsraten zwischen 4.000 (mittelmächtige) und 6.000 kg C ha⁻¹ Jahr⁻¹ (mächtige Torfe) annehmen.

Um den Einfluß des Umlagerens der Torfe auf die C-Mineralisation auszuschließen, sind *In-situ*-Messungen erforderlich. Dazu wurden mit der „Geschlossenen-Kammer-Methode“ auf einem als Grünland genutzten Verlandungs-/Überflutungsmoor (Dümmer, 55 cm Torf über 30 cm Kalk-/Lebermudde) die CO₂-Freisetzung unbewachsener Meßplätze gemessen (Methodik beschrieben bei Meyer *et al.*, 1997).

Tab. 4: Jährliche CO₂-Freisetzung auf unbewachsenen Meßplätzen der Varianten „vernäbt“ (Grabeneinstau seit 1992) und „nicht vernäbt“ eines sauren Niedermoors unter Grünland (Dümmer).

Variante	Jahr	mittlerer Stau-/Grundwasserstand und Schwankungsbereich [cm u. GOK]		CO ₂ -Freisetzung [kg C/ha/Jahr]
		Winter	Sommer	
vernäbt	1996	35 (10 - 50)	50 (30 - 60)	3.850
	1997	15 (0 - 40)	50 (20 - 70)	4.790
nicht vernäbt	1996	50 (20 - 60)	80 (60 - 110)	4.120
	1997	30 (10 - 60)	70 (40 - 100)	4.120

Die CO₂-Freisetzung (Tab.4) liegt in derselben Größenordnung wie die von Mundel (1976) für mittelmächtige Moore gefunden Werte. Es zeigt sich auch hier, daß in landwirtschaftlich genutzten Niedermooren der Einfluß des Grundwasserstandes auf die C-Mineralisation gering ist.

3. N-Mineralisation

Bei der Mineralisation der Torfe wird neben Kohlenstoff auch Stickstoff freigesetzt. In stark sauren (pH_(CaCl₂) ~ 4) oder wassergesättigten Torfen bildet sich Ammonium, bei höheren pH-Werten und unter aeroben Bedingungen verläuft die Nitrifikation sehr zügig, so daß überwiegend Nitrat entsteht (Scheffer, 1977). Im folgenden werden verschiedene Ansätze zur Abschätzung der Netto-N-Mineralisation dargestellt: Abschätzung aus der C-Mineralisation, Pflanzliche N-Entzüge auf Nullparzellen, Lysimeterversuche und Feldmessungen.

Tab. 5: Stickstoffentzüge von Nullparzellen durch Grünland auf sauren Niedermooren in Nordwestdeutschland (Feldversuche). Trockenrohddichte und N-Gehalt der obersten Schicht.

Niedermoor ¹	Rohddichte [g l ⁻¹]	N-Gehalt [%]	Jahre	N-Entzug ² [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	Bemerkungen
Ringstedt (1)	322	2,38	1981	107	1. Versuchsjahr Leguminosen!
			1982	292	
Mittelbauer (1)	448	1,99	1983	273	
			1984	254	
Wümmeniederung (2)			Ø (8 Jahre)	220	88 dt TM/ha x 2,5 % N
Uenzen (3)		1,72	1988	241	keine Legumin.
Dümmer (Schäferhof)	450	1,94	1992 - '95	205	keine Legumin.

¹ (1) Scheffer und Bartels (1984), (2) Bartels und Scheffer (1994), (3) Bartels *et al.* (1993)

² 4 bis 5 Schnitte (außer Uenzen: 3 Schnitte; Dümmer: 2 Schnitte)

Kuntze (1992) ermittelt aus der geschätzten C-Mineralisation und dem C/N-Verhältnis der Torfe eine Brutto-N-Mineralisation von 500 und 1.000 kg N ha⁻¹ und Jahr⁻¹ unter Grünland bzw. Acker. Ein Teil des mineralisierten N wird im Profil wieder immobilisiert, so daß er eine jährliche Netto-Mineralisation von 300 bzw. 270 kg N ha⁻¹ schätzt. Die Immobilisierung zeigt sich darin, daß das C/N-Verhältnis im Profil von über 20 unten auf unter 15 in der Krume abnimmt (Richter, 1987)

In Tab. 5 sind Stickstoffentzüge auf Nullparzellen dargestellt. Unter der Annahme, daß die Auswaschung gering ist (vgl. Behrendt *et al.*, 1997, Augustin *et al.*, 1997), die N-Immissionen 10 bis 20 kg N/ha betragen und kein signifikanter N-Eintrag über Leguminosen erfolgt, entsprechen die N-Entzüge in etwa der Netto-N-Mineralisation. Der Wert für die Netto-N-Mineralisation würde sich allerdings erhöhen, wenn nennenswert Denitrifikation auftreten würde. Hier besteht noch erheblicher Forschungsbedarf.

Ohne Berücksichtigung der Denitrifikation kommt man für mittelmächtige, saure Niedermoore Nordwestdeutschlands auf Netto-N-Mineralisationsraten von 200 bis 250 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹.

Von Behrendt *et al.* (1997) wurden Stickstoff-Bilanzierungen in Düngungsversuchen auf mit Niedermoorortf-Monolithen befüllten Grundwasserlysimetern erstellt (Tab. 6).

Unabhängig von der Entwässerungsstufe lag die N-Abfuhr um 130 bis 140 kg N ha ha⁻¹ Jahr⁻¹ über der N-Zufuhr. Dieser Wert entspricht in etwa der Netto-N-Mineralisation, vorausgesetzt, die Denitrifikation ist gering. Bei den tiefen Grundwasserständen (90-110 cm u. GOK) kann von einer niedrigen Denitrifikationsrate ausgegangen werden.

Tab. 6: Stickstoffbilanzgrößen [kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹] von Torfmonolithen bei unterschiedlichen Entwässerungsstufen (Behrendt *et al.*, 1997).

Entwässerungsstufe cm u. GOK	N-Zufuhr			N-Abfuhr		Differenz
	Düngung	Zusatzwasser	Immission	Erntegut	Sickerwasser	
30	208	11	6	351	4	- 131
90-110	175	4	6	305	23	- 143

Die Größenordnung der Netto-N-Mineralisation entspricht den Werten, die von Münchmeyer *et al.* (1998) in Feldmessungen mit der Beutelmethode nach RUNGE für verschiedene Niedermoorstandorte ermittelt worden sind (129 und 192 kg N ha⁻¹ in der Vegetationsperiode unter Wiese in 0 - 60 cm Tiefe). Für Ackerstandorte und für kalkreiche Niedermoore ist mit höheren Netto-N-Mineralisationsraten zu rechnen (Scheffer, 1977).

4. Schlußbetrachtungen

Saure, als Grünland genutzte Niedermoore setzen jährlich etwa 4.000 bis 6.000 kg C und 150 bis 250 kg N frei. Für genutzte Moore scheint der Grundwasserstand nur eine untergeordnete Rolle zu spielen: Hohe Grundwasserstände (≤ 30 cm u. GOK), die für eine nennenswerte Reduktion der Torfmineralisation erforderlich wären, werden in der Praxis nicht eingestellt, da sie eine Nutzung unmöglich machen. Sehr niedrige Grundwasserstände hemmen, aufgrund der starken Austrocknung der Torfe, die Mineralisation. Allerdings kommt es hierbei zu einer verstärkten Schrumpfung der Torfe mit einer Verschlechterung der Wasserhalte- und Wasserleitfähigkeit.

Für ackerbaulich genutzte Niedermoore ist von etwa doppelt so hohen Freisetzungsraten auszugehen, wenngleich hier Direktmessungen der C- und N-Mineralisation fehlen. Erheblichen Forschungsbedarf gibt es zur Denitrifikation. Die hohen C-Gehalte sowie die hydromorphen Bedingungen lassen hohe N-Verluste durch Denitrifikation möglich erscheinen. In stark sauren Niedermooren und bei Wassersättigung wird allerdings hauptsächlich Ammonium gebildet, so daß nur wenig Nitrat für die Denitrifikation zur Verfügung steht.

5. Literatur: Eine Literaturliste kann beim Autor angefordert werden.

Renaturierung von Niedermoorböden durch steigende Grundwasserstände - Chancen und Risiken für Boden und Wasser -

von

KALBITZ,K., RUPP,H., MEISSNER,R., BRAUMANN,F.

Einleitung

Seit Beginn der 90er Jahre wird im sachsen-anhaltinischen Niedermoorgebiet Drömling versucht, an ausgewählten Standorten durch Änderungen in der Landnutzung und durch die gezielte Anhebung des Grundwasserstandes den Torfabbau zu vermindern und zu stoppen. Ziele dieser komplexen Maßnahmen im Drömling sind neben dem Arten- und Biotopschutz auch die großflächige Renaturierung und eine ökologisch orientierte Gesamtbewirtschaftung (Anonymus, 1996). Die Auswirkungen der Veränderungen in der Landnutzung auf den Boden und vor allem auf das Wasser sind aber größtenteils noch nicht bekannt. Das ist besonders problematisch, da Wasser aus diesem Niedermoorgebiet zur Trinkwassergewinnung genutzt wird.

Methoden

Die Folgewirkungen der veränderten Landnutzung und steigender Grundwasserstände auf den Boden und die Gewässerqualität werden anhand der für die Trinkwasserversorgung und für die Eutrophierung relevanten Parameter Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor untersucht. Diese Untersuchungen finden an sechs unterschiedlich genutzten Standorten unter Einschluß von verschiedenen Extensivierungs- und Renaturierungsvarianten in den Kompartimenten Boden (Oberboden), Sickerwasser (Saugkerzen in 25 cm, 55 cm und 95 cm Tiefe), Grund- und Oberflächenwasser statt. Dabei wird eine zeitliche Auflösung der Probenahme von 3 Wochen eingehalten. Nähere Informationen über die ausgewählten Standorte können Tab. 1 und Kalbitz et al. (1997) entnommen werden. Für die Analyse des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC; TOC-5050 Fa. Shimadzu), der mineralischen Stickstoffverbindungen (N_{\min}), der Gesamt-P-Konzentration und der Ortho-Phosphat-Konzentration kamen Standardmethoden zum Einsatz (Rupp et al., 1997). Zur Charakterisierung der verfügbaren P-Vorräte im Boden wurde die CAL-Methode genutzt.

Ergebnisse und Diskussion

Im Oberboden (Tab. 1) und im Sickerwasser (Rupp et al., 1997) spiegelt sich deutlich die Ackernutzung mit den signifikant höchsten Gehalten an mineralischen N-Verbindungen wider. Dies hat allerdings keine erhöhten N-Gehalte im Grund- und Oberflächenwasser des Ackerstandortes zur Folge. Vielmehr deuten sich im Grund- und Oberflächenwasser der extensiv oder nicht genutzten Standorte (extensives Grünland, Sukzession, Erlenbruchwald; heute noch organogene Böden) im Vergleich zu den anderen Standorten (heute nur noch Torfrelikte) höhere N_{\min} -Gehalte an (Tab. 1). Diese hohen Gehalte traten vor allem gegen Ende der Vegetationsperiode auf. Wahrscheinlich werden die im Sommerhalbjahr gebildeten Mineralisierungsprodukte mit einsetzender Sickerwasserbildung in das

¹ UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle

² Naturparkverwaltung „Drömling“, Bahnhofstr. 32, 39646 Oebisfelde

Grund- und Oberflächenwasser verlagert. Diese Anstiege sind besonders hoch in den organogenen Böden. Deshalb muß auch heute noch auf den Standorten mit einer ausgebildeten Torfschicht (EG, Su, EB) mit einer Torfmineralisierung gerechnet werden. Extensivierung, Nutzungsaufgabe und steigende Grundwasserstände können im Sommer den Torfabbau nicht entscheidend bremsen, da die Wasserstände vor allem in den Sommermonaten noch immer stark fallen (60 cm bis z.T. 90 cm).

Tab. 1: Ausgewählte Eigenschaften der Oberböden (0-25 cm), von Grund- und Oberflächenwasser (Mittelwert und Standardabweichung)

Standort ¹	Landnutzungsintensität	N _{min} ² (kg N ha ⁻¹)	N _{min} ³ (mg N L ⁻¹)	N _{min} ⁴ (mg N L ⁻¹)	P _{cat} ² (kg N ha ⁻¹)	P-Gehalt ³ (mg P L ⁻¹)	P-Gehalt ⁴ (mg P L ⁻¹)
Ak	intensiv	39,0 ± 33,1	0,33 ± 0,27	0,20 ± 0,17	121 ± 27,0	0,05 ± 0,02	0,09 ± 0,08
IG		12,5 ± 15,6	0,21 ± 0,08	0,36 ± 0,44	155 ± 44,6	0,06 ± 0,02	0,32 ± 0,32
Um	extensiv ↓ naturnah	15,8 ± 16,1	0,20 ± 0,12	0,55 ± 0,78	295 ± 59,8	0,02 ± 0,01	0,08 ± 0,08
EG		17,7 ± 7,0	0,09 ± 0,07	0,57 ± 0,55	20,7 ± 3,9	0,02 ± 0,01	0,11 ± 0,10
Su		14,7 ± 13,4	0,51 ± 0,24	0,89 ± 1,03	76,9 ± 30,2	0,06 ± 0,02	1,12 ± 0,69
EB		24,9 ± 15,6	0,91 ± 1,43	1,20 ± 1,64	14,2 ± 4,2	0,07 ± 0,03	0,13 ± 0,10

- 1 Kurzzeichen der Standorte: Ak (Acker), IG (intensives Grünland), Um (Umwandlung von Ackernutzung in extensives Grünland), EG (extensives Grünland), Su (Grünland in natürlicher Sukzession), EB (Erlenbruchwald)
- 2 Oberboden (Mittelwert, Standardabweichung; Daten von Mai 1996 bis November 1997)
- 3 Grundwasser (Mittelwert, Standardabweichung; Daten von Mai 1996 bis November 1997)
- 4 Oberflächenwasser (Mittelwert, Standardabweichung; Daten von Mai 1996 bis November 1997)

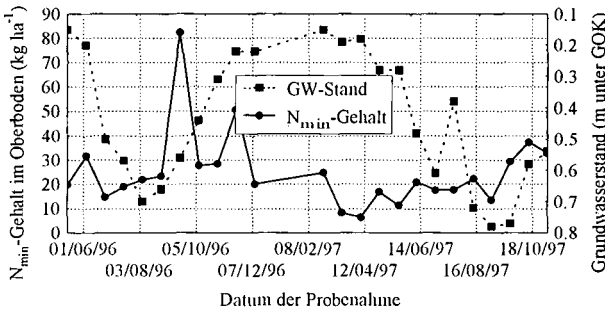


Abb. 1: Zusammenhang zwischen Grundwasserstand und Gehalt des Oberbodens (0-25 cm) an N_{min} für den Standort Erlenbruchwald

Positiv sind die Auswirkungen hoher Grundwasserstände bezüglich einer Verringerung der N_{min}-Gehalte in Boden und Wasser von Niedermoorstandorten (Standorte EG, Su, EB). So konnte der von Meißner et al. (1995) gefundene mathematische Zusammenhang zwischen der Höhe des Grundwasserstandes und dem N_{min}-Gehalt im Boden von Niedermoorstandorten für den Standort EB (r=0,59 bei 6 Wochen Zeitversetzung, Abb. 1) nachgewiesen werden.

Auch Käding et al. (1996) fanden bei tiefen Grundwasserständen (90 cm) höhere N_{min}-Austräge aus dem Boden. Martin et al. (1997) wiesen für Moorböden Floridas höhere Nitrat-Gehalte bei sinkenden Grundwasserständen nach.

Die mit Abstand höchsten pflanzenverfügbaren P-Vorräte und -Gehalte (70,3 mg kg⁻¹) wurden im Oberboden des Standortes ermittelt, der zur Zeit von einer Ackernutzung in ein extensives Grünland umgewandelt wird (Standort Um; Tab. 1). Hier zeigt sich deutlich der mehrjährige Maisanbau mit jährlicher P-Düngung über den Pflanzenentzug hinaus. Nach der Umstellung der Landnutzung ist eine Abnahme der P-Gehalte im Boden nur noch schwer möglich. Daher sollte vor der Extensivierung eine P-Aushagerung erfolgen, die mit positive Effekten für Boden und Wasser verbunden ist.

Nach der Umwandlungsfläche besitzen die relativ intensiv genutzten Standorte IG und Ak mittlere pflanzenverfügbare P-Vorräte, die für diese Nutzungsform angepaßt erscheinen.

Die extensiv oder nicht genutzten Standorte mit vorhandener Torfschicht besitzen wesentlich niedrigere pflanzenverfügbare P-Gehalte im Oberboden im Vergleich zu den intensiv genutzten Böden. Allerdings zeigt der Standort Sukzession (Su; Tab. 1) deutlich höhere Werte im Vergleich zu den beiden anderen Standorten (EG, EB; Tab. 1). Dies ist eine direkte Folge der Nutzungsvorgeschichte, wurde doch der Standort Sukzession bis zu Beginn der 90er Jahre intensiv als Grasland genutzt, während die Standorte EG und EB nie intensiv genutzt wurden.

Direkte Auswirkungen der unterschiedlichen pflanzenverfügbaren P-Vorräte im Oberboden auf die P-Gehalte im Grundwasser sind nicht zu erkennen. Die sehr hohen P-Gehalte im Oberflächenwasser der Sukzession (Tab. 1) sind aber wahrscheinlich auf die hohen P-Gehalte im Oberboden (37 mg kg^{-1}) zurückzuführen. Im Sickerwasser zeigen sich nur in der obersten Tiefe signifikant höhere P-Konzentrationen unter Ackernutzung im Vergleich zu den anderen Standorten (Abb. 2).

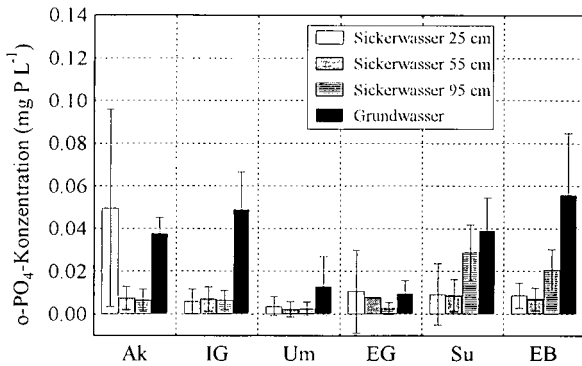
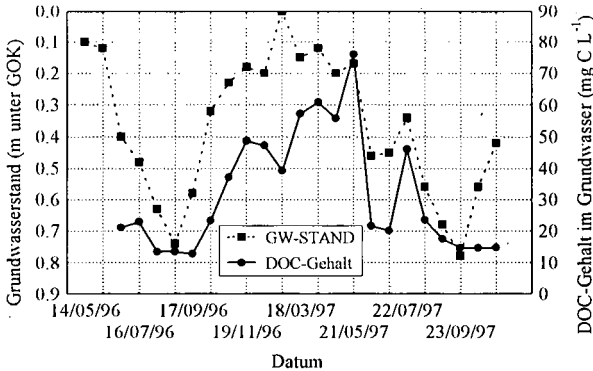


Abb. 2: o-PO₄-P-Konzentration (Mittelwert, Standardabweichung) im Sicker- und Grundwasser der Standorte im Drömling (Kurzzzeichen der Standorte s. Tab. 1)

Im Grundwasser steigt im Vergleich zum Sickerwasser die Phosphatkonzentration an (Abb. 2). Dieser Anstieg beginnt bei den Standorten mit den niedrigsten Redoxpotentialen im Grundwasser (Su, EB) bereits im Sickerwasser (von 55 zu 95 cm). Signifikante Korrelationen zwischen Phosphatkonzentration und Redoxpotential im Grundwasser ($r=-0,55$, $n=60$, $\alpha<0,001$) lassen die Hypothese zu, daß mit sinkenden Redoxpotentialen eine verstärkte P-Freisetzung erfolgt (Reduzierung Fe^{3+} zu

Fe^{2+} und Mobilisierung von Fe-Phosphaten). Daraus muß geschlossen werden, daß bei ansteigenden Grundwasserständen (sinkendes Redoxpotential) die P-Gehalte im Grundwasser weiter ansteigen. Erfolgt eine Renaturierung, werden diese Anstiege besonders stark sein, wo hohe Gehalte an pedogenen Fe-Oxiden vorkommen und die Böden durch die Nutzung mit P angereichert wurden. Hohe Fe-Gehalte weisen vor allem die Standorte auf, wo die Anhebung des Grundwasserstandes für die Moorbodenkonservierung besonders sinnvoll wäre (Standorte mit vorhandener Torfschicht).

Auf allen Standorten besteht ein Zusammenhang zwischen dem Grundwasserstand und der DOC-Konzentration im Grundwasser (Abb. 3). Dieser Zusammenhang ist auf den Standorten mit vorhandener Torfschicht (extensiv oder nicht genutzt; Tab. 1) stärker ausgeprägt ($r=-0,79-0,82$) als auf den Standorten, die heute nur noch Torfrelikte (intensiv genutzt; Tab. 1) aufweisen. Somit führen lang anhaltende hohe Grundwasserstände auch zu lang anhaltenden hohen DOC-Konzentrationen im Grundwasser von Niedermoorstandorten. Bei sehr oberflächennahen Grundwasserständen wirken sich die hohen DOC-Konzentrationen im Oberboden der Standorte mit vorhandener Torfschicht (Kalbitz et al., 1997) direkt auf das Grundwasser aus. Die Adsorption von gelösten organischen Verbindungen kann im Gegensatz zu tiefen Grundwasserständen nicht mehr zu einer Verringerung der DOC-Konzentration beitragen.



Eine Bewertung der von Kalbitz et al. (1997) festgestellten Veränderungen in der Zusammensetzung der gelösten organischen Substanz durch die Landnutzung und durch Landnutzungsänderungen bezüglich einer Sicherung der Wasserqualität ist im Augenblick noch nicht möglich.

Abb. 3: Zusammenhang zwischen Grundwasserstand und DOC-Gehalt im Grundwasser (Standort Sukzession)

Schlussfolgerungen

Die Renaturierung von Niedermoorstandorten durch Extensivierung und durch steigende Grundwasserstände bietet Chancen zur Reduzierung der Nährstoffbelastung von Boden und Wasser, beinhaltet aber auch Risiken, die zu einer Erhöhung der Nährstoffgehalte im Wasser führen können:

Chancen:

- Rückgang der Torfmineralisation durch steigende Grundwasserstände
- Reduzierung der N_{\min} -Gehalte im Oberboden und des N_{\min} -Austrages durch Extensivierung (Umwandlung von Acker in Grünland)
- Reduzierung der P-Verlagerung durch Verzicht auf P-Düngung

Risiken:

- Erhöhung der P-Löslichkeit durch steigende Grundwasserstände - Erhöhung der P-Belastung von Grund- und Oberflächenwasser
- verstärkte Auswaschung von gelöster organischer Substanz durch lang anhaltende oberflächennahe Grundwasserstände - erhöhte DOC-Konzentrationen im Grundwasser

Literatur

- Anonymus (1996): Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgroßprojekt Drömling, Teilvorhaben Sachsen-Anhalt, Kurzfassung. Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt, S. 1-88.
- Käding, H., Petrich, G. und Hölzel, D. (1996): Lysimeteruntersuchungen zu Nährstoffflüssen auf Grünland nach punktförmig hohen Düngergaben und Ackerzwischenfrucht. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 40, 301-311.
- Kalbitz, K., H. Rupp, S. Geyer, W. Geyer, S. Knappe, R. Meißner und F. Braumann (1997): Auswirkungen der Landnutzung und von Landnutzungsänderungen auf die gelöste organische Substanz im Boden und Wasser eines Niedermoorgebietes. Mitteiln. Dtsch. Bodenk. Gesellsch. 85, II, 649-652.
- Martin, H. W., D. B. Ivanoff, D.A. Graetz und K. R. Reddy (1997): Water table effects on histosol drainage water carbon, nitrogen, and phosphorus. J. Environ. Qual. 26, 1062-1071.
- Meißner, R., Rupp, H., Schonert, P., Seeger, J., Braumann, F. und Müller, H. (1995): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Drömling auf den Stickstoffgehalt im Boden sowie im Grund- und Oberflächenwasser. Arch. für Nat.-Lands. 33, 255-269.
- Rupp, H., K. Kalbitz, R. Meißner, S. Knappe und F. Braumann (1997): Auswirkungen differenzierter Landnutzung und Landnutzungsänderungen auf die P- und N- Dynamik in einem Niedermoorgebiet. Mitteiln. Dtsch. Bodenk. Gesellsch. 85, III, 1405-1408.

Untersuchungen zur Wasserspeicherdynamik auf einer wiedervernässten Niedermoorfläche

von

SCHINDLER,U., DIETRICH,O.

1. Einleitung

Auf Niedermoorflächen im Oberen Rhinluch werden im Rahmen des Verbundprojektes „Ökosystemmanagement für Niedermooere (ÖKOSYN)“ Möglichkeiten und Strategien für eine langfristige und nachhaltige Wiedervernässung untersucht. Der Bodenwasserstatus sowie die Prozesse der Bodenwasserspeicherausschöpfung und -auffüllung sind dabei bedeutsam für die Wasserbilanzierung und die Wasserbereitstellung und somit eine Grundlage für eine erfolgreiche Wiedervernässung und die Etablierung einer niedermoortypischen Vegetation (Schindler et al. 1988, Dietrich et al., 1996).

2. Methodik

2.1. Standortaufnahme und Probenahme

Die wiedervernässte Niedermoorfläche „Potsdamer Platz“ befindet sich nahe Ziethenhorst im Oberen Rhinluch. Die Untersuchungsfläche umfaßt ca. 40 ha. Die Moormächtigkeit variiert zwischen 40 und 200 cm (Zeit, 1993). Der Torf ist im wesentlichen von gut wasserleitenden Mittel- bis Feinsanden unterlagert. Nur vereinzelt sind Muddeschichten (vorwiegend Kalkmudde) vorhanden. Auf der Grundlage einer detaillierten Höhenvermessung im Raster 20 m x 20 m wurde ein digitales Höhenmodell für die Untersuchungsfläche erstellt.

Die Beprobung und bodenhydrologische Meßdatenerfassung erfolgte an einer Meßtrasse. Sie bestand aus insgesamt 26 Meßpunkten und wurde so gelegt, daß das auf der Fläche vorkommende Bodeninventar als auch die unterschiedlichen Geländedepositionen (mittleres Geländeniveau, Top- und Senkenlagen) erfaßt wurden. An vier ausgewählten Punkten der Meßtrasse wurden in Schürfen Stechzylinderproben entnommen und im Labor die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeits- und die Wasserretentionsfunktion bestimmt.

2.2. Feldmessungen

Beginnend ab Frühjahr 1995 wurden zwei- bzw. dreimal jährlich (Frühjahr, Sommer, Herbst) an den Punkten der Meßtrasse folgende Größen erfaßt:

- Saugspannung 0 - 60 cm mit Tensiometer in 10 cm-Tiefenstaffelung
- Wassergehalt mit TDR, System EASY Test, in gleichen Tiefen.

Die Grundwasserstände wurden kontinuierlich mit Pegelschreibern an zwei Grundwasserbeobachtungsrohren aufgezeichnet.

2.3. Quantifizierung des Bodenwasserspeichers

2.3.1. Bodenwasserspeicherkennlinien nach Labor- und Feldmessungen

Zunächst war zu prüfen, wie die im Feld und im Labor ermittelten Bodenwasserspeicherkennlinien übereinstimmen. Dazu wurden auf Basis der im Labor ermittelten pF-Kurven und der Feldmessungen für folgende Bodenbedingungen grundwasserstandsabhängige Bodenwasserspeicherkennlinien für das entwässerbare /auffüllbare Porenvolumen erarbeitet.

Bodenwasserspeicherkennlinien für Bodenbedingungen:

1. Feldmeßdaten Mittel aller Böden und Tiefenstufen
2. Labordaten Tiefgründiger Torf, Differenzierung in 10 cm-Schichten
3. Labordaten Torf 50 cm (differenziert in 10 cm-Tiefenstufen), sandunterlagert
4. Labordaten Torf 50 cm (differenziert in 10 cm-Tiefenstufen), muldeunterlagert

Ausgehend von der Bodenoberfläche (entwässertes Porenvolumen = 0) wurde der Grundwasserstand in 10 cm-Stufen abgesenkt. Für jeden Grundwasserflurabstand wurde das entwässerte Porenvolumen im Profil oberhalb der Grundwasseroberfläche auf der Grundlage der pF-Kurven für die Bodenbedingungen 1. bis 4. bestimmt und daraus grundwasserstandsabhängige Bodenwasserspeicherkennlinien erarbeitet.

2.3.2. Bodenwasserspeicher nach hydrostatischer und stationärer Betrachtung

Im folgenden war zu prüfen, inwieweit sich die Ergebnisse zum Bodenwasserspeicher zwischen der Annahme hydrostatischer Bedingungen und der eines stationären kapillaren Wasseraufstiegs unterscheiden. Die Methoden sind folgendermaßen zu charakterisieren:

A) Hydrostatische Methode

Oberhalb der Grundwasseroberfläche wurde eine hydrostatische Saugspannungsverteilung ($dh/dz = dz/dz$) zugrundegelegt. Die entwässerbare/auffüllbare Bodenwassermenge für einen gegebenen Grundwasserflurabstand kann damit direkt aus der Bodenwasserspeicherkennlinie abgeleitet werden.

B) Stationäre Methode

Die Saugspannungsverteilung wurde für einen stationären kapillaren Wasseraufstieg aus dem Grundwasser nach Darcy berechnet (Schindler und Dannowski, 1982). Die Aufstiegsrate wurde aus der potentiellen Evapotranspiration (pET) abgeleitet (Wendling et al. 1991).

2.4. Flächenwasserspeicher

Grundlage bildeten der gemessene Grundwassergang während des Untersuchungszeitraumes sowie die Geländehöhenverteilung. Jedem Grundwasserstand konnte folglich eine Verteilung der Grundwasserflurabstände mit den entsprechenden Flächenanteilen zugeordnet werden. Der Grundwasserflurabstand ergab sich damit ausschließlich aus der Geländehöhe und dem Grundwasserstand. Für die zeitliche Änderung des Flächenwasserspeichersinhaltes wurde der Grundwasserstand zum Beginn des Untersuchungszeitraumes am 1.3.1996 (33,61 m HN) als Bezugsniveau gewählt. Die Berechnung des Flächenwasserspeichers erfolgte dann sowohl für die Annahme hydrostatischer als auch stationärer Bedingungen in Tagesschritten. Entsprechend der Zielstellung „Wiedervernässung“ herrschten auf der Versuchsfläche zeitweise sehr hohe Grundwasserstände vor, die dazu führten, daß Bereiche der Untersuchungsfläche überstaut waren. In diesen Bereichen war zusätzlich zum Bodenwasserspeicher der Oberflächenwasserspeicher zu berücksichtigen.

3. Ergebnis

3.1. Bedeutung der Bodenwasserspeicherkennlinie für den Flächenwasserspeicher

Der Einfluß der gewählten Kennlinie auf den Bodenwasserspeicher der Untersuchungsfläche war gering bei den vorherrschenden Grundwasserständen (Abb. 1). Unterschiede traten nur bei sehr tiefen Grundwasserständen auf, die hier jedoch aufgrund der angestrebten Wiedervernässung keine Rolle spielten.

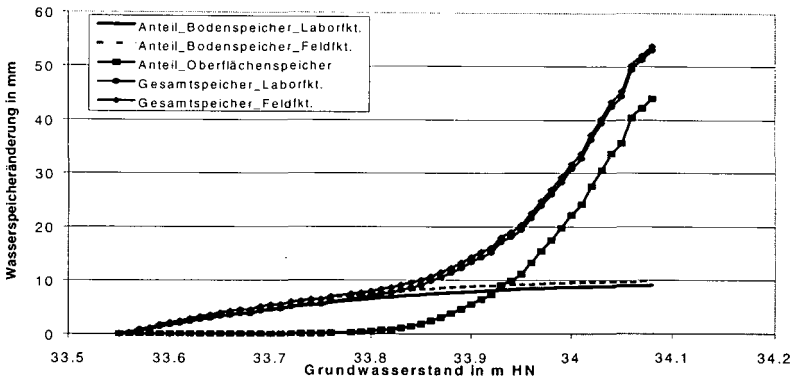


Abb. 1 Vergleich des Flächenwasserspeichers in Abhängigkeit vom Grundwasserstand für die Feld- und Laborspeicherkennlinie

3.2. Dynamik des Flächenwasserhaushaltes

Die Dynamik des Flächenwasserhaushaltes im Bilanzierungszeitraum vom 1.3.1996 bis 31.10.1996 zeigt Abb. 2. Die Bodenwasserspeicheränderungen wurden mit der stationären und der hydrostatischen Methode für die Feldfunktion quantifiziert. Der Flächenwasserspeicherinhalt am 1.3.1996 wurde für diese Betrachtung gleich 0 gesetzt.

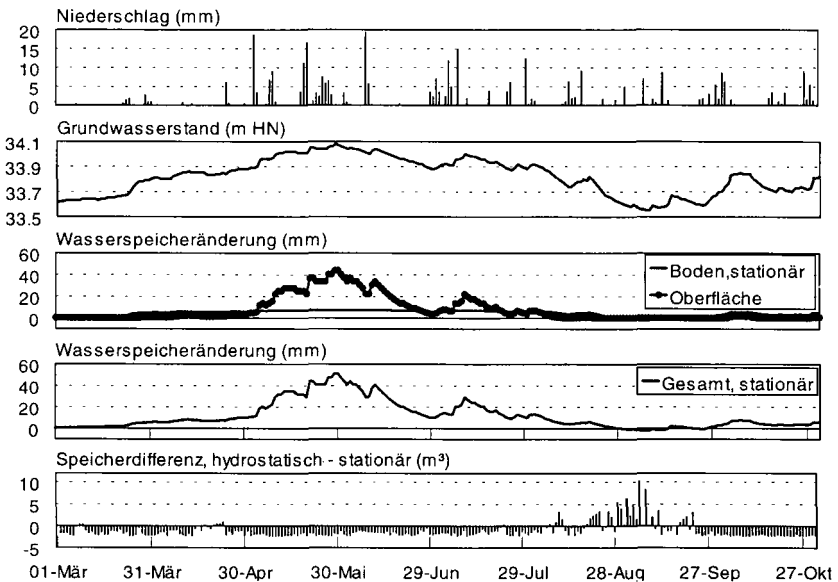


Abb. 2 Niederschlag, Grundwassergang und Wasserspeicheränderung auf der Untersuchungsfläche, getrennt nach Boden- und Oberflächenwasserspeicher, vom 1.3. 1996 bis 31.10. 1996

Die Ergebnisse beider Methoden waren für diesen Anwendungsfall nahezu identisch. Die Wirkung von Niederschlagsereignissen auf den Grundwassergang und die Wasserspeicherdynamik wird deutlich. Klar zu erkennen ist die Dominanz des Oberflächenspeichers, der besonders im Zeitraum von April bis August (Zeiten des höchsten Grundwasserstandes) fast ausschließlich die Wasserspeicheränderung auf der Fläche bestimmt.

4. Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, daß der Bodenwasserhaushalt unter Wiedervernässungsbedingungen mit der vereinfachten Annahme einer hydrostatischen Bodenwasserdruckverteilung hinreichend genau beschrieben werden kann. Die vorhandenen Bodenunterschiede waren von untergeordneter Bedeutung für die Quantifizierung des Bodenwasserspeichers. Ebenso lieferten die im Feld als auch die im Labor ermittelten Wasserspeicherkennlinien vergleichbare Ergebnisse. Bei vergleichbaren Bedingungen ist es deshalb ausreichend, mit einer generalisierten Speicherkennlinie zu arbeiten.

Die dominierende Größe ist auf wiedervernässten Flächen der Oberflächenwasserspeicher. Er kann nur so gut ermittelt werden, wie die topographische Aufnahme es zuläßt. Nicht berücksichtigte Top- und Senkenlagen können den Flächenwasserspeicher stärker beeinflussen als Abweichungen bei den Bodenwasserspeicherkennlinien.

Andauernde Wiedervernässung kann infolge Rückquellung auch zu direkten Bodenveränderungen und damit zur Veränderung seiner Speichereigenschaften führen.

Literatur

- Dietrich, O., R. Dannowski and J. Quast (1996): GIS-based water balance analyses for fen wetlands. Internat. Conf. on Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management, HydroGIS '96. 16-19 April, Vienna, Vol. of Poster Papers: 83-90; Vienna.
- Schindler, U. und R. Dannowski (1982): Untersuchungen zum kapillaren Wasseraufstieg aus dem Grundwasser 1. Mitteilung: Methodik zur Quantifizierung des kapillaren Wasseraufstiegs. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 26 (3), pp. 125-132.
- Schindler, U., Lorenz, W.-D. und S. Rohde (1988): Veränderungen der bodenhydrologischen Verhältnisse flachgründiger Niedermoorstandorte durch Tiefflug-Sanddeckkultur. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 32 (2), pp. 93-99.
- Wendling, U., H.G. Schellin and M. Thomä (1991): Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. Z. f. Meteorologie 41. (6). pp.1-16.
- Zeit, J. (1993): Zustandserfassung und Kartierung der Moorböden im Niedermoorgebiet Oberes Rhinluch als Grundlage für die Planung von standortangepaßten, umweltschonenden Nutzungsformen. Forschungsbericht FM/H91-335.11/35-20, Humboldt-Universität zu Berlin.

Wechselwirkungen zwischen Hydrologie und Nährstoffhaushalt unterschiedlich genutzter Niedermoorökosysteme

von

SCHLEUSS,U., TREPEL,M., WETZEL,H., KLUGE,W., SCHIMMING,C.-G.

Einleitung

Niedermooere sind aufgrund ihrer hydrologischen Verhältnisse und der damit verbundenen Stoffumsetzungen äußerst vielgestaltige Lebensräume variabler räumlicher Ausdehnung. Bei tiefgreifender Entwässerung verlieren sie zunehmend ihre Funktion als Stoffsenke und ihre Funktion als Habitate für spezialisierte Arten (WILD 1997). In Schleswig-Holstein sind ca. 8-10% der Landesfläche mit Niedermoorböden bedeckt. Bezüglich ihrer Genese und Ausgestaltung weisen diese Böden deutliche naturräumliche Besonderheiten auf. In den Niederungen des Naturraumes *Geest* befinden sich ausgedehnte Versumpfungsmooere (z.B. in der Eider-Treene-Niederung und der Stör-Pinnau-Niederung), während im Naturraum Östliches Hügelland überwiegend Verlandungsmooere zu finden sind. Circa 20% dieser Niedermooere befinden sich noch in einem ökologisch wertvollen Zustand. Etwa 80% der Niedermooere werden (mehr oder weniger) intensiv landwirtschaftlich genutzt, d.h. sie sind mithin stärker entwässert (TREPEL & SCHRAUTZER 1998). Im Untersuchungsgebiet des interdisziplinären Forschungsprojektes *Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette* werden etwa 2/3 der Niedermooere landwirtschaftlich überwiegend als Grünland (*Cynosurion*, *Molinio-Arrhenatheretea*-Basalgesellschaften) genutzt, während auf circa 1/3 der Niedermoorflächen mit Erlenbruchwäldern, Röhrichtern, *Calthion*, *Salicion* und *Magnocaricion* weitgehend naturnahe Vegetationsstrukturen zu finden sind. Unter den Zielsetzungen vergleichender Ökosystemforschung wurden Hydrologie und Stoffdynamik von drei unterschiedlichen Niedermoorökosystemen untersucht.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet "Bornhöveder Seenkette" liegt ca. 30 km südlich von Kiel und stellt einen typischen Ausschnitt (~ 50 km²) der kuppigen Jungmoränenlandschaft und ihrer Binnenseen dar (Gebietsbeschreibung vgl. LEITUNGSGREMIUM 1992). Die drei näher untersuchten Niedermoorstandorte können aufgrund ihrer Nutzung den Feuchtgrünländern und Erlenbruchwäldern zugeordnet werden, wobei sich die beiden Erlenbruchwaldstandorte zusätzlich hinsichtlich ihres Wasserregimes (periodisch überfluteter und nicht überfluteter Erlenbruchwald) unterscheiden. Es wurden boden- und vegetationskundliche, zoologische sowie hydrologische Untersuchungen durchgeführt, u.a.:

- Humuschemische Untersuchungen nach SCHLICHTING et al. (1995) (vgl. WACHENDORF 1996);
- Denitrifikationsmessungen in geschlossenen Kammern unter Verwendung der Acetylen-Inhibierungsmethode nach RYDEN (1979) (vgl. MOGGE 1995);
- Stoffeinträge mit der atmosphärischen Deposition (vgl. BRANDING 1996);
- Wasserbilanzmodellierung mit FEUWA (vgl. KLUGE et al. 1994);

¹⁾ Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

²⁾ Ökologiezentrum, Universität Kiel, Schauenburgerstr. 112, 24118 Kiel

- Chemische Zusammensetzung der mit Saugkerzen gewonnenen Bodenlösung (vgl. AUE 1993)
- N₂-Fixierung durch Alnus-Frankia-Symbiose, gemessen mittels Acetylen-Reduktionsaktivität (vgl. DITTELT 1992).

Ergebnisse und Diskussion

Die drei untersuchten Niedermoorstandorte (E1= Erlenbruchwald, nicht überflutet; E2= Erlenbruchwald, periodisch überflutet; F= Feuchtgrünland, nicht überflutet) zeigen große Unterschiede hinsichtlich der Torfmächtigkeit, des Grundwasserflurabstandes, der Überflutungshäufigkeit und der Bodenreaktion in den Oberböden (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Eigenschaften der untersuchten Niedermoorökosysteme (E1,E2,F)

Standort	Bodentyp (KA4)	Torfmächtigkeit m	Grundwasserstand		Überflutungen Anzahl	Substanzvolumen (%)		Zersetzungsgrad (n.v. Post)		pH (CaCl ₂)		Infiltration mm a ^{1***}
			Winter m	Sommer m		0-1 dm	5 dm	0-1 dm	5 dm	0-1 dm	5 dm	
E1	HNn	1,3	+0...-0,4	-0,05...-0,6	0	13	14	5	6	2,9	5,2	450
E2	HNn	0,8	+0,1...-0,1	+0,05...-0,3	1..36	2	5	1...6	8	5,2	5,3	555
F	HNu ^{**}	3,5	-0,05...-0,3	-0,15...-0,4	0 [*]	28	19	9	4	5,2	6,0	590

* bei Starkregen Stauwasser < 11 Tage

** mit sandigem Material im Oberboden vermischt

*** aus der Streu in die oberste Torfschicht

Standort E1 weist die stärkste Entwässerung auf und ist im Oberboden durch eine sehr niedrige Bodenreaktion und Ausbildung einer moderartigen Mullaufgabe gekennzeichnet. Standort E2 ist durch geringe Substanzvolumina, geringe Trockenrohdichten (0,12 g cm⁻³ im Oberboden) und periodische Überflutungen charakterisiert, während der landwirtschaftlich genutzte Standort F deutlich höhere Trockenrohdichten im Oberboden [0,6 g cm⁻³ gegenüber 0,17 g cm⁻³ (E1)] aufweist, was bei Starkregenereignissen zu Stauwasser führt.

Während bei dem periodisch überfluteten Erlenbruch (E2) ein enger Zusammenhang zwischen dem Bodenwasserhaushalt und den Seespiegelschwankungen besteht, sind für den nicht überfluteten Bereich (E1) stärkere Schwankungen des Wasserstandes in Abhängigkeit vom innerjährlichen Witterungsregime charakteristisch (Abb. 1). Der laterale Wasseraustausch zwischen den untersuchten Moorstandorten, dem landseitigen Aquifer und dem See wird durch das Auftreten eines lokalen Verbundes von sandigen und schluffigen Einlagerungen erheblich beeinflusst. Im Oberboden der nicht geneigten und nicht überfluteten Standorte überwiegt der vertikale Wasser- und Stoffaustausch. Das Niedermoor unter Grünland (F) ist hinsichtlich seiner hydrologischen Verhältnisse vor allem durch Wechselwirkungen mit dem landseitigen Grundwasser in bis zu 5 m Tiefe gekennzeichnet.

Die beiden Niedermoore im Erlenbruchwald zeigen beim Abbau von Streu gleicher Qualität (litterbag-Experimente) starke Unterschiede. Bezüglich der Massenverluste übertrifft der periodisch überflutete den nicht überfluteten Standort, was auf Unterschiede in der Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit zurückzuführen ist. Die fehlenden lateralen Zuflüsse aus dem See und dem Grundwasser führen am Standort E1 im Mai/Juni 1993 zu geringen Wassergehalten in den obersten Bodenhorizonten, gleichzeitig ist ein Aussetzen bzw. eine Reduzierung der Streuabbauprozesse zu beobachten (IRMLER 1995, WACHENDORF 1996).

Die Stoffkreisläufe der untersuchten Systeme unterscheiden sich in charakteristischer Weise. Betrachtet man die einzelnen Komponenten des N-Haushaltes, so ist festzustellen, daß die N-Fixierung durch die Alnus glutinosa-Frankia-Symbiose bei dem periodisch überfluteten Niedermoor

deutlich höher liegt als im nicht überfluteten Bereich (70-85 vs. 40-45 kg ha⁻¹), dort ist die Nodulation stark herabgesetzt (DITTELT 1992).

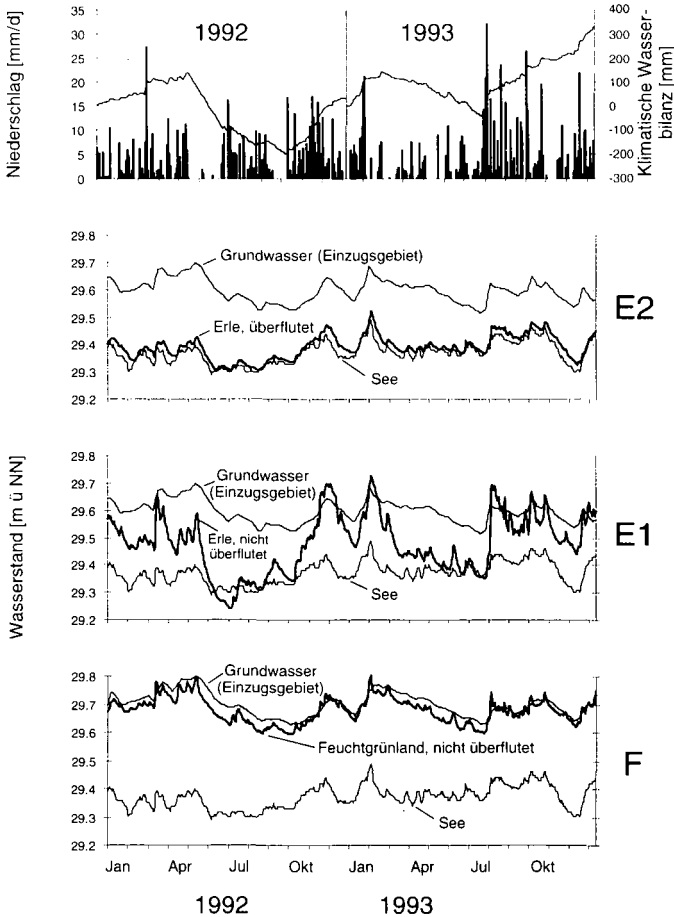


Abb. 1: Hydrologische Charakteristika der Standorte (E1= nicht überfluteter Erlenbruchwald, E2= periodisch überfluteter Erlenbruchwald, F= Feuchtgrünland)

Die weiteren Komponenten des N-Kreislaufes zeigen bei den beiden Moorstandorten im Erlenbruchwald ähnlich hohe atmosphärische Depositionsraten (circa 30 kg N ha⁻¹a⁻¹), während beim Feuchtgrünland circa 20 kg N ha⁻¹a⁻¹ eingetragen werden. Gegenüber den Niedermoorökosystemen im Erlenbruchwald wird die N-Dynamik im Niedermoor unter Grünlandnutzung durch die Düngung (circa 30 kg ha⁻¹a⁻¹) und Erntezüge (circa 75 kg ha⁻¹a⁻¹) dominiert. Es wurde ein deutlicher Zusammenhang zwischen den Wasser- und Nitratgehalten, der N-Fixierung, den Redoxpotentialen und den Denitrifikationsraten für den Standort E1 (nicht überfluteter Erlenbruchwald) festgestellt

(Abb. 2). Die N-Verluste durch Denitrifikation betragen bei den Niedermooeren unter Erle nach dem indirekten Bilanzierungsansatz $\sim 60 \text{ kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$.

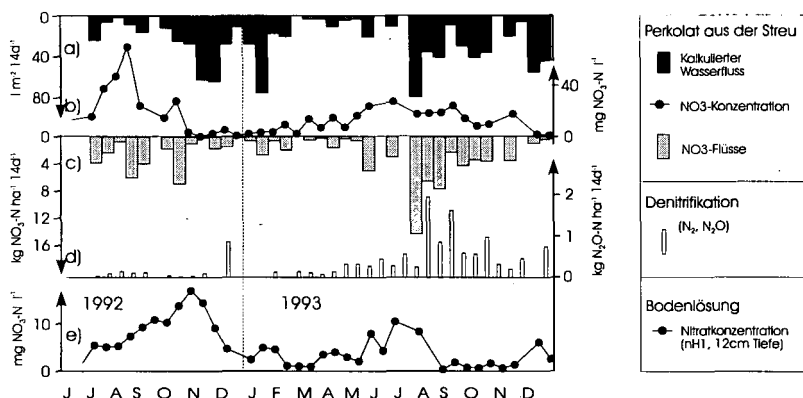


Abb. 2: N-Flüsse am Standort E1 (nicht überfluteter Erlenbruchwald)

Danksagung

Die Autoren danken U. Irmler, B. Mogge, W. Sach und C. Wachendorf für die zur Verfügung gestellten Daten. Das FE-Vorhaben *Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette* wird vom BMBF und dem Land Schleswig-Holstein finanziell gefördert.

Literatur

- Aue C (1993): Die Bedeutung der Stoffkonzentration in der Bodenlösung für den Stofffluß in forstlich und agrarisch genutzten Böden einer norddeutschen Jungmoränenlandschaft im Bereich der Bornhöveder Seenkette. *SchR Institut Pflanzenernähr. Boden., Univ. Kiel*, 23: 210 S.
- Branding A (1996): Die Bedeutung der atmosphärischen Deposition für die Forst- und Agrarökosysteme der Bornhöveder Seenkette. *EcoSys Suppl. Bd. 14*: 117 S.
- Dittert K (1992): Die stickstofffixierende Schwarzzerle-Frankia-Symbiose in einem Erlenbruchwald der Bornhöveder Seenkette. *Eco Sys Suppl. Bd. 5*: 98 S.
- Eschenbach C (1995): Zur Physiologie und Ökologie der Schwarzzerle (*Alnus glutinosa*). Diss., CAU Kiel, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät: 197 S.
- Irmler U (1995): Veränderungen in der Zusammensetzung der Streufauna während des Abbaus von Erlenstreu. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 76: 623-626
- Kluge W, Müller-Buschbaum P & Theesen L (1994): Parameter acquisition for modelling exchange processes between terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecol. Model.*, 75/76: 399-408
- Leitungsgremium (Hrsg. 1992): Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. *Arbeitsbericht 1988-1991. EcoSys 1*: 338 S.
- Mogge B (1995): N_2O -Emissionen und Denitrifikationsabgaben von Böden einer Jungmoränenlandschaft in Schleswig-Holstein. *EcoSys Suppl. Bd. 9*: 94 S.
- Ryden JC, Lund LJ, Lety J & Focht DD (1979): Direct measurement of denitrification from soils: II. Development and application of field methods. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43, 110-118
- Schlichting E, Blume HP & Stahr K (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. Blackwell, 295 S., Berlin, 2. Aufl.
- Trepel M & Schrautzer J (1998): Bewertung von Niedermoorökosystemen für den Ressourcenschutz und Artenschutz in Schleswig-Holstein und ihre Entwicklungsmöglichkeiten. *Die Heimat* 105 (3/4), 45-62
- Wachendorf C (1996): Eigenschaften und Dynamik der organischen Bodensubstanz ausgewählter Böden unterschiedlicher Nutzung einer norddeutschen Moränenlandschaft. *EcoSys Suppl. Bd. 13*: 130 S.
- Wetzel H, Wachendorf C, Schimming CG, Schluß-U, Mogge B, Kluge W, Dilly O & Blume HP (1996): Structures and functions of peat ecosystems with different use in Northern Germany. In: Lüttig GW (Ed.) *Peatlands Use - Present, Past and Future*. Vol 4: 102-120. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Wild U (1997): Renaturierung entwässerter Niedermooere am Beispiel des Donaumooses bei Ingolstadt: Vegetationsentwicklung und Stoffhaushalt. *Herbert Utz Verlag Wissenschaft, München*: 138 S.

Rohrkolbenanbau als Nutzungsalternative für degradierte Niedermoore

von

WILD,U., PFADENHAUER,J., THEUERKORN,W., LENZ,A., KAMP,T.

1. Einleitung

Die süddeutschen Niedermoore im Donautal sind geprägt durch eine 200jährige Kultivierungsgeschichte mit tiefgreifender Entwässerung und intensiver landwirtschaftlicher Nutzung. Die Entwässerung der Moore setzt eine ganze Reihe von Prozessen in Gang, die unter dem Begriff Torfchwund zusammengefaßt werden.

Die nachhaltige Nutzung von Niedermooren setzt eine Vernässung voraus. Soll der Torfchwund vollständig zum Erliegen gebracht werden, ist ein Wasserüberstau notwendig (Abb. 1). Übliche landwirtschaftliche Kulturpflanzen scheiden deshalb für den Anbau aus. Die Kultivierung von Rohrkolben (*Typha sp.*), die als Rohstoff u.a. zur Herstellung von Dämmstoffen dienen, bietet die Möglichkeit, wirtschaftlichen Anbau und Moorschutz gleichzeitig zu betreiben.

Ausgangspunkt	Maßnahmen		Ziel
artenarmes Intensivgrünland	→ mit Vernässung während des gesamten Jahres	→ ungestörte Entwicklung	→ Torfwachstum Naturschutzfläche
		→ Artenanreicherung	Nachwachsende Rohstoffe
oder Acker mit hohem N-Überschuß	→ ohne Vernässung (oder nur in den Wintermonaten)	→ ungestörte Entwicklung	→ hochproduktive Brache u. Bewaldung
		→ Aushagerung	weniger produktive Brache u. Bewaldung
		Aushagerung + → Artenanreicherung	artenreiches Grünland (Wiesen u. Weiden mit gering. Erträgen)

Abb. 1: Vereinfachte Renaturierungskette kultivierter Niedermoore (PFADENHAUER & KLÖTZLI 1996, verändert)

Im folgenden soll ein von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördertes Forschungsvorhaben zum Rohrkolbenanbau in degradierten Niedermooren vorgestellt werden. Die Demonstrationsflächen liegen im Donaumoos bei Ingolstadt, dem ehemals größten geschlossenen Niedermoorgebiet Süddeutschlands.

- * Lehrstuhl für Vegetationsökologie, TU München, 85350 Freising
- ** Typha Technik, 84389 Postmünster
- *** Ingenieurbüro Lenz, 94160 Ringelai
- **** GSF - Institut für Bodenökologie, 85758 Neuherberg

2. Problemstellung - Stand des Wissens

Stoffhaushalt in Niedermooren

Moore im natürlichen nicht entwässerten Zustand fungieren als Senken im Stoffhaushalt. Sie weisen somit eine positive C- und N-Bilanz auf. Durch Entwässerung und landwirtschaftliche Nutzung werden eine Vielzahl von Prozessen in Gang gesetzt: Sackung und Schrumpfung des Moorkörpers, oxidativer Torfverzehr, Deflationsverluste infolge Winderosion. Die ursprüngliche Senke Niedermoor wird zu einer Quelle für Nährstoffe und klimarelevante Spurengase (PFADENHAUER 1997, KAMP & al. 1998).

Reinigung von belasteten Wässern in Pflanzenbeständen

Die Eignung von künstlichen Feuchtplächen für die Wasserreinigung ist seit Jahren bekannt ("Pflanzenkläranlagen"). Die Funktion von Feuchtplächen als Nährstofffallen beruht auf verschiedenen internen Vorgängen, die in Feuchtgebieten ablaufen. Die Kombination von Wasserreinigung und der Produktion nachwachsender Rohstoffe wurde jedoch bisher nicht getestet.

Eigenschaften des Rohrkolbens

In Abhängigkeit von den Standortverhältnissen bildet Rohrkolben etwa 20-30 Tonnen Blattmasse. Sie ist gekennzeichnet durch große Porosität und Elastizität des Durchlüftungsgewebes (Aerenchym) sowie eine gleichmäßige Verteilung von Baststrängen (Sklerenchym). Rohrkolben verträgt einen langandauernden und hohen Wassereinstau. Somit können umfangreiche Wasserretentionsmöglichkeiten zur Verfügung gestellt werden. Weiterhin zeichnen sich die Pflanzen durch eine große Toleranz gegen hohe Nährstoff- und Sedimentfrachten aus.

Rohrkolbenverwertung - Produktentwicklungen

Die Blattmasse von Rohrkolben stellt einen Rohstoff dar, der vielseitig im Dämmstoffbereich einsetzbar ist. Dämmplatten und Einblasdämmstoffe werden bereits im halbertechnischen Verfahren gefertigt. Die Blattmasse hat die für Dämmstoffe besonders günstige Wärmeleitzahl von $\lambda = 0,032$. Im Vergleich dazu schneidet Polystyrolschaum mit $\lambda = 0,040$ um ca. 20 % schlechter ab. Dämmstoffe aus Rohrkolben weisen aufgrund der hohen Strukturbeständigkeit die günstige Brandschutzklassifizierung "normal entflammbar" auf. Die Blattmasse der Typha-Arten besitzt durch ihren hohen Gehalt an Polyphenolen einen hohen Fäulnisschutz.

3. Zielsetzungen und Hypothesen

Vernässung/Wasserretention

Bisher intensiv landwirtschaftlich genutzte, stark entwässerte Niedermoorflächen werden für den Rohrkolbenanbau vernässt. Durch die permanente Beschickung mit Grabenwasser wird versucht, ein niedermoortypisches Wasserregime zu simulieren. Es wird eine ca. 8 ha große Retentionsfläche mit maximaler Wasserrückhaltekapazität geschaffen.

Kohlenstoff- und Nährstofffestlegung

Die Vernässung mit ganzjährigem Überstau stoppt bei entwässerten Niedermooren den Torfschwund und die damit verbundene Mineralisierung von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor. Es

handelt sich um eine einfache Möglichkeit, von Niedermoorböden ausgehende Eutrophierungseffekte zu verhindern. Die aus Rohrkolbenrhizomen bestehende unterirdische Biomasse wird nur unvollständig abgebaut und trägt zur Akkumulation organischer Substanz bei. Dadurch soll die Funktion des Niedermoors als C- und N-Speicher wiederhergestellt werden.

Ziel der Untersuchungen ist, die Vernässung eines degradierten Niedermoorstandortes hinsichtlich des 'global warming potential' zu quantifizieren und als Renaturierungsmaßnahme zu bewerten.

Reinigung belasteter Gewässer

Durch intensive landwirtschaftliche Nutzung sowie durch Kläranlagenabläufe mit organischen und anorganischen Schadstoffen belastetes Grabenwasser wird in den Rohrkolbenfeldern gereinigt. Im sog. "Flachklärteich- oder surface-flow-Verfahren" fungieren die Typhabestände als Filter und Tropfkörper. Eingetragene Sedimente werden nach dem Absetzen von den Pflanzenwurzeln auf Dauer festgehalten.

Perspektiven für die Landwirtschaft

Mit der Etablierung des Rohrkolbenanbaus auf großer Fläche soll Landwirten eine Bewirtschaftungsalternative angeboten werden, die sowohl ökonomische als auch ökologische Aspekte berücksichtigt.

Mit dem vorgestellten Konzept soll eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung für die künftige Nutzung von Niedermooren gewährleistet werden.

4. Aktuelle Situation im Donaumoos (siehe WILD 1997)

Moortyp:	Durchströmungsmoor
Merkmale:	größtes Torflager Süddeutschlands, größtes Niedermoor an der Donau
Fläche:	ursprünglich 180 km ² , heute 110 km ²
Ackeranteil:	75 %, davon 50 % Kartoffel
Problem:	Torfschwund
	→ Sackung und oxidativer Torfverzehr
	→ Winderosion
	→ großflächige Überschwemmungen

5. Umsetzung

Am nordwestlichen Rand des Donaumooses wird zur Zeit eine Demonstrationsfläche zum Rohrkolbenanbau eingerichtet. Insgesamt werden ca. 6 ha mit Rohrkolben (*Typha latifolia*, *T. angustifolia*) bepflanzt. Das gesamte Areal ist von Vorflutern unterschiedlicher Dimension umgeben und bietet beste Voraussetzungen ein für den Rohrkolbenanbau optimales Wasserregime zu installieren.

Zur Etablierung der Rohrkolbenarten sind Bereiche mit unterschiedlichem Wasserstand vorgesehen (20 und 40 cm). Als Etablierungsverfahren sollen Pflanzung und Direktsaat getestet werden. Die erste Ernte der Blattmasse ist im Winter 1999/2000 vorgesehen.

Literatur

KAMP T., H. STEINDL, U. WILD, J. PFADENHAUER & J.C. MUNCH (1998): Flußraten der klimarelevanten Spurengase CO₂, CH₄ und N₂O während der Renaturierung eines degradierten Niedermoorstandortes - Ergebnisse eines Laborversuches-. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, dieser Band.

PFADENHAUER J. (1997): *Vegetationsökologie: ein Skriptum*. Eching: IHW-Verlag, 448 S.

PFADENHAUER J. & F. KLÖTZLI (1996): Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems: an overview. - *Vegetatio* 126: 101-115.

WILD U. (1997): *Renaturierung entwässerter Niedermoore am Beispiel des Donaumooses bei Ingolstadt: Vegetationsentwicklung und Stoffhaushalt*. - München: Utz, Wiss., 138 S.

Danksagung

Das Vorhaben wird durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück, gefördert (Az 10628).

**Feuchtgrünlandmanagement in der Wesermarsch im Niedervieland
bei Bremen. - 1. Projektvorstellung -**

von

SCHREIBER, K.-F.

Das Niedervieland bei Bremen auf der Westseite der Weser ist ein weitgehend als mehr oder weniger extensives Grünland genutztes Flußmarschengebiet mit einem dichten Grabensystem (Dichte der Gräben zwischen 20-50m) und einem ausgeprägten Kleinrelief von flachen Beetrücken und eingetieften Gruppen und Blänken. Die winterlichen Hochfluten sorgen für zahlreiche Überschwemmungen, deren Wasser durch Gräben und Fleete abgeführt wird; in abflußlosen Gruppen und Blänken, die meist mit Flutrasen bewachsen sind, kann es zu längeren Überstauungen und Durchfeuchtungen kommen, die sich auch nach starken Regenfällen in der Vegetationsperiode einstellen. Dieses frische bis feuchte Grünland-Graben-Gebiet ist bis vor wenigen Jahren reich an Wiesen- und Watvögeln gewesen, unter ihnen z.B. die Uferschnepfe.

Große Teile des Niedervielandes sind seit 1983 durch den Flächennutzungsplan als künftiges Industrie- und Gewerbegebiet ausgewiesen. Unzureichender Ausgleich nach dem Landesnaturschutzgesetz beim Bau des Güterverkehrszentrums führte zu einer Klage des Gesamtverbands Natur- und Umweltschutz (G.N.U.U.) vor den Bremer Verwaltungsgerichten; diese verpflichteten die Hansestadt 1984 zu umfangreichen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen.

In einem Vergleich zwischen den Kontrahenten wurde u.a. die Einpolderung und längerfristige winterlich-frühjährliche Überstauung in einem größeren Ausgleichsgebiet von etwa 50 ha in Brockhuchting-Strom ausgehandelt. Die Entwicklungsziele für dieses Gebiet waren neben der Erhaltung und Pflege einer besonderen Kulturlandschaft (Grünland-Graben-System) insbesondere die Schaffung von Biotopen für Rastvögel und Limikolen sowie die Verbesserung der (Feucht-) Grünland- und Grabenvegetation und -fauna. Zur Erzielung eines Synergieeffektes wurden im Laufe der Jahre auch für andere Eingriffe im Niedervieland im Raum Brockhuchting-Strom konzentriert Ausgleichsflächen zusammengelegt (Abb. 1). Insgesamt handelt es sich um ein Gebiet von rund 260 ha, von denen etwa 150 ha mehr oder weniger lange überstaut bzw. überflutet werden.

Die Landschaftsökologische Forschungsstelle Bremen (LFB) übernahm seit 1985 die Betreuung der Baumaßnahmen, die Entwicklung von Pflegeplänen und nach Fertigstellung von 1987 an die wissenschaftliche Begleitung und Effizienzkontrolle insbesondere hinsichtlich der Entwicklung von Vegetation und Fauna als Antwort auf die monatelange Überstauung sowie die extensivierte und differenzierte Bewirtschaftung und die „Beimpfung“ der Gräben mit eingebrachter Vegetation.

Darüber hinaus wurden u.a. Untersuchungen zu dem Einfluß langer Überstauung auf die Böden angeregt, da mit einer Veränderung des gesamten Systems, zumindest aber von Teilen seiner Kompartimente gerechnet werden mußte. Ursprünglich reichte die Stauperiode von November bis März/April, wurde in den Poldern 1 und 2 des 1986/87 fertig gestellten Ausgleichsgebietes (vgl. Abb. 1) jedoch nach raschen und spektakulären Erfolgen bei Rastvögeln und Limikolen um 1-2 Monate verlängert (Abb. 2). Bei hoher winterlicher Überstauung schauen nur die höchsten Beetrücken als schmale Inseln aus der Wasserfläche, im Polder 2 sind häufig nicht einmal diese Struk-

turen zu erkennen. In den Flutmulden kann das Wasser bis Ende Mai stehen. Die wissenschaftliche Betreuung, Effizienzkontrolle der Maßnahmen und Beweissicherung war im Rahmen der Eingriffs-/Ausgleichsregelung auf 10 Jahre angelegt worden.

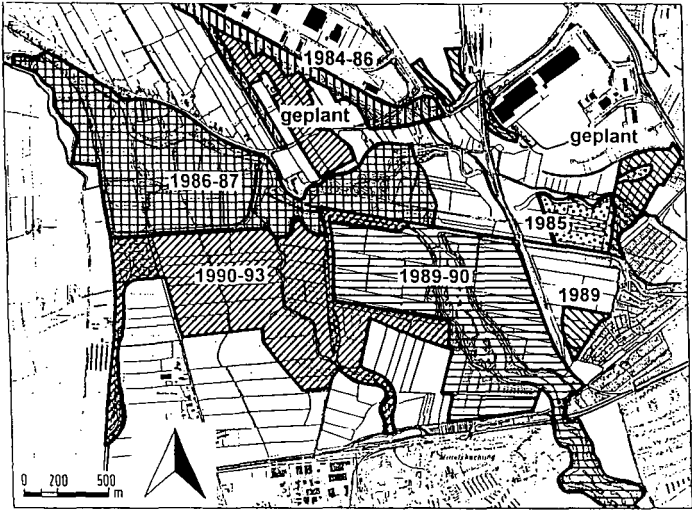


Abb. 1: Im Südosten des Niedervielandes sind zwischen Brockhuchting (unten Mitte) und Strom (entlang der Storer Landstraße im NW des Kartenausschnittes) zahlreiche Ausgleichsmaßnahmen im Laufe der Zeit flächenmäßig konzentriert worden. Die Überflutungspolder 1 und 2 liegen in dem kreuzschraffierten Gebiet um die Jahreszahlen 1986-87.

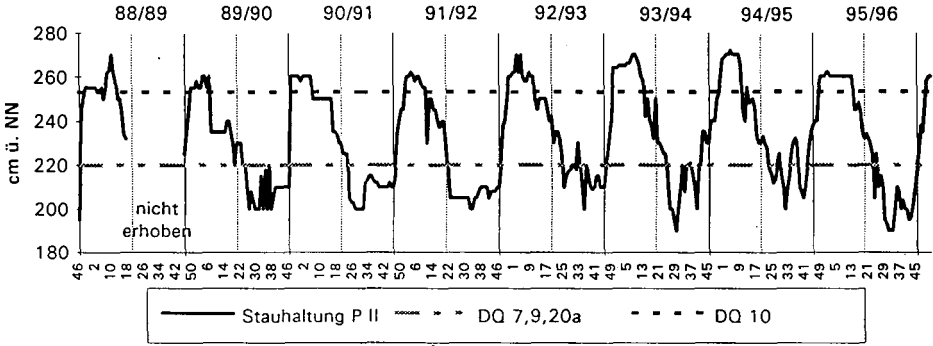


Abb. 2: Stauhaltung im Überflutungspolder 2 von 1988 bis 1996. Die Stauperiode beginnt jeweils mit der 46. Woche im Jahr und endet mit der 45. Woche im Folgejahr (wöchentliche Pegelmessungen). Die senkrechte gestrichelte Linie trennt die Stauperiode in zwei Halbjahre. Die zwei waagerechten Linien geben die Lage von den höchsten nur kurz und den tiefsten sehr lang überstauten Dauerbeobachtungsquadraten (DQ) der Vegetation an.

**Feuchtgrünlandmanagement in der Wesermarsch im Niedervieland
bei Bremen. - 2. Standorteigenschaften und Auswirkungen der Überstauung
auf den Boden -**

von

ERBER, C., FELIX-HENNINGSSEN, P.

In der Bremer Wesermarsch werden etwa 150 ha Feuchtgrünland während der Winter- und Frühjahrsmonate mit Oberflächenwasser überstaut. Zur Erfassung des Einflusses der Überstauung auf den Standort wurden fünf Untersuchungsflächen ausgewählt, die sich hinsichtlich der Häufigkeit der Überstauung unterscheiden (Häufigkeit der Überstauung zu Beginn der Untersuchungen: keine, 4mal bzw. 5mal sowie eine Referenzfläche ohne Überstauung). Der Vergleich von benachbart liegenden Beet- und Gruppenstandorten innerhalb einer Fläche ermöglicht es, die Wirkung der Überstauungsdauer abzuschätzen. Eine ausführlichere Vorstellung des Untersuchungsgebietes sowie weitere Angaben zur Zielsetzung der Überstauungsmaßnahme finden sich in SCHREIBER (1998).

Bodenphysikalische Eigenschaften

Das Ausgangssubstrat der im südlichen Niedervieland auftretenden Flußkleimarschen sind perimarine schwach schluffige Tone, die seit dem Beginn des Holozäns bis zur Eindeichung der Weser und ihrer Nebenarme im 12. und 13. Jh. abgelagert wurden. Das Ausgangsmaterial enthält durchschnittlich 55 Masse-% Ton und 35-40 Masse-% Schluff. In den Unterbodenhorizonten beträgt das Porenvolumen durchschnittlich 55-60 Vol-%, wobei aufgrund der Bodenart (Tu2) der Anteil an Feinporen größer als 50 % ist. Dementsprechend gering ist die gesättigte Wasserleitfähigkeit (< 1 cm/Tag). In den Ah-Horizonten ist bei gleicher Bodenart der Anteil an Grobporen mehr als doppelt so hoch und der Anteil der Mittelporen ebenfalls deutlich größer als in den darunter folgenden Horizonten, so daß das Gesamtporenvolumen bis zu 80 Vol-% erreicht und die gesättigte Wasserleitfähigkeit mehr als 100 cm/Tag beträgt. An einigen Standorten wurden sogar Werte bis zu 1000 cm/Tag ermittelt. Ursache der deutlich besseren Wasserleitfähigkeit ist der höhere Anteil an Mittel- und Grobporen, der trotz des hohen Anteils an stark quellfähigen Tonmineralen auch im gesättigten Boden aufgrund intensiver Durchwurzelung und gut ausgebildetem Krümelgefüge vorhanden ist.

^{*)} Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie, Robert-Koch-Str. 26-28, 48149 Münster

^{**)} Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Wiesenstr. 3-5, 35390 Gießen

Wasserregime

Das Wasserregime der untersuchten Standorte weist deutliche Unterschiede in Abhängigkeit von der Reliefposition und der Überstauungslänge auf.

Die mit der Tiefe stark abnehmende Wasserleitfähigkeit ermöglicht zwar ein rasches Infiltrieren des Niederschlagswassers in den Ah-Horizont, auf dem darunter folgenden Horizont wird das Wasser jedoch gestaut. Die im gesamten Niedervieland vorhandene Beet-Gruppen-Struktur führt daher zu einer lateralen Wasserbewegung von den höher gelegenen Beeten in die tiefer liegenden Gruppen. Die nFK der Ah-Horizonte beträgt nur 28 mm, so daß die Beetstandorte relativ rasch austrocknen. Allerdings reicht ein kräftiger Gewitterschauer, um den Boden wieder aufzusättigen. Unterschiede hinsichtlich des Wasserregimes konnten zwischen überstauten und nicht überstauten Beetstandorten nicht festgestellt werden.

An den Gruppenstandorten kann das Wasser nicht abfließen und es wird zusätzliches Wasser von den Beeten zugeführt. Dementsprechend sind die Gruppenstandorte feuchter als die benachbarten Beetstandorte. Durch die künstliche, häufig bis weit in den Mai reichende Überstauung wird die Vernässungsperiode der Gruppenstandorte außerdem deutlich verlängert. Die überstauten Gruppenstandorte trockneten daher in den Untersuchungsjahren 1993 und 1994 nur für wenige Wochen soweit ab, daß in 5-10 cm Bodentiefe eine Saugspannung über 2,5 hPa erreicht wurde. Am nicht überstauten Gruppenstandort wurde dieser pF-Wert auch noch in 30 cm Bodentiefe erreicht.

Auswirkungen des veränderten Wasserregimes

Die unterschiedlichen Wassergehalte der Beet- und Gruppenstandorte spiegeln sich unter anderem in dem Redoxpotential und der Temperatur des Bodens wider. An den Beetstandorten ist das Redoxpotential während der Vegetationsperiode mit Ausnahme kurzfristiger Einbrüche über 600 mV, was auf aerobe Bedingungen im Ah-Horizont hinweist. An den überstauten Gruppenstandorten herrschen dagegen vorwiegend stark reduzierende Verhältnisse. Kurze Abtrocknungsphasen bewirken zwar einen Anstieg des Redoxpotentials in 10 cm Bodentiefe, der oxidierende Bereich wird allerdings nicht erreicht (vgl. ERBER & FELIX-HENNINGSSEN 1997).

Die hohe Wärmekapazität des Wassers wirkt ausgleichend auf die Bodentemperatur, so daß der überstaute Gruppenstandort während der Vegetationsperiode im Durchschnitt um 2-3 °C kälter als der benachbarte Beetstandort ist (vgl. Abb.1). Es treten sogar Temperaturunterschiede zwischen Beet- und Gruppenstandort von bis zu 6 °C auf.

Bodenchemische und bodenökologische Eigenschaften

Die stark sauren Böden sind im gesamten Profil sedimentationsbedingt humos. In den Ah-Horizonten

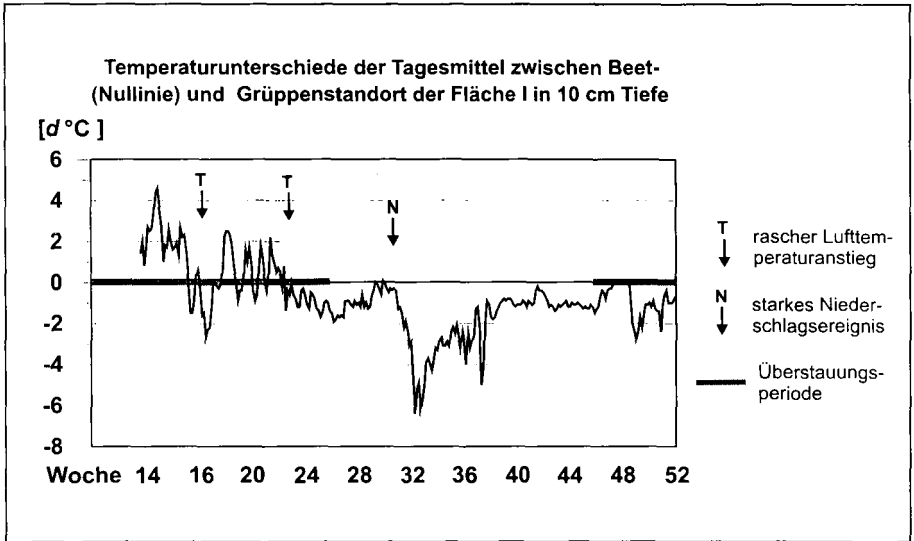


Abb. 1: Temperaturunterschied der Tagesmittelwerte zwischen Beet- (Nullinie) und Gruppenstandort der Fläche I in 10 cm Bodentiefe (kontinuierliche Erfassung mit Temperaturfühler und Daterlogger der Firma Aanderaa)

steigt der Gehalt an organischer Substanz zum Teil bis auf 15 Masse-% an. Er ist an den Gruppenstandorten durchweg höher als an den Beetstandorten. Das C/N-Verhältnis ist an allen Standorten ähnlich und weist mit Werten um 10 auf eine gute Abbaubarkeit der organischen Substanz hin. Allerdings kann nicht ausgeschlossen werden, daß bei der N-Bestimmung auch in den Tonmineralen fixiertes Ammonium mit erfaßt wurde. Aufgrund der Bodenart und des hohen Gehaltes an organischer Substanz ist die effektive Kationenaustauschkapazität trotz der stark sauren Bodenreaktion hoch. Die Gesamtgehalte der untersuchten Nährstoffe (N, P) sind ebenfalls hoch. Dagegen sind die Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphat und Kalium nur gering (Versorgungsstufen A und B, nach VDLÜFA, s. Tab. 1).

Die potentielle N-Netto-Mineralisation (2 Wochen bei 60 % MWK, 30 °C) weist bezogen auf den Gesamt-N-Gehalt keine Unterschiede zwischen Beet- und Gruppenstandort auf. Die aktuelle N-Netto-Mineralisation ist dagegen im Mittel an den Beetstandorten doppelt so hoch wie an den Gruppenstandorten. Hier spiegeln sich die ungünstigeren Mineralisationsbedingungen in den Gruppen aufgrund der höheren Wassergehalte (anaerobe Verhältnisse, niedrigere Temperaturen) wider. Dieses führt auch zu den höheren Gehalten an organischer Substanz in den Gruppen. Bemerkenswert ist, daß die Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphat und Kalium an den Gruppenstandorten stets höher als an den benachbarten Beetstandorten sind (Tab. 1), obwohl die Nährstoffnachlieferung aufgrund der gehemmten

Mineralisation an den Gruppenstandorten deutlich geringer ist als an den Beetstandorten.

Mit der Überstauung werden Nährstoffe in das System eingetragen. Da es sich hierbei überwiegend um Biomasse von Algen handelt, die sich nur im lang vorhandenen Überstauungswasser entwickelt, ist der Nährstoffeintrag auf die Gruppen beschränkt. Allerdings ist der Eintrag so gering, daß damit nicht die höheren Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphat und Kalium erklärt werden können, zumal der Nährstoffentzug durch die Vegetation an den Gruppenstandorten höher als an den Beetstandorten ist (s. Tab. 1).

Es ist daher von einer Nährstoffverlagerung von den Beeten in die Gruppen auszugehen. Hinweise darauf ergeben sich aus dem Auftreten von Nitrat in den Gruppenböden zu Terminen, an denen der Boden wassergesättigt und Nitrifikation dementsprechend nicht möglich war (vgl. ERBER & FELIX-HENNINGSEN 1995).

Tab. 1: Kalium und Phosphor: pflanzenverfügbarer Gehalt im Ah-Horizont, jährlicher Eintrag durch Überstauung sowie jährlicher Entzug durch Heuwerbung (jeweils Mittelwert von allen untersuchten Beet- und Gruppenstandorten)

	pflanzenverfügbarer Gehalt im Ah-Horizont [g/m ²] (CAL-Methode)		jährlicher Eintrag [g/m ²]		jährlicher Entzug [g/m ²]	
	P	K	P	K	P	K
Beet	6,2	11,7	-	-	1,4	9,5
Gruppe	8,8	14,0	0,2	0,2	2,1	10,5

Zusammenfassung

Die im gesamten Niedervieland (Bremer Wesermarsch) existierende Beet-Gruppen-Struktur bedingt unterschiedliche Standorteigenschaften auf engem Raum. Das konnte exemplarisch an dem Wasserhaushalt, dem Gehalt an pflanzenverfügbaren Nährstoffen sowie der aktuellen N-Netto-Mineralisation gezeigt werden. Die Unterschiede werden durch eine lange Überstauung (Gruppenstandorte) verstärkt. Bei den deutlich kürzer überstauten Beetstandorten konnten keine Unterschiede zwischen überstaut und nicht überstaut festgestellt werden.

Literatur

- ERBER, C. & FELIX-HENNINGSEN, P. (1995): Stickstoffhaushalt zeitweise überstauter, extensiv genutzter Feuchtwiesen im Niedervieland/Bremen unter Berücksichtigung angrenzender intensiver Landwirtschaft. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 76: 759-762.
- ERBER, C. & FELIX-HENNINGSEN, P. (1997): Aussagekraft kontinuierlicher Redoxpotential-Messungen in tonigen Marschböden. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 85: 233-236.
- SCHREIBER, K.-F. (1998): Feuchtgrünland in der Wesermarsch im Niedervieland bei Bremen. 1. Projektvorstellung. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. (dieser Band)

Feuchtgrünlandmanagement in der Wesermarsch im Niedervieland bei Bremen. - 3. Auswirkungen der Überstauung auf die Vegetation -

von

SCHREIBER, K.-F., KUNDEL, W.

1. Einleitung

Neben den zahlreichen Veränderungen der Pflanzendecke durch die Extensivierungsmaßnahmen in den Ausgleichsflächen (z.B. durch Aushagerung) haben die winterlich-frühjährlichen, langen Überstauungen in den angelegten Poldern die stärksten und nachhaltigsten Auswirkungen auf Artenzusammensetzung, Bedeckung und Leistung der Grünlandbestände gehabt. Ist doch der unterschiedliche Wasserhaushalt der Standorte der wichtigste Faktor für den Artenfächer, die Struktur und Differenzierung der Grünlandgesellschaften. Die dem Gebiet zufließenden Grundwasserströme stehen unter den in der Regel mehrere Meter mächtigen, meist tonigen Deckschichten gespannt an; sie beeinflussen den für Grünlandvegetation relevanten Bodenwasserhaushalt kaum. Vielmehr sind die Niederschläge und ihre durch die mangelnde Infiltration und das Mikrorelief der Beet-Gruppen-Struktur beeinflusste Umverteilung durch Oberflächenabfluß sowie ganz besonders die Stauhaltung in den Poldern für Wasserhaushalt und Grünlandvegetation von Bedeutung. Die Veränderungen wurden durch Pflanzenbestandsaufnahmen in Dauerbeobachtungsquadraten (25 m²) in Transekten (meist in m²-Schritten) und durch Vegetationskartierungen erfaßt.

2. Veränderungen der Grünlandvegetation

Die Ausgangsvegetation in den überstauten Poldern war zum großen Teil durch vorhergegangene stärkere Entwässerungen zu mesophilen Grünlandgesellschaften umgewandelt worden; Feucht- oder gar Naßgrünlandgesellschaften waren nur noch in Ansätzen vereinzelt vorhanden. Der trotz unserer Mahnungen nicht schrittweise, sondern gleich in vollem zeitlichen Umfang von 4-5 Monaten vorgenommene Einstau traf - wie vorausgesagt - die meist auf lange Staunässe nicht eingestellte Vegetation hart: in allen tieferen Lagen, in denen die ablaufende und verdunstende Wasserfläche am längsten stand, also Gruppen, Blänken und Grabenränder (diese meist mehrere m breit), war schon nach der ersten Stauperiode die Pflanzendecke größtenteils abgestorben und mit Schlamm überdeckt. In diesen Schlammfluren entwickelten sich im Laufe der Vegetationsperiode vor allem Arten der

*Institut für Landschaftsökologie, Univ. Münster, Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster

**Landschaftsökologische Forschungsstelle Bremen (LFB), Am Wall 164, 28195 Bremen

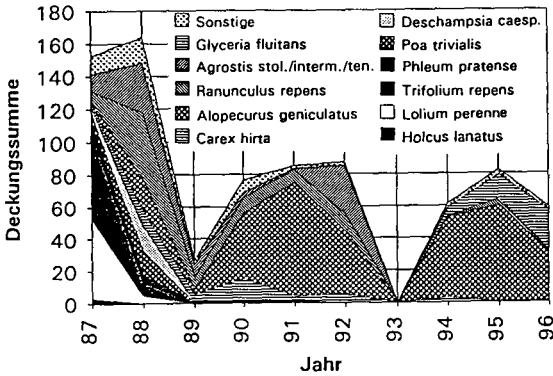


Abb. 1: Vegetationsentwicklung in einer Flutmulde im Polder 2 von 1987 bis 1996. Nach zwei Jahren sind die meisten Arten der Ausgangsvegetation verschwunden, die Arten der Flutrasen beginnen sich durchzusetzen. Sehr lange Stauperioden und stark erwärmtes Stauwasser führen zu (fast) vegetationslosen Schlammfluren, die vor allem von den Ausläufer treibenden Arten der Flutrasen rasch wieder besiedelt werden können.

Flutrasen (vgl. Abb. 1) zu einem meist noch sehr lückigen Bestand, in dem zunächst auch noch einige überlebende Individuen der Ausgangsvegetation durch die Schlammkruste gestoßen waren. Im allgemeinen schließen sich die Flutrasen bald, u.U. sogar zu dichten Teppichen. Aber der Ausfall der Vegetation bis hin zu „vegetationslosen, kahlen Schlammfluren“ als Folge extrem langanhaltender Überstauung (von November bis Ende Mai!) ist bis heute eine auffällige Erscheinung in den Poldern 1 und 2 geblieben (Abb. 1; vgl. HELLBERG & KUNDEL 1995). Nach einem solchem Ereignis werden die Flächen erst allmählich und zunächst lückenhaft wieder von Flutrasenarten besiedelt, von denen viele durch Stolonenbildung aber zu rascher Ausbreitung und deckender Bestandsbildung befähigt sind (Abb. 1). An einigen Stellen etablierten sich aber auch aus der vorhandenen Restvegetation feuchtnasser Standorte dichte Schilfseggen-Rieder, in anderen Flutmulden entstanden Sumpfbinsen-Rieder. Diasporeneinträge solcher Artengruppen aus dem weiteren Umfeld haben in der Beweissicherungsphase von 10 Jahren vermutlich kaum stattgefunden; dafür bedarf es wohl längerer Zeiträume, denn viele früher übliche Verbreitungsmechanismen für den Transport von Diasporen funktionieren bei der sich wandelnden Nutzung im ländlichen Raum nicht mehr, zudem sind solche Pflanzengesellschaften als „Diasporensender“ durch die damit einhergegangene Intensivierung selten geworden. Das ist auch eine Ursache dafür, daß sich auf den weniger lange überstauten Flächen trotz vermutlich dafür als geeignet geschaffener Standorte noch (?) keine klassischen Feuchtgrünlandgesellschaften eingestellt haben (vgl. Abb. 2; ROSENTHAL; HELLBERG & KUNDEL 1995); denn vielfach ist die recht anpassungsfähige Quecke einer der Hauptbestandbildner, obwohl sich der Wiesenfuchsschwanz als (Stau-)Feuchtezeiger auf den meist nur noch bis zu 90 Tagen überstauten Beetrücken im Polder 2 hat durchsetzen können (Abb. 2). Auf den deutlich weniger oder gar nicht überstauten Beetrücken, insbesondere im Polder 1, haben meist mehr oder weniger mesophile, verarmte Grünlandbestände mit einer Dominanz des Wolligen Honiggrases Platz gegriffen (KUNDEL 1993).

In lang überstauten Grünlandbeständen kommt es - bei allerdings starker Streuung - im Mittel zu einem nahezu kontinuierlichen Anstieg der Feuchtezahlen von durchschnittlich 6,2 mFZ (mittlere

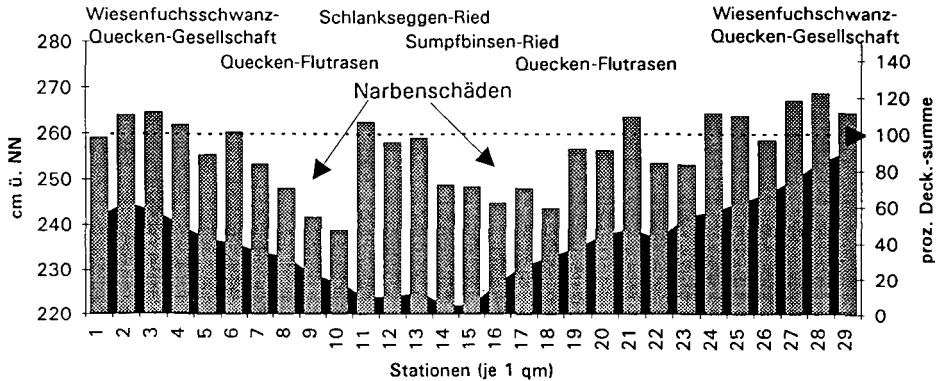


Abb. 2: Vegetationstransect durch eine lang überstaute Wiese im Polder 2. Pflanzenbestände und deren Deckung wurden 10 Jahre nach Staubeginn in 1 qm großen Flächen entlang des Transekts im Juni 1997 aufgenommen. Das Überstaunungsniveau beträgt 260 cm ü. NN (gestrichelte Linie). Auch 1997 sind wieder an den tiefen Stellen dieses Transekts in den Flutrasen Narbenschäden aufgetreten, während vor allem das artenarme Schlankseggen-Ried in den tiefliegenden Gruppen-Standorten bei ausreichender Grundvernässung auch im Sommer mit seinen überflutungstoleranten Arten relativ dichte Bestände gebildet hat - aber nur dort, wo es sich aus Resten ehemaliger Naßgrünlandgesellschaften entwickeln konnte.

Feuchtezahl; nach ELLENBERG et al. 1992) zu Beginn der Überstaunung im Jahre 1987 bis auf 8,0 mFZ im Jahr 1996 (Abb. 3), während sich hinsichtlich der Zeigerwerte auf den nur kurz oder überhaupt nicht überstaunten Beetrücken wenig veränderte. Sie bleiben deutlich unterhalb der von BRIEMLE (1991) für die Abgrenzung von Feuchtgrünland vorgeschlagenen mFZ von 6,5; die Streuung der einzelnen Werte ist unbedeutend.

Die mittlere Stickstoffzahl (mNZ) ist hingegen bei den kurz oder nicht überstaunten Beetrücken deutlich und mit geringer Streuung von 6,6 auf 5,5 mNZ abgefallen (Abb. 3), was man - ohne den Begriff weiter zu diskutieren - als Aushagerungserfolg ansehen kann: denn Arten mit geringeren Nährstoffansprüchen haben vermehrt Eingang gefunden. Nach anfänglicher Depression sind dagegen die mNZ in den lang überstaunten Beständen wieder angestiegen; die Streuung ist groß, aber die Spitzenwerte weisen durchaus auf eine günstigere Nährstoffversorgung hin als auf den ausgehagerten Beetrücken. Vermutlich ist (siehe ERBER, vorstehender Beitrag) die Einwaschung von Nährstoffen sowie Nährstofffreisetzung durch Mineralisation der angereicherten organischen Substanz die Ursache dafür.

Die Ertragsentwicklung der lang überstaunten Grünlandbestände ist durch einen anfänglich sehr starken Abfall gekennzeichnet (Abb. 3), dem bei starker bis sehr starker Streuung der Einzelwerte -ein Einpendeln auf einen Mittelwert von etwa 40dt/ha/a folgt. Die Bewirtschaftungsumstellung (z.B. keine Düngung) hat auch auf den kurz oder nicht überstaunten Standorten zu einer Ertragsdepression

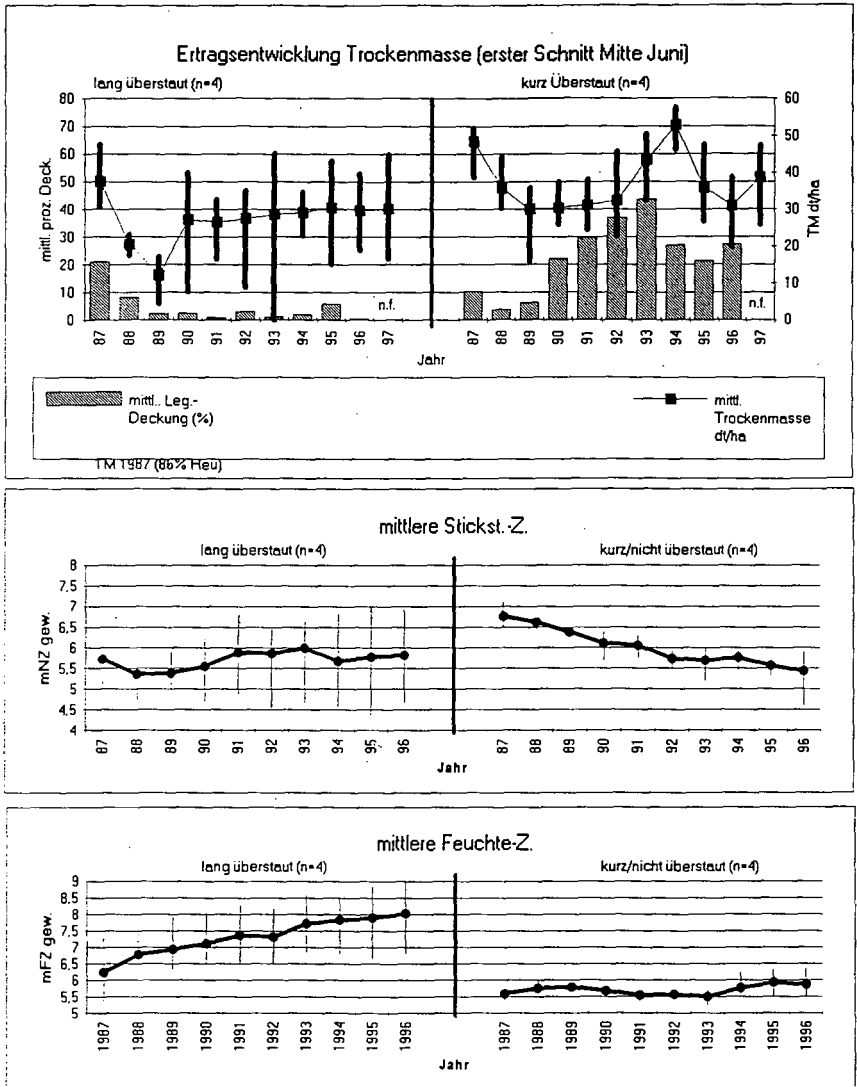


Abb. 3: Ertragsentwicklung, mittlere Stickstoff- und Feuchtezeigerwerte nach ELLENBERG in lang (>90 Tage) überstauten und wenig (<30 Tage) bis gar nicht überstauten Grünlandbeständen im Polder 2 von 1987-1997. Ertragsdaten betreffen nur den ersten Aufwuchs Mitte Juni und stammen aus drei Einzelproben von je 1 qm. Die mittleren Stickstoff- und Feuchtezahlen sind aus den Pflanzenbestandsaufnahmen berechnet worden. Als Ergänzung zu den Erträgen ist die Deckung der Leguminosen eingetragen worden, die in den lang überstauten Flächen praktisch ausgefallen sind, hingegen in den nur kurz bis gar nicht überstauten Beständen kräftig zunehmen. Möglicherweise deutet sich hier bereits ein Kleezyklus nach KLAPP an.

geführt: der nachfolgende Anstieg korrespondiert mit einer Zunahme der Leguminosen. Das von den jährlichen Witterungsverhältnissen abhängige Auf und Ab der Ertragsleistung ist wohl auch künftig zu erwarten: sie wird vermutlich aber im Sinne der oben angedeuteten Aushagerung insgesamt etwas abnehmen.

Mit zunehmender Überstauungslänge nimmt die Artenzahl in den tieferen Lagen ab. Teilweise verringert sie sich um mehr als die Hälfte gegenüber den höheren Lagen. Die Stauhaltung begünstigt durchwegs artenarme, an Überflutung angepaßte Vegetation der Flutrasen, Rieder und Röhrichte; auch die dichten Bestände des Schlankseggen-Riedes gehören dazu. Die Artenzahl der Grünlandbestände wenig bis nicht überfluteter Beetrücken hält sich zwischen 20 bis >25 (je DQ von 25 m²), steigt sogar teilweise eher etwas an. Diesen Wert kann man etwa als „normale Artenzahl“ für Marschengrünland ansehen.

3. Veränderung der Grabenvegetation

Zwei Jahre vor Beginn des Einstaus sind zur Verbesserung der Grabenvegetation in den künftigen Poldern u.a. Umsetzungen von Krebscherenbeständen aus dem Eingriffsgebiet vorgenommen worden, die sich bereits im Folgejahr kräftig entwickelten. Die langfristige Überstauung führte jedoch schon nach kurzer Zeit wieder zum Verschwinden dieser Rote-Liste-Art und mit ihr der dazugehörigen Libellen- und Insektenfauna. Aber nicht nur neu eingebrachte, sondern auch intakte Krebscheren-(Froschbiß-)Gesellschaften erlitten das gleiche Schicksal, ein Phänomen, daß wir auch in benachbarten Ausgleichsgebieten, z.B. im Polder Warfeld (1989/90) nach erfolgter Überstauung beobachten mußten (HANDKE et al. 1997). Die Ursache ist nicht ganz klar, aber vermutlich haben die stärkere Strömung bei ablaufendem Wasser sowie in den Gräben in diesem Umfang normalerweise nicht stattfindende Wasserstandsanhörungen und -absenkungen während der Stauperiode dazu beigetragen. Es entstanden vielfach relativ vegetationsarme Grabenabschnitte mit einem vermehrten Auftreten von Wasserlinsen. Auch die Laichkrautbestände sind zum größten Teil zusammengebrochen.

4. Konsequenzen

Die Ergebnisse zeigen, daß die Verknüpfung von Zielen zur Verbesserung von Grünlandgesellschaften oder zur Erhaltung bereits aus Sicht des Naturschutzes wertvoller Pflanzenbestände in Grünland und Gräben mit denen der Förderung von Rastvögeln und Limikolen durch langfristige Überstauung in dem Naturraum Wesermarsch vegetationskundlich kein Erfolg war. Man muß sich also vor einer Zielüberfrachtung dieser Art bei Ausgleichsmaßnahmen hüten, vor allem, weil auch auf Staunässe spezialisierte Vegetation nicht an die in diesem Naturraum unnatürliche Länge der Überstauung von mehreren dm über einen Zeitraum von etwa 7 Monaten angepaßt ist - anders als

bei zeitweiliger oberflächiger Vernässung. Selbst eine Wiedervernässung ehemals feuchter Standorte durch Anhebung der Grabenwasserstände scheidet zumindest kurzfristig an der geringen Wasserleitfähigkeit der tonigen Flußmarschen-Böden. Hingegen könnten gesteuerte zeitweilige Überflutungen bis in das späte Frühjahr oder gar in den Sommer vegetationskundlich erfolgreicher sein, weil sie immer wieder für eine Durchfeuchtung der rasch austrocknenden und schrumpfenden tonigen Oberböden sorgen und damit z.B. auch Schlankseggen-Riedern gute Überlebenschancen bieten. Aber damit wird nicht das gesteckte Ziel einer Förderung des Rastvogelgeschehens erreicht; vermutlich können aber die Limikolen durch Erhaltung der Stocherfähigkeit der Böden in den Mulden erfolgreich ihre Bruten durchbringen, wenn keine anderen Gründe entgegenstehen.

Literatur

- BRIEMLE, G. (1991): Abgrenzung von Feuchtgebieten unter botanisch-indikatorischen Aspekten. Naturschutz und Landschaftsplanung 5, 183-185.
- ELLENBERG, H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER., D. PAULISSEN (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18, Göttingen, 248 S.
- HELLBERG, F. & W. KUNDEL (1995): Entwicklung winterlich überfluteter Grünlandvegetation. NNA-Berichte 8 (2), 22-34.
- KUNDEL, W. (1993): Grünlandentwicklung unter dem Einfluß winterlicher Überstauungen. Verh. Ges. Ökol. 22, 103-110.
- ROSENTHAL, G. (1992): Erhaltung und Regeneration von Feuchtwiesen - Vegetationsökologische Untersuchungen auf Dauerflächen. Diss. Bot. 182, 283 S.
- HANDKE, U., K. HOBRECHT, M. RIESNER-KABUS (1997): Wissenschaftliche Begleituntersuchungen zur Ochtumverlegung/Flughafenerweiterung - Endbericht. Vervielf. Manusk. Landschaftsökol. Forsch.stelle Bremen (LFB), 276 S.

Feuchtgrünlandmanagement in der Wesermarsch im Nordwestland bei Bremen. - 4. Auswirkungen der Überstauung auf die Fauna -

von

HANDKE, K.

1. Einleitung

Der Bau des Güterverkehrszentrums Bremen (GVZ) in einem wertvollen Grünland-Graben-Areal der Bremer Flußmarsch machte es notwendig, Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen durchzuführen (siehe auch SCHREIBER in diesem Bd.). Durch den Eingriff wurden 6 ha Spülfelder, 144 ha Grünland sowie 17,5 km Gräben zerstört (siehe auch HANDKE 1993).

Eine der wichtigsten Maßnahmen war die regelmäßige Überstauung einer ca. 50 ha großen Teilfläche von November bis zu Beginn der Vegetationszeit. Ziel dieser Maßnahme war aus faunistischer Sicht:

- Förderung rastender Wasser- und Watvögel, da der Bremer Raum vor dem Bau der Sperrwerke an Ochtum und Lesum ein bedeutender Rastplatz für Vögel war (s. SEITZ & DALLMANN 1992),
- Förderung der Wiesenbrüter, da durch den Bau des GVZ Brutstandorte von 15 P. Bekassinen und 8 P. Uferschnepfen zerstört worden sind,
- Förderung von Feuchtgrünlandbiozösen, da u.a. 7,4 ha Naßwiesen durch den Eingriff zerstört worden sind.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet, der ca. 116 ha große Ausgleichsraum für das GVZ Bremen, liegt im Bereich der Bremer Flußmarsch im Nordwestland und nur wenige 100 m vom Eingriffsraum entfernt (siehe HANDKE 1993, SCHREIBER in diesem Bd.). Eine der wichtigsten Maßnahmen war die Polderung von 50 ha Grünland und regelmäßige Überstauung ab Mitte November. Dabei hat sich das Stauregime geändert. Seit 1993 wird ein Teil der Flächen bis in den Mai hinein überstaut. Aufgrund der Reliefunterschiede sind immer unterschiedlich lang überstaute Teilflächen vorhanden (siehe auch HANDKE 1997). Neben der Überstauung wurden auch andere Maßnahmen, wie Extensivierung von Grünland und Neuanlage von Gräben und Teichen, durchgeführt.

3. Material und Methodik

Im Rahmen einer 10jährigen Erfolgskontrolle (HANDKE et al. 1996) wurden folgende Untersuchungen durchgeführt:

Alljährlich untersucht wurden Brut- und Rastvögel. Die Kartierung von terrestrischen Wirbellosen (u.a. Lauf-, Blatt- und Rüsselkäfer, Tagfalter, Heuschrecken, Wanzen, Zikaden, Schnecken und Asseln) wurde 1988, 1990, 1993 und 1997 durchgeführt. Der Ausgangszustand wurde im Ausgleichsraum 1986/87 kartiert.

Die wichtigsten Untersuchungsmethoden werden nachfolgend kurz zusammengefaßt (Details siehe HANDKE 1993):

- Brutvögel: Siedlungsdichteuntersuchungen aller Arten nach der Revierkartierungsmethode im Gesamt- raum
- Erfassung aller Vögel im Jahresverlauf: Zählung aller Vögel auf einer standardisierten Strecke einmal pro Dekade auf einer 76 ha großen Probestrecke im Bereich der Überflutungspolder
- Laufkäfer: Barberfallenuntersuchungen (je 5 Fallen/ Standort von März bis Oktober) auf 14 Grünland- und 5 Uferstandorten sowie Handfänge an ca. 50 Standorten an drei Terminen (siehe HANDKE 1993, 1995 und 1997a, b)

- Phytophage Wirbellose: standardisierte Käscherschläge (200 Käscherschläge auf Transekten) im Abstand von 14 Tagen in der Vegetationszeit parallel zu den Barberfallenuntersuchungen
- Dipteren, Hymenopteren, Käfer: es wurden 1992/93 jeweils 2 runde Photo-Elektoren mit einer Grundfläche von jeweils 0,25 m² von Anfang April bis September an neun Standorten exponiert. Die Leerungen erfolgten im Abstand von ca. 30 Tagen (HANDKE & MENKE 1996)
- Bodenfauna: Regenwürmer und epigäische Makroarthropoden wurden von 1987 bis 1990 durch eine Arbeitsgruppe der Universität Bremen (Leitung Prof. WEIDEMANN) auf den überstauten Grünlandflächen und Vergleichsräumen im GVZ-Ausgleichsgebiet untersucht (vgl. EKSCHMITT 1991). Bei 10 Probenahmen wurden dabei 760 Steckrahnproben (25x25x10 cm) mit einem Volumen von insgesamt 4,75 m³ Boden entnommen.

4. Ergebnisse

4.1 Brutvögel

Nach Vollendung der Ausgleichsmaßnahmen hat sich die Artenzahl von 26 Arten (1987) auf ø 41,6 Arten erhöht. Die Siedlungsdichte stieg von 11,7 P./ 10 ha auf ø 30,9 P./ 10 ha an. Neu in den überstauten Flächen haben sich angesiedelt: Zwerg- (*Tachybates ruficollis*) und Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) (unregelmäßig), Brandgans (*Tadorna tadorna*), Knäkente (*Anas querquedula*), Tüpfelralle (*Porzana porzana*), Kampfläufer (*Philomachus pugnax*) (unregelmäßig), Sandregenpfeifer (*Charadrius hiaticula*), Sturm- und Lachmöwe. Die Bestände von Löffel- (*Anas clypeata*) und Stockente (*Anas platyrhynchos*), Bläbälle (*Fulica atra*), Rotschenkel (*Tringa totanus*) und Schafstelze (*Motacilla flava*) haben in den überstauten Flächen zugenommen. Die Bestandsentwicklung der Wiesenbrüter war zunächst durch einen Anstieg in den ersten Jahren der Überstauung gekennzeichnet. Inzwischen haben die Bestandszahlen aber wieder das Niveau von Beginn der Maßnahmen erreicht.

4.2 Rastvögel

Im Zeitraum 1986- 31.12.1998 wurden im Bereich der Ausgleichsflächen 188 Vogelarten registriert. Die häufigsten Vogelarten sind Pfeifente (*Anas penelope*) (14,6 %), Stockente (*Anas platyrhynchos*) (11,7 %), Bläbälle (*Fulica atra*) (12,6 %), Lachmöwe (*Larus ridibundus*) (13,5 %) und Kiebitz (*Vanellus vanellus*) (10,7 %).

Die neun Rastvogelarten sind entsprechend der Kriterien von BURDORF et al. (1997) in mindestens fünf der zehn Untersuchungsjahre in regional, landesweit (Niedersachsen/ Bremen) bzw. national bedeutsamen Rastzahlen aufgetreten. Für die Löffelente ist das Ausgleichsgebiet auf dem Heimzug (März/ April) ein national bedeutendes Rastgebiet. Mit maximal 5800 rastenden Wasservögeln hat sich das Gebiet zu einem der bedeutendsten Rastplätze im Bremer Raum entwickelt, in dem regelmäßig auch störanfällige Arten wie Bläbgans (*Anser albifrons*), Sing- und Zwergschwan (*Cygnus cygnus*, *Cygnus columbianus*) beobachtet werden können.

4.3 Wirbellose

Die Maßnahme hatte sofort erhebliche Veränderungen zur Folge. Asseln, Gehäuseschnecken und Regenwürmer verschwanden aus den lang überstauten Flächen und typische Laufkäferarten von Intensivgrünland und Feuchtgrünland nahmen ab. Es kam zu einer Förderung kleinerer flugfähiger Arten unter den Laufkäfern (z.B. *Bembidion aeneum*). Die Biomasse nahm auf den überstauten Flächen ab, kleine Tiere, insbesondere Dipteren, nahmen hingegen zu. Sehr häufig wurden *Helephorus*-Arten (*Hydraenidae*, *Coleoptera*). Abgenommen haben bei Laufkäfern auch ungeflügelte Arten und Larvalüberwinterer. Sehr stark ausgeprägt waren die Veränderungen insbesondere auf den bis April vollständig überstauten Weiden ohne Brachen und Röhrichtvegetation in der unmittelbaren Umgebung. Hier fanden sich artenarme Wirbellosenbestände u.a. mit einer hohen Dominanz der Laufkäferart *Bembidion aeneum*.

Auf den kurz überstauten Flächen kam es hingegen zu einem Anstieg der Artenzahlen vieler Tiergruppen (z.B. Wanzen, Heuschrecken, Blatt- und Rüsselkäfer): Ein aus Sicht des Naturschutzes bedenklicher Effekt war das Verschwinden wertvoller Krebschernenbiozöosen nach der Überstauung. Dieser Rückgang war auf allen Überstauungsflächen zu verzeichnen.

Nach EKSCHMITT (1991) lassen sich die Ergebnisse der bodenzoologischen Untersuchungen wie folgt zusammenfassen: alle sechs nachgewiesenen Regenwurmartensind überschwemmungstolerant und verfügen über gute Ausbreitungsmöglichkeiten von 6- 10 m/ Jahr. Tiefgrabende Arten, wie *Lumbricus terrestris*, fehlen. Die Populationsentwicklung der Regenwürmer wird durch Trockenheit und Überstauung negativ beeinflusst. Nach der Überstauung im Winter 1987/88 kam es insbesondere auf den lang überstauten Flächen zu einem Rückgang der Regenwürmer und der übrigen Makrofauna. Im Verlauf des ersten Jahres konnten sich die Regenwurmbestände der lang überstauten Flächen etwas erholen. Hier profitierten die Regenwürmer von der Feuchtigkeit

dieser Standorte, während sich die Regenwürmer auf den kurz überstauten Flächen in Diapause befanden. Im folgenden Jahr mit einem weniger trockenen Sommer blieben die Regenwurmdichten in den kurz überstauten Flächen niedrig, während Regenwürmer in den lang überstauten Flächen kaum noch auftraten. 1990 hatten sich die Regenwurmbestände auf sehr niedrigem Niveau in den kurz überstauten Flächen und der lang überstauten Wiese stabilisiert, während in der lang überstauten Wiese Regenwürmer fast fehlten. Im Vergleich zu den nicht überstauten Probestellen mit Dichten bis zu 300 Exemplaren/ m² waren die Regenwurmdichten im überstauten Ausgleichsraum mit Werten unter 100 Exemplaren/ m² sehr niedrig. Die Bestandsentwicklung der übrigen Boden-Makrofauna verlief ähnlich.

Ein Versuch, der mit Hilfe von Käfigen den Ausschluß des Einflusses von Wiesenvögeln auf die Bodenfauna untersuchen sollte, erbrachte eindeutige Ergebnisse: die Lebensbiomasse an Regenwürmern wurde durch die Wiesenvögel um ca. 40 % reduziert. Die Bodenfauna des GVZ-Ausgleichsgebietes wird eindeutig durch die Überstauung und die nahrungssuchenden Watvögel, die in dem Gebiet in ungewöhnlich hoher Dichte auftraten, dezimiert (EKSCHMITT 1991).

Im gesamten Untersuchungsraum haben die Arten- und Individuenzahlen der Laufkäfer im Verlauf der 10 Untersuchungsjahre zugenommen. Dies betrifft hygrophile Arten, wie *Blethisa multipunctata*, aber auch euryöke Arten, wie *Agonum mülleri* und *Amara plebeja* und auch einige Grünlandarten, wie *Poecilus versicolor* und *Pterostichus nigrita*, die in den ersten Jahren der Überstauung zurückgegangen sind. Eine Zunahme der Arten- und Individuenzahlen war auch bei den Blattkäfern und der Individuenzahlen bei den Wanzen zu verzeichnen. Auch bei diesen Wirbellosengruppen war eine Zunahme einiger hygrophiler Arten registriert worden. In den überstauten Grünlandflächen wurde auch im Bereich der Gräben und Grabenränder eine im Vergleich zum nicht überstauten Grünland überdurchschnittlich artenreiche Libellen- und Laufkäferfauna festgestellt. Allgemein sind die überstauten Flächen im Verlauf der Untersuchungen artenreicher geworden.

Überraschend verlief die Entwicklung auf den extrem lang überstauten Flächen (bis Mai/ Anfang Juni). Solche Flächen fehlten in den letzten Jahrzehnten im Niedervieland. Neben den sehr seltenen Vögeln (Tüpfelralle, Kampfläufer) stellten sich eine Reihe seltener Naßgrünlandarten unter den Laufkäfern ein, wie *Blethisa multipunctata*, *Chlaenius tristis*, *Pterostichus gracilis*, *Agonum piceum*, *A. dolens*, *A. viridicupreum*, *Amara strenua*, *Bembidion fumigatum*, *B. octomaculatus*, *Anthracus consputus*, *Dyschirius lüdersi* u.a. Solche Arten waren bisher im Bremer Raum sehr selten. Ausgebreitet haben sich auch die gefährdeten Heuschreckenarten Sumpfschrecke (*Mecosthetus grossus*) und Säbeldornschrecke (*Tetrix subulata*). Zahlreiche Larvenfunde in den letzten Jahren belegen, daß sich Heuschrecken auch in bis zu sechs Monaten überstauten Grünlandflächen entwickeln können.

5. Diskussion

Erstmalig in Deutschland wurde die Überstauung von Grünlandflächen, die vorher nur extrem selten überschwemmt waren, im Rahmen einer 10jährigen Erfolgskontrolle, die sehr unterschiedliche Tiergruppen umfaßte, wissenschaftlich begleitet. Nach unseren Untersuchungen stellt diese Maßnahme, die ca. 40 % der Ausgleichsflächen betrifft, die entscheidende Veränderung im Ausgleichszustand dar. Das belegen Vergleiche mit nicht überstauten Flächen in der Umgebung und mit dem Ausgleichszustand der Untersuchungsflächen vor 1988. Starke Veränderungen der Wirbellosenfauna aufgrund von künstlicher Wasserhaltung sind auch von anderen Untersuchungsgebieten belegt (z.B. GRUBE & BEYER 1997, HELLER & IRMLER 1997, HUK 1997). Fast alle Tiergruppen im Boden bzw. auf der Bodenoberfläche reagieren auf die Maßnahme "winterliche Überstauung" mit starken Veränderungen. Dies gilt für Regenwürmer, Asseln, Schnecken, Hundert- und Tausendfüßer, Heuschrecken und verschiedene Käfergruppen und Spinnen. Der Umfang der Veränderungen hängt u.a. ab vom Ausgangszustand der Flächen, Vegetation, Boden, Relief und Nutzung, Zeitpunkt, Länge und Höhe der Überstauung.

Besonders deutlich werden die Veränderungen in den lang bzw. hoch überstauten Flächen. In den schweren Marschenböden des Niedervielandes wirken sich die Überstauungen auf viele Wirbellose insbesondere deshalb so stark aus, weil hier kleine Hohlräume im Boden selten sind. Die meisten Tiere halten sich ziemlich dicht unter bzw. auf der Bodenoberfläche auf, z.B. in den Grasbulten. Dies zeigten auch die Untersuchungen von EKSCHMITT (1991).

Gemeinsam ist den meisten überstauten Grünlandflächen der Rückgang von Regenwürmern, Asseln, Hundert- und Tausendfüßern und die Zunahme kleiner mobiler Arten.

Besonders betroffen sind Arten, die als Larven wenig geschützt überwintern. Hier dürfte sich vor allem der Sauerstoffmangel, insbesondere bei Erwärmung des Wassers im Frühjahr, negativ auswirken. Auf den Standorten, die seit 1987 untersucht wurden, erfolgte im GVZ-Ausgleichsraum ein deutlicher Rückgang der Laufkäfer mit Larvalüberwinterung, insbesondere von *Pterostichus melanarius*.

Dieser Rückgang von Arten mit Larvalüberwinterung ist auch von anderen überstauten Grünlandflächen belegt (GRUBE & BEYER 1997). Anpassungsformen an Überstauungen existieren bei einer Reihe von Tierarten und Tiergruppen. Viele Laufkäferarten überstehen die Überstauung offensichtlich im Boden, wie z.B. *Carabus granulatus* (FUELLHASS 1997), bzw. fliegen regelmäßig in die trockenfallenden Flächen ein, wie die Untersuchungen von GRUBE & BEYER (1997) an der Oder belegen.

Die Bedeutung des Gebietes als Lebensraum seltener hygrophiler Arten hat sich nach 10 Jahren deutlich erhöht. Im Vergleich unterschiedlicher Nutzungen haben lang überstaute Wiesen eine höhere Bedeutung für diese Arten als Weiden. Untersuchungen an kleinen Überstauungsflächen belegen, daß auch solche Gebiete vom typischen Artenspektrum besiedelt werden.

6. Konsequenzen

Die Untersuchungen belegen, daß relativ lange Zeiträume, sehr unterschiedliche Tiergruppen und unterschiedlich hoch und lang überstaute und genutzte Flächen untersucht bzw. bearbeitet werden müssen, um die Auswirkungen langer Überstauung beurteilen zu können.

Eine lange Überstauung vorher intensiver genutzter und nicht überstauter Wiesenflächen bewirkt eine Förderung spezialisierter und teilweise seltener Arten, während typische Arten mesophiler Grünlandflächen zurückgehen. Um dieses aus Naturschutzsicht durchaus wünschenswerte Ziel zu erreichen, ist es notwendig, zumindest kleinflächig Grünlandflächen bis spät in den Mai hinein zu überstauen. Nur in solchen Flächen finden sich die meisten typischen hygrophilen Arten. Besonders gefördert werden sollte dabei die Wiesennutzung. Positiv auf die Förderung artenreicher Grünland-Zoozönosen hat sich das Nebeneinander unterschiedlich hoch überstauter Nutzungsformen und das Vorhandensein von Röhricht- und Brachestrukturen in der Umgebung ausgewirkt.

Literatur

- BURDORF, K., HECKENROTH, H. & P. SÜDBECK (1997): Quantitative Kriterien zur Bewertung von Gastvogellebensräumen in Niedersachsen. Vogelkd. Ber. Nieders. 29(11): 113-126.
- EKSCHEMITT, C. (1991): Abschlußbericht über Begleituntersuchungen zur Wirkung unterschiedlicher Überstauungsintensitäten auf die Bodenfauna von Grünland 1987-1990. Unveröff. Bericht d. AG "Ökosystemforschung und Bodentökologie" für den Senator f. Umweltschutz u. Stadtentwicklung Bremen, 36 S.
- HANDKE, K. (1993): Tierökologische Untersuchungen über Auswirkungen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen in einem Graben-Grünland-Gebiet der Wesermarsch bei Bremen. Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster 15, 237 S.
- HANDKE, K. (1995): Zur Laufkäferfauna einer Bremer Flußmarsch. Ökologie u. Naturschutz 4(4): 203-225.
- HANDKE, K. (1997a): Zur Laufkäferfauna extrem lang überstauter Grünlandstandorte in der Bremer Flußmarsch (Coleoptera, Carabidae). Verh. Westd. Entm. Tag. 1995, Düsseldorf: 29-36.
- HANDKE, K. (1997b): Auswirkungen von Überstauungsmaßnahmen auf Wirbellose in der Bremer Flußmarsch – eine Bilanz 10jähriger Untersuchungen. Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster 18: 77-112.
- HANDKE, K. & K. MENKE (1996): Ergebnisse von Eklektor-Untersuchungen auf Grünlandflächen im Niedervieland unter besonderer Berücksichtigung überstauter Flächen. Bremer Beitr. f. Naturkunde u. Naturschutz 1(1): 189-196.
- HANDKE, K., KUNDEL, W. U. M. RIESNER-KABUS (1996): 12jährige Erfahrungen und Erfolgskontrollen bei der Eingriffsregelung in der Bremer Wesermarsch. UVP-Report 5/96: 202-207.
- HELLER, K. U. IRMLER (1997): Auswirkungen der Wiedervermässung auf die Wirbelosengemeinschaften in Grünlandsystemen des NSG "Alte Sorge-Schleife". Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster 18: 63-76.
- HUK, T. (1997): Auswirkungen eines langfristigen Überstaus auf die Laufkäferfauna einer extensiv genutzten Niedermoorwiese. Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster 18: 147-160.
- FUELLHASS, U. (1997): Der Einfluß von Vermässung und Überstauungsmaßnahmen in degeneriertem Niedermoorgrünland auf ausgewählte Laufkäferarten (Coleoptera, Carabidae). Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster 18: 133-146.
- GRUBE, R. & W. BEYER (1997): Einfluß eines naturnahen Überflutungsregimes auf die räumlich-zeitliche Dynamik der Spinnen- und Laufkäferfauna am Beispiel des Deichvorlandes der Unteren Oder. Arbeitsber. Landschaftsökol. Münster 18: 209-226.
- SEITZ, J. & K. DALLMANN (1992): Avifauna Bremen, 535 S.

Die Bedeutung des Grabensystems für den Wasserhaushalt eingedeichter Auen - Untersuchungsgebiet Lenzen, Mittelbe -

von

FLEMMING,A., GRÖNGRÖFT,A., SCHWARTZ,R., MIEHLICH,G.

Einleitung

Die Auen der mitteleuropäischen Flüsse stellen produktive landwirtschaftliche Nutzflächen dar. Aus diesem Grunde sind sie schon sehr früh in Kultur genommen worden und in weiten Bereichen heute durch Deiche vor Überflutung gesichert. Das Hinterland wird zum Teil durch Gräben und Schöpfwerke reguliert um die für Auen typischen schwankenden Wasserstände auszugleichen. Doch gerade diese Auendynamik bietet einer besonderen Flora und Fauna einen potentiellen Lebensraum. Durch die Extensivierung in einigen Bereichen der Landwirtschaft bietet sich derzeit die Chance, Teilbereiche wieder einem natürlicheren Wasserregime auszusetzen.

Für die Zielvorstellung einer ökologisch ausgerichteten, extensiven Landnutzung muß deshalb die Funktionsweise und ökologische Bedeutung des Entwässerungssystems geprüft werden, um sie den zu ändernden Nutzungsansprüchen anzupassen.

Kennzeichnung der Untersuchungsfläche

Das Untersuchungsgebiet, die *Lenzer Kuhblänk*, liegt rechtsseitig im Hinterdeichsgebiet an der unteren Mittelbe (Strom- km 476 - 485) im Bundesland Brandenburg. Dieses 857 ha große Gebiet ist Teil des Naturparks „Brandenburgische Elbtalau“, das Bestandteil des länderübergreifenden Biosphärenreservat werden soll. Die Klimaverhältnisse mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8,3°C und einem mittleren Jahresniederschlag von 595 mm charakterisieren den Übergang zum kontinentaleren Klima. Die Topographie ist eben mit flachen Rinnestrukturen. Die Geländehöhe fällt von der Elbe nach Norden zur Löcknitz hin leicht ab, wobei die deichnahen Flächen zwischen 0,5 und 1,5 m über, die deichfernen 0,5 m unter dem mittleren Elbwasserstand liegen.

Das bodenbildende Substrat ist fast flächendeckend ein Auenlehm über Auensanden. Die mittlere Auenlehmmächtigkeit beträgt 1,5 m, schwankt aber auf kurzer Distanz beträchtlich. Die Bodenart des Auenlehms variiert zwischen sandigem Lehm und Ton. Der dominante Bodentyp ist ein Vegaleyp mit häufig geringdurchlässigem Unterboden.

Das Untersuchungsgebiet wird derzeit hauptsächlich durch extensive Grünlandwirtschaft genutzt. Ackerflächen sind nur an begünstigten Stellen vorhanden und betragen insgesamt weniger als 5 % der Fläche. Desweiteren sind zwei Waldparzellen mit zusammen 6 ha und mehrere junge Auwaldpflanzungen vorhanden.

Das Gebiet ist von einem tief eingeschnittenen Grabensystem durchzogen, dem als Vorfluter die parallel zur Elbe fließende Löcknitz dient (Abb. 1) Auf Höhe des Untersuchungsgebietes wird die Wasserstandshöhe durch ein Wehr reguliert. Durch eine Mündungsverlegung der Löcknitz elbbwärts und durch ein Schöpfwerk kann der Löcknitzwasserstand niedrig gehalten werden. Das Grabensystem läßt sich in sechs unterschiedlich Teilsysteme unterteilen, die dazu gehörenden Einzugsgebiete sind zwischen 27 und 360 ha groß. Die parallel zur Elbe verlaufenden Qualmwassergräben sollen dabei das anfallende Wasser aufnehmen und schadlos der Löcknitz zuführen.

reichte maximal 4300 m³/d (0,5 mm/d), wobei etwa 42 % aus dem Einzugsgebiet II stammten.

3.) Die dritte Situation (05.03.-11.03.97) entspricht dem Durchzug einer leichten Hochwasserwelle. Während dieser Zeit fiel kein Niederschlag und die potentielle Evaporation lag bei 5 mm.

Mit dem Auflaufen der Hochwasserwelle stiegen auch die Grabenwasserstände deutlich, jedoch mit Verzug und geringerer Intensität an. Während des Hochwasserscheitels hinkten die elbnahen Grabenwasserstände um 1,15 m hinter dem Elbwasserstand her. Das Wasserspiegelgefälle erreichte von den deichnahen Meßstellen zur Löcknitz 80-90 cm, bei behindertem Abfluß 1,30 m. Es erfolgte ein starker Abfluß aus dem Gebiet mit maximal 46.000 m³/d (5,3 mm/d).

Abb. 2 zeigt die winterliche Situation beim Durchzug einer Hochwasserwelle. Der Elbwasserstand liegt bei 17,46 ± 1,96 m über MW. Der Löcknitzwasserstand liegt bei 14,56 m oberhalb - bzw. 14,05 m unterhalb des Wehres.

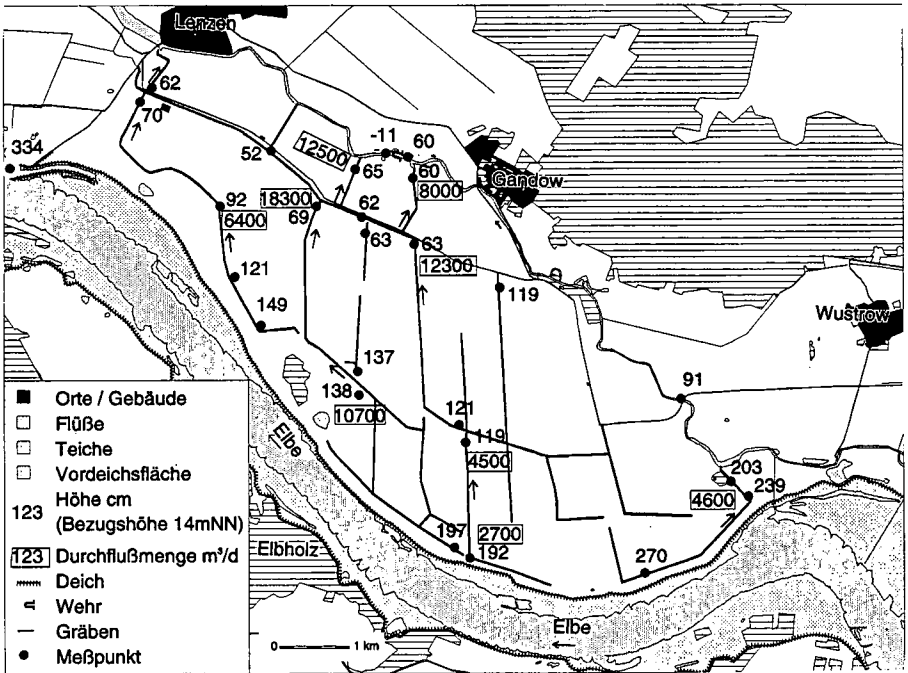


Abb. 2: Abflusssituation bei winterlichem Durchzug einer Hochwasserwelle

Abflußsteuernde Faktoren

Als mögliche abflußsteuernde Faktoren wurden anhand des mittleren Tagesabflusses während der Hochwasserwelle folgende Beziehungen geprüft.

1. Tagesabflußmenge / Größe des Einzugsgebietes
2. Tagesabflußmenge / absolute Länge des Grabensystems
3. Tagesabflußmenge / Deichlänge innerhalb des Einzugsgebietes

Bei der Überprüfung der mittleren Tagesabflußmenge / Größe des Einzugsgebietes ergab sich eine Rangfolge vom Gebiet II, I, III zu VI. Ein Gebiet mittlerer Größe führte in dieser Zeit das meiste

Das Abflußverhalten des Grabensystems

Das Abflußverhalten während des Untersuchungszeitraums (September 96 - März 97) soll an Hand von drei unterschiedlichen Situationen beschrieben werden.

1. Phase der herbstlichen Bewässerung
2. Winterphase bei einem Elbwasserstand unter MW
3. Winterphase bei dem Durchzug einer Hochwasserwelle

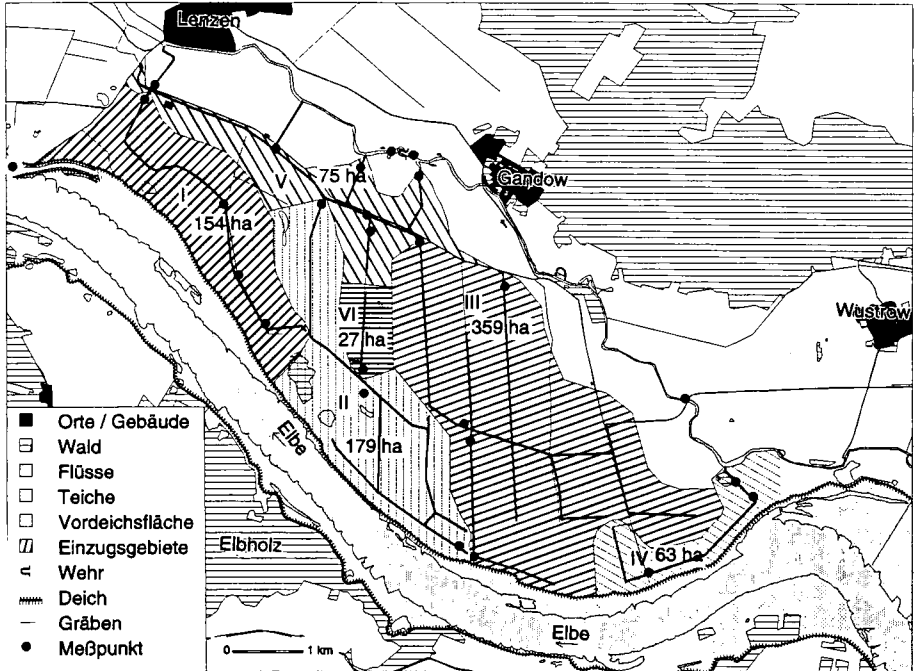


Abb. 1: Kennzeichnung der Untersuchungsfläche

1.) Während der herbstlichen Bewässerungsphase wurde Wasser aus der Löcknitz über den oberhalb des Wehres gelegenen Graben in das Untersuchungsgebiet geführt. Die Wassermenge richtete sich nach der Stauhöhe am Wehr. Die maximal zugeführte Menge betrug $4200 \text{ m}^3/\text{d}$ ($0,5 \text{ mm}/\text{d}$), wovon jedoch $2300 \text{ m}^3/\text{d}$ durch die unterhalb des Wehres liegenden Gräben wieder abgeführt wurden, so das effektiv $1900 \text{ m}^3/\text{d}$ ($0,2 \text{ mm}/\text{d}$) im Gebiet verblieben. Auch bei einer niedrigeren Stauhaltung am Wehr verblieb etwa diese Menge an Wasser im Untersuchungsgebiet, da sowohl der Zufluß als auch der Abfluß reduziert waren. Die Gräben waren in Abhängigkeit von der Stauhöhe nur zum Teil mit Wasser gefüllt, das Wasserspiegelgefälle betrug maximal 11 cm gegenüber dem Löcknitzwasserstand.

2.) Zwischen dem 22.01.- und 15.02.97 lag der Elbepegel unterhalb des langjährigen Mittelwasserstands. Die Niederschlagsmenge in dieser Zeit betrug 141 mm , bei einer potentiellen Verdunstung von 10 mm . Die Grabenwasserstände in Elbnähe entsprachen in etwa dem Elbwasserstand. Das in den Gräben anfallende Wasser wurde der Löcknitz zugeführt, das Wasserspiegelgefälle lag zwischen $35 -$ und 55 cm , in Bereichen mit behindertem Abfluß bis zu $1,20 \text{ m}$. Die Abflußmenge er-

Wasser ab.

Bei der Abflußmenge im Verhältnis zur absoluten Länge des Grabensystems erreichte das Grabensystem I die höchsten Werte, gefolgt vom Grabensystem II, IV und III. Auch in diesem Fall erreichte ein Gebiet mittlerer bis kurzer Grabenlänge die höchsten Abflußwerte. Dies ist besonders erstaunlich, da das Gebiet I das schlechteste Verhältnis Grabenlänge zu Fläche aufweist.

Auch bei der Überprüfung der Deichlänge innerhalb des Einzugsgebietes zur Abflußmenge ergab sich keine signifikante Korrelation. Das Grabensystem IV erreichte dabei die höchsten Werte, während das Gebiet mit der längsten Deichlinie (Gebiet I) auf Platz zwei kam, gefolgt von Gebiet I und III.

Demnach ist weder die Größe der Fläche noch die Graben- oder Deichlänge des jeweiligen Einzugsgebietes der maßgebende abflußsteuernde Faktor.

Schlußfolgerung

In dem meliorativ stark beeinflussten Untersuchungsgebiet ist eine sommerliche Verbesserung der Wasserversorgung durch Grabeneinstau ineffektiv, da bei den sehr bindigen Böden ein laterales Eindringen des Wassers stark behindert ist. Eine Grundwasseranreicherung findet höchstens im unmittelbaren Grabenrandbereich statt. Der Wassereinstau bewirkt jedoch im Bereich von *Sandfenstern* (die Grabensohle ist in den Auensand eingeschnitten) eine Erhöhung des hydraulischen Potentials im Aquifer und damit eine größere Wassernachlieferung von den Auensanden in die Auenlehmschichten.

Während der Qualmwasserphasen tritt Wasser diffus in Bereichen mit Böden größerer Durchlässigkeiten und punktuell in Sandfenstern aus. Das Wasser aus den künstlichen Störungen macht dabei den überwiegenden Anteil von dem Grabenabfluß aus. Das außerhalb des Grabensystems, in der Fläche austretende Wasser kann nur abgeführt werden, wenn es diesem oberflächlich zufließt.

Das Grabensystem steuert damit den Bodenwasserhaushalt indirekt und nur im Bereich der Sandfenster, indem es das hydraulische Potential im Aquifer beeinflusst. Es werden im Bewässerungsfall höhere Drücke erzeugt während es bei Qualmwassersituationen den Druck abbaut, so daß im Bereich von durchlässigeren Böden nicht so viel Wasser an der Oberfläche anfällt. Der Wassergehalt der gering durchlässigen Auenböden reagiert damit nur verzögert und stark gedämpft auf Be- und Entwässerungsmaßnahmen.

Literatur

Flemming, A. (1997): Die Bedeutung des Grabensystems für den Gebietswasserhaushalt im geplanten Rückdeichungsgebiet Lenzen (Elbe). Unveröff. Diplomarbeit, Universität Hamburg, 78 S und Anhang.

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie unter dem Förderzeichen 03395571 gefördert. Veröffentlichung Nr. 9 des Forschungsvorhabens „Auenregeneration durch Deichrückverlegung“.

Typisier- und Regionalisierbarkeit von Auenböden und ihren stofflichen Belastungen - ein Managementansatz für das „Untere Odertal“

von

HIEROLD,W., HÖHN,A., PRIETZSCH,C., SCHALITZ,G.

Einordnung und Zielstellung

Auen mit quasinatürlichem Überflutungsregime, wie sie am Unterlauf der Oder bei Schwedt mit einem System von Überflutungspoldern existieren, sind hochdynamische Landschaften und bekanntermaßen Stoffsenken. In landesweiten Meßnetzen zur Bodenzustandsüberwachung fallen Auenstandorte immer wieder durch höhere Belastungen u.a. an Schwermetallen auf. Obwohl der Pfad mit schwebstoffgebundenem Stoffeintrag relativ klar ist, ist eine generelle Belastungszuweisung aufgrund hoher Wertestreuungen nicht vertretbar.

Ziele der hier nur in geringem Umfang darstellbaren Arbeit, die mit Mitteln des Landesumweltamtes Brandenburg, Ref. Bodenschutz, 1997 gefördert wurde, waren

- die Erfassung wesentlicher Belastungsparameter der Auenböden am Unterlauf der Oder, d.h. die Aufklärung räumlicher Verteilungsmuster von Schwermetallen und Organika,
- daraus die Ableitung von Methoden der Bodenzustandsüberwachung, die dem Landschaftstyp Aue in seinem Raum-Zeit-Verhalten adäquat sind sowie
- eine Risikobewertung der landwirtschaftlichen Grünlandnutzung.

Letzteres fällt mit der Suche bzw. Ausweisung von Totalreservatsflächen im Nationalpark „Unteres Odertal“ - bisher vor allem unter naturschutzfachlicher Begründung- zusammen, die durch bodenschutz begründete Nutzungsaufgabe intensiv genutzten Auengrünlandes sowohl beim Landwirt als auch beim Steuerzahler (Entschädigung) auf erhöhte Akzeptanz treffen könnte.

Material und Methoden

Untersucht wurden Proben von Auenböden der Naßpolder im Nationalpark „Unteres Odertal“ entlang von 3 auequerenden Transekten, jeweils ca. 3 km lang, an einem ca. 18 km langen Flußabschnitt bei Schwedt (Brandenburg). Insgesamt 45 Probenahmepunkte (10+18+17) wurden so gewählt, daß sie in Höhenlage, Nähe zum heutigen Flußbett, Nutzungsart, Pflanzengesellschaft und Hydromorphietyp der Standortbreite entsprechen. Die bodenkundliche Kartierung erfolgte durch Abbohrung mit Pürckhauer und Ansprache nach KA4. Probenahmen wurden in 3 Tiefenstufen (2 - 10 cm, 15 - 25 cm, 30 - 40 cm) realisiert, wobei hier Ergebnisse der stofflich auffälligeren jüngsten Auflagen (2 - 10 cm) mitgeteilt werden. Neben diesen 145 Bodenproben wurden wenige Sonderproben (Sedimente des Sommerhochwassers 1997) sowie einige Pflanzenproben des Aufwuchses Herbst 1997 auf Grunddaten sowie Nährstoffe, Schwermetalle und Organika untersucht. Regionalisierung i.S.d. Referenzierung der Punktbefunde auf Typen (Geotope) der Auenlandschaft wurde mittels multitemporärer Auswertung von Topkarten und Satellitenszenen, einer komplexen Landschaftsanalyse sowie der GIS-Verarbeitung von Landnutzungs-, Top- und Vegetationsdaten vollzogen. Die Punkte wurden GPS-vermessen; ihre Befunde wurden bodenkundlich und landschaftsgenetisch typisiert. Die Analytik erfolgte im ZALF-Zentrallabor nach DIN-Methoden, die hier mitgeteilten Gesamtgehalte an Schwermetallen nach DIN 38414 (Königswasseraufschluß). Ergebnisse sequentieller Extraktion werden an anderer Stelle mitgeteilt werden.

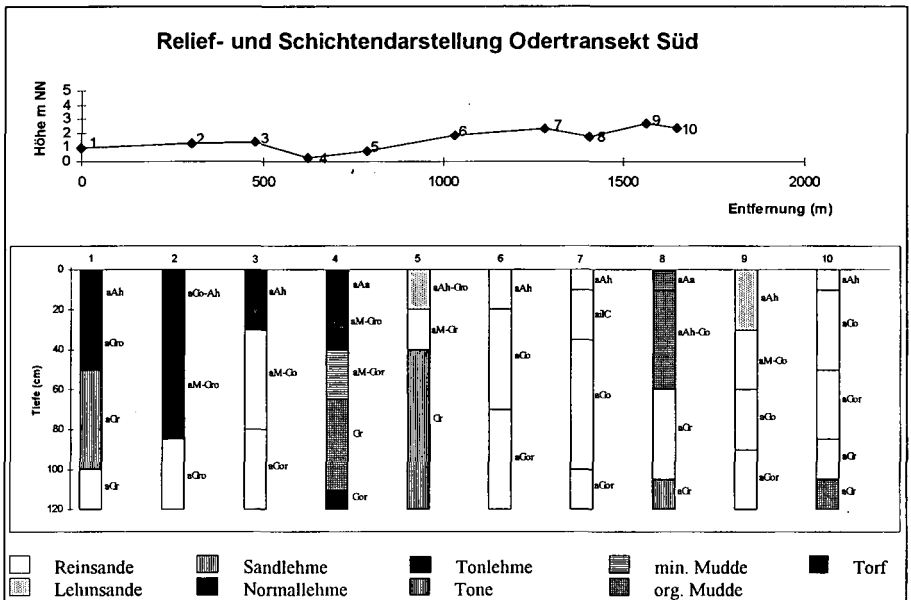


Abb. 1: Höhenniveau und Profilausprägung von Auenböden am Unterlauf der Oder a.B. des Transekt Süd bei Criewen

Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 gibt exemplarisch die Ergebnisse der Bodenkartierung wieder. Es besteht ein deutlicher Zusammenhang zwischen Höhenlage und Bodenform. Bei einem Gesamthöhenunterschied von 2 m treten in höheren Positionen auf Auensand Auengleye auf, in Tiefenlagen (z.T. geschlossene Senken verlandeter Altarme, z.T. weiträumige Verebnungen) Naßgleye bis Anmoorgleye aus Auenlehm bis -ton z.T. über Mudden. In mündungsnäheren Auenabschnitten treten sandige Auengleye zurück, mit zunehmender Dominanz sind die Substrattypen Auenton über Niedermoor und Auenton vertreten. Die Hydromorphie nimmt zu, so daß Auennaßgleye und Anmoorgleye die Leitböden werden. Daß keine Vega bzw. deren Übergänge zum Gley auftreten, ist mit dem Polderregime und der Mündungsnähe und damit temporär hohen Wasserständen erklärbar. Die höhenabhängige Substratdifferenzierung wird durch Einzelparameter wie Ton und Gehalt an OS bestätigt. I.d.R. haben Senkenpositionen deutlich höhere Ton- und OS-Gehalte als Folge der Fraktionierung bei Hochwasserüberstau. Dieser Reliefabhängigkeit folgen die Gesamtgehalte der Schwermetalle, die zu den Sorbenten eine enge Beziehung haben. So verhält sich Cd i.d.R. wie Ton/OS und läßt als Aussage zur Regionalisierung der Cd-Belastung der Polderböden die Formulierung zu, daß hohe Cd-Gehalte in tiefer gelegenen Auenbereichen, insb. geschlossenen Senkenpositionen, zu erwarten sind, höhere sandige Bereiche (i.d.R. Uferwälle) dagegen z.T. deutlich unter Grenzwerten bleiben. Insgesamt sind die Gesamtgehalte relevanter Schwermetalle (Tab. 2) im Vgl. mit Grenzwerten (Brand-Liste 1993, EIKMANN/KLOKE 1993 u.a.) im Mittel unkritisch, im Vergleich z.B. zur Weser (SAUER/WALTER 1998) jedoch bei Pb, Cd, Zn und As um den Faktor 3 höher, bei Cu, Cr und Ni vergleichbar. Da z.Z. keine hochauflösenden Höhendaten (DGM) existieren, wurde versucht, die Höhendifferenzierung durch Verschnitt mehrerer Sat-Bildszenen abzubilden. Das funktioniert, wenn Szenen verschiedener Hochwasserstände kombiniert werden. Ein weiterer Ansatz ergibt sich aus dem Vergleich verschieden alter Top-Karten (Abb. 2 und Tab. 1), in dessen Ergebnis die Verbreitung junger Schlicksedimente als belastungsbürtiges Material prognostiziert werden kann. Im Auswerteausschnitt ist durch Verlandung binnen 75 Jahren die Gewässerfläche um 40% zurückgegangen.

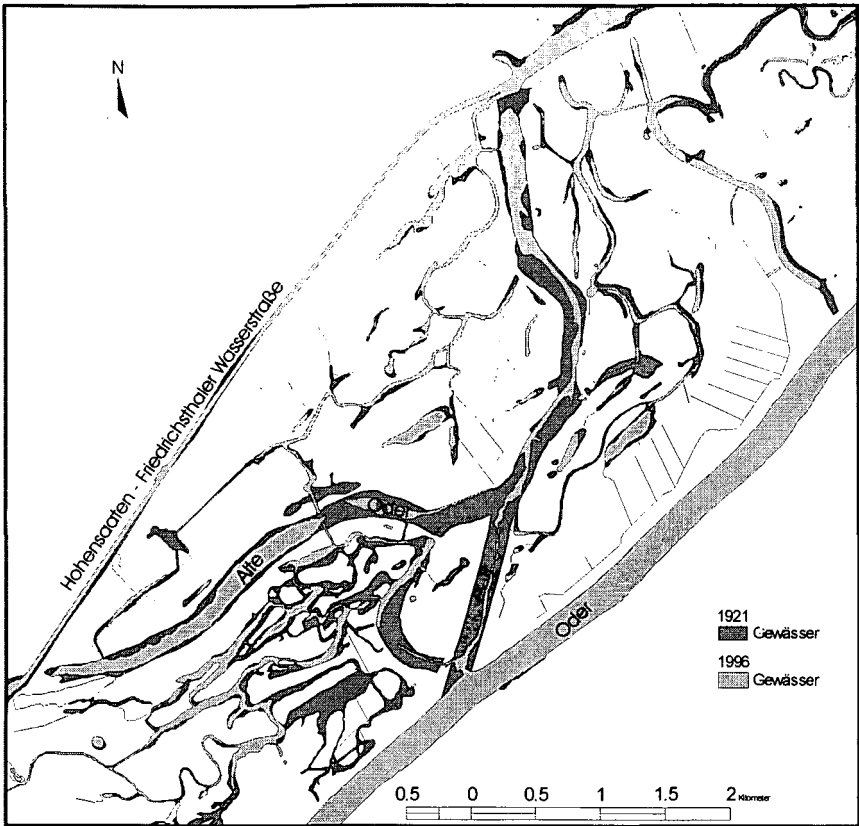


Abb. 2 u. Tab.1: Verlandungstendenzen im Auenbereich der unteren Oder:
Exemplarische Planimetrie im Polder A/B bei Schwedt
(Größe des Bearbeitungsgebietes 2914 ha, Bearb.: S. Schwanke, 1998)

Auswertejahr*	Gewässerfläche (ha)	Relation zu 1921 (%)	Länge von Gräben und schmalen Fließen (km)	Relation zu 1921 (Vielfache)
1996	251,3	60	27,0	24
1941	301,9	73	20,3	18
1921	415,6	100	1,1	1

* Bearbeitungsstand verschiedener Ausgaben der Topographischen Karte 1 : 25.000 (MTB, TK 25), Blatt 2951 Schwedt
Digitale Bearbeitung amtl. top. Karten nach Genehmigung lVerA GB - GD 4/97

Tab. 2: Durchschnittliche Gehalte an Schwermetallen in Bodenproben (Tiefe 2 - 10 cm, n=45) der Oderaue

Elemente	MIN	MAX	MW	MED	S
Pb (mg/kg)	5,7	285,0	89,5	76,5	61,6
Zn (mg/kg)	23,7	879,0	251,0	216,7	167,2
Cd (mg/kg)	0,3	5,7	1,4	1,0	1,1
Cu (mg/kg)	1,6	161,0	42,6	38,6	32,2
Cr (mg/kg)	3,3	130,6	60,2	64,4	31,9
Ni (mg/kg)	1,6	53,3	27,7	31,4	12,5
Co (mg/kg)	1,3	22,1	10,1	10,8	4,4
As (mg/kg)	2,7	47,8	21,4	21,8	11,3
Fe (%)	0,26	5,74	3,11	3,54	1,28
Mn (mg/kg)	90	4416	867	730	686

MIN = Minimalgehalt
 MAX = Maximalgehalt
 MW = Mittelwert

MED = Median
 S = absolute Standardabweichung

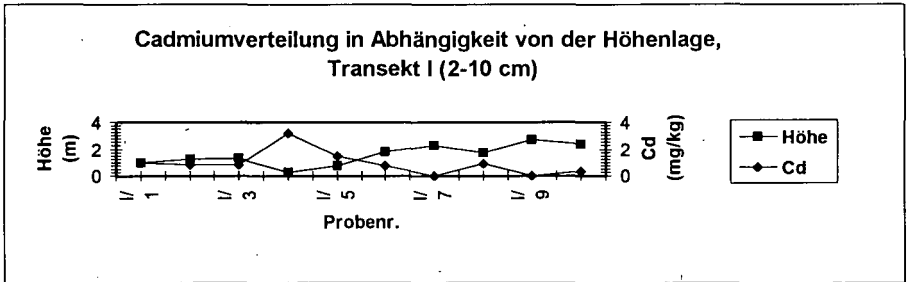


Abb. 3: Cadmiumgehalte (Königswasseraufschluß) des Oberbodens (Tiefe 2 - 10 cm) in Abhängigkeit von der Höhenlage in der Oderaue (Transekt Süd)

Zusammenfassung

Typisier- und Regionalisierbarkeit der SM-Belastung ist über raum-/zeitliche Aufklärung der Boden-/Substrat-Muster möglich. Landschaftsanalyse insb. mit multitemporärer Auswertung muß die Dynamik der Auenlandschaft abbilden. SM sind räumlich differenziert verteilt, ihre Gehalte (insb. Cd, Pb) verhalten sich gegenläufig der Geländehöhe. Nutzungsrisiken für die Grünlandwirtschaft ergeben sich durch Pb, Zn, Cd, As und Mn vor allem in Senkenarealen als Akkumulationsräumen. Verbesserte Prognosen zur räumlichen Differenziertheit sind mit besseren Höhendaten und Strömungsmodell zu erwarten.

Literatur

- Landesumweltamt Brandenburg, Abt. Abfallwirtschaft, Altlasten, Bodenschutz (Hrsg.):
 Brandenburgische Liste, Potsdam 1993.
- EIKMANN, T. und KLOKE, A. (1993): Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-) Stoffe in Böden. In: ROSENKRANZ, D., EINSELE, G., HARRESS, H.-M. (Hrsg.): Bodenschutz, Bd. 1, Berlin 1993 (Lfg. X/93)
- SAUER, M. und WALTER, C. (1998): Schwermetalle in Auenlehmen der Bremer Wesermarsch: Geogene und anthropogene Gehalte. -Wasser & Boden, 50, 35 - 37.

Mikrobielle und zoologische Aktivitäten in Überflutungspoldern der Unteren Oder vor und nach dem Oderwasser 1997

von

HÖFLICH,G., TAUSCHKE,M., SCHALITZ,G., JOSCHKO,M., HÖHN,A.

In Flußauen führen periodische Überflutungen zu charakteristischen Sedimentablagerungen, die von den Gesteins- und Bodeneigenschaften des Einzugsgebietes des Flusses sowie von eingeleiteten industriellen Schadstoffen bestimmt werden.

Durch den Bau von Sommerdeichen z.B. im Unteren Odertal ist es möglich, die großflächigen Überflutungspolder im Sommer als Grün- und Weideland zu nutzen. Im Winterhalbjahr sind diese Flächen zeitweilig überflutet. Die bodenbiologischen Aktivitäten können sowohl von den Überflutungen direkt, als auch von den Sedimentablagerungen (u.a. auch Schwermetalle) beeinflusst werden.

Ziel unserer Untersuchungen war die Analyse des Einflusses überflutungsbedingter chemischer und physikalischer Bodenfaktoren auf

- mikrobielle und zoologische Aktivitäten im Boden,
- Pflanzen- und Standortspezifität der Rhizosphärenmikroflora und auf
- Interaktionen zwischen mikrobiellen Aktivitäten, Pflanzenwachstum und Schwermetallaufnahme der Pflanzen.

Die Untersuchungen erfolgten im Unteren Odertal entlang eines Transektes zwischen der Oder und der Hohensaaten-Friedrichsthaler-Wasserstraße in den Jahren 1994 bis 1997. In den Sommermonaten und nach Rückgang des Oderhochwassers 1997 wurden Boden- und Pflanzenproben aus 0-25 cm Tiefe entnommen und auf mikrobielle sowie bodenzoologische Merkmale untersucht.

Vor der Sommerüberflutung waren die mikrobiellen Biomassen in Böden von tiefer (0,4 m über NN) gelegenen feuchteren Standorten (Gerichtswiesen, Lange Rehne) meist größer als in den Böden der etwas höheren Lagen (0,8-1,2 m über NN). Dabei zeichneten sich positive Beziehungen zu den höheren C-, N-, P-, K- und Mg-Gehalten ab. Höhere Schwermetallgehalte in diesen Böden hatten keinen negativen Effekt.

Bei den Bakterien und Pilzzahlen im Boden sowie der potentiellen Ammonifikation und Nitrifikation zeichnete sich kein eindeutiger standortspezifischer Trend ab.

¹⁾ Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V., Institut für Mikrobielle Ökologie und Bodenbiologie, 15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

²⁾ Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V., Forschungsstation Paulinenaue, 14641 Paulinenaue, Gutshof 7

³⁾ Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V., Forschungsstation Müncheberg, 15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

Eine Ausnahme bildete ein Standort mit relativ hohem Sandanteil und geringen C- bzw. N-Gehalten (Durchstich). Hier waren im Vergleich zu den übrigen Standorten die leicht nachlieferbaren Schwermetallfraktionen erhöht. Zwischen hohen Zn-, Cd- und Mn-Gehalten und niedrigen mikrobiellen Biomassen, gehemmter Mykorrhizierung, reduzierter potentieller Nitrifikation und verminderter potentieller Nitrogenaseaktivität wurden positive Beziehungen nachgewiesen.

Die Mykorrhizierung wurde sowohl von den Pflanzenarten als auch von den Standorten differenziert beeinflusst. Schwermetallanalysen im Sproß standortspezifischer Pflanzen zeigten, daß z.B. höhere Gehalte an Cr, Co, Cd, Ni und Zn bei Rohrglanzgras im Vergleich zu Fuchsschwanz und Binsen mit höherer mikrobieller Biomasse im Rhizosphärenraum, höherer Mykorrhizabesiedlung sowie größerer *Pseudomonas*-, *Agrobacterium*-, *Streptomyces*- und Pilzpopulation korrelieren.

Die Collembolen und Milben waren im Juni 1997 vor dem Hochwasser in den höher gelegenen Wiesenfuchsschwanzstandorten stärker angesiedelt als in den tieferen Rohrglanzgrasgebieten (Gerichtswiese, Lange Rehne).

Nach Rückgang der 2-3monatigen Sommerüberflutung war die mikrobielle Biomasse in den Böden, unabhängig von den chemischen und physikalischen Kennziffern, im Vergleich zu den Voruntersuchungen reduziert. Insbesondere gingen die Pilzzahlen zurück. Die Bakterienzahlen und die potentielle Nitrifikation waren dagegen nicht eindeutig gehemmt.

Die auf den höheren Standorten vorhandenen Collembolen und Milben waren nach dem Hochwasser meist nicht mehr nachweisbar.

Die Untersuchungen zur Standort- und Pflanzenspezifität mikrobieller Prozesse im Rhizosphärenraum werden weiter geführt.

Charakterisierung organischer Bodensubstanz von Auen- und Moorböden

von

ELLERBROCK, R.H., HÖHN, A.

Einleitung und Problemstellung

In Feuchtgebieten bestimmt vor allem das Wasserregime, aber auch die Art der Landnutzung die mikrobielle Aktivität sowie den Pflanzen- und Tierbestand im und auf dem Boden. Dies beeinflusst nicht nur den Gehalt an organischer Bodensubstanz (OBS), sondern auch deren Zusammensetzung. Unter Zusammensetzung wird hier die Art und Anzahl der in der organischen Substanz enthaltenen funktionellen Gruppen (Carboxyl-, und Hydroxylgruppen u.a.) verstanden, die die Fähigkeit der OBS Nähr- und Schadstoffe zu sorbieren, bestimmt. Die Kationenaustauschkapazität (KAK) in Böden von Feuchtgebieten wird überwiegend durch die hohen Gehalte an OBS bestimmt. Deshalb müssen durch Mineralisation und Wiedervernässung hervorgerufene Änderungen in der Zusammensetzung der OBS charakterisiert werden. Dazu wurde die organische Bodensubstanz verschiedener Moor- und Auenböden mit Fourier-Transform Infrarot Spektroskopie (FT-IR) analysiert (Niemeier et al., 1992).

Material und Methoden

Es wurden vier Standorte beprobt: zwei Moorstandorte: Friedländer Große Wiese* (großes Niedermoorgebiet östlich von Friedland, Uckermark), Rotes Luch (ein Talmoor nordwestlich von Müncheberg) sowie zwei Auenstandorte: Nationalpark Unteres Odertal* (Überflutungspolder), Genschmar (ein Überflutungsbereich an der Oder, im Oderbruch nördlich von Küstrin). Alle Bodenproben wurden unter Grünlandnutzung dem Ah-Horizont entnommen. Der Grundwasser-Flurabstand liegt bei den Moorstandorten zwischen 0.2 bis 0.7 m, bei den Auenstandorten zwischen 0.5 und 2.0 m. Die Proben wurden luftgetrocknet und auf 2 mm abgeseibt. Einige chemische Parameter der Bodenproben sind in Tabelle 1 angegeben.

Tabelle 1: Einige ausgewählten Parameter der untersuchten Böden.

Proben	Friedl. Gr. Wiese*			Rotes Luch	Unteres Odertal*				Genschmar
	Fen	Erdfen	Mulm		UO1	UO4	UO6	UO8	
pH	6.0	5.4	6.4	4.82	5.3	5.7	4.8	5.5	4.3
Corg [g/kg]	384.6	407.2	394.6	144.7	109.4	27.8	44.0	47.6	19.9
Ton [g/kg]	++	++	++	++	68.6	52.8	37.6	46.0	6.6
Sand [g/kg]	++	++	++	++	2.8	9.1	25.7	11.3	86.2
KAK [mmol/kg]	175	152	n.b.	52.28	58.3	32	14.4	28.6	12.2

++: der Gehalt an organischer Substanz war für eine Texturbestimmung nach DIN 66 115 zu hoch

Die Extraktion der organischen Bodensubstanz erfolgte mit 0.1 molarer Natriumpyrophosphatlösung (Ellerbrock et al., 1997). Mit dem FT135 der Firma BIORAD wurden FT-IR Spektren als

Transmissionsspektren an KBr-Preßlingen (2mg OBS in 200 mg KBr) aufgenommen. Bei der FT-IR Spektroskopie werden durch infrarotes Licht chemische Bindungen in den funktionellen Gruppen zu Schwingungen angeregt. Das verursachende Licht wird dabei absorbiert. Die entsprechende Wellenlänge ist daher proportional der Art der jeweiligen funktionellen Gruppe. In den Spektren wird die Wellenzahl = reziproke Wellenlänge ($\nu = 1/\lambda$), angegeben. Bei den Wellenzahlen im Bereich von 3600 bis 3400 cm^{-1} absorbieren Hydroxylgruppen, bei ca. 2900 bis 2800 cm^{-1} absorbieren Alkylgruppen und bei 1700 cm^{-1} Carboxyl- und Carbonylgruppen, und bei 1100 cm^{-1} C-O-C-Gruppen. Die Intensität der Lichtabsorption ist dabei ein Maß für die relative Anzahl der in der Probe enthaltenen funktionellen Gruppen.

Ergebnisse

Die FT-IR-Spektren der OBS der Moorstandorte Friedländer Große Wiese (FGW) und des Roten Luchs (Abbildung 1) zeigen nur geringe Unterschiede. Die Zusammensetzung der OBS beider Standorte ist also vergleichbar, obwohl der Corg-Gehalt der Probe aus der Friedländer großen Wiese, Mulm (394.6 g/kg) gut dreimal so hoch ist wie der der Probe aus dem Roten Luch (144.7 g/kg).

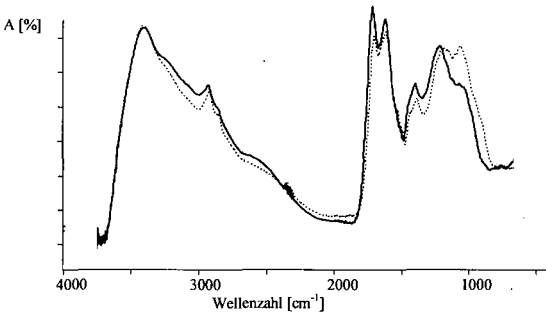


Abbildung 1: FT-IR Spektren der Extrakte aus der FGW (---) und dem Roten Luch (—).

Da Landnutzung und Degradierungszustand der betreffenden Moorböden ähnlich sind, hat sich die chemische Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz in vergleichbarer Weise entwickelt. Die etwas stärkere Degradierung im Roten Luch spiegelt sich in einem etwas höheren Gehalt an Carboxylgruppen wieder.

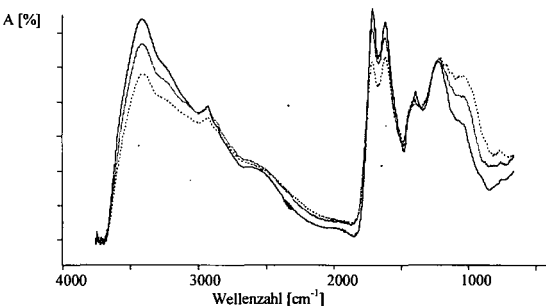


Abbildung 2: FT-IR Spektren der Extrakte aus unterschiedlich degradierten Moorböden der Friedländer großen Wiese (Fen: (---); Erdfen: (—), Mulm: (—)).

Die FT-IR-Spektren der Extrakte der drei Probenahmepunkte der Friedländer Großen Wiese, (Fen, Erdfen und Mulm), unterscheiden sich im Vergleich dazu stärker (Abbildung 2). Die relative In-

intensität der Absorptionsbanden bei 1700 und 3500 cm^{-1} , verursacht durch Carboxyl- bzw. Hydroxylgruppen, nimmt in der Reihenfolge Fen < Erdfen < Mulm zu. Dies läßt sich auf den unterschiedlichen Degradationszustand der einzelnen Standorte zurückführen. Zunehmende Degradation des Moorkörpers bedeutet eine verstärkte Mineralisation der organischen Substanz im Boden und steht für die sukzessive Oxidation der organischen Substanz. Diese führt mit fortschreitender Mineralisierung zu höheren Gehalten an Sauerstoff in der organischen Bodensubstanz und damit zu einem Anstieg von Carboxyl- und Hydroxylgruppen. Da die Mineralisation in der Reihe Fen < Erdfen < Mulm zunimmt, kann davon ausgegangen werden, dass entsprechend der relative Anteil an Hydroxyl- bzw. Carboxylgruppen in dieser Reihe ansteigt. Dies wird durch die entsprechenden FT-IR Spektren (Abbildung 2) bestätigt: in der angegebenen Reihenfolge nimmt die relative Intensität der betreffenden Banden bei 1750 cm^{-1} (Carboxylgruppen) bzw. 3500 cm^{-1} (Hydroxylgruppen) zu.

Die OBS der Auenböden zeigt stärkere Unterschiede in ihren FT-IR Spektren (Abbildung 3), als die OBS der Moorböden. Dies kann auf die vergleichsweise größere Variabilität im Wasserregime und Mineralbestand (Tongehalte von 5 bis 53 %) (Tabelle 1) zurückgeführt werden. Die OBS des Probenahmepunktes UO1 im Überflutungspolder Untere Oder (mit 11.12 % Corg) ergibt ein der OBS der Moorböden sehr ähnliches Spektrum. Allerdings weist die OBS dieses Standortes ein intensiveres Signal bei 1100 cm^{-1} (C-O-C-Gruppen, Bestandteil u.a. von Polysacchariden) auf, als die OBS der Moorböden.

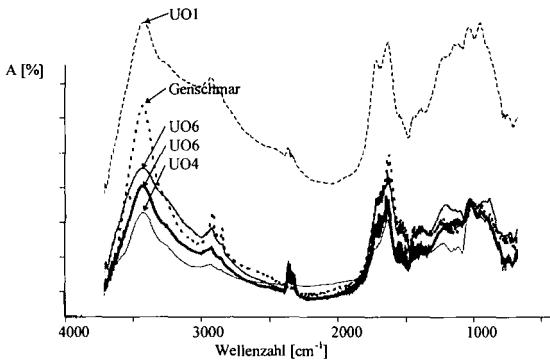


Abbildung 3: FT-IR Spektren der Extrakte aus den Auenböden an der unteren Oder: UO1 (mit Torfkörper), UO4, UO8 sowie UO6 und bei Genschmar.

Diese Ähnlichkeit läßt sich darauf zurückführen, daß sich an diesem Standort ein Torfkörper aufgrund eines hohen Grundwasserstandes (30 - 40 cm unter Flur), längerer Überflutungsperioden und einer diesen Bedingungen angepassten Vegetation gebildet hat. Dies führte zu entsprechenden chemischen Veränderungen in der OBS. Vegetationskundliche Untersuchungen dieser Standorte stehen noch aus. Die OBS der übrigen Auenböden (ohne Torfkörper) ergeben völlig andere FT-IR Spektren. Dort ist die FT-IR-Bande für die Carboxylgruppe weniger intensiv und weist eine andere Form (eine einzelne Bande mit einer Schulter statt einer Doppelbande) auf. Die enthaltenen Carboxylgruppen absorbieren also ein anderes Wellenlängenspektrum, ein Hinweis darauf, dass die verursachende funktionelle Gruppe eine andere chemische Umgebung hat. Für die OBS aus dem sandigen Standort Genschmar ist die Bande für die Hydroxylgruppen (3500 cm^{-1}) sehr viel intensiver als für die übrigen Proben. Die Intensität dieses Signals sinkt in der Reihenfolge Genschmar > UO6 > UO8 > UO4. In der gleichen Reihenfolge nimmt der Tongehalt der jeweilige Bodenprobe zu (Tabelle 1). Offensichtlich wird die organische Substanz in den Mineralböden - insbesondere wenn diese einen hohen Ton- und Schluffanteil aufweisen - gegen eventuelle Mineralisationsvorgänge, durch die Ausbildung organomineralischer Komplexe, geschützt. Eine andere Möglichkeit der Interpretation wäre, daß diese Substanzen durch ihre Bindung an den Mineralkörper nur ganz bestimmte einander

sehr ähnliche Strukturen ausbilden können. Dies tritt in Moorböden aufgrund des geringeren Anteils an mineralischen Bestandteilen nicht oder nur in geringem Umfang auf.

Zusammenfassung und Ausblick

Die organische Bodensubstanz der Moorstandorte zeigt eine starke Abhängigkeit der chemischen Zusammensetzung vom Mineralisationszustand der betreffenden Moore. Je weiter die Mineralisation fortgeschritten ist, um so höher wird der Anteil an Carboxyl- und Hydroxylgruppen. Die Corg-gehalte der entsprechenden Standorte spiegeln einen derartigen Einfluß der Mineralisation nicht wieder. Es wurde weiterhin gefunden, daß die OBS eines Auenstandortes, der einen Torfkörper aufwies, derjenigen der untersuchten Moorböden sehr ähnlich ist. Für die übrigen Auenstandorte zeigte sich, daß mit Abnahme des Tongehaltes der relative Anteil an Hydroxylgruppen in der OBS ansteigt. Eine Korrelation zwischen Tongehalt und dem Corg-Gehalt konnte dagegen nicht gefunden werden.

Da funktionelle Gruppen, wie Carboxyl- und Hydroxylgruppen, u.a. an der Kationenaustauschkapazität der Böden beteiligt sind, können Kenntnisse über die Beziehung zwischen Mineralisationszustand des Moorkörpers (bzw. dem Mineralgehalt der Auenböden) und dem Anteil funktioneller Gruppen (wie Carboxyl- und Hydroxylgruppen) in der OBS genutzt werden, um Effekte auf die genannten Bodeneigenschaften zu erfassen bzw. zu prognostizieren. Wird die Nutzung der untersuchten Gebiete verändert, oder in den Wasserhaushalt entscheidend eingegriffen, ist anzunehmen, das nicht nur Auswirkungen auf die Tier- und Pflanzenwelt zu erwarten sind, sondern sich auch langfristig die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz - in diesen Böden ausschlaggebend für das Sorptionsvermögen - entscheidend verändert. Dies hat Konsequenzen für Stofftransportprozesse (z.B. in den untersuchten Auenböden u.U. Mobilisierung von zur Zeit festgelegten Schwermetallen). Aufgrund der Wechselwirkung zwischen organischer Bodensubstanz und Mikroorganismen (einerseits als Nahrung und andererseits auch als Inhibitor oder Aktivator für mikrobielle Aktivität), sollen zukünftig die beschriebenen Untersuchungen mit mikrobiologischen Untersuchungen gekoppelt werden. Dabei soll vor allem geklärt werden, inwieweit die OBS als Inhibitor wirksam werden kann bzw. als Nahrung dient, welche Auswirkungen auf Mikroorganismen hinsichtlich ihrer Vielfalt zu beobachten sind und welche Konsequenzen bezüglich der Mobilität von Nähr- und Schadstoffen zu erwarten sind.

Literatur:

- Ellerbrock R. H., Höhn A. & Rogasik J. 1997. Influence of management practice on soil organic matter composition. In: *The role of humic substances in the ecosystem and in environmental protection* (eds Drozd J. et al.), pp 233. 9th IHSS, Wrocław, Poland.
- Niemeier, J., Chen, Y. & Bollag, J.-M. 1992. Characterization of humic acids, composts, and peat by diffuse reflectance Fourier-Transform Infrared spectroscopy. *Soil Science Society of America America Journal*. **56**, 135 - 140.

Annelidenzönosen nasser Böden und ihre Einordnung in Zersetzergesellschaften

von

GRAEFE, U.

Artengemeinschaften der Anneliden (Regenwürmer und Kleinringelwürmer) weisen standörtlich bedingte Unterschiede auf, die für eine biologische Beurteilung von Böden herangezogen werden können. Die typischen Vergesellschaftungen entlang des Gradienten von basenarmen zu basenreichen Standorten wurden für aeromorphe Humusformen bereits dargestellt (GRAEFE 1993). Hieran anknüpfend werden im folgenden die Besonderheiten der Annelidenzönosen nasser Böden beschrieben und mit Aufnahmen von Mooren, Auen und Gleystandorten exemplarisch belegt. Die Untersuchungen wurden im Schwalm-Nette-Gebiet (Niederrheinisches Tiefland), in Schleswig-Holstein und in der brandenburgischen Elbtalau durchgeführt.

Unter dem Einfluß hochanstehenden Grund- oder Stauwassers begrenzt der Sauerstoffgehalt im Oberboden die Vertikalverteilung der Tiere. Die meisten Kleinringelwürmer halten sich in der obersten sauerstoffreichen Schicht auf (Abb. 1). Bei stärker entwässerten Standorten (Kudensee) ist die Tiefenbesiedlung ausgeglichener. Einige Regenwurmarten, insbesondere *Octolasion tyrtaeum tyrtaeum*, vermögen auch tiefer in den reduzierten Bereich einzudringen, wobei sie mit ihrem längeren Körper Kontakt nach oben behalten und sich über den Blutkreislauf mit Sauerstoff versorgen. Tiefgrabende (anecische) Regenwurmarten kommen an solchen Standorten allerdings nicht vor.

Nur ein Teil der in nassen Böden lebenden Arten sind Nässezeiger (Feuchtezahlen 8 bis 10 in Tab. 1). Diese lassen sich in zwei Lebensformtypen einteilen, die im Vertikalprofil unterschiedliche Nischen besetzen. Im belüfteten Bereich nahe der Oberfläche treten Arten wie *Eiseniella tetraedra* und *Cognettia glandulosa* auf, die als Nässezeiger im eigentlichen Sinne gelten können. Die im tieferen Bereich vorkommenden Arten *Octolasion t. tyrtaeum*, *Marionina argentea*, *Marionina filiformis* u.a. zeichnen sich eher durch Toleranz gegenüber Luftmangel aus.

Tabelle 1 zeigt Aufnahmen der Annelidenzönose nasser Böden, ausgewählt aus einem breiten Spektrum untersuchter Standorte. Zwei Vergesellschaftungstypen sind zu erkennen, die sich in der Artenzusammensetzung deutlich unterscheiden. Der eine Typ enthält fast nur Starksäure- und Säurezeiger mit den Reaktionszahlen 1 bis 4. Beim anderen dominieren Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger mit der Reaktionszahl 7. Der Standort N4 (Erlenbruch auf mäßig basenreichem Niedermoor) nimmt eine vermittelnde Stellung ein. Die mit durchgezogener Umrahmung gekenn-

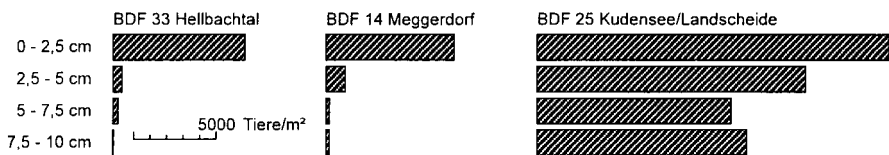


Abb. 1: Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer an Grünlandstandorten auf Niedermoor (Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein)

Tab. 1: Annelidenzönosen nasser Böden mit unterschiedlichem Basengehalt im tabellarischen Vergleich

	F	R	N1	N2	L1	N3	N4	L2	L3	S1	S2	E1	E2	E3
Regenwürmer			Makrofauna-Abundanzklasse											
Dendrobaena octaedra	x	x			1	1		2	2		3			
Dendrodrilus rubidus	x	x					2	1	3		2			
Lumbricus rubellus	x	x	1		1	1	2	3	4	4	4	1	1	2
Lumbricus castaneus	x	7									1			
Lumbricus festivus	x	7								1				
Allolobophora chlorotica	x	7									3		3	4
Aporrectodea caliginosa	x	7						2	1	3			3	
Aporrectodea rosea	x	7						1					2	
Proctodrilus antipae	8	7												1
Eiseniella tetraedra	9	7					1	3			4	1	4	2
Octolasion tyrtaeum tyrtaeum	9	7					3	3	2	3	3	1	3	
Kleinringelwürmer			Mesofauna-Abundanzklasse											
Marionina clavata	5	1		1	1		1							
Cognettia sphagnetorum	x	2	3	3	4	4	3							
Mesenchytraeus sanguineus	9	3	1	1	2	1	1							
Marionina filiformis	9	4		1						1				
Cognettia cognettii	x	4				1	1							
Cernosvitoviella atrata	8	x				1	1		3					
Bryodrilus ehlersi	x	x							2	1	1			
Buchholzia appendiculata	x	7									1			
Enchytraeus-Arten gesamt	x	7							3	1	1	1	4	4
Fridericia-Arten gesamt	x	7	1	1	3	2	2	3	2	2	3	3	4	4
Henlea-Arten gesamt	x	7			1			3	2	3	4	4	4	4
Hemifridericia parva	x	7			2			1		1				
Marionina communis	5	7								1				
Achaeta unibulba	6	7						1	1	1				
Enchytronia sp. (omni)	6	7								1				
Marionina argentea	8	7					1	4	1	1			1	
Marionina vesiculata	8	7						1	1			1	1	
Mesenchytraeus armatus	9	7	1	2										
Cognettia glandulosa	9	7	2		4					3	2	3	3	
Marionina riparia	10	7								1		1	1	
Artenzahl			3	4	5	6	13	10	17	20	24	10	18	11
gewichtete mittlere Feuchtezahl			9,0	7,7	7,7	8,5	8,5	8,9	8,3	7,7	8,8	8,8	8,9	9,2
gewichtete mittlere Reaktionszahl			2,3	2,3	2,1	2,5	5,1	7,0	7,0	6,9	7,0	7,0	7,0	7,0
Zersetzergesellschaft			2.2	2.2	2.2	2.2	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3
Makrofauna-Abundanzklassen			Mesofauna-Abundanzklassen											
1	bis	10	1	bis	1.000									
2	über	10 bis 30	2	über	1.000 bis 3.000									
3	über	30 bis 100	3	über	3.000 bis 10.000									
4	über	100 bis 300	4	über	10.000 bis 30.000									
5	über	300 Individuen/m ²	5	über	30.000 Individuen/m ²									

Naturpark Schwalm-Nette (Niederrheinisches Tiefland)

- N1 Piecksbruch, sehr basenarmes Niedermoor, Gagelgebüsch, Aufnahme Juni 1988
- N2 Elmpter Bruch, sehr basenarmer Moorgley über Sand, Glockenheide-Gesellschaft, Aufnahme Mai 1988
- N3 Buscher Bruch, basenarmes Niedermoor, Torfmoos-Erlenbruch mit Carex acutiformis, Aufnahme Mai 1988
- N4 Rothbusch, mäßig basenreiches Niedermoor, Erlenbruch mit Carex acutiformis, Aufnahme Mai 1988/Juni 1989

Hochmoorstandorte bei Lägerdorf (Schleswig-Holstein)

- L1 Winselmoor, Birkenbruch auf geringmächtiger Abtorfung, Aufnahme Mai 1992
- L2 Breitenburger Moor, Birken-Erlenbruch auf Hochmoor-Abtorfung, Aufbasung durch Kalkstaubeinträge, Aufnahme Mai 1992
- L3 Winselmoor, Grünlandbrache, vormalis entwässertes und gedüngtes, später wiedervernässtes Hochmoor, Aufnahme Mai 1992

Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein

- S1 BDF 14 Meggerdorf, Eider-Treene-Niederung, Niedermoor, Grünland, Mähweide, Aufnahme November 1994
- S2 BDF 33 Hellbachtal, Ratzeburger Seenplatte, Niedermoor, Grünland, Weide/Naturschutzgebiet, Aufnahme November 1993

Naturpark Elbtalau bei Lenzen (Brandenburg)

- E1 Eichwald, Vega-Gley, Schlankseggen-Ried, Aufnahme Oktober 1997
- E2 Dreifelder, Vega-Gley, Rohrglanzgras-Flutrasen, Aufnahme Juni 1997
- E3 Lütkenwisch, Vega-Gley, Knickfuchsschwanz-Flutrasen, Aufnahme Juni 1997

Tab. 2: Übersicht der Zersetzergesellschaften mit Standortbeispielen

Ordnung	Verband	Assoziation
1. Lumbricetalia mäßig saure bis kalkreiche Standorte	1.1 Lumbricion ungestörte Böden mit guter Durchlüftung	1.11 Stercuto-Lumbricetum Wälder mit Mullhumusformen
		1.12 Fridericio-Lumbricetum Grünländer mit Mullhumus- formen, Äcker auf Lehmböden
	1.2 Enchytraeion gestörte Böden, Orte mit Nahrungungleichgewichten	1.21 Fridericio-Enchytraetum Äcker auf Sandböden
		1.22 Buchholzio-Enchytraetum eutrophierte verdichtete Böden mit Auflagehumus (urban)
		1.23 Eisenietum Kompostplätze
	1.3 Eiseniellion durchnässte, luftarme Böden	1.31 Octolasetum tyrtaei basenreiche Niedermoore und Anmoore
1.32 Eisenielletum Gewässerufer, Flutrasen		
2. Cognettietalia Standorte mit sauren Humus- auflagen oder Torfen	2.1 Achaeto-Cognettion saure Böden mit aero- morphen Humusformen	2.11 Achaeto-Cognettietum bodensaure Wälder, <i>Calluna</i> -Heiden
	2.2 Cognettion sphagnetorum basenarme Moore	2.21 Cognettietum sphagnetorum Birkenbrüche, Hochmoore
3. Henleetalia mäßig saure bis kalkreiche Standorte mit Auflagehumus	3.1 Mesenchytraeo-Henleion kältebedingte Zersetzungshemmung	3.11 Mesenchytraeo-Henleetum arktische Tundren
	3.2 Fridericio-Henleion geringe Bioturbation (regenwurmarme Böden)	3.21 Fridericio-Henleetum Sukzessionsstadium in Marschen
4. Salzbeeinflusste Zersetzergesellschaften noch nicht untergliedert		

zeichneter Nässezeiger können als Charakterarten für die Zersetzergesellschaften *Eiseniellion* bzw. *Cognettion sphagnetorum* gelten. Den meisten der gestrichelt umrahmten Arten fehlt ein Feuchtezeigerwert, weil sie auch an weniger nassen Standorten regelmäßig vorkommen. Sie können aber als Biozönoseindikatoren betrachtet werden, die die Zugehörigkeit des *Eiseniellion* zur Ordnung *Lumbricetalia* begründen und in diesem Sinne Ordnungscharakterarten darstellen. Entsprechend verhält es sich mit *Cognettia sphagnetorum*, die die Ordnungscharakterart der *Cognettietalia* ist (Tab. 2).

Aus Tabelle 1 geht auch hervor, daß ähnliche Zersetzergesellschaften bei sehr unterschiedlichen Bodentypen und Pflanzengesellschaften auftreten. Schon deshalb ist für sie eine eigenständige Klassifikation erforderlich (vgl. GRAEFE 1997a). Wie die immissions- und nutzungsbedingten Veränderungen an Hochmoorstandorten bei Lägerdorf zeigen, bildet die Zersetzergesellschaft zudem eine leicht beeinflussbare Standortvariable, deren Systematisierung für die Indikation bodenökologischer Prozesse und biologischer Bodenzustände verwendet werden kann (GRAEFE 1997b).

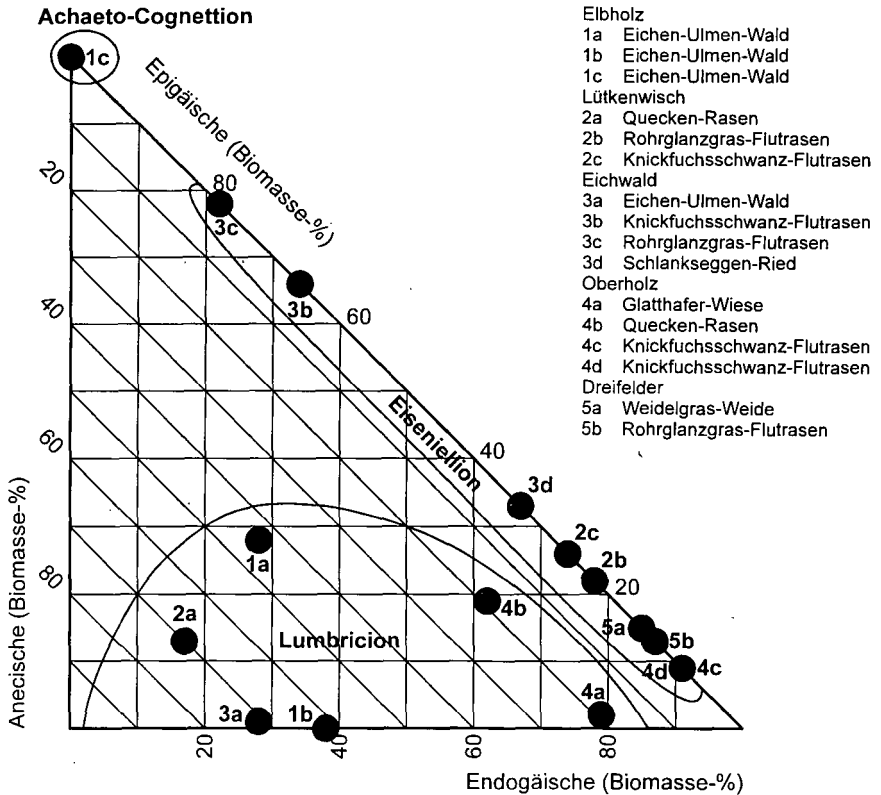


Abb. 2: Strategietypendiagramm der Regenwürmer von Standorten in der Elbtalau bei Lenzen (Brandenburg)

Unter dem Einfluß periodischer Hochwässer im Auenbereich an der Mittelelbe differenzieren sich die Zersetzergesellschaften in das *Lumbricion* und das *Eiseniellion* (Abb. 2), die sich durch Vorkommen oder Fehlen tiefgrabender Regenwurmart abgrenzen lassen. Der dominante Tiefgräber *Lumbricus terrestris* kann Überflutung mit fließendem (sauerstoffreichem) Wasser unbeschadet überstehen. Wo nach Abflauen der Flut stagnierendes Wasser in Geländemulden zurückbleibt, verschwindet die Art und andere gewinnen Oberhand. Auf diese Weise bildet sich ein Mosaik zweier Gesellschaften, das die reliefbedingten Unterschiede in der Wasserhaushaltsdynamik integral widerspiegelt.

Die Untersuchungen im Schwalm-Nette-Gebiet und bei Lägerdorf wurden im Rahmen verschiedener UVU durchgeführt. Die Untersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein erfolgten im Auftrag des Landesamts für Natur und Umwelt (LANU) in Flintbek. Die Untersuchungen in der Elbtalau sind Teil des Verbundprojekts "Auenregeneration durch Deichrückverlegung", das vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie unter dem Förderkennzeichen 0339571 gefördert wurde.

Literatur

GRAEFE, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. *Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 69: 95-98.

GRAEFE, U. (1997a): Von der Spezies zum Ökosystem: der Bewertungsschritt bei der bodenbiologischen Diagnose. In: DUNGER, W. & VOIGLÄNDER, K. (Hrsg.), *Bedeutung, Stand und aktuelle Entwicklung der Systematik von Bodentieren*. *Abh. Ber. Naturkundemuseum Görlitz* 69, 2: 45-53.

GRAEFE, U. (1997b): Bodenorganismen als Indikatoren des biologischen Bodenzustands. *Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 85: 687-690.

Kleinräumige Varianz der pflanzlichen Biomasse in arktischen Tundren am Beispiel des Levinson-Lessing-See Gebietes, Taimyr-Halbinsel/Sibirien

von

BECKER,H., PFEIFFER,E.-M.

Einleitung

Die Tundren Nordsibiriens (zwischen 55° und 73° N) stellen flächenmäßig den größten Anteil an natürlichen Feuchtgebieten (26 %) [1]. In den arktischen Tundren werden über die Assimilation von CO₂ durch photosynthetisch aktive Pflanzen jährlich etwa $5,1 \cdot 10^{11}$ kg Kohlenstoff gebunden (etwa 3 % der weltweit durch Assimilation gebundenen C-Menge) [3].

Der Untersuchungsraum (Abb. 1) liegt in der Zone des kontinuierlichen Permafrostes im Byrranga-Gebirge und ist durch gering bis mäßig entwickelte Böden gekennzeichnet, die eine Vielzahl von unterschiedlichen Mikroreliefformen (Frostmuster) aufweisen. Vegetationskundlich gehört das Gebiet zu den arktischen Bergtundren [2].

Ziel der hier vorgestellten Untersuchung war es die Biomasse und Nettoprimärproduktion (NPP) typischer Frostmuster-Bodenkomplexe zu ermitteln. Die Ergebnisse dieser Erhebung sollten in Verbindung mit Satellitenaufnahmen eine Hochrechnung der Biomasse über größere Flächen ermöglichen. Die daraus resultierenden Daten können anschließend mit weiteren Untersuchungen zum Kohlenstoffkreislauf eine erste Abschätzung zur Kohlenstoffbilanz des Untersuchungsgebietes ermöglichen.

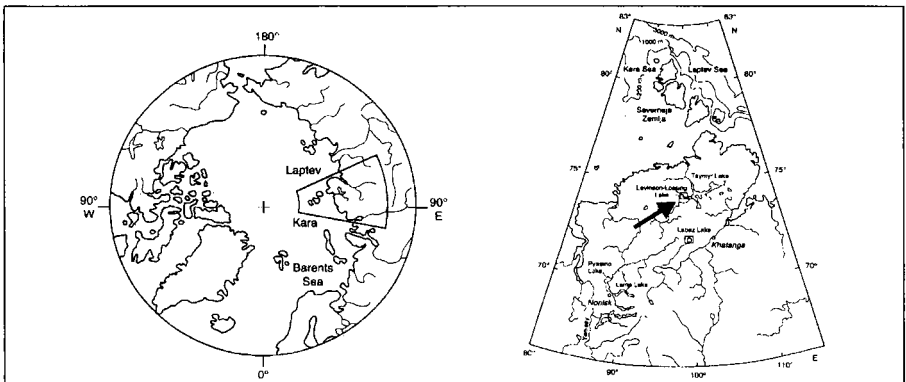


Abb.1: Lage des Untersuchungsgebietes

¹ Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg, Allende-Platz 2, 20146 Hamburg, h.becker@ifb.uni-hamburg.de

² Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Postfach 12 01 61, 27515 Bremerhaven, empfeiffer@awi-bremerhaven.de

Methoden

Die oberirdische Biomasse wurde zu zwei Zeitpunkten mittels Erntemethode ermittelt. Zu jedem der beiden Erntetermine wurde die Gefäßpflanzenbiomasse an jedem Standort auf jeweils fünf Flächen á 0,25 m² mit einer Handschere entfernt. Anschließend wurde das Material in lebendes und totes Material sowie nach einzelnen Pflanzengruppen sortiert und bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

Die Nettoprimärproduktion ergibt sich aus der Differenz der als lebend beurteilten Biomasse zwischen Erntetermin 1 am Beginn der Vegetationsperiode und Erntetermin 2 am Ende der Vegetationsperiode. Zu diesem Wert werden noch die Verluste durch Absterben, Blatt-, Frucht- und Blütenwurf gerechnet, die sich aus der Zunahme der toten Biomasse abschätzen lassen. Verluste durch Tierfraß konnten nicht berücksichtigt werden.

Ergebnisse

Die drei genauer untersuchten Profile, ließen sich nach der U.S. Soil Tax. [4] als Pergelic Cryaquept klassifizieren. Es waren jedoch unterschiedliche Frostmusterformen ausgebildet (Oberhang kein Frostmuster, Stufenboden ohne Materialsortierung und Eiskeil-Polygon mit zentraler Depression) und damit deutliche Unterschiede im Mikorelief vorhanden.

Bei der Betrachtung der Biomassen zu Ende der Vegetationsperiode viel auf, daß das Profil mit der stärksten Ausprägung des Mikoreliefs mit $141,27 \pm 57,47$ g TG m⁻² die höchste Biomasse (Abbildung 2) und das Profil ohne Frostmuster Ausprägung mit $41,27 \pm 9,57$ g TG m⁻² die geringste Biomasse aufwies.

Diesem Trend folgte auch die NPP mit $111,40 \pm 50,6$ g TG m⁻² a⁻¹ für den Stufenboden und $37,37 \pm 8,85$ g TG m⁻² a⁻¹ für den Boden ohne Frostmuster (Abbildung 3).

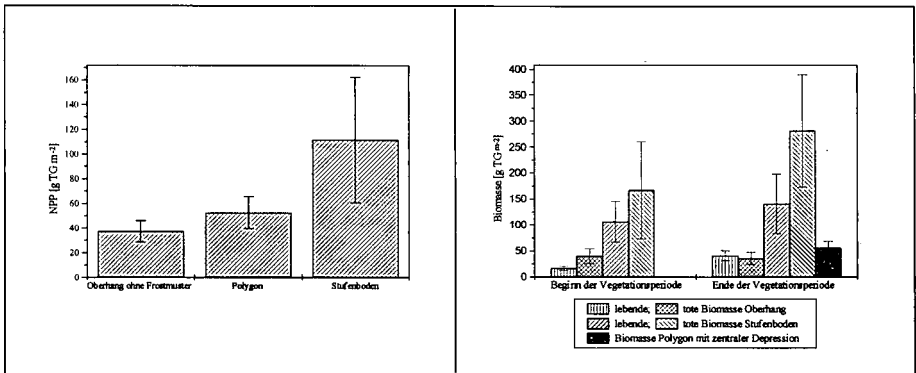


Abb. 2: Biomassen zu Beginn und am Ende der Vegetationsperiode

Abb. 3: Nettoprimärproduktion der drei untersuchten Frostmusterformen

Diskussion

Im Vergleich mit anderen aus der Literatur bekannten Untersuchungen zur Biomasse in Tundren, ist die Biomasse und die Nettoprimärproduktion des Untersuchungsgebietes als gering einzustufen [5].

Bei der Untersuchung der Boden-Vegetations-Komplexe des Untersuchungsgebietes wurde deutlich,

daß die U.S. Soil Taxonomy für die Beschreibung der arktischen Böden und ihrer ökologischen Bedeutung nicht ausreicht. Obwohl die drei hier vorgestellten Böden den gleichen Bodentyp aufwiesen, schwankte die Biomasse und die NPP in etwa um das 3fache. Eine genauere Beschreibung der Böden z.B. wie die diskutierte Einbeziehung der Frostmuster in das bestehende Klassifikationssystem wäre sinnvoll, da diese Frostmusterformen offensichtlich eine starke ökologische Bedeutung haben.

Zur statistischen Absicherung der Ergebnisse wären Untersuchungen über mehrere Vegetationsperioden mit kleineren Meßintervallen und eine größere Anzahl von Parallelen notwendig.

Aufgrund der schwierigen Ermittlung der NPP und Biomasse bei Bryophyten wurde auf die Erhebung dieser Daten verzichtet. Da diese aber an einigen Tundren Standorten einen wesentlichen Anteil an der Biomasse aufweisen, sollten sie auf jeden Fall bei Folgeuntersuchungen mit erhoben werden.

Literatur

- [1] VOURLITIS, G.L. and OECHEL, W.C. (1997) In: Oechel W.C., Callaghan, T., Gilmanov, T., Holten, J.I., Maxwell, B., Molau, U. and Sveinbjörnsen B. (eds.), *Ecological Studies*, **124**, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg
- [2] ALEKSANDROVA, W.D. (1980) : Komarov lectures; **29**, Cambridge University Press, Cambridge
- [3] MACKENZIE, F.T. (1995). In: WOODWELL, G.M. and MACKENZIE, F.T. (eds.): *Biotic feedbacks in the global climatic system*, Oxford University Press, New York.
- [4] SOIL SURVEY STAFF (1994): *Keys to Soil Taxonomy*. Sixth edition. U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service. Pocahontas Press, Blacksburg
- [5] VIL'CHEK, G.YE. (1991), *Polar Geography and Geology* 15, S. 218-227



Stoffakkumulation und -dynamik von wasserführenden Söllen des Jungpleistozäns Brandenburgs

von

KALETTKA, T., RUDAT, C.

1. Problem- und Zielstellung

Jungpleistozäne Gebiete Nordostdeutschlands sind durch hohe Anteile von Binneneinzugsgebieten gekennzeichnet. Typische Elemente der natürlich abflußlosen Senken dieser welligen bis kuppigen Regionen sind etliche 10000 eiszeitlich vorgeprägte Kleinhohlformen, sogenannte Sölle, mit geringer Tiefe und starker Wasserdynamik. Echte Sölle entstanden postglazial durch Vermoorung wasserführender Toteishohlformen (ca. ab 12000 v.h.). Mit der Entwaldung (stark ca. ab 1100) und der einsetzenden Bodenerosion wurden echte Sölle differenziert und es entstanden zusätzlich Pseudosölle (ohne Moorbildung) durch Abdichtung ehemals trockener Hohlformen.

Die Verbreitungsdichte von Söllen der Agrarlandschaft Nordostdeutschlands beträgt $0,6-40 \text{ km}^{-2}$, ihre Fläche 0,01-1 ha. Ihr Anteil an der Ackerfläche kann 5 % erreichen. Durch starke Variabilität der Standortfaktoren besitzen Sölle einerseits ein hohes Potential für Arten- und Strukturvielfalt. Bei intensiver Landnutzung sind Sölle andererseits durch Stoffeintrag und Entwässerung in ihrer Funktion als Feuchthabitat bzw. Kleingewässer stark beeinträchtigt (KALETTKA 1996).

Das Ziel besteht in der Charakterisierung der Senken- und Habitatfunktion sowie der Belastung von Söllen. Im Ergebnis sind Entscheidungshilfen zum nachhaltigen Schutz und zur Restaurierung von Söllen sowie zur ökologiegerechten Nutzung und Sanierung von Binneneinzugsgebieten abzuleiten. Teilziel sind Aussagen zur Stoffakkumulation in Verlandungsreihen von Söllen (Sedimente, Makrophyten) sowie zur Auswirkung auf die Güte und Stoffdynamik des Oberflächenwassers.

2. Methodik

In 3 intensiv agrarisch genutzten Regionen Brandenburgs (106 Sölle, 1325 ha Acker) wurden im Rahmen eines DFG-Projektes (1995-97) 26 Sölle für Analysen zur Wechselwirkung von Standortfaktoren mit der Vegetation ausgewählt. Von diesen sind 11 Ackersölle unterschiedlicher Typen sowie 1 Waldsoll mit Transekten durch die Verlandungsreihe zur Dauerbeobachtung ausgestattet. Die Zonen der Transekte wurden bezüglich der Stoffakkumulation (Sedimentprofile, oberirdische Biomasse von Makrophyten) auf Gesamtgehalte untersucht. Die Probenahme von Substraten erfolgte gestört (amphibisch und terrestrisch bis zur Stauschicht, ca. 2-3 m Tiefe) und ungestört (aquatisch bis 1m Tiefe). Gleichzeitig wurde die Stoffdynamik im Gewässer analysiert.

3. Stoffakkumulation

3. 1 Stoffakkumulation in Substraten der Verlandungsreihen

Die erosive Verlandung von Ackersöllen wird durch 0,5-3 m mächtige Kolluvien über dem fossilen A-Horizont (toniger Lehm) deutlich, der als Stauschicht wirkt. Sein Alter wird mit ca. 7000 v. h. angegeben (SCHMIDT 1991). Rezente Mudden sind infolge der erosiven Stoffeinträge und schneller Mineralisierung bei hoher Wasserdynamik oft als Silikatmudden ausgeprägt ($C_{org.} 5 - <30 \%$). Insgesamt zeigen sich an Ackersöllen bei intensiver Landnutzung im Vergleich mit einem Waldsoll

3-8 fach erhöhte Akkumulationen von Makronährstoffen (N, S, P, K, Mg, Ca) und Schwermetallen (Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Pb, As) (siehe Tab.). As wurde nur teilweise, Hg gar nicht untersucht. Besonders starke Anreicherungen treten bei hoher Stoffeintragsdisposition auf (großes Einzugsgebiet, starke Reliefierung, ausgeprägte Abflußbahnen). Als nutzungsbedingte Ursachen für Belastungen durch Schwermetalle kommen der Einsatz von Gülle (Cu, Zn), Saatgutbeizen (As, Hg), Fungiziden (Cu) und bestimmter P-Dünger (Cd, Pb, Zn, As) in Frage.

Generell sind korrelierend mit erhöhtem C_{org} , außer der Sollmitte die oft randverwallten oberen Ufer bevorzugte Orte der Akkumulation, während die mittleren Ufer meist eine Transposition darstellen. Die Konzentrationen von Cd, Pb und As überschreiten z. T. amtliche Grenzwerte (BRANDENBURG 1993), was bei Restaurierungen durch Entschlammungen zu beachten ist. Deutliche Unterschiede zeigen sich in der lateralen Stoffverlagerung der einzelnen Elemente entsprechend ihrem Bindungsverhalten. Die Akkumulation im Tiefenprofil der Sedimente konzentriert sich auf die obersten 60 cm und den f_{A_h} . Die Stoffverlagerung in die Tiefe ist offenbar stark eingeschränkt und stützt die Hypothese einer geringen Versickerung durch die Stauschicht (f_{A_h}). Weiterhin ist eine Festlegung von Stoffen in reduzierten Sedimenten, z. B. als Sulfide, zu vermuten.

3. 2 Stoffakkumulation in Makrophyten der Verlandungsreihen

In der oberirdischen Biomasse von Makrophyten zeigte sich bei Ackersöllen im Vergleich mit dem Waldsoll erhöhte Akkumulationen von N, P, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Cd, Zn und Mn. Pb wird nicht angereichert. Im Fall des Cd wurde eine Entsorgungsfunktion der Biomasse festgestellt. Die Anreicherung in der Biomasse nimmt tendenziell entsprechend der Senkenfunktion der Sölle von der terrestrischen bis zur aquatischen Zone zu. Sie ist jedoch auch artspezifisch und nicht für alle Elemente gleichermaßen ausgeprägt. Weitere Analysen konzentrieren sich auf die Wechselwirkung pflanzenverfügbarer Stoffe mit der Vegetation und die Ausweisung von Bioindikatoren.

4. Wassergüte und Stoffdynamik

Acker-Sölle sind meist stark eutrophiert (polytroph) und durch hohe Schwankungen ihrer Wassergüteparameter gekennzeichnet. Eutroph sind nur wenige, oft große Sölle mit breiten Ufern und Uferstrandstreifen. Die Trophie des Oberflächenwassers ist besonders abhängig von den Zuflußbedingungen im Frühjahr (Oberflächenabfluß) und der internen Dynamik bei O_2 -Mangel im Gewässer. Belastete Sölle zeigen oft starke O_2 -Zehrungen bei hoher Bioproduktion im Sommer sowie unter Eisdecken. Hiermit verbunden sind erhöhte Konzentrationen von gelöstem P, NH_4^+ und Fe^{2+} , die auf gewässerinterne Freisetzungprozesse schließen lassen. Solche Sölle sind durch einen erhöhten Anteil instabiler Bindungsformen des Phosphors an der Oberfläche submerser Sedimente gekennzeichnet. Die Hypothese einer Versalzung von Söllen als abflußlose Senken kann über die Wassergüte nicht eindeutig belegt werden. Die Leitfähigkeit des Wassers belasteter Sölle war mit 600-1800 $\mu S/cm$ erhöht, jedoch nicht im Bereich von Brackwasser. Salzzeiger der Makrophyten wurden nicht beobachtet.

5. Literatur

- Brandenburg (1993): Landesumweltamt Brandenburg, Abt. Abfallwirtschaft, Altlasten, Bodenschutz (Hrsg.): Brandenburgische Liste, Potsdam.
- Kaletka, T. (1996): Die Problematik der Sölle im Jungmoränengebiet Nordostdeutschlands. - Nat.schutz Landschaftspf. Brandenburg, Sonderheft "Sölle": 4-12; Golm (UNZE).
- Schmidt, J. (1991): Genese und anthropogene Entwicklung der Bodendecke am Beispiel einer typischen Bodencatena des Norddeutschen Tieflandes. - Petermanns Geogr. Mitt. 1, 29-37.

Beispiele für die Belastung der Verlandungsreihen von Ackersöllen im Vergleich mit einem Waldsoll (B-BP) (Mittelwerte)

1 mg/kg TM = 1 ppm = 0,0001 %				Grenzwerte (Brandenburg 1993): - 100 - 250 1,0 50 5																
Soll	Trophie Zone	Sediment	pH C/N	% Trockenmasse										ppm						
				org.-C	G550	CO ₃ -C	N	S	P	K	Mg	Ca	Fe	Cu	Mn	Zn	Cd	Pb	As	
B-BP	2,9	aq1	Organomudde	5,3	20	3,04	24,18	0,00	0,15	0,04	0,01	0,09	0,08	0,20	0,33	3,9	75,1	18,0	0,2	34,0
Wald		aq2	Silikatmudde	5,4	20	1,91	35,45	0,00	0,10	0,02	0,01	0,04	0,03	0,08	0,14	1,8	39,3	14,2	0,1	15,1
		am	Su3	5,2	21	2,70	5,66	0,00	0,13	0,03	0,01	0,03	0,03	0,15	0,13	3,0	47,6	11,1	0,1	14,2
		te1	Su2	4,1	20	2,56	7,47	0,00	0,13	0,02	0,01	0,02	0,02	0,08	0,10	2,0	24,6	6,2	0,0	12,8
		te2	Su2	3,6	18	1,69	3,88	0,00	0,10	0,01	0,01	0,03	0,03	0,05	0,23	3,5	37,4	11,5	0,0	12,4
B-KP	3,0	aq1	Silikatmudde	5,3	12	4,00	17,11	0,00	0,49	0,13	0,05	0,79	0,68	0,48	2,90	23,6	366,6	100,8	0,5	44,8
Acker		aq2	Silikatmudde	5,3	14	3,99	10,83	0,03	0,31	0,09	0,03	0,71	0,69	0,51	1,98	79,3	232,2	91,0	0,4	46,1
		am1	U12	5,1	12	5,20	12,79	0,01	0,42	0,09	0,04	0,72	0,68	0,47	2,85	23,5	241,8	92,3	0,4	47,8
		te1	Su2	6,3	14	1,96	5,51	0,13	0,16	0,01	0,02	0,27	0,25	0,82	1,21	9,0	220,0	36,3	0,1	17,4
		te2	Su2	6,0	12	1,50	4,56	0,07	0,13	0,01	0,04	0,25	0,21	0,57	1,08	7,7	184,2	29,0	0,1	14,6
B-203	3,4	aq1	Silikatmudde	4,8	12	7,30	12,50	0,02	0,65	0,62	0,10	0,63	0,51	0,56	2,49	25,6	241,1	85,5	0,4	56,9
Acker		aq2	Silikatmudde	4,9	13	3,04	5,80	0,00	0,24	0,07	0,04	0,36	0,27	0,14	1,27	13,6	159,1	67,1	0,3	31,2
		am	SI2	4,7	11	1,76	2,70	0,00	0,16	0,05	0,03	0,23	0,18	0,17	0,86	8,6	95,5	33,8	0,2	24,0
		te1	SI2	4,7	12	1,55	4,19	0,00	0,13	0,02	0,03	0,22	0,17	0,16	0,97	7,6	149,9	29,8	0,1	18,5
		te2	SI2	4,5	11	1,90	4,35	0,00	0,17	0,02	0,05	0,25	0,18	0,13	1,00	9,4	171,3	30,3	0,2	21,8
B-207c	3,6	aq1	Silikatfaulmudde	5,7	11	4,39	7,89	0,07	0,41	0,19	0,06	0,49	0,43	0,91	1,67	18,5	359,4	79,5	0,4	33,2
Acker		aq2	Silikatfaulmudde	5,4	10	1,79	4,39	0,00	0,18	0,04	0,03	0,40	0,33	0,23	1,46	12,4	166,1	53,6	0,2	26,5
		am	SI2	6,4	11	1,40	4,36	0,03	0,13	0,02	0,03	0,43	0,29	0,41	1,36	10,0	135,4	37,7	0,2	15,9
		te1	SI2	6,3	11	2,25	4,71	0,01	0,20	0,03	0,04	0,31	0,27	0,38	1,30	9,6	173,1	41,3	0,2	19,2
		te2	SI2	5,6	11	2,35	5,55	0,11	0,21	0,02	0,05	0,39	0,31	0,79	1,59	13,7	276,9	47,9	0,3	21,5
B-Bfa	3,9	aq1	Organofaulmudde	4,6	13	16,51	33,85	0,00	1,25	0,31	0,10	0,55	0,46	0,74	2,29	22,9	1741	100,7	1,5	46,9
Acker		aq2	Silikatfaulmudde	5,1	12	3,19	8,15	0,00	0,26	0,06	0,04	0,39	0,36	0,32	1,84	17,6	204,4	58,3	0,3	29,4
		am	Su3	5,9	12	3,70	6,81	0,01	0,31	0,04	0,04	0,29	0,30	0,37	1,48	11,3	200,8	47,9	0,6	18,9
		te1	SI3	5,5	10	1,79	4,66	0,01	0,17	0,02	0,03	0,21	0,19	0,35	1,05	8,0	339,2	34,0	0,2	17,3
		te2	SI3	7,0	11	1,43	4,03	0,06	0,14	0,01	0,04	0,25	0,24	0,50	1,21	10,7	377,7	34,4	0,1	13,6

Fette Werte: Akkumulationsorte aq = aquatisch am = amphibisch te = terrestrisch S, s = sand U, u = Schluff L, l = Lehm



Bodenökologische Aspekte dauerfrostbeeinflusster Standorte in der Mongolei

von

OPP,C.

1. Einführung

Auf Grund der klimatischen Besonderheiten und der extremen kontinentalen Lage ist die Mongolei prädestiniert für die Bildung von Dauerfrostbodenerscheinungen. Dabei handelt es sich überwiegend um Formen der diskontinuierlichen, periodischen Bodengefrorenis. Die Verbreitung der Bodengefrorenistypen (vgl. Abb. 1) ist analog den Klima-, Boden- und Vegetationsbedingungen in der Mongolei zonal angeordnet (Opp 1993, 1997). Die Bodengefroreniszonen unterscheiden sich hinsichtlich der Höhenlage, der Fläche und des Flächenanteils an der Landfläche, hinsichtlich der Verbreitung des Dauerfrostbodens innerhalb der Zone sowie hinsichtlich der Dauerfrostbodenmächtigkeit und den Bodentemperaturen (vgl. Tab. 1).

In Auswertung von Beobachtungen und Messungen während 5 Geländekampagnen in der Mongolei seit 1989 werden ausgewählte Ergebnisse über allgemeine Merkmale und über Degradationserscheinungen an verschiedenen Standorten der Bodengefrorenis mitgeteilt.

2. Ergebnisse

Kleinräumige Heterogenität von Bodenkennwerten in einem Thururfeld

Das in 1910m Höhe, in einer intramontanen Senke des Chan-Chuchej Gebirges (Nordwesten der Mongolei), am Fuß eines mit *Larix sibirica* bewachsenen und z. T. gerodeten Nordhanges aufgenommene Thururfeld (49° 23' 30" N; 94° 22' 66" E) hat eine ellipsenförmige Ausdehnung von ca. 15x50m. Auf einer Fläche von 10x10m wurden 70 Erdbülden mit einer durchschnittlichen Höhe von 25cm und einer Breite von 30-45 cm gezählt. Die durch Permafrost entstandenen Erdbülden sind mit einem Seggenried bewachsen.

Während die mit dem pH-Meter Agrar 2000 im Direktkontakt gemessenen pH-Werte bzgl. der Exposition keine signifikanten Unterschiede aufweisen, können für die Erdbülden-Peaks im Durchschnitt deutlich höhere pH-Werte und für die Erdbülden-Sohlen niedrigere pH-Werte nachgewiesen werden. Die bei einer Lufttemperatur von 23°C gemessenen Bodentemperaturen in 0-2cm Tiefe zeichnen dagegen deutlich die Expositionsunterschiede der Erdbülden nach. Ebenso treten zwischen den Erdbülden-Peaks und den Erdbülden-Sohlen deutliche Temperaturunterschiede auf (vgl. Tab. 2). Die relativ hohen Bodentemperaturen bis in 80 cm Tiefe (vgl. Tab. 3) sind ein Hinweis auf das Tauen des Bodeneises in diesen inaktiven Erdbülden. Außer durch das sommertemperatur-bedingte Tieftauen wird die Degradation dieser Erdbülden durch Überweidung und durch lateralen, subcutanen Hangwasserzufluß forciert. Die laterale

¹ Die Auswertungen des 1989er, 1990er und 1991er Geländeaufenthalts sowie die 1997er Untersuchungen erfolgten im Rahmen von DFG-Sachbeihilfen. Der 1994er Aufenthalt erfolgte mit Unterstützung der SAW. Der Deutschen Forschungsgemeinschaft und der Sächs. Akademie der Wiss. zu Leipzig gilt dafür der Dank des Autors.

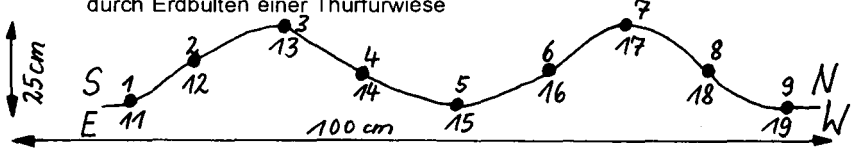
² Universität Leipzig, Institut für Geographie, Johannisallee 19a, D-04103 Leipzig, e-mail: copp@rz.uni-leipzig.de

Tab Ausgewählte Merkmale der Zonen der Bodengefrornis in der Mongolei

Zonen der Bodengefrornis	Höhe über Meeresspiegel	Fläche		Dauerfrostbodenanteil	Dominante (Maximale) Mächtigkeit des Dauerfrostbodens		Temperatur in 20 m Tiefe
		Anteil an der Landesfläche	Talböden (m)		Hänge und Wasserscheiden (m)		
	(m)	km2		(%)		(%)	(°C)
Flächenhafter, diskontinuierlicher Dauerfrostboden	1200-2800	175280	11,2	40-80	20-500 (bis 1000)		-5 bis +1
Inselhafter, diskontinuierlicher Dauerfrostboden	700-2600	350560	22,4	1-40	5-50 (bis 100)	5-20	-5 bis +5
sporadischer Dauerfrostboden	600-1900	460110	29,4	<1	5-10	---	-5 bis +5
Jahreszeitliche Bodengefrornis	600-1800	579050	37	---	---	---	+3 bis +10

Quelle: Nationalatlas der Mongolei (Ulan Bator, 1990)

Tab. 2: Süd-Nord- und Ost-West-Gradient der Bodentemperatur und des pH-Wertes durch Erdbünten einer Thurfurwiese



Meßpunkt	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Temp. 0-2cm (°C)	19,5	21,5	19,0	16,5	16,0	22,0	19,5	16,0	16,5
pH Direkt	7,64	7,63	7,43	7,90	7,51	7,79	7,70	7,88	7,34

Meßpunkt	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Temp. 0-2cm (°C)	18,5	19,5	21,8	21,5	15,5	18,5	21,5	21,0	17,5
pH Direkt	7,27	7,24	7,38	7,51	7,15	7,61	7,40	7,59	7,25

Tab. 3: Tiefengradienten der Bodentemperatur und des pH-Wertes in inaktiven Erdbünten (Durchschnittswerte der BT13-Messungen, August 1997)

Bodentiefe (in cm)	Temperatur (in °C)	pH-Direkt (= CaCl ₂)
0-5	16,0	6,93
10	15,5	6,76
25	11,0	7,33
50	9,5	7,25
70	9,0	7,20
80 (Wasseraustritt)	8,5	7,16

Wasserzufuhr wurde durch die Rodungen und die damit einhergehende Reduzierung des Wasserspeichervermögens der vormalig mit Lärchen bestandenen Hangstandorte oberhalb des Thurfurfeldes intensiviert. Die Kopplung vertikaler und lateraler Degradationsprozesse sowie das Zusammenwirken klimatischer und nutzungsbedingter Ursachen der Dauerfrostbodendegradation ist eine häufige Erscheinung.

Literatur

- Opp, Ch.: Böden und Bodenprozesse in der Mongolei. In: Geowissenschaften 12, 1994, 9, 267-273.
- Opp, Ch.: Die Mongolische Republik - Natur und Lebensräume im Wandel. In: Heidelberger Geographische Gesellschaft (Hrsg.): HGG-Journal 10, 1997, 13-28.

Der Bodenwasserhaushalt als ein Kriterium für die Klassifikation von Humusformen

von

BROLL,G., MILBERT,G., BELOTTI,E.

Das Konzept der Humusformen der Wälder erlaubt Schlüsse aus der Morphologie der Humusprofile auf Prozesse der Streuverarbeitung und damit auf Lebensbedingungen und Aktivität der Bodenorganismen und Pflanzenwurzeln (BABEL 1971, BELOTTI 1994). Da auch für Standorte unter anderer Nutzung eine Charakterisierung hinsichtlich dieser Eigenschaften anzustreben ist, gibt es in jüngerer Zeit Versuche der Ausweitung dieses Konzepts auf andere Nutzungsformen (u. a. BEYER 1996, MILBERT & BROLL in diesem Band). Ein früher Beitrag zu diesem Thema stammt von BARRATT (1964). Da die Humusaufgabe-Horizonte in Äckern ganz fehlen und in Grünland und Brachen häufig nur in sehr geringer Mächtigkeit ausgebildet sind, rücken hier einerseits die Merkmale des Ah-Horizontes, andererseits nichtmorphologische Merkmale stärker in den Vordergrund.

Als ein Faktor von zentraler Bedeutung für Organismen und Prozesse im Boden und damit für die Humusform kann der Bodenwasserhaushalt angesehen werden. Dies gilt besonders im Grünland (FÜLLGRAF et al. in diesem Band). Bereits sehr lange wird bei der Gliederung der Humusformen als oberstes Einteilungskriterium die Bodenfeuchte herangezogen, indem zwischen aeromorphen und hydromorphen Humusformen unterschieden wird (AG BODEN 1994, AK STANDORTSKARTIERUNG 1996). Analog wird auch bei den Böden als erstes nach dem Wasserhaushalt differenziert, indem man die Abteilungen terrestrisch, semiterrestrisch, semisubhydrisch / subhydrisch und Moore voneinander abgrenzt.

Zur Beurteilung des Wasserhaushalts eines Standortes werden vegetationskundliche, bodenkundliche und standortkundliche Ansätze verwendet, die, von einigen Überschneidungen abgesehen, zu weitgehenden Übereinstimmungen führen. Dabei verwenden die vegetations- und standortkundlichen Ansätze im Offenland Grünlandgesellschaften bzw. Zeigerpflanzen, die bodenkundlichen Ansätze u. a. die Saugspannung (ZEPP 1995) oder die phänotypischen Merkmale der Bodenhorizonte (AG BODEN 1994). In der forstlichen Standortkartierung wird versucht, die in der Vegetationszeit wirksamen hydroökologischen Summeneffekte in der Gesamtwasserhaushaltstufe zusammenzufassen und diese mit Waldgesellschaften und ökologischen Artengruppen zu parallelisieren. Dabei wird die nutzbare Feldkapazität sowie das langjährige Mittel aus Niederschlag, Verdunstung und reliefbedingtem Wasserzufluß und -abfluß im effektiven Wurzelraum berücksichtigt (AK Standortkartierung 1996). Mit Hilfe jeder Methode ist in der Regel eine Zuordnung zu einer der fünf Wasserhaushaltstufen, die hier als ein Einteilungskriterium für die Humusformen vorgeschlagen werden, möglich.

Für die Verwendung in der Humusformenklassifikation schlagen wir eine 5-stufige Gliederung vor (s. Tab. 1). Die Extremfälle "trocken" und "naß" sowie "dauernaß" führen zu einer Akkumulation organischer Substanz. Nässe ist besonders dann hemmend, wenn die Sauerstoffnachlieferung ganz unterbleibt. Eine Untergliederung in "naß" und "dauernaß" (s. Tab. 1) ist zu berücksichtigen, da zu den dauernassen Standorten auch die Moore und subhydrischen Humusformen zählen würden, die in ihren Eigenschaften sehr stark von den übrigen Standorten abweichen. An Standorten mit den Feuchteregimes frisch bzw. feucht verläuft die Streuzersetzung rasch, an frischen Standorten ist allenfalls kurzzeitig das

* Universität Münster, Institut für Landschaftsökologie, Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster

** Geologisches Landesamt NRW, Postfach 1080, 47710 Krefeld

*** IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH, Winterlinger Weg 11, 70567 Stuttgart

Wasser-, an feuchten Standorten das Sauerstoffangebot begrenzend. Bodenkundlich gesehen unterscheiden sich frische und feuchte Standorte vom Wasserhaushalt her ebenfalls stark. Während man die ökologischen Feuchtegrade III und IV häufig in Verbindung mit Gleyen und Pseudogleyen antrifft, sind Braunerden und Parabraunerden für frische Standorte (ökologischer Feuchtegrad V) typisch (AG BODEN 1994).

Damit das zur Diskussion stehende System möglichst breite Anwendung und in eine Humusformenklassifikation Eingang finden kann, ist eine Vergleichbarkeit mit bereits vorhandenen Ansätzen in den neuen Bundesländern und auch international zu gewährleisten. In den neuen Bundesländern sind bei den Humusformen bislang bereits Feuchtestufen differenziert worden (z.B. KOPP et al. 1996), wobei jedoch nicht zwischen "naß" und "dauerhaft" unterschieden wird und eine Stufe "mäßig frisch" zwischen die Stufen "trocken" und "frisch" zwischengeschaltet ist. Grundsätzlich ist jedoch eine Übereinstimmung vorhanden. Parallelen ergeben sich ebenfalls bei einem internationalen Vergleich (SCHOENECKER et al. 1998 (USDA), s. Tab.1), auch wenn dort nicht immer zwischen "frisch" und "feucht" differenziert wird. Die Einteilung des USDA findet auch bei der kanadischen Humusformenklassifikation nach GREEN et al. (1993) Berücksichtigung, wobei die entsprechenden Feuchtestufen bei der Ansprache des Humusprofils herangezogen werden.

Tab. 1: Vergleichbarkeit verschiedener Ansätze zur Ansprache des Bodenwasserhaushaltes

Bodenwasserhaushalt	AG BODEN (1994)	AK STANDORTSKARTIERUNG (1996)	DVWK 1996	ZEPP 1995	SCHOENECKER (1998) (USDA)
trocken	VIII sehr trocken mF* ± 2 und weniger VII trocken mF ± 3	äußerst trocken, trocken	nicht berücksichtigt bei DVWK 1996	V mäßig frisch / trocken	dry
frisch	VI mäßig trocken, wechsellöslich mF ± 4 V frisch, mäßig frisch mF ± 5	mäßig trocken, frisch bis äußerst frisch, grundfeucht, hangfeucht, schwach wechselfeucht	frisch wechsellöslich	IV frisch	moist (weitere Differenzierung in subclasses möglich)
feucht	IV mäßig feucht und wechsellöslich mF ± 6 III feucht mF ± 7	feucht, mäßig wechsellöslich, wechselfeucht	feucht wechselfeucht	III mäßig feucht	
naß	II naß mF ± 8	mäßig naß (naß) (staunaß)	wechsellöslich	II feucht	wet
dauerhaft (einschl. Torf und subhyd. Böden)	I meist offenes Wasser und mehr mF ± 9	(staunaß) (naß)	dauerhaft andauernd überflutet	I naß	saturated

* mF = Mittlere Feuchtezahlen nach ELLENBERG

Ein Beispiel für die Anwendbarkeit der vorgeschlagenen Einteilung des Bodenwasserhaushaltes zeigt Tab. 2. Im Falle der Grünlandnutzung ist regional, in diesem Fall für NRW, eine sinnvolle Zuordnung der Vegetation zur Bodenfeuchte durchführbar. Ansätze zur Charakterisierung des Bodenwasserhaushaltes in anderen Bundesländern (z.B. Hessen: KUNZMANN 1989, Niedersachsen: NLF 1992 und Baden Württemberg: WELLER et al. 1996, HAUFFE et al. 1998) sind ohne größere Probleme zuzuordnen.

Tab. 2: Zusammenhang zwischen Bodenwassergehalt und Grünlandpflanzengesellschaften in Nordrhein-Westfalen

Bodenwasserhaushalt	Feuchtestufen nach Foerster (1983)*	Grünlandpflanzengesellschaften (Auswahl)	Pflanzenarten (Auswahl) nach Ellenberg-Zeigerwerten
trocken	trocken	Dauco-Arrhenatheretum bulbosetosum (Glatthaferwiese mit Knollen-Hahnenfuß) Lolio-Cynosuretum bulbosetosum (Weidelgras-Weißklee-Weide mit Knollen-Hahnenfuß) Genisto-Gallunetum typicum (typische Besen-Ginster-Heide)	Onobrychis vicifolia (Futter-Esparsette) Galium mollugo (Wiesen Labkraut) Leucanthemum vulgare (Gewöhnliche Wucherblume)
frisch	frisch frisch bis mäßig feucht	Dauco-Arrhenatheretum typicum (typische Glatthaferwiese) Lolio-Cynosuretum typicum (typische Weidelgras-Weißklee-Weide) Lolio-Cynosuretum typicum mit Cardamine pratensis (frische Weidelgras-Weißklee-Weide)	Arrhenatherum elatius (Glatthafer) Lolium perenne (Englisches Weidelgras) Cardamine pratensis (Wiesen-Schaumkraut)
feucht	feucht	Dauco-Arrhenatheretum mit Lychnis flos-cuculi (feuchte Glatthaferwiese) Lolio-Cynosuretum lotetosum (Feuchte Weidelgras-Weißklee-Weide) Ranunculo-Alopecuretum geniculati typicum (Knickfuchsschwanzrasen)	Juncus effusus (Flatter-Binse) Molinia caerulea (Pfeifengras) Poa trivialis (Gewöhnliches Rispengras)
naß	mäßig naß naß	Junco-Molinietum typicum (typische Pfeifengraswiese) Senecioni-Brometum typicum (Typische Sumpfdotterblumen-Wiese) Alopecurus pratensis-Gesellschaft (Fuchsschwanz-Feuchtwiese)	Juncus conglomeratus (Knäuel-Binse) Achillea ptarmica (Sumpf-Scharfgarbe) Cirsium palustre (Sumpf-Kratzdistel)
dauernaß (einschl. Torf und subhyd. Böden)	sumpfig lang überflutet	Senecioni-Brometum caricetosum (Nasse Sumpfdotterblumen-Wiese) Caricetum nigrae (Wiesen-Seggen-Sumpf) Ranunculo-Alopecuretum glycerietosum (Schwaden-Knickfuchsschwanzrasen)	Juncus filiformis (Faden-Binse) Caltha palustris (Sumpfdotterblume) Glyceria fluitans (Flutender Schwaden)

* Basis für den offiziellen Kartierschlüssel der LÖBF (Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten) Nordrhein-Westfalen

Danksagung

Wir danken den TeilnehmerInnen der Humusformenexkursionen der Tagung "Bodenökologie von Feuchtgebieten" für hilfreiche Diskussionsbeiträge und Herrn Dr. Peter Schwartze für die Hinweise zur Vegetation.

Literatur

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Hannover.
- AK STANDORTSKARTIERUNG (1996): Forstliche Standortsaufnahme. 5. Aufl., Münster.
- BABEL, U (1971): Gliederung und Beschreibung des Humusprofils in mitteleuropäischen Wäldern. *Geoderma* 5: 297-324.
- BARRATT, B. C. (1964): A classification of humus forms and micro-fabrics of temperate grasslands. *J. Soil Sci.* 15: 343-356.
- BELOTTI, E. (1994): Lebensformtypen wirbelloser Bodentiere, Streuverarbeitungsprozesse und Humusformen. *Mitt. d. DBG* 74: 45-48.
- BEYER, L. (1996): Humusformen und -typen. In: Blume, H.-P. et al.: *Handbuch der Bodenkunde*. 1. Erg. Lfg. 12/96, Ecomed, Landsberg.
- DVWK (1996): Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen. DVWK Schriften, Heft 112.
- FOERSTER, E. (1983): Pflanzengesellschaften des Grünlandes in Nordrhein-Westfalen. *Schriftenr. d. LÖLF* 8: 71S.
- FÖLLGRAF, T., BRAUCKMANN, H.-J. & G. BROLL (1998): Kriterien für die Ansprache von Humusformen extensiv genutzter Feuchtgrünlandstandorte im Münsterland. *Mitt. d. DBG*, in diesem Band.
- GREEN, R. N., TOWBRIDGE, R. L. & K. KLINKA (1993): Towards a Taxonomic Classification of Humus Forms. *Forest Science Monograph* 29.
- HAUFFE, H.-K., AUGENSTEIN, I., VOGELSANG, W. & M. LEHLE (1998): Bewertung von Böden als "Standort für die natürliche Vegetation" - Vorschlag zur Ermittlung des Standort-Wasserhaushaltes. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 30 (7): 214-219.
- KUNZMANN, G. (1989): Der Ökologische Feuchtegrad als Kriterium zur Beurteilung von Grünlandstandorten, als Vergleich bodenkundlicher und vegetationskundlicher Standortmerkmale. *Diss. Bot.* 134, 254S.
- KOPP, D., DIEKMANN, O. & A. KONOPATZKY (1996): Methode der Humusformenansprache bei der forstlichen Standortskartierung im nordostdeutschen Tiefland. *Mitt. d. DBG* 80: 205-216.
- MILBERT, G. & G. BROLL: Diskussionsvorschlag zur Gliederung der Humusformen unter Berücksichtigung von Bodenwasserhaushalt und Nutzung. *Mitt. d. DBG*, in diesem Band.
- NLFB (1992): Technische Berichte zum NIBIS. Dokumentation zur Methodenbank des Fachinformationssystem Bodenkunde. Schweizerbart'sche Verlagsbuchh., Stuttgart.
- SCHOENEBERGER, P. J., WYSOCKI, D. A., BENHAM, E. C. & W. D. BRODERSON (1998): Field book for describing and sampling soils. Natural Resources Conservation Service, USDA, National Soil Survey Center, Lincoln.
- WELLER, F., VOGELSANG, W., DURWEN, K.-J., HAUFFE, H.-K. & S. KLEIN (1996): Kartieranleitung "Agrarökologische Standortskartierung". Anlage 3 zum Abschlußbericht "Aufbau eines Agrarökologischen Informations-Systems auf der Basis der Standortkartierung". Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe.
- ZEPP, H. (1995): Klassifikation und Regionalisierung von Bodenfeuchteregime-Typen. *Relief, Boden, Paläoklima* Bd. 9, Stuttgart.

Kriterien für die Ansprache von Humusformen extensiv genutzter Feuchtgrünlandstandorte im Münsterland

von

FÜLLGRAF, Th., BRAUCHMANN, H.-J., BROLL, G.

1. Einleitung und Zielsetzung

Der bereits 1955 von KUBIENA aufgestellten Forderung nach einer "Anwendung des Prinzips der Humusformen auch für landwirtschaftliche Kulturlflächen" wurde in neuester Zeit vor allem auf dem Gebiet der Ackerhumusformen nachgekommen (WACHENDORF 1996, WIECHMANN 1996, BLUME & BEYER 1996, BEYER 1996). Einer Klassifikation von Humusformen im Grünland wurde dagegen bis jetzt weniger Beachtung geschenkt (u.a. GREEN et al. 1993), oder entsprechende Klassifikationen sind in Vergessenheit geraten (BARRATT 1964). Die Ansprache der Waldhumusformen kann im Grünland nur z.T. angewandt werden.

Mit dem Ziel, typische Merkmalskombinationen zur Ansprache von Humusformen des Feuchtgrünlandes zu erarbeiten, wurden die Humusprofile von 30 extensiv genutzten Feuchtgrünlandstandorten im nordwestlichen Münsterland untersucht. Es handelt sich dabei um aus Auensediment entstandene Auengleye und Braunaueböden entlang der Emsaue oder um in Niederungen vergesellschaftete Gley-Podssole, Podsol-Gleye, Naß- und Anmoorgleye bis hin zum Niedermoor, mit fluvioglazialen Sanden als Ausgangssubstrat.

2. Methoden

In einer Kombination von Gelände- und Laboruntersuchungen wurden folgende Merkmale beschrieben bzw. untersucht:

- Streuauflage bzw. andere Humushorizonte
- Streureste im Oberboden
- Regenwurmspuren
- Durchwurzelung
- Bodenreaktion
- Gehalt an organischer Bodensubstanz
- C/N-Verhältnis
- Ökologischer Feuchtegrad (n. KUNZMANN 1989)
- Humifizierungsgrad (n. GERZABEK et al. 1993)

3. Ergebnisse und Diskussion

Die vier zuerst genannten Merkmale sind als gängige Parameter zur Charakterisierung von Humusformen bekannt. Die Ansprache einer Streuauflage hat BARRATT (1964) in ihrer Klassifikation von Grünlandhumusformen an die Spitze der Differenzierung der Mullhumusformen gestellt. Eine Ansprache von Streuresten im Oberboden und eine Beurteilung der Regenwurmspuren haben ebenfalls eine hohe Akzeptanz bei der Kennzeichnung der Organismen-tätigkeit erlangt. Die Bedeutung der Durchwurzelung stellen unter anderem KREBS (1995) mit seiner Arbeit über pflanzenspezifischen Oberboden-Makrogefüge, BROLL & BRAUCHMANN (1994) und BABEL (1996) heraus.

Die Bodenreaktion erweist sich bei den hier untersuchten Standorten als wenig geeignetes Merkmal zur Differenzierung der Humifizierungsbedingungen (Tab.1). Ein Zusammenhang, wonach niedrige pH-Werte vornehmlich mit ungünstigen Humifizierungsgraden zusammenfallen, kann für diese Feucht- und Naßstandorte nicht beobachtet werden. Dazu ist allerdings anzumerken, daß die höchste Bodenacidität mit einem Wert von 4,2 (pH_{CaCl₂}) lediglich als stark sauer einzustufen ist, und die Extrembereiche sehr stark sauer und äußerst sauer ausgaspart bleiben. Ähnliche Ergebnisse liefert auch die aus dem pH(CaCl₂) und der

Bodenart (n. SCHLICHTING et al. 1995) abgeschätzte Basensättigung.

Tab. 1: Bodenreaktion und Humifizierungsgrad

Bodenreaktion ¹⁾	Anzahl der Standorte pro Humifizierungsgrad				
	sehr stark	stark	mittel	Mäßig	schwach
sehr schw. alkalisch bis sehr schw. sauer	-	-	1	1	-
schwach sauer	-	-	-	2	-
mittel sauer	-	3	3	5	1
stark sauer	3	2	4	4	1

¹⁾ Einstufung nach AG BODEN (1994)

Tabelle 2 zeigt den Einfluß der Humifizierungsbedingungen auf den *Humus-* bzw. *Corg-Gehalt*. Deutlich wird, daß die Standorte mit günstigen Humifizierungsgraden über geringere Humusgehalte (in der Regel mittel bis stark humos) verfügen, während mäßige und schwache Humifizierungsgrade zu einer Akkumulation an organischer Substanz und Humusgehalten vor allem im sehr stark humosen bis anmoorigen Bereich führen.

Tab. 2: Humusgehalt und Humifizierungsgrad

Humusgehalt ¹⁾	Anzahl der Standorte pro Humifizierungsgrad				
	sehr stark	stark	mittel	Mäßig	schwach
mittel humos	-	2	1	-	-
stark humos	3	2	3	2	-
sehr stark humos	-	1	1	6	1
anmoorig	-	-	1	4	1

¹⁾ Einstufung nach AG BODEN (1994), die Niedermoorstandorte sind nicht berücksichtigt

Überraschenderweise finden sich enge *C/N-Verhältnisse* (10-12) vor allem im Bereich mäßiger Humifizierungsgrade. Umgekehrt fallen die mittleren C/N-Verhältnisse (16-20) mit starken und sehr starken Humifizierungsgraden zusammen, während für die mäßig engen Werte überwiegend mittlere Humifizierungsbedingungen ermittelt wurden (Einstufung n. AK STANDORTSKARTIERUNG 1996).

Bei den untersuchten Feuchtgrünlandstandorten zeigt sich der *Wasserhaushalt*, beschrieben durch den *Ökologischen Feuchtegrad* (n. KUNZMANN 1989), als wichtigster Einflußfaktor auf den Humifizierungsgrad. Während frische bis feuchte Standorte vornehmlich über sehr starke bis mittlere Humifizierungsgrade verfügen, wurden für die nassen und sehr nassen Flächen überwiegend mäßige bis schwache Humifizierungsgrade ermittelt (Tab.3). Unter Berücksichtigung der zuvor getroffenen Aussagen läßt sich folgern, daß der Wasserhaushalt der Standorte über seinen Einfluß auf die Humifizierungsbedingungen auch für die Humusgehalte verantwortlich ist. Für im Gleichgewicht befindliche Standorte beschreiben auch KOPP et al. (1996) eine Parallelität der durch die Bodenvegetation widerspiegelten Feuchtestufe zum Humusvorrat im Oberboden.

Tab. 3: Ökologischer Feuchtegrad und Humifizierungsgrad

Ökologischer Feuchtegrad	Anzahl der Standorte pro Humifizierungsgrad				
	sehr stark	stark	mittel	Mäßig	schwach
6 frisch	2	1	2	-	-
7 feucht	1	3	2	2	-
8 naß	-	1	3	8	-
9 sehr naß	-	-	-	3	2

Eine Beschreibung der *Regenwurmaktivität* mittels einfacher Hinweise auf deren *Lebensspuren* an der Bodenoberfläche oder im Bodenprofil bereitet große Schwierigkeiten. Die sandige Bodenart und die hohe Bodenfeuchte sorgen dafür, daß Losungen und Röhren wenig stabil bzw. wenig langlebig sind. Dies gilt insbesondere für die nassen bis sehr nassen Standorte, auf denen eine Quantifizierung der Regenwurmakti-

vität durch diese einfache Methode nicht möglich ist. Dennoch kann die Erfassung der Regenwürmer (Artenspektrum, Biomasse) zu einer Differenzierung der Grünlandhumusformen beitragen.

An einem der Untersuchungsstandorte, einem Gley im Feuchtwiesenschutzgebiet Saerbeck, wurden zwei seit zehn Jahren unterschiedlich behandelte Parzellen anhand der oben genannten Parameter der gleichen Humusform zugeordnet, die Regenwurmgemeinschaften unterscheiden sich jedoch deutlich. Die Biomasse (vgl. Tab. 4) ist auf der gemähten Variante fast doppelt so hoch wie auf der Sukzessionsfläche. Dort tritt aber *Dendrobaena octaedra* als typische Streuart auf. Damit zeichnet die Regenwurmgemeinschaft die sich durch die unterschiedliche Behandlung ergebende Veränderung der Abbaubedingungen feiner (oder nur früher?) ab als die Humusform. Demnach erlaubt die Betrachtung der Zönosen oder einzelner Indikatorgruppen eine genauere Differenzierung zwischen den Standorten als die untersuchten morphologischen und chemischen Parameter.

Tab. 4: Biomassen (Frischmasse $g\ m^{-2}$) und Biomassendominanzen der Regenwürmer auf der Feuchtgrünlandfläche Saerbeck, Oktett-Extraktion $1m^2$, anschließende Handauslese $8\ 30' m^2$

Art (Adulti)	Sukzession		2x jährlich Mähen	
	Biomasse [$g\ m^{-2}$]	Dominanz [%]	Biomasse [$g\ m^{-2}$]	Dominanz [%]
D. octaedra	2,2	21	-	-
L. rubellus	0,7	7	3,4	15
Al. Chlorotica	2,5	24	17,6	79
A. rosea	3,1	28	-	-
A. caliginosa	1,4	13	1,2	6
O. lacteum	0,7	7	-	-
Gesamt	10,6	100	22,2	
Gattung (Adulti+Juvenile)	Sukzession		2x jährlich Mähen	
	Biomasse [$g\ m^{-2}$]	Dominanz [%]	Biomasse [$g\ m^{-2}$]	Dominanz [%]
Dendrobaena	2,5	11	-	-
Lumbricus	5,7	26	9,4	24
Allolobophora + Aporrectadea	12,9	59	29,1	76
Octolasion	0,9	4	-	-
Gesamt	22,0	100	38,5	100

4. Folgerungen für eine Klassifikation von Grünlandhumusformen

Als höchste Differenzierung sollte die *Bodenfeuchte* in einen möglichen Klassifikationsvorschlag aufgenommen werden (vgl. BROLL et al. in diesem Band, MILBERT & BROLL in diesem Band). Erst daran anschließend sind die *Streuauflage* und *Streureste im Oberboden* anzusprechen. Die *Regenwurmspuren* können im Gelände auf einfache Art nur für die frischen bis feuchten Standorte angesprochen werden (vgl. Kap.3). Hier gilt abzuschätzen, ob ein vornehmlich zoogener Oberboden vorliegt. Eine Charakterisierung der Durchwurzelungsintensität bzw. des *Hauptdurchwurzelungsraums* gibt Aufschluß darüber, ob es sich um einen rhizogenen Oberboden handelt (vgl. Vermi-/Rhizomull bei GREEN et al. 1993). Die *Bodenreaktion* kann wegen ihrer geringen Selektivität nur auf niedriger Ebene in einen Klassifikationsvorschlag für die untersuchten Feuchtgrünlandhumusformen aufgenommen werden. Bei den nassen bis sehr nassen Standorten läßt sich im Gelände eine Unterscheidung über den *Humusgehalt*, abgeschätzt nach der Munsell-Farbhelligkeit (n. BLUME & HELSPER 1987), das mögliche Auftreten von *F-Lagen* und die *Qualität der Streuauflage* bzw. die *Qualität der Streureste im Oberboden* vornehmen.

Folgende Fragen ergeben sich im Hinblick auf eine Humusformenklassifikation für Grünland:

1. Können die Unterschiede im Humifizierungsgrad auch durch andere humuschemische Untersuchungen bestätigt werden?
2. Inwieweit sind die auf einer regionalen Untersuchung basierenden Ergebnisse auf andere Feucht- bzw. Naßstandorte übertragbar?

3. Kann die Reihenfolge der anzusprechenden Merkmale, v.a. Ansprache der Wasserhaushaltsbedingungen vor der Bodenreaktion, auf Grünlandstandorte allgemein übertragen werden?
4. Ist die Klassifikation noch anwendbar, wenn die Parallelität von Feuchtestufe und Humusvorrat aufgehoben ist, wie dies für entwässerte Niedermoorstandorte gilt (vgl. auch Disharmonische Humusformen nach KOPP et al. 1996 und Umwandlungshumusformen nach KUBIENA 1955)?
5. Ist die Art der Grünlandnutzung, die zweifellos einen Einfluß auf die Humusform hat, mit in die Klassifikation einzubeziehen? Zu erfassen ist jedoch nur die aktuelle Nutzung, Aussagen zur Vornutzung bedürfen eines sehr großen Aufwandes oder sind überhaupt nicht möglich.
6. Inwieweit ist eine Einordnung in das bestehende System der Waldhumusformen möglich? Kann diese Einordnung über die Organismenausstattung vorgenommen und somit über die Bodentiere die Verbindung zwischen Wald- und Offenlandhumusformen hergestellt werden (GRAEFE 1993)?

5. Literatur

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Hannover
- AK STANDORTSKARTIERUNG (1996): Forstliche Standortsaufnahme. Arbeitskreis Standortskartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtungen, 5. Aufl., München
- BABEL, U. (1996): Zum Stand unseres Nicht-Wissens über Humusformen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 80, 201-204
- BARRATT, B.C. (1964): A classification of humusforms and micro-fabrics of temperate grasslands. *J. Soil Sci.* 15, 351-356
- BEYER, L. (1996): Humusformen und -typen. In: BLUME, H.P., FELIX-HENNINGSEN, P., FISCHER, W., FREDE, H.G., HORN, R. & K. STAHR (Hrsg.): *Handbuch der Bodenkunde*. Landsberg/Lech: 2.2.1/1-20.
- BLUME, H.-P. & L. BEYER (1996): Zur Definition von Humusformen ackerbaulich genutzter Böden. I. Diagnostische Merkmale. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 80, 183-185
- BLUME, H.-P. & M. HELSPER (1987): Kurzmitteilung - Short communication, Schätzung des Humusgehaltes nach der Munsell-Farbhelligkeit. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 150, 354-356
- BROLL, G. & H.-J. BRAUCKMANN (1994): Humusformen und Regenwurmfauna zweier Grünlandbrachen in Südwestdeutschland. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 74, 49-52
- BROLL, G., G. MILBERT & E. BELOTTI: Der Bodenwasserhaushalt als ein Kriterium für die Klassifikation von Humusformen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, in diesem Band
- GRAEFE, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortökologische Ansprache. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 69, 95-98
- GREEN, R.N., R.L. TOWBRIDGE & K. KLINKA (1993): Towards a taxonomic classification of humus forms. *Forest Science Monograph* 29
- GERZABEK, M.H., O.H. DANNEBERG & E. KANDELER (1993): Bestimmung des Humifizierungsgrades. In: SCHINNER, F., R. ÖHLINGER, E. KANDELER & R. MARGESIN (Hrsg.) (1993): *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. 2. Aufl., Berlin. 107-109
- KOPP, D., O. DIECKMANN & A. KONOPATZKY (1996): Methode der Humusformenansprache bei der forstlichen Standortserkundung im nordostdeutschen Tiefland. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 80, 205-216
- KREBS, M. (1995): Biogene Bodengefüge: Pflanzenspezifische Oberboden-Makrogefüge und Aspekte ihrer Entstehung. *Hohenheimer Bodenkd. Hefte* 26
- KUBIENA, W.L. (1955): Die Bedeutung des Begriffes "Humusform" für die Bodenkunde und Humusforschung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 69, 3-7
- KUNZMANN, G. (1989): Der Ökologische Feuchtegrad als Kriterium zur Beurteilung von Grünlandstandorten, ein Vergleich bodenkundlicher und vegetationskundlicher Standortmerkmale. *Diss. Bot.* 134
- MILBERT, G. & G. BROLL: Diskussionsvorschlag zur Gliederung der Humusformen unter Berücksichtigung von Bodenwasserhaushalt und Nutzung. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, in diesem Band
- SCHLICHTING, E., H.-P. BLUME & K. STAHR (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. 2. Aufl., Berlin, Wien
- WACHENDORF, C. (1996): Charakterisierung der organischen Bodensubstanz ausgewählter Böden einer norddeutschen Moränenlandschaft. *EcoSys, Suppl. Bd.* 13
- WIECHMANN, H. (1996): Sinn und Möglichkeiten der Klassifizierung von Ackerhumusformen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 80, 197-200

Diskussionsvorschlag zur Gliederung der Humusformen unter Berücksichtigung von Bodenwasserhaushalt und Nutzung

von

MILBERT, G., BROLL, G.

Der AK Waldhumusformen der DBG und der AK Standortkartierung haben 1994 eine überarbeitete Gliederung der Waldhumusformen vorgelegt, die in die Bodenkundliche Kartieranleitung (AG BODEN 1994) und die Forstliche Standortsaufnahme (AK STANDORTSKARTIERUNG 1996) übernommen wurde. Der Vorstand der DBG beauftragte anschließend den Arbeitskreis, sich mit der Differenzierung von Humusformen auf Offenlandstandorten zu befassen. Auf dem Workshop des Arbeitskreises 1994 in Freiburg wurde der AK Waldhumusformen in AK Humusformen umbenannt und der Beschluß gefaßt, im Rahmen von Exkursionen und Vorträgen dieser Frage nachzugehen sowie Gliederungsvorschläge für Acker- und Grünlandhumusformen zu entwickeln.

Auf dem Humusformen-Kolloquium 1996 in Friedrichsmoor wurde eine Reihe von Referaten zur Definition und Differenzierung von Ackerhumusformen vorgetragen (BLUME & BEYER 1996, BEYER & BLUME 1996, WIECHMANN 1996, WACHENDORF et al. 1996, MICHEL 1996, SIEWERT 1996). FÜLLGRAF et al. (in diesem Band) stellten 1998 auf einer gemeinsamen Tagung der AG Bodenökologie und des AK Humusformen in Müncheberg Definitionen und Ergebnisse zur Gliederung von Grünlandhumusformen auf frischen bis nassen Standorten vor.

Die ersten <<Ackerhumusformen>> sind bereits in bodenkundlichen Lehrbüchern und Praktikumsanleitungen publiziert (BEYER et al. 1996, SCHACHTSCHABEL et al. 1998, SCHLICHTING et al. 1995), allerdings hatte im AK Humusformen noch keine abschließende Meinungsbildung stattgefunden, dazu sind die bisherigen Kenntnisse noch zu lückenhaft. Eine breite und allgemeine Anwendung von Acker- und Grünlandhumusformen ist nur zu erwarten, wenn sie in der Kartierpraxis breiten Eingang finden, für die Landschaftsplanung, Standortcharakterisierung und landwirtschaftliche Praxis von Relevanz sind und ihre Ansprache im Gelände nicht zu kompliziert ist.

Um den bisherigen Stand der Diskussionen und Untersuchungen im AK Humusformen zusammenzufassen, wird hiermit ein Gliederungsentwurf vorgelegt, der die Humusformen unterschiedlicher Nutzung sowie unterschiedlichem Wasser- und Nährstoffhaushalt in einem ganzheitlichen System darstellt, das als Anregung und Basis für eine Weiterentwicklung dienen kann (siehe Tabellen 1 und 2). Das erste systematische Niveau bilden fünf Wasserhaushaltsstufen (BROLL et al., in diesem Band). Bisher werden nur aeromorphe und hydromorphe Humusformen unterschieden. Auf dem zweiten Niveau sind drei Nutzungsformen differenziert. Ab dem Niveau der Humusformenklasse sind die Humusformen nach morphologischen Kriterien definiert.

1. Geologisches Landesamt NRW, Postfach 1080, 47710 Krefeld,
2. Institut für Landschaftsökologie der Univ. Münster, Robert-Koch-Str. 26-28, 48149 Münster

Tabelle 1: Diskussionsvorschlag zur Gliederung der Humusformen in Abhängigkeit von Wasserhaushalt und Nutzungsform

Abteilung	Unterabteilung	Klasse	Typ	Bemerkungen
Wasserhaushalt	Nutzungsform	Humusformen- klasse	Humusformentyp	weitere Differenzierung in Varietät und Subvarietät
trocken				
	Wald	Mull	L-Mull	siehe AK Standorts- kartierung 1996
			F-Mull	
		Moder	mullartiger Mod.	
			Typ. Moder Rohhumusartiger Moder	
		Rohhumus	Typ. Rohhumus	
	Grünland	Mull	weitere Differenz. s. unter 'frisch'	
		Moder		
		Rohhumus??		
	Acker	Mull		
frisch				
	Wald	weitere Differenzierung siehe unter 'trocken'		
	Grünland	Mull	A-Mull	siehe Füllgraf et al. (i.d. Band)
			L-Mull	
			F-Mull	
		weitere?		
	Acker	Mull	integrierter Mull	siehe Wiechmann 1996
			semiintegr. Mull.	
			disintegr. Mull	
		weitere ?		
feucht				
	Wald	Mull	weitere Differenzierung siehe oben	
		Moder		
		Rohhumus		
	Grünland	Mull		
		weitere?		
	Acker	Mull		
naß				
	Wald	Mull	Anmoor, weitere Differenzierung?	
		weitere?		
	Grünland	Mull	Anmoor, weitere Differenzierung?	
		weitere?	siehe unter 'frisch'	
dauernaß				
	Wald	mineralische Humusformen		bisher noch unzureichend differenziert
		organische Humusformen		
	Grünland	mineralische Humusformen		
		organische Humusformen		

Tabelle 2: Differenzierung der Humusform bis zum systematischen Niveau der Subvarietät am Beispiel der frischen Waldhumusformen

Abteilung	Unterabteilung	Klasse	Typ	Varietät	Subvarietät	Bemerkung		
Wasserhaushalt	Nutzungsform	Humusformen- klasse	Humusformentyp	differenzierte Humusform	quantifizierte Humusform	Mächtigkeit des Oh-Horizonts		
frisch	aeromorphe Humusformen, A-Horizont aeromorph							
	Wald	Mull	L-Mull	Sandmull				
				Kalkmull				
			F-Mull					
		Sonderformen (hier einfügen)						
		Moder	Mullartiger Moder				lückig, < 0,5 cm	
			Typischer Moder			feinhumusarm	<= 2 cm	
						feinhumusreich	> 2 cm	
			Sandmoder					
			Rohhumusartiger Moder			feinhumusarm	<= 3 cm	
						feinhumusreich	> 3 cm	
			Sonderformen					
		Graswurzelfilz- moder						
		Hagermoder						
		Streunutzungs- moder						
		Rohhumus	Typischer Rohhumus			feinhumusarm	<= 4 cm	
						feinhumusreich	> 4 cm	
			Sonderformen					
			Hagerrohhumus					
Streunutzungs- rohhumus								

(Formulierungsbeispiel: frischer feinhumusarmer Rohhumusartiger Waldmoder)

Die vorliegende Gliederung orientiert sich an der bisherigen Gliederung der Waldhumusformen nach von ZEJSCHWITZ (1976). Grundlage dazu sind diagnostische Horizonte und Horizont-Kombinationen. Während bei Waldhumusformen der Differenzierung der L-, Of- und Oh-Horizonte eine große Bedeutung zukommt, wird bei Grünland eine differenzierte Charakterisierung des L-Horizontes und in Einzelfällen des Of-Horizontes wichtig. Oh-Horizonte unter Grünland sind nur in Einzelfällen zu erwarten. Die Ansprache der Ackerhumusformen muß zwangsläufig auf den A-Horizont konzentriert werden. Je nach Nutzungsform sollten die einzelnen Kriterien für die Ansprache des A-Horizontes unterschiedlich gewichtet werden (Tabelle 3). Sie können dann zur Differenzierung in Humusformentyp, -varietät und -subvarietät herangezogen werden. Die hier vorgestellte Gliederung ist als Vorschlag zu sehen, das bisher Besprochene zusammenzufassen und Anstöße für eine Weiterentwicklung zu geben. Viele Fragen sind noch offen.

**Tabelle 3: Bedeutung der Merkmale des A-Horizontes bei der Humusformenansprache
(1 = weniger wichtig, 2 = wichtig, 3 = sehr wichtig)**

Merkmal	Nutzung		
	Wald	Grünland	Acker
Acidität/Basensättigung	3	2	2
Mächtigkeit	2	2	3
Farbe/Helligkeit	2	2	3
Gefüge	2	2	3
Feinwurzdichte	2	3	1
Podsoligkeit	3	2	2
L-Material im A-Horizont	1	1	2

Literatur:

AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage, Hannover.

AK Standortskartierung (1996): Forstliche Standortsaufnahme. 5. Auflage, München.

Blume, H.-P. & L. Beyer (1996): Zur Definition von Humusformen ackerbaulich genutzter Böden - Teil I: Diagnostische Merkmale. Mitt. Deutsch. Bodenk. Gesell. 80, S. 183 - 185.

Beyer, L. (1996): Humusformen und -typen. In: Blume, H.-P. et al.: Handbuch der Bodenkunde. 1. Erg. Lfg. 12/96, Ecomed, Landsberg

Beyer, L. & H.-P. Blume (1996): Zur Definition von Humusformen ackerbaulich genutzter Böden - Teil II: Quantität und Qualität der organischen Bodensubstanz. Mitt. Deutsch. Bodenk. Gesell. 80, S. 187 - 190.

Broll, G., Milbert, G. & E. Belotti: Der Bodenwasserhaushalt als ein Kriterium für die Klassifikation von Humusformen. Mitt. Deutsch. Bodenk. Gesell., in diesem Band.

Füllgraf, T., Brauckmann, H.-J. & G. Broll: Kriterien für die Ansprache von Humusformen extensiv genutzter Feuchtgrünlandstandorte im Münsterland. Mitt. Deutsch. Bodenk. Gesell., in diesem Band.

Michel, R. (1996): Standort- und bewirtschaftungsabhängige Zustände auf Ackerböden. Mitt. Deutsch. Bodenk. Gesell. 80, S. 221 - 224.

Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K.H. & U. Schwertmann (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Auflage., Enke Verlag Stuttgart.

Schlichting E., Blume, H.-P. & K. Stahr (1995): Bodenkundliches Praktikum. Pareys Studentexte 81, Blackwell Verlag Berlin.

Siewert, C. (1996): Ansätze zu einer allgemeinen Qualitätsbeurteilung der organischen Bodensubstanz in Mineralböden. Mitt. Deutsch. Bodenk. Gesell. 80, S. 225-227.

Wachendorf, C., Weber, N. & H.-P. Blume (1996): Humuskörper unter landwirtschaftlicher Nutzung - Vergleich eines Acker- und eines Grünlandstandortes. Mitt. Deutsch. Bodenk. Gesell. 80, S. 193 - 196.

Wiechmann, H. (1996): Sinn und Möglichkeiten der Klassifizierung von Ackerhumusformen. Mitt. Deutsch. Bodenk. Gesell. 80, S. 197-200.

Zeischwitz, E. von (1976): Ansprache der terrestrischen Waldhumusformen des nordwestdeutschen Mittelgebirgsraumes.- Geol. Jb., F 3, S. 53 - 105, Hannover

Die Ansprache des Unterbodens auf Ackerstandorten leichter Sandböden

von

SCHWERDTFEGER, G., URBAN, B.

1. Einleitung

Als Acker genutzte leichte Sandböden sind in der Regel mit Bodenzahlen unter 25 bewertet. Dieser Wert wird auf diesen Standorten dann sehr oft deutlich überschritten, wenn ein humusreicher Ap-Horizont mit etwa 30 cm Mächtigkeit vorhanden ist. Diese Pflugtiefe wird nicht jährlich, sondern in einer vierjährigen Intensivfruchtfolge nur einmal erreicht.

2. Der Unterboden auf Ackerstandorten

Der Unterboden wird nur gelegentlich mit tiefergreifenden Geräten wie einem Schwergrubber aufgelockert. Diese Auflockerung kommt vor allem tiefwurzelnden Kultur- und Gründüngungspflanzen zu gute. Auf leichten Sandstandorten sind hierfür seit zwei Jahrhunderten Lupinen eingesetzt worden (GÄDE, 1998). In deren Wurzelmasse ist viel Stickstoff gespeichert. Neben dem N-Gehalt in deren Wurzelknöllchen haben auch alle übrigen Wurzelteile beachtliche Proteingehalte. Diese Eiweißsubstanzen können von höheren Pflanzen nicht direkt verwertet werden, sondern nur von mannigfaltigen Bodenorganismen genutzt werden. Hierbei sind u.a. verschiedene Gruppen von Pilzen beteiligt. Auch weitere bodenbewohnende Mikroorganismen sind in zukünftig vermehrt durchzuführende Untersuchungen einzubeziehen (GRAEFE, 1998).

Die Ansprache der Humusform auf diesen Ackerstandorten wird als Ackermull vorgenommen (BEYER 1997, WIECHMANN, 1997). Die Auswirkungen dieser Bodenverbesserung lassen sich durch C/N-Werte unter 10 beschreiben.

3. Die bodensystematische Ansprache von Ackerböden

Wenn diese Humusanreicherung sich überwiegend auf den Oberboden beschränkt, wird Bodentyp und Bodenform nach der standortgerechten Bezeichnung angesprochen. Wenn aber der Bereich der B-Horizonte bis zum C-Horizont durch Tiefkultur oder gleichwirkende Maßnahmen wesentlich verändert worden ist, wird ein derartiger Boden als Treposol bezeichnet.

Aus dieser Überlegung hat die WRB (1998) festgelegt, daß alle Flächen mit verändertem Oberboden unter 50 cm Mächtigkeit nicht zur Hauptbodengruppe der Anthrosols gehören. In die Anthrosols kann ein Ackerstandort als Agrosol (SCHWERDTFEGER, 1978 u.a.) daher nur eingeordnet werden, wenn

sein typisches Profil über 50 cm mächtig ist. Hierfür muß auf diesen Standorten die Ansprache des Unterbodens eventuell durch eine Erweiterung des Bh-Horizontbegriffs verbessert werden.

4. Bodenanalysen

Bei den Bodenanalysen sollte der C/N-Wert durch weitere Untersuchungen ergänzt werden. Auch für die Ansprache der Humusform sind auf diesen Standorten weitergehende Überlegungen erforderlich. Aus den Veröffentlichungen von Schultz-Lupitz (GÄDE, 1989) ist die von diesem erfolgte Ansprache seines verbesserten Unterbodens in Kusey zu entnehmen. Daraus ist nach den Regeln der heutigen Bodensystematik die Ansprache der Horizonte im Unterboden der Kuseyer Profile abzuleiten.

4.1. Normanalysen

Im Mai 1998 wurden in Kusey von Dr. Altermann drei Bodenprofile aufgeschlossen und beprobt. Die Analysen dieser Horizonte werden von der LUFA in Halle durchgeführt. Hierbei werden die in Tabelle 1 aufgeführten Parameter ermittelt.

Tabelle 1: Parameter und häufig anzutreffende Wertebereiche zur Ansprache der organischen Substanz in Unterböden

Corg [mg/ g TS]	2 - 25
Nt [mg/ g TS]	0,5 - 3
C/N	6 - 12
pH	4,5 - 7

Eine statistische Auswertung dieser vier Parameter kann mit dem Duncan-Test erfolgen (LEIFELD u.a., 1998).

4.2. Weitergehende Analysen

Von den gleichen Autoren sind Auswirkungen von Humifizierungsprozessen mit Kombinationen von naßchemischen Methoden zur Stoffgruppenanalytik und CPMAS ¹³C NMR-Spektroskopie genutzt worden. In Tabelle 2 sind die Maßeinheiten und deren Quotienten für verschiedene Polysaccharide zusammengestellt.

Tabelle 2: Lipide, cellulösische und nichtcellulösische Polysaccharide und deren Quotient NCQ

Lipid-C	[mg/ g TS]	25 - 40
cellulösische Polysaccharide	[mg/ g TS]	0,5 - 50
nichtcellulösische Polysaccharide	[mg/ g TS]	80 - 120
NCQ		2 - 30

Für die Auswertung der Mittelwertvergleiche der Parameter des Lignins der Polysaccharide und der Lipide wurde von den oben genannten Autoren als verteilungsfreier Test der U-Test nach MANN-WHITNEY benutzt.

Eine weitere, bisher nur wenig angewandte Analyse ist die thermo-gravimetrische Bewertung der organischen Bodensubstanz (SIEWERT, 1998). Dabei werden Proportionen zwischen der Menge tonabhängig akkumulierter Humusstoffe, des in Hydrathüllen gebundenen Wassers und der biologisch umsetzbaren Bestandteile analysiert. Dieses Verfahren ist ausschließlich für Mineralböden ohne bodenfremden Kohlenstoff anwendbar. Auf einer Thermowaage von Mettler-Toledo werden in Keramikiegeln Bodenproben von 0,5-1,1 g bei einer Starttemperatur von 20° Celsius bis zu einer Endtemperatur von 950° Celsius erhitzt. Die Erwärmungsrate beträgt in diesem Gerät 5° Celsius je Minute.

In Tabelle 3 sind für einige 10° Celsius Temperaturbereiche anzusprechende Parameter zusammengestellt. Zur Vereinfachung der Auswertung wurde ein Programm erstellt, das alle Algorithmen, Parameter und eine Konvertierung für Primärdaten der Thermowaagen von Mettler-Toledo enthält (SIEWERT,1998).

Tabelle 3

Temperaturbereich in ° Celsius	Indikator für	Spanne der Ergebnisse in Gehalts-%
100 - 110	gebundenes Wasser	0,5 - 3,0
340 - 350	C-Gehalt	0,3 - 6,0
400 - 410	N-Gehalt	0,01 - 0,5
520 - 530	Ton-Gehalt	5 - 55
650 - 660	Karbonat-Gehalt	0,1 - 4,0

Treten keine unzulässigen Abweichungen bei dem Kontrollkriterium auf, werden für jede Bodeneigenschaft getrennt Gewichtsverluste in weiteren Temperaturintervallen bestimmt. Unter Verwendung von Regressionsparametern werden diese Gewichtsverluste nach Umrechnung auf 1 g Einwaage für die Ermittlung von Bodeneigenschaften benutzt (Siewert 1998).

5. Schlußfolgerungen

Im letzten Jahrzehnt sind auf leichten Sandböden Intensivfruchtfolgen entwickelt worden, bei denen der Ap-Horizont 35 bis 40 cm mächtig ist. In reinen Ackerbaubetrieben werden vierjährige Fruchtfolgen mit Zuckerrüben und Kartoffeln und zwei Wintergetreidearten mit einer Zwischenfrucht gefahren.

Intensive Milchviehbetriebe bauen zur Erzielung einer hohen Milchleistung aus dem Grundfutter und zur Verwertung ihrer Gülle Silomais und mehrjähriges Klee gras an. Dieses drei- bis fünfjährige Wechselgünland unterscheidet sich im Bodenprofil deutlich vom Dauergrünland.

Für die Untersuchung der Unterböden sind auf diesen Ackerflächen Bodenanalysen erforderlich, bei denen sowohl die konventionellen als auch die vorstehend angesprochenen, neueren Methoden eingesetzt werden.

6. Zusammenfassung

Die Bewirtschaftung von Ackerflächen auf leichten Sandböden ist in den letzten Jahrzehnten durch folgende Faktoren verbessert worden:

- zeitgerechte und vertiefte Bodenbearbeitung,
- optimierte Mineralstoffdüngung vor allem beim Stickstoff,
- leistungsfähigere Kulturpflanzen mit tieferer Wurzelbildung.

Diese Bodenverbesserung ist nicht nur bei der Feldansprache zu ermitteln, sondern muß auch mit Analysen des Unterbodens bis zum geologischen Ausgangsmaterial erfaßt werden. Hierbei sind nicht nur bodenphysikalische Veränderungen sondern vor allem die Auswirkungen biologisch-humuschemischer Prozesse einzubeziehen. Neben den Normanalysen sind hierfür auch neuere Untersuchungsmethoden zu nutzen. Beispielhaft sind hierfür einige weitergehende Analysen im Abschnitt 4.2. Ihre erforderliche Aussagekraft kann erst in einer größeren Zahl von Untersuchungen auf unterschiedlichen Standorten nachgewiesen werden.

7. Literatur

- BEYER, L.: Humusformen und -typen. Handb. d. Bodenk., 2.2.1,1-20, 1996.
- GÄDE, H.H.: Lupinenanbau in der Altmark aus landeskultureller Sicht. Altmark-Blätter, 9. Jahrgang, 33-36, 1998.
- GRAEFE, U.: Annelidenzönosen nasser Böden und ihre Einordnung in Zersetzeresellschaften. Mittlg. Dt. Bodenkdl. Ges., in dieser Ausgabe, 1998.
- ISSS, ISRIC, FAO: World Reference Base for Soil Resources, An Introduction. First Edition, Leuven, 1998.
- LEIFELD, J., S. SIEBERT u. I. KÖGEL-KNABNER: Humuschemische Parameter von Böden nach mehrjähriger Kompostanwendung im Feldversuch. Z. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung, 39, 64-68, 1988.
- SCHWERDTFEGGER, G.: Genese und Nomenklatur krumenvertiefter Ackerböden. Mittlg. Dt. Bodenkdl. Ges., 25, 633-638, 1977.
- Der Agrosol - ein krumenvertiefter, anthropogener Ackerboden. Abstracts for 11th Congress ISSS, vol.1, 405, 1978.
- Modells of Soil System Processes with Organic Matter Turnover in arable Land on Sandy Soils. Mittlg. Österr. Bodenkundl. Ges., 55,1 59-162, 1997.
- SIEWERT, C.: Thermogravimetrische Bodenanalyse (Methodenbeschreibung), 1998.
- URBAN, B.: Exkursionsführer Schmarbeck, Reddingen, Wietzendorf zur 17. Tagung der Deutschen Landeskulturgesellschaft, 11.9.1996.
- WIECHMANN, H.: Sinn und Möglichkeiten der Klassifizierung von Ackerhumusformen. Mittlg. Dt. Bodenkdl. Ges., 80, 197-200, 1996.

Bodenqualitätsziele für den Schutz der Ressource Boden

von

RÜCK,F.

Kernpunkt dieses Beitrages ist die Frage der Definition und Ableitung von Umweltqualitätszielen/ Umwelthandlungszielen und welche Aussagen sie hinsichtlich der Bodenfunktion Lebensraum für Bodenorganismen" enthalten. Im folgenden wird hierzu aus dem Zwischenbericht der Enquete-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" (Enquete-Kommission 1997) zitiert.

Die Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung (UNCED) in Rio 1992 formulierte das Leitbild einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung (sustainable development"). Die Agenda 21 nennt die mit dem Leitbild verbundene Zielsetzung, nämlich die natürlichen Lebensgrundlagen zu erhalten, wirtschaftlichen Wohlstand zu ermöglichen und für soziale Gerechtigkeit zu sorgen. Das Leitbild der nachhaltig zukunftssträchtigen Entwicklung ist in konkrete Ziele und Maßnahmen zu übersetzen.

Demnach (stark gekürzt) beschreiben *Umweltqualitätsziele* Zustände oder Eigenschaften (=Sollwerte) der Umwelt. *Umwelthandlungsziele* geben die Schritte an, die notwendig sind, um die in Umweltqualitätszielen beschriebenen Zustände oder Eigenschaften der Umwelt zu erreichen. Umwelthandlungsziele operationalisieren Umweltqualitätsziele. Die Ziele sind an Belastungs-faktoren zu orientieren und sollen Vorgaben für Belastungsminderungen enthalten. Konkret gefaßt werden die Umwelthandlungsziele mittels *Indikatoren*, diese geben den angestrebten bzw. zu vermeidenden Bereich in Form von Zahlenwerten (z.B. Grenzwerten, Gefährungsklassen der Roten Liste) oder schutzwürdigen Biotopen an.

Ähnlich dem E-BBodSchG ist die *Lebensraumfunktion* als *Lebensgrundlage* und Lebensraum für Mensch, Flora und Fauna, insbesondere für spezifische *Bodenflora und -fauna* als Bodenfunktion (neben weiteren) definiert.

Diese Funktionen sind dauerhaft zu erhalten, die Nutzung der Böden soll die Leistungsfähigkeit und die ökologischen Funktionen der Böden so wenig wie möglich und vor allem nicht dauerhaft beeinträchtigen.

Die Leistungsfähigkeit der natürlichen Bodenfunktionen kann [jedoch] je nach Bodennutzung teilweise oder ganz reduziert werden. Bislang werden Böden (unzureichend) geschützt über das Naturschutzgesetz (schädigende Eingriffe vermeiden, sonst ausgleichen oder entschädigen) und das Baugesetzbuch (sparsamer und schonender Umgang mit Grund und Boden).

Laut Enquete-Kommission (1997) sind übergreifende Umweltziele die Erhaltung bzw. Wiederherstellung der Funktionen der Böden und der sorgsame Umgang mit Böden als endliche Ressourcen. Zusammenfassend enthält Tab. 1 die für die Bodenbiologie betreffende Fragestellungen

wichtigen Umweltqualitäts- und -handlungsziele unter den Themenkreisen Böden als endliche Ressourcen" und Stoffeinträge".

Aus dieser Übersicht wird deutlich, daß insbesondere auf der Ebene der Indikatoren noch Konkretisierungen erarbeitet werden müssen.

Konzeption von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes

Zum Zweck der sprachlichen Klarheit und um Mißverständnisse zu vermeiden, wie auch für die Aufgabe, operationalisierbare Kriterien für einen nachhaltigen Bodenschutz und geeignete Handlungsempfehlungen zu geben, bedarf es einer sauberen Begriffsklärung. Dabei ist für den deutschen Raum insbesondere der aktuelle Diskussionsstand und Handlungsrahmen von Bedeutung, wie er durch den E-BBodSchG (Entwurf des Bundesbodenschutzgesetzes, Bt-Drs. 13/6701 vom 12.06.1997) vorgegeben wird.

Das Bundes-Bodenschutzgesetz unterscheidet die vorgesehenen Bodenwerte in solche zur Beurteilung von bestehenden Belastungen (Gefahrenbeurteilung und -abwehr: Prüf- und Maßnahmenwerte) und in solche zur Beurteilung von aufgrund künftiger Einwirkungen zu besorgenden Belastungen (Vorsorgewerte).

§8 des Bundes-Bodenschutzgesetzes definiert die vorgesehenen Bodenwerte wie folgt:

- **Prüfwerte** Werte, bei deren Überschreitung unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt. Maßnahmen-
- **Maßnahmenwerte** Werte für Einwirkungen oder Belastungen, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der jeweiligen Bodennutzung in der Regel von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist und Maßnahmen erforderlich sind. Vorsorgewerte
- **Vorsorgewerte** Bodenwerte, bei deren Überschreiten in der Regel davon auszugehen ist, daß das Entstehen einer schädlichen Bodenveränderung zu besorgen ist. Im Zusammenhang mit Anforderungen der Vorsorge können auch Werte über die zulässige Zusatzbelastung des Bodens festgelegt werden.

Im Hinblick auf Bodenqualitätsziele sind hierbei die Vorsorgewerte von besonderer Bedeutung. Vorsorgewerte sollen einen langfristigen Schutz der Böden vor zukünftigen Einwirkungen ermöglichen. Langfristiger Schutz hat zum Ziel, daß Böden vielfältig nutzbar erhalten bleiben. Eine differenzierte Einengung der Geltung von Vorsorgewerten auf bestimmte eng abgegrenzte Nutzungen würden diesem Ziel widersprechen und einen Nutzungswandel praktisch nur in Richtung weniger anspruchsvoller Nutzungen ermöglichen oder gar lenken. Erforderlich erscheint vielmehr eine Differenzierung der Böden aufgrund ihrer natürlichen Zusammensetzung und ihrer Empfindlichkeit gegenüber Schadstoffen.

Für prioritäre Stoffe (Metalle und ausgewählte organische Stoffe) werden u.a. Vorsorgewerte vorgeschlagen (Bachmann et al., 1997). Die fachliche Konzeption der Vorsorgewerte sieht vor, daß der vorsorgende Schutz des Bodens dann sichergestellt werden kann, wenn

1. ökotoxikologische Wirkungsschwellen nicht überschritten werden,
2. bei diesem Konzentrationsniveau keine Anhaltspunkte für unerwünschte oder schädliche Auswirkungen auf Pflanzen und Belastungen des Grundwasser zu besorgen sind sowie ein hin-

Tab.1: Umweltqualitäts- und -handlungsziele hinsichtlich Bodenbiologie (Enquete-Komm., 1997)

Umweltqualitätsziele

Natur- und Landschaftsschutzfläche

Sicherung und Weiterentwicklung der Vielfalt, Eigenart (u.a."seltene Böden"), und Schönheit von Natur und Landschaft sowie Erhalt der biologischen Vielfalt.

Lebensraum für Bodenmikroflora und -fauna (Regelungs- und Produktionsfunktion) und Lebensraum terrestrischer Pflanzen und Tiere, Bodenbelastungen stören die Regelungsfunktion, damit Schmälerung der biologischen Vielfalt. SRU 1985 fordert: Meso- und Makrofauna in bestmöglichem Umfang zu erhalten. SRU 1987: gesamte Bodenlebewelt in Schutzanstrengungen mit einbeziehen. Biodiversitätskonvention: Schutz der Bodenfunktionen.

Land- und Forstwirtschaftsfläche:

Erhalt der Standorteigenschaften, des Ertragspotentials und der Bodenfruchtbarkeit für eine nachhaltig zukunftsverträgliche Land- und Forstwirtschaft. Bodenfruchtbarkeit: Verweis auf ISO 8157: Eignung eines Bodens, Pflanzenwachstum sicherzustellen

Stoffeinträge

Erhaltung der für die standörtlich mögliche Bodennutzung notwendigen Bodenfunktionen und ihrer regenerativen Kräfte

Eintrag von Nährstoffen: critical loads", Stickstoffminderungsprogramm

Erhaltung eines regionalspezifischen natürlichen Gehaltes an Nährstoffen zuzüglich eines unvermeidlichen aber tolerierbaren Anteils in Folge von Bewirtschaftung. Vorsorge gegenüber zu hohen Nährstoffeinträgen insbesondere in Form von Stickstoff- und Phosphorverbindungen.

Eintrag von Säurebildnern

Vorsorge gegenüber im Boden versauernd wirkender Stoffeinträge

Umwelthandlungsziele

Neben besonders zu schützenden Flächen, die nur wenige Prozente der Gesamtfläche Deutschlands umfassen sollen, ist auf der Gesamtfläche der Bundesrepublik eine Nutzung anzustreben, die besser als bisher Aspekte der Artenvielfalt, und der Produktion von Nahrungsmitteln und anderen nachwachsenden Rohstoffen bei gleichzeitigem Erhalt der natürlichen Schönheit und Vielfalt der Landschaft sichert.

Aufbau eines funktionsfähigen Biotopverbunds auf der gesamten Fläche. Der Flächenanteil dafür soll durchschnittlich 10% der Gesamtfläche betragen.

Standortgerechte Land- und Forstwirtschaft: Ausrichtung der land-, forst- und weinwirtschaftlichen Produktion auf die Schonung des Bodens, die Erhaltung und Mehrung der Bodenfruchtbarkeit und des Biomasseproduktionspotentials (Ertragsfähigkeit)

Verminderung des Eintrages von Stoffen, welche die notwendigen Bodenfunktionen dauerhaft gefährden. Erwünschte Bodenqualität in Bezug zur Vorsorge und tolerierbaren Bodenbelastungen. Verweis auf LABO-Hintergrundwerte Vermeidung des Eintrags persistenter, bioakkumulierbarer, human- und/oder ökotoxischer und bioakkumulierbarer Stoffe, insbesondere solcher mit irreversiblen Wirkungen

Reduktion des Eintrages von Nährstoffen unter Berücksichtigung aller Dünger auf ein Maß, das das Grundwasser nicht beeinträchtigt und Oberflächengewässer nicht so belastet, daß dies zur Eutrophierung und ökotoxikologischen Belastung der Küstengewässer führen kann

Reduktion der sauren Deposition aus atmosphärischen Einträgen an Stickoxiden und Verminderung der Einträge an Schwefeldioxid, Ammoniak und anderen Säurebildnern unterhalb des jeweiligen kritischen Eintrages durch Verminderung der Emmission aus Kraftwerken, industriellen Anlagen, Hausbrand, Verbrennungsmotoren und Landwirtschaft

reichend deutlicher Abstand zu den für den Pfad Boden / Mensch vorgeschlagenen Prüfwerten besteht,

3. die so erhaltenen Konzentrationen mit repräsentativen Boden-Hintergrundgehalten (LABO 1995) abgeglichen worden sind.

Die Ableitung von Boden-Vorsorgewerten für Schwermetalle, polychlorierte Biphenyle und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe erfolgt auf der Basis der in der Literatur vorliegenden Daten zur ökotoxikologischen Wirkung der Schadstoffe.

Im einzelnen werden abgeleitet die Eckwerte zur Begründung von Vorsorgewerten für vorrangige Stoffe (Cd, Pb, Cu, Cr, Ni, Hg, As, Zn) sowie für ausgewählte organische Stoffe (PCB und PAK). Die vorgeschlagenen Vorsorgewerte werden abgeleitet aufgrund der bekannten Datenlage der Wirkungen auf Bodenorganismen (Mikrobiologie, Bodenlebewese, Invertebraten) und der Wirkung auf Pflanzen und für jeden der genannten Stoffe begründet. Ökotoxikologische Wirkungsschwellen für Metalle, PCB und PAK werden auf der Basis einer direkten Beurteilung von Daten zum NO-EFFECT-LEVEL abgeleitet (niedrigste NOECs und LOECs für einzelne Spezies).

Neben den Beiträgen zum Bundes-Bodenschutzgesetz erfolgen weitere Arbeiten im Zusammenhang von Schadstoffwirkungen und Bodenorganismen zur Bewertung der Bodenfunktion Lebensraum für Bodenorganismen". Im Sept. 1994 wurde im Umweltbundesamt der Workshop Bodenbiologie und Schadstoffe - Ableitung von Bodenwerten" abgehalten, der insbesondere ökotoxikologische Methoden, Kriterien und Wirkschwellen zur Erfassung bodenbiologischer Orientierungswerte zum Ziel hatte (unveröffentlicht). Weitere Vorhaben zur Entwicklung von Testmethoden zur terrestrischen Ökotoxizität betreffen z.B. die Bioverfügbarkeit und Bioindikation (Flora und Fauna) für Böden.

Das UBA FuE-Vorhaben "Bodenbiologische Boden-Güteklassen" (1997-1998) wird derzeit vergeben. Inhalte dieses Vorhabens sind die Ausarbeitung einer bodenbiologischen Standorttypisierung, die Erstellung von Arten-Inventarlisten im Hinblick auf eine Standort-Klassifikation (Bewertungsrahmen) und eine Validierung (vorerst an naturnahen Standorten). Zukünftig sollten landwirtschaftliche Nutzflächen und weitere Standorte unter besonderen Nutzungseinflüssen wie z.B. Stadtböden oder besonderen Standortbedingungen wie z.B. Auen, Moore usw. ebenfalls erfaßt werden können und Funktionseinschränkungen durch schädliche Bodenveränderungen wie z.B. Veränderung der Bodenbeschaffenheit und stoffliche Belastungen bewertet werden können.

Literatur

Bachmann, G., Bannick, C.-G., Giese, E., Glante, F., Kiene, A., Konietzka, R., Rück, F., Schmidt, S., Tertyze, K., von Borries, D. (1997): Fachliche Eckpunkte zur Ableitung von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes. In: *Rosenkranz, Bachmann, Einsele, Harreß* (Hg.) Handbuch Bodenschutz, Kenn-Ziffer 3500, Berlin

Enquete-Kommission (1997): Konzept Nachhaltigkeit: Fundamente für die Gesellschaft von morgen; Zwischenbericht der Enquete-Kommission Schutz des Menschen und der Umwelt - Ziele und Rahmenbedingungen einer Nachhaltigen Zukunftsverträglichen Entwicklung" des 13. Deutschen Bundestages. Hrsg.: Deutscher Bundestag, Referat Öffentlichkeitsarbeit, Bonn

LABO Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (1995): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. In: *Rosenkranz, Bachmann, Einsele, Harreß* (Hg.) Handbuch Bodenschutz, Kenn-Ziffer 9006, Berlin

Zur Eignung von Bodenqualitätszielen für die landwirtschaftliche Praxis

ECKERT, H.

Vorbemerkung

Unter Bodenqualitätszielen werden im allgemeinen Bodenparameter verstanden, die mit physikalischen, chemischen und biologischen Methoden erfassbar und parametrisierbar sind. Damit soll letztlich die Entwicklung eines Diagnosesystems ermöglicht werden, mit dem die Bodenqualität eingeschätzt und überwacht werden kann. Ein derartiges Diagnosesystem darf im Rahmen eines Bodenmonitorings als geeignetes Kontrollinstrument gelten, um Bodenzustände zu erkennen und unerwünschte Änderungen zu signalisieren.

Für die landwirtschaftliche Praxis allerdings, die als wesentlicher Verursacher schädlicher Bodenveränderungen diskutiert wird, ist diese Eignung nicht gegeben:

1. Indikatoren für Bodenqualitätsziele bzw. schädliche Bodenveränderungen, die eng am Boden ansetzen, erfordern einen hohen Meßaufwand. Dieser Meßaufwand ist mit der erforderlichen statistischen Repräsentativität im Parzellenmaßstab (z.B. Dauerbeobachtungsflächen) zu erbringen, kann aber nicht als Routinemethode im landwirtschaftlichen Betrieb vertreten werden. Ergebnisse aus Dauerbeobachtungsflächen sind aber nur sehr bedingt geeignet, einzelbetriebliche Verhältnisse abzubilden.
2. Beziehungen zwischen Bodenparametern und Bodenqualität sind bei vielen Parametern unklar und umstritten, zumal schon der Begriff Bodenqualität zu hinterfragen ist. Schutzobjekt ist nicht der Boden um seiner selbst willen, sondern es sind die Funktionen, die der Boden aufgrund seiner zentralen Stellung im Ökosystem zu erfüllen hat.

Diese Funktionen werden aber durch unterschiedliche Qualitätsziele gekennzeichnet und auch schädliche Bodenveränderungen sind eigentlich nur unter der Frage sinnvoll: schädlich wofür? Ein für die Biotopfunktion zu hoher und damit schädlicher Nährstoffgehalt muß für die Produktionsfunktion nicht gleichermaßen schädlich sein und umgekehrt kann die für die Biotopfunktion geforderte Oligotrophie kein Qualitätsziel für die Produktionsfunktion sein. Zur Kennzeichnung von Bodenqualitätszielen gehört somit die Funktionsbestimmung und eine Zielvorstellung.

Auch für die Produktionsfunktion sind Zusammenhänge zwischen Bodenparametern und Pflanzenertrag derzeit nur für wenige Parameter (z.B. Nährstoffgehalte, Bodenreaktion) experimentell so gesichert, daß die Formulierung standortspezifischer Richtwerte möglich wird.

Für alle anderen Parameter wird die Frage bleiben, wann ein Bodenparameter noch das Qualitätsziel für welche Funktion erfüllt und ab wann eine erkannte Bodenveränderung als schädlich zu kennzeichnen ist.

3. Ein Diagnosesystem widerspricht dem Vorsorgeprinzip. Im Bereich irreversibler Prozesse (z.B. Bodenverdichtung, Erosion, Schwermetallbelastung) hat nicht die Erkennung, sondern die an den Ursachen ansetzende Vorsorge Priorität. Wenn ein Diagnosesystem irreversible Prozesse (z.B. eine Schwermetallbelastung) als schädlich erkennt, ist es zu spät, weil der Schaden irreparabel ist.
4. Bodenqualitätsziele bzw. schädliche Bodenveränderungen haben den Charakter von Symptomen. Sie liefern eine Zustandsbeschreibung, lassen aber keine fundierten Aussagen über die Ursachen erkrankter Veränderungen zu. Diese werden aber benötigt, um nicht am Symptom kurieren zu müssen.

Kontroll- und Handlungsinstrumente

Im Bereich des Bodenschutzes ist folglich zwischen Kontroll- und Handlungsinstrumenten zu unterscheiden. Beide haben abweichende Zielvorstellungen, bedienen sich unterschiedlicher Indikatoren und kommen zu unterschiedlichen Aussagen.

a) Kontrollinstrument

Zielvorstellung eines Kontrollinstruments ist die Bestandsaufnahme. Dazu werden problemnahe Indikatoren benutzt, die eng am Boden ansetzen. Die Aussage beschränkt sich auf eine Zustandsbeschreibung, die dahingehend beurteilt werden muß, ob die festgestellten Veränderungen als tolerabel, erwünscht oder schädlich einzustufen sind. Über die Ursachen dieser Veränderungen, die gegebenenfalls lange zurückliegen, geben die Indikatoren ebensowenig Auskunft, wie über die Verursacher, da der hohe Meßaufwand die Erhebung auf Dauerbeobachtungsflächen oder Stichproben beschränkt. Konkrete Handlungsanweisungen zur Abwehr von schädlich erkannten Veränderungen sind daher aus diesen Untersuchungen nicht oder nur spekulativ abzuleiten.

b) Handlungsinstrument

Zielvorstellung eines Handlungsinstruments ist die Vorbeuge bzw. Abwehr schädlicher Veränderungen. Dazu werden Indikatoren bzw. Kriterien benötigt, die an den Ursachen ansetzen. Die Aussage eines Handlungsinstruments beschreibt somit, ob die vorliegenden Bedingungen geeignet sind, schädliche Bodenveränderungen hervorzurufen oder nicht. Daraus lassen sich konkrete Handlungsanweisungen unmittelbar ableiten, die darauf gerichtet sind, die Ursachen für schädliche Veränderungen auszuschalten.

Dazu 2 Beispiele:

1. Ein Kontrollinstrument ermittelt über den Indikator Nitratgehalt die Nitratkonzentration im Oberflächengewässer. Die erhaltene Information erlaubt die Feststellung, ob der vorgefundene Zustand zu tolerieren ist oder nicht. Da aus dem Befund weder auf die Ursachen noch auf die Verursacher geschlossen werden kann, sind konkrete Handlungsanweisungen zur Abwehr nicht möglich.

Indikatoren eines Handlungsinstruments dagegen setzen nicht am Problem selbst an, sondern an den Ursachen. Als Ursachen für eine zu hohe Nitratkonzentration kommen für den Bereich Landwirtschaft in Betracht: ein zu hoher N-Flächenbilanzsaldo, eine zu hohe Ammoniakemission, zu hohe Humussalden, unsachgemäße Gülleausbringung etc. Daraus werden meßbare Kriterien gebildet und mit Toleranzbereichen ausgestattet. Ein Betrieb, der die Toleranzbereiche einhält, kann mit hoher Wahrscheinlichkeit als Verursacher für Nitratbelastungen ausscheiden. Eine Überschreitung der Toleranzbereiche hingegen zeigt den Handlungsbedarf konkret und verursachergerecht an.
2. Indikatoren eines Kontrollinstruments ermitteln eine zu geringe biotische Aktivität des Bodens. Abgesehen von der Repräsentativität der Aussage können die Ursachen dafür ebenso vielfältig sein wie die Verursacher. Konkrete Handlungsanweisung zur Abstellung der schädlichen Veränderung sind daher aus diesem symptomatischen Befund nicht abzuleiten.

Indikatoren eines Handlungsinstruments fragen nach den Ursachen mangelnder biotischer Aktivität. Dafür kommen in Betracht: geringer Humusgehalt, Bodencutrophierung, Schadverdichtung, exzessiver PSM-Einsatz, unangepaßter Reaktionszustand, Schwermetallbelastung, etc. Diese Ursachen bilden wiederum die Grundlage von Kriterien, die auf Betriebsebene meßbar definiert und praktikabel erhoben werden können. Werden die Toleranzbereiche für diese Kriterien eingehalten, sind ungünstige Veränderungen des Edaphons unwahrscheinlich bzw. nicht auf landwirtschaftliche Tätigkeit zurückzuführen.

Handlungsinstrument für die landwirtschaftliche Praxis

Auf diese Weise sind 22 Kriterien formuliert und mit Toleranzbereichen ausgestattet worden, die auf die wesentlichen Ursachen aller schädlichen Veränderungen gerichtet sind, die als Folge landwirtschaftlicher Bodennutzung auftreten können (ECKERT und BREITSCHUH 1994). Diese Kriterien sind grundsätzlich Meßparameter. Ihre Erfassung im Betrieb liefert einen Zahlenwert, der über vorgegebene Toleranzbereiche beurteilt werden kann. Damit wird es möglich, landwirtschaftliche Betriebe zu bewerten, erkennbare Mängel aufzuzeigen und den Handlungsbedarf dem Landwirt überzeugend zu vermitteln.

Abbildung 1 demonstriert beispielhaft die Bewertung eines Futterbaubetriebs.

Die ersten beiden Spalten zeigen die Kriterien und die Dimension, in der sie quantifiziert werden. In der 3. Spalte ist eingetragen, ab welchem Wert das betreffende Kriterium für diesen spezifischen Standort als kritisch bzw. unerwünscht bezeichnet werden muß. In der letzten Spalte steht der ermittelte Betriebswert. Die anschließende Grafik zeigt, inwieweit dieser Betriebswert noch toleriert werden kann oder nicht. Die Linie bei Boniturnote 6 kennzeichnet das Ende des Toleranzbereichs: Alles, was darüber hinausragt, ist potentiell geeignet, zu schädlichen Veränderungen zu führen, wobei die Länge der Säulen die Schwere der Beeinträchtigung kennzeichnet.

Für diese Überschreitungen können die Ursachen gesucht, Fehlhandlungen erkannt und der Handlungsbedarf verursachergerecht formuliert werden. In Landwirtschaftsbetrieben, die den Toleranzbereich durchgehend einhalten, ist die Wahrscheinlichkeit sehr gering, daß sich schädliche Veränderungen entwickeln.

Abb. 1 zeigt, daß die Kriterien umfassend ausgelegt sind und sich nicht nur auf solche Sachverhalte beschränken, die direkt an den Ursachen für schädliche Bodenveränderungen ansetzen. Der Boden bildet die große Senke im Ökosystem, in dem früher oder später alle Bewirtschaftungsfehler sichtbar werden. So gesehen, ist die NH_3 -Emission, die letztlich zur Eutrophierung der Lebensraumfunktion führt, ebenso als notwendiges Kriterium anzusehen wie die Energiebilanz, die als integrativer Indikator Zustand und Leistungsfähigkeit des Systems anzeigt und als Indiz für nachteilige Zustandsveränderungen dient.

Ausblick

Für den vorsorgenden Bodenschutz sollte einem Handlungsinstrument in der oben beschriebenen Weise Priorität gegenüber einem Kontrollinstrument zukommen. Letzteres ist auf seine eigentliche Bedeutung zurückzuführen, nämlich auf die Kontrolle, die nur stichprobenartig durchgeführt werden kann bzw. sich auf ein Netz repräsentativer Dauerbeobachtungsflächen beschränkt. Die Praxis allerdings benötigt ein Handlungsinstrument, das an den Ursachen schädlicher Veränderungen ansetzt und im Sinne des Vorsorgeprinzips die Wahrscheinlichkeit für schädliche Bodenveränderungen minimiert.

Literatur

Eckert, H. und Breitschuh, G.: Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL) - Eine Methode zur Analyse und Bewertung der ökologischen Situation von Landwirtschaftsbetrieben. Arch. Acker-Pfl. Boden., 38 (1994), 149-163

Bewertung der Kriterien										
KATEGORIE Kriterium	Dimension	kritisch / unerwünscht (Standort)	Betriebs- wert	Ende des Toleranzbereiches						
				Bonitur	▼					
				0	2	4	6	8	10	12
NÄHRSTOFFHAUSHALT										
Nährstoffsaldo N	kg/ha N	< -50 : > 40	87							
NH ₃ -Emission	kg/ha N	> 50	46							
Nährstoffsaldo P	kg/ha P	< -25 : > 25	33							
Nährstoffsaldo K	kg/ha K	< -50 : > 50	150							
Gehaltsklasse P	A - E	A; E	C (3,5)							
Gehaltsklasse K	A - E	A; E	E (4,8)							
Gehaltsklasse Mg	A - E	A; E	k.A.							
Bodenreaktion	A - S	A; B; C; S	E							
Humusproduktion	%	< 80 : > 150	228							
Gülleausbringung	% Feb.-Mai	< 30	50							
BODENSCHUTZ										
Bodenabtrag (ABAG)	t/ha.a	> 7,1	1,93							
Belastungsquotient	ohne	> 1,25	1,49							
Median Feldgröße	ha	> 15	8,1							
PSM-EINSATZ										
Regelspur	% beh. AF	< 90	100							
Schadsschwellen	% beh. AF	< 90	50							
Geräte-TÜV	ha/Masch.	> 2000	300							
LANDSCHAFTS- UND ARTENVIELFALT										
ÖLV ¹⁾	%	< 3,5	1,0							
Kulturartendiversität	ohne	< 1,3	1,56							
ENERGIEBILANZ										
<i>Energieinput (fossil)</i>										
Gesamtbetrieb	GJ/ha	> 38	51,5							
Pflanzenbau	GJ/ha	> 15	12,2							
Tierhaltung	GJ/GV	> 25	25,8							
<i>Energiegewinn</i>										
Gesamtbetrieb	GJ/ha	< -20	-43,7							
Pflanzenbau	GJ/ha	< 50	114,0							
Tierhaltung	GJ/GV	< -10	-19,3							

¹⁾ Ökologisch-landeskulturelle Vorrangflächen

Abbildung 1: Bewertung eines Futterbaubetriebs über das Verfahren "Kritische Umweltbelastung Landwirtschaft" (KUL)

Bodenqualitätsziele aus der Sicht der Bodenmikrobiologie

von

NECKER,U.

1. Einleitung

Die Notwendigkeit des nachhaltigen Schutzes der natürlichen Bodenfunktionen ist inzwischen allgemein anerkannt und entsprechend auch im Entwurf des Bundes-Bodenschutzgesetzes verankert. Zur Umsetzung dieses Schutzzieles in Bodenschutz-Praxis vor Ort und in der Fläche müssen konkrete Maßstäbe zur Bewertung des Erfüllungsgrades bzw. der Beeinträchtigung dieser natürlichen Bodenfunktionen nach Qualität und Ausmaß entwickelt werden, um einen Handlungsbedarf überhaupt erkennen und Prioritäten setzen zu können. Die natürlichen Bodenfunktionen sind wesentlich auch an eine intakte Bodenbiozönose gebunden, daher sind spezifische Zielvorgaben für die biologische Bodenqualität neben allgemeinen Bodenqualitätszielen wünschenswert. Sie sind Sollvorgaben, mit denen der Ist-Zustand im konkreten Fall verglichen werden und die Intensität der Auslenkung vom heutigen Naturpotential im Sinne eines Leitbildes erfaßt und bewertet werden sollen.

2. Sachstand

Für die Erarbeitung bodenbiologischer Bewertungsmaßstäbe gibt es verschiedene konzeptionelle Ansätze, die sich in ihrer Zielsetzung, der Art der Bewertung, ihren Bewertungsparametern und ihrem Anwendungsbereich unterscheiden:

- **bodenchemische** Zielvorgaben im Sinne zulässiger Höchstkonzentrationen immer mit Bezug zur stofflichen Belastung; z. B. der (öko)toxikologische Ansatz, in der Regel als Einzelstoffprüfung
- Zielvorgaben für die **biologische** Bodenqualität im Sinne eines Leitbildes, Bioindikation unabhängig vom Belastungsfaktor, Standort-Typen
- Zielvorgaben für **bodenphysikalische** und **-chemische Standortfaktoren** im Sinne eines Leitbildes, Standort-Typen

Die Möglichkeiten und Grenzen sowie Vor- und Nachteile dieser unterschiedlichen Ansätze sind bei NECKER (1996) aufgelistet. Wenn auch für bestimmte Anwendungsbereiche praktikable bodenbiologische Bewertungsansätze zur Verfügung stehen, existiert derzeit kein umfassendes valides Bewertungssystem für eine Standortbewertung hinsichtlich des biologischen Bodenzustands und eventueller Beeinträchtigungen der natürlichen Bodenfunktionen. Dieser Frage soll im folgenden aus **mikrobiologischer** Sicht nachgegangen werden. Die anderen Bewertungsansätze werden von den weiteren Vorträgen innerhalb dieser Sitzung der AG Bodenökologie abgedeckt.

Grundsätzlich sollten Zielgrößen für die biologische Bodenqualität folgende Anforderungen erfüllen, um eine differenzierte biologische Standortbewertung zu ermöglichen:

- Praktikabilität, Standardmethodik, möglichst geringer Aufwand
- sichere Reproduzierbarkeit und hohe Stabilität
- hohe Empfindlichkeit
- hohe Spezifität für Standort-Typen

Für die bodenmikrobiologischen Aktivitätsparameter läßt sich der Sachstand hierzu nach derzeitigem Kenntnisstand sowie auf Basis der im LUA NRW vorliegenden Daten wie folgt bewerten und zusammenfassen:

Es gibt inzwischen eine Reihe bodenmikrobiologischer Aktivitätsparameter, für die praktikable Methoden bei vertretbarem Arbeitsaufwand vorliegen (z. B. SCHINNER et al. 1993), ebenso erste standardisierte Normen bzw. Norm-Entwürfe (DIN/ISO).

Für viele dieser Methoden ist eine sichere Reproduzierbarkeit nachgewiesen, dies ist in Tab. 1 beispielhaft für einige im LUA NRW eingesetzte Methoden anhand der durchschnittlichen Variationskoeffizienten dargestellt.

Tab. 1: durchschnittliche Variationskoeffizienten V [%] ausgewählter bodenbiologischer Aktivitätsparameter (Methoden in SCHINNER et al. 1993)

Parameter	V [%] für Laborparallelen	V [%] für Feldparallelen
Dehydrogenase Aktivität	3	11
Basalatmung	11	13
mikrobielle Biomasse (SIR)	7	7
Ammonifikation	4	12
Arginin-Ammonifikation	8	7
Nitrifikation	2	3
Phosphatase-Aktivität	2	6

Alle bodenbiologischen Aktivitätsparameter weisen aber in Abhängigkeit von den Witterungsverhältnissen, den Jahreszeiten usw. eine hohe natürliche Variabilität auf. Im Rahmen systematischer Versuche oder Langzeiterhebungen mit der Möglichkeit einer Referenz zu einer unbelasteten Kontrolle bzw. innerhalb eines Belastungsgradienten ist eine hohe Stabilität und damit Empfindlichkeit dieser Parameter als **Relativgrößen** gegeben und auch nachgewiesen (DELSCHEN et al. 1996). Im Sinne einer biologischen Standortbewertung auf der Basis von **Absolutwerten** für mikrobiologische Aktivitätsparameter bedingt aber deren natürliche Variabilität zunächst eine geringe Empfindlichkeit. Nach den im LUA NRW vorliegenden Erfahrungen sind als Größen geringerer natürlicher Variabilität v. a. potentielle Stoffwechselleistungen wie z. B. die substratinduzierte Respiration SIR, z. T. auch Enzymaktivitäten zu nennen. Die häufig als aussagekräftiger diskutierten relativen Kenngrößen, z.B. die Verhältniszahlen zwischen aktueller und potentieller Stoffwechselleistung als Maß der Aktivierbarkeit der Mikroorganismen und damit als Stabilitäts- bzw. Streß-Indikator oder der Anteil mikrobiellen Biomasse-Kohlenstoffs am Gesamt-Kohlenstoffgehalt des Systems weisen bei Darstellung entsprechender Zeitreihen ebenfalls natürliche Schwankungsbreiten und damit als Bewertungsgrößen in der Regel zunächst geringere Empfindlichkeiten auf (DELSCHEN et al. 1996).

Für alle genannten Parameter ist darüberhinaus eine deutliche Abhängigkeit von bodenphysikalischen und -chemischen Standortfaktoren, z. B. Temperatur, Bodenfeuchte, pH-Wert, Corg-Gehalt hinreichend bekannt und nachgewiesen. Abbildung 1 zeigt dies beispielhaft für die Bodenatmung in Abhängigkeit vom Corg-Gehalt für forstlich genutzte Bodendauerbeobachtungsflächen in NRW.

Um ein mikrobiologisches Bewertungssystem auf der Basis absoluter Werte bzw. Wertebereichen von hinreichender Empfindlichkeit zu erreichen, ist demnach eine Klassifizierung nach Stand-

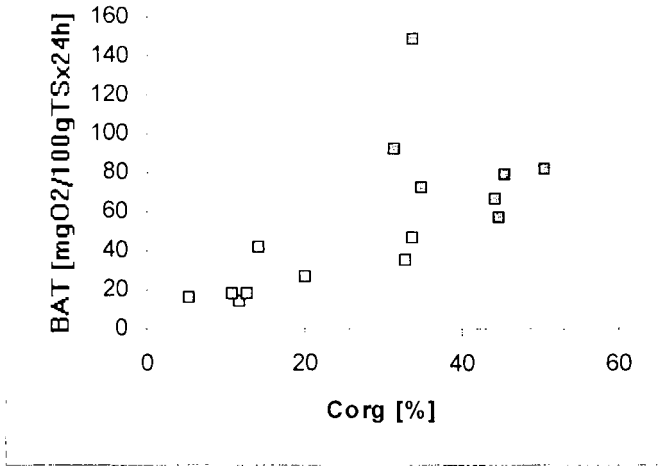


Abb. 1: Bodenatmung (BAT) in Abhängigkeit vom Corg-Gehalt auf forstlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen in NRW

ortstypen und wesentlichen Einflußfaktoren einerseits sowie einer Palette bodenbiologischer Qualitätsziele andererseits unerlässlich.

Im Sinne einer Sachstandsbestimmung im Rahmen der heutigen Diskussion über bodenbiologische Qualitätsziele soll solch ein erster konkreter Klassifikationsversuch für ausgewählte mikrobielle Aktivitäts-Parameter auf der im LUA NRW vorhandenen Datenbasis versucht werden; diese Datenbasis läßt derzeit nur eine grobe Unterscheidung von Standorttypen zu, die mit dem Ziel einer Steigerung der Empfindlichkeit sicher verfeinert werden muß, um praktikabel zu werden (s. Tab 2).

**Tab. 2: Wertebereiche bodenmikrobiologischer Parameter nach Standort-Typen
Versuch einer Klassifikation von Standort-Typen auf bodenmikrobiologischer Basis**

Standort-Typ	BAT/24h	SIR/h	DHA	BAT/SIR	C _{mic} /C _{org} [%]
Acker A _n , Kleingarten A _n	0,5 - 7,6	0,4 - 1,4	300 - 1200	0,02 - 0,27	0,7 - 2,8
Acker, B _v , Löß	1,6 - 2,5	-	162 - 252	-	-
Grünland A _h	2,4 - 13,2	1,0 - 2,7	431 - 3133	0,11 - 0,46	1,3
Wald, Auflage O _h	30 - 149,0	1,9 - 11,0	-	0,40 - 0,74	0,2 - 0,6
Wald, Mineralboden A _h , A _{hc}	8,0 - 47,0	0,3 - 3,2	-	0,32 - 0,74	0,1 - 0,9

(Datenbasis LUA NRW)

BAT: Basalatmung [mgO₂/100g TS x 24 h] = aktuelle Atmungsleistung

SIR: Substratinduzierte Respiration [mgO₂/100g TS x h] = potentielle Atmungsleistung

DHA:	Dehydrogenase-Aktivität [$\mu\text{g TPF}/10\text{g TS}$]
BAT/SIR:	Verhältnis akt./pot. Atmung, beide in [$\text{mgO}_2/100\text{g TS} \times \text{h}$]
$C_{\text{mic}}/C_{\text{Org}}$:	Anteil mikrobiellen Kohlenstoffs an der organischen Substanz des Bodens [%]

4. Bewertung und Ausblick

Der in Tab. 2 auf sicher mangelhafter Datenbasis vorgenommene erste Versuch einer Klassifikation von Standort-Typen auf bodenmikrobiologischer Basis läßt sich zusammenfassend wie folgt bewerten:

Es ist grundsätzlich möglich, verschiedene Standort-Typen anhand bodenmikrobiologischer Funktionssummenparameter zu charakterisieren, aber nur sehr grob wegen weiter und überlappender Wertebereiche.

Diese Standort-Typen können ebenfalls durch die Nutzungsart (Acker, Grünland, Brache, Wald usw.) sowie durch typische Wertebereiche für die wesentlichen Standortfaktoren (pH, Corg, usw.) charakterisiert werden.

Die Ausprägung der bodenmikrobiologischen Funktionsparameter ist im wesentlichen von diesen Größen - Nutzung und wesentliche Standortfaktoren - abhängig. Daraus ergibt sich grundsätzlich die Möglichkeit der Formulierung standorttypischer Sollvorgaben im Sinne von Leitbildern in einer Matrix:

- Nutzungsart
- abiotische Standortfaktoren (chemisch-physikalische, klimatische, ...)
- bodenbiologische Parameter (Funktions- und Strukturparameter)

und damit die Möglichkeit, Auffälligkeiten anhand einer Diskrepanz zwischen bodenbiologischem Ist-Zustand und nach dem standorttypischen Leitbild zu erwartendem Sollzustand zu erkennen. Darüberhinaus eröffnet dies bei Kenntnis der Wirkungsmechanismen und Abhängigkeiten langfristig die Möglichkeit, eine Erstbewertung von Standorten mit geringerem Aufwand über chemisch-physikalische Standortfaktoren vorzunehmen.

Fraglich bleibt die ausreichende Empfindlichkeit. Durch Erhebung und statistische Auswertung einer ausreichenden Datenbasis auf der Grundlage einer standardisierten Methodik ist zu erwarten, daß die Wertebereiche für bodenbiologische **Zielvorgaben** verengt werden können.

Die einmalige Erhebung bodenmikrobiologischer **Ist-Zustände** im Sinne einer Bioindikation wird wegen deren natürlicher Variabilität weniger empfindlich bleiben. Mehrfacherhebungen können die Aussageschärfe erhöhen, bedeuten aber auch mehr Aufwand und Zeitbedarf.

Wesentlich höhere Empfindlichkeit und Spezifität weisen die bodenmikrobiologischen Funktionssummenparameter dagegen als relative Größen bei Erhebung im Vergleich zu einer Kontrolle oder in einem Gradienten (Belastungsgradient, Zeitgradient) auf. Daher sollten solche systematischen Versuche auch weiterhin schwerpunktmäßiger Einsatzbereich bodenmikrobiologischer Untersuchungen sein.

5. Literatur

- DELSCHEN, T., HEMBROCK-HEGER, A. und U. NECKER (1996): Lysimeterversuche zum Verhalten persistenter organischer Schadstoffe im System Boden/Pflanze. In: Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Landesumweltamt (LUA) NRW [Hrsg.] Bd. 13
- NECKER, U. (1996): Wirkungsbezogene Bewertung der Schadstoffbelastung von Böden im Hinblick auf deren Lebensraum- und Stoffumsatzfunktion: Konzepte - Sachstand - Ausblick. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 81, 267-270
- SCHINNER, F., ÖHLINGER, R. und E. KANDELER (1993): Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Springer Verlag Berlin, Heidelberg

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE

Gemeinsame Tagung der Kommissionen II und VII zum Thema:
„Grenzflächen- und Kolloidchemie“

9. bis 11. September 1998

JÜLICH

Band 88

1998

Spektroskopische Aufklärung von Grenzflächenreaktionen als Grundlage für die geochemische Modellierung von Sorptionsphänomenen

von

AMME, M.D.

1

Die Mobilität von Schadstoffen ist der wichtigste Aspekt in der Diskussion um das Verhalten von Schadstoffen in der Geosphäre. Ihre Migration wird entscheidend beeinflusst durch die Wechselwirkung der in der mobilen Phase vertretenen Ionen und Verbindungen mit dem umgebenden Festkörper. Die Sorption auf Sedimenten und reinen Phasen wird seit Jahren experimentell ausführlich untersucht, um Aussagen über die Verzögerung des Transportes von Schadstoffen zu erhalten.

Die dadurch in großer Zahl erhaltenen experimentellen Daten wurden in den seltensten Fällen modellrechnerisch ausgewertet.

Die Leistungsfähigkeit heutiger Rechner, erweiterte Kenntnisse über Flüssig-Fest-Grenzflächen durch Untersuchungen mit oberflächensensitive Methoden sowie neubewertete thermodynamische Daten ermöglichen es, den Beitrag der Sorption bei der Reaktion von Schadstoffionen in heterogenen Systemen gründlicher als früher zu quantifizieren und Sorptionsreaktionen auch bei der Variation von Parametern (Konzentration, pH-Wert) nachzuvollziehen.

In diesem Beitrag wird der Sachverhalt anhand der Sorptionsmodellierung des Verhaltens von Cäsium, Strontium, Uran (VI) und Antimon(V) in Batch-Versuchen verdeutlicht.

Ziele:

Der Einsatz der geochemischen Modellierung zur Quantifizierung der Sorption ermöglicht es, unter unterschiedlichen Bedingungen aufgenommene experimentelle Werte miteinander zu vergleichen. Durch Erheben eines $\log K$ -Wertes für die Oberflächenreaktion wird gegenüber früheren Ergebnissen eine Datenreduktion erreicht. Es besteht die Möglichkeit, diesen Wert in Programme zur Berechnung des Transportes einzubauen.

¹ GSF-Forschungszentrum Neuherberg, Institut für Hydrologie, Postfach 1129, 85758 Oberschleißheim

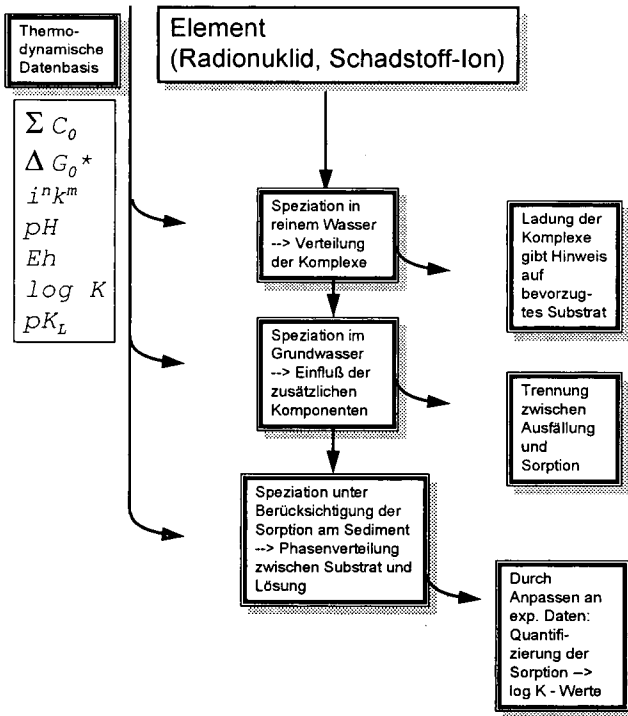


Abbildung 1: Stufenweise differenzierte Betrachtung eines Systems bei der geochemischen Modellierung

Generell betehen zwei Möglichkeiten zur modellrechnerischen Behandlung eines gemischt zusammengesetzten Systems [1]. Bei der ersten Methode kann ein Summenparameter (z. B. die Kationenaustauschkapazität des gesamten Sedimentes) zur Beurteilung des Sorptionsverhaltens herangezogen werden, wobei nicht eingehender untersucht wird, durch welche Komponenten und in welchem Maß ein Beitrag zur Gesamt-Oberflächenreaktion geleistet wird. Die zweite Methode berücksichtigt das Verhalten einzelner Mineralphasenkomponenten gegenüber dem Kontaminanten und setzt unabhängig voneinander gemessene Modellsysteme additiv zusammen. Die vorausgehende Untersuchung der Sorption auf reinen Phasen (Quarz, Tonminerale, Oxide) gibt im Vergleich zu gemischten Festphasen klarere Informationen über die Abhängigkeit der Sorption von Parametern wie pH-Wert oder Trägerkonzentration.

Die Natur und Stöchiometrie des sich bei der Sorption bildenden Komplexes soll aus spektroskopischen Ergebnissen abgeleitet werden und in Zukunft einheitlich auf dieser Basis formuliert werden. Hierfür kommen eine Vielzahl an Absorptions-, Reflexions- und speziellen oberflächensensitiven Methoden in Frage [2].

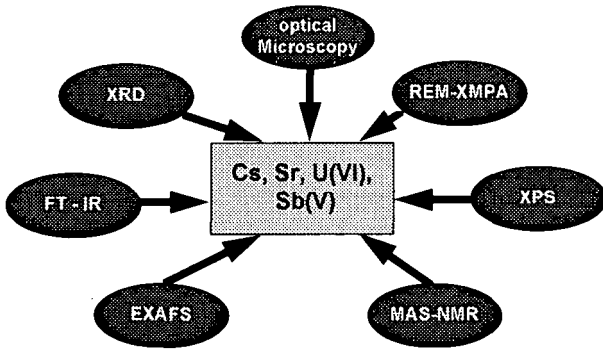


Abbildung 2: Spektroskopische Methoden und Beugungsanalytik zur Untersuchung von Grenzflächenreaktionen

Ergebnisse:

Es werden beispielhaft Sorptionsrechnungen mit den Programmen HYDRAQL und MINTEQA2 an zwei verschiedenen Sedimenten mit den Ionen Cs^+ , Sr^{2+} , UO_2^{2+} und $Sb(OH)_6^-$ vorgestellt. In jedem Fall konnte eine gute Übereinstimmung zwischen Modell und Experiment erreicht werden. Es wurden jeweils unterschiedlich formulierte Oberflächenkomplexe angenommen, die mit den Beobachtungen früherer Untersuchungen übereinstimmen. Die mit Hilfe der Röntgendiffraktometrie festgestellte Phasenzusammensetzung der Sedimente läßt sich in vielen Fällen durch den Verlauf der Sorptionsisothermen nachvollziehen.

Bei Sorptionsexperimenten läßt sich der höchste Informationsgehalt mit Versuchen zur Variation der Trägerkonzentration und des pH-Wertes erreichen. Gutgepufferte heterogene natürliche Systeme verhindern eine schnelle Einstellung verschiedener pH-Werte ohne gleichzeitige Veränderung der Mineralphasengesellschaft. Daher wurde im Rahmen der vorgestellten Sorptionsexperimente lediglich die Kontaminantenkonzentration variiert [3]. Abb. 3 zeigt die Konzentrationsabhängigkeit der Strontium-Sorption im Sediment-Grundwasser-System 2/2131.

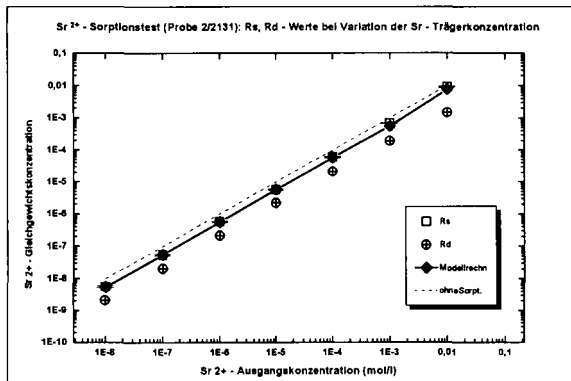
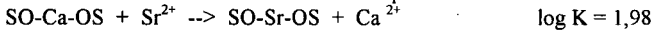


Abb. 3: Konzentrationsabhängigkeit der Strontium-Sorption im Sediment-Grundwasser-System 2/2131 und geochemische Modellrechnung.

Die dieser Rechnung zugrundeliegenden Parameter sind die Ca^{2+} -Austauschkapazität, die spezifische Oberfläche des Sedimentes und die Sorptionsreaktion



sowie Daten zu den Grundwasserinhaltsstoffen, es wurde nach der Methode der Summenparameter verfahren („Performance Assessment Modelling“).

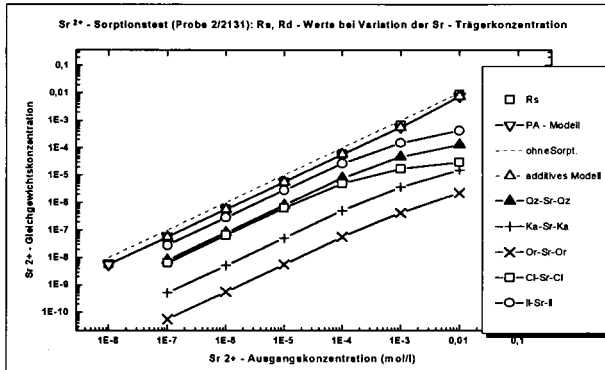


Abb. XX: Modellrechnung unter Annahme eines additiven Modells zur Strontium-Sorption im Sediment-Grundwasser-System 2/2131

Im zweiten Ansatz wird das Sorptionsverhalten zunächst auf reinen Mineralphasen quantifiziert und anschließend das Sediment rechnerisch aus den fünf gewichtsmäßig am stärksten vertretenen Phasen zusammengesetzt. Unterschiedliche Komplexbildungskonstanten für jedes Mineral berücksichtigen die Wechselwirkungen mit den Oberflächen. Eine gute Übereinstimmung mit den aus Batch-Versuchen erhaltenen Werten in etwa 50 % aller Fälle macht eine sinnvolle Verwendung dieses Modells zur Beurteilung vieler Sorptionsexperimente in der Geochemie möglich. Zukünftige Erkenntnisse zur Rolle von Huminstoffen, Kolloidbildung und Mischphasenthermodynamik können die Basis dieses Modells hinsichtlich Genauigkeit und Anwendbarkeit verbreitern.

Literatur

- [1] Hochella, M., White, A. (Hrsg.): Mineral-water interface geochemistry, Series Reviews in Mineralogy, Vol. 23, Mineralogical Society of America, Washington (1990)
- [2] Kellner, R., Mermet, J.-M., Otto, M., Widmer, H.: Analytical Chemistry. Verlag Wiley-VCH, Weinheim (1998)
- [3] Klotz, D., Lang, H.: Experimentelle Untersuchungen zur Radionuklidmigration im Deckgebirge des geplanten Endlagers Gorleben - Untersuchungsprogramm V. GSF-Institut für Hydrologie, GSF-Bericht 22/95, Neuherberg (1996)

Wechselwirkungen wasserlöslicher Polymere mit Bodenmineralien: Adsorption in Mischsystemen

von

BASSMANN,F., SÉQUARIS,J.-M., NARRES,H.-D., SCHWUGER,M.J.

Synthetische wasserlösliche Polymere, wie Polyacrylsäure (M_w 50.000 g/mol) und Polyvinylpyrrolidon (M_w 44.000 g/mol), finden vielfältige technische Verwendung und können nach dem Gebrauch in verschiedene Umweltkompartimente gelangen, u.a. auch in Böden. Aluminiumoxid und Montmorillonit sind wichtige Bodenbestandteile, wobei Aluminiumoxid bei bodenrelevanten pH-Werten eine positive Oberflächenladung und Montmorillonit eine hauptsächlich negative Oberflächenladung (Siloxanoberfläche) besitzt. Da Polyacrylsäure (PAA), ein stark ionisierter Polyelektrolyt ($\alpha = 0,4$, pH = 5,6), und das Neutralpolymer Polyvinylpyrrolidon (PVP) kaum biologisch abbaubar sind, werden zur Aufklärung der physikochemischen Wechselwirkungen der Polymere mit den Bodenkomponenten Untersuchungen zu folgenden Themenbereichen durchgeführt:

1. Einzeladsorption an Bodenmineralen
2. Adsorption an polymermodifizierten Bodenmineralen
3. Einzeladsorption an Bodenmineralmischungen

1. Einzeladsorption an Bodenmineralen

Elektrostatische Wechselwirkungen bewirken eine höhere Adsorption der negativ geladenen PAA an Aluminiumoxid als an Montmorillonit (Abb. 1) [1,2,3].

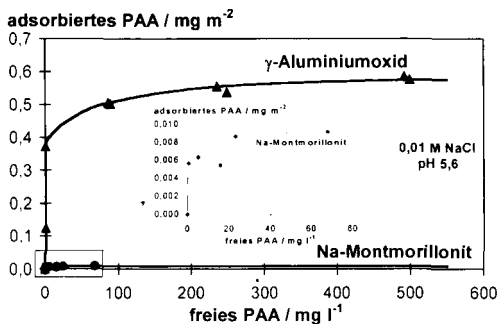


Abb. 1: Adsorption von PAA an γ -Aluminiumoxid und Na-Montmorillonit

Das Neutralpolymer PVP besitzt eine niedrigere Affinität zum hydrophilen Aluminiumoxid als zum Montmorillonit, der hydrophobere Eigenschaften aufweist (Abb. 2) [1.4.5.6.7.8].

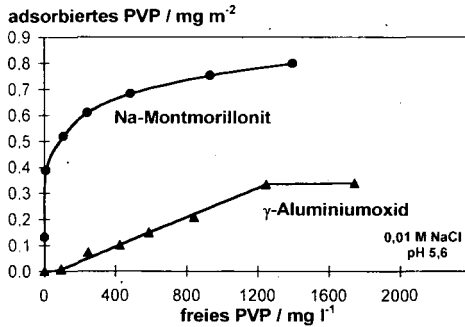


Abb. 2: Adsorption von PVP an γ -Aluminiumoxid und Na-Montmorillonit

2. Adsorption an polymermodifizierten Bodenmineralen

Ein synergistischer Effekt verstärkt die Adsorption von PAA an PVP-modifiziertem Montmorillonit, Polymerkomplexe bilden sich (Abb. 3). Bevor es jedoch zu einer PVP-PAA-Komplexbildung über Wasserstoffbrückenbindungen kommt, belegt die negativ geladene PAA zunächst die positiven Kanten (Aluminolgruppen) des Schichtsilikats. Eine Zweistufen-Adsorption ist zu erkennen.

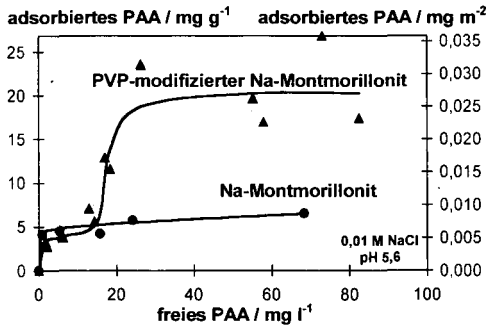


Abb. 3: Adsorption von PAA an Na-Montmorillonit und an PVP-modifiziertem Na-Montmorillonit (0,6 mg PVP / m²)

Bei der Adsorption von PVP an PAA-modifiziertem Aluminiumoxid zeigt sich ein antagonistischer Effekt (Abb. 4). Die PAA-Moleküle sind durch Ligandenaustauschreaktionen auf der Oberfläche fest verankert. Sterische Effekte der PAA-Hülle erschweren somit eine „Einlagerung“ der PVP-Moleküle in die adsorbierte PAA-Schicht. Ebenfalls ist die Möglichkeit zur Ausbildung eines Polymerkomplexes eingeschränkt, da die PAA-modifizierten Aluminiumoxid-Teilchen voluminöse Aggregate durch Verbrückungen bilden.

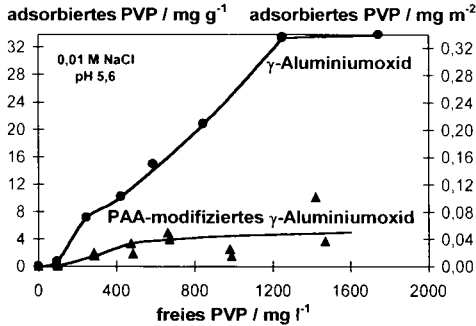


Abb. 4: Adsorption von PVP an γ -Aluminiumoxid und an PAA-modifiziertem γ -Aluminiumoxid ($0,6 \text{ mg PAA} / \text{m}^2$)

3. Einzeladsorption an Bodenmineralmischungen

Im Fall der Adsorption von PAA und PVP an Mischungen aus Aluminiumoxid und Montmorillonit ist ein antagonistischer Effekt festzustellen [1] (Abb. 5).

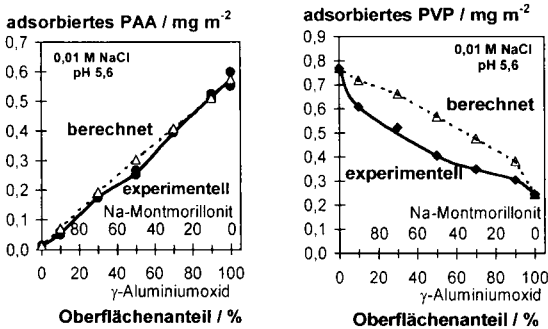


Abb. 5: Adsorption von PAA und PVP im Sättigungsbereich an Bodenmineralmischungen (Totaloberfläche 750 m^2 pro Liter Suspension)

In der Suspension bilden sich aufgrund elektrostatischer Attraktionskräfte Oxid-Tonmineral-Komplexe, dadurch wird allgemein die Zugänglichkeit der Adsorptionsplätze behindert. Polymerzusätze können die Oxid-Tonmineral-Aggregate zerstören. Eine besonders große Wirkung zeigt PAA, da sie sogar die elektrostatischen Wechselwirkungen zwischen den Partikeln durch eine chemische Bindung und gleichzeitige Umladung kompensieren kann (Abb. 6).

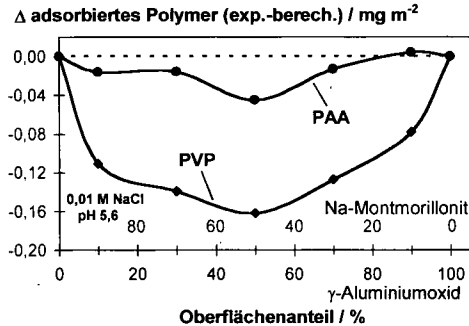


Abb. 6: Abweichungen der berechneten von den experimentell ermittelten adsorbierten Polymermengen an Bodenmineralmischungen

Literatur

- [1] F. Baßmann, J.-M. Séquaris, H.-D. Narres, M.J. Schwuger, J. Dispersion Science & Technology, in press (1998)
- [2] J.-M. Séquaris, in M.J. Schwuger (Hrsg.): Detergents in the Environment, Marcel Dekker, Inc., New York, 225, 1997
- [3] F. Blockhaus, J.-M. Séquaris, H.-D. Narres, M.J. Schwuger, J. Colloid Interf. Sci. **186**, 234 (1997)
- [4] K. Ishiduki, K. Esumi, Langmuir **13**, 1587 (1997)
- [5] B.K.G. Theng, Formation and Properties of Clay-Polymer Complexes, Elsevier Publisher, Amsterdam, 37, 1979
- [6] A. Hild, J.-M. Séquaris, H.-D. Narres, M.J. Schwuger, Mitteilungen der DBG **83**, 25 (1997)
- [7] A. Hild, J.-M. Séquaris, H.-D. Narres, M.J. Schwuger, Colloids Surf. A **123-124**, 515 (1997)
- [8] A. Hild, Dissertation, Universität Düsseldorf (1998)

¹³C-NMR spektroskopische Untersuchungen zur abiotischen Reaktion von Phenolen und PAK an Tonmineralien

von

BIRKEL,U., NIEMEYER,J., SEEGER,B., GEROLD,G.

Zielsetzung

Das Ziel dieser Untersuchungen ist zu zeigen, daß neben der bekannten Sorption von Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) an Tonmineralen diese durch physikalisch-chemische Prozesse abiotisch umgewandelt werden können. Die Überlegung ist, daß es durch Ladungstransfer-Komplexe von an Tonmineralen adsorbierten Phenolmolekülen zur Bildung phenolischer Radikale (Voudrias et al. 1986) kommt (Abb.1). Diese reagieren mit anderen, ebenfalls an Tonmineralen sorbierten organischen Verbindungen, so daß dem mikrobiellen Abbau von PAK durch Bodenpilze vergleichbare radikalische Reaktionen initiiert werden können (Barr et al. 1994, Cerniglia 1993, Müncnerova et al. 1994).

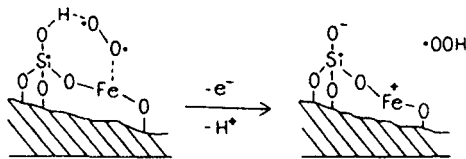


Abb. 1: Beispiel zur Radikalbildung an Tonmineraloberflächen (Voudrias et al. 1986)

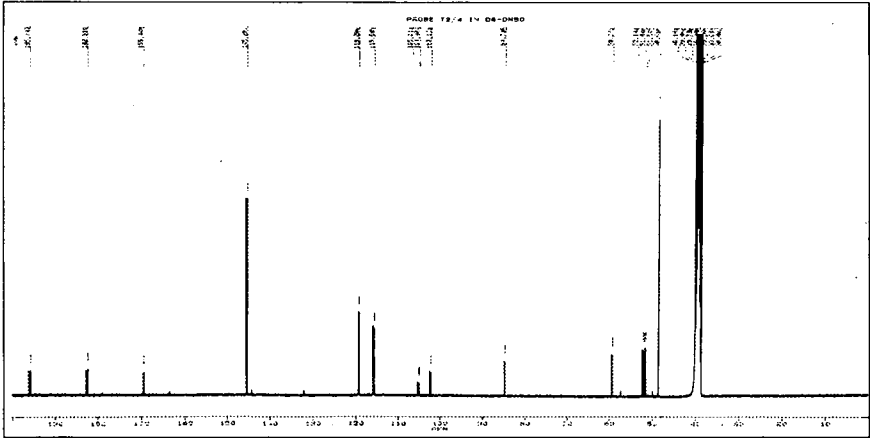
Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurde ein SWy-2-Bentonit (Na⁺-Montmorillonit, Crook County, Wyoming, USA) verwendet. Die Belegung des Bentonits erfolgte jeweils mit Brenzkatechin, Pyrogallol sowie zusätzlich mit Phenanthren (Merck) als einem Vertreter der PAK durch Sublimation aus der Gasphase bei 50°C (24 h). Die Extraktion der Substanzen von der Tonmineraloberfläche erfolgte durch Dispergierung mit Methanol ("LiChrosolv", Merck) im Ultraschallbad, Zentrifugation und Filtration. Anschließend wurde das Probenmaterial am Rotationsverdampfer eingengt (40°C, 200 mbar) und der Rückstand in 500 µl deuteriertem Dimethylsulfoxid (Cambridge Isotope Labs) aufgenommen. Die Analysen wurden mittels ¹³C-NMR-Spektroskopie an einem Bruker Aspect 3000 durchgeführt.

Ergebnisse

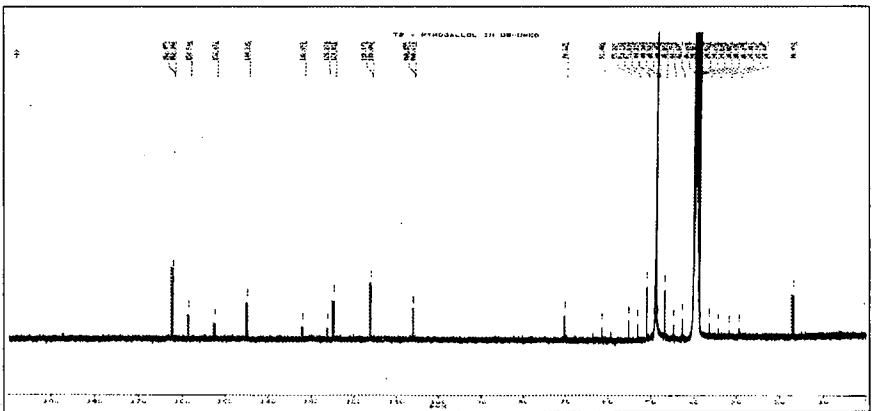
Nach der Belegung weisen die Oberflächen des Bentonits bei allen Proben deutliche Verfärbungen auf, die von braunen (Pyrogallol, Phenanthren) bis schwarzen (Brenzkatechin, Phenanthren) Tönen reichen. Die organischen Überzüge konnten bis auf die des Pyrogallols gut extrahiert werden. Die bei der Belegung mit Pyrogallol entstandenen Reaktionsprodukte lassen sich trotz einer Vielzahl eingesetzter organischer Lösemittel bislang nicht von der Tonmineraloberfläche entfernen. Dies deutet auf die Bildung chemisorbierter organischer Verbindungen hin.

Aus Spektrum 1 ist ersichtlich, daß die Reaktion von Brenzkatechin an der Tonmineraloberfläche zur Entstehung von Verbindungen mit Carboxyl- (170,2 ppm), Chinon- (183,5 ppm) und Aldehydgruppen (196,9 ppm) geführt hat. Zusätzlich treten Peaks von O-Alkyl- (51,8; 52,4; 53; 59,8 ppm) und Alken-Bindungen (102,8; 105,4 ppm) auf. Somit konnte die Oxidation des Brenzkatechins zum entsprechenden Chinon durch die Aktivität des Tonminerals nachgewiesen werden.



Spektr. 1: ¹³C-NMR-Spektrum des Extrakts des mit Brenzkatechin belegten Bentonits

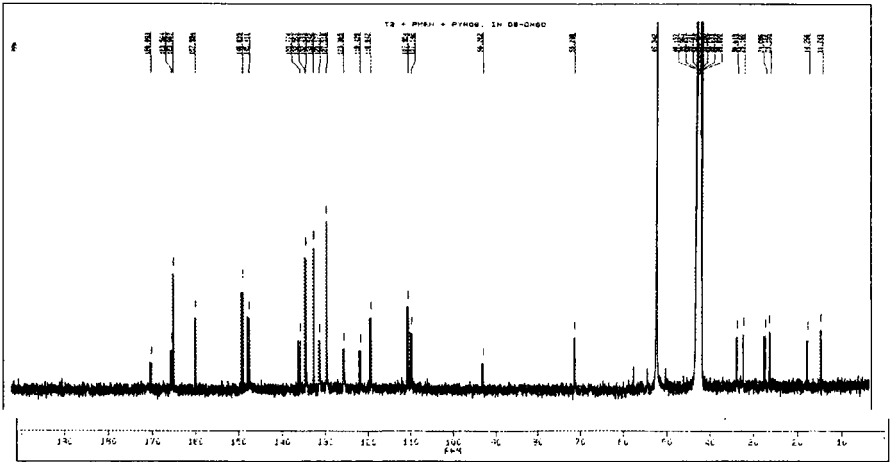
Das Spektrum 2 zeigt neben den identifizierbaren Peaks des Pyrogallols zusätzliche Peaks von Alkyl-, O-Alkylgruppen (31,7–70,2 ppm), aromatischen Strukturen (124,8; 126,3; 152,5; 158,6 ppm) sowie Carbonylverbindungen (162,5 ppm). Dies läßt auf die Oxidation des Pyrogallols und eine Aufspaltung des aromatischen Rings schließen. Eine noch durchzuführende Effizienzsteigerung des Extraktionsverfahrens läßt eine deutliche Zunahme der Zahl an Reaktionsprodukten erwarten.



Spektr. 2: ¹³C-NMR-Spektrum des Extrakts des mit Pyrogallol belegten Bentonits

Im Spektrum 3 treten neben den bereits beschriebenen Peaks zusätzliche Signale auf, die wie aus Abbildung 2 ersichtlich, als O-Alkyl- (68,3; 90,3 ppm), C=C-Bindungen (107,9 ppm), aromatische

Strukturen (119,4; 133,8; 146,8; 158 ppm) und Carbonylverbindungen (163,5; 168,1 ppm) identifiziert werden können. Dies kann als Hinweis gewertet werden, daß es auf dem mit Pyrogallol und Phenanthren belegten Bentonit zu einer abiotisch induzierten Reaktion der beiden Substanzen gekommen ist.



Spektr. 3: ^{13}C -NMR-Spektrum des Extrakts des mit Pyrogallol und Phenanthren belegten Bentonits

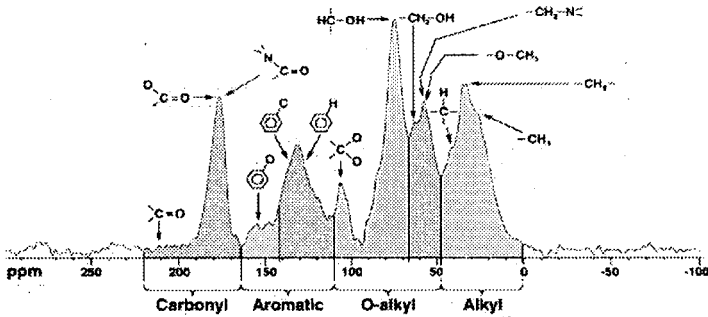


Abb. 2: Übersicht der chemischen Verschiebungen in der ^{13}C -NMR-Spektroskopie

Schlußfolgerungen

Die hier in Kürze dargestellten Ergebnisse zeigen, daß durch die reaktiven Eigenschaften der Tonminerale an sie sorbierte organische Substanzen, wie beispielsweise Phenole, chemisch verändert werden. Erste Hinweise zur Hypothese, daß Tonminerale zusammen mit an ihnen gebundenen Huminstoffen organische Schadstoffe transformieren können, kann durch die Reaktion mit den Phenolen erbracht werden. Somit kann gezeigt werden, daß die Filter- und Transformationseigenschaften von Böden ein breiteres Reaktionsspektrum umfassen als bisher angenommen.

Literatur

- Barr, D.P. & Aust, S.D. (1994): Mechanisms white rot fungi use to degrade pollutants.- Environmental Science and Technology, 28, 78A-87A
- Cerniglia, C.E. (1993): Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons.- Current Opinion in Biotechnology, 4, 331-338
- Müncnerova, D. & Augustin, J. (1994): Fungal metabolism and detoxification of polycyclic aromatic hydrocarbons: A review.- Bioresource Technology, 48, 97-106
- Voudrias, E.A. & Reinhard, M. (1986): Abiotic organic reactions at mineral surfaces.- In: Davis, J., Hayes, K. (eds.) Geochemical Processes at Mineral Surfaces.- American Chemical Society, Washington

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 468 "Wechselwirkungen an geologischen Grenzflächen" der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) durchgeführt.

**Sorption von Atrazin an Böden und Bodenkomponenten
eine thermodynamische Betrachtung -**

von

BISCHOFF, W.-A., KAUPENJOHANN, M.

Einleitung

Bei der Betrachtung des Sorptionsverhaltens organischer Xenobiotika wurden bisher fast ausschließlich Sorptionsisothermen interpretiert. Kaum beachtet wurden die Energieumsätze, die mit jedem Stoffumsatz einhergehen. Die Energieumsätze liefern Informationen über Bindungsstärke und Bindungsform, die mit dem Stoffumsatz verändert werden.

Diese bei hydrophoben Wechselwirkungen sehr schwachen Energieumsätze konnten bisher kaum vom „Rauschen“ der begleitenden Energieumsätze getrennt werden. Am Beispiel der Atrazinsorption an mineralischen und organischen Oberflächen soll Anwendbarkeit und Nutzen der Messung der Energieumsätze bei chemischen Reaktionen demonstriert werden.

Die **Ziele** waren demnach :

- Entwicklung einer empfindlichen Meßmethode
- Beitrag zur Klärung des Bindungsmechanismus von Atrazin an verschiedene Bodenkomponenten

Material und Methoden

Mit der isothermen und isobaren Mikrokolorimetrie wurden Wärmeumsätze bei der Sorption von Atrazin an 7 Tonminerale, 3 Corg-freie Unterböden und 2 organischen Horizonten gemessen. Parallel wurden unter gleichen Bedingungen ¹⁴C-markiert die Sorptionsgleichgewichte bestimmt.

Aus den Gleichgewichts- und Kalorimeterdaten wurden die thermodynamischen Größen freie Gibbs'sche Enthalpie ΔG , Reaktionsenthalpie ΔH und der Entropieterm $T \cdot \Delta S$, die über die Gleichung $\Delta G = \Delta H - T \cdot \Delta S$ verknüpft sind, berechnet.

Das Mikrokolorimeter wurde unabhängig mit der thermodynamisch genau bekannten Hydrolyse von Ethylacetat zu Ethanol und Acetat validiert. Die Abweichung vom theoretischen Wert betrug ca. 9%, der Standardfehler lag im Bereich von 20 %. Das ist im Vergleich zu Erfahrungswerten aus der physikalischen Chemie, wo diese Methode sonst Verwendung findet, als sehr gut zu bezeichnen.

*Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310); Emil-Wolff-Str. 27; 70599 Stuttgart

Ergebnisse

Die Reaktionsenthalpien waren sehr gering für alle getesteten Substrate und lagen zum größten Teil zwischen +10 und - 10 kJ*mol⁻¹. Demgegenüber waren die freie Gibbs'sche Enthalpie und der Entropieterm groß. Sie lagen im Bereich von - 20 bis - 80 kJ*mol⁻¹.

Diskussion

Die Bindungsformen des Atrazin im Boden sind umstritten. Es wurden bisher schon fünf verschiedene Mechanismen als relevant angesehen. Schon schwache Bindungen wie H-Brücken haben aber Reaktionsenthalpien um -20 KJ*mol⁻¹. Kovalente oder Ionenbindungen benötigen schon aus theoretischen Überlegungen Reaktionsenthalpien über -80 kJ*mol⁻¹. Daraus ergibt sich, daß es sich bei der Bindung von Atrazin an Böden und Bodenkomponenten zumindest zum überwiegenden Teil um hydrophobe Wechselwirkungen handeln muß.

Da die Thermodynamik eine ausgereifte und in der statistischen Quantenchemie auch mikroskopisch fundierte Theorie ist, stellt sie ein sehr starkes Instrument zur Überprüfung von Bindungsmechanismen dar, wenn das experimentelle Design die anderen auftretenden Energieumsätze von der reinen Reaktionsenthalpie trennen kann.

Competitive Sorption of Cu^{2+} and Pb^{2+} to Colloidal Hematite

von

CHRISTL,I., KRETZSCHMAR,R., STICHER,H.

Introduction

Oxides and oxyhydroxides of iron and aluminum are important sorbents for heavy metal cations in aquatic and terrestrial environments. The sorption of metal cations has therefore been subject of many investigations. In the majority of studies, sorption of single metals as a function of pH and electrolyte concentration has been investigated. Little information is available on competitive sorption effects between strongly sorbing metal cations. This information is essential, however, if surface complexation models are to be applied successfully to more complex, multi-component systems such as contaminated soils or sediments. The objectives of the present study were to (i) investigate competitive sorption effects between two strongly sorbing heavy metals, Cu^{2+} and Pb^{2+} , to colloidal hematite ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$) particles, and (ii) to test various surface complexation models for their ability to predict competitive sorption from acid-base titration and single-metal sorption data.

Materials and Methods

Submicron sized hematite particles were prepared by aging a condensed Fe(III)-hydroxide gel for 72 h at 100 °C (Sugimoto and Sakata, 1992). Excess salts were removed by washing and extensive dialysis. The particles were characterized by transmission electron microscopy (TEM), N_2 -BET surface area measurements, and powder X-ray diffraction analysis (XRD).

Acid-base titrations of hematite colloids suspended in NaNO_3 electrolyte solutions (0.005 to 0.5 M) were carried out under nitrogen atmosphere using a fully automated titration set-up (Schudel et al., 1997).

The pH-dependent adsorption of Cu^{2+} and Pb^{2+} to pure hematite was investigated with batch experiments. Solid concentrations and total metal concentrations ranged from 0.2 to 2 g/L and 4 to 300 μM , respectively. The pH values were adjusted by adding either HNO_3 or NaOH . Most experiments were performed in 0.1 M NaNO_3 background electrolyte. All samples equilibrated under nitrogen gas for 21 h at 25 °C were filtered through a 0.1- μm membranes prior to chemical analysis.

The single-metal sorption data were modeled using classical surface complexation models, such as the constant capacitance (CCM), diffuse double layer (DLM), and triple layer models (TLM). The program FITEQL 3.2 was used for parameter optimization (Herbelin and Westall, 1996). In a first step, the acid-base titration data of the hematite colloids were modeled to obtain best-fit parameters for surface protonation, ion-pair formation, surface capacitance, and site density. However, the site density cannot be reliably determined from acid-base titration data and was therefore also systematically varied. In the second step, the single-metal sorption data were modeled based on the models calibrated for protonation behavior. In the third step, the obtained surface complexation constants were used to predict competitive sorption in the presence of both Cu^{2+} and Pb^{2+} . Precipitation of oversaturated solids was also considered.

Results and Discussion

The hematite particles were approximately spherical and 122 ± 29 nm in diameter. The specific surface area of the particles was 28.3 m^2/g , as measured by the N_2 -BET method. Analysis by XRD and TEM showed that the particles consisted of well-crystallized hematite. No impurities were detected.

Acid-base titration curves of the hematite particles at different ionic strengths exhibited a common intersection point near pH 9.2. This pH corresponds to the (pristine) point of zero charge (PZC) of the

* Swiss Federal Institute of Technology, ETH-ITO, Grabenstrasse 3, CH-8952 Schlieren, Switzerland

hematite surface in the absence of specifically adsorbing ions. The titration data were described very well by any of the surface complexation models.

As reported in the literature, Pb^{2+} was sorbed more strongly to hematite than Cu^{2+} and sorption of both metals increased sharply with increasing pH. The adsorption edges of both metals were nearly unaffected by the concentration of background electrolyte used. For example, sorption of Cu^{2+} as a function of pH and total Cu^{2+} concentration is shown in Figure 1a. The maximum surface coverage (at 100% sorbed) in these experiments ranged from 0.07 to 1.77 $\mu\text{moles}/\text{m}^2$. Similar results were obtained for Pb^{2+} . The data from these single-metal sorption experiments were used to calibrate the surface complexation models. As an example, results based on the TLM are presented here. Three types of surface complexes were considered: (i) inner-sphere complexes, (ii) outer-sphere complexes, and (iii) outer-sphere complexes of singly hydrolyzed metal species (e.g., PbOH^+). The solid lines in Figure 1a represent the best fit of the TLM with 7.2 sites/ nm^2 , which was the best-fit site density obtained from proton titration. Satisfactory description of the single-metal sorption data was also obtained using the DLM and CCM models, respectively.

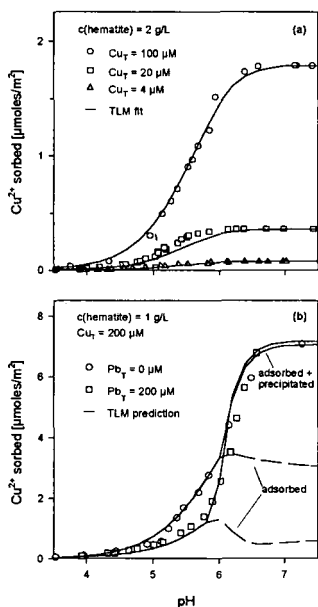


Figure 1. Sorption of Cu^{2+} to hematite as affected by the presence of Pb^{2+} (in 0.1 M NaNO_3). (a) Single-metal sorption data for low to medium surface coverage used to calibrate surface complexation models. Solid lines represent the best fit of the TLM (b) Competitive sorption of Cu^{2+} at high surface coverage in the presence of $200 \mu\text{M}$ Pb^{2+} . Solid lines represent predictions based on the calibrated TLM.

At low to medium surface coverage ($\leq 1.77 \mu\text{moles}/\text{m}^2$), almost no competitive effects between Cu^{2+} and Pb^{2+} were observed. However, when the total metal concentrations were further increased, competition between Cu^{2+} and Pb^{2+} became clearly evident, although these effects were limited to a rather narrow pH range. A typical example is shown in Figure 1b, along with TLM predictions assuming 7.2 sites/ nm^2 . Competitive sorption can only be observed below pH 6. At higher pH values, precipitation of $\text{Cu}(\text{OH})_2$ is predicted to occur. Since precipitation of $\text{Cu}(\text{OH})_2$ does not depend on the presence of Pb^{2+} , competitive effects are overshadowed in macroscopic sorption data as soon as precipitation sets in. The onset of $\text{Cu}(\text{OH})_2$ precipitation near pH 6.5 was verified by EXAFS spectroscopy.

The TLM predictions shown in Figure 1b are in good agreement with experimental data. Model predictions of competitive sorption were extremely sensitive to the site density used. Lowering the site density resulted in strong overestimation of competitive effects, while increasing the site density had the opposite effect. Thus, we suggest that competitive sorption experiments provide valuable

information about the site density relevant to metal complexation at oxide mineral surfaces. For the hematite studied, the optimum site density was between 6 and 10 sites per nm^2 .

References

- Herbelin, A. L., and Westall, J. C. Rep. No. 96-01. Department of Chemistry, Oregon State University, Corvallis, Oregon, 1996.
- Schudel, M., Behrens, H., Holtthoff, H., Kretzschmar, R., and Borkovec, M. *J. Colloid Interface Sci.*, 196, 241-253, 1997.
- Sugimoto, T., and Sakata, K. *J. Colloid Interface Sci.*, 152, 587-590, 1992.

Zur Kinetik der Sorption von Schwermetallen an Bodenkomponenten.
I. Sorptions- und Diffusionsprozesse an/in Goethitpartikeln

von

FISCHER, L., BRÜMMER, G. W., BARROW, N. J.

1. Einleitung

Schwermetalle diffundieren nach der Adsorption an den äußeren Oberflächen in Defekte des Kristallgitters von Goethit hinein (BRÜMMER et al., 1988; FISCHER und BRÜMMER, 1993). Dabei kann die Diffusion sowohl in größere Poren zwischen einzelnen Kristalliten (Domänen) der Goethite als auch in kleinere Defekte (Punkt- und Liniendefekte) hinein erfolgen (FISCHER et al., 1997). Zur Bestimmung verschiedener Eigenschaften der Metalle, die die Adsorption an den äußeren Oberflächen sowie die nachfolgende Diffusion in das Kristallinnere beeinflussen, erfolgten Adsorptionsuntersuchungen mit 9 verschiedenen Schwermetallen (Mn, Co, Cd, Ni, Zn, Cu, Pb, Hg und Cr) sowie Al und einem Goethit (Goe-75) mittlerer Kristallinität (spez. Oberfläche: 75 m² g⁻¹). Die Untersuchungen wurden im Batch-Verfahren für Reaktionszeiten zwischen 2 h und 8 w durchgeführt. Anhand von Kraftmikroskop-Untersuchungen und der t-plot-Analyse konnte nachgewiesen werden, daß dieser Goethit Mikroporen (< 2 nm) aufweist (FISCHER et al., 1996, 1997). Zur genaueren Kennzeichnung der bei der Reaktion zwischen Schwermetallen und Goethit ablaufenden Adsorption- und Diffusionsprozesse erfolgte eine Modellierung der Meßergebnisse mit dem erweiterten *Vier-Ebenen-Modell* von BOWDEN (BARROW, 1987; BARROW et al., 1989).

2. Ergebnisse und Diskussion

Bei den durchgeführten Modellrechnungen wurden die Werte für drei Parameter (a₁, b₁ und \bar{D}) iterativ berechnet. Die Parameter a₁ und b₁ beschreiben nach Gleichung 1 die sich mit zunehmender Oberflächenkonzentration (Γ_{Me}) ändernde Bindungskonstante der Metalle (K_{Me}).

$$\ln(K_{Me}) = \ln(a_1) - b_1 \ln(\Gamma_{Me}) \quad \text{Gleichung 1}$$

Mit Hilfe des berechneten Diffusionskoeffizienten (\bar{D}) kann nach Gleichung 2 die bis zu einem bestimmten Zeitpunkt t in das Kristallinnere des Goethites diffundierte Metallmenge (M) berechnet werden. Bei der Berechnung wird unterstellt, daß die Oberflächenkonzentration über kleinere Zeitabschnitte konstant ist.

$$M = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \left[C_0 \sqrt{(\bar{D}f t)} + \sum_k (C_k - C_{k-1}) \sqrt{(\bar{D}f(t - t_k))} \right] \quad \text{Gleichung 2}$$

Dabei ist C₀ die anfängliche Oberflächenkonzentration, C_k die Oberflächenkonzentration nach der Zeit t_k und f ein thermodynamischer Faktor. Die Einheit des Diffusionskoeffizienten (\bar{D}) ist h⁻¹, da \bar{D} nicht auf ein Volumen, sondern auf die Oberflächenkonzentration der Metalle bezogen wird. Der mit dem Modell berechnete Diffusionskoeffizient kann durch Multiplikation mit dem Quadrat der Dicke der Adsorptionsschicht in den üblichen volumenbezogenen Diffusionskoeffizienten umge-

* Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn, E-mail: bobo@uni-bonn.de

** CSIRO, Land and Water, Wembley, Western Australia 6014

rechnet werden. Die Dicke der Adsorptionsschicht ist jedoch nicht bekannt, kann aber z. B. anhand der Ionenradien der Metalle geschätzt werden. Hier wird eine Dicke von 200 pm unterstellt, die dem ca. 2 - 3fachen Radius der Metalle entspricht.

In Tab. 1 sind die mit dem erweiterten *Vier-Ebenen-Modell* berechneten Bindungskonstanten für die Adsorption der Metalle auf den äußeren Goethitoberflächen bei einer Oberflächenkonzentration von $3,32 \cdot 10^{-3} \mu\text{mol m}^{-2}$ sowie die berechneten Diffusionskoeffizienten der Metalle und die Bestimmtheitsmaße für die Modellanpassungen aufgeführt. Anhand der Bestimmtheitsmaße ($0,9887 < r^2 < 0,9975$) wird deutlich, daß sich die Reaktion zwischen den verschiedenen Metallen und dem Goethit sehr gut mit dem erweiterten *Vier-Ebenen-Modell* beschreiben läßt. Die Bindungskonstanten liegen zwischen $4,32 \cdot 10^3 \text{ mol}^{-1}$ für Mn und $4,41 \cdot 10^{12} \text{ mol}^{-1}$ für Cr. Für den auf die Oberflächenkonzentration der Metalle bezogenen Diffusionskoeffizienten \tilde{D} ergeben sich Werte zwischen $5,34 \cdot 10^{-4} \text{ h}^{-1}$ für Pb und $0,84 \text{ h}^{-1}$ für Mn. Bei einer Adsorptionsschicht von 200 pm betragen die volumenbezogenen Diffusionskoeffizienten der Metalle $2,14 \cdot 10^{-23} \text{ m}^2 \text{ h}^{-1}$ für Pb bis $3,36 \cdot 10^{-20} \text{ m}^2 \text{ h}^{-1}$ für Mn. Die Größenordnung dieser Werte ist für eine Festkörperdiffusion charakteristisch.

Tab. 1: pH_{50} -Werte verschiedener Metalle und optimierte Parameter des erweiterten *Vier-Ebenen-Modells* zur Beschreibung der Adsorption und Diffusion der Metalle bei Goe-75 sowie Bestimmtheitsmaße der Modellanpassung. Die Berechnung der Bindungskonstanten (K_{Me} , s. Gl. 1) erfolgte für eine Oberflächenkonzentration von $3,32 \cdot 10^{-3} \mu\text{mol m}^{-2}$ (Diese Metallkonzentration ergibt sich, wenn 50 % der zugesetzten Metallmenge ($1 \mu\text{M}$) adsorbiert werden; Goethitkonzentration: 2 g l^{-1} ; Begleitelektrolyt: $0,01 \text{ M Ca}(\text{NO}_3)_2$; Temperatur: $20 \text{ }^\circ\text{C}$). Die pH_{50} -Werte wurden aus Meßwerten für eine Adsorptionszeit von 2 h ermittelt. Bei der Berechnung des volumenbezogenen Diffusionskoeffizienten wurde davon ausgegangen, daß die Dicke der Adsorptionsschicht 200 pm beträgt.

Element	pH_{50}	$K_{\text{Me}} (\text{mol}^{-1})$	$\tilde{D} (\text{h}^{-1})$	$D (\text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1})$	r^2
Mn	6,48	$4,32 \cdot 10^3$	0,84	$3,36 \cdot 10^{-20}$	0,9975
Co	5,98	$2,45 \cdot 10^4$	0,66	$2,64 \cdot 10^{-20}$	0,9940
Cd	6,22	$3,15 \cdot 10^4$	$1,38 \cdot 10^{-2}$	$5,52 \cdot 10^{-22}$	0,9945
Ni	6,06	$6,45 \cdot 10^4$	$5,84 \cdot 10^{-2}$	$2,34 \cdot 10^{-21}$	0,9887
Zn	5,57	$2,76 \cdot 10^5$	0,22	$8,80 \cdot 10^{-21}$	0,9896
Cu	4,47	$5,94 \cdot 10^7$	$6,07 \cdot 10^{-2}$	$2,43 \cdot 10^{-21}$	0,9930
Pb	4,50	$8,79 \cdot 10^7$	$5,34 \cdot 10^{-4}$	$2,14 \cdot 10^{-23}$	0,9956
Hg	2,81	$1,10 \cdot 10^{11}$	$1,07 \cdot 10^{-2}$	$4,28 \cdot 10^{-22}$	0,9941
Al	3,93	$5,31 \cdot 10^{11}$	0,51	$2,04 \cdot 10^{-20}$	0,9975
Cr	3,71	$4,41 \cdot 10^{12}$	$5,30 \cdot 10^{-2}$	$2,12 \cdot 10^{-21}$	0,9965

In Abb. 1 sind die mit dem erweiterten *Vier-Ebenen-Modell* berechneten Bindungskonstanten für die Adsorption der verschiedenen Metalle auf den äußeren Goethitoberflächen in Abhängigkeit von der ersten Hydrolysekonstanten der Metalle in der Lösung dargestellt. Zwischen diesen beiden Größen ergibt sich ein enger linearer Zusammenhang ($r^2 = 0,949$). Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß bei den verschiedenen Metallen das Verhältnis der Bindungskonstanten bei der

Reaktion mit den Sauerstoffatomen der Hydroxylgruppen der Goethitoberfläche und das Verhältnis der Bindungskonstanten bei der Reaktion mit den Sauerstoffatomen des Wassers ähnlich ist.

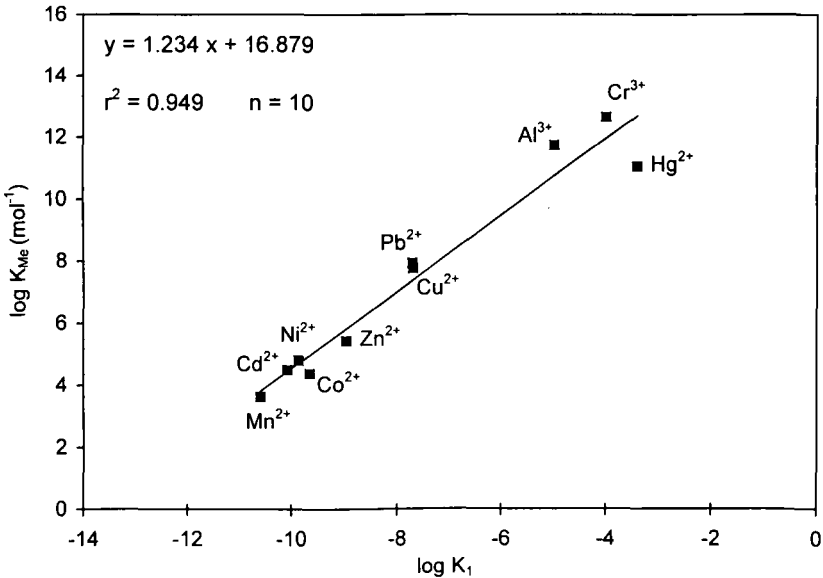


Abb. 1: Mit dem erweiterten *Vier-Ebenen-Modell* berechnete Bindungskonstanten für die Adsorption verschiedener Metalle auf den äußeren Oberflächen von Goe-75 für eine Oberflächenkonzentration von $3,32 \cdot 10^{-3} \mu\text{mol m}^{-2}$ in Abhängigkeit von der ersten Hydrolysekonstanten der Metalle in wässriger Lösung

Abb. 2 zeigt den mit dem erweiterten *Vier-Ebenen-Modell* berechneten Diffusionskoeffizienten der verschiedenen Metalle in Abhängigkeit von ihrem Ionenradius. Hierbei ergibt sich ebenfalls ein relativ enger linearer Zusammenhang ($r^2 = 0,838$). Diese Beziehung ist jedoch nur dann gegeben, wenn für Mn und Co die Radien der dreiwertigen Ionen eingesetzt werden. Setzt man die Radien der zweiwertigen Mn und Co-Ionen ein, ergibt sich für die Beziehung zwischen dem Ionenradius und dem Diffusionskoeffizienten der Metalle nur ein Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,647$. Dies ist ein Hinweis darauf, daß die in der Lösung in zweiwertiger Form vorliegenden Mn- und Co-Ionen möglicherweise an der Goethitoberfläche oxidiert werden und dann in dreiwertiger Form in das Kristallinnere des Goethites diffundieren. Von SCHENCK et al. (1983) und MURRAY und DILLARD (1979) konnte gezeigt werden, daß Co^{2+} zumindest bei höheren Konzentrationen an der Oberfläche von Eisen- und Manganoxiden zu Co^{3+} oxidiert wird.

Co und Mn können nur in dreiwertiger Form in das Kristallgitter von Goethit eingebaut werden (STIERS und SCHWERTMANN, 1984; CORNELL und GIOVANOLI, 1989). Demnach kann eine Diffusion dieser beiden Metalle in kleinere Defekte (Punkt- und Liniendefekte) nur in der dreiwertigen Form erfolgen. Die Poren an den Domänengrenzen weisen zwar an der Oberfläche mit 20 - 30 nm einen relativ großen Durchmesser auf, sie verengen sich jedoch bis zu einer Tiefe von 4 - 6 nm bis auf 2 - 3 nm (FISCHER et al., 1996). Aufgrund von Transmissions-Elektronenmikroskop-Aufnahmen (SCHWERTMANN, 1984) kann davon ausgegangen werden, daß sich die Poren tiefer im Kristallinneren noch weiter verengen und teilweise nur den Durchmesser einer im Kristallgitter fehlenden Oktaederschicht aufweisen. Somit kann die Diffusion von Co und Mn in den tieferen Bereichen der Poren an den Domänengrenzen wahrscheinlich ebenso wie in den kleineren Defekten nur in der dreiwertigen Form erfolgen. Insgesamt macht

Abb. 2 deutlich, daß der Diffusionskoeffizient mit zunehmendem Radius der Metalle um mehr als drei Zehnerpotenzen abnimmt.

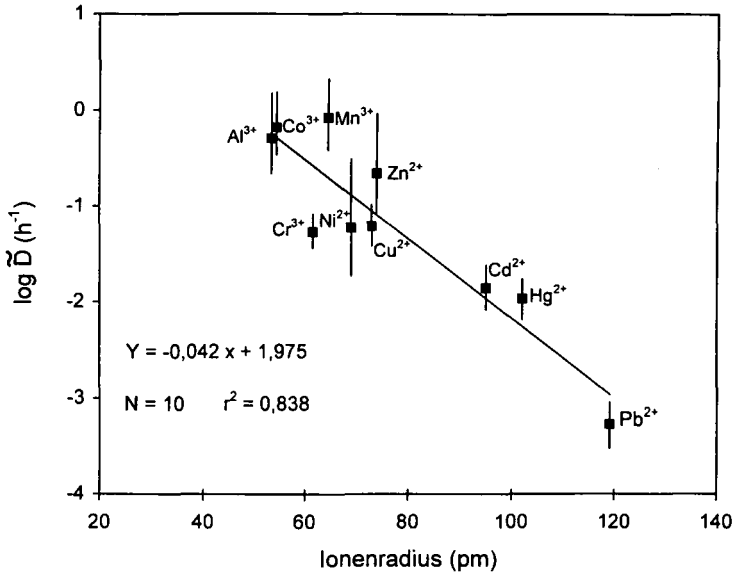


Abb. 2: Diffusionskoeffizienten verschiedener Metalle bei Goe-75 in Abhängigkeit von ihrem Ionenradius

4. Zusammenfassung

Die mit dem erweiterten Vier-Ebenen-Modell berechneten Bindungskonstanten der Metalle (Mn, Co, Cd, Ni, Zn, Cu, Pb, Hg, Al und Cr) für die Adsorption auf den äußeren Goethitoberflächen sind um so größer, je größer die erste Hydrolysekonstante des jeweiligen Metalles ist. Die Diffusionskoeffizienten der Metalle für die Diffusion in das Kristallinnere von Goethit sind um so größer, je kleiner der Ionenradius des jeweiligen Metalles ist. Mn und Co werden vermutlich an der Goethitoberfläche oxidiert und diffundieren dann in der dreiwertigen Form in die Goethitpartikel hinein.

5. Literatur

- BARROW, N. J., 1987: Reaction with variable charge soils. Martinus Nijhoff, Dordrecht, NL. BARROW, N. J., GERTH, J. & BRÜMMER, G. W., 1989: Reaction kinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite II. Modelling the extent and rate of reaction. J. Soil Sci., 40, 437-450. BRÜMMER, G. W., GERTH, J. & TILLER, K. G., 1988: Reaction kinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite. I. Adsorption and diffusion of metals. J. Soil Sci., 39, 37-52. CORNELL, R. M. und GIOVANOLI, R., 1989: Effect of cobalt on the formation of crystalline iron oxides from ferrihydrite in alkaline media. Clays Clay Min., 37, 65-70. FISCHER, L. & BRÜMMER, G. W., 1993: Schwermetallbindung durch Goethit: Adsorption, Diffusion und Festlegung verschiedener Metalle. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 72, 335-338. FISCHER, L. und BRÜMMER, G.W., 1997: Einfluß der Kristallinität von Goethiten auf die Adsorption und Diffusion verschiedener Metalle. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 85, III, 1501-1504. FISCHER, L., ZUR MÜHLEN, E., BRÜMMER, G. W. & NIEHUS, H., 1996: Atomic force microscopy (AFM) investigations of the surface topography of a multi-domain porous goethite. European Journal of Soil Science, 47, 329-334. MURRAY, J.W. und DILLARD, J.G., 1979: The oxidation of cobalt(II) adsorbed on manganese dioxide. Geochim. Cosmochim. Acta, 43, 781-787. SCHENCK, C.V., DILLARD, J.G. und MURRAY, J.W., 1983: Surface analysis and the adsorption of Co(II) on goethite. J. Colloid Interface Sci., 95, 398-409. SCHWERTMANN, U., 1984: The influence of aluminium on iron oxides. IX. Dissolution of Al-goethites in 6 M HCl. Clay Min., 19, 9-19. STIERS, W. und SCHWERTMANN, U., 1985: Evidence for manganese substitution in synthetic goethite. Geochim. Cosmochim. Acta, 49, 1909-1911.

Kinetische Strukturaufklärung von Oberflächenreaktionen mit ATR-FTIR am Beispiel der Sorption/Oxidation einer Carbonsäure

von

GALLÉ, T., SCHMITT, J., BIERL, R., NIEMEYER, J.

Einleitung

Wechselwirkungen an der Phasengrenze Bodenkolloid-Lösung werden in der Bodenchemie schon seit langer Zeit intensiv untersucht. Oft werden Laborversuche herangezogen, um unter kontrollierten Bedingungen die komplexen Vorgänge im natürlichen Boden aufzuklären. Diese Laborversuche sollten im Idealfall unter naturnahen Bedingungen, d.h. in wässriger Lösung bei realistischen pH-Werten und Ionenstärken stattfinden. Um Oberflächenprozesse zu untersuchen muß man aber auch an strukturelle Informationen über die Wechselwirkungen des Analyten mit der Oberfläche gewinnen. Zudem ist es vorteilhaft, die Kinetik der bodenchemischen Prozesse beobachten und eventuell quantifizieren zu können.

Die FTIR-ATR-Technik ist eine der wenigen Strukturaufklärungsmethoden mit der in situ Oberflächenreaktionen mit hoher zeitlicher Auflösung gemessen werden können. Wir werden an einem sehr einfachen qualitativen Beispiel zeigen, wie man die Sorption und die Oxidation einer Carbonsäure auf Goethit durch eine kinetische Strukturaufklärung voneinander trennen kann.

Die ATR-Technik

ATR steht für "attenuated total reflection". Man versteht darunter die Form der Totalreflektion, die auftritt, wenn das an das totalreflektierende Medium angrenzende System Strahlung absorbiert und so eine Reduzierung der Reflektivität bei ganz bestimmten Wellenlängen hervorruft. Dabei werden sich die physikalischen Effekte bei der Strahlungsreflektion an der Grenzfläche zweier optisch verschieden dichter Medien zunutze gemacht: Wenn eine Strahlung in einem Medium mit hohem Brechungsindex n_1 schräg auf die Grenzfläche zu einem optisch dünneren Medium mit Brechungsindex n_2 trifft, wird die gesamte Strahlung in das dichtere Medium zurückreflektiert, wenn der Einfallswinkel α den Grenzwinkel der Totalreflektion übersteigt. Trotzdem dringt auch bei Totalreflektion die Strahlung in geringem Maße in das optisch dünnere Medium ein (Goos-Hänchen-Effekt).

Wenn die Strahlung im optisch dünneren Medium absorbiert wird, führt dies zu spektralen Unterschieden in der Reflektion (Abschwächung): Das Ergebnis ist ein IR-Spektrum des optisch dünneren Mediums. Die Eindringtiefe d_p in die Probe wird dabei durch folgende Gleichung beschrieben:

$$d_p = \frac{\lambda}{2\pi n_1 \sqrt{\sin^2 \alpha - (n_2 / n_1)^2}}$$

λ = Vakuumwellenlänge

α = Einfallswinkel, größer als der Grenzwinkel für die Totalreflektion

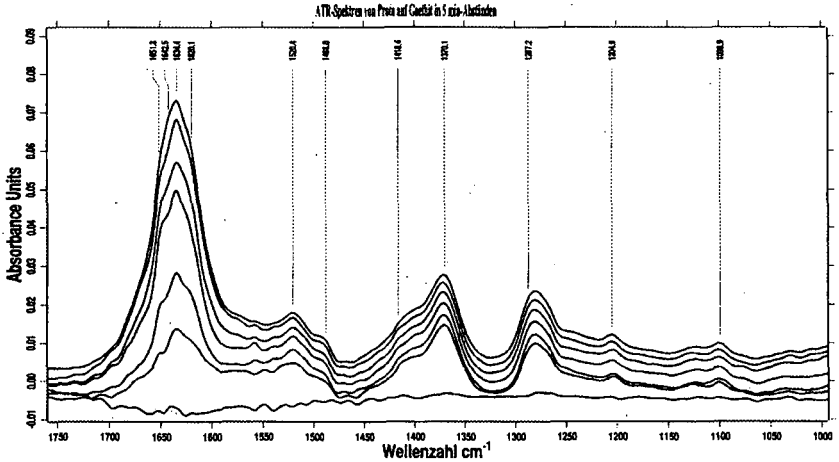
n_1, n_2 = Brechungsindices der beiden Medien ($n_1 > n_2$)

ATR-Kristalle haben häufig die Form eines trapezförmig geschnittenen Prismas. Bei dieser Anordnung kommt es zu mehreren Reflektionen an der Grenzfläche. Dadurch kann die Reflektion durch die absorbierende Probe stärker geschwächt und auf diese Weise eine höhere Empfindlichkeit erreicht werden. Entscheidend für die Spektrqualität ist ein guter und gleichmäßiger Kontakt der Probe mit dem Kristall.

Eine Durchfluszzelle besteht aus zwei Kammern, die an die ATR-Kristalle grenzen. Ein der beiden Kammern wird nur mit Wasser gefüllt um das Referenzspektrum zu messen. Die störenden Wasserbanden können so über die Leerkanalmessung von der Probe abgezogen werden. In Kombination mit der schnellen FTIR-Messung lassen sich mit ATR-Durchfluszzellen Reaktionen an Grenzflächen unter realitätsnahen Bedingungen "on-line" verfolgen.

Ein Beispiel: Die Sorption und Oxidation von Protocatechusäure auf Goethit

Goethit wurde in Suspension auf ein ZnSe Kristall aufgebracht und unter Vakuum eingetrocknet. Eine 5×10^{-3} M 3,4 Dihydroxybenzoesäure Lösung (3,4-DHB) wurde bei pH 6 über eine Schlauchpumpe 30 Minuten lang durch die Zelle geleitet. Die ATR-Spektren zeigen in zeitlicher Staffelung von unten nach oben die Differenzspektren von sorbiertem 3,4-DHB und Goethit. Man kann erkennen wie 3,4-DHB über seine Carboxylgruppe an das Eisen koordiniert wird: Gesphtetes $\nu(\text{COO}^-)$ sym. bei 1370 cm^{-1} und asym. bei 1488 cm^{-1} (Schulter) sowie freie $\delta(\text{OH})$ und $\nu(\text{C-O})$ bei 1287 cm^{-1} treten auf. Die Differenz der Wellenzahlen der asymmetrischen und der symmetrischen Carboxyl-Schwingungen wird als Indikator für die Art des Oberflächenkomplexes genutzt. Je näher dieser Differenzwert an den der freien Säure rückt, desto höher ist der Anteil an binuklearen Brückenkomplexen auf der Oxidoberfläche (Deacon & Philips 1980, Gandour 1981).



Differenzspektren von 3,4-DHB-Goethit in 5 min Abständen.

Kung & McBride (1989) geben aufgrund dem hohen Wert dieser Differenz, sowie stöchiometrischer und thermodynamischer Argumente die Brückenbindung von einer Carboxylgruppe mit je zwei Fe-Atomen als vorherrschenden Komplex für p-Hydroxybenzoesäure auf der Goethitoberfläche an. Die Differenz für 3,4 DHB ist noch etwas höher (induktiver Effekt der zweiten Hydroxylgruppe). Wir halten es daher für möglich, daß es zu einem doppelten Elektronenübergang bei der Oxidation von 3,4-DHB durch die beiden koordinierten Fe-Atome kommt (ortho-Chinon Struktur am Ring). Im Verlauf der ersten 30 min steigt bei 1634 cm^{-1} eine aromatische $\nu(\text{C}=\text{O})$ Bande auf, während die Koordinationsbanden unverändert bleiben. Offensichtlich handelt es sich bei der Sorption um einen Prozeß der innerhalb weniger Minuten abläuft, während die Kinetik der Redoxreaktion viel langsamer ist.

Literatur:

- Deacon, G.B., Philips, R.J. (1980)
Relationships between the carbon-oxygen stretching frequencies of carboxylato complexes and the type of carboxylate coordination
Coord. Chem. Review 33 pp 227-250
- Gandour, R.D. (1981)
On the importance of orientation in general base catalysis by carboxylate
Bioorg. Chem. 10 pp 169-176
- Kung, K.-H., McBride, M.B. (1988)
Coordination complexes of p-Hydroxybenzoate on Fe-oxides
Clays Clay Miner. Vol. 37 no. 4 pp 333-340

Transportverhalten von Zink - Säulenversuche und ihre Modellierung

von

HADELER, A., ISENBECK-SCHRÖTER, M.

Einleitung

Die Ausbreitung von Schadstoffen im Grundwasser ist abgesehen von Lösungs-Fällungsvorgängen insbesondere durch Sorptionsvorgänge limitiert. Oberflächenaktive Prozesse am Aquifermaterial sind von den variablen geochemischen Randbedingungen im Wasser und vom Stoffbestand des Aquifers v.a. in Bezug auf die Oberflächeneigenschaften abhängig. Zur Prognose der Stoffausbreitung im Grundwasser-Aquifer-System ist die exakte Erfassung dieser Parameter sowie deren Einbindung in mechanistische Modellansätze erforderlich (z.B. DZOMBAK & MOREL, 1990; GOLDBERG, 1992; DAVIS & KENT, 1990).

Fragestellung

Im Braunkohletagebau spielt der Prozeß der Versauerung infolge der Pyritoxidation und die damit steigende Mobilität von Schwermetallen eine wesentliche Rolle. Im Rahmen eines DFG-Projektes sollte der Einfluß von pH-Wert und Sulfatgehalt auf das Transportverhalten von Zink mit Hilfe von Säulenversuchen untersucht werden. Ziel der Arbeit war es, den sorptionslimitierten Transport von Zink mit Hilfe des Transportmodells CoTAM (HAMER & SIEGER, 1994) zu simulieren.

Material und Methoden

Als Aquifersystem diente natürlicher Quarzsand sowie Mischungen aus Quarzsand mit Aluminiumhydroxid (0,1 bzw. 1 Gew.%) und Eisenhydroxid (0,1 Gew.%). Die Zusammensetzung des Versuchswassers basiert auf dem natürlichen Grundwasser am Braunkohletagebau-Standort Cospuden: 0,61 mM Na - 0,03 mM K - 1 mM Ca - 0,43 mM Mg - 0,42 mM Cl - < 0,1 mM HCO₃. Es wurden zwei Säulenversuchsreihen bei unterschiedlichem pH-Wert durchgeführt. Die Variation von pH-Wert und Sulfatgehalt erfolgte durch Zugabe von Schwefelsäure. In der ersten Säulenversuchsreihe wurde der pH-Wert entsprechend den zur Zeit bestehenden Milieubedingungen im Feld auf pH 6,8 (1,52 mM SO₄) eingestellt. Die zweite Versuchsreihe erfolgte im sauren Milieu bei pH 4,5 (1,57 mM SO₄). Die Säulenversuche wurden in einem thermokonstanten Labor bei 20°C durchgeführt.

Folgende Versuchsphasen lassen sich grob unterscheiden (detaillierte Beschreibung bei ISENBECK-SCHRÖTER, 1995):

¹ Universität Bremen, FB Geowissenschaften, Klagenfurter Straße, 28359 Bremen

² Universität Heidelberg, Institut für Umwelt-Geochemie, Im Neuenheimer Feld 236, 69120 Heidelberg

- Konditionierung zur geochemischen Equilibrierung zwischen Feststoff und Lösung
- Tracerversuch zur Bestimmung der hydrodynamischen Materialeigenschaften
- Sorptionsphase mit Zn-belastetem Versuchswasser
- Desorptionsphase mit unbelastetem Versuchswasser

Jedes Aquifersystem wurde mit drei Parallelen durchgeführt. Nach der Konditionierungs-, Sorptions- und Desorptionsphase stand damit jeweils eine Säule pro System für Feststoff-Untersuchungen zur Verfügung. Zuvor wurde die Verteilung gelöster Stoffe in der Säule entlang des Fließweges bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Konditionierungsphase

Die Konditionierung der Säulen diente dazu, zwischen der Festphase und dem Versuchswasser einen geochemisch quasistationären Zustand einzustellen. Zur Kontrolle wurden über den gesamten Versuchszeitraum regelmäßig der pH-Wert (Abb. 1) und die elektrische Leitfähigkeit der Säuleneluats gemessen. Der Ausgangs-pH-Wert der Versuchswässer wurde in beiden Versuchsreihen nach etwa 4 Wochen erreicht. Die Leitfähigkeit veränderte sich in diesem Zeitraum nicht (380 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

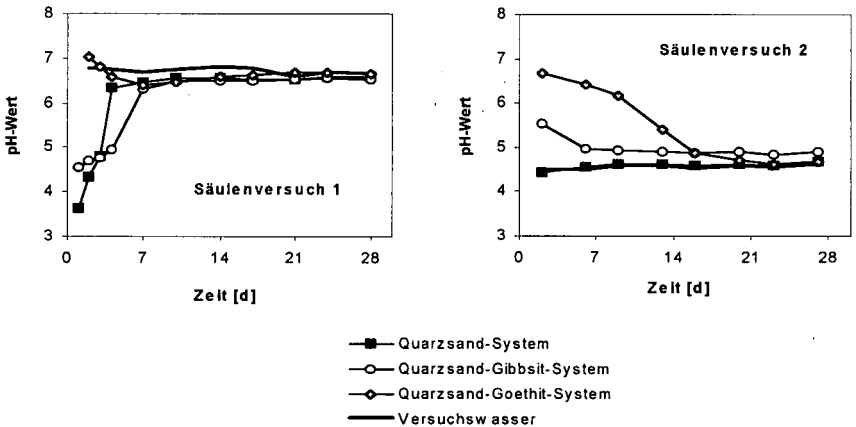


Abb. 1: Entwicklung der pH-Werte während der Konditionierung

Tracerversuch

Zur Bestimmung der hydrodynamischen Parameter der Säulen wurde dem Versuchswasser am Ende der Konditionierungsphase ein Tracer mit konservativen Eigenschaften (1,5 mM LiBr) zugesetzt. Über die Anpassung der gemessenen Durchgangskurven an eine aus der analytischen Lösung berechneten Kurve der eindimensionalen Transportgleichung (vgl. KINZELBACH, 1987) ließen sich die Transportparameter effektive Porosität, Dispersivität und Abstandsgeschwindigkeit ableiten. Durch den Tracerversuch ergaben sich effektive Porositäten von ca. 34 %, die Dispersivitäten lagen im mm-Bereich, die

Abstandsgeschwindigkeiten schwankten zwischen 80 cm (1. Versuchreihe) und 90 cm pro Tag (2. Versuchreihe).

Zink-Transportversuch

Für die Zn-Transportversuche wurde dem Versuchswasser 0,05 mM Zink zugesetzt. In Abbildung 2 ist der Zink-Durchbruch für das Quarzsand-Goethit-System bei pH 6,8 dargestellt.

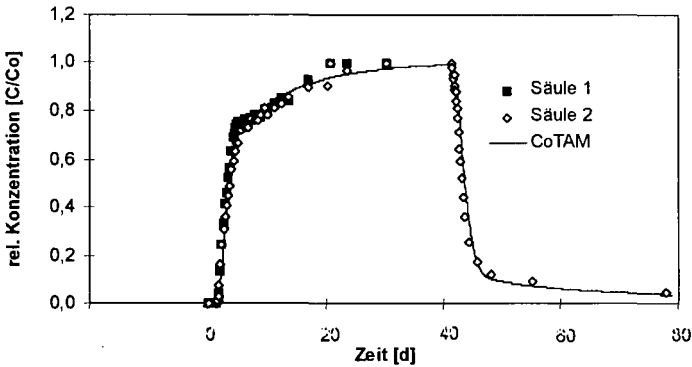


Abb. 2: Zn-Durchbruchskurven im Quarzsand-Goethit-System mit CoTAM-Modellanpassung

Für die betrachteten drei Systeme der ersten Versuchreihe ließen sich die gemessenen Zink-Durchbruchskurven mit dem Transportmodell CoTAM unter Verwendung einer two-site Langmuir-Isotherme und einer Sorptionskinetik erster Ordnung exakt modellieren. Als Simulationsparameter dienten die Aufteilung der Sorptionskapazitäten, die Ratenkoeffizienten und die Sorptionsaffinitäten (vgl. ISENBECK-SCHRÖTER & HAMER, 1994). Dabei konnten die Durchbruchskurven parallel betriebener Säulen mit denselben Werten für die Sorptionsparameter beschrieben werden. Die Sorptionskapazitäten wurden auf Basis von Zinkanalysen des Materials abgeschätzt. Die Sorptionsparameter der CoTAM-Simulationskurven sind in Tabelle 1 zusammengefaßt.

Tab. 1: CoTAM-Modellierungsparameter (pH 6,8)

Aquifersysteme Parameter		Quarzsand- System	Quarzsand- Al-System	Quarzsand- Fe-System
Ratenkoeffizient (R 1)	[1/h]	1	1	0,15
Kapazität (P 1)	[mg/kg]	1,7	2,5	11
Affinität ⁻¹ (P2)	[mg/l]	10	10	10
Ratenkoeffizient (R2)	[1/h]	0,02	0,02	0,004
Kapazität (P3)	[mg/kg]	0,4	0,7	5,5
Affinität ⁻¹ (P4)	[mg/l]	0,1	0,1	0,1

In allen Systemen lassen sich deutlich zwei Bindungsplatzarten unterscheiden, die durch unterschiedliche Sorptionskinetik, Bindungsaffinitäten und Sorptionskapazitäten gekennzeichnet sind. Als außersphärischer Komplex wird Zink im Ionenaustausch schnell und mit geringer Bindungsstärke sorbiert. Gleichzeitig bilden sich innersphärische Zn-Komplexe, die durch um Faktor 100 höhere Affinitäten und um mindestens eine Zehnerpotenz geringere Reaktionskinetiken gekennzeichnet sind. Die Modellierung der zweiten Säulenversuchsreihe ist derzeit in Arbeit.

Ausblick

Die Untersuchungen sollen mit detaillierten Analysen der Oberflächeneigenschaften der Festphase unter den aktuellen Milieubedingungen verknüpft werden. Während die Bestimmung der spezifischen Oberfläche der Festphasen bereits abgeschlossen ist, stehen umfangreiche Analysen zur Charakterisierung der Oberflächenladung noch aus. Erst nach Abschluß dieser Untersuchungen lassen sich Aussagen über den Einfluß der Oberflächeneigenschaften auf die pH-abhängige Sorption von Zink treffen und Komplexierungskonstanten für Zink an den Materialien berechnen.

Literaturverzeichnis

- DAVIS, J.A.; KENT, D.B. (1990): Surface Complexation Modeling in Aqueous Geochemistry. - In: HOCELLA, M.F.; WHITE, A.F. (eds.): Mineral-Water Interface Geochemistry, Reviews in Mineralogy, 23: 177-260, Washington, D.C.
- DZOMBAK, D.A.; MOREL, F.M.M. (1990): Surface Complexation Modeling - Hydrous Ferric Oxide. - Wiley & Sons, New York.
- GOLDBERG, S. (1992): Use of Surface Complexation Models in Soil Chemical Systems. - In: SPARKS, D.L. (ed.): Advances in Agronomy, Vol. 47.
- HAMER, K.; SIEGER, R. (1994): Anwendung des Modells CoTAM zur Simulation von Stofftransport und geochemischen Reaktionen. - 186 S., Ernst & Sohn Verlag, Berlin.
- ISENBECK-SCHRÖTER, M. (1995): Transportverhalten von Schwermetallkationen und Oxo-anionen - Laborversuche in Säulen und ihre Modellierung. - Berichte aus dem Fachbereich Geowissenschaften der Universität Bremen 67, 182 S., Bremen.
- ISENBECK-SCHRÖTER, M.; HAMER, K. (1994): Methoden zur Parameterermittlung für die Simulation geochemischer Prozesse beim Schadstofftransport im Grundwasser - In: MATSCHULLAT, J. & MÜLLER, G.: Geowissenschaften und Umwelt, 121-127, Springer, Heidelberg.
- KINZELBACH, W. (1987): Numerische Methoden zur Modellierung des Transportes von Schadstoffen im Grundwasser. - 317 S., Oldenbourg Verlag, München.

Kinetik und Mechanismen der Protonenpufferung an Mineraloberflächen

von

HAMER, M., MIDDENDORF, C., BRÜMMER, G. W.

1 Einleitung

Trotz durchgreifender Emissionsminderungsmaßnahmen werden die Critical Loads für Säureinträge in Waldböden sowohl in Deutschland als auch in weiten Teilen Mitteleuropas deutlich überschritten (UBA, 1997). Zur Berechnung der Critical Loads wird den eingetragenen Säuren die aus der Silicatverwitterung resultierende Kationennachlieferung als protonenpuffernder Prozeß in einer Massenbilanz gegenübergestellt.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden deshalb die Kinetik und Mechanismen der Protonenpufferung von häufig in Böden vorkommenden Mineralen aus der Gruppe der Feldspäte (Albit, Orthoklas) untersucht. Die Ergebnisse leisten einen Beitrag zur Abschätzung der Versauerungsgefährdung von Böden und bilden die Grundlage zur Ermittlung von Silicatverwitterungsraten und somit zur Berechnung von Critical Loads.

2 Material und Methoden

Die chemische Zusammensetzung der in den Versuchen verwendeten Minerale Albit und Orthoklas ist in Tab.1 aufgeführt. Neben den für diese Minerale kennzeichnenden Elementen verfügt Albit über nennenswerte Anteile an CaO (2,62 %) und Orthoklas an Na₂O (2,82%).

Tab.1: Chemische Zusammensetzung der Minerale Albit (Froland, Norwegen) und Orthoklas (Iveland, Norwegen), Korngröße der Minerale: 63 – 200 µm, Angaben in %

	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Na ₂ O	K ₂ O	CaO	MgO	Fe ₂ O ₃	MnO	TiO ₂	P ₂ O ₅
Albit	64,2	21,7	9,11	0,77	2,62	0,16	0,14	0,01	0,03	0,02
Orthoklas	64,6	18,5	2,82	12,05	0,19	0,09	0,15	0,01	0,03	0,02

Die schnelle H⁺-Pufferung bei pH 2, 3, 4 und 5 wurde in titroprozessorgesteuerten pH-stat-Experimenten mit einem Mineral/Lösungsverhältnis von 1 : 50 durchgeführt. Die Konstanthaltung des pH-Wertes erfolgte durch eine 0,05 M HCl, wobei die zutitrierte Säuremenge in Abhängigkeit von der Zeit aufgezeichnet wurde.

Die langsame H⁺-Pufferung bei pH 2 wurde in pH-stat-Batchversuchen mit einem Mineral/Lösungsverhältnis von 1 : 5 durchgeführt. Die Lösung (0,01 M HCl; pH 2) wurde in regelmäßigen Abständen in den Batchgefäßen erneuert. Hierzu wurden die Gefäße bei 2500 U/min zentrifugiert und die klare Lösung über Rundfilter in 50 ml PE-Flaschen überführt. Der Bodensatz wurde dann erneut mit der auf pH 2 eingestellten Lösung versetzt und bei 20 U/min geschüttelt. Alle Versuche wurden bei 20 °C durchgeführt.

¹ Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn, e-mail: hamer@boden.uni-bonn.de

² Institut für anorganische Chemie und Materialforschung, Universität Bonn

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Schnelle H⁺-Pufferung bei pH 2, 3, 4 und 5

Die H⁺-Pufferung durch Orthoklas weist mit Ausnahme der Pufferung bei pH 2 einen zweigeteilten Kurvenverlauf mit einer schnellen Anfangsreaktion gefolgt von einer langsameren, aber deutlich erkennbaren Folgereaktion auf (Abb.1). Mit Hilfe einer (pH 2) bzw. zwei (pH 3, 4 und 5) gekoppelten Funktionen erster Ordnung, wie sie bereits von SCHWERTMANN & SÜSSER (1991) sowie von ARINGHERI & PARDINI (1985) zur Beschreibung der Protonenpufferung eingesetzt wurden, lassen sich die Kurven sehr gut anpassen. Einen ähnlichen Verlauf läßt die H⁺-Pufferung durch Albit (nicht abgebildet) erkennen. Die aus der Anpassung resultierenden Parameter zur Beschreibung der Pufferkurven sind in Tab. 2 aufgeführt.

Die Messung der während der H⁺-Zugabe freigesetzten Elemente erlaubt Rückschlüsse auf die Mechanismen der Pufferung. Ca und z.T. Al spielen eine große Rolle bei der sehr schnellen Pufferung, während Fe erst im späteren Verlauf in größerem Umfang freigesetzt wird.

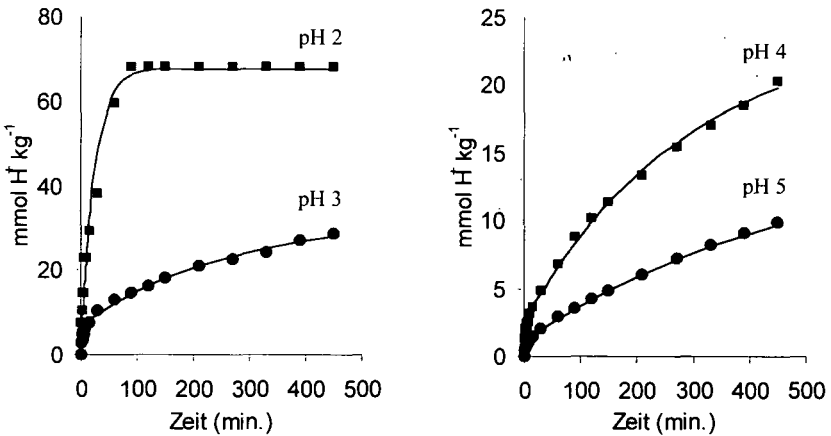


Abb.1: H⁺-Verbrauch von Orthoklas bei pH 2 und 3 (linke Abb.) sowie bei pH 4 und 5 (rechte Abb.) der Korngröße 63-200 µm im pH-stat-Titrationsversuch in Abhängigkeit von der Zeit. (Mineral/Lösungsverhältnis: 1 : 50, Temp. 20 °C, Anpassung durch eine (pH 2) bzw. zwei (pH 3, 4 und 5) gekoppelte Funktionen erster Ordnung)

Tab.2: Berechnete Kenngrößen für die Pufferkapazität (SNK₁, SNK₂, in mmol kg⁻¹) und Pufferraten (k₁, k₂, in min⁻¹) der Minerale Albit und Orthoklas bei pH 2, 3, 4 und 5

	pH 2		pH 3		pH 4		pH 5	
	Albit	Ortho.	Albit	Ortho.	Albit	Ortho.	Albit	Ortho.
SNK ₁	64,5	67,7	8,7	6,9	4,0	2,5	2,4	1,2
k ₁	0,073	0,043	0,32	0,27	0,47	0,41	0,66	0,3
SNK ₂			24,9	25,7	13,9	22,0	11,4	14,9
k ₂			0,0038	0,0038	0,006	0,003	0,003	0,002

3.2 Langsame H⁺-Pufferung bei pH 2

In Batchversuchen mit konstantem pH-Wert wurde die langsame H⁺-Pufferung über einen Zeitraum von 45 Tagen untersucht. Die resultierenden Pufferkurven sowie die als Folge der Pufferung freigesetzten Elemente Al, Si, Na, Fe, Mn und Ca sind in Abbildung 2 dargestellt. Übereinstimmend mit den pH-stat-Titrationsversuchen wird in den Batchversuchen zu Beginn ein Großteil der zugeführten Protonen innerhalb kürzester Zeit abgepuffert. Im weiteren Verlauf flachen die Pufferkurven beider Minerale zunehmend ab, bis ab ca. 300 Stunden ein annähernd linearer Verlauf der H⁺-Pufferung zu beobachten ist. Mit Hilfe einer Funktion 0. Ordnung wurden in diesem stationären Bereich die Raten der Pufferung berechnet. Albit verfügt dabei mit 0,0403 mmol kg⁻¹ h⁻¹ über eine deutlich höhere Pufferrate als Orthoklas mit 0,0265 mmol kg⁻¹ h⁻¹.

Anhand von Messungen der in der Lösungsphase befindlichen Elemente sowie rasterelektronenmikroskopischer Aufnahmen (Abb. 3) können Rückschlüsse auf die Mechanismen der H⁺-Pufferung gezogen werden. Fe, Mn und Ca aus Oberflächenverunreinigungen sind demnach in erster Linie an sehr schnellen Puffermechanismen beteiligt, während Al, Si und Na als Folge der Mineralauflösung im späteren Verlauf die H⁺-Pufferung maßgeblich bestimmen.

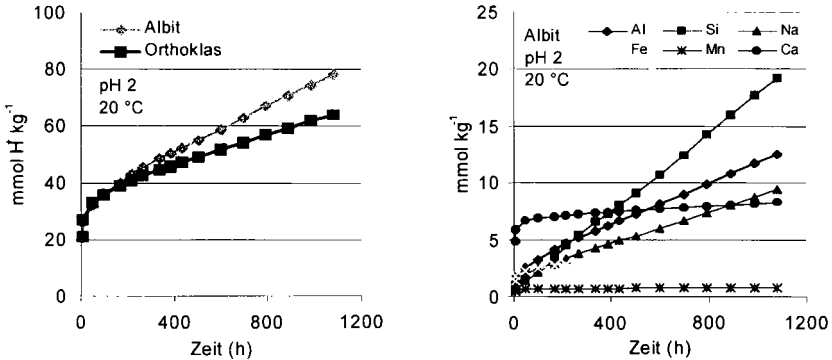
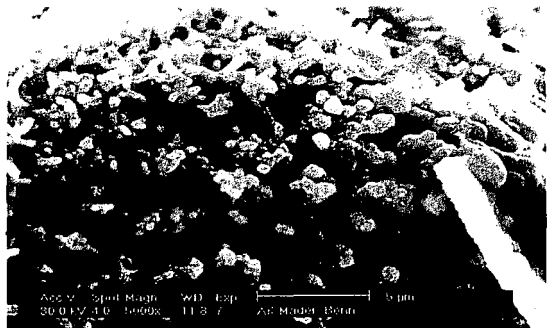


Abb.2: H⁺-Verbrauch von Albit und Orthoklas bei pH 2 (links) und Freisetzungskinetik der Elemente Al, Si, Na, Fe, Mn und Ca von Albit (rechts) der Korngröße 63 – 200 µm im pH-stat-Batchexperiment. (Mineral/Lösungsverhältnis 1 : 5, Temp. 20 °C)

Abb.3: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme von Verunreinigungen auf der Oberfläche eines Albitkorns vor Versuchsbeginn. EDX-Analysen der Verunreinigungen lassen neben den Albit-Elementen Al, Si und Ca eine deutliche Anreicherung von Fe (ca. 75 %) und Mn (ca. 9 %) erkennen.

Aufnahme: C. Middendorf



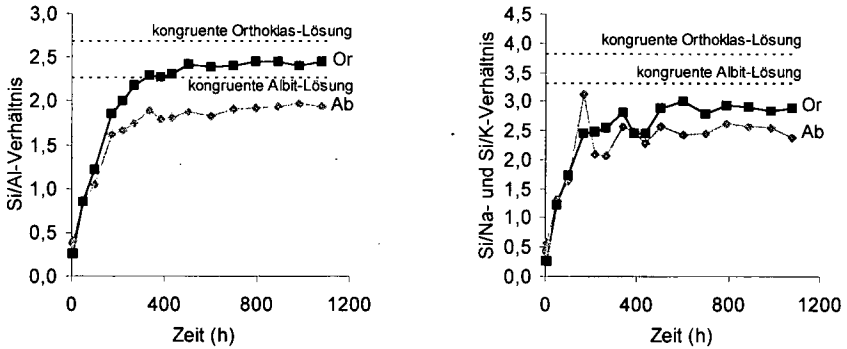


Abb.4: Si/Al-Verhältnis (links) und Si/Na- bzw. Si/K-Verhältnis (rechts) in der Lösungsphase von Albit (Ab) und Orthoklas (Or) während der pH-stat-Batchversuche. (Gestrichelte Linien repräsentieren die jeweiligen Elementverhältnisse der Minerale)

Ein Vergleich der in der Lösungsphase befindlichen Elemente mit den Elementverhältnissen der Minerale (Abb. 4) läßt erkennen, daß die Pufferung durch Mineralauflösung zu Versuchsbeginn einen deutlich inkongruenten Verlauf annimmt. Die Elementverhältnisse der Lösungsphase nähern sich im weiteren Verlauf den Elementverhältnissen der Minerale an. Eine kongruente Auflösung wird aber weder vom Albit noch vom Orthoklas bis zum Versuchsende erreicht. Infolge der bevorzugten Lösung von Al und Na bzw. K sowie der Tatsache, daß die Lösungskonzentrationen unterhalb der Löslichkeitsprodukte möglicher Ausfällungen liegen, erscheint es als wahrscheinlich, daß das Mineral während der Auflösung von einer mit Si angereicherten Schicht umgeben wird, wie es bereits von CHOU & WOLLAST (1984) für das Mineral Albit beschrieben wurde.

4 Zusammenfassung

Die Kinetik der in pH-stat-Titrationsversuchen ermittelten schnellen Protonenpufferung durch die Feldspäte Albit und Orthoklas läßt sich mit einer (pH 2) bzw. zwei (pH 3, 4 und 5) gekoppelten Funktionen 1. Ordnung beschreiben. Die ermittelten Parameter dienen einer Charakterisierung der Puffereigenschaften bezüglich der Raten und Pufferkapazitäten innerhalb kurzer Zeiträume.

Die aus pH-stat-Batchversuchen ermittelten Raten der langsamen H^+ -Pufferung betragen für Albit $0,0403 \text{ mmol kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ und für Orthoklas $0,0265 \text{ mmol kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Darüber hinaus können durch die Messung der in der Lösungsphase befindlichen Elemente sowie elektronenmikroskopischer Aufnahmen Aussagen über die Mechanismen der H^+ -Pufferung gemacht werden.

5 Literatur

Aringhieri, R. & G. Pardini (1985): Protonation of soil particle surfaces: kinetics. -Can. J. Soil Sci., 65, 677 - 686. Chou, L. & R. Wollast (1984): Study of the weathering of albite at room temperature and pressure with a fluidized bed reactor. -Geochim. Cosmochim. Acta, 48, 2205 - 2217. Süsser, P. & U. Schwertmann (1991): Proton buffering in mineral horizons of some acid forest soils. -Geoderma, 49, 63 - 76. UBA (Umweltbundesamt, Hrsg.; 1997): Daten zur Umwelt - Der Zustand der Umwelt in Deutschland. -E. Schmidt Verlag, Berlin, 570 S.

Kinetik des Stofftransports an anorganischen Kolloiden

von

HUBER,N., BAUMANN,T., NIESSER,R.

Einleitung

Für den kolloidalen Transport sind prinzipiell zwei Eintragszenarien denkbar. Zum einen der Eintrag gelöster Schadstoffe in einen unbelasteten Aquifer, der mit den sedimenteigenen Kolloiden im Gleichgewicht steht. In diesem Fall können die mobilen Kolloide ad hoc als Schadstoffvehikel fungieren. Im Laufe der Zeit wird sich ein Gleichgewicht zwischen den drei Phasen einstellen, das das Ausmaß des kolloidalen Transports bestimmt. Zum anderen können die Schadstoffe bereits kolloidgebunden in einen unbelasteten Aquifer eingetragen werden, wie es im Bereich von Deponien denkbar ist. Hier muß sich neben dem Lösungs-Feststoffgleichgewicht auch ein Gleichgewicht zwischen Aquifer und Kolloiden einstellen. In beiden Fällen wird dem kolloidalen Pfad vor allem bei solchen Stoffen Bedeutung zukommen, deren Verteilungsgleichgewicht zur festen Phase verschoben ist, und bei denen die Desorption verzögert erfolgt. Erfolgt der Transport von Kolloiden im Aquifer zusätzlich noch signifikant anders als der des gelösten Schadstoffs, kann dem kolloidalen Transport auch im Hinblick auf den Massentransfer eine charakteristische Bedeutung zukommen. Die Parametrisierung des kolloidalen Schadstofftransports in natürlichen Sedimenten durch Variation der Randbedingungen Hydrochemie und Hydrodynamik für die Schwermetalle Chrom, Kupfer und Nickel war Hauptgegenstand der hier dargestellten Ergebnisse.

Materialien und Methoden

Das verwendete Säulenmaterial stammt aus der Münchner Schotterebene. Es handelt sich dabei um carbonatische Kiese mit einem kristallinen Anteil $< 20\%$. Für die Befüllung der Sedimentsäulen ($\varnothing = 10$ cm, $l = 20$ cm) wurde die Kornfraktion < 10 mm verwendet. Zur Bestimmung des kolloidalen Anteils am Stofftransport wurden die Kolloide durch Ultrafiltration über einen 10-nm-Filter entfernt. Die Schwermetallkonzentration in den unfiltrierten Proben (gelöst + kolloidal) und in den filtrierten Proben (gelöst + kleinste Kolloide) wurden mittels AAS bestimmt. Aus der Differenz der Meßwerte kann die Stoffmasse berechnet werden, die an Kolloiden mit einem hydrodynamischen Durchmesser $d_p > 10$ nm sorbiert vorliegt. Die Konzentration an Kolloiden mit $d_p < 10$ nm war im beschriebenen Fall zu vernachlässigen. Die Partikelzahlen auf den Filtern wurden unter dem REM bestimmt.

Die Transportversuche lassen sich in vier Versuchsphasen unterteilen. In der ersten Phase erfolgte die Äquilibration der Sedimentsäulen mit einer CaCl_2 -Lösung der Ionenstärke $10 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ und einem Volumenstrom von $0,6$ bzw. $2,9 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$. Während der zweiten Phase erfolgte die kontinuierliche Zugabe der Schwermetalle mit Eingabekonzentrationen von 1 bzw. $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. In der dritten Phase wurde die Schadstoffzugabe beendet und zusätzlich das dominierende Kation Ca^{2+} gegen Na^+ ausgetauscht sowie die Ionenstärke auf $1 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ reduziert. In der letzten Phase wurde die Ionenstärke ein weiteres Mal reduziert, wobei die Versuchslösung nur noch aus destilliertem Wasser bestand.

Schwermetalltransport

Abbildung 1 zeigt exemplarisch den Durchgang für das wenig sorptive Schwermetall Nickel und für das stärker sorptive Chrom bei einer Eingabekonzentration von jeweils $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

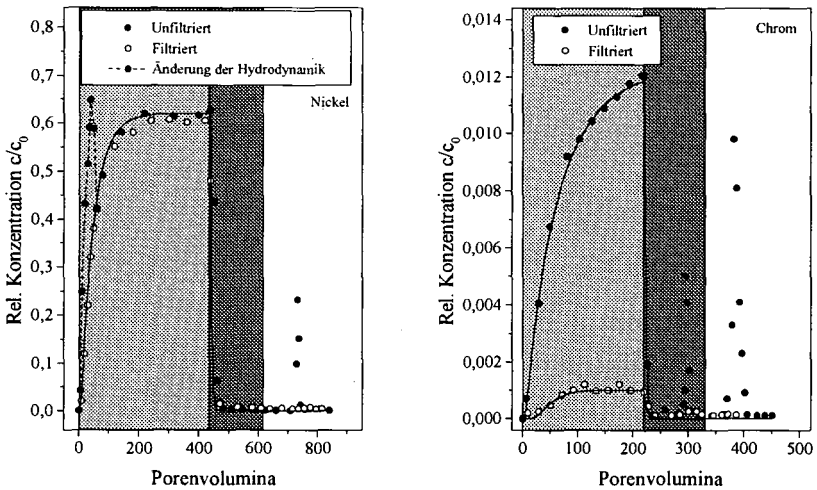


Abbildung 1: Durchgangskurven für Nickel (links) und Chrom (rechts). Im Falle von Nickel wurde sowohl die Hydrodynamik als auch die Hydrochemie verändert, in Falle von Chrom nur die Hydrochemie.

Der nadelförmige Anstieg der Nickelkonzentration in den unfiltrierten Proben in Phase 2 ist auf die Änderung der Fließgeschwindigkeit zurückzuführen. Eine erhöhte Fließgeschwindigkeit bewirkt ein erhöhtes Drehmoment an den Kolloiden, und es kann zu einer Mobilisierung von, an der Sedimentmatrix haftenden Kolloiden kommen. Ein weiterer Konzentrationsanstieg, der wiederum auf einen kolloidalen Transport zurückgeführt werden kann, ist in Phase 4 zu beobachten. Die Veränderung der hydrochemischen Verhältnisse in der Lösung, in diesem Fall die der Verringerung der Ionenstärke und der Ladung des dominierenden Kations, erhöhen sich die elektrostatischen Abstoßungskräfte zwischen Kolloid und Sedimentmatrix und eine Freisetzung der Kolloide wird begünstigt. Insgesamt werden in Phase 2 65 % der Ausgangskonzentration erreicht.

Bei Chrom werden dagegen nur 1,2% der Ausgangskonzentration erreicht. Da hier die Fließgeschwindigkeit nicht geändert wurde, fehlt der erste Konzentrationsanstieg in Phase 2. In den Phasen 3 und 4 dagegen konnte in beiden Fällen durch Verringerung der Ionenstärke ein kolloidaler Transport induziert werden.

Während für Nickel mit etwa 65 % der Eingabekonzentration nahezu konstante Konzentrationen am Säulenende gemessen werden, können für Chrom nur Konzentrationen gemessen werden, die etwa 1 % der Eingabekonzentration entsprechen. Auch dies zeigt das stark unterschiedliche Sorptionsverhalten der beiden Schwermetalle. Ein Vergleich der Konzentrationen der filtrierten und unfiltrierten Proben während konstanter hydrochemischer und hydrodynamischer Bedingungen zeigt für Nickel, daß bei einem kolloidalen Anteil von 6 % der Stofftransport fast ausschließlich gelöst erfolgt. Im Falle von Chrom kehrt sich dieses Verhältnis um. Hier werden von den insgesamt geringen transportierten Massen 90 % kolloidal verfrachtet. Kupfer, das in der Sorptionsfähigkeit zwischen Chrom und Nickel liegt, wird dagegen wieder überwiegend gelöst transportiert. Wie man aus Abbildung 2 erkennen kann, variiert dieses Verhältnis für stark sorptive Schwermetalle wie Chrom und Kupfer mit der Eingabekonzentration. Der kolloidale Anteil wird dabei für beide Schwermetalle mit abnehmender Eingabekonzentration geringer, während er für Nickel als schwach sorptives Schwermetall konstant bleibt.

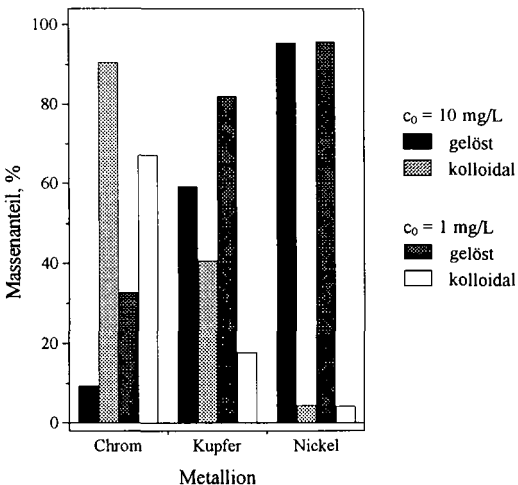


Abbildung 2: Prozentuale Verteilung des gelösten und kolloidalen Transports bei den Eingabekonzentrationen von 10 und 1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ für die untersuchten Schwermetallionen in Phase 2.

In den Tabellen 1 und 2 sind die Wiedererhalte in den einzelnen Versuchsphasen aufgelistet. Dem kolloidalen Transport aller drei untersuchten Schwermetalle kann, sogar nach Mobilisierung sedimenteigener Kolloide, nur eine untergeordnete Rolle beigemessen werden. Selbst für das stark sorptive Schwermetall Chrom beträgt der kolloidale Anteil lediglich 10 % am Gesamttransport. Dies legt die Vermutung nahe, daß nicht nur der Verteilungskoeffizient über das Ausmaß des kolloidalen

Transports entscheidet, sondern auch die transportierten Teilchenzahlen. In Tabelle 3 wurden die kolloidal transportierten Schadstoffmassen mit den eluierten Teilchenkonzentrationen in Beziehung gesetzt. Veränderungen in der Hydrodynamik und Hydrochemie führen zu einem Anstieg der eluierten Teilchenkonzentrationen um fast zwei Größenordnungen. Die pro Kolloid transportierten Massen sind dagegen unabhängig von der Sorptivität der einzelnen Schwermetalle, was auf das Erreichen der maximalen Beladung der Kolloide hindeutet (vgl. Tabelle 3). Damit wird die Teilchenkonzentration zum limitierenden Faktor für den kolloidalen Stofftransport.

Tabelle 1: Wiedererhaltene Stoffmassen nach Änderung der Hydrochemie in den Versuchsphasen 3 und 4.

Wiedererhalt	Chrom	Kupfer	Nickel
gesamt	0,78	0,78	29,1
Phase 3	0,02	0,04	0,53
Phase 4	0,03	0,04	2,66

Tabelle 2: Wiedererhaltene Stoffmassen nach Änderung der Hydrodynamik in Versuchsphase 2.

Wiedererhalt	Chrom	Kupfer	Nickel
gesamt	0,81	0,24	55,8
kolloidal	0,05	0,05	0,81

Tabelle 3: Kolloidal transportierte Schadstoffmassen bezogen auf die eluierten Teilchenzahlen.

Versuchsphase	Kolloidkonzentration	Chrom	Kupfer	Nickel
	Teilchen/L			
2	3,7 - 9,9·10 ⁷	0,5 - 28,0	0,1 - 1,1	2,6 - 777,6
3	0,8 - 6,6·10 ⁹	0,1 - 7,3	2,4 - 500,4	7,1 - 74,2
4	3,4 - 7,6·10 ⁹	0,4 - 7,1	47,6 - 703,8	25,1 - 87,4

Zusammenfassung

Unter konstanten hydrochemischen und -dynamischen Bedingungen ist der kolloidale Schadstofftransport für das hier dargestellt Eintragsszenario praktisch zu vernachlässigen. Erst durch eine Veränderung der Hydrochemie und/oder Hydrodynamik kann ein kolloidaler Transport induziert werden. Auf Grund der auch bei diesem Transportpfad nur geringen verfrachteten Schadstoffmassen stellt der kolloidale Transport nur ein geringes Risiko bei der Schadstoffverfrachtung dar. Bedeutsame Auswirkungen von kolloidalen Transportvorgängen sind nur bei hohen Teilchenkonzentrationen (viele Transportvehikel), stark zum Kolloid verschobenen Verteilungsgleichgewicht (viele attraktive Sorptionsplätze) und hoher Mobilität der Kolloide im Aquifer (geringe Wechselwirkungen mit der Sedimentmatrix) zu erwarten.

**Zur Kinetik der Sorption von Schwermetallen an Bodenkomponenten.
II. Sorptions- und Diffusionsprozesse in Böden
unterschiedlichen Stoffbestandes**

von

KEPPLER, J., BRÜMMER, G. W.

1 Einleitung und Ziel der Untersuchungen

In Teil I dieser Veröffentlichung (FISCHER et al., 1998) wird anhand der Ergebnisse von Batchversuchen und Modellrechnungen gezeigt, daß Diffusionsprozesse in Fe-Oxide (Goethite) zu einer Festlegung von Schwermetallen (SM) an inneren Oberflächen der Goethit-Kristallite führen können. Eine Fragestellung der nunmehr in Teil II vorgestellten Ergebnisse von Untersuchungen an Bodenproben war, ob derartige Adsorptions- und Diffusionsvorgänge an und in Oxide auch im Multikomponentensystem Boden nachvollziehbar sind und in wie weit das Ausmaß und die Kinetik dieser Prozesse durch den komplexen Stoffbestand der Böden und damit durch kompetitive Puffersysteme beeinflußt werden.

2 Material und Methoden

In einem Laborversuch zur Veränderung von SM-Bindungsformen über die Zeit wurden zu insgesamt zehn unbelasteten Ober- und Unterbodenproben von fünf lößbürtigen Böden 1,5 mg/kg Cd, 100 mg/kg Cr, 120 mg/kg Cu, 50 mg/kg Ni, 100 mg/kg Pb und 200 mg/kg Zn als lösliche SM-Nitrate dotiert. Tab. 1 kennzeichnet sechs der zehn Bodenproben, für die im folgenden Ergebnisse dargestellt und diskutiert werden. Nach der SM-Zugabe wurden die Bodenproben in einem definierten Zyklus von Befeuchtung und Trocknung 1008 Tage bei 20°C inkubiert.

Tab. 1: Kennzeichnung der im Laborversuch verwendeten Bodenproben

Probe	Bodentyp	Nutzung	Tiefe (cm)	Bodenart	pH (CaCl ₂)	Corg (%)	Kalk (%)
WL-O	pseudovergl.	Wald	0 - 7	Ut3	3,35	3,9	-
WL-U	Parabraunerde		30 - 53	Ut4	3,74	0,3	-
GB-O	Braunauenboden	Grünland	0 - 30	Ut3	5,33	0,9	-
GB-U			40 - 60	Ut3	5,85	0,4	-
AM-O	Kolluvisol	Acker	0 - 30	Ut4	7,17	1,2	3,83
AM-U			30 - 60	Ut4	7,27	0,4	0,42

Die Kennzeichnung der SM-Bindungsformen erfolgte vor sowie 1, 7, 42, 84, 168, 336, 672 und 1008 Tage nach der SM-Zugabe mittels sequentieller Extraktion nach ZEIEN & BRÜMMER (1989). Dieses Verfahren erfaßt zwei durch die SM-Verfügbarkeit charakterisierte Fraktionen - mobile SM (Fraktion 1) und leicht nachlieferbare SM (Fr. 2) - sowie in Mn-Oxiden okkludierte SM (Fr. 3), organisch gebundene SM (Fr. 4), in Fe-Oxiden unterschiedlicher Kristallinität okkludierte SM (Fr. 5 und 6) und silicatisch gebundene SM (Fr. 7).

3 Ergebnisse und Diskussion

Nach beinahe dreijähriger Inkubation (1008 Tage nach der SM-Zugabe) weisen alle den Bodenproben in löslicher Form zudotierten Schwermetalle verringerte mobile Anteile (Fraktion 1) auf. Das Ausmaß und die Kinetik des Übergangs der mobilen SM in bodeneigene Bindungsformen ist dabei elementspezifisch und vom Stoffbestand der Bodenproben abhängig. Abb. 1 zeigt beispielhaft, daß Cd und Zn im sehr stark sauren bis schwach sauren Milieu einen Tag nach der Zugabe noch zu hohen Anteilen in mobiler Form vorliegen, während das zudotierte Cr zu diesem Zeitpunkt bereits in allen Bodenproben zu mehr als 80 % von Bodenkomponenten gebunden ist. Bis zum Ende der Inkubationszeit verändert sich die Mobilität des Cd nur relativ wenig, während die Anteile an mobilem Zn mit Ausnahme der sehr stark sauren Proben deutlich abnehmen und Cr nur noch in einzelnen Proben zu geringen Anteilen in Fraktion 1 nachweisbar ist.

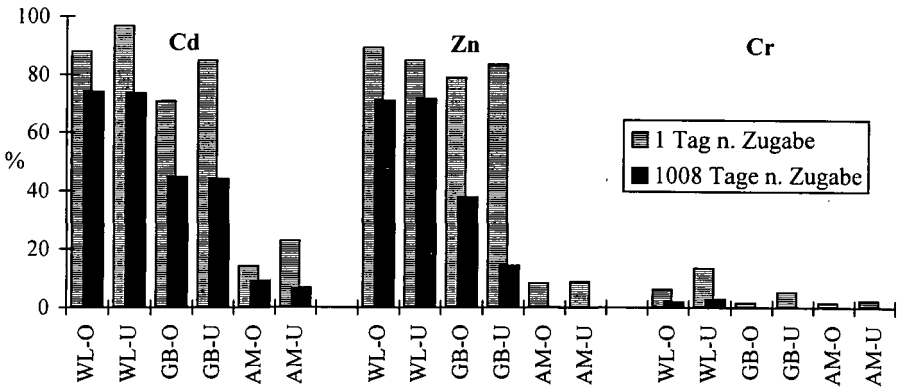


Abb. 1: Anteile mobiler Schwermetalle (Fraktion 1) in sechs Bodenproben des Laborversuches einen Tag sowie 1008 Tage nach der SM-Zugabe; pH-Werte von sehr stark sauer (WL) bis schwach alkalisch (AM) zunehmend

Anhand der Untersuchungen zur Veränderung der SM-Bindungsformen im Inkubationsverlauf können für die untersuchten Bodenproben verschiedene, zeitgleich ablaufende Prozesse der SM-Immobilisierung ausgewiesen werden (KEPPLER & BRÜMMER, 1997). Neben schnell ablaufenden Prozessen der SM-Bindung durch Mn-Oxide (v.a. Cd, Pb) und organische Substanzen (v.a. Cu, Pb) sind langsame Veränderungen der SM-Bindungsformen in erster Linie auf Diffusionsprozesse von Bindungspositionen an äußeren Oberflächen zu Bindungsplätzen an inneren Oberflächen von Fe-Oxiden (v.a. Cr, Ni, Zn, Cu) sowie in geringerem Umfang von Silicaten (Zn, Ni, Cu) zurückzuführen. Abb. 2 zeigt beispielhaft die unterschiedliche Kinetik der Bindung von Pb durch Mn-Oxide (Fraktion 3) und von Cr durch kristalline Fe-Oxide (Fr. 6) für die in Tab. 1 gekennzeichneten Bodenproben. Der dargestellte Gleichgewichtskoeffizient (Anteil eines Schwermetalls in einer Fraktion der sequentiellen Extraktion nach der SM-Zugabe dividiert durch den Anteil des SM in dieser

Fraktion in der unbelasteten Bodenprobe vor der SM-Zugabe) beschreibt dabei die relative Bedeutung einer Bindungsform für die Immobilisierung eines Schwermetalls unabhängig von dessen Gesamtgehalt.

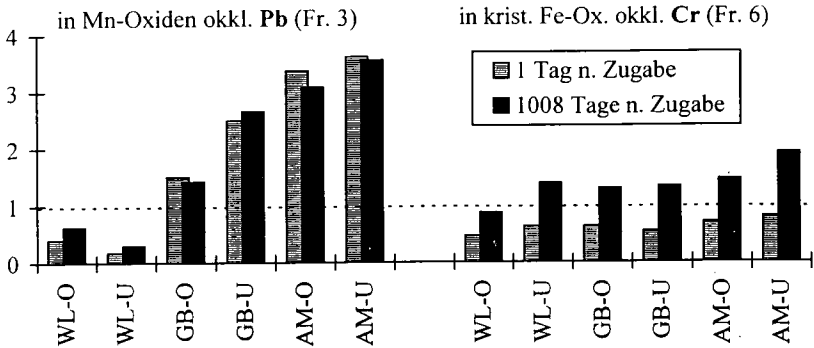


Abb. 2: Gleichgewichtskoeffizienten (Erläuterung im Text) für die Bindung von Pb durch Mn-Oxide sowie Cr durch kristalline Fe-Oxide in sechs Bodenproben des Laborversuches im Inkubationsverlauf; pH-Werte von sehr stark sauer (WL) bis schwach alkalisch (AM) zunehmend

Aus Abb. 2 (links) geht hervor, daß Mn-Oxide nach einem Pb-Eintrag in Böden bei hohen pH-Werten in der Lage sind, sehr schnell mehr als das dreifache des zuvor in ihnen gebundenen Pb-Anteils zu binden. Da in den ersten beiden Fraktionen der sequentiellen Extraktion bereits oberflächlich an den Mn-Oxiden sorbiertes Pb erfaßt wird, ist diese Bindung wahrscheinlich auf eine schnelle Diffusion in die Zwischenschichten der Mn-Oxide zurückzuführen, wie sie bereits von MCKENZIE (1980) beschrieben wurde. Demgegenüber erfolgt die Diffusion von Schwermetallen in kristalline Fe-Oxide deutlich langsamer (Abb. 2, rechts). Der Gleichgewichtskoeffizient für Cr beträgt einen Tag nach der Zugabe in allen Proben < 1, während am Ende des Inkubationszeitraumes über einen weiten pH-Bereich ein Gleichgewichtskoeffizient > 1 erreicht wird, der einen überproportionalen Beitrag dieser stabilen Bindungsform an der Festlegung des zudotierten Cr kennzeichnet. Ähnliche Ergebnisse bezüglich einer Diffusion in Fe-Oxide konnten neben Cr auch für Zn, Ni und z.T. Cu erzielt werden (nicht dargestellt).

Die Zunahme der Gehalte in den kristallinen Fe-Oxiden erfolgt für diese Schwermetalle bis zu 42 Tage nach der Zugabe deutlich schneller als im restlichen Inkubationszeitraum (KEPPLER & BRÜMMER, 1997); dabei weist die Diffusion eine elementspezifische Kinetik auf. Abb. 3 (links) verdeutlicht diese unterschiedliche Kinetik der Diffusion in Fe-Oxide für Cr und Zn. Während der Großteil der insgesamt diffundierten Cr-Menge bereits innerhalb der ersten 42 Tage nach der Zugabe in den Fe-Oxiden gebunden wird, verläuft die Diffusion des Zn in die Fe-Oxide deutlich langsamer. Aus diesem Grunde sind die Diffusionsraten (Abb. 3, rechts) für Zn im Zeitraum zwischen 42 und 1008 Tagen nach der SM-Zugabe mit bis zu 59 µg/kg Boden und Tag (Probe GB-U) wesentlich höher als für Cr. Offenbar erfolgt eine schnelle Adsorption des Cr an äußeren Oberflächen sowie eine oberflächennahe Diffusion in das Kristallgitter (FISCHER & BRÜMMER, 1998). Eine starke Cr-Bindung erschwert eine weitere Umverteilung durch Diffusionsprozesse, während Zn aufgrund seiner geringeren Neigung zur Bildung von Hydroxokomplexen in allen Proben über den gesamten Inkubationszeitraum mobile Anteile aufweist und ein stärkeres Konzentrationsgefälle zu Plätzen hoher Bindungsenergie besteht. Die Kinetik der Zn-Diffusion ist damit in größerem Maße pH-abhängig (s. Abb. 3, links).

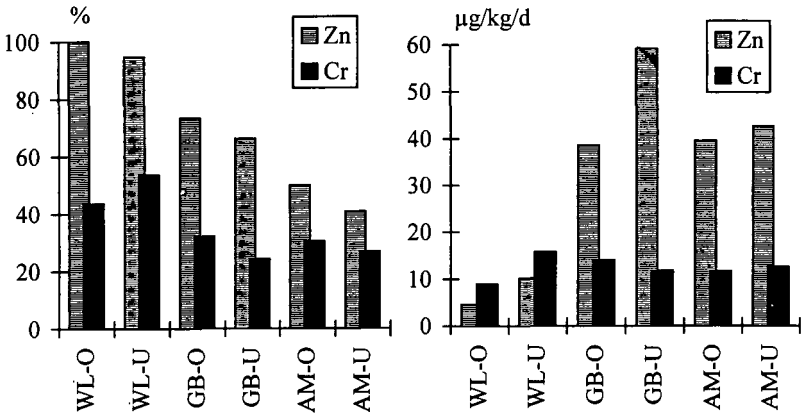


Abb. 3: Zunahme der Gehalte an Cr und Zn in den kristallinen Fe-Oxiden von sechs Bodenproben des Laborversuches während des Zeitraums 42 - 1008 Tage nach der Metallzugabe in Prozent der Gesamtzunahme im Inkubationsverlauf (links) sowie Diffusionsraten in diesem Zeitraum (rechts)

4 Schlußfolgerungen und Zusammenfassung

Obwohl Diffusionsprozesse im Multikomponentensystem Boden kaum vergleichend quantifizierbar sind, lassen sich wesentliche der von FISCHER et al. (1998) beschriebenen Prozesse einer SM-Festlegung in Fe-Oxiden auch für Bodenproben nachvollziehen. Dabei kommt vor allem der Adsorption an äußeren Oberflächen als Voraussetzung für diffusive Prozesse in das Innere von Partikeln eine zentrale Bedeutung zu. Das Ausmaß der Adsorption wird entscheidend von physikochemischen Elementeigenschaften der Schwermetalle sowie vom Stoffbestand der Bodenproben und kompetitiven Bindungen durch andere Bodenkomponenten bestimmt. Neben einer indirekten Beeinflussung der diffundierenden SM-Mengen kann die Diffusion auch direkt durch die Ioneneigenschaften der SM wie z. B. den Ionenradius beeinflusst werden. Während Pb mit einem Ionenradius von 119 pm offenbar schnell und in großem Ausmaß in schlecht kristalline Mn-Oxide diffundieren kann, wurde analog zu Ergebnissen von FISCHER & BRÜMMER (1993) sowie FISCHER et al. (1998) keine Diffusion dieser großen Ionen in das kompakte Gitter kristalliner Fe-Oxide festgestellt. Insgesamt laufen die beobachteten Diffusionsprozesse in Böden langsamer ab als in reinen Systemen; sie leisten für einzelne Elemente aber nach einem SM-Eintrag über die Zeit einen bedeutenden Beitrag zur SM-Immobilisierung.

5 Literatur

- FISCHER, L. & G. W. BRÜMMER (1993): Schwermetallbindung durch Goethit: Adsorption, Diffusion und Festlegung verschiedener Schwermetalle; *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 72, 335-338; FISCHER, L., G.W. BRÜMMER & N. J. BARROW (1998): Zur Kinetik der Sorption von Schwermetallen an Bodenkomponenten. I. Sorptions- und Diffusionsprozesse an/in Goethitpartikeln; *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, dieser Band; KEPPLER, J. & G. W. BRÜMMER (1997): Schwermetall-Bindungsformen in Böden und ihre Veränderung über die Zeit - Ergebnisse eines Inkubationsversuches; *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 85, I, 255-258; MCKENZIE, R. M. (1980): The adsorption of lead and other heavy metals on oxides of manganese and iron; *Aust. J. Soil Res.*, 18, 61-73. ZEJEN, H. & G. W. BRÜMMER (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetall-Bindungsformen in Böden; *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 59/1, 505-510

Organic Surface Modification of Soil Minerals, Uptake of Pyrene by Alumina/Polyelectrolyte/ Cationic Surfactant Complexes

von

KHALAF, M., KLUMPP, E., SEQUARIS, J.-M., NARRES, H.-D., SZEKERES, M.,
TOMBÁ CZ, E., DÉKÁ NY, I.

INTRODUCTION

Surfactants, polymers and their mixtures are widely used in several important industrial processes [1,2]. The same classes of substances are also relevant in soil chemistry [3]. Namely, they can be used as a model system in the study of environmental behavior of humic substances.

In this paper the sorption of dodecyltrimethylammonium bromide (DTAB) from its dilute aqueous solutions on alumina/poly(acrylic acid) (PAA) complexes is studied. The main focus is on the pH effect and the different PAA surface coverages.

The uptake of pyrene by the alumina/polyelectrolyte/surfactant complexes was found to be strongly dependent on the extent of surface modification and it is attributed to the partitioning mechanism.

MATERIALS AND METHODS

All chemicals were A.R. grade and used as received except the aluminium oxide-C (Degussa) which has been treated at 1000°C for 6 hours. Poly(acrylic acid) (PAA), obtained from Polysciences, has a molecular weight of 50.000 g/mol. The critical micelle concentration (cmc) of dodecyltrimethylammonium bromide (DTAB), a Sigma product, in 0.01 M KNO₃ was estimated to be 9.7 mmol/l using surface tension measurements. Pyrene was supplied by Aldrich. Concentrated nitric acid (1 N) and potassium hydroxide (1 N) were used to adjust the initial pH values of the solutions for the adsorption study. Water purified through Millipore filters was used in all experiments. All experiments were performed at room temperature (25°C) and with KNO₃ as indifferent electrolyte.

Adsorption isotherms. The alumina suspensions (15 g/liter) for the adsorption experiments were stirred at the desired pH value over a period of 14 days. Then, PAA or DTAB solutions of given concentrations were added to give the final volume of 30 ml in polyethylene centrifugation tubes. The suspensions were shaken for 24 h in a horizontal shaker. After centrifugation at 20.000 rpm for 30 min, the supernatant was transferred to separated bottles and was analyzed for PAA or DTAB. The PAA was estimated quantitatively by direct polyelectrolyte titration [4], whilst the DTAB was determined by using the two phase titration technique [5].

Electrophoretic mobilities. The electrophoretic mobilities were measured by using a Pen Kem 501 apparatus (Laser Zee Model 501). The suspension were prepared by diluting a small fraction of the sediment with the KNO₃ solution.

Fluorescence measurements. The fluorescence probe method provides information on the adsolubilization process [6]. The measurements were carried out on a Perkin Elmer Luminescence Spectrometer (LS 50).

* Institute of Applied Physical Chemistry, Research Center Jülich, D-52425 Jülich, Germany.

** Department of Colloid Chemistry, Attila József University, Aradi Vt. 1, H-6720 Szeged, Hungary.

RESULTS AND DISCUSSION

The adsorption isotherms of polyacrylic acid on alumina at pH = 5.5, 7.5 and 9.5 in 0.01 M KNO_3 are presented in Fig. 1. The adsorbed amount of polyacrylic acid increases sharply at low concentrations and then attains a saturation for all the pH values. Figure 2 shows the change in the electrophoretic mobilities of alumina particles by adsorption of the PAA at pH 5.5, 7.5 and 9.5. Due to the adsorption, the surface charge the alumina is recharged from positive to negative at pH 5.5 and 7.5, whilst the surface charge will be more negative at pH 9.5. The amount of PAA that is needed to balance the surface charge of the alumina at pH 5.5 is higher than that at pH 7.5.

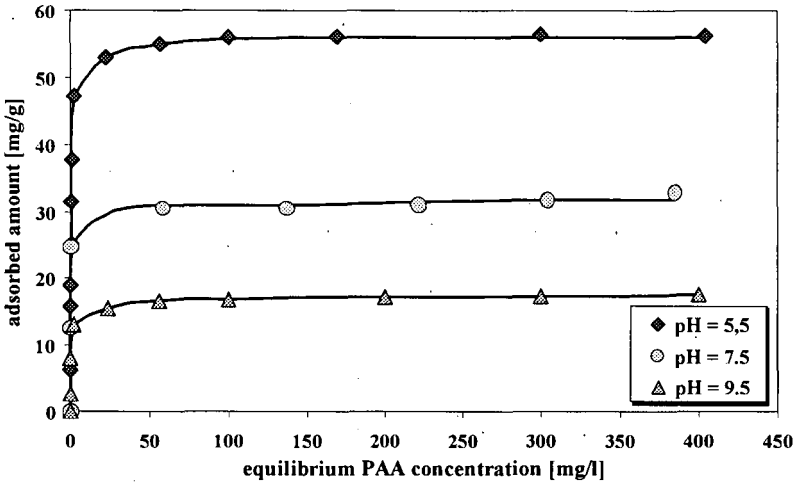


FIG. 1. Adsorption isotherms of PAA on alumina in 0.01 M KNO_3 at different pH values.

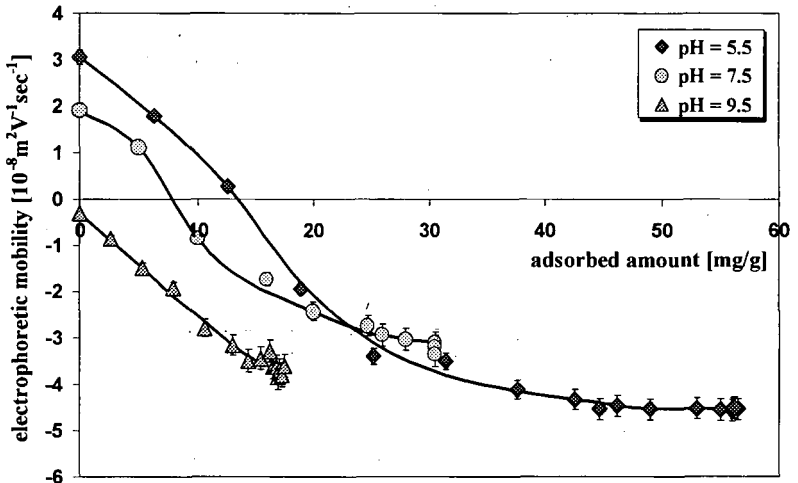


FIG. 2. Electrophoretic mobilities of alumina particles as a function of PAA adsorbed amounts at three different pH values.

The increase in the PAA adsorption with decreasing pH is quite common [7]. The variations of polymer conformation on the alumina surface are shown in Fig. 3. It is clear that the coiled polymer, adsorbed at the alumina/water interface at low pH, stretches out when the pH is raised. Starting from pH 4, the coiled polymer in solution (coiled because it is slightly ionized and exhibits no intrapolymer-chain electrostatic repulsion) adsorbs and remains in the coiled conformation on the positively charged alumina surface [Fig. 3 (a)]. When the pH raises to the range 5.0-7.0, ionization of PAA generates some negative charges in the polymer chain and reduces the extent of coiling. The polymer still strongly adsorbs on the surface because of the positive charges on the solid [Fig. 3. (b)]. By raising the pH above the pzc of alumina (pH_{pzc} 8.8) the solid particles become negatively charged like the polymer and under these conditions the electrostatic repulsion would cause the polymer to displace partially from the particles and to 'dangle' from the particle into the aqueous phase, being held to the particle by the hydrogen bonding [$\text{pH} > 9.0$, Fig. 3 (c)].

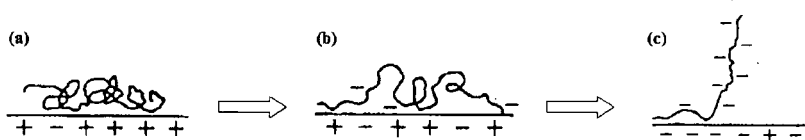


FIG. 3. Schematic representation of the variations of PAA conformation at the alumina/water interface under changing pH conditions. (a) $\text{pH} \sim 4.0$; (b) $\text{pH} \sim 7.0$; (c) $\text{pH} > 9.0$.

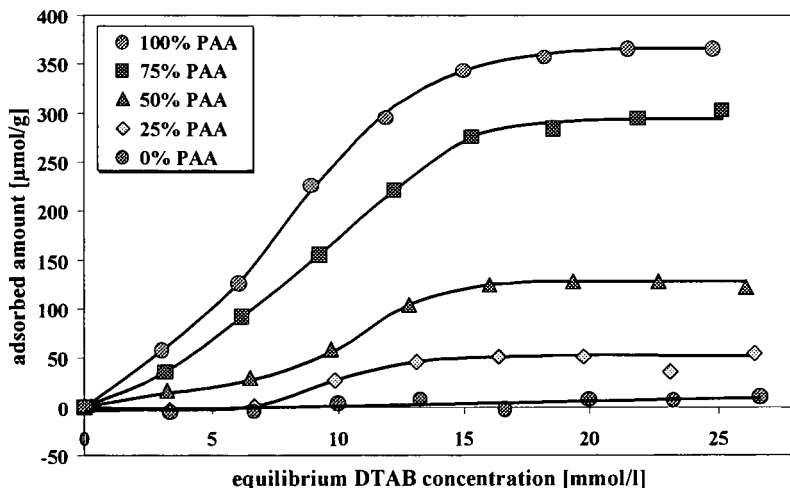


FIG. 4. Adsorption isotherms of DTAB on different PAA(%) alumina complexes at pH 5.5 in 0.01 M KNO_3 .

Figure 4 shows the adsorption isotherms of DTAB on alumina at different coverages by PAA (0-100%). The adsorbed amount of DTAB at these complexes increases gradually with the extent of the PAA load. These isotherms can be described by three regions, attributed to three different dominant

mechanisms. The mechanisms involved in these parts may be viewed as follows: Region I is characterized by the existence of electrostatic interactions between the DTAB and the PAA-alumina complex. Region II is marked by a conspicuous increase in adsorption which is attributed to the onset of DTAB aggregation at the PAA loops through lateral interaction between hydrocarbon chains, whilst in region III, above the cmc, the plateau corresponds to the formation of micelle-like aggregates on the PAA adsorbed.

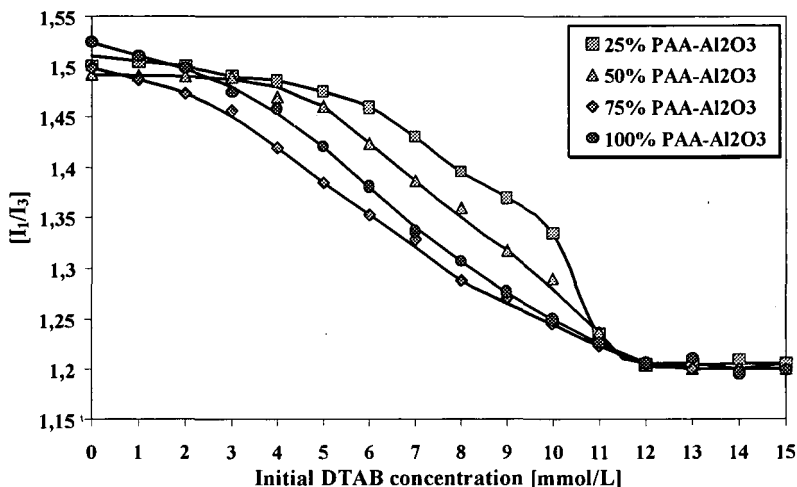


Fig. 5. Adsolubilization of pyrene in surfactant/PAA(%)/Al₂O₃ complexes

The ratios of the first (372 nm) and the third (383 nm) vibronic peak (I_1/I_3) of the fluorescence spectrum of pyrene were measured in the aqueous DTAB/PAA/alumina suspensions. When the DTAB interacts with the PAA at the alumina surface, the hydrophobicity along the PAA (due to the bound surfactants) increases with increasing DTAB concentration, and at a certain concentration (Region II, as mentioned before) an aggregate structure begins to form that will be reflected in a significant decrease in the polarity parameter (I_1/I_3) of pyrene (Fig. 5). These result from an increase of pyrene amount solubilized in the hydrophobic microdomains formed by the surfactants. Figure 5 shows the decrease in the micropolarity of the modified PAA-alumina complex, depending on the PAA coverage. The significant transitions in the fluorescence parameter for (25%-75%)PAA/alumina suspensions appear at surfactant concentrations, 5.5, 4.5 and 2.0 mmol/l, respectively, while for (100%)PAA/alumina complex it appears at < 1.0 mmol/l.

REFERENCES

- (1) J.J. Kiefer, P. Somasundaran and K.P. Ananthapadmanabhan, *Langmuir* **1993**, 9 (5), 1187.
- (2) P. Somasundaran and S. Krishnakumar, *Colloids Surfaces*, **1997**, 123-124, 491.
- (3) E. Klumpp; H. Lewandowski; J.-M. Séquaris, *Progr. Colloid Polym. Sci.*, **1998**, 109, 202.
- (4) D. Horn, *Progr. Colloid Polym. Sci.*, **1978**, 65, 251.
- (5) K. Vermöhlen, PhD Dissertation, University Düsseldorf, **1998**.
- (6) V.A. Ganaye, K. Keiding, T.M. Vogel, M.-L. Viriot and J.-C. Block, *Environ. Sci. Technol.*, **1997**, 31, 10, 2701.
- (7) J.-M. Séquaris, in *Detergents in the Environment*, Marcel Dekker, Inc., New York, **1997**.

Veränderungen in Mineralböden relativ zum Ausgangssubstrat am Beispiel der Bindungsformen des Bleis

von

KLEBER, A., MAILÄNDER, R.

1 Einführung

Die Quantifizierung pedogenetischer Veränderungen in Mineralböden gegenüber dem geogenen Ausgangszustand wird durch die typische Schichtung der Substrate kompliziert. Regelmäßig bilden nämlich Deckschichten den oberflächennahen Untergrund (KLEBER 1997), deren geogene Zusammensetzung im Profil stark und irregulär schwanken kann (vgl. z. B. für Schwermetalle SABEL 1989), was einen Vergleich zwischen höheren und pedogenetisch weniger veränderten tieferen Abschnitten des Profils wenig sinnvoll erscheinen läßt.

Mit diesem Beitrag stellen wir ein Feldverfahren vor, das es ermöglicht, Vergleiche zwischen verändertem und unverändertem Ausgangssubstrat entlang eines lateralen Gradienten zunehmender Exposition zur Oberfläche vorzunehmen. Wir zeigen das Potential dieses Verfahrens am Beispiel der Bindungsformen des Bleis auf.

2 Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden im südlichen Steigerwald vorgenommen, welcher im wesentlichen wohl nur der ubiquitären Hintergrundbelastung an Schwermetallen ausgesetzt ist. Der tiefere Untergrund sind jeweils Sedimente des oberen Keupers, meist Sandsteine, wobei aber hangaufwärts jeweils auch anders gekörnte Gesteine anstehen. In diesem Gebiet findet man unter mindestens 60 Jahre altem Fichtenforst hoch und steil ausgebildete ehemalige Ackerrandstufen, die vermutlich Ergebnisse des mittelalterlichen Ackerbaus sind, der im 16. Jahrhundert aufgegeben wurde (MACHANN 1972). Diese Stufen schneiden, da sie jünger als die pleistozänen Deckschichten sind, den oberflächennahen Untergrund. Somit liegt ein und dasselbe Substrat hangaufwärts geschützt unter mehr als einem Meter z. T. feinkörnigem Sediment und unterhalb der Stufe oberflächennah exponiert (Abb. 1). Drei derartige Stufen (Standort Fichtelgrund: Lage $R^{43}966/H^{55}048$, Hangneigung 14° nach SW; zwei weitere Standorte Rübling Nord und Süd: $R^{43}941/H^{55}024$, 9° NE) wurden aufgedigert und jeweils zwei Tiefenprofile zur Demonstration der vertikalen Variabilität und ein oder mehrere Transekte (am Standort Fichtelgrund im Anstehenden, ansonsten in feinerkörnigen Basislagen) zur Beurteilung eventueller lateraler Gradienten innerhalb der Transektsschicht beprobt.

Die Analysen umfaßten Korngröße (Sieb und Pipette), C_{org} (Dichromat-Schwefelsäure) und pH-Wert ($CaCl_2$). Ferner wurden Al, Fe und Mn mit dem Flammen-AAS und Pb mit dem Graphitrohr-AAS bestimmt, wobei das sequentielle Extraktionsverfahren nach ZEIEN & BRÜMMER (1989) zur Anwendung kam.

Zwischen verschiedenen Meßwertreihen wurden bivariate Korrelationen berechnet.

* Arno Kleber, University of Bayreuth, Dept. of Geomorphology, 95440 Bayreuth, Germany

** Reiner Mailänder, University of Bern, Dept. of Geography, Hallerstraße 12, 3012 Bern, Switzerland

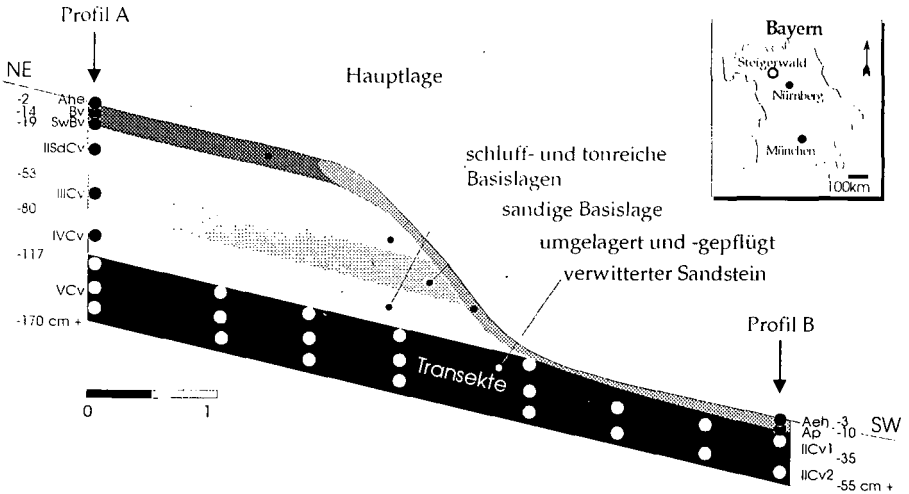


Abb. 1 Beispielstandort Fichtelgrund: Ackerrandstufe und Schichtlagerung im Querschnitt. Die Kreise stellen Probenahmepunkte dar (nach KLEBER et al. 1998).

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Korngrößen schwanken infolge der Schichtung in den Profilen deutlich. In der Transektsschicht unterscheiden sich die verschiedenen Standorte voneinander: im Fichtelgrund liegen die Sandgehalte bei 80 %, während sie in Rübbling nur ca. 50 % betragen. Die Sedimente der Transekte sind aber jeweils homogen. Gleiches gilt für Al, Fe und Mn, wenn auch mit etwas größeren Schwankungen; lediglich am Standort Rübbling/Süd ist ein deutlicher Gradient in den Mn-Konzentrationen in Form einer kontinuierlichen Abnahme vom geschützten zum exponierten Teil des Transekts festzustellen. In den Profilen zeigen die Werte weit größere Variabilität, was die ausgeprägte geogene Differenzierung der einzelnen Deckschichten belegt. Die C_{org} -Gehalte sinken in den Vertikalprofilen von Werten um 15 gkg^{-1} deutlich mit der Tiefe bis z. T. unter 1 gkg^{-1} . Sie bleiben aber auch in den Transekten nicht konstant, sondern nehmen im exponierten Abschnitt bis auf Werte um $0,3 \text{ gkg}^{-1}$ zu; allerdings ist dieser Anstieg nicht immer kontinuierlich und nicht in allen Transekten ausgeprägt. Der pH-Wert steigt in den Profilen mit der Tiefe an; in den Transekten zeigt sich eine signifikante Abnahme von Werten um 6 (Fichtelgrund) bzw. 5 (Rübbling) in den geschützten Abschnitten auf Werte um 4-4,5 in den exponierten Partien.

Die Gesamtkonzentrationen des Bleis nehmen in den Profilen mit der Tiefe tendenziell ab, wobei aber in den verschiedenen Deckschichten starke Schwankungen insbes. in Abhängigkeit von der Korngröße auftreten. In den Transekten steigen die Konzentrationen mit abnehmender Überdeckung (vgl. für den Standort Fichtelgrund KLEBER et al. 1998); dieser Anstieg ist statistisch signifikant und beträgt $0,5\text{-}0,7 \text{ mgkg}^{-1}$ (Differenz der Medianwerte der geschützten und der exponierten Proben, Abb. 2).

Im folgenden wird die Verteilung der Bleikonzentrationen auf die einzelnen Bindungsformen in den Transekten beschrieben (Abb. 2). Fraktion 1 (mobil) nimmt signifikant mit abnehmender Überdeckung zu, wobei die Werte der Anreicherung in mittlerer Höhe liegen.

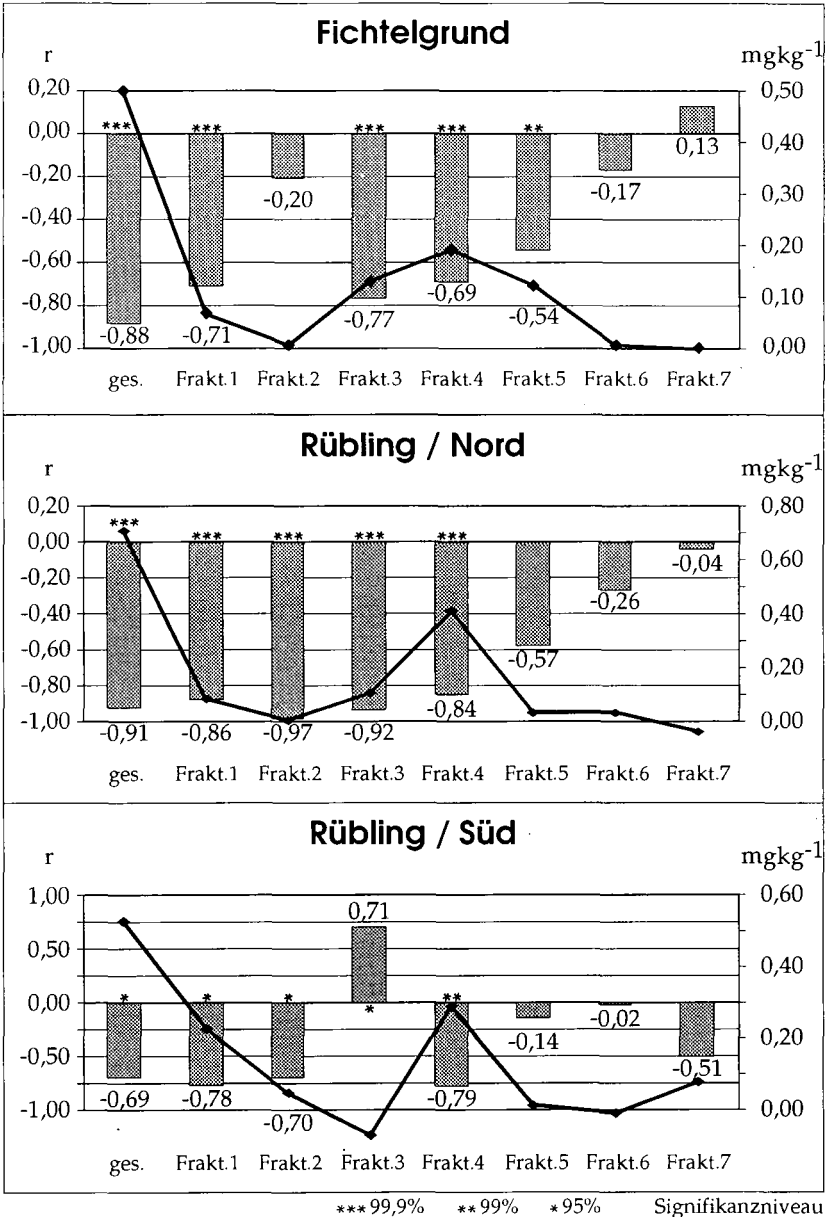


Abb. 2 Verteilung des Bleis in drei Transekten auf die Fraktionen.

Differenz der Konzentrationen zwischen geschützten und exponierten Proben (Linien-
diagramm; rechte Ordinate) und Korrelation der Konzentrationen mit der Tiefe (Balken;
linke Ordinate; Ziffern im Diagramm stellen die Korrelationskoeffizienten, Sterne das
Signifikanzniveau dar). ges.= Gesamtkonzentration.

Fraktion 2 (austauschbar) zeigt in allen Fällen nur eine geringe Zunahme mit abnehmender Schutzsituation. Das Verhältnis Bleikonzentration in dieser Fraktion zu den insbesondere in den feinkörnigeren Substraten in genügendem Maß verfügbaren Sorptionsträgern ändert sich mit der zunehmenden Belastung also nicht wesentlich. Allerdings ist in den feinkörnigen Substraten der Standorte Rübbling die (schwache) Anreicherung statistisch signifikant.

Fraktion 3 (in Mn-Oxiden okkludiert) zeigt an zwei Standorten eine signifikante Anreicherung mittleren Ausmaßes. Am Standort Rübbling/Süd ist jedoch eine Abreicherung festzustellen, die mit dem Mn-Gradienten (s. o.) in diesem Transekt einhergeht. Tatsächlich korreliert in diesem Transekt die Bleikonzentration in der Fraktion 3 wesentlich deutlicher ($r=0,98^{***}$) mit der des Mn als in den anderen Beispielen ($r=0,60^{**}$). Hier überlagert also ein geogener Gradient eventuelle post-sedimentäre Effekte.

Die bei weitem stärkste Anreicherung von Blei tritt in allen Fällen in der Fraktion 4 (organisch gebunden) auf, wobei allerdings bei den geringen C_{Org} -Gehalten – insbes. in den geschützten Abschnitten der Transekte – die sequentielle Extraktion möglicherweise auch Residuen erfäßt, die bereits mit den vorangegangenen Schritten hätten extrahiert werden sollen (BRÜMMER, frdl. mdl. Mitt. 1998). Eventuell erklärt sich dadurch, daß die Korrelation zwischen C_{Org} und den Pb-Konzentrationen in der Fraktion 4 nur mittel ausgeprägt ist ($r=0,60^{***}$, in den geschützten Proben sogar nur $r=0,18$).

Unterschiede ergeben sich in der Fraktion 5 (in schlecht kristallinen Fe-Oxiden okkludiert) zwischen den Standorten Fichtelgrund (relativ hohe Anreicherung) und Rübbling (kaum Anreicherung), obwohl in den feinkörnigeren Substraten wesentlich höhere Fe-Konzentrationen, auch in der entsprechenden Fraktion, auftreten und damit eigentlich mehr Bindungspartner zur Verfügung stünden. Es gibt keine Anreicherung von Blei in den gut gebundenen Fraktionen 6 und 7 und somit auch keine signifikante Abhängigkeit der entsprechenden Konzentrationen von der Schutzsituation.

4 Folgerungen

In den feinkörnigeren Proben konzentriert sich ein deutlich höherer Anteil des Bleis auf die organische Bindung. Dies könnte damit zu erklären sein, daß sich die Affinität dieses Metalls zur organischen Substanz mit deren feinerer Verteilung auf die Matrix oder mit der längeren Verweildauer des Sickerwassers erhöht.

Die Verteilung des Bleis auf die einzelnen Fraktionen entspricht ansonsten im wesentlichen den Verhältnissen, wie sie auch im Laborexperiment gewonnen werden (BRÜMMER, frdl. mdl. Mitt. 1998). Die hier vorgestellte Verfahrensweise ermöglicht es jedoch, Laborresultate im Freiland, unter gut kontrollierbaren Ausgangsbedingungen bezüglich des Substrats, über einen längeren Zeitraum hinweg integriert, nachzuvollziehen. Dieses Verfahren müßte somit in allen Situationen, in denen geogene Heterogenität Bedeutung erlangen kann, Vorteile gegenüber einer profilorientierten Vorgehensweise aufweisen.

5 Literatur

- KLEBER, A. (1997): Cover-beds as soil parent materials in mid-latitude regions. – *Catena* **30**: 197-213.
- KLEBER, A., R. MAILÄNDER & W. ZECH (1998): Stratigraphic approach to alteration in mineral soils – the heavy metal example. – *Soil Sci. Soc. America J.* **6/62**: im Druck.
- MACHANN, R. (1972): Wüstungen im Steigerwald. – *Mainfränkische Stud.* **5**: 1-202.
- SABEL, K.J. (1989): Zur Renaissance der Gliederung periglazialer Deckschichten in der deutschen Bodenkunde. – *Frankfurter Geowiss. Arb.* **D10**: 9-16.
- ZELEN, H. & G.W. BRÜMMER (1989): Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. – *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.* **59**: 505-510.

The Adsorption of Lead Species on Goethite

von

KOVACEVIC,D., POHLMEIER,A., ÖZBAS,G., KALLAY,N.

Summary

Adsorption of heavy metal ions on metal oxides is extensively studied due to its importance in ecology, namely in transport of metallic pollutants through the soil. In order to understand the processes of binding and release of (hydrolysed) metal species at the metal oxide interface certain theoretical models should be assumed. In presented investigation the Surface Complexation Model is used and the association of lead species with different surface sites was considered. The electrokinetic measurements, performed together with the appropriate adsorption measurements, are used for quantitative description of adsorption equilibria at the metal oxide/aqueous interface. The electrostatic potential affecting the state of surface species was calculated from the electrokinetic potential by the Gouy-Chapman theory introducing the electrokinetic plane separation as an adjustable parameter. The species that actually adsorb and the corresponding adsorption equilibrium constants were determined as well as the constant capacitance of the Helmholtz layer (C_1).

Materials and Methods

Goethite

- prepared by precipitation from $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3$ and NaOH
- point of zero charge (obtained by titration at different ionic strengths) at $\text{pH} = 8.5$
- specific surface area (obtained by BET method) $71 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$

Adsorption measurements: batch equilibrium, 24 h, 20 °C, concentration of Pb in the supernatant solution determined by the atomic absorption spectroscopy.

Electrokinetic measurements: electrophoretic light scattering instrument (Otsuka ELS-800, Japan).

* Laboratory of Physical Chemistry, Faculty of Science, University of Zagreb, Marulicev Trg 19, 10001 Zagreb, P. O. Box 163, Croatia.

+ Institute of Applied Physical Chemistry, Research Centre Jülich, D-52425 Jülich, Germany.

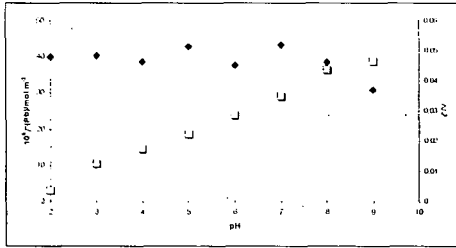


Fig. 1: The effect of pH on the surface concentration of Pb on goethite (\square , $I_e = 0.001 \text{ mol dm}^{-3}$; $\gamma = 8.9 \text{ g dm}^{-3}$, $c_m = 2.5 \cdot 10^{-4} \text{ mol dm}^{-3}$; $t = 20 \text{ }^\circ\text{C}$) and on ζ -potential (\blacklozenge) of Pb-species.

Theory

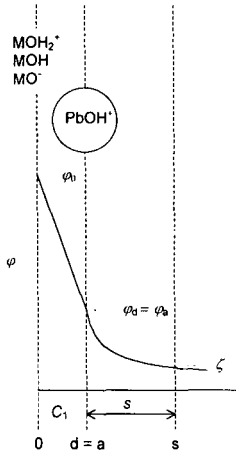
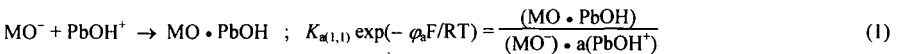


Fig. 2: The scheme of the electrical interfacial layer

- for the binding of Pb-species several possibilities of interaction with surface MO^- groups exist; according to the adsorption isotherm and the speciation diagram the adsorption of PbOH^+ species is most probable:



- total surface concentration of active surface sites in the interfacial layer:

$$\Gamma_t = \Gamma(\text{MOH}) + \Gamma(\text{MOH}_2^+) + \Gamma(\text{MO}^-) + \Gamma(\text{MO} \cdot \text{Pb}^+) + \Gamma(\text{MO} \cdot \text{PbOH}) + 2\Gamma(\text{MO} \cdot \text{Pb}(\text{OH})_2^-) + \Gamma((\text{MO})_2 \cdot \text{Pb}) \quad (2)$$

- surface charge densities in the 0- and a-plane:

$$\sigma_0 = F(\Gamma(\text{MOH}_2^+) - \Gamma(\text{MO}^-) - \Gamma(\text{MO}\cdot\text{Pb}^+) - \Gamma(\text{MO}\cdot\text{PbOH}) - \Gamma(\text{MO}\cdot\text{Pb}(\text{OH})_2^-) - 2\Gamma((\text{MO})_2\cdot\text{Pb})) \quad (3)$$

$$\sigma_a = F(2\Gamma(\text{MO}\cdot\text{Pb}^+) + \Gamma(\text{MO}\cdot\text{PbOH}) + 2\Gamma((\text{MO})_2\cdot\text{Pb})) \quad (4)$$

- surface charge density in the diffuse layer (σ_d) is equal in magnitude, but different in sign, to the net charge bound to the surface (σ_s):

$$\sigma_s = -\sigma_d = \sigma_0 + \sigma_a = F(\Gamma(\text{MOH}_2^+) - \Gamma(\text{MO}^-) + \Gamma(\text{MO}\cdot\text{Pb}^+) - \Gamma(\text{MO}\cdot\text{Pb}(\text{OH})_2^-)) \quad (5)$$

- potential drop between 0- and a-plane on the basis of the constant capacitance (C_1) of the Helmholtz layer

$$C_1 = \frac{\sigma_0}{\varphi_0 - \varphi_a} \quad (6)$$

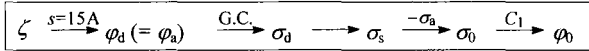
- Gouy-Chapman theory for the diffuse part of the interfacial layer:

$$\varphi_d = 2 \text{RTF}^{-1} \ln \left[\frac{\exp(-x\kappa) + \tanh(F\cdot\varphi_s/4 \text{RT})}{\exp(-x\kappa) - \tanh(F\cdot\varphi_s/4 \text{RT})} \right] \quad (7)$$

- Gouy-Chapman theory for calculation of σ_d and σ_s

$$\sigma_s = -\sigma_d = -\sqrt{8 \text{RT} \varepsilon l_c} \cdot \sinh \frac{\varphi_d F}{2 \text{RT}} \quad (8)$$

Evaluation Procedure (according to DLM)



- for the calculation of $\varphi_d (= \varphi_a)$ from the measured ζ -potentials the value of electrokinetic slipping plane separation should be assumed
- for the calculation of σ_a the Pb species that actually adsorb should be assumed
- for the calculation of φ_0 the value of the capacity per area of the Helmholtz part of the double layer C_1 is needed
- once φ_0 is known, the corresponding surface concentrations of MO^- species and adsorption equilibrium constants can be obtained
- in doing so the value of $K_p/K_d = 10^{17} \text{ dm}^6 \text{ mol}^{-2}$ was used, as obtained from the point of zero charge of goethite in the absence of lead

Evaluation criteria:

The choice of the proper assumption regarding the mechanism of adsorption and of the best value of K_{ads} and C_1 was made on the basis of following requirements:

- (i) $\Gamma(\text{MO}^-) > 0$ and $K_{\text{ads}} > 0$ in the whole pH range
- (ii) $-40 \geq d\varphi_0/d\text{pH} \geq -58 \text{ mV/pH}$
- (iii) all data points should produce the same value of K_{ads} ; the lowest value of standard deviation yields the best value of C_1

Results

- only one assumption satisfies all above requirements, *i.e.* binding of PbOH^+ on negative MO^- surface groups (Eq. 1)
- Fig. 3 displays the effect of assumed C_1 on calculated equilibrium constant (together with standard deviation) for binding of PbOH^+ on MO^- sites; the constancy of K_{ads} is obvious the "Nernstian slope" $|d\varphi_0/d\text{pH}|$ (Fig. 3) enables detection of the lower limit of $C_1 \rightarrow C_1 > 0.32 \text{ F}\cdot\text{m}^{-2}$
- Fig. 4 shows the comparison of measured ζ -potentials with calculated φ_d and φ_0 in the calculation of $\varphi_d (= \varphi_p)$ from the measured ζ -potentials the values of s from 5 to 25 Å were used without significant influence to the final result, *i.e.* the calculated values of C_1 and K_{ads} ; results for 15 Å are presented, since this value is representative for metal oxide/aqueous interface

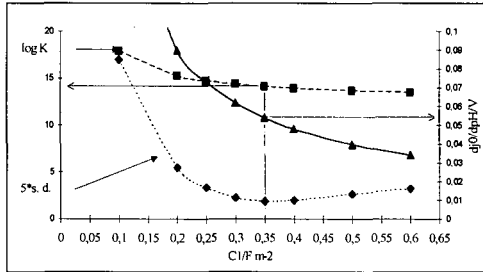


Fig. 3: Calculation of the the best fit mean adsorption constant $K_{\text{ad}(1,1)}$ according to Eq.1 on the basis of experimental data (Fig. 1), the evaluation procedure and criteria, *i.e.* assuming that only singly charged Pb species are adsorbed.

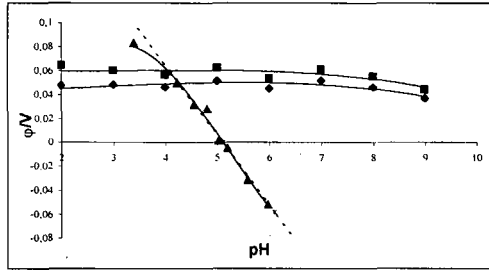


Fig. 4: Data from the experiment displayed in Figure 1 assuming that only singly charged Pb species are adsorbed; the measured ζ -potentials (◆), the calculated φ_0 (■) and φ_d (▲) potentials are presented as a function of pH ($s = 15 \text{ \AA}$, $C_1 = 0.35 \text{ F m}^{-2}$).

All these findings yield the following results:

- ◇ binding of PbOH^+ on negative MO^- surface groups takes place,
- ◇ $C_1 = 0.35 \text{ F}\cdot\text{m}^{-2}$,
- ◇ $\log K_{\text{ads}} = 14$,
- ◇ the "Nernstian" slope is $- 53 \text{ mV/pH}$.

Untersuchung der Aggregation von Bodenkolloiden mit dynamischer Lichtstreuung

von

KRETZSCHMAR, R.

Einleitung

Dispergierungs- und Aggregationsprozesse spielen eine zentrale Rolle für das Verhalten von Kolloiden und stark sorbierenden Schadstoffen in Böden, Grundwasserleitern, und Oberflächengewässern (Stumm and Morgan, 1996; Kretzschmar et al., 1999). Das Ziel dieser Arbeit ist es, die Aggregationskinetik von Tonmineralen und Bodenkolloiden mit Hilfe der dynamischen Lichtstreuung in Abhängigkeit der Wasser- und Oberflächenchemie quantitativ zu untersuchen. Als Beispiel werden Experimente mit Kaolinit und Kaolinit-Huminsäurekomplexen vorgestellt und im Zusammenhang mit dem Ladungsverhalten diskutiert.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden mit KGa-2 Kaolinit (The Clay Minerals Society) durchgeführt. Die Fraktion $< 1 \mu\text{m}$ wurde mit einer Zentrifuge abgetrennt und mit Na^+ gesättigt. Die spezifische Oberfläche (N_2 -BET Methode) des Kaolinites betrug $23 \text{ m}^2/\text{g}$. Das pH-abhängige Ladungsverhalten der Kaolinitpartikel wurde mit Säure-Base Titrationen bei verschiedenen Ionenstärken sowie mit elektrophoretischen Mobilitätsmessungen untersucht. Aus den Titrationskurven konnte ein Ladungsnulldpunkt der Kantenoberflächen (PZC_{edge}) bei pH 5.4 abgeleitet werden.

Das Aggregationsverhalten der Kaolinitpartikel wurde in Abhängigkeit des pH Wertes und der Ionenstärke (in NaClO_4 Elektrolyt) mit dynamischer Lichtstreuung untersucht. Zusätzlich wurden Aggregationsexperimente und elektrophoretische Mobilitätsmessungen in Anwesenheit von adsorbierten Huminsäuren durchgeführt. Für die Lichtstreuexperimente wurde eine Goniometeranlage (ALV/SP-125 S/N 30, ALV-Laser) mit einem Spectra-Physics 35-mW He-Ne Laser und einem 256 Kanal Korrelator (ALV-5000 Digital Multiple Tau Correlator, ALV-Laser) in einem auf $25 \text{ }^\circ\text{C}$ thermostatisiertem Raum eingesetzt. Die dynamische Lichtstreuung ermöglicht die Messung des durchschnittlichen hydrodynamischen Radius in verdünnten Suspensionen. Da man etwa alle 10 Sekunden eine Messung durchführen kann, können zeitlich aufgelöste Experimente durchgeführt werden und somit die Aggregationskinetik untersucht werden. Weitere Einzelheiten zu den Lichtstreuexperimenten sind in Schudel et al. (1997) und Kretzschmar et al. (1998) beschrieben.

Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1a zeigt Aggregationskurven von Kaolinit (25 mg/L) in 0.01 M NaClO_4 bei unterschiedlichen pH Werten. Bei niedrigen pH Werten ($\text{pH} < \text{PZC}_{\text{edge}}$) wächst der durchschnittliche Radius mit der Zeit rasch an, d.h. der Aggregationsprozess verläuft schnell. Bei höheren pH Werten verläuft der Anstieg im Radius wesentlich langsamer. Aus den Anfangssteigungen lassen sich relative Aggregationsraten ableiten, die als *stability ratio*, W , dargestellt werden. W ist definiert als die sogenannte *schnelle Aggregationsrate* geteilt durch die Aggregationsrate der jeweiligen Suspension. Als schnelle Rate wird dabei die maximale Aggregationsrate bezeichnet, die man beispielsweise bei hoher Ionenstärke beobachtet. In dieser Arbeit wurde die schnelle Aggregationsrate von Kaolinit in einer 1 M NaClO_4 Lösung bei pH 6 experimentell bestimmt.

Abbildung 1b zeigt relative Aggregationsraten (W) von Kaolinit als Funktion des pH Wertes bei zwei verschiedenen Ionenstärken. Es wird deutlich, dass die Aggregation bei $\text{pH} < \text{PZC}_{\text{edge}}$ unabhängig

von der Ionenstärke schnell verläuft ($W=1$). Bei $\text{pH} > \text{PZC}_{\text{edge}}$ verläuft die Aggregation langsamer ($W > 1$) und es wird eine starke Ionenstärkeabhängigkeit beobachtet.

Adsorption von Huminsäure an Kaolinit führt zu einer starken Verschiebung des Ladungsnullpunktes der Kantenoberflächen, was mit elektrophoretischen Mobilitätsmessungen gezeigt wurde. Im sauren Bereich hat dies eine Ladungsumkehrung von positiv nach negativ zur Folge (Kretzschmar et al., 1997). Die Aggregationsraten von Kaolinit werden dadurch stark vermindert und man kann eine ausgeprägte Ionenstärkeabhängigkeit beobachten, ähnlich wie für reinen Kaolinit bei hohen pH Werten (Kretzschmar et al., 1998).

Abbildung 2 zeigt die enge Beziehung zwischen den relativen Aggregationsraten (W) und dem Zeta Potential, das aus der elektrophoretischen Mobilität abgeschätzt wurde. Interessant ist hierbei, dass es keine Rolle spielt ob die Oberflächenladung der Kaolinitpartikel durch eine Erhöhung des pH Wertes (in Abwesenheit von Huminstoffen) oder durch die Sorption von Huminsäure (bei konstantem pH 4 oder pH 6) zustande gekommen ist. In beiden Fällen folgt die Aggregationsrate die gleiche Beziehung mit dem gemessenen Zeta Potential. Dieses Verhalten zeigt, daß die Erhöhung der Kolloidstabilität durch adsorbierte Huminsäure auf elektrostatische Effekte zurückzuführen ist.

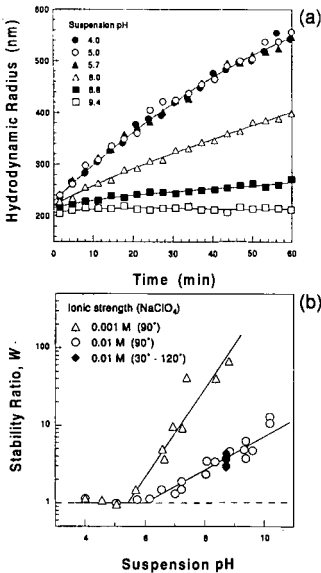


Abb. 1: Aggregation von Kaolinit bei verschiedenen pH Werten: (a) Anwachsen des hydrodynamischen Radius mit der Zeit (in 0.01 M NaClO_4). (b) Aus Anfangssteigerungen ermittelte, relative Aggregationsraten (stability ratio, W) als Funktion des pH Wertes bei zwei verschiedenen Ionenstärken.

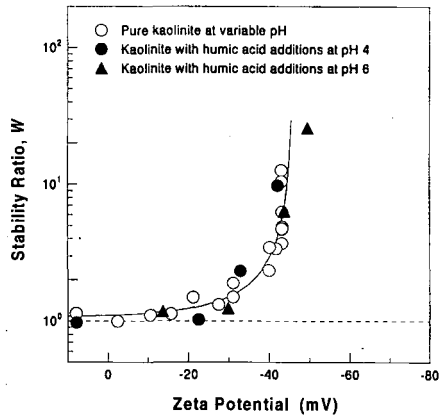


Abb. 2: Beziehung zwischen der relativen Aggregationsrate (stability ratio, W) und dem Zeta Potential. Die Variation des Zeta Potentials wurde durch pH Veränderungen (offene Symbole) oder durch Adsorption von Huminsäure (geschlossene Symbole) verursacht.

Literatur

- Kretzschmar, R., Borkovec, M., Grolimund, D., Elimelech, M. Mobile colloids in natural porous media and their role in contaminant transport. *Advances in Agronomy*, Vol. 66, 1999 (in press). Kretzschmar, R., Hesterberg, D., Sticher, H. Effect of adsorbed humic acid on surface charge and flocculation of kaolinite. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 101-108, 1997. Kretzschmar, R., Holthoff, H., Sticher, H. Influence of pH and humic acid on the aggregation kinetics of kaolinite: A dynamic light scattering study. *J. Colloid Interface Sci.* 202, 95-103, 1998. Schudel, M., Behrens, H., Holthoff, H., Kretzschmar, R., Borkovec, M. Absolute aggregation rates of colloidal hematite particles: Comparison of two different surface morphologies. *J. Colloid Interface Sci.* 196, 241-253, 1997. Stumm, W, Morgan, J.J. *Aquatic Chemistry*, Third Edition, John Wiley & Sons, New York, 1996.

Einfluß von Kohlenstoffbelegung auf die Molybdän Freisetzung von Eisenoxiden

von

LANG,F., KAUPENJOHANN,M.

Einleitung

Über die Pflanzenverfügbarkeit von Molybdän auf Waldstandorten, die möglicherweise eine wichtige Rolle für die N-Dynamik immissionsbelasteter Wälder spielt (Plass 1983), ist erst wenig bekannt. Bisherige Untersuchungen deuten darauf hin, daß starke Sorption an Eisenoxide bei niedrigen pH-Werten und im Vergleich zu Ackerstandorten relativ hohe DOC-Gehalte in der Bodenlösung die Übertragbarkeit von Ergebnissen aus der Landwirtschaft, wo dieses Spurenelement gut untersucht ist (Gupta 1997), einschränken (Lang und Kaupenjohann, 1998, in Vorbereitung). Es deutet sich an, daß gelöster oder auf Eisenoxiden sorbierter organischer Kohlenstoff die Mobilität und Mobilisierbarkeit von Mo, das in der Bodenlösung als MoO_4 -Anion vorliegt, erhöht. Untersuchungen zur Sorption von Anionen an Eisenoxiden weisen darauf hin, daß Ionen wie PO_4 oder MoO_4 nicht nur an äußeren Oberflächen sorbiert werden sondern auch in die Poren der Eisenoxide eindringen können (Strauss et al. 1997). Vor dem Hintergrund dieser Modellvorstellung liegt der Schluß nahe, daß Kohlenstoff Beläge auf Eisenoxiden die Diffusion der Ionen beeinflussen. Um dies zu überprüfen, wurde in der vorliegenden Untersuchung die Mo-Desorptionskinetik von C-belegtem und C-freiem Goethit verglichen.

Material und Methoden

Zwei synthetische Goethite unterschiedlicher Kristallinität (spezif. Oberflächen $\text{G13}=13\text{m}^2/\text{g}$; $\text{G97}=97\text{m}^2/\text{g}$) wurden 12, 24 und 48h mit Mo-haltiger Lösung inkubiert. Dazu wurden jeweils 800mg Goethit mit 160ml 0,2mM Mo Lösung bei pH 4 und 20°C vorsichtig geschüttelt. Mit Kohlenstoff belegte Goethit Proben (G13 : 9mg C g^{-1} ; G97 : 10mg C g^{-1}) wurden entsprechend behandelt. Nach beendeter Inkubation wurden die Proben gefiltert. Mithilfe der Mo- und DOC-Konzentration im Filtrat wurde die sorbierte Mo bzw. desorbierte C-Menge bestimmt. Die gefilterten Eisenoxide wurden kurz mit deionisiertem Wasser gespült und in 160 ml Wasser aufgenommen. Anschließend wurde die Mo-Freisetzungskinetik mittels Ionenaustauscherharz-Extraktion bestimmt. Es wurden Desorptionszeiten zwischen 0,5 und 48h verwendet. Der Rücktausch der MoO_4 Ionen vom Austauschharz erfolgte mit 2M HNO_3 . Die Mo Konzentrationen wurden am Graphitrohr AAS (SpectrAA 800Z, Varian) bestimmt.

Zur Charakterisierung der Oberfläche und der Porosität der Goethite wurden C-freie und C-belegte Proben 6h im Vakuum entgast. Danach wurde die N₂ Sorptions- und Desorptionsisotherme aufgenommen (Nova 1200, Quantachrom). Die Porengrößenverteilung wurde nach der BJH-Methode basierend auf der N₂-Desorption ermittelt.

Ergebnisse und Diskussion

Mit zunehmender Inkubationszeit nimmt die Mo-Desorbierbarkeit ab (Tab. 1). Obwohl mit und ohne C-Belegung in etwa gleich viel Mo sorbiert wird, setzen die C-belegten Eisenoxide innerhalb von 48h mehr Mo frei als die unbehandelten.

Tabelle 1: *Einfluß von Inkubationszeit und C-Belegung auf die sorbierte (sorb) bzw. die nach 48h extrahierbare (des) Mo-Menge.*

Inkubationszeit [h]	G13 -DOC [mg g ⁻¹]		G13 +DOC [mg g ⁻¹]		G97 -DOC [mg g ⁻¹]		G97 +DOC [mg g ⁻¹]	
	sorb	des	sorb	des	sorb	des	sorb	des
12h	2,93	0,60	2,88	1,31	3,65	0,09	3,63	0,12
24h	3,01	0,11	3,33	0,84	3,9	0,03	3,73	0,11
48h	3,00	0,11	3,43	0,63	3,9	0,02	3,73	0,08

In Übereinstimmung mit Ergebnissen zur Mo-Freisetzung aus Böden (Lang und Kaupenjohann 1997), zeigt sich für alle Varianten eine zweiphasige Desorptionskinetik. Einer schnellen Mo Freisetzung bei kurzen Extraktionszeiten folgt eine nur noch langsame Mo-Desorption. Die Freisetzungskinetik läßt sich durch die Kombination aus einem Modell erster Ordnung und der parabolischen Diffusionsgleichung beschreiben:

$$Mo_{des} = a_0 - a_0 \cdot e^{-kt} + m \cdot t^{0,5} \quad (Gl.1)$$

mit Mo_{des} = die zur Zeit t desorbierte Mo-Menge, a₀ die durch die schnelle Reaktion maximal freisetzbare Mo-Menge, k Geschwindigkeitskonstante der schnellen Freisetzung, m = Geschwindigkeitskonstante der langsamen Mo-Freisetzung. Das Modell beruht auf der Vorstellung, daß die Desorption oberflächlich sorbierten Molybdäns relativ schnell erfolgt und die Diffusion von Mo aus dem Inneren der Eisenoxide für die langsame Mo-Freisetzung verantwortlich ist. Aus der Geschwindigkeitskonstante m läßt sich nach Gleichung (2) die Diffusionskonstante der postulierten Diffusion ableiten:

$$D/r^2 = m \cdot (6x_m)^{-2} \quad (Gl.2)$$

x_m = maximal desorbierbares Mo [mg g⁻¹], D/r² = effektive Diffusionskonstante [h⁻¹]

Die effektive Diffusionskonstante nimmt mit zunehmender Inkubationszeit ab (Tab. 2). Mikroskopische Untersuchungen von Eisenoxiden zeigen, daß sich vorhandene Poren nach unten verengen (Fischer et al. 1996). Es ist daher damit zu rechnen, daß mit zunehmender Eindringtiefe der Ionen der Diffusionswiderstand größer wird. Die Diffusionskonstante ist keine Materialkonstante sondern hängt von der zurückgelegten Diffusionsstrecke ab und kann daher als relatives Maß für die Eindringtiefe der Ionen verwendet werden. Demzufolge läßt sich aus den Ergebnissen ableiten, daß C-Belegung die Wanderung der MoO₄-Ionen ins Innere der Eisenoxide beeinträchtigt. Bei beiden Eisenoxiden und allen Inkubationszeiten ist die Diffusionskonstante der C-belegten Proben gegenüber den C-freien Proben erhöht.

Tabelle 2: Einfluß von Inkubationszeit und DOC-Belegung auf die Diffusionskonstante der Mo-Desorption für die Goethite G13 und G97.

<i>Inkubationszeit</i>	<i>G13 -DOC</i>	<i>G13 +DOC</i>	<i>G97 -DOC</i>	<i>G97 +DOC</i>
<i>[h]</i>	<i>[h⁻¹]</i>	<i>[h⁻¹]</i>	<i>[h⁻¹]</i>	<i>[h⁻¹]</i>
12	5,9E-05	2,6E-04	4,3E-07	5,5E-07
24	2,5E-07	3,7E-05	2,3E-08	5,2E-07
48	1,9E-06	9,3E-06	2,3E-08	3,2E-07

Während die Diffusionskonstanten des kristallinen Goethit G13 von C-belegten und -freien Proben bereits bei 12h Inkubationszeit sehr unterschiedlich sind, ist bei den weniger kristallinen Goethit-Proben G97 der C-Einfluß erst bei längerer Inkubation deutlich zu erkennen. Die Ursache dafür könnte sein, daß organische Anionen im Gegensatz zu G13 in die größeren Poren von G97 eindringen können und damit die MoO₄-Diffusion erst bei größeren Eindringtiefen bzw. Inkubationszeiten beeinträchtigt wird. In Übereinstimmung damit erfolgt die C-Desorption von G97 schneller als von G13 (desorbierte Menge nach 48h: G97 2 mg C g⁻¹; G13 3,5 mg C g⁻¹).

Auch die Untersuchung der Porengrößenverteilung gibt Hinweise darauf, daß organische Beläge auf Eisenoxiden die Zugänglichkeit der Poren verringern. Als Folge der C-Belegung nimmt das Porenvolumen des kristallineren Goethit ab (Abb. 1). Bei dem wenig kristallinen Goethit G97 ist kein C-Einfluß zu erkennen. Zur Bestimmung der Porosität ist eine Gefriertrocknung der Proben nötig. Denkbar ist, daß angesichts des relativ großen Porenvolumens des G97 (69 cm³/g) und der geringeren pro Oberfläche sorbierten C-Menge

nach der Trocknung der Poren-blockierende Effekt der C-Belegung nicht mehr erkennbar ist.

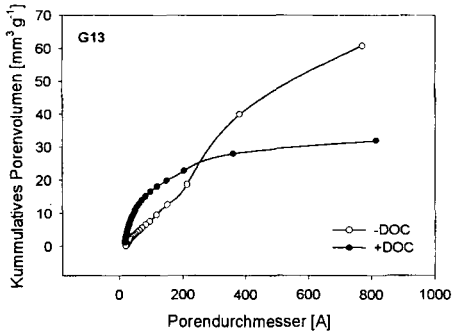


Abbildung 1: Einfluß der C-Belegung auf die Porengrößenverteilung des kristallinen Goethit.

Schlußfolgerungen

Die durchgeführten Modellversuche machen deutlich, daß Kohlenstoffbeläge auf Eisenoxiden die Mobilisierbarkeit sorbierter Molybdäns erhöhen. Sorbierter organischer Kohlenstoff verringert vermutlich die Zugänglichkeit der Eisenoxidporen und beeinträchtigt damit die Diffusion von MoO₄ ins Innere von Eisenoxiden. Mit schlechter Mobilisierbarkeit ist demnach vor allem in kohlenstoffarmen und eisenoxidreichen Bs oder Bv Horizonten zu rechnen.

Literatur

Fischer, L. Zur Mühlen, E. Brümmer, G.W. und Niehus, H. (1996): Atomic force microscopy investigation of the surface topography of a multidomain porous goethite. *Europ. J. Soil Sci.* 47, 329-334. Gupta, U.C. (1997): Molybdenum in Agriculture. Cambridge University Press. 1-276. Lang, F. und Kaupenjohann, M. (1997): Molybdänfreisetzung aus sesquioxidreichen Böden. *Mitteilg. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch.* Bd 85, 275-278. Plass, W. (1983): Molybdänmangel bei Sulfat- und zeitweisem Nitrat-Überangebot-ein hypothetischer Beitrag zum Waldsterben in Westdeutschland. Strauss, R., G.W. Brümmer und N.J., Barrow (1997): Effects of kristallinity of Goethite: II Rates of sorption and desorption of Phosphate. *Europ. J. Soil Sci.*, 48, 101-114.

Kalorimetrie: Eine Meßmethode zur Untersuchung von Adsorptionsprozessen

von

LEWANDOWSKI, H.

1. Grundlagen der Kalorimetrie

Die Kalorimetrie ist eine Meßmethode zur Bestimmung von Energieänderungen bei chemischen oder physikalischen Prozessen. Da die Energie nicht direkt gemessen werden kann, nutzt man eine Form der Energie, die Wärme, zu ihrer Bestimmung aus. Unter Wärme versteht man die Energiemenge, die in einer gewissen Zeit als Wärmestrom ausgetauscht wird. Dieser Wärmestrom kann mit einem Kalorimeter gemessen werden. Der Zusammenhang zwischen den verschiedenen Energieformen wird durch die Thermodynamik beschrieben. Nach dem 1. Hauptsatz der Thermodynamik ist die Enthalpieänderung dH in einem System (bei konstantem Druck) nach folgender Gleichung mit der ausgetauschten Wärme dQ verknüpft:

$$dH = dQ + dW_{el} + dW_{me} \quad (p = const.) \quad [1]$$

mit: dQ $\hat{=}$ mit der Umgebung ausgetauschte Wärme

und: $dW_{el} = I^2 \cdot R \cdot \Delta t$ $\hat{=}$ dem System zugeführte el. Arbeit (Kalibration)

und: dW_{me} $\hat{=}$ dem System zugeführte mechanische Arbeit (Blindversuch)

Da die Enthalpie eine Zustandsfunktion ist, kann man für dH folgende Ausdrücke schreiben:

$$dH = c_p dT + \sum H_k dn_k \quad (p = const.) \quad [2a]$$

$$dH = c_p dT + \Delta_R H d\xi \quad [2b]$$

mit: $\Delta_R H = \sum \nu_k H_k$ $\hat{=}$ Reaktionsenthalpie pro Formelumsatz

und: $d\xi = \pm dn_k / \nu_k$ $\hat{=}$ Reaktionslaufzahl

Setzt man die Gleichungen [1] und [2b] gleich, so erhält man die Grundgleichung der Kalorimetrie:

$$dQ + dW_{el} + dW_{me} = c_p dT + \Delta_R H d\xi \quad [3]$$

Gleichung [3] zeigt die beiden möglichen (idealen) Arbeitsweisen der Kalorimetrie:

adiabatisches Kalorimeter, d.h. $dQ = 0$: $\Delta_R H \propto dT$ \rightarrow Temperaturänderung muß gemessen werden

isothermes Kalorimeter, d.h. $dT = 0$: $\Delta_R H \propto dQ$ \rightarrow ausgetauschte Wärme muß gemessen werden

Der schematische Aufbau eines Kalorimeters ist in der Abbildung 1 gezeigt:

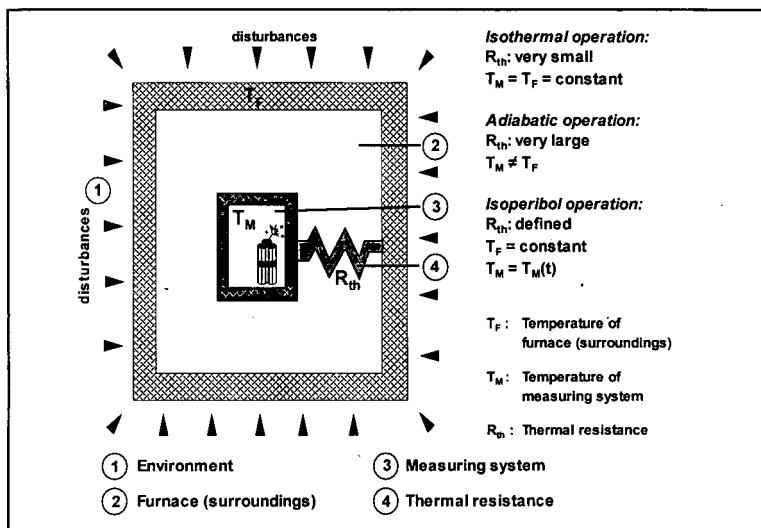
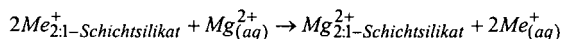


Abb. 1: Schematischer Aufbau eines Kalorimeters

Da der ideal adiabatische Aufbau in der Praxis nicht möglich ist, arbeitet man statt dessen im isoperibolen Modus: Es gibt einen Wärmefluß zwischen der Meßzelle und dem Thermostat; damit ist die Temperatur in der Meßzelle eine Funktion der Zeit.

2. Beispiel 1: Anorganischer Ionenaustausch an Schichtsilikat

Ziel dieser Untersuchung war die Bestimmung der molaren Austauschenthalpie (ΔH_{exch}^m) für die Reaktion:



Die Austauschenthalpie wurde mittels Titrationskalorimetrie (25°C) mit einem "Heat Flow"-Kalorimeter Typ 2277 (Thermal Activity Monitor) der Firma "ThermoMetric" (Järfälla, Schweden) bestimmt. Dabei wird eine wäßrige $MgCl_2$ -Lösung (35,584 mmol/L) zu einer Na^+ -Bentonit Suspension titriert (Kationaustauschkapazität: CEC = 88,7 meq/100g; Suspensionskonzentration: 10 g/L). Der Wärmefluß wird durch Thermoelemente in elektrische Spannungssignale umgewandelt und nach Verstärkung angezeigt.

Die adsorbierte Menge mußte in Parallelversuchen bestimmt werden. Dazu wurde nach dem Abzentrifugieren der festen Phase die Gleichgewichtskonzentration an Mg^{2+} mittels AAS-Analyse gemessen ("Batch-Verfahren").

Abb. 2 zeigt die Ergebnisse der kalorimetrischen Messungen bezüglich des Austauschprozesses.

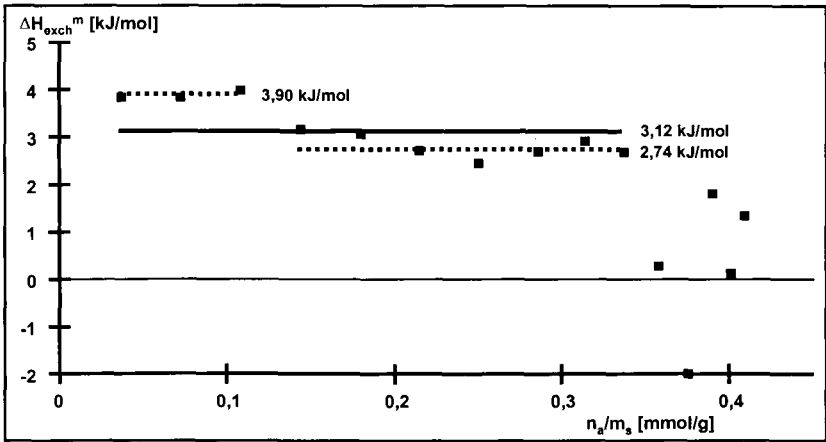


Abb. 2: Molare Austauschenthalpie als Funktion der adsorbierten Mg^{2+} Menge

Ergebnisse (anorganischer Ionenaustausch, 25°C)

- **Der Austausch des einwertigen Na^+ durch das zweiwertige Ion Mg^{2+} ist ein endothermer Prozeß ($\Delta H_{exch}^m > 0$).**

Damit muß die Austauschreaktion entropiekontrolliert sein. Gemäß der Gleichung $\Delta G = \Delta H - T\Delta S$ kann ein Energiegewinn ($\Delta G < 0$) bei einer endothermen Reaktion ($\Delta H > 0$) nur erreicht werden, wenn die Entropie bei der Reaktion stark genug steigt.

- **Für die Austauschreaktion können zwei Bereiche mit unterschiedlichen molaren Austauschenthalpien bestimmt werden.**

Bei kleiner Belegung ist die Enthalpie mit 3,90 kJ/mol größer als bei höheren Belegungen (2,74 kJ/mol). Wahrscheinlich sind die Adsorptionsplätze nicht über den ganzen Austauschbereich energetisch homogen, wohl aber über kleinere Bereiche. Zuerst werden die höher energetischen Plätze belegt.

3. Beispiel 2: Wechselwirkung organischer Polysäuren mit Oxiden

(Teil der Dissertation von Kathrin Vermöhlen, Düsseldorf (1998))

Ziel dieser Untersuchung war die Bestimmung der Verdrängungsenthalpie (ΔH_{dpl}^m) bei der Adsorption von natürlichen und synthetischen Polyelektrolyten an Oxiden.

Als synthetische Polyelektrolyte wurden Polyacrylsäure (PA; $M_w = 250.000$ g/mol) und Polymethacrylsäure (PMA; $M_w = 100.000$ g/mol) benutzt. Der natürliche Polyelektrolyt war Huminsäure, isoliert aus Parabraunerde (A_p -Horizont) aus Merzenhausen (Jülich). Als Oxid diente Aluminiumoxid C(δ - Al_2O_3) der Firma Degussa.

Versuchsbedingungen: Start-pH-Wert = 5,2; NaCl-Konzentration = 0,01 mol/L

Abb. 3 zeigt die Ergebnisse der kalorimetrischen Messungen bezüglich des Adsorptionsprozesses.

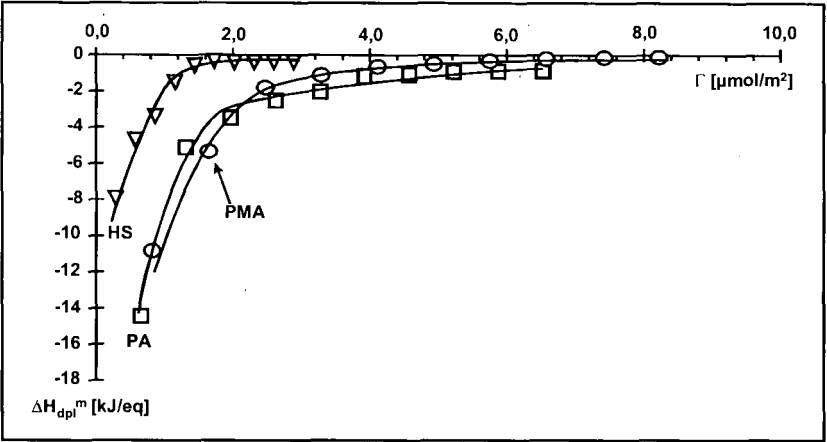


Abb. 3: Adsorption von Polyelektrolyten an Aluminiumoxid

Ergebnisse (Adsorption von natürlichen und synthetischen Polyelektrolyten an Oxiden)

- Die Adsorption von Polyelektrolyten an Aluminiumoxid unter Verdrängung von adsorbiertem Wasser ist ein exothermer Prozeß ($\Delta H_{dpi}^m < 0$).
- Der Betrag der Verdrängungsenthalpie nimmt mit zunehmender Belegung kontinuierlich ab.

Anders als bei dem anorganischen Ionenaustausch ändern sich bei der Adsorption von Polyelektrolyten an einer Oxidoberfläche die energetischen und sterischen Eigenschaften der Oberfläche. Mit zunehmender Adsorption ist auch die abstoßende Wechselwirkung der gleichgeladenen Polyelektrolytsegmente zu berücksichtigen. Die Abstoßung muß für eine weitere Adsorption von Polysäuren überwunden werden. Dies führt zu einem Energieeffekt, der der exothermen Bindungsenthalpie entgegenwirkt und auch in die Verdrängungsenthalpie einght.

- Die Enthalpieisotherme für die Adsorption von Huminsäure zeigt prinzipiell den gleichen Verlauf wie die Kurve für die synthetischen Polysäuren PA und PMA.

Da die gemessenen Enthalpienwerte auch die gleiche Größenordnung besitzen, kann man vermuten, daß die synthetischen Polyelektrolyte und die Huminsäure über den gleichen Mechanismus an die Aluminiumoxidoberfläche binden. Aufgrund der geringen Anzahl deprotonierbarer Gruppen der Huminsäure liegt die Enthalpieisotherme für die Adsorption von Huminsäure allerdings unterhalb der Kurve für die synthetischen Polysäuren PA und PMA.

Der Einfluß von Alterungsprozessen bei der Lagerung von Pyritabbränden auf das Auslaugungsverhalten und den Bindungscharakter von Schwermetallen

von

MÜLLER,J., SEILER,K.-P.

1 Einleitung

Pyritabbrände entstehen bei der Darstellung von Schwefelsäure und von Sulfiten zur Zellulosegewinnung als industrieller Rohstoff bzw. als Abfallprodukte. Wie das Ausgangserz Pyrit ist auch der Pyritabbrand mit As, Cu, Pb und Zn angereichert (Tab. 1). Die Pyritrösterei war in Bayern weit verbreitet und führte zur Ablagerung in Kiesgruben oder diente dem Straßen- bzw. Bahndammbau, sofern sie nicht als Rohstoff für die Kupferverhüttung „recycled“ wurden; ihr Gefährdungspotential für Grundwässer ist wenig bekannt.

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Umweltrelevanz des Stoffaustauschs von Produktionsresten und

Sonderabfällen am Beispiel von Schwermetallen im Boden und unterirdischen Wasser des Industriestandortes Kelheim“ wurden insgesamt vier Pyritabbrände mit Altem von heute und von 10 Jahren, 40 Jahren und 60 Jahren Lagerzeit untersucht (Tab. 1). In Ergänzung zu den Auslaugungsversuchen [1, 2] wurde eine sequentielle Extraktion der Pyritabbrände durchgeführt, die verschiedene Stärken der Mobilität und verschiedene spezifische Bindungsformen von Elementen deutlicher als durch chemische Gesamtanalysen und dem Standard-Eluierungsversuch alleine charakterisiert. Das Ausgangsmaterial und der Verarbeitungsprozess der Abbrände war in dem betrachteten Zeitraum weitgehend identisch, so daß heute feststellbare Unterschiede auf bestimmte Formen der Verwitterungsbildungen und deren Alterung zurückgeführt werden müssen.

Untersuchungsmaterial					
Material	Einheit	Pyrit-abbrand	Pyrit-abbrand	Pyrit-abbrand	Pyrit-abbrand
Lagerungsalter	[a]	aktuell	10	40	60
Art der Ablagerung		Halde	horizontal gelagert	Bahndamm	horizontal gelagert
Herkunft der Pyrite		Bor	Bor	Meggen/Waldsassen	
Dichte	[g/cm ³]	4,4	2,8	4,0	2,6
Trockenrückstand	[%]	94	90	87	76
Chemische Zusammensetzung (Königswasserauflösung nach DIN 38 414 S-7) [4]					
Al	[mg/kg]	4 500	7 300	8 500	33 000
As	[mg/kg]	500	230	1 250	270
Cd	[mg/kg]	26	7,3	41	5,1
Co	[mg/kg]	71	1,8	17	1,1
Cr	[mg/kg]	56	20	9,9	74
Cu	[mg/kg]	1 450	970	4 100	97
Fe	[mg/kg]	640 000	99 000	530 000	76 000
Hg	[mg/kg]	2,1	4,9	3,9	0,6
Mg	[mg/kg]	210	1 600	130	4 900
Mn	[mg/kg]	1 700	200	320	350
Ni	[mg/kg]	67	21	32	83
Pb	[mg/kg]	3 550	1 100	6 250	1 200
Sb	[mg/kg]	50	50	290	32
Zn	[mg/kg]	4 800	900	5 100	920

Tab. 1: Materialbeschreibung und chemische Zusammensetzung

2 Methodik

Die Auslaugungsversuche wurden in einer Säulenordnung unter gesättigten Bedingungen durchgeführt (Tab. 2). Eine detaillierte Beschreibung ist bei [1] nachzulesen. Als Eluent diente Niederschlagswasser. Bei einer Versuchszeit von 2 Jahren wurden 1200 mm/a Niederschlag simuliert; dies entspricht etwa der 10fachen jährlichen Grundwasserneubildung dieser Region.

Da es für die extrem eisenoxidreichen Pyritabbrände keine speziell optimierte Extraktionsfolge gibt, wurde ein etabliertes Verfahren [3] angewandt und den bestehenden Laborverhältnissen angepaßt.

Material	Einheit	Pyrit-abbrand	Pyrit-abbrand	Pyrit-abbrand	Pyrit-abbrand
Lagerungsalter	[a]	aktuell	10	40	60
Feststoff/Eluent		1 : 4,5	1 : 4,6	1 : 4,1	1 : 7,8
Austauschkoeffizient	[V _r /V _{gr}]	11,7	16	12,4	15,8
Durchlässigkeit	[m/s] · 10 ⁶	6,2	4,2	3,5	1,9
Effektive Porosität	[%]	51	35	48	40

Tab. 2: Parameter der Auslaugungssäulenversuche

Eine Extraktionssequenz, die für alle Elemente gleichermaßen die Mobilität und Bindungsform charakterisiert, sowie sämtliche Probentypen wie z.B. Böden, Abfälle und Klärschlämme abdeckt, existiert nicht,

sondern kann immer nur einen Kompromiß darstellen. Abweichend von [3] wurde im ersten Schritt die wasserlösliche Fraktion nach DIN 38 414 S-4 [5] und im letzten Schritt die königswasserlösliche Fraktion nach DIN 38 414 S-7 [4] gewonnen. Die Extraktionsfolge und -mittel, sowie die durch [3] gegebene Charakterisierung der Mobilität und Bindungsform der Schwermetalle ist in Tab. 3 aufgelistet. Sämtliche verwendeten Chemikalien hatten p. A. Qualität und wurden mit einem MILLIPORE Milli-Q Wasser mit einer Grundleitfähigkeit <18,2 MΩ weiterverarbeitet.

Schritt	Bindungscharakter	Extraktionsmittel	pH-Wert
I	Wasserlösliche Fraktion(nach DIN 38 414 S-4) [5]	H ₂ O _{MILLI-Q}	7,0
II	Mobile Fraktion: Austauschbare (=unspezifisch adsorbierte) SM und leicht lösliche metallorgan. Komplexe	Ammoniumnitrat	7,0
III	Leicht nachlieferbare Fraktion: Spezifisch adsorbierte, oberflächennah okkludierte und an CaCO ₃ gebundene SM sowie metallorgan. Komplexe geringer Bindungsstärke	Ammoniumacetat	6,0
IV	An Mn-Oxide gebundene Fraktion	Hydroxylamin-hydrochlorid + Ammoniumacetat	5,5
V	Organisch gebundene Fraktion	Ammonium-EDTA	4,6
VI	An schlecht kristalline Fe-Oxide gebundene Fraktion	Ammoniumoxalat	3,25
VII	An kristalline Fe-Oxide gebundene Fraktion	Ascorbinsäure (mit Oxalat gepuff.)	3,25
VIII	Königswasserlösliche Fraktion (nach DIN 38 414 S-7) [4]	HNO ₃ /HCL: 1:3	< 1

Tab. 3: Sequentielle Extraktionsfolge nach [3], wobei Schritt I und VIII der DIN 38 414 [4, 5] entnommen sind

3 Ergebnisse der Auslaugungsuntersuchungen

Die Ergebnisse der Auslaugungsuntersuchungen werden für den Säulenversuch zusammenfassend als Mobilität der Schwermetalle in [%] vom Gesamtgehalt des entsprechenden Elements in der Säule bilanziert und können somit direkt mit der Summengrafik aus der sequentiellen Extraktion des jeweiligen Materials verglichen werden (Abb. 1 und 2).

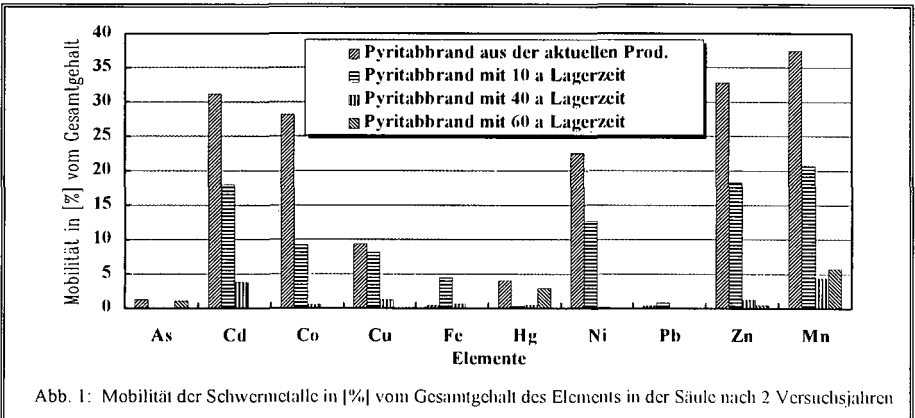


Abb. 1: Mobilität der Schwermetalle in [%] vom Gesamtgehalt des Elements in der Säule nach 2 Versuchsjahren

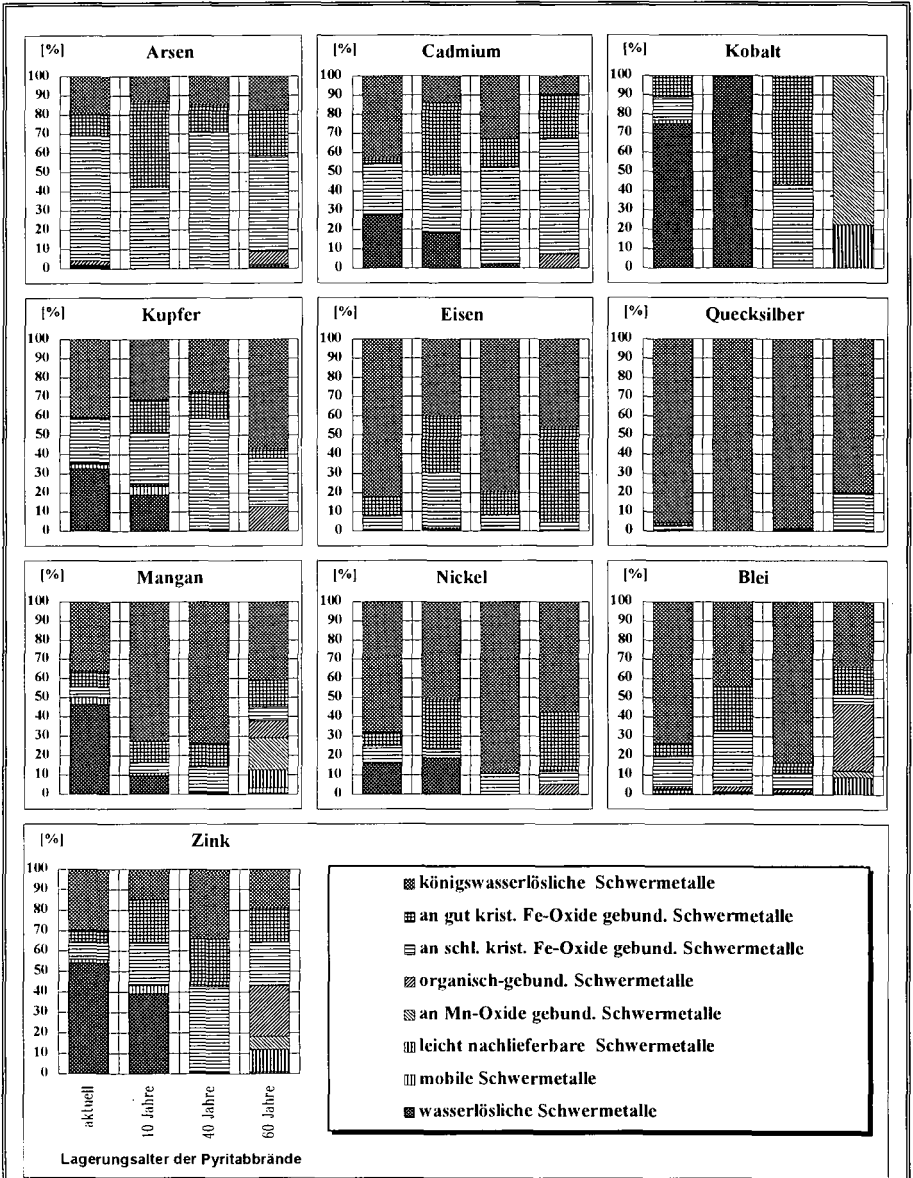


Abb. 2: Prozentuale Verteilung der Schwermetall-Bindungsformen in den verschieden alten Pyritabbränden nach sequentieller Extraktion (Tab. 3), dargestellt als [%] der jeweiligen Fraktion vom Gesamtgehalt in Tab. 1

Aus den Auslaugungsuntersuchungen wird deutlich, daß die Mobilität mit zunehmendem Lagerungsalter signifikant abnimmt und lediglich der aktuelle und 10 Jahre alte Pyritabbrand umweltrelevante Mengen an Schwermetallen freisetzen (Abb. 1). Bei den Elementen As, Hg und Pb ist die Mobilität insgesamt sehr

gering. Die generelle Abnahme der Mobilität mit dem Lagerungsalter ist vor allem durch einen markanten Schnitt zwischen dem 10 und 40 Jahre alten Material geprägt. Dieser Schnitt wird dadurch interessant, weil der 40 Jahre alte Pyritabbrand eine nahezu identische chemische Zusammensetzung (Tab. 1) wie der aktuelle Pyritabbrand aufweist, jedoch ein Auslaugungsverhalten wie der 60 Jahre alte Pyritabbrand zeigt. Umgekehrt weist der 10 Jahre alte Pyritabbrand trotz seines geringeren Gesamtgehaltes an Schwermetallen Mobilitäten auf, die fast an den aktuellen Pyritabbrand heranreichen.

Die Immobilität der meisten Schwermetalle zeigt sich in der sequentiellen Extraktion durch den überwiegend an Fe-Oxide gebundenen oder nur königswasserlöslichen Anteil an Schwermetallen. Die wasserlöslichen Anteile der sequentiellen Extraktion korrelieren sehr gut mit dem Säulenversuch, insbesondere bei den Elementen As, Cd, Cu, Ni und Zn. Bei den Elementen Hg, Mn und Pb stimmen die wasserlöslichen Anteile nicht mit dem Säulenversuch überein, hier werden im Säulenversuch Anteile von fixierten Fraktionen mobilisiert. Der durch Richtlinien und Verordnungen oft geforderte DIN 38 414 S-4 Test [5] ist bei diesen Elementen also nicht repräsentativ. Bei Hg werden sogar Anteile von Fe-Oxid gebundenem Hg freigesetzt.

Betrachtet man die Entwicklung der Schwermetall-Bindungsformen vom aktuellen bis zum 40 Jahre alten Pyritabbrand, so zeigt sich vor allem eine deutliche Zunahme der an schlecht kristalline Fe-Oxide gebundenen Schwermetalle, insbesondere bei den Elementen As, Cd, Co, Cu und Zn.

4 Diskussion

Die eingeschränkte Mobilität von Schwermetallen mit zunehmendem Alter, vor allem bei 40 Jahre altem Material muß auf Prozesse zurückgeführt werden, die während der Lagerung stattgefunden haben, da das Ausgangsmaterial und der Röstprozess weitestgehend identisch waren. Mineralogische Untersuchungen [2] deuten hierbei auf Umkristallisationen hin, die zu den Verwitterungsmineralen Jarosit, Bassanit und Ettringit geführt haben. Dünnschliffaufnahmen zeigen diese Neumineralisationen und Aggregatbildungen in Form von Coatings um Gipskristalle, bzw. Relikte von Gipskristallen, die deswegen langsamer ausgewaschen wurden. Diese Coatings können Schwermetalle inkorporieren und mit zunehmender Alterung immobilisieren. Damit würde eine „Selbstversiegelung“ stattfinden, die das Gefährdungspotential von Pyritabbränden deutlich herabsetzt.

Im Falle des 40 Jahre alten Materials, das zum Bau eines Bahndamms verwendet wurde, sind aufgrund des geringeren Sickerwasserangebots - das Bahndammmaterial wurde extrem verdichtet, sodaß ein Sickerwasserzutritt stark gehemmt wurde - weniger Verwitterungsminerale gefunden worden. Die Immobilisierung von Schwermetallen kann in diesem Fall durch Sorption auf der Oberfläche und Diffusion in Fehlstellen von Fe-Oxid-Mineralen (Hämatit und Magnetit) erklärt werden. Der hohe Anteil von an schlecht kristalline Fe-Oxide gebundenen Elementen bestätigt beide Ansätze.

Eine endgültige Klärung der Immobilisierung von Schwermetallen bei der Lagerung und Alterung von Pyritabbränden kann jedoch nur durch weitere mineralogische Studien erbracht werden. Wenn die Prozesse, die zur Selbstversiegelung der Pyritabbrände geführt haben, eindeutig aufgeklärt sind, können Pyritablagerungen in Zukunft konditioniert und damit deren Umweltgefährdungspotential herabgesetzt werden.

5 Literatur

- [1] SEILER (1997): Die Umweltrelevanz des Stoffaustrags von Produktionsresten und Sonderabfällen am Beispiel von Schwermetallen im Boden und unterirdischen Wasser des Industriestandortes Kelheim. - Endbericht BSTMLU ADC. Nr. 66790, 101 S. Neuherberg.
- [2] SCHIMETSCHKE (1997): Die Umweltrelevanz von Pyritabbränden für das unterirdische Wasser im Raum Kelheim. Dissertation der LMU München, 177 S. München.
- [3] ZEIN & BRÜMMER (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft, 59/1, 505-510
- [4] DIN 38 414 S-7 (1983): Schlamm und Sedimente (Aufschluß mit Königswasser zur nachfolgenden Bestimmung des säurelöslichen Anteils von Metallen); Baugrund. Erkundung durch Schürfe und Bohrungen sowie Entnahme von Proben.; Hrsg. Deutsches Institut für Normung e.V. (VHC) Weinheim
- [5] DIN 38 414 S-4 (1984): Schlamm und Sedimente (Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser). - Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlamm-Untersuchung; Hrsg. Deutsches Institut für Normung e.V. (VHC) Weinheim

Gleichgewicht und Kinetik der Bindung von Pb^{2+} an Goethit

von

ÖZBAS,G., POHLMEIER,A.

1. Motivation und Zielsetzung

Goethit als Eisenoxid ist im Boden weitverbreitet und stellt ein wichtiges Adsorbens für Schwermetalle dar, die anthropogen in den Boden eingetragen werden und toxisch wirken können. Die Untersuchungen, die sowohl kinetische als auch Adsorptionsmessungen umfaßten, wurden mit dem Schwermetall Pb^{2+} durchgeführt. Desweiteren kommen Bodenminerale in der Natur oft zusammen mit organischen Polyelektrolyten, wie z. B. der Huminsäure, vor. Da die Huminsäure zu komplex ist, bedient man sich synthetischer organischer Polymere als Modellsubstanzen. Als synthetischer Polyelektrolyt wurde Polymethacryl-säure (PMA) gewählt, die die Huminsäure mit ihren hydrophilen und hydrophoben Eigenschaften modelliert. Ziel der Untersuchungen ist es, Aussagen über die Wechselwirkungen sowie den Mechanismus der Bindung von Pb^{2+} an Goethit, insbesondere auch in Gegenwart von Polymethacrylsäure, zu treffen.

2. Material und Methoden

Alle Untersuchungen wurden mit einem synthetischen Goethit durchgeführt, der als Suspension (Stammkonzentration: 20 g/L) eingesetzt wurde. Die spezifische Oberfläche (nach BET, N_2) beträgt 59,1 m^2/g . Wie AFM-Aufnahmen gezeigt haben, setzt sich der Goethit aus zahlreichen Domänen unterschiedlicher Länge zusammen, so daß die Kristallenden stufenförmig ausgebildet sind.

Die kinetischen Messungen wurden mittels der Drucksprung-Relaxationsmethode (p-jump) durchgeführt (Goethit-Konzentration: 5 g/L; Schwermetallkonzentration: 1 mmol/L $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$; Begleit-elektrolyt: 1 mmol/L NaNO_3). Die Detektion erfolgte über Leitfähigkeit.

* Forschungszentrum Jülich, Institute für die Chemie und Dynamik der Geosphäre ICG-7, D-52425 Jülich.

Die Proben wurden zur Gleichgewichtseinstellung 24 h geschüttelt, entgast und anschließend vermessen. Die Versuche erfolgten in einem pH-Bereich von 4,0 – 6,0 und bei verschiedenen Temperaturen (14, 17, 20, 25, 30, 35°C). Die Aufnahmezeiten betragen 1,0 s und 0,05 s. Außerdem wurden Drucksprung-Experimente mit PMA belegtem Goethit (50 % Belegung bezogen auf die maximal adsorbierbare Menge an PMA, s. u.) unter den gleichen Bedingungen wie oben durchgeführt.

In einem pH-Bereich von 2,5 – 6,0 wurde bei einer Goethit-Konzentration von 10 g/L und einer Bleikonzentration von 0,25 mmol/L in Gegenwart von 0,02 mol/L NaNO₃ und einer Temperatur von 25°C die adsorbierte Menge an Pb²⁺ bestimmt. Die Proben wurden 2 h geschüttelt und anschließend 30 min. bei 20000 U/min. zentrifugiert. Der Überstand wurde mittels AAS auf freies Pb²⁺ untersucht. Analog dazu wurden Adsorptionsversuche an mit PMA belegtem Goethit (50 %ige Belegung) vorgenommen. Die Isotherme für das System PMA/Goethit zeigt eine maximale Belegung bei 50 mg PMA/g Goethit. Aus diesem Plateauwert läßt sich ein Platzbedarf von 6 Monomereinheiten PMA/nm² angeben.

3. Kinetik der Bindung von Blei an Goethit

Abb. 1 zeigt die Änderung der relativen Leitfähigkeit nach einem Drucksprung von 130 bar auf 1 bar (Drucksprung-Relaxationskurven) des Systems Pb²⁺/Goethit bei pH = 4,5 und verschiedenen Temperaturen und zum Vergleich die Relaxation einer reinen Goethit-Suspension.

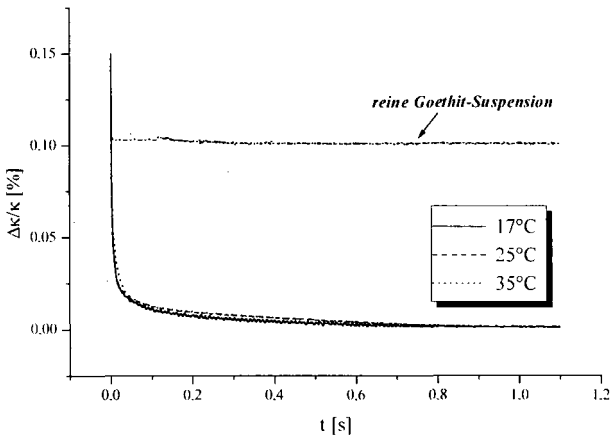


Abb. 1: Drucksprung-Relaxationsmessungen von Pb²⁺ an Goethit bei pH = 4,5 und verschiedenen Temperaturen (Goethit-Konzentration: 5 g/L; Schwermetallkonzentration: 1 mmol/L Pb(NO₃)₂; Begleitelektrolyt: 1 mmol/L NaNO₃). Zum Vergleich die Relaxationskurve einer reinen Goethit-Suspension.

Der Vergleich der Kurven zeigt, daß die gemessene Relaxation im System Blei/Goethit durch Sorption von Pb^{2+} oder der hydrolysierten Spezies an Goethit verursacht wird. Desweiteren lassen sich zwei Relaxationseffekte, charakterisiert durch die Relaxationszeiten τ_1 und τ_2 mit $\tau_1 \approx 10$ ms und $\tau_2 \approx 100$ ms, unterscheiden, wobei beide Effekte keine Temperaturabhängigkeit zeigen. Die Effekte werden somit vermutlich durch die diffusionskontrollierte Sorption von Pb^{2+} oder $PbOH^+$ verursacht.

Dieser Befund steht im Widerspruch zu den Ergebnissen von Hayes und Leckie, die den schnellen Relaxationseffekt der Bildung eines inner-sphärischen Bleikomplexes an der Goethitoberfläche zugeordnet haben. In diesem Fall müßte jedoch eine signifikante Temperaturabhängigkeit zu beobachten sein, welche die Autoren nicht untersucht haben.^[1]

Die oben erhaltenen Befunde lassen sich auch auf die Untersuchungen an mit PMA belegtem Goethit übertragen, d. h. die partielle Belegung der Goethitoberfläche mit Polyelektrolyt hat keinen Einfluß auf die Kinetik der Bindung von Blei an Goethit. Weiterhin konnte in dem betrachteten pH-Bereich 4,5 – 6,0 keine pH-Abhängigkeit der Geschwindigkeitskonstanten ermittelt werden.

4. Gleichgewichtsuntersuchungen zur Bindung von Blei an Goethit

Abb. 2 zeigt die adsorbierte Menge Pb^{2+} an reinem – und mit 25 mg PMA/g belegtem - Goethit als Funktion des pH-Wertes.

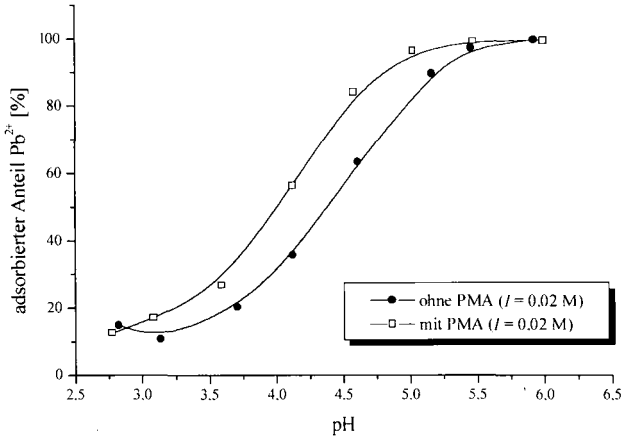


Abb. 2: Adsorbierter Anteil von Pb^{2+} an Goethit in Abhängigkeit vom pH (Goethit-Konzentration: 10 g/L; Schwermetallkonzentration: 0,25 mmol/L $Pb(NO_3)_2$; Begleitelektrolyt: 0,02 mol/L $NaNO_3$; Temperatur: 25°C; 50 % PMA-Belegung).

Bei $\text{pH} = 6.0$ ist eine nahezu vollständige Sorption des Bleis zu beobachten. Weiterhin hat die partielle Belegung des Goethits mit PMA einen signifikanten Einfluß auf die Sorption von Blei. Die Belegung mit Polyelektrolyt führt zu einer stärkeren Bindung des Schwermetalls. Weitere Experimente haben gezeigt, daß mit höherer Ionenstärke der adsorbierte Anteil an Blei ebenfalls zunimmt, was auf die elektrische Abschirmung der Ladungen zurückzuführen ist.

Die Kombination der Adsorptionsuntersuchungen mit ζ -Potentialmessungen, die hier nicht aufgeführt sind, und den entsprechenden Modellannahmen hat gezeigt, daß die Bindung des Bleis an Goethit als Hydroxo-Spezies PbOH^+ erfolgt. Die ermittelte Adsorptionskonstante beträgt $\log K_{\text{ads}} = 14$, was ein Maß für die hohe Affinität des Bleis zu Goethit ist.^{[2],[3]}

5. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Es wurden Untersuchungen zur Kinetik und zum Gleichgewicht der Bindung von Blei an Goethit durchgeführt. Wie die kinetischen Messungen gezeigt haben, ist ein diffusionskontrollierter Prozeß mit zwei konsekutiven Reaktionsschritten bei der Bindung von Blei an Goethit anzunehmen. Dieser Prozeß ist unter den betrachteten Bedingungen weder temperatur- noch pH-abhängig. Die partielle Belegung der Goethitoberfläche mit dem Polymer PMA hat keinen Einfluß auf die Kinetik der Bindung von Blei an Goethit.

Die Gleichgewichtsuntersuchungen zeigen dagegen einen deutlichen Effekt der Oberflächenbelegung mit Polymer. Durch die partielle Belegung mit PMA werden zusätzliche Bindungsstellen zur Verfügung gestellt, wodurch eine verstärkte Bindung des Schwermetallions resultiert. Die durchgeführten Modellberechnungen in Kombination mit weiteren Experimenten sprechen für eine Adsorption des Bleis als Hydroxo-Spezies PbOH^+ an Goethit.

6. Literatur

- [1] K. F. Hayes, J. O. Leckie, „Mechanism of Lead Ion Adsorption at the Goethite/Water Interface“, *Geochemical Processes at Mineral Surfaces*, Seiten 114 ff., Am. Chem. Soc. Washington (1986).
- [2] D. Kovacevic, G. Özbas, A. Pohlmeier, N. Kallay, „Adsorption of Lead Species on Goethite“, *Colloids Surf. A*, eingereicht.
- [3] Poster in diesem Band: D. Kovacevic, A. Pohlmeier, G. Özbas, N. Kallay, „The Adsorption of Lead Species on Goethite.“

Einfluß der Tensidanlagerung an aufweitbare Dreischichtsilicate auf die Adsorption von Radionukliden

von

RIEBE,B., DULTZ,St., BORS,J.

Einleitung

Die Sorptionsfähigkeit für Anionen ist in Böden in der Regel deutlich geringer als die für Kationen. Werden die vorhandenen Zwischenschichtkationen aufweiterbarer Dreischichtsilicate gegen quartäre Ammoniumverbindungen (Alkylammoniumionen) ausgetauscht, wird die Sorptionsfähigkeit für Anionen wie die potentiell problematischen und vorwiegend anionisch vorliegenden Radionuklide ^{129}I und ^{99}Tc mit extrem langen Halbwertszeiten von $\sim 1,6 \cdot 10^7$ bzw. $2,1 \cdot 10^5$ a erheblich erhöht [1, 2, 3]. Die Anionenaustauschkapazität natürlicher organo-mineralischer Verbindungen wird dabei erheblich überschritten [2]. Ein zusätzlicher Effekt ist dabei, daß auf Grund hydrophober Wechselwirkungen auch die Sorptionsfähigkeit für organische Verbindungen wie chlorierte Phenole gesteigert wird [4, 5]. Auch hierbei ist die vom Alkylammonium stammende organische Substanz bis zu 30-mal effektiver als die natürlicher organischer Bodenbestandteile [6]. Die Verbesserung der Anionenadsorption durch Organophilisierung von Tonmineralen ist daher sowohl für das Rückhaltevermögen von problematischen Anionen in Böden als auch für verschiedene Anwendungen in der Geotechnik von Interesse. Dabei ist zu berücksichtigen, daß mit der Organophilisierung eine erhebliche Veränderung der Oberflächeneigenschaften verbunden ist.

Material und Methoden

Die Untersuchungen hinsichtlich des Sorptionsverhaltens gegenüber anionischen und kationischen Radionukliden sowie zum Sorptionsmechanismus werden hier für einen Wyoming-Bentonit (MX-80) dargestellt, der zu 75% aus Montmorillonit besteht. Die Kationenaustauschkapazität (KAK) beträgt $0,76 \text{ mol}_e \text{ kg}^{-1}$, wobei die Austauscher zu 86% mit Na^+ Ionen gesättigt sind [7].

Zur Belegung des Tons mit Alkylammoniumionen wurden jeweils 20 g Bentonit in 1 L bidestilliertem Wasser dispergiert und HDPyCl in Konzentrationen von 20% bis 400% der KAK zugegeben. Nach 18 h Reaktionszeit wurden die Dispersionen gefiltert, mit bidestilliertem Wasser gewaschen und gefriergetrocknet. Der HDPy⁺-Eintausch und die Aufnahme von HDPyCl-Molekülen wurde durch C_{org} -Bestimmung (LECO, IR 12) und Anionen-Chromatographie (Dionex, DX-100) ermittelt. Die Oberflächenladung wurde mit einem Partikelladungsdetektor der Fa. MÜTEC (PCD 02) gemessen. Eine eingehende Charakterisierung der Festschubstanz findet sich bei [8].

Die Adsorptionsversuche mit den Radionukliden ^{125}I , $^{95\text{m}}\text{Tc}$, ^{134}Cs und ^{85}Sr erfolgten mit Hilfe der Batch-Technik bei 22°C und Schüttelinkubation von 0,2 g Probenmaterial in 10 mL bidestilliertem Wasser, bzw. in Elektrolytlösungen unterschiedlicher Ionenstärke. Als Träger wurden KI bzw.

¹ Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie, Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, D-30419 Hannover

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

Na ReO₄ für Technetium, von dem kein stabiles Isotop existiert, sowie CsCl und SrCl₂ in Konzentrationen von 10⁻⁸-10⁻¹ mol L⁻¹ verwendet. Nach Erreichen des Gleichgewichtszustandes (ca. 7d) wurden Verteilungskoeffizienten (K_d-Werte, L kg⁻¹) ermittelt. K_d ist dabei definiert als das Verhältnis der Konzentrationen in der festen und in der flüssigen Phase.

Ergebnisse

Die Verteilungskoeffizienten, K_d, für Iodid und Pertechnetat, sowie für Cäsium und Strontium sind in Abhängigkeit von der Konzentration der applizierten Alkylammoniumionen in Abb. 1 zusammenfassend dargestellt.

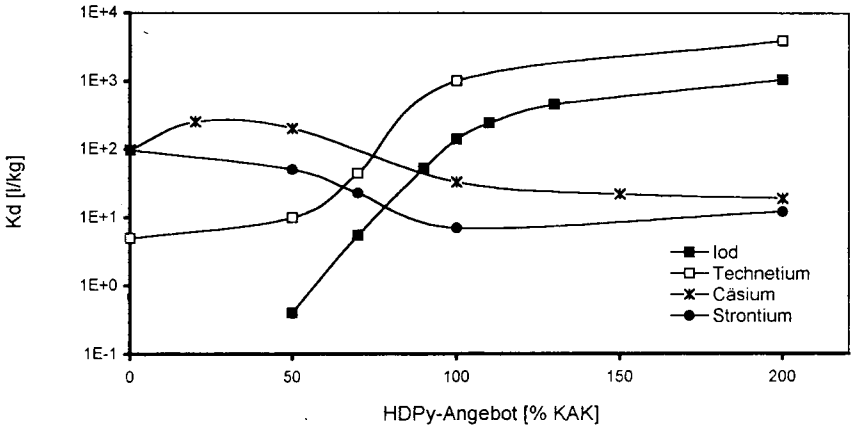


Abb. 1: Adsorption (K_d-Werte) von Iod, Technetium, Cäsium und Strontium an unterschiedlich mit HDPy⁺ belegtem Bentonit (Synthetisches Bodenwasser; Trägerkonzentration jeweils 1·10⁻⁵ mol L⁻¹).

Die Anionenadsorption setzt bei einer HDPy-Zugabe von 70% der KAK ein und erreicht nach relativ steilem Anstieg das Maximum bei einer HDPy⁺-Applizierung in Konzentrationen von 200% der KAK (Aufnahme 150% der KAK). Die Adsorption von Cs⁺ und Sr²⁺ zeigt einen umgekehrten Verlauf. Bemerkenswert ist die Aufnahme dieser Kationen bei einem HDPy⁺-Gehalt nahe der KAK. Die in diesem Zusammenhang durchgeführten chemischen Analysen ergaben, daß bei einer HDPy-Belegung entsprechend der KAK und höher noch ursprünglich vorhandene Kationen (Na⁺, Ca²⁺) am Austauscher verbleiben und von Sr²⁺- und, in noch größerem Maße von Cs⁺-Ionen ausgetauscht werden können [8].

Die aus den Kohlenstoffgehalten berechnete Aufnahme an HDPy⁺ zeigt, daß dieses weit über die Höhe der Kationenaustauschkapazität hinaus aufgenommen wird (Abb. 2a). Aus Gründen der Elektroneutralität muß daher auch Sorption von Anionen vorliegen. Moleküleinbau ist sowohl in den Zwischenschichten [9], als auch in Form von Mizellen [10] in Erwägung zu ziehen. Als Ursache für die die KAK übersteigende HDPy-Aufnahme sind hydrophobe Wechselwirkungen der Alkylketten anzusehen. Im Gegensatz zu anorganischen Kationen ist HDPy⁺ in der Zwischenschicht praktisch nicht hydratisiert. Der Einbau von Molekülen zeigt sich auch darin, daß bei deren Vorhandensein die thermische Zersetzung von HDPy⁺ bereits bei niedrigeren Temperaturen beginnt [8]. Markant ist die maximale Kapazität der HDPy⁺-Aufnahme bei einer Höhe von 150% der KAK.

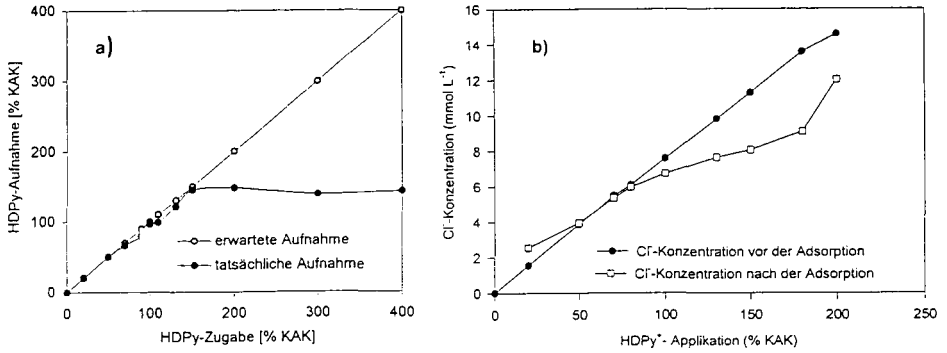


Abb. 2: a) HDPy⁺-Adsorption an Bentonit bei Angebot verschiedener Mengen an HDPy⁺ (50-400% der KAK). b) Chloridgehalt der Bentonit-Dispersionen bei Vorlage von HDPyCl in unterschiedlichen Konzentrationen.

Der Vergleich der Chloridkonzentrationen in den eingesetzten Lösungen und im Filtrat nach der Adsorption zeigt, daß Chlorid ab einem HDPy-Angebot in Höhe von 100% KAK deutlich adsorbiert wird (Abb. 2b). Wie für die HDPy⁺-Aufnahme läßt sich auch hier eine Kapazitätsgrenze feststellen, die durch den steileren Anstieg der Chloridkonzentrationen ab der 170%-Belegung markiert wird. Neben dem Einbau von Chlorid muß auch der von Hydrogencarbonat in Erwägung gezogen werden, das aus der Lösung von Kalk bzw. aus der Umwandlung von CO₂ stammen kann.

Die Aufnahme von HDPy über die KAK hinaus bewirkt eine Umkehr der Oberflächenladung, die neben dem Moleküleinbau als weiterer Mechanismus für die Anionenadsorption anzusehen ist. Für alle pH-Werte zwischen 3 und 9 gleich liegt der Ladungsnullpunkt bei der Anwendung von HDPy⁺ in Höhe von ca. 70% KAK. Mit weiter steigendem HDPy-Angebot wird die Oberflächenladung positiv (Abb. 3). Aus der Veränderung der Oberflächenladung sind Konsequenzen für die Mikrostruktur zu erwarten, von der die Wasserleitfähigkeit abhängt. So würde die Umkehr der Ladung zunächst an der Kante eines Teilchens die Bildung von Kante/Fläche-Kontakten fördern [11] und damit die vorher bei niedrigeren HDPy-Gehalten bestehende parallele Anordnung der plättchenförmigen Teilchen aufheben.

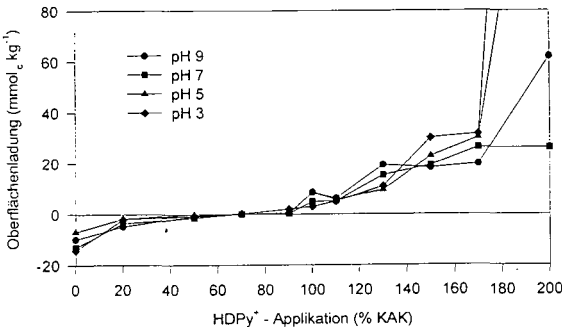


Abb. 3: Einfluß verschiedener Mengen an HDPy⁺ (0-200% KAK) auf die Oberflächenladung von Bentonit bei pH-Werten von 3-9.

Schlussbetrachtung

MX-80-Bentonit zeigt mit steigendem HDPy-Gehalt eine erhöhte Anionenadsorption (I^- , TcO_4^-) und eine abnehmende Kationenadsorption (Cs^+ , Sr^{2+}). Eine Teilbelegung ermöglicht die gleichzeitige Adsorption von Anionen und Kationen.

Die Anionenadsorption ist zum einen auf den molekularen Einbau von HDPyCl und zum anderen auf die Umkehr der Oberflächenladung zurückzuführen. Die Adsorptionskapazität für Anionen umfaßt für den untersuchten Bentonit etwa die Hälfte der KAK ($\sim 0,4 \text{ mol}_c \text{ kg}^{-1}$). In Untersuchungen an einer Schwarzerde (Asel) zeigte eine Behandlung mit HDPy⁺ im C-Horizont eine bedeutend größere Wirkung im Hinblick auf die Iodidadsorption ($K_d \sim 5000 \text{ L kg}^{-1}$) als im A-Horizont ($K_d = 900 \text{ L kg}^{-1}$) [2].

Zusätzlich tragen eine relativ hohe thermische Stabilität [12] und ein nicht zu erwartender mikrobieller Abbau zur Eignung organophilisierter aufweitbarer Dreischichtsilicate als Anionenadsorber für I und Tc bei. Höchste Anionenadsorptionskapazität wird dabei für die modifizierten Smectite erhalten. In laufenden Experimenten wird geprüft, ob durch diese Modifizierung die Adsorption von weiteren toxischen Anionen möglich ist.

Literatur

- [1] Lieser, K. H. & Steinkopff, T. H., 1989: Chemistry of radioactive iodine in the hydrosphere and in the geosphere. *Radiochim. Acta* **46**, 49-55.
- [2] Bors, J., 1990: Sorption of radioiodine in organo-clays and -soils. *Radiochim. Acta*, **51**, 139-143.
- [3] Bors, J., Gorny, A. & Dultz, St., 1997: Adsorption of radionuclides on organophilic bentonite. *Can. J. Soil Sci.*, accepted.
- [4] Mortland, M. M., Shaobai, S. & Boyd, S. A., 1986: Clay-organic complexes as adsorbents for phenol and chlorophenols. *Clays Clay Miner.*, **34**, 581- 585.
- [5] Stockmeyer, M. R., 1991: Adsorption of organic compounds on organophilic bentonites. *Appl. Clay Sci.*, **6**, 39-57.
- [6] Boyd, S. A., Lee, J. & Mortland, M. M., 1988: Attenuating organic contaminant mobility by soil modification. *Nature*, **333**, 345-347.
- [7] Madsen, F. T., 1998: Clay mineralogical investigations related to nuclear waste disposal. *Clay Miner.*, **33**, 109-129.
- [8] Dultz, St. & Bors, J., 1998: Untersuchungen an HDPy-Montmorillonit hinsichtlich des Einsatzes als Anionen- und Kationenadsorber in der Geotechnik. *Berichte der Deutschen Ton- und Tonmineralgruppe, Jahrestagung Greifswald*, Bd **6**, 88-97.
- [9] Holz, M. & Sörensen, M., 1992: Direct detection of an attractive interaction between anions and hydrophobically hydrated unpolar groups. *Ber. Bunsenges. Phys. Chem.*, **96**, 1441-1447.
- [10] Patzko, A., 1991: Ion exchange and molecular adsorption of a cation active surfactant on montmorillonite. *In: Störr, M., Henning, K.-H., Adolphi, P. (eds.), Proc. 7th EUROCLAY Conf. Dresden*, p. 827-830.
- [11] Lagaly, G., Schulz, O., Zimehl, R. (1997): *Dispersionen und Emulsionen*. Steinkopff Verlag Darmstadt, 560 S..
- [12] Bors, J., Dultz, St. & Riebe, B., 1998: Sorption of Iodide, Cesium and Strontium on Organophilic Bentonite. *Radiochim. Acta*, accepted.

Verhalten des Herbizids Isoproturon an der Grenzfläche Boden/Luft in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften

von

SCHEUNERT, I., ARMSTROFF, A., SCHROLL, R., BUDZIKIEWICZ, H.

Einleitung

Wichtige umweltrelevante Prozesse, denen organische Umweltchemikalien an der Grenzfläche Boden/Luft unterworfen sind, sind die Verflüchtigung (Volatilität) sowie biochemische und chemische Transformations- und Abbauvorgänge.

Unter der Volatilität eines organischen Fremdstoffs von Bodenoberflächen versteht man den Übergang durch die Grenzschicht Boden/Luft in die Atmosphäre in gasförmigem Zustand unter Umweltbedingungen. Dieser Prozeß ist einerseits von Bedeutung für die Erniedrigung der Rückstände von Pflanzenschutzmitteln und anderen organischen Fremdstoffen im Boden, insbesondere von solchen, die nur in geringem Umfang biochemischen und chemischen Abbauvorgängen unterliegen. Andererseits kann dieser Prozeß zur Kontamination der Luft mit Pflanzenschutzmitteln und anderen organischen Fremdstoffen und damit zum atmosphärischen Langstreckentransport von Schadstoffen beitragen.

Biochemische und chemische Transformations- und Abbauvorgänge an der Grenzfläche Boden/Luft spielen eine bedeutende Rolle bei der toxikologischen und ökotoxikologischen Bewertung von Pflanzenschutzmittel-Rückständen, da sie einerseits zur Erniedrigung der Gesamtrückstände im Boden beitragen, andererseits jedoch auch zur Entstehung stabiler Transformationsprodukte (Metabolite) führen, die als neue Umweltchemikalien zu bewerten sind, deren Umweltverhalten und deren toxikologische und ökotoxikologische Eigenschaften sich von denen der Ausgangssubstanz deutlich unterscheiden können.

In diesem Beitrag werden Ergebnisse zur experimentellen Bestimmung beider Prozesse für die ^{14}C -markierte Modellsubstanz Isoproturon, ein Phenylharnstoffherbizid, dargestellt.

Material und Methoden

Die physikalisch-chemischen Eigenschaften der für die Versuche eingesetzten Böden sind in Tabelle 1 dargestellt.

1) GSF-Institut für Bodenökologie, 85764 Neuherberg

2) Institut für organische Chemie, Universität zu Köln, 50939 Köln

Tabelle 1: Physikalisch-chemische Eigenschaften der eingesetzten Böden

Boden	1	2	3
Standort	Kelheim	Hohenwart	Scheyern
Beschreibung	Braunerde aus sandigem Flußsediment	Kolluvium über sandig kiesiger Braunerde	Pseudogley aus Lößlehm
pH (CaCl ₂)	6,8	5,9	7,1
C _{org} (%)	1,4	1,0	1,56
Ton (%)	9,7	11,2	23,9
Schluff (%)	23,8	20,6	60,0
Sand (%)	66,5	68,2	16,1

Die Experimente zur Volatilität von Isoproturon wurden in einer geschlossenen Laborapparatur mit einem Windkanal durch Direktmessung der verflüchtigten Anteile im Luftstrom durchgeführt (Lembrich, 1998). Das Herbizid wurde ¹⁴C-ringmarkiert in praxisüblicher Formulierung auf die Oberfläche eines Bodenkompiments aufgesprüht. Mit Hilfe einer Pumpe wurde ein nahezu laminarer Luftstrom kontinuierlich über die Bodenoberfläche geleitet und der verflüchtigte ¹⁴C in Polyurethanschaum absorbiert, der in regelmäßigen Zeitabständen entnommen und extrahiert wurde. Der extrahierte ¹⁴C wurde durch Szintillationszählung bestimmt und durch HPLC charakterisiert (für experimentelle Einzelheiten s. Lehr et al., 1996). Wichtige Einflußgrößen (Lufttemperatur, Bodentemperatur, Luftfeuchtigkeit, Bodenfeuchtigkeit, Wasser-Evaporation, Windgeschwindigkeit) konnten kontrolliert eingestellt und variiert werden (Lembrich, 1998).

Nach dem Versuchsende wurde der Boden extrahiert und die Anteile an Isoproturon und Metaboliten im Extrakt durch HPLC mit Radiodetektor bestimmt. Die Identifizierung der Metabolite erfolgte durch Vergleich der Retentionszeiten mit authentischen Referenzsubstanzen. Der nicht-extrahierbare ¹⁴C wurde nach Verbrennung zu ¹⁴CO₂ durch Szintillationszählung quantifiziert (für experimentelle Einzelheiten s. Lehr et al., 1996).

Ergebnisse und Diskussion

Volatilitätsmessungen

Abbildung 1 zeigt die Volatilitätsrate (ausgedrückt als verflüchtigte Substanzmasse ¹⁴C äquivalent zu Isoproturon, pro Flächen- und Zeiteinheit) für die drei Böden zu den verschiedenen Probenahme-Zeitpunkten bei gleichen Versuchsbedingungen (Temperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit). Zu Versuchsbeginn wurden für alle drei Böden gleiche Wassergehalte

eingestellt; da der Boden 3 jedoch eine von den beiden anderen Böden abweichende Wassercharakteristik hatte, wurde sein Wassergehalt nach 48 Std. erhöht, sodaß alle drei Böden die gleiche Wasser-Evaporationsrate von 0,4 cm/Tag aufwiesen.

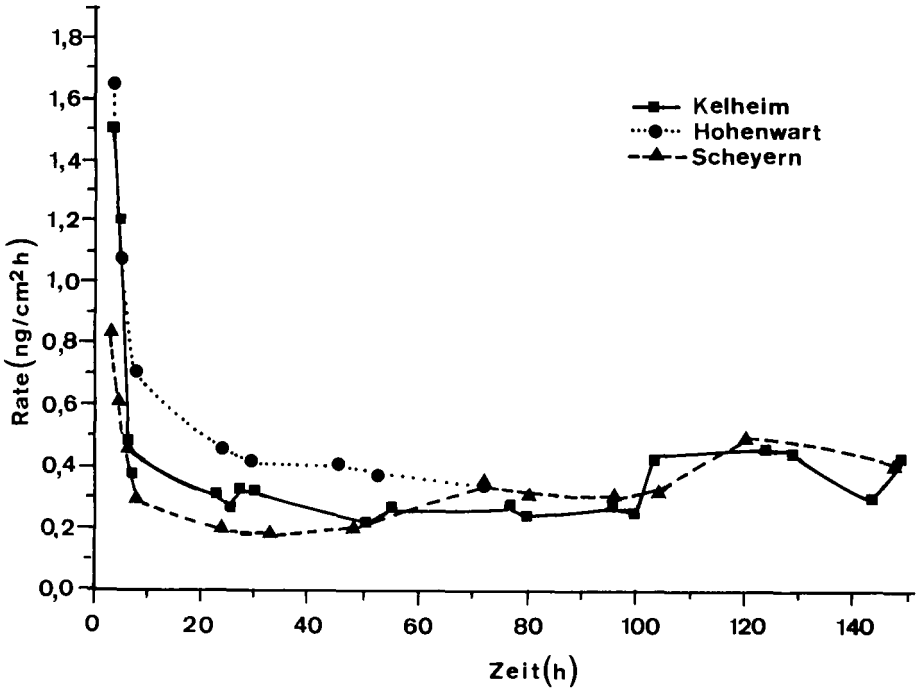


Abbildung 1: Volatilitätsraten von ¹⁴C-Isoproturon von den Oberflächen von drei Böden (s. Tab. 1)

Die Abbildung zeigt für alle drei Böden einen zeitlichen Verlauf der Volatilitätsrate, wie er nach Applikation der Substanz durch Aufsprühen und damit für einen hohen Bedeckungsgrad des Bodens ohne "hot spots" charakteristisch ist (Lembrich, 1998); die Volatilitätsrate ist zu Versuchsbeginn hoch, sinkt nach wenigen Stunden stark ab und pendelt sich auf niedrigem, nahezu konstantem Niveau ein.

Die gesamte verflüchtigte Menge während der Versuchszeit von 150 Std. bei einer Temperatur von 14°C betrug weniger als 0,5% des eingesetzten ¹⁴C. Die Unterschiede zwischen den Böden waren zu Versuchsbeginn am stärksten ausgeprägt; die Volatilität war am höchsten für den Boden 2 (Hohenwart), der den höchsten Sandgehalt, den niedrigsten Gehalt an organischem Kohlenstoff und damit die niedrigste Sorptionsfähigkeit für organische Chemikalien aufwies, und am niedrigsten für den Boden 3.

Mit den Böden 1 und 2 wurden vergleichende Versuche bei zwei verschiedenen Temperaturen und verschiedenen Bodenfeuchtigkeiten durchgeführt. Es zeigte sich, daß die Volatilitätsraten

sowohl mit steigender Temperatur als auch mit steigender Bodenfeuchtigkeit anstiegen. Der positive Einfluß der Bodenfeuchtigkeit auf die Volatilität ist nicht auf Kodestillation des Herbizids mit dem evaporierenden Bodenwasser zurückzuführen, sondern auf die Tatsache, daß die Wassermoleküle die an der festen Bodenmatrix adsorbierten Herbizidmoleküle von ihren Adsorptionsplätzen verdrängen und damit zur Verflüchtigung freisetzen. Außerdem begünstigt ein höherer Wassergehalt des Bodens die Evaporation des Wassers und damit einen Transport von im Bodenwasser gelöstem Herbizid durch Kapillarkräfte aus dem Boden an die Oberfläche (Spencer et al., 1973).

Messung von Abbau und Transformation

Isoproturon [N-(4-Isopropylphenyl)-N',N'-dimethylharnstoff] wurde während der Versuchszeit an der Bodenoberfläche zu einem hydroxylierten Derivat [N-(4-(2-Hydroxyisopropyl)-phenyl)-N',N'-dimethylharnstoff], einem monodemethylierten Derivat [N-(4-Isopropylphenyl)-N'-methylharnstoff] und einem hydroxylierten monodemethylierten Derivat [N-(2-Hydroxyisopropyl)-phenyl)-N'-methylharnstoff] umgewandelt. Die gleichen Metabolite waren auch bei Abbauversuchen mit in Bodenproben eingearbeitetem Isoproturon gefunden worden (Lehr et al., 1996). Zusätzlich wurden vier weitere, bisher noch nicht identifizierte Metabolite nachgewiesen; einer davon wurde, neben unverändertem Isoproturon, in geringen Mengen in verflüchtigter Form auch in den Polyurethanfallen gefunden. Die Gesamtumwandlungsrate war in Boden 3 wesentlich höher (65% der gesamten bei der HPLC integrierten Fläche) als in den Böden 1 und 2 (30%). Dies dürfte auf eine höhere mikrobielle Biomasse und/oder höhere mikrobielle Biodiversität dieses Bodens zurückzuführen sein, die durch den höheren Gehalt an organischem Kohlenstoff und den höheren pH-Wert begünstigt werden (Tab. 1). Neben den extrahierten Metaboliten entstanden in den Böden auch nicht-extrahierbare Rückstände.

Schlußfolgerungen

Die Verflüchtigung von Isoproturon von Bodenoberflächen ist sehr niedrig und ohne Bedeutung für die Massenbilanz des Herbizids im Boden. Sie kann jedoch zum Herbizidgehalt in der Atmosphäre und damit zum Langstreckentransport des Herbizids beitragen. Die Volatilität wird erheblich durch die Bodeneigenschaften, die Temperatur und die Bodenfeuchtigkeit beeinflusst. Isoproturon wird an Bodenoberflächen zu verschiedenen Metaboliten sowie zu nicht-extrahierbaren Rückständen umgewandelt, die bei der toxikologischen und ökotoxikologischen Bewertung des Herbizids berücksichtigt werden müssen.

Literatur

Lehr, S., Gläßgen, W.E., Sandermann, H., Jr., Beese, F. and Scheunert, I. (1996): Metabolism of isoproturon in soils originating from different agricultural management systems and in cultures of isolated soil bacteria. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 65, 231-243

Lembrich, D. (1998): Charakterisierung von Boden- und Umweltparametern als Einflußgrößen auf die Volatilität von Pflanzenschutzmitteln aus Ackerböden anhand eines Labormodells. Dissertation, Technische Universität München

Spencer, W.F., Farmer, W.J. and Cliath, M.M. (1973): Pesticide volatilization. *Residue Rev.* 49, 1-47

Experimentelle Untersuchungen von Verwitterungsprozessen in Böden

von

SCHLABACH,S., TECHMER,K., HEYDEMANN,H., HEINRICHS,H.

Einleitung

Im Bereich zwischen Atmosphäre und Hydrosphäre spielt der Boden als Reaktionskörper eine wichtige Rolle. So werden die in den Bodenwässern gelösten Komponenten durch atmosphärische Einträge und deren Wechselwirkungen mit dem Bodenfestkörper beeinflusst. Der Eintrag von Säuren führt dabei zu protonenkontrollierten reaktiven Prozessen wie Ionenaustausch, Sorption, Desorption, Auflösung und Präzipitation. Diese können gleichzeitig oder aber auch nacheinander ablaufen. Zum Verständnis des Gesamtprozesses müssen zunächst die einzelnen Prozesse charakterisiert und quantifiziert werden. Dies kann in physiko-chemisch definierten Experimenten erreicht werden, in denen Fraktionen einzelner Mineralphasen, Mischungen verschiedener Minerale und natürliche Bodenproben untersucht werden.

Natürliche Systeme

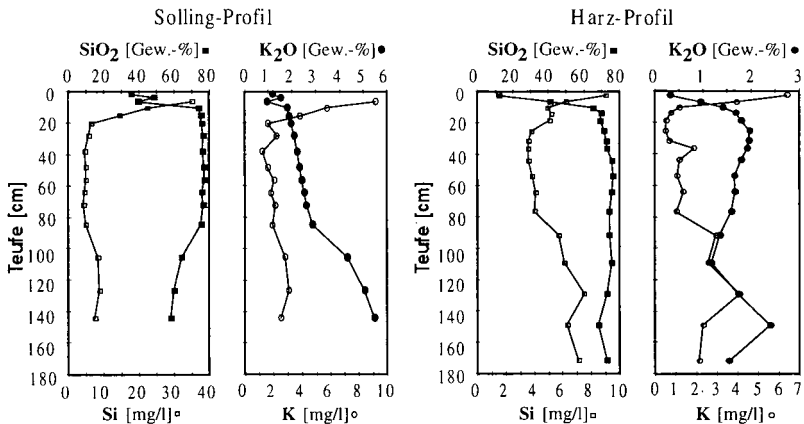


Abb. 1: Vergleich der Tiefenverläufe der K- und Si-Gehalte in abgepressten Porenlösungen (Schlabach 1996) und im Bodenfestkörper (< 2 mm) (Barnekow 1996) in Bodenprofilen vom Solling und Harz.

Abgepresste Porenlösungen der oberen Bodenhorizonte zeigen niedrige pH-Werte und hohe Konzentrationen einiger Kationen und Anionen sowie hohe Konzentrationen gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) (Schlabach et al. 1998a). Häufig lassen sich die Konzentrationsverläufe der

gelösten Komponenten in diesem Tiefenbereich nicht direkt den Verläufen der entsprechenden Oxide zuzuordnen (Abb. 1). In größeren Tiefen (> 40 cm) ist diese Zuordnung für die meisten Elemente möglich (Barnekow et al. 1998). Die oberen Horizonte zeigen ein komplexes Zusammenspiel der verschiedensten Einflussfaktoren. Hierzu zählen insbesondere die atmosphärischen Einträge und deren Wechselwirkungen mit dem Bodenfestkörper sowie der Vegetation.

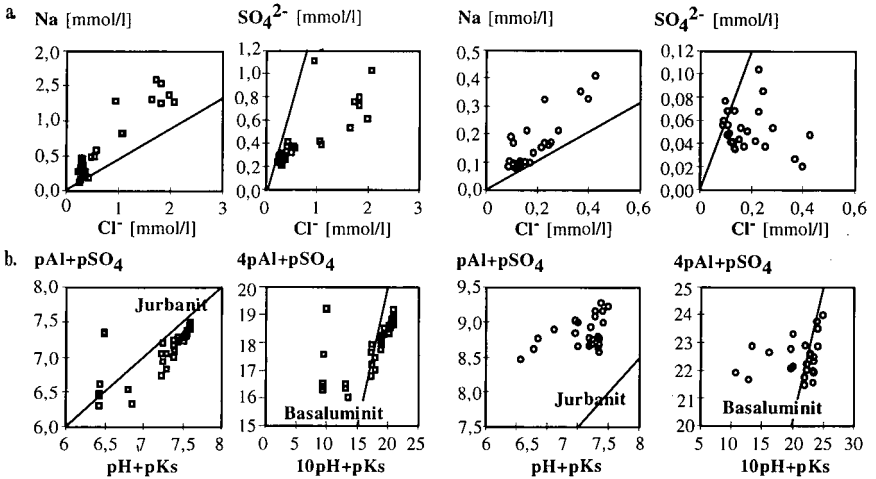


Abb. 2: Abgepresste Porenlösungen vom Solling- (Quadrate) und Harz-Profil (Kreise) (Schlabach 1996)

a. Vergleich zwischen Natrium und Sulfat bzw. Chlorid. Die Linien stellen das mittlere Elementverhältnis in Bestandesniederschlägen dar (Solling: Matzner, 1988; Harz: Andreae, 1993).

b. Löslichkeitskurven von Jurbanit ($\text{Al}(\text{OH})\text{SO}_4 + \text{H}^+ \rightarrow \text{Al}^{3+} + \text{SO}_4^{2-} + \text{H}_2\text{O}$) und Basaluminit ($\text{Al}_4(\text{OH})_{10}\text{SO}_4 + 10\text{H}^+ \rightarrow 4\text{Al}^{3+} + \text{SO}_4^{2-} + 10\text{H}_2\text{O}$) (Ks-Werte nach Ball et al. 1980).

Der Einfluß der atmosphärischen Einträge läßt sich auch anhand von Elementverhältnissen abschätzen. Da Chlorid aus atmosphärischen Einträgen stammt, läßt es sich als Bezugsgröße verwenden. Die in Abb. 2a dargestellten Linien zeigen das mittlere Elementverhältnis in Bestandesniederschlägen (Solling: Matzner, 1988; Harz: Andreae, 1993). Eine Abweichung von dieser Linie ist durch Wechselwirkungen mit dem Bodenfestkörper bedingt. In beiden Profilen ist Natrium gegenüber den Einträgen angereichert, während Sulfat in den Lösungen verarmt ist. Für Natrium ist die Anreicherung durch die Verwitterung von Albit zu erklären. Im Falle von Sulfat wird häufig die Fällung von Aluminium-Hydroxo-Sulfaten wie Jurbanit und Basaluminit diskutiert. Abb. 2b zeigt, daß diese Phasen in den untersuchten Profilen tatsächlich gebildet werden können. Hier liegen die darstellenden Punkte der abgepressten Porenlösungen nahe den Sättigungskonzentrationen der beiden Aluminium-Hydroxo-Sulfate.

Experimente

Zur Charakterisierung und Quantifizierung der an der Verwitterung beteiligten Einzelprozesse werden die Experimente zunächst in Reaktoren an monomineralischen Kornfraktionen durchgeführt. Durch Änderung der mineralogischen Zusammensetzung des Ausgangsmaterials, seiner Korngrößenverteilung, des Mineral/Lösungs-Verhältnisses, des pH-Wertes und der Zusammensetzung der Input-Lösung sollen die Versuchsansätze zunehmend komplexer und naturnaher gestaltet werden.

Schichtsilikate sind bei der Betrachtung von Verwitterungsprozessen von besonderer Bedeutung, da sie wegen ihrer geringen Korngröße eine große reaktive Oberfläche besitzen, die z.T. mit einer hohen Ionenaustauschkapazität verbunden ist.

Als relativ einfaches System für die Betrachtung von Auflösungsprozessen ist die Einwirkung von schwefelsaurer Lösung auf Kaolinit geeignet. Kaolinit zeichnet sich gegenüber anderen Schichtsilikaten durch seine einfache strukturelle und chemische Zusammensetzung aus. Mit der Schwefelsäure sollen Säureeinträge in die Böden simuliert werden. Zusätzlich kann der Einfluß von Sulfat auf die Löslichkeit von Aluminium und die eventuelle Bildung von basischen Aluminium-Hydroxo-Sulfaten untersucht werden. Die Experimente werden sowohl im geschlossenen (batch) als auch im offenen System (Durchfluß) durchgeführt. Der Kaolinit stammt aus Zettlitz (Sedlec, Tschechische Republik) und wurde mit einer Korngröße von 0,63 - 2 µm verwendet.

Ergebnisse

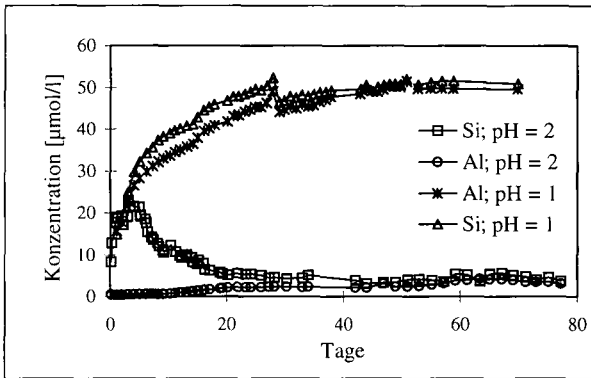


Abb. 3: Durchfluß-Experimente mit Kaolinit (0,63 - 2 µm) in schwefelsaurer Lösung. Der Durchfluß beträgt für beide Experimente 1 ml/h; das Festkörper / Lösungs Verhältnis ist 180 mg / 90 g bei pH = 2 und 711 mg / 250 g bei pH = 1.

In Durchflußversuchen mit H₂SO₄ zeigt Kaolinit sowohl bei pH = 1 als auch bei pH = 2 nahezu kongruente Auflösung (Abb. 3). Die Auflösungsrate ist dabei mit $6,5 \cdot 10^{-8}$ mol/(g*h) für pH = 1 ca. zweieinhalb mal so groß wie mit $2,5 \cdot 10^{-8}$ mol/(g*h) für pH = 2. Verglichen mit den Durchflußversuchen zeigen batch-Experimente eine scheinbar inkongruente Auflösung für Kaolinit mit geringen Auflösungsraten. Bei pH = 1 beträgt diese $1,4 \cdot 10^{-8}$ mol/(g*h) für Si bzw. $1,0 \cdot 10^{-8}$ mol/(g*h) für Al und bei pH = 2 $0,56 \cdot 10^{-8}$ mol/(g*h) für Si bzw. $0,16 \cdot 10^{-8}$ mol/(g*h) für Al.

Die Untersuchungen der Oberflächenveränderungen mittels atomarer Kraftmikroskopie (AFM) und Feldemissionsmikroskopie (FEM) zeigen für den alterierten Kaolinit in allen Experimenten Rundungseffekte an den Mineralkanten. Die basalen (001) Flächen scheinen durch den Lösungsangriff nicht verändert zu werden (Abb. 4).

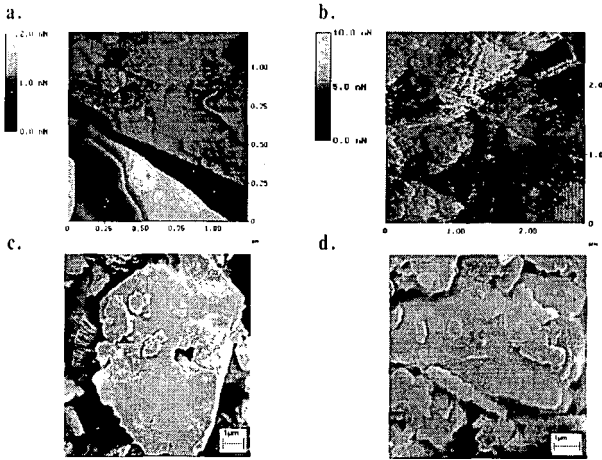


Abb. 4: a. AFM-Aufnahme des unbehandelten Kaolinites
b. AFM-Aufnahme nach einem batch-Experiment bei pH = 1 nach ca. 60 Tagen
c. FEM-Aufnahme des unbehandelten Kaolinites
d. FEM-Aufnahme nach einem Durchflußexperiment bei pH = 2 nach ca. 80 Tagen

Literatur

- Andreae, H. (1993): Verteilung von Schwermetallen in einem forstlich genutzten Wassereinzugsgebiet unter dem Einfluß saurer Deposition am Beispiel der Sösemulde (Westharz).- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, A 99: 161 S.; Göttingen.
- Ball, J.W., Nordstrom, B.K., Jenne, E.A. (1980): Additional and reversed chemical data and computer code for WATEQ2 - a computerized chemical model for trace and major element speciation in mineral equilibria of natural waters.- U.S. Geol. Surv. Water Resources Invest., 78-116: 1-109.
- Barnekow, P. (1996): Der Einfluß der Silikatverwitterung auf den Chemismus abgepreßter Porenlösungen von versauerten Bodenprofilen (Harz, Solling).- Diplomarbeit an der Georg-August-Universität Göttingen: 94 S. (unveröffentlicht).
- Barnekow, P., Schlabach, S., Heinrichs, H. (1998): Der Einfluß der Silikatverwitterung auf den Chemismus abgepreßter Porenlösungen von versauerten Bodenprofilen (Harz, Solling).- Wissenschaftliche Mitteilungen, Sonderheft 7 (TU Bergakademie Freiberg): 83-87.
- Matzner, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, A 40: 217 S.; Göttingen.
- Schlabach, S. (1996): Konzentrationsänderungen natürlicher und anthropogener Inhaltsstoffe in abgepreßten Porenlösungen mit dem pH-Wert und der Tiefe auf versauerten Waldstandorten (Harz, Solling).- Diplomarbeit an der Georg-August-Universität Göttingen: 99 S. (unveröffentlicht).
- Schlabach, S., Barnekow, P., Heinrichs, H. (1998a): Konzentrationsänderungen natürlicher und anthropogener Inhaltsstoffe in Porenlösungen mit dem pH-Wert und der Tiefe auf versauerten Waldstandorten (Harz, Solling).- Wissenschaftliche Mitteilungen, Sonderheft 7 (TU Bergakademie Freiberg): 73-76.
- Schlabach, S., Techmer, K., Heydemann, A., Heinrichs, H. (1998b): Dissolution of kaolinite using different acids and various pH-conditions.- Mineralogical Magazine, 62A: 1335-1336.

Stabilization of soil organic matter in Alisol and Podzol by organo-mineral association

von

SCHMIDT, M.W.I., KNICKER, H., KÖGEL-KNABNER, I.

1 Introduction

Decomposition of plant material in soils is considered to be controlled by its bioavailability. Microbial availability of plant material can be limited by stabilizing organomineral interactions such as adsorption onto clay particles or complexation with polyvalent cations (Oades, 1990; Sollins et al., 1996). For example, in Alisols soil organic matter (SOM) may associate with clay minerals, whereas in Podzols organic matter and iron may form complexes. In both soil types, the translocation of complexed SOM from A horizons into B horizons is a major soil forming process. Consequently, these soils may provide an opportunity to investigate the effect of these stabilizing interactions on the composition of SOM. As an analytical approach, SOM can be investigated in particle size fractions by ^{13}C CP MAS NMR spectroscopy. Progressing from coarse to fine particles size fractions Baldock et al. (1992) found an increasing degree of decomposition using the ratio of alkyl C-to-O-alkyl C as an indication.

The objective of this study was to investigate composition of SOM in particle size fractions originating from A and B horizons from soils, dominated by translocation of SOM (Alisol: clay illuviation, Podzol: complexation) and those without such processes (Phaeozem, Gleysol) by means of ^{13}C CP MAS NMR spectroscopy.

2 Soils and Methods

Samples were obtained from several soils in Germany and the Netherlands. Soil description, sampling and classification was performed according to established procedures (AG-Boden, 1994; FAO, 1994). Horizons were designated according to the German Soil Survey Description (AG-Boden, 1994). A brief description is given in Table 1, further details can be found elsewhere (Schmidt, 1998). Ultrasonic dispersion and particle size fractionation was performed according to Schmidt et al. (1998) with alterations of the chemical structure expected to be minimal (Schmidt et al., 1997a). Solid state nuclear magnetic resonance spectroscopy (^{13}C CP MAS NMR) was performed on HF extracted samples (Schmidt et al., 1997b).

3 Results and Discussion

The C and N contents (Table 1) of the bulk soils vary by factors of 8 for C and 5 for N. The lowest C content is found in the argillic Bvt horizon of the Alisol (4.2 g C/kg) whereas N is lowest in the albic Aeh horizon of the Podzol (0.4 g N/kg). Highest values for C are found in the spodic Bh horizon (34.5 g C/kg) of the Podzol and for N in the Ap horizon 2.0 g N/kg of the Phaeozem. Resulting C/N ratios are typically high for the Podzols (35 to 36) and low for Phaeozem and Alisol (8 to 12). Also the pH is in the range expected for these soil types. The lowest pH (3.1 to 3.5) is found for the Podzol, whereas the Phaeozem is high in base saturation (pH 6.5), with the other soils intermediate.

Particle size fractions of these soils are characterized by high recoveries for mass (90.7 to 97.6 % of initial), C (85.9 to 101.3 % of the total C) and N (86.9 to 102.9 % of the total N) (complete data in Schmidt (1998)). C and N contents typically reveal clear patterns for all investigated particle size fractions. In accordance with previous studies, highest concentrations for these two elements are found in the fine silt and clay fraction, whereas sand fractions are depleted in C and N (Christensen, 1996). Clay is consistently more enriched in N relative to C, which is reflected by high C/N ratios for sand fractions typically decreasing in the fine fractions (Baldock et al., 1992).

Table 1: Selected characteristics of soils investigated in this study.

Soil	Horizon	Depth cm	Vegetation	Corg g/kg	total N	C/N
Dystric Gleysol	Ap	0 to 20	- (agriculture)	17.8	1.2	15
Haplic Podzol	Aeh	0 to 12	spruce forest	14.5	0.4	36
"	Bh	12 to 25	"	34.5	1.0	35
Haplic Phaeozem	Ap	0 to 20	- (agriculture)	22.6	2.0	11
Haplic Alisol	Ah	0 to 14	deciduous/spruce	19.4	1.6	12
"	Bvt	47 to 91	forest	4.2	0.5	8

¹³C nuclear magnetic resonance (NMR) spectroscopy provides insights in the chemical structure of soil organic matter. Spectra were integrated and signal intensities were normalized to 100 (Figure 1). Differences between the soils and horizons become more evident by calculating the ratio alkyl C-to-O-alkyl C. This ratio is considered to be indicative of the degree of decomposition of plant material (Baldock et al., 1997). The ratio was called *D* and calculated as $D = [\text{alkyl C (45 to -10 ppm)}] / [\text{O-alkyl C (110 to 45 ppm)}]$. An increasing *D* indicates an increasing decomposition of organic material. All particle size fractions of the five horizons originating from three soils were investigated, except for the coarse fractions obtained from the Bvt horizon of the Alisol, which were too low in carbon to obtain well resolved ¹³C CP MAS NMR spectra.

Figure 1 contains the calculated ratios for the particle size fractions. Progressing from coarse to fine particle size fractions, the ratio *D* typically increased for the particle size fractions of the A horizons of Podzol and Phaeozem, suggesting an increasing degree of decomposition. Contrasting, for the Podzol (Bh horizon) *D* increased with decreasing particle size, and for the Alisol (Ah) the trend for *D* varied. As can be seen from the spectra, (Figure 2) most of the O-alkyl C in the clay fractions of these soils most probably was present as polysaccharides, indicated by a sharp signal centered around 72 ppm together with resonances at 106 ppm. The peak at 33 ppm can be attributed to polymethylene structures (Preston & Ripmeester, 1982).

For the Alisol, also the spectrum of the clay fraction from the Bvt horizon polysaccharides contribute high amounts to the total SOM relative to polymethylene structures.

The fact that presumably labile polysaccharides are present in the clay fractions of Podzol Bh and Alisol Ah and Bh horizons suggests i) lower oxidative decomposition in these soils, due to stabilizing processes, ii) microbial resynthesis of carbohydrates or a combination of both. Progressing from coarse to fine particle size fractions, Guggenberger (1994) found increasing proportions of microbially derived products. A lower degradation of carbohydrates could be explained by limited chemically or microbial availability through chemical or physical protection.

It is widely assumed that complexation of polyvalent cations with SOM promotes stabilization of SOM (Oades, 1990; Sollins et al., 1996). In Podzols, SOM and iron form complexes migrating from Aeh to Bh horizon, and consequently this fraction may be protected from microbial or chemical degradation. In Alisols, migrating SOM is associated with clay particles accumulating in the Bvt horizon. Clay particles probably can stabilize SOM against degradation (Oades, 1990). In the clay fraction obtained from the Bvt horizon, high proportions of polysaccharides are present, similar to the Ah horizon, suggesting that SOM accumulated without major structural alterations.

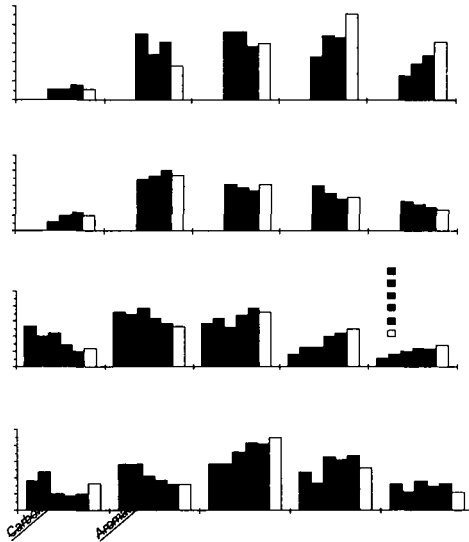


Figure 1: Relative areas of peaks in ^{13}C CP MAS NMR spectra of particle size fractions (μm). D is calculated from equation 1. Data in % of total signal intensity (alkyl C-10 to 45 ppm, O-alkyl C 45 to 110 ppm, aromatic C 110 to 160 ppm, carboxyl C 160 to 220 ppm).

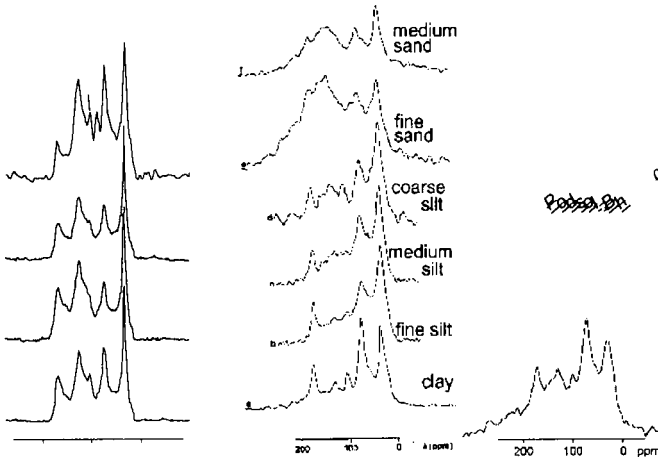


Figure 2: ^{13}C CP MAS NMR spectra of the particle size fractions obtained from Podzol Bh and the Alisol Ah and Bh horizon.

4 Conclusions

Composition of soil organic matter was studied in A and B horizons of particle size fractions (Podzol, Alisol Gleysol, Phaeozem). Decreasing particle size was associated with increasing decomposition of SOM, indicated by an increasing decomposition of polysaccharides (ratio alkyl C-to-O-alkyl C). This ratio shows different patterns for soils characterized by translocation of SOM as a major soil forming process (Podzol, Alisol). Compared to soils without translocation processes, clay size fractions are higher in polysaccharides and lower in polymethylene structures. The results provide evidence that association of soil organic matter with polyvalent cations or clay particles may protect polysaccharides from chemical and biological degradation.

Acknowledgment

This work was funded by the Deutsche Forschungsgemeinschaft (Ko 1035/6-1; -2).

Literature

- AG-Boden 1994. *Bodenkundliche Kartieranleitung*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Baldock, J.A., Oades, J.M., Nelson, P.N., Skene, T.M., Golchin, A. & Clarke, P. 1997. Assessing the extent of decomposition of natural organic materials using solid-state ¹³C NMR spectroscopy. *Australian Journal of Soil Research*, 35, 1061-1083.
- Baldock, J.A., Oades, J.M., Waters, A.G., Peng, X., Vassallo, A.M. & Wilson, M.A. 1992. Aspects of the chemical structure of soil organic materials as revealed by solid-state ¹³C NMR spectroscopy. *Biogeochemistry*, 16, 1-42.
- Christensen, B.T. 1996. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. *Advances in Soil Science*, pp. 97-165. Springer, New York.
- FAO 1994. *FAO-Unesco Soil Map of the World, Revised Legend*. Rome.
- Guggenberger, G., Christensen, B.T. & Zech, W. 1994. Land-use effects on the composition of organic matter in particle-size separates of soil: I. Lignin and carbohydrate signature. *European Journal of Soil Science*, 45, 449-458.
- Oades, J.M. 1990. Associations of colloids in soil aggregates. In: *Soil Colloids and Their Associations in Aggregates*, 215, NATO ASI Series (eds M. F. De Boodt et al.), pp. 463-483. Plenum Press, New York and London.
- Preston, C.M. & Ripmeester, J.A. 1982. Application of solution and solid-state ¹³C NMR to four organic soils, their humic acids, fulvic acids, humins and hydrolysis products. *Canadian Journal of Spectroscopy*, 27, 99-105.
- Schmidt, M.W.I. 1998. Organic matter in natural soils and in soils contaminated by atmospheric organic particles from coal processing industries. Shaker, Aachen, Germany.
- Schmidt, M.W.I., Knicker, H., Hatcher, P.G. & Kögel-Knabner, I. 1997a. Does ultrasonic dispersion and homogenization by ball milling change the chemical structure of organic matter in geochemical samples? - a CPMAS ¹³C NMR study with lignin. *Organic Geochemistry*, 26, 491-496.
- Schmidt, M.W.I., Knicker, H., Hatcher, P.G. & Kögel-Knabner, I. 1997b. Improvement of ¹³C and ¹⁵N CPMAS NMR spectra of bulk soils, particle size fractions and organic material by treatment with 10 % hydrofluoric acid. *European Journal of Soil Science*, 48, 319-328.
- Schmidt, M.W.I., Rumpel, C. & Kögel-Knabner, I. 1998. Evaluation of an ultrasonic dispersion method to isolate primary organomineral complexes from soils. *European Journal of Soil Science*, accepted.
- Sollins, P., Homann, P. & Caldwell, B.A. 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74, 65-105.

Grundlagen und experimentelle Ansätze zur Quantifizierung kolloidaler Eigenschaften von Humusstoffen sowie erste Ergebnisse ihrer Anwendung

von

SIEWERT,Chr.

Zur Qualitätsbestimmung der organischen Bodensubstanz (OBS) wurde eine neue Herangehensweise gewählt. Sie integriert Gesetzmäßigkeiten der Evolution der Organismen in die Bodenkunde und bietet dadurch eine von regionalen Spezifika, ökonomischen Zwängen, Entwicklungstendenzen und politischen Rahmenbedingungen unabhängige Grundlage für die umweltbezogene und technologisch orientierte Forschung zu Ökosystemen.

Unter der Bodenbildung wird ein regionaler Modifikationsprozeß abiotischer Existenzbedingungen durch komplexe Organismengesellschaften verstanden, der sich im globalen Maßstab in der erdgeschichtlichen Prägung der Biosphäre widerspiegelt. Dieser Leitgedanke ermöglichte die Ableitung kolloidaler Zustandsänderungen von Humusstoffen als coevolutives Selektionskriterium für das Überleben komplexer Organismengesellschaften unter dem Einfluß eines veränderten Wasserhaushalts seit Beginn terrestrischen Lebens (Siewert, 1994).

Umfangreiche thermogravimetrische und biologische Untersuchungen bestätigten die Bedeutung des in der organischen Bodensubstanz gebundenen Wassers für biologische Umsatzprozesse in Böden, wobei Bodenproben aus allen wichtigen Klimazonen Mittel- und Osteuropas unter natürlicher Vegetation sowie mit unterschiedlichen Nutzungsrichtungen und geologischen Ausgangssubstraten zu mehreren Entnahmetermenen verwendet wurden. Die durchgeführten Experimente verwiesen gleichzeitig auf die Möglichkeit einer funktionsorientierten Qualitätsbewertung der OBS. Bisherige Probleme bei der OBS - Qualitätsbestimmung konnten dabei umgangen werden.

Dies bestätigen erste Modellstudien mit einem neuen, thermogravimetrischen Verfahren der Bodenanalyse. Es quantifiziert kolloidale Eigenschaften der Humusstoffe über die Menge gebundenen Wassers, die Menge an Humusstoffen, Anteile biologisch umsetzbarer Komponenten sowie andere Bestandteile der OBS. Die ermittelten Werte werden anschließend zu drei Kenngrößen der OBS-Qualität zusammengefaßt. Sie beschreiben die OBS an Hand charakteristischer Proportionen zwischen Humusstoffen, ihren Hydrathüllen und der Gesamtmenge umsetzbarer Komponenten, die sich unter dem Einfluß des Wirkungsprinzips der Humusstoffe unabhängig von der Zusammensetzung der organischen Rückstände und der Organismenarten ausbilden.

Die ermittelten Kenngrößen der OBS zeigen über Klimazonen hinweg eindeutig interpretierbare Beziehungen zu Bodentypen und zur Nährstoffbedarfsdynamik der natürlichen Vegetation. Bei land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung zeigen sich hingegen jeweils charakteristische Veränderungen im Vergleich zu unbeeinflussten Böden. Die thermogravimetrischen Kenngrößen der OBS-Qualität sind demnach leicht klassifizierbar und eignen sich zur Diagnostik von Veränderungen der Bodenbildung. Auf den Ergebnissen aufbauende Interpretationen gehen zudem mit heutigen Vorstellungen zu ökosystemaren Bodenfunktionen konform und erklären Phänomene einzelner Bodenbildungsprozesse.

Damit bestehen nunmehr Ansatzpunkte für eine weltweit einheitliche Bewertung der OBS. Daran gebunden sind erste Vorschläge für eine experimentelle Bewertung der Nachhaltigkeit von

Bodennutzungen. Sie könnten aktuelle Verfahren der Bodenbewertung ergänzen und ökosystemare Regulationsprozesse für eine gezielte Entwicklung neuer Technologien der Landbewirtschaftung erschließen helfen. Die wirtschaftlichen Effekte solcher Technologien werden vermutlich Vorteile heutiger Schlüsseltechnologien (z.B. Gentechnik in der Landwirtschaft) weit übersteigen, weil letztere lediglich Systemkompartimente (z.B. Organismen) und ihre kurzfristigen, individuellen Wirkungen nutzen. Die Beschreibung der OBS über kolloidale Zustandsgrößen der Humusstoffe stellt demgegenüber einen ersten Schritt zur Einbeziehung des gesamten Umfelds biologischer Modifikationen der abiotischen Umwelt bis hin zu Eigenschaften der Biosphäre durch entwicklungsfähige Organismengemeinschaften in die Technologieentwicklung dar. Er bietet deutlich erweiterte Möglichkeiten und wird daher Gegenstand weiterführender Forschungsprojekte sein.

Literatur:

Siewert, C. (1994): Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung. Teil 1: Theoretisches Konzept zur Ableitung ökosystemarer Humusfunktionen. Archiv für Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde, 38, 127-147

Siewert, C.: (1998): Verfahren zur Bestimmung der qualitativen Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz von Mineralböden. Patentschrift G 01 N 196 38 731 zur thermogravimetrischen Bodenanalyse, Anmeldung vom 19.9.96

Röntgenmikroskopie von Huminkolloiden

von

THIEME, J., NIEMEYER, J.

Einleitung

Fast alle Reaktionen von und an den Humuskolloiden der Böden laufen in wässriger Phase ab. Zur Erfassung des Einflusses der räumlichen Struktur der Kolloide auf diese Umsetzungen sollte die Darstellung dieser Partikel am besten direkt im Wasser und unter Umgehung von Anfärbe- und sonstigen Präparationsprozeduren geschehen.

Die Röntgenmikroskopie ist eine mikroskopische Technik, die weitgehend diese Forderungen erfüllt. Der Grund hierfür ist, daß Wasser kurz oberhalb der K-Absorptionskante des Sauerstoffs ($\lambda = 2,35\text{nm}$) für Röntgenlicht durchlässig ist. Andere Elemente wie Silizium, Aluminium, Eisen und Kohlenstoff absorbieren Röntgenlicht dieser Wellenlänge. Aus diesem Grunde sind Anfärbungen nicht erforderlich (1). Abbildung 1 verdeutlicht diesen Sachverhalt. Derzeit sind mit dem Röntgenmikroskop Strukturen ab einer Größe von 20 – 30 nm darstellbar.

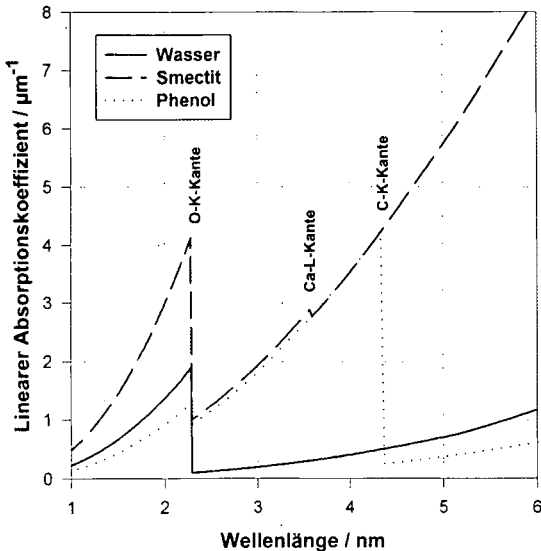


Abbildung 1: Linearer Absorptionskoeffizient μ_1 von Bodenbestandteilen

Da die Dicke der mit dem hier eingesetzten Mikroskop durchstrahlbaren Wasserschicht einige $10\mu\text{m}$ beträgt, müssen aus der zu untersuchenden wässrigen Probe größere Teilchen entfernt werden. Dieses geschieht am besten durch Sedimentation. Anschließend kann die Probe direkt im Röntgenmikroskop untersucht werden. Die zur Gewinnung der Aufnahmen erforderliche Belichtungszeit liegt im Millisekundenbereich. Die Aufnahmen werden mit Hilfe einer röntgenempfindlichen CCD-Kamera gewonnen und sind somit bildanalytischen Verfahren direkt zugänglich.

Das Ziel dieses Beitrages ist es, die Leistungsfähigkeit der Röntgenmikroskopie bei der Untersuchung von Huminkolloiden aus Böden zu untersuchen. Aus Platzgründen und drucktechnischen Gegebenheiten wird auf die Reproduktion der Aufnahmen in diesem Beitrag verzichtet. Sie sind über die Homepage der Abteilung Bodenkunde der Universität Trier sowie über die Homepage der Forschungseinrichtung Röntgenphysik der Universität Göttingen zugänglich. Die Aufnahmen liegen im tif-Format vor und können mit jedem Browser dargestellt werden. Die Nummerierung der Bilder in diesem Beitrag ist mit der Nummerierung der Bilder auf den Homepages identisch.

Ergebnisse und Diskussion

In der ersten Bildsequenz werden röntgenmikroskopische Aufnahmen von anorganischen Bodenkolloiden dargestellt.

In **Bild 1** sind größere Aggregate in einer **Dispersion von Montmorillonit** in Wasser zu sehen. Innerhalb dieser Aggregate ist aufgrund des geringen Kontrastes das Porensystem deutlich sichtbar. Die Dicke der abgebildeten „Elementarpartikel“ (Tactoide) beträgt ca. 30 nm, so daß einzelne Elementarschichten nicht erkennbar sein können.

Bild 2 zeigt ein bildfüllendes Aggregat aus der Kolloidfraktion des Ah-Horizonts einer **Schwarzerde**. Bei den nadelförmigen Strukturen handelt es sich um Tonpartikel, die mit ihrer Hauptspaltungsebene parallel zur optischen Achse des Mikroskops angeordnet sind. Aus der so resultierenden hohen Schichtdicke folgt die intensive Schwärzung dieser Struktur. Diese Tonmineralpartikel sind in Kante-Kante-Anordnung abgebildet. Neben den größeren Partikeln sind kleinere Strukturen eingebaut, wobei ein durchgehendes Porensystem zu erkennen ist.

Ein isoliertes Aggregat ebenfalls aus dem **Ah-Horizont dieser Schwarzerde** zeigt **Bild 3**. Auffällig ist das, das ganze Aggregat durchziehende, raumfüllende Porensystem. Anhand solcher und ähnlicher Aufnahmen sollte es möglich sein, über bildanalytisch-morphometrische Verfahren die Größe und Form dieser Inneraggregat-Porensysteme direkt zu vermessen.

Neben der Darstellung von bereits vorhandenen kolloidalen Partikeln vermag die Röntgenmikroskopie auch Kolloide „in statu nascendi“ abzubilden. In **Bild 4** ist eine eichenblattförmige Struktur aus einem sich in Kontraktion befindenden Gel zu sehen. Diese Probe entstammt einem anaeroben Grundwasser, in dem bedingt durch Sauerstoffzutritt der Fe^{2+} - Fe^{3+} -Übergang gefolgt von einer Ausfällung eines **Fe^{3+} -Aquoxid-Gels** stattfindet.

Den Einfluß unterschiedlicher Ionenstärken auf die **Aggregation von Hämatitpartikeln** ist in der Sequenz in **Bild 5** dargestellt. Das linke Teilbild zeigt vollkommen dispergierte Teilchen synthetischen Hämatits mit einer Größe von ca. 70 nm. Die Zugabe geringer (mittleres Teilbild) bzw. hoher (rechtes Teilbild) Mengen von Natriumsulfat als koagulierendem Agens führt zur Bildung kleiner (mittleres Teilbild) bzw. großer (rechtes Teilbild) Partikelagglomerate, die sich hinsichtlich ihrer fraktalen Dimension stark unterscheiden. Dieser morphometrische Parameter wurde, nach Bildbearbeitung direkt aus den röntgenmikroskopischen Aufnahmen gewonnen. (2)

In der zweiten Bildfolge werden rein organische Systeme dargestellt.

Es ist bekannt, daß durch Zugabe von Kationen Huminstoffdispersionen zur Koagulation gebracht werden können. Globuläre Strukturen (**Bild 6**) wurden im Röntgenmikroskop durch Zusatz eines **kationischen Tensids (CTB)** zu **Huminstoffdispersionen** beobachtet. Einige dieser Strukturen sind von einer ca. 100 nm entfernten zusätzlichen Membran umgeben. Es ist möglich, daß durch den Zusatz dieses Tensids globuläre, mycelartige Strukturen, die als mögliche Huminstoffstrukturen in Diskussion sind, stabilisiert werden.

Analoge Befunde liefert die Auswertung von röntgenmikroskopischen Aufnahmen in **Bild 7**, anhand derer die Addition eines anderen kationischen Tensids (DTB) zu Huminstoffdispersionen untersucht wurde. Neben den relativ monodispersen Kügelchen finden sich auch **Agglomerate mehrerer** dieser **Primärpartikel**, die in ihrem Inneren eine geringere Absorption der elektromagnetischen Strahlung aufweisen, als im äußeren Bereich. Es kann daher vermutet werden, daß dieses Tensid die Bildung von **Hohlkugeln** hervorgerufen hat. Diese Mikrokapseln sind für Huminstoffsysteme bislang noch nicht beschrieben worden, es erscheint aber möglich, daß solche **vesikelartigen** Strukturen als Modelle der Einkapselung von Schadstoffen in geflockte Huminstoffe einsetzbar sind.

In der Aufnahmesequenz von **Bild 8** sind die Auswirkungen von gesteigerten Tensidkonzentrationen auf die Morphologie der sich bildenden Strukturen dargestellt. Die Addition **geringer Tensidmengen** (linkes Teilbild) führt zur Bildung von kugelförmigen Partikeln mit einer annähernd **monodispersen Radienverteilung**. Die Addition **zusätzlicher Tensidmengen** (mittleres Teilbild) resultiert in der Bildung **größerer globulärer Teilchen** mit einer breiteren Radienverteilung. Zusätzlich sind Assoziate aus mehreren Partikeln abgebildet. **Sehr große Tensidmengen** (rechtes Teilbild) verhindern die Ausbildung diskreter Strukturen. Dieses wird möglicherweise hervorgerufen durch Umladungseffekte, die, gefolgt von einer elektrostatischen Repulsion, zur Ausbildung einer **fein dispers verteilten**, das Bildfeld überschreitenden **Struktur** führen.

Die dritte Bildsequenz zeigt organisch-anorganische Mischsysteme.

Bild 9 zeigt zwei röntgenmikroskopische Aufnahmen von Assoziaten **schleierförmig-lakunaren organischen Materials** und einer **mineralischen Komponente**. Die Unterscheidung anorganisch-organisch geschieht ausschließlich aufgrund der geringeren Absorbanz des organischen Teils.

Die Wechselwirkung von **intakten Mikroorganismen** in kettenförmiger Anordnung mit einem **aufgeweiteten größeren Nontronitstapel** wird in **Bild 10** gezeigt. Dieses Bild ermöglicht besonders gut den direkten Größenvergleich zwischen Mikroorganismen und den aufgeweiteten Randbereichen dieses Tonmineralpartikels. Auch in diesem Bild bestehen die kleinsten dargestellten, strichförmigen Strukturen des Tonmineralteilchens aus ca. 20 – 30 Elementarschichten.

Strukturbildung aus einer **organischen, fibrilären Komponente**, möglicherweise Kohlenhydratfasern (Cellulose?) und **kompakten Mineralpartikeln** (möglicherweise Eisenaquoxide) sind in **Bild 11** abgebildet. Diese Struktur wurde in einem Grundwasser gefunden, daß mit Luftsauerstoff aufgesättigt wurde. Die entstandenen Strukturen sind in dem hier untersuchten Größenbereich ebenfalls nicht kompakt, sondern weisen ein durchgängiges Porensystem auf, was zu einer **guten Zugänglichkeit der inneren Oberfläche** dieses organo-mineralischen Komplexes führt.

Die **teilchenvernetzende Wirkung von Huminstoffen** ist seit langem bekannt. Eine solche Vernetzung von verschiedenen mineralischen Partikeln durch nachträglich zugesetzte Huminstofflösungen ist auch röntgenmikroskopisch direkt darstellbar, wie in **Bild 12** zu sehen. Es handelt sich hierbei um die Kolloidfraktion aus dem Ah-Horizont der bereits erwähnten Schwarzerde. Diese

Fraktion wurde mit Huminstoffen versetzt und im Röntgenmikroskop untersucht. Das **granuläre Material** zwischen den deutlich erkennbaren größeren mineralischen Partikeln ist der Huminstoff.

Die **Adsorption von kleinen Aggregaten** aus Tonteilchen an die extrazelluläre Polysaccharidmatrix, dem sogenannten Mucigel, von **Mikroorganismen** ist in **Bild 13** dargestellt. Die Mikroorganismen benutzen diese Form der Immobilisierung der mineralischen Komponenten um aus diesen anorganische Nährstoffe (Ca^{2+}) freizusetzen.

Analog zu den Mechanismen der Mikroorganismen haben **Pilze** die Fähigkeit, Nahrungsträger zu fixieren, um an die von diesen getragenen Nährstoffe zu gelangen. Die in **Bild 14** gezeigten Ausschnitte von **Filamenten** sind umgeben von attachierten, mineralischen Mikropartikeln oder kleineren, wenig kompakten Aggregaten. Es kann vermutet werden, daß auch hier chemische Mechanismen existieren, die die ursprünglich kompakten Aggregate lockern, so daß eine **erhöhte Bioverfügbarkeit der Nährstoffe** gegeben ist.

Im letzten **Bild (Nr. 15)** wird eine Aufnahme in **Amplituden- bzw. Phasenkontrast** eines mit Tensidlösung versetzten Huminstoffgels gezeigt. Der Vergleich von Amplitudenkontrast- (linkes Teilbild) mit Phasenkontrastmodus ergibt, daß durch den Phasenkontrast besonders kleinere Partikel mit Ausmaßen um 10^{-8}m deutlicher erkennbar sind. Diese Feststellung entspricht der bekannten Situation in der Mikroskopie mit sichtbarem Licht.

Literatur

- (1) Thieme et al. (Eds.) (1998): X-Ray Microscopy and Spectromicroscopy. - Berlin, Heidelberg
- (2) Thieme, J. u. Niemeyer, J. (1996): Fractal characterization of hematite aggregates by X-ray microscopy. - Geol. Rundschau 85, S. 852 - 856

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE

Tagung zum Thema:

„Nutzung der Bodenschätzung zur Bewertung von Bodenfunktionen und für Bodenschutzplanungen“

der AG Bodenschätzung und Bodenbewertung

30.September und 1.Oktober 1998

FRANKFURT/Main

Band 88

1998

Aufgaben des Bundesfinanzministeriums bei der Bodenschätzung

von

ENGEL, E.

Historie

Unter Mitarbeit der Herren Rothkegel und Herzog sind die Grundlagen für die heutige Bodenschätzung bereits in den zwanziger und dreißiger Jahren dieses Jahrhunderts gelegt worden. Die bis heute weitgehend unveränderte gesetzliche Grundlage ist das Bodenschätzungsgesetz vom 16. Oktober 1934. Bereits im gleichen Jahr wurde aus 12 Persönlichkeiten der landwirtschaftlichen Wissenschaft und Praxis ein Schätzungsbeirat gebildet, der unter Leitung des Reichsfinanzministeriums bis 1939 ca. 7000 Musterstücke der Bodenschätzung anlegte. Für die Musterstücke wurden bodenkundliche und bodenphysikalische Analysen gefertigt. Die Musterstücke wurden durch das Reichsfinanzministerium rechtswirksam bekanntgegeben und dienten als maßgebliche Schätzungsbeispiele. Die weitere Bodenschätzung wurde durch das Reichsfinanzministerium unmittelbar geleitet. Insofern bestand ein erheblicher Unterschied zu den heutigen Verhältnissen.

Konkrete Aufgaben

In der Bundesrepublik Deutschland ist die Verwaltungshoheit bei den meisten Steuern gemäß Artikel 108 Abs. 2 Grundgesetz den Ländern zugeordnet. Ebenso wie z. B. das Bewertungsgesetz oder das Einkommensteuergesetz ist das Bodenschätzungsgesetz ein Steuergesetz. Auch für dieses Gesetz gilt die Verwaltungshoheit der Länder. Daraus folgt, die eigentliche Durchführung der Bodenschätzung liegt bei den Ländern. Es gibt auch keine irgendwie geartete Leitung durch das Bundesfinanzministerium.

Die Gesetzgebungskompetenz liegt beim Bundestag. Der wiederum nur mit Zustimmung des Bundesrates das Bodenschätzungsgesetz ändern könnte. Diese Zustimmungspflicht ist ebenfalls verfassungsmäßig verankert. Gleiches gilt für den Erlaß von Rechtsverordnungen durch die Bundesregierung bzw. den Bundesminister der Finanzen.

Damit sind wir bei der Hauptaufgabe, die das Bundesfinanzministerium unverändert bis heute wahrnimmt, nämlich dem Erlaß von Rechtsverordnungen zur Durchführung des § 4 Abs. 2 Bodenschätzungsgesetz auf der Grundlage von § 16 Bodenschätzungsgesetz. Inhalt dieser Rechtsverordnungen sind die Musterstücke der Bodenschätzung. Zur Vorbereitung der jeweiligen Rechtsverordnung wird wiederum, wie schon in den 30`er Jahren der Schätzungsbeirat (§ 5 Bodenschätzungsgesetz) tätig. Er legt neue Musterstücke an, ändert oder löscht ggf. bestehende, wenn die ursprünglichen Schätzungsmerkmale für das einzelne Musterstücke nicht mehr zu treffen. Die Leitung des Schätzungsbeirats liegt beim Bundesfinanzministerium (§§ 64 und 66 Bewertungsgesetz). Über die Schätzung der Musterstücke und die anschließende Bekanntgabe in Rechtsverordnungen nimmt das Bundesfinanzministerium Einfluß auf die Einheitlichkeit der Bodenschätzung in Deutschland. Bisher sind 4 Rechtsverordnungen durch den Bundesminister der Finanzen mit Zustimmung des Bundesrates bekannt gegeben worden.

Die 5. Rechtsverordnung befindet sich z. Zt. in Vorbereitung. Diese Vorbereitung sieht wie folgt aus:

1. Bei zahlreichen Reisen des Schätzungsbeirats (insbesondere in die neuen Länder) wurden in den letzten Jahren mehrere hundert Musterstücke neu angelegt. Die neuen Musterstücke wurden dabei von den jeweilig zuständigen Oberfinanzdirektionen vorgeschlagen. Der Vorschlag umfaßt auch eine bodenkundliche, chemische und physikalische Analyse der ausgewählten Bodenflächen.
2. Bereits bestehende Musterstücke, die z. B. durch Überbauung oder anderweitige Veränderungen unbrauchbar geworden sind, werden von den Oberfinanzdirektionen dem Bundesfinanzministerium gemeldet.
3. Die Meldungen werden anschließend durch das Bundesfinanzministerium zusammen mit dem Schätzungsbeirat ausgewertet. Danach wird entschieden welche Musterstücke in die nächste Rechtsverordnung aufgenommen werden sollen.
4. Mit Hilfe des PC - Programms ~~MUSTER~~, das alle Daten der Musterstücke enthält, werden Tabellen erzeugt, die den wesentlichen Inhalt der neuen

Rechtsverordnung bilden (Beispiel: s. Anhang).

5. Danach wird die nächste Rechtsverordnung (vermutlich zum 1. Januar 2000) im Bundessteuerblatt und Bundesgesetzblatt veröffentlicht.

Neben dieser Hauptaufgabe nimmt das Bundesfinanzministerium noch einige andere Aufgaben wahr, die jedoch nicht von der gleichen Bedeutung sind. Dazu gehören:

1. Die Beratung der Bundesregierung bzw. des Parlaments bei der Gesetzgebung.
2. Die Berufung und Abberufung von Mitglieder des Schätzungsbeirats auf Vorschlag der Länder im Einvernehmen mit dem Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
3. Klärung von Zweifelsfragen zur Bodenschätzung in Abstimmung mit den Ländern (Einheitlichkeit der Schätzung, z. B. Einführung einer EDV-gerechten Schreibweise in den Schätzungsbüchern).

In diesem Zusammenhang muß auf die gute Zusammenarbeit zwischen den Oberfinanzdirektionen und der Fachebene im Bundesfinanzministerium hingewiesen werden. Ohne die fachlich hervorragende Unterstützung, die das Bundesfinanzministerium durch die Kollegen in den Ländern erfährt, hätte die Bodenschätzung sicher nicht die allgemeine Anerkennung, die sie bis heute genießt.

noch: OFD Hannover, STA Hannover

Musterstück-Nr.	Finanzamt/ Gemarkung	Flur-Nr.	Flurstücks-Nr.	Klasse	Wertzahlen
1	2	3	4	5	6
	noch: Helmstedt				
2328.09	Schöningen	27	25/10	T 5 Vg	40/40
2328.10	Twieflingen	3	15/21	L 3 Lö	80/83
2328.11	Volkmarsdorf	1	117/2	T 6 D	38/38
2328.12	Watenstedt	3	9/2	LT 4 V	52/49
2328.13	Rottorf	2	16/19	SL 4 DV	50/50
2328.14	Rottorf	1	577/176	LT 5 V	43/40
2328.15	Söllingen	11	21	LMo Al	67/64
2328.51	Rottorf	1	68/1	L II a 3	50/50
2328.52	Jerxheim	16	37	MoL a 2	62/62
	Herzberg am Harz				
2329.01	Gittelde	2	619	L 4 V	56/49
2329.02	Hattorf	20	64, 66/1	IS 4 Dg	34/34
2329.06	Walkenried	10	20	sL 5 V	48/43
2329.07	Walkenried	4	19	L 4 Lö	65/60
2329.08	Wulften	5	265/94	L 4 V	56/49
2329.52	Gittelde	8	634	L III b 3	41/36
	Hildesheim				
2330.01	Ahrbergen	4	55	L 2 Lö	88/92
2330.02	Bavenstedt	2	29	L 1 Lö	96/100
2330.03	Burgstemmen	9	274/1	L 3 Lö	82/85
2330.04	Dinklar	3	330/1	L 2 Lö	88/92
2330.05	Hönnersum	2	17/1	L 1 Lö	100/104
2330.06	Jerze	2	26/1	LT 4 Vg	48/47
2330.07	Kö. Escherde	6	53	sL 4 LöV	56/57
2330.08	Nettlingen	3	32	L 3 Lö	75/78
2330.09	Söhle	8	77/8	L 4 V	62/63
2330.10	Wendhausen	3	122	L 5 Vg	46/47
2330.11 (2342.04)	Schliekum	1	113	L 2 Lö	84/87
2330.51	Bockenem	11	216/2	L I a 2	72/72
	Holzminden				
2331.01	Ammensen	2	58/1	T 3 V	58/55
2331.02	Bevern	10	44	L 2 Al	86/89
2331.03	Braak	3	76/1	sL 4 V	51/47

Stand der Digitalisierung der Bodenschätzungsergebnisse in Deutschland

von

KÜHNER, Chr.

Einleitung

Mit der Bodenschätzung wurde in Deutschland eine Fläche von insgesamt 17 Mio. ha nach einheitlicher Methodik - bei unveränderter Anwendung der Vorschriften zur Durchführung der Bodenschätzung von 1934 bis heute - kartiert. Gemessen an der Informationsdichte und dem Grad der Flächendeckung stellt damit das Datenmaterial der Bodenschätzung eine für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland einmalige bodenkundliche Wissensbasis dar. In der Vergangenheit diente das Datenmaterial in erster Linie der Bewertung der Ertragsfähigkeit von Böden, insbesondere für steuerliche Zwecke. Da die Bodenschätzung jedoch sowohl Punkt- als auch Flächendaten umfaßt, die in den verschiedensten Anwendungsgebieten wertvolle Informationen liefern können, wurden und wird u.a. auch aufgrund der rasanten Entwicklung der Automation immer wieder von verschiedenen Nutzern (Universitäten, Fachverwaltungen, Ingenieurbüros etc.) der Bedarf an einer EDV-gerechten Bereitstellung der Bodenschätzungsdaten an die Finanzverwaltung herangetragen.

Nach den Beschlüssen der Umweltministerkonferenz (UMK) vom 5. Mai 1993, der Finanzministerkonferenz (FMK) vom 14. April 1994 und der Innenministerkonferenz (IMK) vom 8. Juli 1994 sollen die Punkt- und Flächendaten der Bodenschätzung digitalisiert werden. Die Zielsetzung ist die Nutzung der Bodenschätzungsergebnisse zum Aufbau eines bundesweiten Bodeninformationssystems. Derzeit bestehen eine Reihe von Bestrebungen, dies umzusetzen.

Der Stand der Digitalisierung der Ergebnisse der Bodenschätzung ist in den einzelnen Bundesländern recht unterschiedlich. Am weitesten fortgeschritten sind die Bemühungen in Niedersachsen, wo bereits in den achtziger Jahren in Zusammenarbeit zwischen der Oberfinanzdirektion Hannover und dem Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung entsprechend Schritte unternommen worden sind. Derzeit bestehen auch in anderen Bundesländern Bestrebungen die Daten der Bodenschätzung automationsgerecht zu erfassen. So schafft zur Zeit etwa das Hessische Landesvermessungsamt die Voraussetzungen die Bodenschätzung in die Automatisierte Liegenschaftskarte (ALK) zu übernehmen. In Thüringen setzt die Finanzverwaltung bereits GPS (Global Position System) bei der Erfassung der Daten im Gelände ein.

ProgrammMUSTER

Zur Sicherung der Gleichmäßigkeit der Bodenschätzung im gesamten Bundesgebiet werden durch einen eigens hierfür einberufenen Schätzungsbeirat (§ 5 Bodenschätzungsgesetz (BodSchätzG)) ausgewählte Bodenflächen als Musterstücke geschätzt, die durch Rechtsverordnung Rechtskraft erlangen. Der Bestand an rechtsgültigen Musterstücken umfaßt derzeit nach der vierten Rechtsverordnung ca. 4.400 Musterstücke

Das Bundesfinanzministerium verfügt über ein EDV-Programm, das sogenannte Programm MUSTER, das zur Verwaltung, Darstellung und Auswertung dieser Musterstücke in Deutschland dient. Die derzeitige Programmversion MUSTER 5.12 enthält alle Musterstücke nach der 3. Rechtsverordnung, d.h. noch keine Musterstücke der neuen Bundesländer, die erst mit der 4. Rechtsverordnung Rechtskraft erlangt haben. Eine Up-Date Version wird z.Z. im Bundesfinanzministerium erstellt.

In dem EDV-Programm stehen Funktionen zur Anzeige der Musterstücke auf dem Bildschirm und zur Ausgabe auf einem Drucker zur Verfügung. Darüber hinaus können für den gesamten Datenbereich sowie für ausgewählte Teilbereiche statistische Auswertungen nach den verschiedensten Kriterien vorgenommen werden. Der Leistungsumfang wird nachfolgend beispielhaft an dem Menüpunkt „Abfrage“ erläutert.

Im Menü Abfrage befinden sich vier Menüpunkte (Verwaltung und Gebiet, Klassendaten, Klimadaten, Profil und Analyse), die Datenbankabfragen nach verschiedenen Kriterien zulassen:

- a) Die Abfrage nach Verwaltung und Gebiet dient zur geographischen Selektion von Musterstücken (z.B. Oberfinanzbezirk, Finanzamtsbezirk)
- b) Die Abfrage nach Klassendaten bietet die Möglichkeit alle Klassendaten der Musterstücke abzurufen.
- c) Die Abfrage nach Klimadaten dient zur Selektion nach den folgenden Kriterien:
 - Höhenlage
 - Mittlere Jahreswärme
 - Jahresniederschlag
 - Klimaabrechnung bzw. -zurechnung
- d) In der Abfrage nach Profilbeschrieb/-analyse können die Daten von Bodenart, Humus, Kalk, Färbung, Eisen, Feuchte und Sonstiges abgefragt werden.

Das Ergebnis einer Abfrage kann als Tabelle in einer Ergebnisliste abgelegt werden.

Darüber hinaus bietet das Programm weitere Möglichkeiten wie z.B. das Mischen, den Export und die statistische Auswertung von Ergebnislisten, oder die Eingabe und Änderung von Musterstücken. Eine ausführliche Darstellung würde allerdings den Rahmen dieses Beitrags überschreiten.

Aktuelle Entwicklungen

Die Finanzverwaltung hat sich bereit erklärt, im Rahmen der laufenden Nachschätzungsarbeiten (§ 12 BodSchätzG) die Punktdaten, die im Feldschätzungsbuch geführt werden, entweder unmittelbar im Gelände in elektronische Erfassungsgeräte einzugeben, oder aber im Innendienst

am stationären PC in entsprechende Datenbanken abzulegen. Unter der Federführung der Oberfinanzdirektion Chemnitz (Sachsen) wurde bereits eine entsprechende Software mit dem Namen BWBO (Bewertung Bodenschätzung) entwickelt. Wesentliche Vorarbeiten dazu wurden seitens der Oberfinanzdirektion Freiburg i.Br. geleistet. Praktiziert wird dieses Verfahren bereits in Sachsen, Thüringen und Hamburg. Ein vergleichbares PC-Programm wird in Niedersachsen eingesetzt.

Der Nachweis der Bodenschätzungsergebnisse erfolgt gemäß § 11 BodSchätzG bei der Vermessungs- und Katasterverwaltung (VuKV). Die Katasterverwaltung stellt derzeit mehr oder weniger in allen Bundesländern ihre analogen Daten in Karten- und Buchwerk auf digitale Daten um. Sie unternimmt Anstrengungen, die in der Feldschätzungskarte bzw. der Schätzungsurkarte geführten Flächendaten umzusetzen. Beide Datenbestände (Punkt- und Flächendaten) müssen miteinander verschnitten werden können und zwar dergestalt, daß die Systematik der Bodenschätzung gewahrt bleibt und eine reibungslose Datenpflege (Weiterführung der Datenbestände im Buch- und Kartenwerk) gewährleistet ist. Außerdem muß sichergestellt sein, daß die digitalen Daten auch den potentiellen Nutzern zur Verfügung stehen.

Zukunftsaussichten

Eine rasche Umsetzung der Beschlüsse der Ministerkonferenzen des Inneren, der Umwelt und der Finanzen hinsichtlich der Digitalisierung der Bodenschätzung ist in jedem Fall notwendig. Die Finanzverwaltung hat in diesem Zusammenhang zugesagt, ein automatisiertes Feldschätzungsbuch im Rahmen der laufenden Bodenschätzungsarbeiten einzuführen. Dazu ist ein geeignetes Datenbanksystem mit entsprechender Eingabemaske notwendig. Das derzeit auf dem Betriebssystem MS DOS basierende Programm BWBO wird den Anforderungen der modernen Hardware nicht mehr gerecht. Hier ist es dringend erforderlich, ein neu konzipiertes Programm unter WINDOWS zu entwickeln. Ein entsprechender Programmierauftrag wird vergeben. Mit einer ersten Testversion ist in der ersten Jahreshälfte 1999 zu rechnen.

Die internen Bemühungen der Finanzverwaltung, auch hinsichtlich der Digitalisierung der Bodenschätzungsergebnisse, können wirkungsvoll unterstützt werden, wenn die Erhaltung und die Fortführung der Bodenschätzungsergebnisse weiterhin von den Anwendern außerhalb der Finanzverwaltung, insbesondere von den geologischen Landesämtern, der Wissenschaft, den Umweltbehörden und den Innenverwaltungen, gefordert wird.

Die Bodenschätzung in Österreich

von

WAGNER, J.

Seit dem Jahre 1947 wird in Österreich insbesondere zur Schaffung steuerlicher Bewertungsgrundlagen eine auf die natürlichen Ertragsmöglichkeiten aufgebaute Schätzung der landwirtschaftlich genutzten Bodenflächen von der Finanzverwaltung des Bundes in Zusammenarbeit mit den Vermessungsbehörden (Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen und Vermessungsämter) durchgeführt. Die Erstschätzung erfolgte im wesentlichen auf Grundlage des deutschen Bodenschätzungsgesetzes 1934, das 1945 in den österreichischen Rechtsbestand übergeleitet wurde.

Im Jahre 1973 konnte die Erstschätzung im Bundesgebiet zum Abschluß gebracht werden. Es wurden ca. 3,0 Mill. ha landwirtschaftlicher Nutzfläche einer Bodenschätzung unterzogen. Bei dieser Schätzung wurde der Boden auf seine Beschaffenheitsuntersucht und gleichzeitig seine natürliche Ertragsfähigkeit ermittelt. Die Ergebnisse dieser Einschätzung wurden in den Schätzungsbüchern festgehalten und in den Schätzungskarten dargestellt. Mit der Feststellung zeitgemäßer Werte hinsichtlich der Ertragsfähigkeit wurden die durch den Zeitablauf überholten und bereits aufgehobenen Katastralreinerträge ersetzt.

Im Jahre 1970 wurde die Bodenschätzung in Österreich durch das österreichische **Bodenschätzungsgesetz 1970** auf eine neue Rechtsgrundlage gestellt.

Dieses Gesetz regelt insbesondere die laufende Fortführung der Schätzungsergebnisse und ihre Übernahme in den Kataster.

Die nunmehrige Hauptaufgabe der Bodenschätzung in Österreich liegt in der Evidenthaltung der bereits vorliegenden Schätzungsergebnisse.

Gemäß § 2 (Überprüfungsschätzung) und 3 § BoSchätzG (Nachschätzung) ist in Zusammenarbeit mit der Vermessungsbehörde die lt. § 1 BoSchätzG zu schätzende landwirtschaftlich nutzbare Fläche des Schätzungsoperates dem Stand in der Natur anzupassen, sowie die Wertzahlen solcher Flächen erforderlichenfalls neu festzustellen.

Gemäß § 2 Bodenschätzungsgesetz sind in Zeitabschnitten von 20 Jahren die rechtsverbindlichen Musterstücke der Bodenschätzung zu überprüfen. Die Überprüfung hat sich darauf zu erstrecken, ob und im welchem Umfang sich das Ertragsverhältnis der Bodenflächen innerhalb des Bundesgebietes zueinander verschoben hat. Auf Basis dieser überprüften, rechtsverbindlich kundgemachten Musterstücke sind die Ergebnisse der Bodenschätzung in den einzelnen Katastralgemeinden (=Gemarkungen) ebenfalls einer Überprüfung zu unterziehen. Sofern wesentliche und nachhaltige Änderungen in der Ertragsfähigkeit eingetreten sind, müssen die Bodenschätzungsergebnisse dementsprechend abgeändert werden.

So wurden auf Grundlage der ab 1974 rechtsverbindlich kundgemachten Musterstücke der Bodenschätzung im Zeitraum von 1975 bis 1997 im Rahmen der ersten Überprüfungsperiode mehr als 50 % der Erstschätzungsfläche einer Überprüfungs-schätzung unterzogen.

In den Jahren 1994 bis 1997 wurden gem. § 2 Abs. 1 BoSchätzG die Bundesmusterstücke auf Basis der Klimaperiode 1961 bis 1990 überprüft und rechtsverbindlich im Amtsblatt zur Wiener Zeitung kundgemacht. Sie bilden nunmehr die Rechtsgrundlage für die 2. Überprüfungsperiode.

Wie oben dargestellt, basiert die Bodenschätzung in Österreich wohl auf dem deutschen System, dieses wurde jedoch auf österreichische Verhältnisse angepaßt.

Als wesentlicher Unterschied ist jedoch hervorzuheben, daß die Überprüfung der Musterstücke sowie der Bodenschätzungsergebnisse in regelmäßigen Abständen zu erfolgen hat, wodurch erforderliche Änderungen möglich sind.

Klimarahmen

Für die Bodenschätzung gilt, wie auch für alle anderen anwendungsorientierten Klimaklassifikationen, daß ein Ordnungssystem die wesentlichen Klimaunterscheidungen treffen kann. Dennoch ist zum Zweck der besseren Überschaubarkeit die Anzahl der Klimatypen auf ein vertretbares Ausmaß zu reduzieren. Besonderes Augenmerk wird in jeder agrarmeteorologischen Betrachtungsweise dabei auf den Wärme- und Wasserhaushalt gelegt.

Für die Festlegung der thermischen Bedingungen dienen in der österreichischen Bodenschätzung 5 Klimastufen mit jeweils 3 Substufen. Diese sind durch die Jahrestemperatur, die 14 Uhr-Temperatur der Vegetationszeit und die Wärmesumme festgelegt (Tab.). Diese 3 Parameter ermöglichen eine adäquate Zuordnung unter unterschiedlichen Klimaeinflüssen, wie sie zwischen ozeanischem und kontinentalem Klima sowie zwischen Tiefland- und Hochgebirgsklima gegeben ist.

Für die Beschreibung der klimatischen Wasserbilanz werden Näherungsverfahren herangezogen, die einerseits auf der Niederschlagsmenge, andererseits auf der Verdunstungshöhe beruhen. Damit besteht die Möglichkeit den Grad der Humidität bzw. Aridität festzulegen und je nach Grünland oder Ackerland die Gunst oder Ungunst durch Zu- oder Abschläge zu korrigieren.

Die Daten des Regionalklimas für die 2. Überprüfungsperiode basieren auf den Grundlagen der amtlichen Klimameßstellen aus dem Zeitraum von 1961 bis 1990, die mittels Fehlerprüfverfahren und Interpolationen zu möglichst homogenen und vollständigen Reihen aufbereitet werden konnten. Diese Datensätze stellen die Eingangsgrößen dar, die mit Hilfe eines digitalen Höhenmodells (500 m x 500 m Raster) verarbeitet wurden und eine mesoskalige Differenzierung erlauben. Über die Verschneidung mit Gemeindegrenzen ergeben sich daraus ortsspezifische Datensätze, die die Klimagrundlage für die Bodenschätzung darstellen.

Tabelle

Die Zuordnung der 5 Klimastufen mit den jeweiligen Subtypen (1= gut, 2= mittel, 3= schlecht) erfolgt nach folgenden Kriterien:

Klimastufe	14-Uhr-Temperatur	Jahresmitteltemp.	Wärmesumme
a1 *)	>= 20,6	>= 8,5	>= 3600
a2	20,5 - 19,1	>= 8,0	3200 - 3599
a3	20,5 - 19,1	<= 7,9	3050 - 3199
	19,0 - 18,6	>= 8,0	

*) Für die Klimastufe a1 ist ein K-Wert zwischen 60 und 80 erforderlich.

b1	19,0 - 18,6	<= 7,9	2900 - 3049
	18,5 - 17,6	>= 8,0	
b2	18,5 - 17,6	7,9 - 7,0	2750 - 2899
	b3	18,5 - 17,6	
		17,5 - 17,1	>= 7,0
c1	17,5 - 17,1	<= 6,9	2450 - 2599
	17,0 - 16,0	>= 7,0	
c2	17,0 - 16,0	6,9 - 5,6	2300 - 2449
	c3	17,0 - 16,0	
		15,9 - 15,5	>= 5,6
d1	15,9 - 15,5	<= 5,5	1900 - 2149
	15,4 - 13,0	>= 5,6	
d2	15,4 - 13,0	5,5 - 3,5	1650 - 1899
	d3	15,4 - 13,0	
		12,9 - 12,1	>= 3,5
e1	12,9 - 12,1	<= 3,4	1100 - 1399
	<= 12,0	>= 3,4	
e2	12,0 - 10,0	3,4 - 2,0	850 - 1099
e3	<= 9,9	<= 1,9	< 850

Weitere klimatische Differenzierungen finden über das Lokalklima Berücksichtigung. Dazu gehören u.a. Exposition, Bergschatten, Frostgefährdung, erschwerte Heutrocknung, vermehrte Nebelhäufigkeit, Windeinflüsse, lange Schneedeckendauer.

Schätzungsrahmen und Überprüfungsschätzung

Die österreichischen Schätzungsrahmen entsprechen noch weitgehend den deutschen Rahmen. Sie wurden jedoch unter Berücksichtigung der Einwertungsergebnisse der Bundesmusterstücke weiterentwickelt und entsprechend modifiziert; insbesondere wurde der Grünlandschätzungsrahmen im Hinblick auf die Zustandsstufen (4 Zustandsstufen) und die Wertzahlen abgeändert. Der Ackerschätzungsrahmen wurde zB um die Dg und Alg -Spannen ergänzt, und es wurden auch Änderungen bei den Wertzahlenspannen vorgenommen.

Bei den Überprüfungsschätzungen wird grundsätzlich der Unterboden im Bodenbeschrieb angeführt, wenn er sich deutlich vom Oberboden unterscheidet bzw. Auswirkungen auf die wertmäßige Einstufung hat, zB sL/LT; IS/L; SL/Gz (=Gesteinszersatz); L/Me (= Mergel); L/Scho (= Schotter).

Die Berücksichtigung des Unterbodens im Bodenbeschrieb hat im Regelfall sowohl bei der Zustandsstufeneinordnung als auch bei der Wertzahlenfindung Auswirkungen.

Beispiel: SL/Scho 4 D = je nach Profilaufbau Einwertung im IS 4 D oder Sl 4 D.

Bei Vorliegen mehrerer Entstehungsarten werden diese im Klassenbeschrieb angeführt und bei der Wertzahlenermittlung entsprechend berücksichtigt: zB L \ddot{o} /V = L \ddot{o} b über Verwitterung; L \ddot{o} ,V = L \ddot{o} bmaterial mit Verwitterungsmaterial vermischt; L \ddot{o} D = degradierte (entkalkte) L \ddot{o} ße.

Bei den Bodenbeschrieben im Schätzungsbuch werden die Bodenhorizonte und der Bodentyp nach der Österreichischen Bodensystematik (Heft 13 der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, 1969) vermerkt.

Zu den Hauptaufgaben des Bodenschätzers gehört es somit, den Landschaftsraum in den Schätzungskarten und -büchern nach Boden-, Klima-, Gelände-, Wasser- und Ertragsverhältnisse abzubilden.

Die Schätzungsergebnisse liegen im jeweiligen Katastermaßstab vor; hauptsächlich ist dies der Maßstab 1 : 2000 bei Überprüfungsschätzungen sowie in vielen Fällen der alte österreichische Katastermaßstab 1 : 2880 bei Erstschätzungsergebnissen.

Alle Überprüfungsschätzungen zeigen, daß eine regelmäßige Aktualisierung der Bodenschätzungsergebnisse erforderlich ist, da die massiven Eingriffe durch kulturtechnische Maßnahmen, insbesondere in den Wasserhaushalt der Böden, der Einfluß der Mechanisierung aber auch die geänderte Bewirtschaftung und nicht zuletzt klimatische Veränderungen in den Bodenschätzungsergebnissen ihren Niederschlag finden müssen. Weiters ist das Ausmaß der landwirtschaftlichen Nutzfläche auch in Österreich infolge von Neuaufforstungen, Erweiterungen der Siedlungsräume, Ausbau von Industrieanlagen, Straßenbauten usw. dauernd rückläufig.

Ausblick

Da die Bodenschätzungsergebnisse wesentliche und sehr wertvolle "parzellenscharfe" Informationen über eine der wichtigsten Lebensgrundlagen, "den Boden", beinhalten, gewinnen diese Ergebnisse in den letzten Jahren in Österreich insbesondere für den Umweltbereich (Boden- und Wasserschutz), für die Raumplanung aber auch für Förderungszwecke immer mehr an Bedeutung.

Durch die digitale Erfassung dieser Daten, die im Rahmen des Projektes "Digitale Bodenschätzungsergebnisse" in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen bereits probeweise erfolgt, wird die umfassende Nutzung dieser wertvollen Datenbestände anwendungsorientiert möglich werden, wie dies bei den Klimadaten bereits der Fall ist.

Literatur:

1. Amtsblatt zur Wiener Zeitung vom 4. Dezember 1997: Kundmachung der Ergebnisse von Bundesmusterstücken
2. Bundesgesetz vom 9. Juli 1970 über die Schätzung des landwirtschaftlichen Kulturbodens (Bodenschätzungsgesetz), BGBl. Nr. 233/1970.
3. *Geßl A.*: Österreichische Bodenschätzung; Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Heft 32, 1986.
4. *Harlfinger O.*: Klimatologische Modellverfahren in der österreichischen Bodenschätzung; Vermessung und Geoinformation, Heft 3, 1995.
5. *Pehamberger A.*: 50 Jahre Österreichische Bodenschätzung; Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Heft 56, 1998.

Der institutionelle Aufbau der Bodenschätzung

von

KEIL, B., KREUTZ, O.

Der organisatorische Aufbau der Bodenschätzung ist in den §§ 5 - 8 des Bodenschätzungsgesetzes (BodSchätzG) vom 16. Oktober 1934 grundsätzlich festgelegt. Ergänzende Regelungen finden sich in den Durchführungsbestimmungen zum Bodenschätzungsgesetz (BodSchätzDB) vom 12. Februar 1935 und in den §§ 63 - 69 des Bewertungsgesetzes (BewG).

Bewertungsbeirat

Oberstes Gremium der Bodenschätzung ist in Wahrnehmung der Aufgaben des früheren Reichsschätzungsbeirats die Landwirtschaftliche Abteilung des Bewertungsbeirates, der auf Bundesebene beim Bundesministerium der Finanzen angesiedelt ist (Tabelle 1). Gegenwärtig liegt eine besondere Aufgabe darin, das Netz der Musterstücke für die Bodenschätzung in den neuen Bundesländern zu vervollständigen. Die Musterstücke werden zur Sicherung der Gleichmäßigkeit der Bodenschätzung angelegt und in einer Rechtsverordnung bekannt gegeben. Aus diesem Grund haben in den letzten Jahren verstärkt Bereisungen in die neuen Bundesländer stattgefunden. Auch die Bewertung von rekultivierten Böden, die von der Bodenschätzung als „Neukulturen“ angesprochen werden, stand dabei auf dem Programm.

Die Landwirtschaftliche Abteilung des Bewertungsbeirates beschäftigt sich neben der Bodenschätzung mit Fragen der Einheitsbewertung des land- und forstwirtschaftlichen Vermögens. Entscheidungen des Bewertungsbeirates werden mit Stimmenmehrheit getroffen, bei Stimmengleichheit ist die Stimme des Vorsitzenden ausschlaggebend.

Die Landwirtschaftliche Abteilung des Bewertungsbeirates hat sich z.B. in den Jahren 1988 und 1991 intensiv mit der Berücksichtigung von Änderungen des Bodenprofils infolge der Krumenvertiefungen bei der Bodenschätzung beschäftigt. In einem Schreiben vom 21. Januar 1992 informierte das Bundesfinanzministerium die Finanzbehörden der Länder über die Ergebnisse der Beratungen. Zusammenfassend wurde eine differenzierte Beurteilung der Auswirkungen veränderter Krumenmächtigkeiten in Abhängigkeit von den Standort- und Bodeneigenschaften für notwendig erachtet. Im Sinne dieses von den Ländern als Erlaß weiter gegebenen Schreibens wird derzeit bei den Nachschätzungen (§ 12 BodSchätzG) im Rahmen der laufenden Bodenschätzungsarbeiten verfahren.

* Oberfinanzdirektion Frankfurt am Main, Steuerabteilung,
Landwirtschaftliches Fachreferat, Adickesallee 32, 60322 Frankfurt am Main

**Tabelle 1: Bewertungsbeirat beim Bundesministerium der Finanzen
gem. §§ 63 - 66 BewG (früher: Reichsschätzungsbeirat nach § 5 BodSchätzG)**

- 45 Mitglieder:**
1. 1 Vertreter des Bundesministeriums der Finanzen,
 2. 1 Vertreter des Bundesministeriums für Landwirtschaft und Forsten,
 3. 10 Mitglieder für die landwirtschaftliche Abteilung,
 4. 10 Mitglieder für die forstwirtschaftliche Abteilung,
 5. 8 Mitglieder der Weinbauabteilung,
 6. 15 Mitglieder der Gartenbauabteilung

Die Mitglieder zu 3. - 6. werden entsprechend § 64 Absatz 3 Satz 1 BewG i.d.F. des Jahressteuergesetz 1996 auf Vorschlag der obersten Finanzbehörden der Länder durch das Bundesministerium der Finanzen im Einvernehmen mit dem Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten nach Anhörung der Berufsorganisationen der Land- und Forstwirtschaft berufen.

Leitung: Bundesminister der Finanzen
oder ein von ihm beauftragter Beamter des Ministeriums als Vorsitzender

Aufgaben:

1. Schätzung ausgewählter Bodenflächen als Musterstücke der Bodenschätzung.
2. Erarbeitung von Vorschlägen zur Bewertung der Hauptbewertungspunkte der landwirtschaftlichen, forstwirtschaftlichen, weinbaulichen und gärtnerischen Nutzung

Gutachterausschuß

Im Bereich der Mittelbehörde ist die Landwirtschaftliche Abteilung des Gutachterausschusses in Wahrnehmung der Aufgaben des früheren Landesschätzungsbeirats für die Bodenschätzung zuständig (Tabelle 2). Vorsitzender des Gutachterausschusses ist der Oberfinanzpräsident oder ein von ihm beauftragter Angehöriger seiner Behörde. Die Organisation innerhalb der Oberfinanzdirektionen kann unterschiedlich sein; in der Oberfinanzdirektion Frankfurt am Main fungiert als Vertreter des Vorsitzenden des Gutachterausschusses der Referent des Landwirtschaftlichen Fachreferats (Leitender Landwirt) der Steuerabteilung. Er koordiniert die Bodenschätzungsarbeiten im Oberfinanzbezirk und gewährleistet die Gleichmäßigkeit der Bodenschätzung.

Die Entscheidungen des Gutachterausschusses werden nach einfacher Stimmenmehrheit getroffen. Der Vorsitzender des Gutachterausschusses stimmt mit, seine Stimme entscheidet bei Stimmengleichheit.

Der Gutachterausschuß hat insbesondere die Möglichkeit, ausgewählte Flächen als Landesmusterstücke zu bewerten. So hat etwa der Gutachterausschuß der Oberfinanzdirektion Frankfurt am Main im Bereich des ehemaligen Wetterauer Braunkohlenreviers 4 Landesmusterstücke bewertet. Diese waren und sind eine wertvolle Hilfe für die Erstschatzung und Nachschätzung von rekultivierten Böden in diesem Gebiet. Die Landesmusterstücke besitzen jedoch nicht die Rechtsverbindlichkeit der Musterstücke und werden auch nicht veröffentlicht.

**Tabelle 2: Gutachterausschuß bei der Oberfinanzdirektion gem. §§ 67 - 69 BewG
(früher: Landesschätzungsbeirat nach § 6 BodSchätzG u. § 9 BodSchätzDB)**

- | | |
|-----------------------|---|
| 22 Mitglieder: | <ol style="list-style-type: none">1. 1 Vertreter der Oberfinanzdirektion2. 1 Vertreter des für die Land- und Forstwirtschaft zuständigen Landesministeriums3. 5 Mitglieder für die landwirtschaftliche Abteilung,4. 5 Mitglieder für die forstwirtschaftliche Abteilung,5. 5 Mitglieder für die Weinbauabteilung,6. 5 Mitglieder für die Gartenbauabteilung. |
|-----------------------|---|

Die Mitglieder zu 3. - 6. Werden durch den Landesminister der Finanzen im Einvernehmen mit dem Landesminister, der für die Land- und Forstwirtschaft zuständig ist, nach Anhörung der Berufsorganisationen berufen.

Leitung: Oberfinanzpräsident der Oberfinanzdirektion
oder ein von ihm beauftragter Angehöriger seiner Behörde als Vorsitzender

- Aufgaben:**
1. Bei Bedarf Schätzung ausgewählter Bodenflächen als Landesmusterstücke in engster Anlehnung an die Schätzung der Musterstücke
 2. Förderung der Gleichmäßigkeit der Bewertung des land- und forstwirtschaftlichen Vermögens, insbesondere durch die Bewertung der Landesbewertungsstützpunkte der landwirtschaftlichen, forstwirtschaftlichen, weinbaulichen und gärtnerischen Nutzung

Schätzungsausschuß

Auf unterster Verwaltungsebene, d.h. im Finanzamt, ist der Schätzungsausschuß für die Bodenschätzung zuständig. Leiter des Schätzungsausschusses ist der Vorsteher des Finanzamts oder ein von ihm beauftragter Amtsangehöriger, in der Regel der Amtliche Landwirtschaftliche Sachverständigen (ALS) (früher: Amtlicher Bodenschätzer), der die Bodenschätzungsarbeiten vor Ort durchführt. Er wird dabei von seinem Mitarbeiter bzw. einem Vermessungstechniker der Katasterverwaltung sowie den ehrenamtlichen landwirtschaftlichen Sachverständigen gemäß § 11 Abs. 1 Nr. 3 BodSchätzDB unterstützt.

Derzeit sind in Hessen 21 ALS mit der Bodenschätzung beschäftigt. Sie werden dabei von 95 ehrenamtlichen landwirtschaftlichen Sachverständigen unterstützt. Grundvoraussetzung für deren Berufung ist die Meisterausbildung im Beruf des Landwirts. Die Berufung erfolgt im Einvernehmen mit der Landwirtschaftsverwaltung und der Berufsvertretung (Bauernverband). Diese Vorgehensweise ist sicherlich einer der Gründe für die hohe Akzeptanz und Wertschätzung der Bodenschätzung in der landwirtschaftlichen Praxis. Die ehrenamtlichen landwirtschaftlichen Sachverständigen besitzen meist gute lokale Kenntnisse über die Böden des jeweiligen Finanzamtsbezirk. Ihre Aus- und Fortbildung erfolgt durch den jeweils zuständigen ALS, wobei dieser durch das Landwirtschaftliche Fachreferat der Oberfinanzdirektion unterstützt wird. So finden auch mehr oder weniger regelmäßig über einzelne Finanzamtsbezirke hinweg gemeinsame Besichtigungen von Musterstücken statt.

Tabelle 3: Schätzungsausschuß des Finanzamts gem. § 7 BodSchätzG und § 11 BodSchätzDB

- 4 Mitglieder:**
1. Vorsteher des Finanzamts oder ein Vertreter, i. d. R. der Amtliche Landwirtschaftliche Sachverständige (ALS),
 2. 2 sachkundige Landwirte mit der Funktionsbezeichnung „Ehrenamtlicher landwirtschaftlicher Sachverständiger“,
 3. ein Mitarbeiter für die vermessungstechnischen Aufgaben (Vermessungstechniker (VT) des Katasteramts oder ALS-Mitarbeiter)

Die Mitglieder zu 2. werden von der Oberfinanzdirektion im Einvernehmen mit dem Bauernverband und der für die Landwirtschaft zuständigen Landesbehörde berufen.

Leitung: Vorsteher des Finanzamts
oder ein von ihm beauftragter Angehöriger des Finanzamts, i. d. R. der Amtliche Landwirtschaftliche Sachverständige (ALS)

- Aufgaben:**
1. Schätzung ausgewählter Bodenflächen als Vergleichsstücke; dabei ist regelmäßig ein leitender Beamter oder Angestellter der Oberfinanzdirektion zugegen, um die Gleichmäßigkeit der Bodenschätzung zu gewährleisten.
 2. Schätzung der landwirtschaftlichen Nutzflächen in engster Anlehnung an die Schätzung der Musterstücke, Landesmusterstücke und Vergleichsstücke.

Zusammenfassung

Die Bodenschätzung ist seit nunmehr fast 65 Jahren das einzige flächendendeckende Bewertungsverfahren für die Ertragsfähigkeit landwirtschaftlich nutzbarer Böden. Mit den Ergebnissen der Bodenschätzung liegt für die landwirtschaftlichen Nutzflächen eine nach einheitlicher Methode, großer Kontinuität und hoher räumlicher Dichte erhobene und laufend fortgeschriebene Informationsbasis an Flächen- und Punktdaten vor, die für vielfältige steuerliche und nichtsteuerliche Anwendungen Bedeutung besitzt. So wird die Bodenschätzung z.B. als notwendige Datenbasis für den Aufbau von länderübergreifenden Bodeninformationssystemen eingestuft. Die Bodenschätzer haben mit der Kartierung der landwirtschaftlich nutzbaren Böden eine herausragende bodenkundliche Leistung erbracht und bleibende Bewertungsgrundlagen geschaffen.

Der organisatorische Aufbau der Bodenschätzung und die auf allen Ebenen (Bewertungsbeirat, Gutachterausschuß, Schätzungsausschuß) mit einem hohen Engagement und Sachverstand konsequent durch- und weitergeführten Bodenschätzungsarbeiten sind wesentliche Faktoren für die seit Jahrzehnten große und gleichbleibende Qualität der Schätzungsdaten sowie die hohe Anerkennung in Praxis, Verwaltung und Forschung. Auch die historisch bedingte Einbindung in die Finanzverwaltung hat sich dabei voll bewährt und als sinnvoll erwiesen.

**Nutzung der Bodenschätzungsdaten für nichtsteuerliche Zwecke
- Chancen und Grenzen in Mittelgebirgslandschaften -**

von

HARRACH, T.

Die Daten der amtlichen Bodenschätzung werden vielfältig genutzt. Sie genießen hohes Ansehen. Dies ist nicht selbstverständlich, sondern eher erstaunlich, wenn man bedenkt, daß das Schätzungsverfahren, das bis heute unangetastet blieb, bereits am Anfang der 30er Jahre entwickelt wurde, also zu einer Zeit, in der der bodenkundliche Kenntnisstand mit dem heutigen nicht zu vergleichen war.

Die Bewertung des Bodens, wie sie auch das Bodenschätzungsgesetz vom 16. Oktober 1934 definiert, ist streng genommen eine interdisziplinäre Aufgabe (HARRACH 1987) mit folgenden Elementen:

- bodenkundliche und standortkundliche Beschreibung der Standortverhältnisse einschließlich der kartenmäßigen Darstellung
- Ermittlung der Ertragsfähigkeit der abgegrenzten Standorteinheiten
- Ermittlung der standortspezifischen Produktionskosten, zumindest der Bewirtschaftungerschwernisse
- ökonomische Bewertung der Standorteinheiten.

Zur Erfüllung des komplexen Auftrages wurden der Ackerschätzungsrahmen und der Grünlandsschätzungsrahmen entwickelt, mit deren Hilfe der Reinertrag in Relativzahlen ermittelt werden konnte.

Aus den vergangenen Jahrzehnten liegt eine Reihe von Untersuchungsergebnissen vor, die meistens auf den "Besonderen Erntermittlungen" basierend den Beweis führen, daß die Erträge (Roherträge) und die Wertzahlen der Bodenschätzung befriedigend korrelieren (REICHEL 1973, ROTH 1956). Daß dabei die statistischen Bestimmtheitsmaße nicht sehr hoch sind, läßt sich u. a. mit Klimaeinfluß und Bewirtschaftungsunterschieden erklären. Engere Korrelationen sind innerhalb klimatisch einheitlicher Regionen und bei einheitlicher Bewirtschaftung zu erwarten. Für derartige Analysen eignen sich die Bodenzahlen besser als die Ackerzahlen. Für Grünlandflächen sind entsprechende Korrelations-

und Regressionsanalysen seltener publiziert worden. Besonders auf mehr oder weniger stark hydro-morphen Böden sind die Erfahrungen mit den Grünlandgrundzahlen und Grünlandzahlen der Bodenschätzung weniger überzeugend (SAUER 1998), was nicht verwundert, da auch die heutige feldbodenkundliche Methodik auf derartigen Böden mit erheblichen Unsicherheiten behaftet ist. Hier empfiehlt es sich, mit vegetationskundlichen Methoden den Ökologischen Feuchtegrad zu ermitteln (KUNZMANN 1989, KUNZMANN 1990).

Da das Interesse für die nichtsteuerliche Nutzung der Bodenschätzungsdaten deutlich steigt, drängt sich im 64. Jahr nach Erlass des Bodenschätzungsgesetzes die Frage auf, wie es möglich war, mit einer so einfachen Methodik, die der Reichsbodenschätzung zugrunde liegt, ein derart anerkanntes Werk mit dieser Beständigkeit zu schaffen. Die Antwort auf diese Frage sehe ich in zwei Punkten:

1. Vor allem war es mit dem Schätzungsrahmen - besonders mit dem Ackerschätzungsrahmen - großartig gelungen, die nutzbare Wasserkapazität (nFK) im Wurzelraum, die die Ertragsfähigkeit des Bodens im wesentlichen bestimmt, zu erfassen. Dies geschah sicherlich eher intuitiv als bewußt. Auf jeden Fall korrelieren die Bodenzahlen mit der nFK des Wurzelraumes, wenn die Böden einer klimatisch einheitlichen Region miteinander verglichen werden (HARRACH 1982, HARRACH 1987). Diese Beziehung ist gleichzeitig der wichtigste Ansatz für die nichtsteuerliche Nutzung der Bodenschätzungsdaten, zumal die nFK im Wurzelraum eine wichtige bestimmende Größe für zahlreiche ökologische Bodenfunktionen darstellt (HARRACH 1992).
- 2) Der Schätzungsrahmen wurde nicht starr benutzt. Vor allem die ehrenamtlichen Schätzer hatten im besonderen die Funktion, darauf zu achten, daß die festzulegenden Wertzahlen mit den tatsächlichen Wachstumsbedingungen in Einklang standen. Die flexible Handhabung des Schätzungsrahmens war auf die Ermittlung vertretbarer Wertzahlen fokussiert. Diese Flexibilität hat sicherlich zum Erfolg der Bodenschätzung beigetragen. Die heutigen Bodenkundler jedoch, die versuchen, mit Übersetzungsschlüsseln moderne bodenkundliche Informationen aus Bodenschätzungsdaten abzuleiten, müssen vor Fehleinschätzung bei schematischer Handhabung von Übersetzungsschlüsseln gewarnt werden.

Für Zwecke der nichtsteuerlichen Nutzung lassen sich in erster Linie die Bodenzahlen zur Ermittlung der nFK im Wurzelraum nutzen. Die Bodenzahlen sind die am besten abgesicherten Informationen aus der Bodenschätzung. Außerdem stellen die detaillierten kartenmäßigen Flächendifferenzierungen einen außerordentlich hohen Informationswert dar.

Ein bewährtes Verfahren zur Nutzung der Bodenschätzungsdaten besteht in der weitgehenden Übernahme der kartenmäßigen Abgrenzungen und in der Nutzung der Bodenzahlen als Indikatoren

für die nFK im Wurzelraum bzw. für die Ertragsfähigkeit des Bodens. Im übrigen erfolgt eine weitmaschige Bodenuntersuchung mit dem Bohrstock im Gelände.

Die Auswertung der Bohrlochbeschreibungen in den Schätzungsbüchern ist recht aufwendig. Die Benutzung von Übersetzungsschlüsseln verlangt sehr viel Umsicht, Erfahrung und Kenntnisse über regionale Besonderheiten und über individuelle Eigenarten der Schätzer. Die Überprüfung der Übersetzungsergebnisse im Feld ist unverzichtbar.

Die Daten der Bodenschätzung werden in Intervallen durch Nachschätzungen aktualisiert. Dabei ist die erfreuliche Tendenz festzustellen, daß die zuständigen Mitarbeiter der Oberfinanzdirektionen und die Amtlichen Landwirtschaftlichen Sachverständigen (ALS) der einzelnen Finanzämter immer stärker auch moderne bodenkundliche Erkenntnisse berücksichtigen. Damit wird die Qualität der Bodenschätzung weiter verbessert, ohne die bisherige Methodik und Nomenklatur zu ändern. Dennoch ist sehr zu begrüßen, wenn Bohrlochbeschreibungen und Profilsprachen auch nach der aktuellen Bodenkundlichen Kartieranleitung angefertigt werden. Der Schätzungsrahmen soll bis auf weiteres unverändert bleiben. Die ungebrochene Kontinuität und die hochgradige Einheitlichkeit / Gleichmäßigkeit sind sehr wichtige Qualitätsmerkmale der amtlichen deutschen Bodenschätzung.

Literatur:

- HARRACH, T. (1982): Ertragsfähigkeit erodierter Böden.- Arbeiten der DLG Bd. 174: Bodenerosion, 84 - 95, DLG-Verlag Frankfurt/M.
- HARRACH, T. (1987): Bodenbewertung für die Landwirtschaft und den Naturschutz.- Z.f.Kulturtechnik und Flurbereinigung 28, 184 - 190
- HARRACH, T. (1992): Flächendeckende Ermittlung von für die Nitrataustragsgefährdung wichtige Bodeneigenschaften. Mitt.Dtsch.Bodenkd.Ges. 68, 59 - 62
- KUNZMANN, G. (1989): Der ökologische Feuchtegrad als Kriterium zur Beurteilung von Grünlandstandorten, ein Vergleich bodenkundlicher und vegetationskundlicher Standortmerkmale. Dissertationes Botanicae, Bd. 134
- KUNZMANN, G. (1990): Die Bestimmung des Ökologischen Feuchtegrades von Grünlandstandorten mit einem modifizierten Zeigerartenverfahren. Z.f.Kulturtechnik und Landentwicklung 31, 368-380
- REICHEL, H. (1973): Überprüfung der Ergebnisse der Reichsbodenschätzung auf ihren ökonomischen Aussagewert unter heutigen Produktionsbedingungen. Diss. Univ. Hohenheim
- Roth, H. A. (1956): Untersuchungen über die Beziehungen zwischen den von der Bodenschätzung erfaßten natürlichen Ertragsbedingungen und den Ernteerträgen des Ackerlandes. Wissenschaftliche Abhandlgn. 19, Deutsche Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin
- SAUER, S. (1998): Erstellung eines regionalen Übersetzungsschlüssels zur Ableitung von Bodenkennwerten aus Bodenschätzungsdaten. Mitt. Dtsch. Bodenkd. Ges. 1998 (im Druck)

Beschreibung und Bewertung von Musterstücken der Bodenschätzung und Bodendauerbeobachtungsflächen an zwei Beispielprofilen aus der Wetterau

von

EMMERICH, K.-H., HARRACH, T., KEIL, B.

Die Wetterau

Die Wetterau gehört dem süddeutschen Klimaraum an (milde Winter und warme Sommer). Die durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge liegt in Ober-Mörlen knapp über 550 mm und die mittlere Jahrestemperatur bei 9,5° C. Östlich davon werden auf dem Münzenberger Rücken und dem Butzbacher Becken auch Niederschlagsmengen von unter 550 mm erreicht, in einzelnen Jahren sogar unter 500 mm.

Bei der Wetterau, zu der auch das Butzbacher Becken gehört, handelt es sich um eine nördliche Fortsetzung des Oberrheingrabens. Der Einbruch des Oberrheingrabens mit seinen Ausläufern Untermainebene und Wetterau erfolgte im Tertiär. Die abgesunkenen älteren Schichten entsprechen denen der Randzone. Sie sind durch Kiese und Sande, aber auch Tone von hoher Mächtigkeit überdeckt. In der Horloffsenke wurde auch Braunkohle abgelagert, die bis 1991 im Tagebau gewonnen wurde. Die Wetterau selbst zeichnet sich durch mächtige, zum Teil mehrere Meter starke Lößablagerungen aus.

Klimaxboden in den mächtigen Lößablagerungen ist die Parabraunerde. Weit verbreitet sind in der Wetterau aber auch tschernoSEMartige Bodenbildungen, die vermutlich unter den warmen und trockenen Klimabedingungen des Präboreals oder Boreals entstanden sind. Sie treten hauptsächlich in Plateau-, bzw. Mulden- und Unterhanglagen auf. Die Degradation der TschernoSEM zu Parabraunerden wird durch den geländebedingten, feuchteren Bodenwasserhaushalt gebremst bzw. behindert. Entsprechend zeigen auch viele TschernoSEM-Parabraunerden Pseudogleymerkmale auf. In den Mulden findet man mächtige Kolluvien. Alle Parabraunerde- bzw. TschernoSEM-Parabraunerde-Profile sind mehr oder weniger stark erodiert.

Die Ausprägung der Vegetation wird durch geologische, klimatische, aber auch anthropogene Einflüsse bestimmt. Unter der potentiellen natürlichen Vegetation (Waldgesellschaft) wird die Pflanzengemeinschaft beschrieben, die sich bei Aufgabe jeglicher menschlicher Nutzung unter den gegenwärtigen Standortbedingungen langfristig, d.h. als Klimaxgesellschaft, entwickeln würde. Die natürliche Vegetation auf den nährstoffreichen Lößböden der Wetterau, insbesondere der Parabraunerden, stellen artenreiche Perlgras-Buchenwälder (Tiefenbuchenwälder) dar. Auf den wechselfeuchten Standorten der Wetterau würden sich natürliche Vegetation Hainbuchen-Stieleichenwälder entwickeln. Diese Standorte werden heute jedoch weitgehend landwirtschaftlich genutzt.

In der Wetterau ist in vielen landwirtschaftlichen Betrieben die Zuckerrübe die wichtigste Ackerkultur. Daneben wird intensiver Getreideanbau betrieben. Auf den schwächeren Standorten ersetzt der Winterraps die Zuckerrübe, wobei die wirtschaftliche Vorzüglichkeit des Winterrapses

unter den gegenwärtigen agrarpolitischen Rahmenbedingungen gegenüber den 80er Jahren stark zurückgegangen ist. Bei der Milchviehhaltung kommt dem Mais als Futterpflanze eine wichtige Rolle zu. Das milde Klima begünstigt den Anbau.

Die Erstschätzung der Gemarkung Ober-Mörlen erfolgte im Jahr 1938. Die durchschnittliche EMZ liegt beim Ackerland bei 67 und beim Grünland bei 50, was bei Gewichtung der entsprechenden Flächen einen Gemarkungsdurchschnitt von 65 ergibt. Dies entspricht einem durchschnittlichen Hektarwert von 2336 DM.

Vergleich zweier Lößprofile

Profil 1, Allgemeine Daten

Bewertung durch den Bewertungsbeirat des BMF: 03.05.1988, Finanzamt Friedberg

Höhe über NN	Jahreswärme	Jahresniederschlag	Flächengröße
195 m	8,3 °C	600 mm	400 m ²

Geologische Entstehung: Löß

Bodenbeschreibung

- schwach humoser bis humoser, schwach feinsandiger Lehm 2 dm
- sehr schwach humoser, schwach feinsandiger Lehm 2 dm
- stark kalkhaltiger, feinsandiger Lehm

Bewertung

Bodenart	Bodenklasse	Entstehung	Wertzahlen	
	Zustandsstufe		Bodenzahl	Ackerzahl
L	3	Lö	75/	78
Besonderheiten/Abrechnung in v.H. Zurechnung für allgemeines Klima				+4%

Profil-Nr.:	O-MÖ II, MST 2616.07		
R-Wert:	347840		
H-Wert:	558374		
Höhe über NN (m)	195		
Bodentyp	erodierteParabraunerde		
Ausgangssubstrat	Löß		
Nutzung	Acker		
Hauptwurzelraum(cm)	110		
Feldkapazität	hoch		
nutzbare Feldkapazität	mittel		
Luftkapazität	mittel		
Wasserdurchlässigkeit	mittel		
potentielle Nitraustragsgefährdung	mittel		
Stauwasser			
Erosionserscheinungen	Eg4		
Hangneigung	sehr schwach geneigt	Hangrichtung	Süden

Horiz.	Unterg. (cm)	Übergang	Farbe	Humus	Car- bonat	Ge- füge kru- sub	Hohlräume	Lagerungs- dichte	Durch- wurzelung	Bodenart	
Ap	26	deutlich, horizontal	7,5YR3/4	3	1		Pa3, gr2	2	5	Tu4	L0ß
Ah-Bt	36	deutlich	7,5YR4/6	2	2	sub	Pa4, gr2	3	4	Tu4	L0ß
eCkc	56	diffus	7,5YR6/6		4	koh	Pa3, gr 2	3	3	Ut4-Uls	L0ß
eCc	110+	diffus	7,5YR6/6		4	koh	Pa3, gr 2	3	3	Ut4-Uls	L0ß

Der Anteil der Bodenklasse L 3 L0ß beträgt rund 37 % am Ackerland der Gemarkung. Die Parabraunerde der Wetterau und auch anderer mittelhessischer L0ßgebiete wird, wie auch im vorliegenden Fall, durch diese Klasse repräsentiert. Mit diesem Profil wird ein für den Naturraum typischer Boden mit großer Verbreitung bewertet. Das stark verkürzte Profil wurde innerhalb dieser Klasse (Spanne der Bodenzahlen von 74 bis 82) im unteren Bereich bewertet (Bodenzahl 75). Für das vergleichende Verfahren der Bodenschätzung ist das Musterstück insofern von Bedeutung, als es zur Abgrenzung bei der Bewertung von Pararendzina und Parabraunerde herangezogen werden kann. Die Musterstücke werden seitens der Bodenschätzer regelmäßig besichtigt und dienen zur „Eichung“. Wenig stark verkürzte Parabraunerden erreichen auch Bodenzahlen über 80. Nur selten wird bei den Parabraunerden seitens der Bodenschätzung die Zustandsstufe 2 vergeben. Öfters ist das Phänomen vorzufinden, daß Parabraunerden mit stark ausgeprägtem Bt-Horizont (Tongehalte über 35 %) auch der Zustandsstufe 4 zugeordnet werden. Die dann auch im Bohrstock als Schlieren sichtbare „Tontapeten“ wurden bei der Erstschatzung häufig negativ gesehen und führten zu einer Abwertung. Im aufgegrabenen Bodenprofil zeigt sich jedoch häufig, daß die Durchwurzelung, die Bodenstruktur und auch die Packungsdichte günstig sind. In den alten Profilbeschreibungen finden sich in Verbindung mit der Beschreibung der Tonanreicherungshorizonte die Begriffe „roh“ oder „verdichtet“, wengleich meist mit dem Ausprägungsgrad „schwach“. Ein typische Horizontbeschreibung eines solchen Bt-Horizontes lautet dann „schwach roher, schwach verdichteter kräftiger Lehm“. Bei der Ansprache der Bodenart bei den L0ßböden in der mittelhessischen L0ßprovinz können im Vergleich Bodenschätzung zur Bodenkundlicher Kartieranleitung folgende Regeln gefunden werden:

Tabelle 1: Vergleich der Bodenartenansprache der Bodenschätzung und Bodenkundlicher Kartieranleitung

Bodenschätzung	Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 4)	Tongehalte (Masse-%)
stark feinsandiger Lehm (L. fs4)	reine Schluffe (Ut3, Ut4)	< 25
feinsandiger Lehm (L. fs3)	a) schluffiger Lehm (Lu) b) teils: stark schluffiger Ton (Tu4)	< 28 bis 30
schwach feinsandiger Lehm (L. fs2)	a) schluffiger Lehm (Lu) b) stark schluffiger Ton (Tu4) c) schluffiger Ton (Tu3)	zu a) 28 bis 30 zu b) ± 30 zu c) < 33 bis 35
kräftiger Lehm (L. kr)	schluffiger Ton (Tu3)	> 33 bis 35

Profil 2, Allgemeine Daten

Bewertung durch den Bewertungsbeirat des BMF: 03.05.1988, Finanzamt Friedberg

Höhe über NN	Jahreswärme	Jahresniederschlag	Flächengröße
190 m	8,3 ° C	600 mm	400 m ²

Geologische Entstehung: L0ß

Bodenbeschreibung

- schwach humoser bis humoser, schwach feinsandiger Lehm 3 dm
- sehr schwach humoser, schwach feinsandiger Lehm 3.5 dm
- stark kalkhaltiger, feinsandiger Lehm

Bewertung nach Bodenschätzung

Bodenart	Bodenklasse		Entstehung	Wertzahlen	
	Zustandsstufe			Bodenzahl	Ackerzahl
L	2		Lö	86/	91
Besonderheiten/Abrechnung in v.H. Zurechnung für allgemeines Klima					+6 %

Profil-Nr.:	O-MÖ 1, MST 2616.06
R-Wert:	347846
H-Wert:	558410
Höhe über NN (m)	190
Bodentyp	Tschernosem-Parabraunerde
Ausgangssubstrat	Löß
Nutzung	Acker
Hauptwurzelraum(cm)	110
Feldkapazität	hoch
nutzbare Feldkapazität	hoch
Luftkapazität	mittel
Wasserdurchlässigkeit	mittel
potentielle Nitrataustragsgefährdung	gering
Stauwasser	
Erosionserscheinungen	Eg3
Hangneigung	schwach geneigt Hangrichtung Süden

Hori.	Unterggr (cm)	Übergang	Farbe	Humusgehalt	Carbonat	Gefüge	Hohlräume	Lagerungsdichte	Durchwurzelung	Bodenart	t
Ap	28	deutlich, horizontal	10YR3/4	3		kru-sub	Pa4, gr2 Pa2, gr4	2	5	U14	L08
Ah-Bt	65	diffus	7.5YR3/4	2		sub	Pa4, gr2	3	4	U14	L08
(Ah)-eC	85	diffus	10YR4/6	1	3	sub-koh	Pa4, gr2	3	3	U14	L08
eCc	180	diffus	10YR5/8		4	koh	Pa4, gr 2	3	3	U14-U1s	L08
eC	300+				3			3		U14	L08

Die Tschernosem-Parabraunerde besitzt gegenüber dem Profil 1 die günstigere Zustandsstufe. Der Schwarzerdeinfluß ist im Profil deutlich zu erkennen. Im Regenschatten des Hintertaunus haben sich sowohl im Butzbacher Becken als auch im Horloffgraben solche Böden erhalten. Das kalkhaltige Grundwasser wirkt konservierend für diese Böden. Aus diesem Grund finden sie sich meist in tieferen Reliefpositionen.

Bei der Bodenschätzung kommt dem Humusgehalt eine herausragende Bedeutung zu. Insbesondere bei den Lößböden unterscheidet sich diesbezüglich die Zustandsstufe 3 von den Zustandsstufen 2 und 1. Letztere Böden weisen stets einen „sehr schönen“ Übergang vom Oberboden zum Unterboden in Verbindung mit entsprechenden Humusgehalten („Humus im zweiten Horizont“) auf. Während die Parabraunerde normalerweise die Zustandsstufe 3 erhält, wird den Tschernosem-Parabraunerden d.h. den degradierten Schwarzerden die Zustandsstufe 2 zugeordnet. Die Zustandsstufe 1 ist bei den Lößböden meist den reinen Schwarzerden vorbehalten.

Neben der Tschernosem-Parabraunerde werden auch die Kolluvien in den Lößgebieten bei den laufenden Nachschätzungsarbeiten häufig der Zustandsstufe 2 zugeordnet. Nicht immer wurden Kolluvien als solche erkannt.

Der Anteil der das Musterstück kennzeichnenden Bodenklasse L 2 Lö am Ackerland liegt in der Gemarkung Ober-Mörlen bei 2,1 %. Dies kann damit erklärt werden, daß die Gemarkung in weiten Bereichen vom Taunus auch klimatisch beeinflusst ist und hier bereits eine Randlage zum Butzbacher Becken vorliegt und somit der Schwarzerdeinfluß in weiten Gemarkungsbereichen stark zurücktritt.

Nutzung der Bodenschätzung in der hessischen Praxis des Boden- und Gewässerschutzes - Möglichkeiten und Grenzen -

von

PETER, M., SIEBERT, S.

1 Einleitung

Boden und Wasser wurden in unseren humiden Breiten lange Zeit als unbegrenzt nutzbar angesehen und nicht entsprechend geschützt. In den letzten Jahren hat sich das Bewußtsein über die Bedeutung eines schonenden Umgangs mit diesen Ressourcen deutlich verändert. Im Hinblick auf eine nachhaltige Sicherung unserer natürlichen Lebensgrundlagen wächst auch der Stellenwert des Boden- und Gewässerschutzes. Zur Trinkwasserversorgung der Bevölkerung dient in Hessen in erster Linie das Grundwasser. Es wird durch die Filterwirkung der überlagernden Böden aber häufig nicht so gut vor Verunreinigungen geschützt, wie angenommen. Auch die Landwirtschaft hat zu einer zunehmenden Belastung des Grundwassers beigetragen. Um die Landwirte in der Praxis gezielter beraten (PETER, 1997) und die Wasserschutzgebietsverordnungen besser an die jeweiligen Standortbedingungen anpassen zu können, ist der Bedarf an bodenkundlichen Karten als Planungs- und Beratungsgrundlage in den letzten Jahren stark angestiegen.

2 Vorhandene Bodendaten in Hessen

Als bodenbezogene Informationsquellen kann in Hessen in abschbarer Zeit auf Bodenkarten im Maßstab 1:50.000 und teilweise 1:25.000 zurückgegriffen werden. Diese Karten geben jedoch nur einen Überblick über die Verteilung von Bodengesellschaften mit einer relativ weiten Spanne von Eigenschaften und können allenfalls für Planungen und Maßnahmen auf regionaler Ebene herangezogen werden. Für viele den Boden- und Gewässerschutz betreffende Maßnahmen und die Landschaftsplanung werden aber gerade auf der unteren Planungsebene parzellenscharfe bodenbezogene Orientierungshilfen benötigt. Mit einer konventionellen Neukartierung ist es nicht möglich, der Nachfrage an Bodenkarten mit hoher räumlicher Auflösung und guter ökologischer Auswertbarkeit in einem angemessenen Zeitraum und in vertretbarem Kostenrahmen gerecht zu werden. Mit den Daten der Bodenschätzung existiert zwar in Deutschland eine parzellenscharfe bodenbezogene Informationsquelle für die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche, eine Auswertung für moderne bodenkundliche Fragestellungen ist in der Praxis aber nicht ganz unproblematisch. Einige wesentliche Hintergründe für die Schwierigkeiten bei der Verwendung der Bodenschätzung sind zum Beispiel:

- In der Schätzungspraxis wurden die Bohrungen in erster Linie aufgrund gleicher bzw. ähnlicher Ertragsfähigkeit und weniger wegen identischem Bodenaufbau zu Flächen aggregiert.
- Die aktuellsten Schätzungsunterlagen sind nicht immer gleichzeitig auch die besten. So sind besonders in den 70er Jahren zahlreiche Flächen mit ursprünglich unterschiedlichen Klassenzeichen, die in der Erstschätzung gegeneinander abgegrenzt waren, nachträglich zusammengefaßt worden.
- Der Beschreibungsschlüssel der Bodenschätzung stammt aus den 30er Jahren und baut auf dem damaligen wissenschaftlichen Kenntnisstand auf. An diesem Schema ist bis heute festgehalten worden, was einerseits zwar den großen Vorteil einer problemlosen Vergleichbarkeit der Daten untereinander hat, aber andererseits eine exakte Interpretation im Sinne der modernen bodenkundlichen Systematik schwieriger macht.

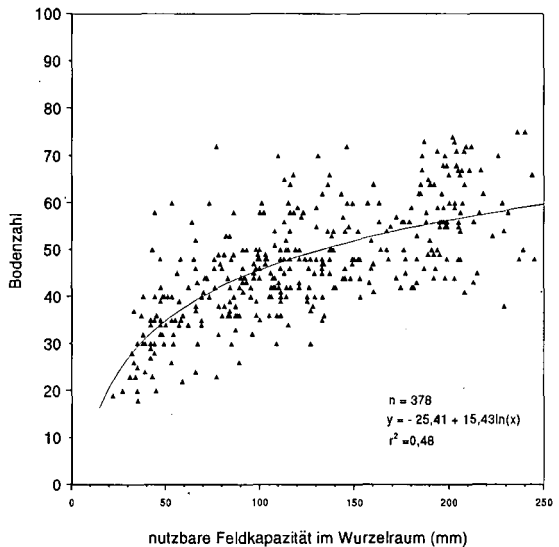
- Trotz des auf Einheitlichkeit ausgerichteten Bewertungsschemas ist der persönliche Einfluß des einzelnen Amtlichen Landwirtschaftlichen Sachverständigen (ALS) nicht zu übersehen.
- Aufgrund der Eigenverantwortung der Länder ist der Stand der Verfügbarkeit und Nutzung der Bodenschätzung in den einzelnen Bundesländern sehr unterschiedlich. In Hessen sollen die Bodenschätzungskarten eigentlich als Deckfolie bzw. Schätzungsfolie zur jeweiligen Flurkarte je nach Orts- oder Feldlage in den Maßstäben der jeweiligen Flurkarte vorliegen. Aufgrund der bisher sehr geringen Nachfrage der Bodenschätzungsergebnisse für nichtsteuerliche Zwecke ist die Anfertigung der Schätzungsfolien bei vielen Katasterämtern zurückgestellt worden. Liegen Schätzungsfolien vor, ist häufig die Lage der bestimmenden Grablöcher nicht übernommen worden. Den umfangreichsten Informationsgehalt besitzen neben den Schätzungsbüchern zweifellos die Feldkarten mit der Eintragung aller einzelnen Bohrungen. Gerade diese so wichtige Datenquelle ist für die nichtsteuerliche Auswertung nur sehr schwer zugänglich, da die Feldkarten nur direkt am Finanzamt eingesehen werden können.

Trotz dieser Erschwernisse, die bei der Auswertung der Bodenschätzung für bodenkundliche Fragestellungen zu berücksichtigen sind, verspricht ihre Nutzung allein aufgrund der hohen Aufnahmeintensität der Bodenschätzung von durchschnittlich zwischen 5 und 15 Bohrungen pro Hektar eine erhebliche Arbeits erleichterung und Zeitersparnis.

3 Anwendungsbeispiele für die Nutzung der Bodenschätzung

Beispielhaft soll die Verwendbarkeit der Bodenschätzung an zwei in Nordhessen durchgeführten Untersuchungen bzw. Arbeiten aus der Praxis verdeutlicht werden. Zur Beurteilung der Nutzungsmöglichkeiten der Bodenschätzung wurde einerseits eine vergleichende Auswertung von Kartierungsergebnissen aus dem Raum Korbach erstellt. Hierbei wurde jeweils die von der Bodenschätzung für das beschreibende Grabloch abgegrenzte Bodeneinheit erbohrt. Im Rahmen einer Nachschätzung in der Gemarkung in Bad Wildungen erfolgte die Ansprache von jeweils den gleichen Bohrstockprofilen nach dem Schema der amtlichen Bodenschätzung und der aktuellen bodenkundlichen Nomenklatur (AG BODEN, 1994). Die so erhobenen Daten wurden im Rahmen einer Diplomarbeit (SAN LEON) am Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Universität Gießen ausgewertet.

Die Abb. 1 zeigt die Beziehung der Bodenzahl zur nutzbaren Feldkapazität des Wurzelraumes für eine Bodenkartierung im Raum Korbach. Bei der Geländearbeit wurde jeweils die in der Bodenschätzung ausgewiesenen Flächeneinheit erbohrt. Der beschriebene Zusammenhang für 378 Bohrungen weist in diesem Fall ein Bestimmtheitsmaß von 48 % auf. Die Vermutung, daß ein großer Unsicherheitsfaktor hierbei auf die räumliche Variabilität der Böden innerhalb der abgegrenzten Bodeneinheiten zurückzuführen ist, Abb. 1: Bodenzahl in Abhängigkeit von der nutzbaren Feldkapazität des Wurzelraumes bei Ansprache eines Bohrstockprofils in der Bodenansprache der gleichen



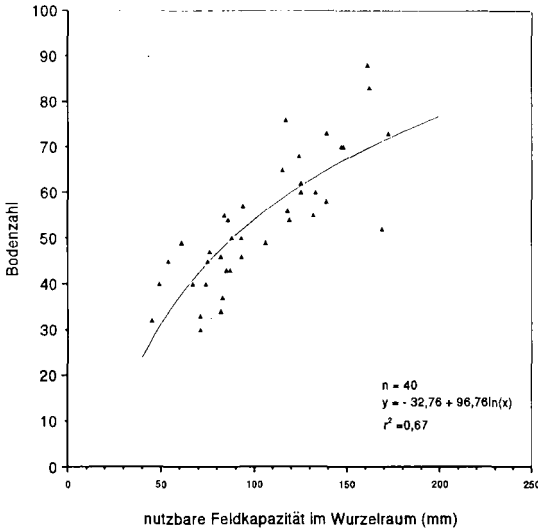


Abb. 2: Bodenzahl in Abhängigkeit von der nutzbaren Feldkapazität des Wurzelraumes bei Ansprache des gleichen Bohrstockprofils

Bohrprofile im Rahmen einer Nachschätzung in der Gemarkung Bad Wildungen überprüft werden. Die Abb. 2 zeigt nun die Beziehung der Bodenzahl zur nutzbaren Feldkapazität des Wurzelraumes für 40 Bohrungen auf Ackerland. Das Bestimmtheitsmaß von 67 % bei der Beschreibung des gleichen Bohrprofiles durch ALS und Kartierer zeigt, daß die Bodenzahl der Bodenschätzung einen sehr guten Zusammenhang mit der nFK als Bewertungsindikator des Bodenwasserhaushaltes und des Ertragspotentials aufweist.

Der Informationsgehalt der Bodenzahl bzw. des Klassenzeichens reicht nur für einen Teil der in der Praxis notwendigen bodenbezogenen Auswertungen wie z. B. der Ermittlung des Ertragspotentials oder der nFK des Wurzelraumes aus. Für komplexere Fragestellungen muß das gesamte Datenpotential der Bodenschätzung mit einbezogen werden. So ist zum Beispiel für die Ermittlung von Bodenformen eine intensive Auswertung der Grablochbeschriebe unumgänglich.

Um die Verwendbarkeit der Bodenschätzung für die Herstellung von großmaßstäblichen Bodenkarten zu untersuchen, wurden mit Unterstützung des Hessischen Landesamtes für Bodenforschung im Rahmen zweier Diplomarbeiten am Institut für Physische Geographie der Universität Frankfurt (KESSLERJ 998; SIEBERT, 1998) zwei räumlich getrennte Untersuchungsgebiete im Maßstab 1:5.000 bodenkundlich kartiert und anschließend mit der Bodenschätzung verglichen. Mit Hilfe der Ergebnisse und Erfahrungen wurde ein Arbeitskonzept zur effektiven Nutzung der Bodenschätzung entwickelt, dessen wesentliche Arbeitsschritte der Abb. 3 zu entnehmen sind und im folgenden vorgestellt werden.

Da eine direkte Übersetzung sowohl der Punktdaten in Form der Grablochbeschriebe als auch der Flächendaten in Form der Klassenflächen in die moderne bodenkundliche Nomenklatur mit erheblichen Unsicherheiten behaftet ist, besteht im Rahmen der Herstellung von großmaßstäblichen Bodenkarten ein wesentlicher Arbeitsschritt in der ergänzenden Geländearbeit. Um die Geländearbeit dabei jedoch auf das notwendige Minimum zu beschränken, sollten die Grablochbeschriebe zur Erstellung einer Konzeptkarte vorab intensiv ausgewertet werden. Dabei lassen sich substratsystematische Einheiten besser ableiten als bodensystematische, was aber den modernen bodenkundlichen Abgrenzungskriterien mit einer stärkeren Betonung der Bodeneigenschaften entgegen kommt. Die Grablöcher werden zunächst sehr grob klassifiziert und interpretiert. An ausgesuchten repräsentativen Grablöchern werden anschließend im Gelände durch Bohrungen bis zu einer Tiefe von 2 m Leitbodenprofile mit allen notwendigen bodenkundlichen Parametern ermittelt. Die angetroffenen Bodenformen können anschließend auf vergleichbare Grablöcher übertragen werden. Die Bodenschätzung dient also zunächst als Auswahlhilfe repräsentativer Bohrpunkte im jeweiligen Arbeitsgebiet und anschließend als Expolationshilfe auf andere Punkte. Bei der Grenzziehung sollten neben den Schätzungsgrenzen alle weiteren verfügbaren Informationsquellen (Luftbilder, Bodenkarten, Höhenlinien/Höhenmodell, etc.) mit einbezogen und unter Berücksichtigung bodengeographischer Aspekte ausgewertet werden. Wenn irgend möglich, sollten zusätzlich auch die Feldkarten der Bodenschätzung mitausgewertet werden. Mit Hilfe des

vorgestellten Arbeitskonzeptes ist es möglich, ohne Qualitätsverlust eine Bohrerparnis von weit über 50 % zu erreichen.

Welche Daten der Bodenschätzung für die jeweilige Fragestellung auszuwerten sind, hängt also außer vom Maßstab in erster Linie von der Komplexität der Fragestellung ab. Mit dem Differenzierungsgrad der Aufgabenstellung steigt i. d. R. sowohl der Aufwand bei der Auswertung der Schätzungsunterlagen als auch der Umfang der ergänzenden Geländearbeit.

4 **Schlußfolgerungen**

- Die Bodenschätzung ist eine wichtige arbeitserleichternde Datenquelle für die Praxis im Boden- und Gewässerschutz.
- Der gute Zusammenhang zwischen der nutzbaren Feldkapazität des Wurzelraumes und der Bodenzahl erlaubt eine Abschätzung des Ertragspotentials und wichtiger Parameter des Bodenwasserhaushaltes aus den Daten der Bodenschätzung über eine Auswertung der Klassenzeichen.
- Für komplexe Fragestellungen muß von einer rein schematischen automatisierten Übersetzung ohne Anpassung an den jeweiligen Schätzungsstil und die regionalen naturräumlichen Verhältnisse abgeraten werden.
- Neben bodenkundlicher Kartiererfahrung ist die genaue Kenntnis von Nomenklatur und Verfahren der Bodenschätzung Grundvoraussetzung für eine effektive Auswertung.
- Der Kontakt zum jeweiligen ALS kann helfen, Fehlerquellen bei der Auswertung zu vermeiden.
- Regelungsbedarf besteht in Hessen bei der Zugänglichkeit der benötigten Schätzungsunterlagen.

5 **Literatur**

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, Stuttgart.
- KESSLER, H. (1998): Verwendbarkeit der Bodenschätzung für die Herstellung von großmaßstäblichen Bodenkartens in einem Untersuchungsgebiet westlich von Düdelsheim (Wetterau); 173 S; Diplomarbeit, unveröffentlicht.
- PETER, M. (1997): Evaluierung eines Sanierungskonzeptes zur Verringerung der Nitratbelastung in einem Trinkwasserschutzgebiet in Nordhessen.- Boden und Landschaft; 16; 258 S.; Diss., Gießen.
- SAN LEON, J: Die Verwendbarkeit von Daten der Bodenschätzung bei aktuellen standortkundlichen Fragestellungen; in Vorbereitung
- SIEBERT, S. (1998): Verwendbarkeit der Bodenschätzung für die Herstellung von großmaßstäblichen Bodenkartens in einem Untersuchungsgebiet westlich von Delkenheim (Wiesbaden); 162 S; Diplomarbeit, unveröffentlicht

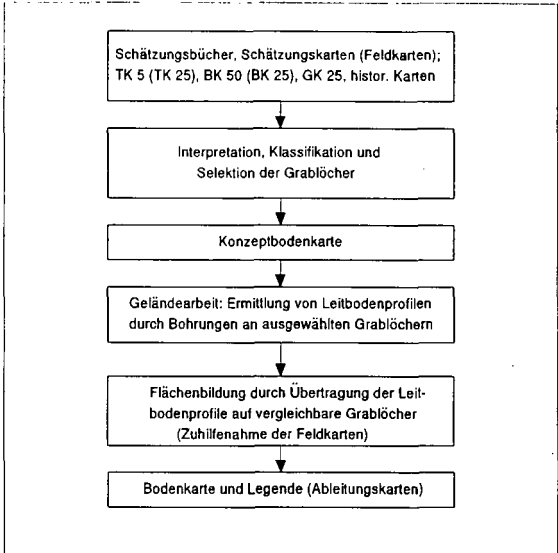


Abb. 3: Arbeitsschritte zur Erstellung einer Bodenkarte auf der Grundlage der Bodenschätzung und Geländearbeiten

Auswertung der Bodenschätzung am Beispiel eines Lößgebietes am Berger Rücken (Maintal)

von

WELTNER, K.

Einleitung

Die Anwendung der Daten der Bodenschätzung für die Bodenbewertung im Rahmen des Landschafts- und Bodenschutzes erfordert ihre Übersetzung in die wissenschaftliche Bodenkunde-Nomenklatur.

Die hier dargestellten Ergebnisse zur Entwicklung eines lokalen Übersetzungs-Schlüssels und zur Anwendbarkeit der Daten (WELTNER 1988), dienen als konzeptionellen Beitrag zur Diskussion um die Auswertung der Bodenschätzungsdaten.

Arbeitsgebiet

Das ca. 1,5 qkm große Arbeitsgebiet liegt auf der Südabdachung des Berger Rückens in der Gemarkung Maintal-Bischofsheim im Osten von Frankfurt a. M. Der aus tertiären Sedimenten aufgebaute geologische Horst ist mit Löß bedeckt und intensiv ackerbaulich genutzt. Böden und Mikrorelief sind durch die mindestens 4500 Jahre währende Besiedelung stark anthropogen überformt. Das kleinräumige Bodenmosaik zeigt dominierend Parabraunerden in verschiedenen Stadien der Erosion bzw. der kolluvialen Beeinflussung. Pararendzinen an Kuppen und Oberhängen der Hohlformen nehmen ca. ein Viertel des Arbeitsgebietes ein. Historische Terrassierungen sowie Sieken und Runsen (Folge extremer linearer Erosion) werden in den letzten Jahrzehnten im Zuge der Mechanisierung der Landwirtschaft zunehmend eingeebnet bzw. verfüllt ((WELTNER 1988).

Material und Methode

Im Arbeitsgebiet wurde die Feldschätzung 1938/39 durchgeführt. Die Übertragung der Klassen- und Klassenabschnittsflächen aus den Feldschätzungskarten 1:1000 in eine Karte 1: 5000 und die Übernahme **aller** Angaben aus den Feldschätzungsbüchern zu den Grablochbeschrieben erfolgte handschriftlich, da ein Kopieren der Unterlagen nicht gestattet wurde.

Auf Grundlage der Geländekenntnis (vorher erfolgte Bodenkartierung) wurde in Anlehnung an FLEISCHMANN et al. 1979 sowie BENNE & HEINEKE 1987 ein Übersetzungsschlüssel für Bodenart und Horizont-

bezeichnungen entwickelt. Die anschließende Zuordnung der Grablochbeschriebe und der zugehörigen Flächen zu Bodenformen und Kartiereinheiten diente dem Vergleich der punkt- und flächenbezogenen Daten und der Bewertung ihrer Aussagekraft.

Ergebnisse

Die Tab. 1 zeigt die Übersetzung von sehr häufig genannten Bodenarten bei Ackerböden der Entstehungsart Löß im Arbeitsgebiet, die teilweise von z.B. FLEISCHMANN et al. (1979) abweicht.

Tab.1: Übersetzungsschlüssel für häufige Bodenarten des Gebietes

Bodenart im FSB	Bodenart nach KA3	KA4	Nennung meist in folg. Horiz.
\overline{fs} L	U12	Ut2	1Cv
fs L	U13	Ut3	Ap, 1Cv
fs' L	U14	Ut4-Tu4	M, Btv
fs'-kr L	Lu-Ltu	Lu-Tu3	Bt
kr L	Ltu	Tu3	Bt

Etwa 36% der 117 ausgewerteten Grablochbeschriebe konnten eindeutig übersetzt und einer Kartiereinheit zugeordnet werden:

- die meisten Sonderstandorte (Pelosole aus und über Tonmergeln sowie stark hydromorphe Böden)
- Profile, in denen zwischen dem Nutzungshorizont und einem kalkhaltigem Schluff ein tonreicherer Horizont beschrieben war (= Parabraunerden; s. Beispiel 1 der Tab.2)
- Profile, in denen gleich unterm Nutzungshorizont ein kalkhaltiger Horizont mit hohem Schluffgehalt, der Löß, folgte (= Pararendzinen; s. Beispiel 2 der Tab.2).

Tab.2: Beispiele zur Übersetzung von Bodenprofilen

Profil im FSB	Übersetzung der Horizonte	Bodenform/ Kartiereinheit
L4LÖ : h'fs L 2dm r'kr L 2dm ka \overline{fs} L	Ap, Ut3, h1-2 Bt, Tu3 e1Cv, Ut2, c2-3	sehr stark erodierte Parabraunerde aus Löß-lehm über Löß
sL4LÖ : h'fs L 2dm ka \overline{fs} L	Ap, Ut3, h1-2 e1Ccv, c4	Pararendzina aus Löß-lehm über Löß

Bei weiteren 63 Grablochbeschrieben (54%) war eine sinnvolle Übersetzung jedoch nur durch **direkte Vergleiche** der Standorte der Grablochbeschriebe **mit eigenen Geländebefunden, Analogieschlüssen** und durch Gespräche mit Bodenschätzern möglich.

(An dieser Stelle sei Herrn Frank, ALS Finanzamt Hanau, herzlich gedankt).

Beispiel: Viele Beschriebe lauteten z.B.: schwach humoser feinsandiger Lehm, 2 dm mächtig, über stark feinsandigem Lehm (ohne Mächtigkeitsangabe, so daß davon auszugehen war, daß bis in ein Meter Tiefe keine Veränderung erfolgte). Die Standorte und die zugehörigen Flächen wiesen nach eigenen Befunden stets Pararendzinen aus. Es wurde daher angenommen, daß mit dem stark feinsandigem Lehm unter dem Nutzungshorizont der Löß gemeint war. Das Merkmal Kalkgehalt wurde jedoch nicht untersucht bzw. nicht vermerkt- vermutlich weil dieser als selbstverständlich galt.

So waren schließlich 90% der Grablochbeschriebe übersetzbar und Kartiereinheiten zuzuordnen. Diese spiegelten das Spektrum an vorkommenden Böden und Bodeneigenschaften sehr gut wider.

Die Vergleichbarkeit der Flächen war jedoch eingeschränkt:

- Bei 24 Klassen- bzw. Klassenabschnittsflächen fehlten die Grablochbeschriebe oder sie waren nicht les-oder nicht übersetzbar
- Bei weiteren 8 Klassenflächen war das bestimmende Grabloch zwar interpretierbar und übereinstimmend mit den Geländebefund an dessen Standort, die zugehörige Fläche zeigte jedoch größtenteils andere Profile, d. h. der Grablochbeschrieb repräsentierte die Fläche nicht im bodenkundlichen Sinne.
- viele Veränderungen von Flächen sind auch durch anthropogene Einflüsse mitbedingt (s. Arbeitsgebiet).

Daher sind nur knapp 60 % der Fläche des Arbeitsgebietes vergleichbar und quantitative flächenbezogene Aussagen nur eingeschränkt gültig.

Ein zunächst angestrebter Vergleich der Flächen im Hinblick auf den zwischen 1938/39 und 1987/88 erfolgten Bodenabtrag erwies sich als wenig sinnvoll, zumal über die Hälfte der vergleichbaren Fläche von Pararendzinen eingenommen wird, bei denen eine zwischenzeitliche Profilverkürzung aus der Profilbeschreibung nicht erkennbar bzw. nicht quantifizierbar ist.

Zusammenfassung

1. Im Arbeitsgebiet konnten durch Gelände- und Geländevergleiche, Analogieschlüsse und gute Zusammenarbeit mit den Bodenschätzern 90% der Grablochbeschriebe in die wissenschaftliche Bodenkunde- Nomenklatur überführt werden.

2. Aus den punktbezogenen Daten (übersetzte Grablochbeschriebe) konnten qualitative Aussagen zum Spektrum an Böden und Bodeneigenschaften sehr gut abgeleitet werden, jedoch nicht aus den Klassenzeichen allein.

3. Die flächenbezogenen Daten erwiesen sich als weniger gut anwendbar für z. B. quantitative Aussagen, da aufgrund „lokaler Besonderheiten“ nur ca. 60% der Gebietsfläche vergleichbar mit den eigenen Geländebefunden war -abgesehen vom Problem des Grenzverlaufes.

Schlußfolgerungen für Konzept und Methode der Auswertung der Bodenschätzung allgemein:

a) Übersetzungsschlüssel sollten sowohl die lokal-regionalen pedogenen und naturräumlichen Faktoren und Zusammenhänge als auch die in den Personen der Schätzer und im Zeitpunkt der Schätzung begründeten Besonderheiten u. ä. berücksichtigen.

b) Die **Entwicklung der Übersetzungsschlüssel** auf der Grundlage aller vorhandenen Angaben in den Schätzungsbüchern erfordert daher eine Zusammenarbeit mit den Bodenschätzern und eine **zeitlich parallele Überprüfung der Daten im Gelände**.

c) Wünschenswert ist ein bundeseinheitliches edv-gestütztes Übersetzungsprogramm, das lokal-regionale Modifikationen zuläßt wie z. B. von REICHE (1998) u. a. vorgestellt.

Literatur:

BENNE, I. & HEINEKE, H. J. (1987): Die Übersetzung der Bodenschätzung und ihre digitale Bereitstellung in einem Bodeninformationssystem für den Umwelt- und Bodenschutz.- Mitt. D. Bod. Gesell., 53: 89-94; Göttingen.

FLEISCHMANN, R. & HACKER, E. & OELKERS, K.-H. (1979): Vorschlag zu einem Übersetzungsschlüssel für die automatische bodenkundliche Auswertung der Bodenschätzung.- Geol. Jb., 76; Hannover.

REICHE, E.-W. (1998): Bodenschätzungs-Standardauswertung Schleswig- Holstein. Eine Methode zur computergestützten Übersetzung, Parameterbildung und planungsbezogenen Bodenbewertung.- Mitt. D. Bod. Gesell., 87:39-42; Oldenburg.

WELTNER, K. (1988): Untersuchungen zur Bodenerosion unter Berücksichtigung der Daten der Bodenschätzung am Beispiel eines Lößgebietes nordöstlich Frankfurt am Main.- unveröffentlichte Diplomarbeit, Fachbereich Geographie der J. W. Goethe Universität Frankfurt; Frankfurt a. M.

**Zum Abgleich der Ansprache von Bodenprofilen nach dem Bodenschätzungsgesetz und der Kartieranweisung des
Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung**

von

CAPELLE, A., AHLERS, E.

Einleitung

Das Gesetz über die Schätzung des Kulturbodens (Bodenschätzungsgesetz) wurde vom Deutschen Reich am 16.10.1934 erlassen und dient seither mit geringfügigen Änderungen als Grundlage für die Bewertung landwirtschaftlicher Nutzflächen zur gerechten Grundsteuerveranlagung. Darüber hinaus werden die Ergebnisse der Bodenschätzung als Grundlage für die Wertermittlung in Flurbereinigungsverfahren, beim freiwilligen Landtausch oder im Kreditwesen genutzt (Rösch & Kurandt, 1950; Rothkegel, 1950).

Im Bodenschätzungsgesetz ist das bodenkundliche Fachwissen etwa des Jahres 1930 verankert und in quasi genormter Form für die praxisbezogene Anwendung aufbereitet worden, um die natürliche Ertragsfähigkeit der Böden, die aus Parametern der Bodenbeschaffenheit abgeleitet wird, abzuschätzen und maßstabgerecht darzustellen. Auf eine Beschreibung der Bodentypen ist bewußt verzichtet worden, da die Bodentypologie noch längst nicht ausgereift war. Seit der Verkündung des Bodenschätzungsgesetzes wurden in den Bodenkundwissenschaften zahlreiche neue Erkenntnisse gewonnen. Bodentypologie und Bodensystematik erlauben heute z. B. eine sehr differenzierte Betrachtung der Böden, wie auch Bodenchemie und Bodenphysik aufzeigen, dass viele Fragen des Nährstoff- und Wasserhaushaltes nicht mit der Betrachtung des Bodens bis 1 m Tiefe gelöst werden können.

Trotz einiger - aus heutiger bodenkundlicher Sicht - Unvollkommenheiten ist die Bodenschätzung das einzige in Deutschland flächendeckend vorliegende Erhebungswerk zur Bodenbeschaffenheit, das in allen Bundesländern nach gleichen Kriterien in einem Zeitraum von ca. 20-25 Jahren erstellt wurde.

Ziel dieser Arbeit ist es, Wege aufzuzeigen, die Daten der Urschätzung und der älteren Nachschätzung für die moderne Bodenkunde nutzbar zu machen, die Stärken und Schwächen der Bodenschätzung darzulegen sowie die Interpretationsspielräume bei den Beschreibungen der Bodenprofile einzuengen.

Zusammenarbeit von OFD Hannover und NLFb

Seit etwa 1960 stellen die Oberfinanzdirektionen, die Katasterverwaltungen und die Geologischen Dienste der deutschen Länder auf der Datengrundlage der Bodenschätzung sowie der geologischen und bodenkundlichen Landesforschung gemeinsam die Bodenkarte auf der Grundlage der Bodenschätzung 1:5 000 her. Mit der Einführung und Weiterentwicklung der EDV haben sich die Verfahren der Kartenerstellung mehrfach geändert, und zwar von der manuellen zur DV-gestützten Überführung der Bodenschätzungsdaten in die heutige bodenkundliche Nomenklatur (Ahrens, 1960; Benne et al., 1990; Heineke, 1985; Hennings, 1985; Oelkers, 1970; Oelkers et al., 1993).

* A. Capelle, NLFb, Stilleweg 2, 30655 Hannover

** E. Ahlers, Oberfinanzdirektion, Waterloostr. 5, 30169 Hannover

Die Bodenschätzungsdaten dienen in Niedersachsen auch als Grundlage zur Erstellung der Bodenkarte 1:25 000 und weiterer Kartenwerke. Besonders gute Interpretationen der Beschreibungen der bestimmenden Grablöcher gelangen den Bodenkundlern des NLFb immer dann, wenn sie selbst Geländearbeiten durchgeführt hatten. Diese Erkenntnisse führten im NLFb zu der Überlegung, die OFD Hannover und damit auch das BMF zu bitten, bei Nachschätzungen neben den Bodenschätzungsdaten auch die Bodenhorizonte durch die Amtlichen Landwirtschaftlichen Sachverständigen (ALS) protokollieren zu lassen.

Bei zahlreichen gemeinsamen Geländebegehungen der ALS der OFD Hannover und der Bodenkartierer des NLFb ist es dann gelungen, vermeintliche und reale Differenzen auszuräumen, die durch Begriffsdefinitionen in der Arbeitsanleitung für die Bodenschätzung und der Kartieranleitung 3. Aufl. bzw. der Kartieranweisung NLFb entstanden waren. Seit mehr als zehn Jahren werden die ALS in ihrem Amtsbezirk an Musterstücken und ausgewählten Bodenprofilen in der Profilsprache nach der modernen bodenkundlichen Nomenklatur aus- und fortgebildet. Hierbei werden aufgetretene Probleme und Unsicherheiten diskutiert und fachlich bereinigt.

Angeregt wurde bei den Abstimmungsgesprächen auch die Entwicklung eines einheitlichen, DV-gerechten Formblattes für das Feldschätzungsbuch, welches nach Überarbeitung im BMF bei allen Oberfinanzdirektionen Eingang gefunden hat (Abb. 1).

Übersetzung der Bodenschätzung

An zwei Bodenprofilen aus den Gemeinden Isernhagen und Harenberg, Lkrs. Hannover, soll die Übersetzung der Bodenschätzungsdaten in die moderne Nomenklatur erläutert werden.

Isernhagen

Ur- bzw. Altschätzung		Horizonte	Übersetzung	Bodentyp
SI5D 26/28				
h ra' IS-I'S 2		Ap SI3 (SI2)/Rast2 h3		G 32
Ra I"S-S 2		Go SI2 (fSms)/Rast3		
rost I"S 2		Go SI2 e4		
fr S		Gr fSms		

Gemeinsame Profilsprache 1998 (z. T. gekürzt)

OFD			NLFb					
IS5D 32/		G	rG + G42					
h3 ra2 S,14	3,0	Ap	0-30	Ap	SI4/g2	dbn	h3	Rast2
brgr3 ra4, zt(Ra) S	2,0-2,5	Go	-55	Go	fSms/g2	bnligr	e2(4)	Rast3
brgr3 ei2 fr3 S	3,5-4,0	Go	-90	rGor	fSms/g2	bnligr	e2	
he3 na3 S		Gr	-100	Gr	fSms/g2	gngr		

Während die Übersetzung der Bodenarten und der Humusgehalte aus der Bodenschätzung im allgemeinen keine Probleme bereitet, z. B. fsL zu Ut3, IS zu SI3 oder I'S und I"S zu SI2, muß bei der Transformation von schichtbezogenen Farben und Wasserverhältnissen zu Horizonteigenschaften und -merkmalen mit größter Umsicht vorgegangen werden. Es ist oftmals hilfreich, die Schichten nicht einzeln, sondern als Gesamtheit zu betrachten, so dass pedogenetische Prozesse aus dem Bodenprofil erkannt werden. Geologische und topographische Karten geben nützliche Hinweise zum Ausgangssubstrat der Bodenbildung und zur morphologischen Geländesituation.

Harenberg

Ur- bzw. Altschätzung		Horizonte	Übersetzung	Bodentyp
L2L6 83/86				
hfs L	3	Ap Ut3 h3		T 34
h'fs L	3,5	Ah Ut3 h2		
fs L		Cv Ut3		

Gemeinsame Profilsprache 1998 (z. T. gekürzt)

OFD		NLfB				
L 2 L6 87/	S-T	S-T31				
h3 zt(kal) L,fs3	3,0-3,5 Ap	0-32 Ap	Ut3	dbn	c1	
h2 zt(kal) L,fs3	3,0-3,5 Ah	-75 Ah	Ut3	dbn	c1	
zt(kal) fl3,eil L,fs3		- 100 Sw	Ut3	gebn	e2	c1
		- 120 Sw	Ut3	gebn	e2	c2
		- 150 II Sw	Ut3	bngr	e3	c3
		- 170 Sd	Tu2	dgr	c3	
		- 180 Sd	Ls4/x2	dgr	c3	

An dieser Stelle sei eine Anmerkung zum Klassenzeichen erlaubt. Da das Klassenzeichen einen Mittelwert der Profilbeschreibung darstellt, können aus ihm nur bedingt Erkenntnisse für die moderne Bodentypologie und die Bodentextur abgeleitet werden. Z. B. ist aus der Bodenart „IS“ des Klassenzeichens nicht zu erkennen, ob der Lehm gleichmäßig im Profil verteilt ist, unter leichtem Oberboden einen schweren Fuß bildet wie bei Geschiebedecksand über Geschiebelehm oder in Talungen die Schichtung stark lehmiger Sand über Sand gegeben ist. Unter dem Klassenzeichen S4D z. B. können die Bodentypen P, S-P, G-P, P-G und G erscheinen, unter L5V die Bodentypen N, R, B und S sowie ihre Übergangsformen. Eine direkte Ableitung von Bodentypen und Bodenarten aus dem Klassenzeichen ist also nicht möglich.

Für das bestimmende Grabloch Isernhagen wird in den beiden oberen Schichten Raseneisenstein angegeben, eine Mineralausfällung im Grundwasserschwankungsbereich. Daher darf die Rostfarbe der dritten Schicht nicht als Bs-Horizont wie im trockenen Boden übersetzt werden, sondern muß als eisenreicher Go-Horizont ausgewiesen werden. Eine Unsicherheit bleibt immer im Bereich der 1 m Tiefe, wenn hydromorphe Merkmale als Verglebung bzw. Pseudoverglebung interpretiert werden sollen. Die geologische Karte hilft mit Hinweisen auf eventuelle Staukörper weiter. Bei dem angetroffenen Grundwasserstand kommt an diesem Ort einzig der Bodentyp Gley in Betracht.

Das bestimmende Grabloch Harenberg bereitet keine Schwierigkeiten bei der Übersetzung. In Mittelhangposition gelegen, lassen sich die beschriebenen Schichten in die Horizontfolge einer Schwarzerde überführen.

Da die bestimmenden Grablöcher bereits vor mehreren Jahrzehnten beschrieben worden sein können und bei erneuten Profilsprachen aus mannigfaltigen Gründen nicht immer die gleichen Positionen zur Ansprache ausgewählt werden, treten Abweichungen in den Beschreibungen auf. Als Ursache hierfür kann in erster Linie die kleinräumige Heterogenität der Böden genannt werden. Aber auch Krümmenvertiefungen durch Pflugarbeit oder Grundwasserregulierungen führen zu Änderungen im Horizontaufbau.

Schlußbemerkungen

Die ALS haben die moderne bodenkundliche Typologie bereitwillig übernommen und wenden Sie weitgehend fehlerfrei an.

Das neue Formblatt für das Feldschätzungsbuch animiert die ALS zu einer exakteren Beschreibung der Bodenschichten und zu einer eindeutigeren Umsetzung zu Bodenhorizonten.

Ziel einer weiterführenden Ausbildung der ALS sollte es sein, in Zukunft auf eine DV-gestützte Übersetzung der Bodenschätzung verzichten zu können.

Aus den Profilbeschreibungen der Grablöcher können unter Verwendung von geologischen und topographischen Karten Bodentypen und Bodenarten nach der heutigen bodenkundlichen Nomenklatur abgeleitet werden. Das Klassenzeichen allein eignet sich nur für eine Vorsortierung.

Literatur

Die Literaturübersicht kann bei den Autoren angefordert werden.

Feldschätzungsbuch													Seite
Gemarkung <i>Isernhagen NB</i>					Flur <i>28</i>		Feuchtigkeitszustand des Bodens <i>feucht</i>			Datum <i>15.04.1998</i>			
Nr. der Bodenbeschreibung				DGK 5		Rahmenkarte	Nr. der best. Bodenbeschreibung				weit. Kz.		
<i>3558 5213 27</i>				<i>3524 14</i>									
Position d. Grablochs			Hangrichtung		Hangempfang		Reine Wasserabfl.		Wechsell. Frost nach Schicht		Bodenopt.		
<i>E</i>							<i>9</i>				<i>G</i>		
Kult.Art		Bauzahl Gmp	Bodenart		ZuSt./BoSt.		Entstehungsart	Klimast.	Wasserst.	Wertzahlen		Bodenwechsell. %	
<i>A</i>		<i>32</i>	<i>LS</i>		<i>S</i>		<i>D</i>						
Altp. Klima T. 20	M. L. V	T. N	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	
Besonderheiten													
Humus	Kalk	Farbe	Eisen	Feuchte	Sonstiges	Bodenart		Schicht nachfolg.		Horizont			
<i>h3</i>			<i>ra2</i>			<i>S₁ L4</i>		<i>3.0</i>		<i>Hp</i>			
		<i>brgr.3</i>	<i>ra4,zt(Ra)</i>			<i>S</i>		<i>2.0-2.5</i>		<i>Go</i>			
		<i>brgr.3</i>	<i>ei.2</i>	<i>fr.3</i>		<i>S</i>				<i>Go</i>			
		<i>hc.3</i>		<i>na.3</i>		<i>S</i>				<i>Gr</i>			
					Flur		Feuchtigkeitszustand des Bodens			Datum			
Nr. der Bodenbeschreibung				DGK 5		Rahmenkarte	Nr. der best. Bodenbeschreibung				weit. Kz.		
Position d. Grablochs			Hangrichtung		Hangempfang		Reine Wasserabfl.		Wechsell. Frost nach Schicht		Bodenopt.		
Kult.Art		Bauzahl Gmp	Bodenart		ZuSt./BoSt.		Entstehungsart	Klimast.	Wasserst.	Wertzahlen		Bodenwechsell. %	
Altp. Klima T. 20	M. L. V	T. N	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	Wa. W. H. 20	
Besonderheiten													
Humus	Kalk	Farbe	Eisen	Feuchte	Sonstiges	Bodenart		Schicht nachfolg.		Horizont			

Abb. 1: Formblatt für das Feldschätzungsbuch der OFD Hannover (1993) mit dem Profil Isernhagen

Erstellung eines regionalen Übersetzungsschlüssels zur Ableitung von Bodenkennwerten aus Bodenschätzungsdaten

von

SAUER, S.

1 Einleitung

Der Abschlußbericht der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft „Bodenschutz“ mit dem Titel „Nutzung der Bodenschätzungsergebnisse zum Aufbau eines Bodeninformationssystems“ empfiehlt die Erarbeitung von Übersetzungsschlüsseln zur Nutzung von Bodenschätzungsdaten. Unter norddeutschen Standortbedingungen werden bereits Verfahren zur digitalen Auswertung von Altbeständen der Bodenschätzung eingesetzt (BENNE et al. 1990, REICHE 1998), für Mittelgebirgslandschaften liegen kaum Erfahrungen vor.

Innerhalb des SFB 299 „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ an der Justus-Liebig-Universität Gießen wird eine Methodik zur Erarbeitung und Bewertung regionaler Landnutzungskonzeptionen entwickelt. In der Testregion im Rheinischen Schiefergebirge fehlen als Arbeitsgrundlage großmaßstäbliche Bodenfunktionskarten, so daß sich eine Auswertung von Bodenschätzungsdaten anbietet.

Es sollen erste Ergebnisse der regionalen Anpassung eines bereits bestehenden Programmes zur Auswertung von Grablochbeschreibungen vorgestellt sowie Möglichkeiten der Ableitung von Bodenkennwerten aus dem Klassenzeichen aufgezeigt werden.

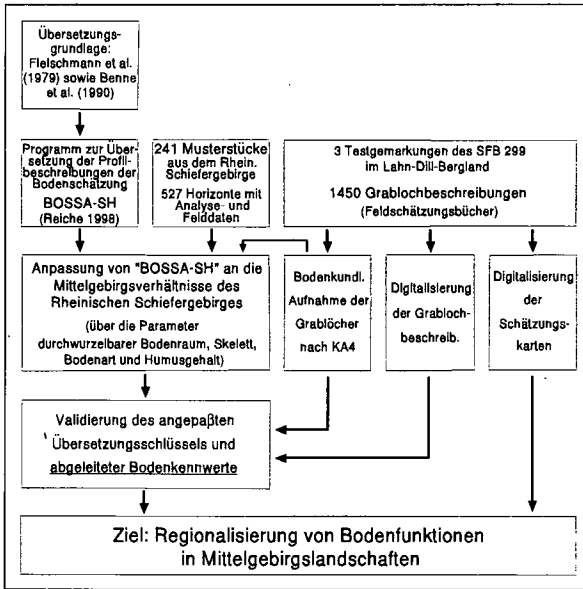
2 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen werden in der Gemarkung Erda, etwa 15 km nordwestlich von Gießen im Lahn-Dill-Bergland gelegen, durchgeführt. Geologisch gehört das Untersuchungsgebiet zum Rheinischen Schiefergebirge. Dominierende Gesteine sind Tonschiefer, Grauwacken und Kieselschiefer. Ausgangssubstrate der rezenten Bodenbildung sind periglaziale Solifluktsdecken mit unterschiedlichen Lößanteilen. Typische Böden der Mittelgebirgslandschaft sind Ranker, Braunerden, Pseudogleye und Kolluvisole, auf den südost-exponierten Hängen finden sich aufgrund von Lößanwehung erodierte Parabraunerden. Der mittlere Jahresniederschlag liegt bei etwa 736 mm, die mittlere Jahrestemperatur bei 7,3°C. Die landwirtschaftliche Nutzfläche der Gemarkung Erda wurde im Herbst 1950 durch die Bodenschätzung bewertet, die Spanne der Acker-Klassenzeichen reicht von IS 7 Vg oder IS 6 Vg (Ranker mit Bodenzahlen von unter 25) bis sL 3 V oder L 4 Löv und L 5 Löv (Kolluvisole und erodierte Parabraunerden mit Bodenzahlen von 50 bis 60). Etwa 75 % der Böden werden mit weniger als 45 Bodenpunkten bewertet.

3 Methodik

Als Übersetzungsgrundlage dient das Programm „Bodenschätzungs-Standard-Auswertung Schleswig-Holstein“ (BOSSA-SH), das auf den Arbeiten von BENNE et al. (1990) basiert (REICHE 1998). Wichtige Funktionsbereiche des Programmes sind die Eingabemaske zur Digitalisierung und Überprüfung der profilbezogenen Schätzungsdaten, die KA4-gerechte Übersetzung der Grablochbeschreibungen (AG Boden 1994) sowie die Ableitung physikalischer und physikochemischer Kenngrößen. Das modular aufgebaute Programmpaket soll über die statistische Auswertung von 241 im Rheinischen Schiefergebirge liegenden

Musterstücken, auf Basis der bodenkundlichen Aufnahme bestimmender Grablöcher und der Feldbegehung mit Bodenschätzern an die regionalen Verhältnisse des Rheinischen Schiefergebirges angepaßt werden (Übersicht 1). Ziel ist die Regionalisierung von Bodenfunktionen über die Ableitung bodenkundlicher Kennwerte. Bodentypologische Ableitungen werden nicht getroffen.



Übersicht 1: Regionale Anpassung des Übersetzungsschlüssels „Bodenschätzungs-Standardauswertung Schleswig-Holstein“

4 Übersetzung der Grablochbeschreibungen

Die bei der Finanzverwaltung und den Katasterämtern in den Feldschätzungsbüchern hinterlegten Grablochbeschreibungen enthalten für das Rheinische Schiefergebirge regionale Besonderheiten, die in dem eingesetzten Übersetzungsschlüssel nicht enthalten sind. Beispiele häufig vorkommender Abkürzungen sind „T.Schi.V.“ für Tonschieferverwitterung oder „Ki.Schi.V.“ für Kieselschieferverwitterung. Diese Beschreibungen müssen entsprechend der bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 1994) in die Sprache der heutigen Bodenkunde übersetzt und innerhalb des Programmes ergänzt werden. Aus „T.Schi.V.“ leitet sich ein Cv-Horizont ab, der etwa 75 % Skelett aufweist, den durchwurzelbaren Bodenraum begrenzt und oftmals als Basislage anzusprechen ist. In einer Mittelgebirgslandschaft ist somit allein aus der Übersetzung dieses Begriffes eine Aussage über die Gründigkeit eines Standortes ableitbar.

Auf Grundlage der Musterstücke des Rheinischen Schiefergebirges lassen sich über den Vergleich von Labor- und Felddaten die Skelett- und Humusgehalte sowie die Bodenarten übersetzen. Tabelle 1 zeigt einen Vergleich der Skelettklassifizierung zwischen Bodenschätzung und der eigenen Auswertung für das Rheinische Schiefergebirge. Die im Vergleich mit BENNE et al. (1990) angedeutete Unterschätzung des Skelettgehaltes durch die Bodenschätzung kann durch die Auswertung der Musterstücke nicht bestätigt werden. Mit Ausnahme der Klasse geringsten Skelettgehaltes werden die regional berechneten und nach KA4 klassifizierten Skelettgehalte übereinstimmend mit der Klassifizierung durch die Bodenschätzung eingestuft. Der

Humusgehaltsklasse der Bodenschätzung entspricht bei niedrigeren Humusgehalten eine höhere Humusgehaltsklasse nach KA4. Bei der Bodenschätzungs-kategorie h2 muß, wie schon von BENNE et al. (1990) vorgeschlagen, zwischen Ober- und Unterboden differenziert werden. Während h2 im Oberboden mit h3 übersetzt werden muß, entspricht h2 im Unterboden h2. Für die Übersetzung der Bodenart zeigt sich bei alleiniger Auswertung der Musterstücke ein sehr uneinheitliches Bild. Die häufigsten Bodenarten der Bodenschätzung lassen sich in der Regel keiner eindeutigen Bodenartenuntergruppe nach KA4 zuordnen, lediglich die Bodenarten mit deutlicher Sand- (z.B. S, 13; S, 14) bzw. Schluffdominanz (z.B. L, kr3; L, sch3) sind mit hoher Treffgenauigkeit übersetzbar (Tab. 1).

Tab. 1: Beispiele einer regionalen Übersetzung des Skelett- und Humusgehaltes sowie der Bodenarten auf Basis der Auswertung der Musterstücke des Rheinischen Schiefergebirges

Klassifizierung durch die Bodenschätzung			Klassifizierung nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (AG Boden 1994)		
Skelett	Humus	Bodenart	Skelett	Humus	Bodenart
gru1, st1	h1	S, 13	gr2, x2	h2	SI3, SI4
gru2, st2	h2-h1	S, 14	gr2, st2	h2	SI3, SI4
gru3, st3	h2	L, s2	gr3, x3	h3* (h2)**	Ls2, Ls3, Lt2
gru4, st4	h3-h2	L, s3	gr4, x4	h3	SI4, Ls2, Ls3, Lt2
gru5, st5	h2-h3	L, fs3	gr5, x5	h3	(Ls2, Ls3), Lu, Ut4, Tu4
T.Schi.V.	h3	L, kr3	x5 (~75 Masse-%)	h3	Tu3, Tu4
	h4	L, sch3		h4	Tu3
	h5			h5	

*=Oberboden, **=Unterboden

5 Ableitung von Bodenkennwerten aus den Klassenzeichen

Auch ohne Übersetzung der Grablochbeschreibungen lassen sich die Klassenzeichen der Bodenschätzung für bodenkundlichen Fragestellungen auswerten. In einer naturräumlich einheitlichen Landschaft besteht auf Ackerflächen (n=248) eine hochsignifikante Beziehung zwischen der Bodenzahl und der nutzbaren Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum (nFKdB), die schon HARRACH (1982) beschreibt (Abb. 1). Die nFKdB wurde auf Grundlage der bodenkundlichen Aufnahme der bestimmenden Grablöcher berechnet. Der Grund für das hohe Bestimmtheitsmaß von 69 % ist das genaue Einmessen der bestimmenden Grablöcher. Die Punkte mit einer nFKdB von etwa mehr als 100 mm, die im oberen Bereich der Punktwolke liegen, sind in der Regel Kolluvisole, die aufgrund des erhöhten Humusgehaltes durch die Bodenschätzung scheinbar überbewertet wurden. Berechnet man die Regression ohne Kolluvisole (n=48), so ergibt sich ein Bestimmtheitsmaß von 71 %. Auf den Grünlandflächen (n=113) läßt sich kein Zusammenhang zwischen der Grünlandgrundzahl und der nutzbaren Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum nachweisen. Erst unter Ausklammerung der vernästen Böden (Pseudogleyc, Gleye und deren Übergangssubtypen) deutet sich trotz des geringen Stichprobenumfangs von n=32 eine Beziehung an (Abb. 2). Ursache ist die schwierige Bewertung vernäster Böden, die z.B. trotz hoher nFKdB in ihrer Ertragsfähigkeit limitiert sein können und folglich mit niedrigen Grünlandgrundzahlen bewertet wurden. Die für die Acker- und Grünlandstandorte berechneten Kurvengleichungen dürfen nicht auf andere Naturräume übertragen werden und gelten nur für den Wertebereich, für den Meßwerte vorliegen.

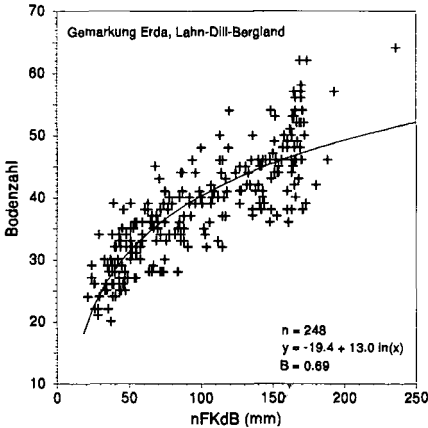


Abb. 1: Bodenzahl in Abhängigkeit von der nutzbaren Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum (Ackerflächen)

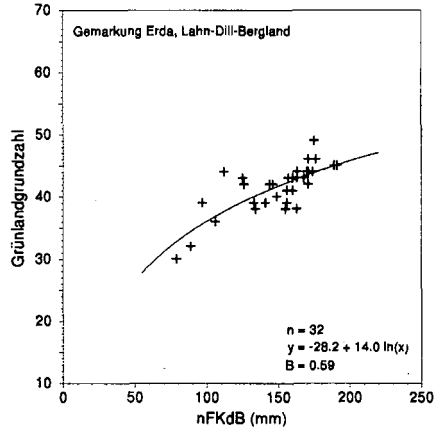


Abb. 2: Grünlandgrundzahl in Abhängigkeit von der nFKdB (Grünlandflächen, ohne vernäste Böden)

6 Zusammenfassung

- Die Ergebnisse belegen, daß eine naturräumliche Anpassung bereits bestehender Übersetzungsschlüssel zur Auswertung von Bodenschätzungsdaten notwendig ist.
- Die alleinige Auswertung der Musterstücke liefert hinsichtlich der regionalen Übersetzung einzelner Parameter keine eindeutigen Ergebnisse. Aus diesem Grund sollte eine Zusammenarbeit mit den amtlichen Bodenschätzern erfolgen.
- In einer naturräumlich einheitlichen Mittelgebirgslandschaft lassen sich Bodenkenwerte aus dem Klassenzeichen ableiten. Für Ackerflächen sind genauere Aussagen möglich als für Grünlandflächen.

7 Literatur

- AG Boden (1994): *Bodenkundlichen Kartieranleitung*, 4. Aufl., Hannover.
- Benne, I., H.-J. Heineke & R. Nettelmann (1990): *Die DV-gestützte Auswertung der Bodenschätzung - Erfassungsanweisung und Übersetzungsschlüssel*. Technische Berichte zum NIBIS. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.
- Harrach, T. (1982): *Ertragsfähigkeit erodierter Böden*. Arbeiten der DLG 174 (Bodenerosion: Ursachen des Bodenabtrages und Gegenmaßnahmen), 84-91.
- Reiche, E.-W. (1998): *Bodenschätzungs-Standard-Auswertung Schleswig-Holstein. Eine Methode zur computergestützten Übersetzung, Parameterbildung und planungsbezogenen Bodenbewertung*. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 87, 39-42.

Auswertung des Erosionsgrades und -Trends von Bodenlandschaften aus Grablochdaten

von

LAMP, J.

1. Der Erosionsgrad des Einzelprofils (nach KA4)

In der Bodenkundlichen Kartieranleitung („KA4“, 1994) wird der Erosionsgrad eines Einzelprofils aus der mutmaßlichen Profilverkürzung gegenüber einem (konzeptionellen oder konkreten) Vergleichsprofil nach den vereinfachten Merkmalen der Tab. 1 eingestuft. Diese „Ansprache des Köpfungsgrades“ im Feld ist in der praktischen Bodeninventur schwierig umzusetzen, da die Bestimmung

- der *Soluntiefe* des erodierten Profils, meistens in Kuppen- oder Oberhanglage, an den überwiegend sehr diffusen Übergängen der B- (z.T. S-) zu den C-Horizonten der Klassen Braunerden und Pseudogleye stattfinden muß,
- eines *Vergleichsprofils*, z.B. unter Wald oder am Ackerhang mit ausgeglichenem Transportsaldo, wegen ungenügender Ceteris-Paribus-Bedingungen häufig problematisch ist,
- am *Einzelprofil ohne Raumbezug*, also nicht in einer zweidimensionalen Catena oder besser dreidimensionalen Landschaft, dem Wesen des verkoppelten Abtrags-/Auftragsprozesses der Erosion widerspricht.

Tab. 1: Feldansprache des Erosionsgrades eines Bodenprofils
(nach KA4, Bodenkundliche kartieranleitung 1994, verkürzt)

Profilverkürzung %	Erosionsgrad		Anstehender Teil eines A-B-C-Profiles
	Zeichen	Bezeichnung	
0	Eg0	keine E.	Voll erhaltener A-Horizont
<10	Eg1	sehr gering	A unmerklich gekürzt, schwache Abtragsmerkmale
10-30	Eg2	gering	Reste des A erhalten
30-60	Eg3	mittel	B nicht bis wenig verkürzt
60-90	Eg4	hoch	B stark verkürzt
>90	Eg5	sehr hoch	Rest des B oder nur C erhalten

2. Kolluvierung als Erosionsindikator in geschlossenen Bodenlandschaften

Die Merkmale des Auftrages von erodiertem Krümmenmaterial lassen sich in Form des M-Horizontes anhand

- des *Grauwertes* (Munsell-Value $\leq 4,5$ bei Chroma ≤ 3 ; bei bestimmten Substraten zu modifizieren) und
- der *Gleichförmigkeit der Bodenfarbe* (keine Fleckung etc.) sowie
- des *scharfen Horizontübergangs* (alte Ap-Untergrenze)

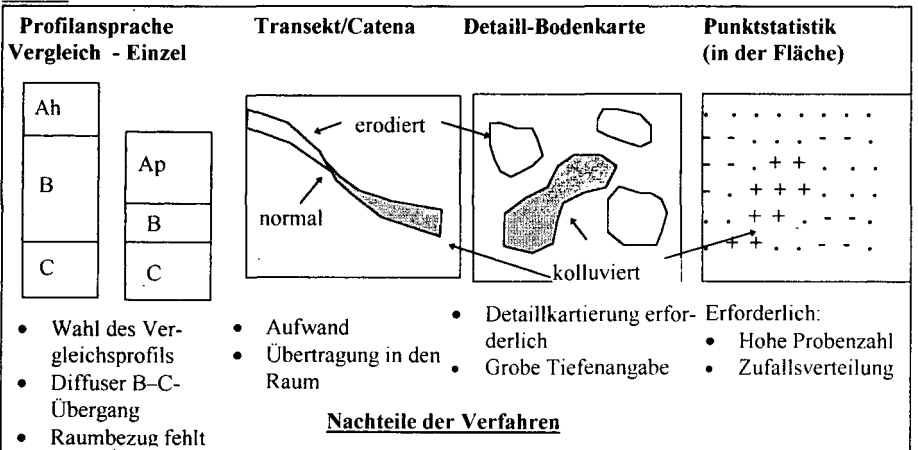
meistens so eindeutig diagnostizieren, daß diese Feldansprache selbst an Bohrstockkernen hinreichend sicher erfolgen kann. Aufgrund des Humusgehaltes der sedimentierten Ackerkrume, der in überdeckten M-Horizonten nur sehr langsam durch Abbau reduziert wird, kann diese Diagnose analytisch bestätigt werden. Auch in der *Bodenschätzung* hat sich die Diagnose von M-Horizonten in Form des Humuszeichens (h. bzw. h- für mittel bis schwach humos) niedergeschlagen. Obwohl diese Schichtangabe nicht zu den bestimmenden Klassenmerkmalen zählt, wurde es nach unserer Erfahrungen auf mehreren Betriebsflächen in Schleswig-Holstein recht zuverlässig durch verschiedene Schätzer erhoben.

Bei der Auswertung dieser Angaben ist aber zu berücksichtigen, daß abgetragenes Krümmenmaterial nur in geschlossenen Bodenlandschaften vollständig wieder als Kolluvien sedimentiert wird. Solche Geschlossenheit in der Stoffumverteilung ist weitgehend in den kuppigen Jungmoränengebieten Nord- und Süddeutschlands anzufinden, wie ARMANTO (1990) durch Bilanzierungen mit Phosphat und anderen Indikatoren zeigen konnte. In einer Beispielfläche (Gut Kühren, 25 km südl. Kiels) verblieben ca. 90% der erodierten Ackerkrume (gegenüber nur 10% in einer Vergleichsfläche in Südsumatra). In den mehr oder weniger "halb-offenen" Bodenlandschaften der Altmoränen oder der Mittelgebirge Deutschlands wären bei der Anwendung der Kolluvierung als Erosionsindex Anrechnungsfaktoren zu berücksichtigen.

3. Berechnung des Erosionsgrades und des Erosionstrends

In Abb. 2 sind die Möglichkeiten der Abschätzung des Erosionsgrades von Böden und Landschaften durch Erosion dargestellt.

Abb. 2:



Die Berechnung des Erosionsgrades in (annähernd) geschlossenen Bodenlandschaften setzt eine hinreichend hohe und zufällig verteilte Anzahl von Stichproben (Bodensondierungen) voraus. Aus allen Profilbeschreibungen einer Landschaft wird zunächst die absolute Häufigkeit von M-Horizonten (bzw. von Schichten mit h(-) unter dem Ap in Grablochbeschrieben) ermittelt und die Untergrenze der Horizonte bzw. Schichten gegen die Tiefe aufgetragen. Dier daraus ermittelte relative Häufigkeit wird als Schätzung der tiefenabhängigen Aufttrittswahrscheinlichkeit von Kolluvien ($p(z_i)$) interpretiert und nach Formel (1) als Erosionsgrad von Bodenlandschaften berechnet.

$(1) \text{ EgL} = \sum_{z=z_p}^{z_{\max}} (\Delta z_i * p(z_i) * d_B * 10)$ <p style="margin-left: 20px;">(t/ha) $z = z_p$</p>	<p>$z_i =$ Tiefenintervall</p> <p>$d_B =$ Boden(trocken)dichte (kg/l)</p> <p>$p(z_i)$ Wahrscheinl/Häufigk. von Kolluvium in z_i</p> <p>$z_p =$ Pflutiefe(cm) $z_{\max} =$ Kolluvienuntergrenze</p>
---	---

Aus der Veränderung des Erosionsgrades von der Zeit 1 zur Zeit 2 kann der Erosionstrend von Bodenlandschaften (EtL) nach Formel (2) geschätzt werden.

$(2) \text{ EtL} = \text{EgL}(2) - \text{EgL}(1) = \sum_{z_1=z_p}^{z_{\max}} (\Delta z_i * p(z_{1,2}) * dB * 10)$	<p>1, 2 = Zeitpunkte</p>
---	--------------------------

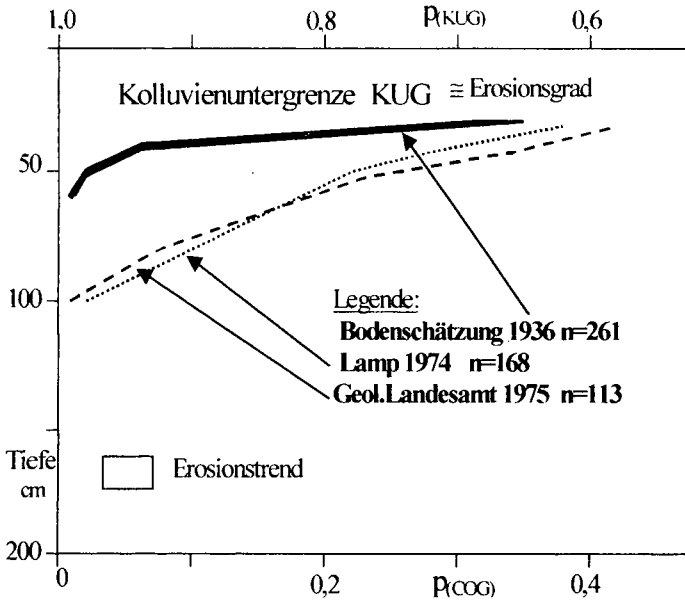
4. Beispiel aus dem Honigau-Gebiet im Ostholsteinischen Hügelland

Im Jahr 19936 wurde die Bodenschätzung im Gebiet Honigau (ca. 900 ha) durchgeführt. Die Ergebnisse der 261 Grablöcher wurden nach den Formeln (1) und (2) – ebenso wie die der Vergleichskartierungen des Geologischen Landesamtes und des Bodenkunde-Institutes der Universität Kiel , beide aus dem Jahr 1974 (n = 113 bzw. 168) ausgewertet. Obwohl die Bodensondierungen des Geologischen Landesamtes nach dem Prinzip der freien Kartierung (Erfassung von Grenzen und Inhalten der "typischen" Böden) und die Kartierung des Institutes nach einem strengen 50m-Erhebungsraster (mit Zufallsstart) durchgeführt wurde, ergeben sich fast identische Verlaufskurven der Aufttrittswahrscheinlichkeit von Kolluvien in dem Gebiet. Die entsprechende Kurve aus dem Jahr 1936 zeigt aber ein weitaus geringes Auftreten von Kolluvien an. Die Differenz kann als Effekt der fast 40-jährigen Erosion durch Wasser (Winderosion findet im Gebiet kaum statt) und durch Pflugarbeit grafisch-visuell interpretiert (s. Abb. 3) oder nach (2) berechnet werden.

Diese Auswertung ergibt eine eine mittlere jährliche Erosionsrate von 4-5 t/ha*a.

Die Auswertung und Interpretation unterstellt, daß die Festlegung von Grablöchern, die zur Ermittlung des steuerlichen Wertes von Flurstücken (Klassengrenzen) vorgenommen wurde und wird – aus der Sicht der Erosionsforschung - als zufällig anzusehen ist. Die bewußte oder unbewußte Vermeidung von Tiefenlagen (mit Kolluvien) bei der Bodenschätzung würde zu einer verzerrten Stichprobe führen, die nur über Korrekturverfahren, z.B. mit GIS-gestützten Auswertungen des Reliefs oder gescannten Luftbildern, zu bereinigen wäre. Dies gilt im Prinzip auch für andere pedofunktionale Auswertungen der Bodenschätzung.

Abb. 3: Auftretswahrscheinlichkeit von Kolluvien im Honigau-Gebiet zu zwei Zeiten



Auswertung der Bodenschätzung für das Gebiet der neuen Bundesländer

von

DIEMANN, R.

1. Einführung

Die Bodenschätzung fand in der ehemaligen DDR im Jahr 1954 ihren Abschluß. Bereits im Zuge der Verwaltungsreform von 1952 gliedert man die Bodenschätzung aus dem Finanzministerium aus und unterstellte sie dem Vermessungswesen im Ministerium des Inneren. Die Katasterämter bewahrten deshalb bis nach der „Wende“ die Unterlagen auf. Aus dem Personalbestand der Bodenschätzung wurden zentral und in den Bezirken Mitarbeiter in Institutionen der Landwirtschaft übernommen, die die Auswertung der Bodenschätzung durchführten. Nach Vollzug der deutschen Einheit erlangte bekanntlich die Finanzverwaltung wieder die Zuständigkeit für die Bodenschätzung.

Auf die Thematik dieses Vortrages geht LIEBEROTH (1969, 1982) mit unterschiedlicher Ausführlichkeit ein. Besonders die Beziehungen zwischen Ackerzahlen und Erträgen stellt er in der Auflage von 1969 ausführlicher dar. Von HAASE (1956) stammt eine Einführung in die Bodenschätzung einschließlich der Erläuterung der verschiedenen Auswertemöglichkeiten, was insgesamt über eine Nutzung bei der „Heimataforschung“ hinausgeht.

2. Nachfolgearbeiten zur Bodenschätzung

2.1. Natürliche Standorteinheiten (NStE)

Für die Landwirtschaft der DDR wurde auf der Grundlage der gemeindeweisen Auswertung der Bodenschätzung ein spezifisches standortbezogenes Planungsinstrument entwickelt, das in Verwaltung, Statistik, Wissenschaft und Landwirtschaftspraxis eine breite Anwendung erfährt. Ausgehend von den durchschnittlichen Ackerzahlen der Gemeinden, zusammengestellt im PLN (1971), definierten SCHILLING; BANNORTH u. SCHLICHT (1965) **Natürliche Standorteinheiten des Ackerlandes (NStE)** als „Zusammenfassung bestimmter natürlicher Standortbedingungen, die hinsichtlich der Anbaumöglichkeiten und der Produktionsleistung unter dem gegenwärtigen Entwicklungsstand der Produktivkräfte in annähernd gleichem Maße wirksam werden“. Die genannten Autoren unterscheiden nach variierenden Kriterien 6 NStE für Diluvial-, 3 NStE für Alluvial-, 6 NStE für Löß- und 9 NStE für Verwitterungsstandorte. Die NStE stellen Standorttypen im allgemeinen Sinn dar. Für die Agrarstandorte wurde damit einer typologisch ausgerichteten Kategorie gegenüber einer Gliederung in einzelne Agrar- oder Produktionsgebiete der Vorzug gegeben. Bei der NStE für die einzelnen Gemeinden muß berücksichtigt werden, daß sie nur die flächenmäßig dominierende Entstehungsart berücksichtigt, d.h. eine Gemeinde, die beispielsweise von einer Lößplatte bis in eine Aue reicht, wurde diese in eine NStE der Löß-Standorte eingeorndet. Wichtige regionale Besonderheiten im Berg- und Hügelland fanden nachträglich Eingang in die

NStE-Klassifikation. 1978 erfolgte die Umstellung der NStE von den Gemeinden auf die Großbetriebe der Pflanzenproduktion (LPG, VEG). Eine Gemeindegarte der NStE im Maßstab 1 : 750 000 enthält der PLN (1971). Auf dieser Karte beruhen eigentlich alle späteren Gebietsausgrenzungen für die Agrarplanung, von denen hier auf die 9 **Eignungsgebiete** hingewiesen sei.

Eine mit der NStE vergleichbare Bearbeitung der **Grünlandstandorte** liegt nicht vor, wohl aber im PLN (1971) eine Karte 1 : 750 000 mit Klassen der Grünlandzahlen und des Grünlandanteils der Gemeinden, die die Verbreitung des Grünlandes unmittelbar nach Abschluß der Bodenschätzung wiedergeben. Zu dieser Thematik publizierten DÖRTER et al. (1968).

2.2. Bodenschätzungs- und Hangneigungskarte 1 : 10 000

Nach Abschluß der Bodenschätzung begann das damals bestehende Institut für Bodenkartierung Berlin mit der Anfertigung der **Bodenschätzungskarte** 1 : 10 000, die mangels einer modernen großmaßstäbigen Bodenkartierung der landwirtschaftlichen Nutzfläche der neuen Bundesländer nach wie vor die wichtigste Planungsgrundlage bezüglich des Bodens darstellt und z.B. auch eine Markierung der Lage der Gräblöcher innerhalb der Klassenflächen gestattet. Sie stellt zudem Umfang der landwirtschaftlichen Nutzfläche und die Verteilung der Nutzungsarten zur Zeit der Durchführung der Bodenschätzung dar, darunter die des inzwischen stark reduzierten Grünlandes.

Für die Bodenschätzungskarte 1 : 10 000 wurden auf photomechanischem Wege die Klassenflächen der Schätzungskarten in Vergrößerungen des Meßtischblattes im Maßstab 1 : 10 000 eingepaßt und als Lichtpausen zur Verfügung gestellt. Die Symbole umfassen die Klassenzeichen ohne Wertzahlen. Vergrößerungsbedingt umfaßt eine Bodenschätzungskarte 1 : 10 000 etwa $\frac{1}{4}$ Meßtischblatt. Die Bodenschätzungskarte 1 : 10 000 liegt für den größten Teil der landwirtschaftlichen Nutzfläche der neuen Bundesländer vor. Von der Bearbeitung im Raum der Mittelgebirge und ihrer Vorländer wurde weitgehend abgesehen, da hier im ehemals kleinbäuerlich strukturierten Gebiet die Vielzahl der Klassenflächen im Maßstab 1 : 10 000 zu einer unübersichtlichen Darstellung führt. Ersatzweise fertigten deshalb die zuständigen Bezirksarbeitsgruppen Photomontagen im Maßstab 1 : 5 000 an.

Für die Bezirke Potsdam und Frankfurt gab die Staatliche Geologische Kommission gedruckte Farbkarten der Bodenschätzung ohne Wertzahlen mit dem Meßtischblatt 1 : 25 000 als topographischer Grundlage heraus, allerdings nicht ganz flächendeckend.

Dieser längst vergriffene Kartenserie eignet sich besonders gut für Übersichtsauswertungen der Bodenschätzung.

Nach den Höhenlinien des Meßtischblattes wurden seit 1962 ebenfalls auf Vergrößerungen dieser Karten in den Maßstab 1 : 10 000 eine **Hangneigungskarte** für Belange der Landwirtschaft entwickelt.

Sie enthält abgegrenzte Flächen der 8 Hangneigungsgruppen mit einer eingeschriebenen Zahl für die jeweils zutreffende Gruppe. Kreise symbolisieren innerhalb dieser Flächen liegenden kleineren Verteilungen (< 2 ha). Bei der Verwendung der Hangneigungskarte muß berücksichtigt werden, daß sie zwar im Maßstab 1 : 10 000 vorliegt, trotzdem aber nur die Genauigkeit des Meßtischblattes 1 : 25 000 aufweist. Die Hangneigungskarte 1 : 10 000 existiert bis auf einige nicht bearbeitete Meßtischblätter für alle Gebiete, in denen das Relief als Standortkomponente Bedeutung besitzt. Ihre Numerierung stimmt mit der Bodenschätzungskarte 1 : 10 000 überein.

Die Durchführung der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) 1 : 25 000/1 : 100 000 in den Jahren 1974 bis 1980 wäre ohne diese beiden Kartenwerke nicht möglich gewesen.

Der Vertrieb der Bodenschätzungs- und Hangneigungskarten in Form von s/w-Kopien obliegt jetzt den Geologischen Landesämtern der neuen Bundesländer.

2.3. Standortkundliche Ergänzung der Bodenschätzung

Vor allem um die Vorbereitung von Meliorationsmaßnahmen bodenkundlich zu vertiefen, wurde in den sechziger Jahren die „Standortkundliche Ergänzung der Bodenschätzung“ entwickelt. Aus dem Programm seien als wichtigste Bearbeitungsgegenstände genannt:

1. Die Transformation der aus den Grablochbeschrieben ersichtlichen Bodenarten und der Substratschichtung in Körnungsarten und in Substratfolgen nach bestimmten Tiefenintervallen. (Bodengliederungskarte)
2. Die Kartierung der Vernässung an der Bodenoberfläche im Gelände nach Wasserstufen.

Die Standortkundliche Ergänzung der Bodenschätzung wurde kartographisch auf den Bodenschätzungskarten 1 : 10 000 dargestellt. Sie bzw. vergleichbare oder noch weiter reichende Interpretationen^{der} Grablochbeschriebe im Maßstab 1 : 10 000 durch die Bodenkundler der VEB Geologische Forschung und Erkundung liegen in einem größeren Umfang nur dort vor, wo seitens der Bezirke Interesse an derartigen Unterlagen bestand, wie in den Bezirken Rostock, Neubrandenburg, Frankfurt, Cottbus und Magdeburg.

Literaturhinweise

DÖRTER, K.; KRAMER, M.; ROUBITSCHKE, W. (1968): Der Grünlandanteil der Gemeinden der DDR. - Wiss. Zeitschr. Univ. Halle, Math.-nat. R. **XVII**, 2, 257-273

HAASE, G. (1956): Die Auswertung der Ergebnisse der Bodenschätzung für geographische Heimatforschung. - Geographische Berichte **1**, 3, 205-228

LIEBEROTH, J. (1969): Bodenkunde Bodenfruchtbarkeit. - 2. Aufl.- Dt. Landwirtschaftsverlag, Berlin

LIEBEROTH, J. (1982): Bodenkunde. - Dt. Landwirtschaftsverlag, Berlin

PLN Planungsatlas Landwirtschaft und Nahrungsgüterwirtschaft DDR (1971).- Wiss. Leitung: MEUER, A.; ROUBITSCHKE, W. - Rat für Landwirtschaftliche Produktion und Nahrungsgüterwirtschaft, Berlin

SCHILLING, D.; BANNORTH, H.; SCHLICHT, H. (1965): Natürliche Standorteinheiten der landwirtschaftlichen Produktion in der DDR.- 2. Aufl. - Hrsg.: Landwirtschaftsrat der DDR.- Landwirtschaftsausstellung, Markkleeberg

Vergleichende Kennzeichnung und Beurteilung von Gemeinden, Landkreisen und Regionen des Landes Brandenburg nach Bodenarten der Bodenschätzung

von

THIERE, J., LAACKE, L., LENTZ-WOROBJEW, M., LORENZ, S.

1. Zielstellung

Ziel des Beitrages ist es, auf der Grundlage aktualisierter gemeindebezogener Datensätze mit Ergebnissen der Bodenschätzung die landwirtschaftliche Nutzfläche administrativer und naturräumlicher Einheiten nach dem Inventar an Bodenarten inhaltlich zu kennzeichnen und vergleichend zu beurteilen.

2. Methodisches Vorgehen

Die Ausgangsdatei (GEMDAT) mit dem Gemeindegliederungsstand 1974 - 76 wurde auf den Stand der Gebietsgliederung von 1994 aktualisiert.

Neben den primären Angaben der Bodenschätzung (Bodenarten, Ackerzahlen, Grünlandzahlen, Grünlandanteil) wurde für den inhaltlichen Vergleich der Bezugseinheiten eine „Vergleichsmethode Standort“ (VERMOST) genutzt. Nach dieser Vergleichsmethode werden die Bodenarten nach den Beurteilungsaspekten Anbaueignung (AE) und Bewirtschaftungseignung (BE) vorinterpretiert und jeweils 6 Klassen zugeordnet.

Diese Klassen werden nach zunehmender Ungunst mit den Ziffern 0 bis 5 symbolisiert (Vergleichsstufen). Nach den Flächenanteilen von Vergleichsstufen werden für jede Bezugseinheit weitere Vergleichsdaten berechnet (Dominanz-Tripel, Vergleichsindex, Indexklassen, Kontrastangaben und Flächentypen nach Vergleichsstufen).

Die variablen Anwendungsmöglichkeiten der Ergebnisse für Gruppierungen, Regionalisierungen, Parameterzuordnungen und Bildung von Legendeinheiten für thematische Karten werden an Beispielen demonstriert.

3. Ergebnisse - Übersicht und Auswahl

Als berechnete und methodische Ergebnisse liegen vor:

- Flächenanteile der Bodenarten der Bodenschätzung für Ackerland, Grünland und landwirtschaftliche Nutzfläche bezogen auf Gemeinden, Kreise, regionale Planungsgebiete und für das Land Brandenburg insgesamt
- mittlere Ackerzahlen, Grünlandzahlen und Ertragsmeßzahlen für die Gemeinden Brandenburgs
- Grünlandanteile an der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Gemeinden („Bodenschätzungsgrünland“) nach den Beurteilungsaspekten Anbaueignung und Bewirtschaftungseignung
- Vergleichsdaten nach VERMOST für Gemeinden, Kreise und Planungsregionen
- Grenzkriterien für Standorttypen nach dem Flächenanteil der Bodenarten der Bodenschätzung für D- und A1-Standorte
- Kriterien für Flächentypen nach Bodenarten des Oberbodens (OFT)
- Übersichtskarten
 - Mittlere Ackerzahlen der Gemeinden des Landes Brandenburg
 - Grünlandanteil der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Gemeinden des Landes Brandenburg
 - Anteil der Bodenart Sand am Ackerland der Gemeinden

⁽¹⁾ Inst. f. Bodenlandschaftsforschung, ⁽²⁾ Forschungsstation Eberswalde, ⁽³⁾ Inst. f. Ökosystem- u. Prozeßmodellierung im Zentrum f. Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., 15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

⁽⁴⁾ Landesanstalt f. Großschutzgebiete, 16225 Eberswalde, Am Stadsee 1-4

Land Brandenburg

Häufigkeit von Gemeindebezogenen Acker-, Grünland- und Ertragsmeßzahlklassen

Ackerzahl- klasse	Gemeinden	
	absolut n	relativ %
unter 24	308	18,2
24 - 27	359	21,2
28 - 30	275	16,2
31 - 37	428	25,2
38 - 44	170	10,0
45 - 69	101	6,0
ohne Ackerland	55	3,2
Land gesamt	1696	100

Grünlandzahl- klasse	Gemeinden	
	absolut n	relativ %
unter 24	90	5,3
24 - 27	186	11,0
28 - 30	248	14,6
31 - 37	826	48,7
38 - 44	232	13,7
45 - 57	31	1,8
ohne Angaben	1	0,1
ohne Grünland	82	4,8
Land gesamt	1696	100

Häufigkeit von gemeindebezogenen
Grünlandanteilen

Grünlandanteil %	Gemeinden	
	absolut n	relativ %
unter 2	137	8,1
2 - < 10	294	17,3
10 - < 21	440	25,9
21 - < 31	327	19,3
31 - < 41	214	12,6
> 41	239	14,1
Bergbaugemeinden	45	2,7
Land gesamt	1696	100

Häufigkeit nach gemeindebezogenen Anteilen
Bodenart Sand - Ackerland

Bodenart Sand %	Gemeinden	
	absolut n	relativ %
81 - 100	266	15,7
61 - 80	271	16,0
41 - 60	334	19,7
21 - 40	347	20,5
11 - 20	182	10,7
0 - 10	241	14,2
ohne Ackerland	55	3,2
Land gesamt	1696	100

Durch die Ergebnisse der Bodenschätzung können die oberflächennahen Substratverhältnisse und Substratheterogenitäten getrennt nach Acker- und Grünland und für die landwirtschaftliche Nutzfläche insgesamt dargestellt und beurteilt werden.

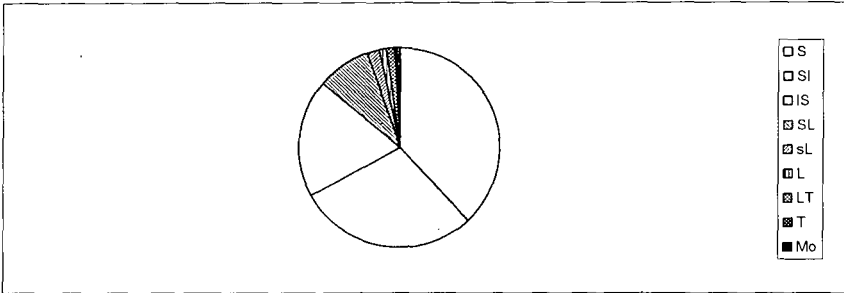
Durch die Einbeziehung der aggregierten Daten (Flächentypen, Standorttypen) der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) und der Inhalte geologischer Karten werden die Auswertungsmöglichkeiten erweitert.

⁽¹⁾ Inst. f. Bodenlandschaftsforschung, ⁽²⁾ Forschungsstation Eberswalde, ⁽³⁾ Inst. f. Ökosystem- u. Prozeßmodellierung im Zentrum f. Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., 15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

⁽⁴⁾ Landesanstalt f. Großschutzgebiete, 16225 Eberswalde, Am Stadtsee 1-4

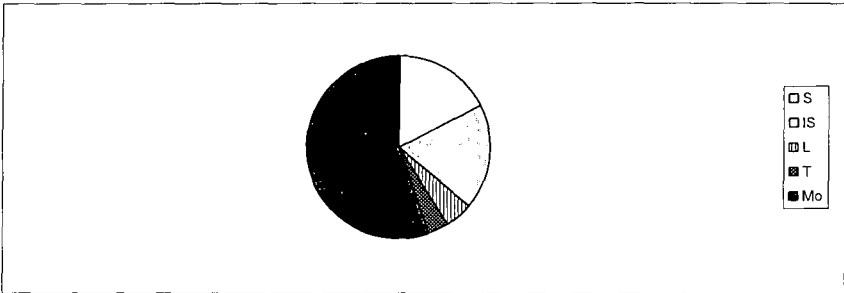
Relativer Flächenanteil von Bodenarten der Bodenschätzung

Ackerland des Landes Brandenburg



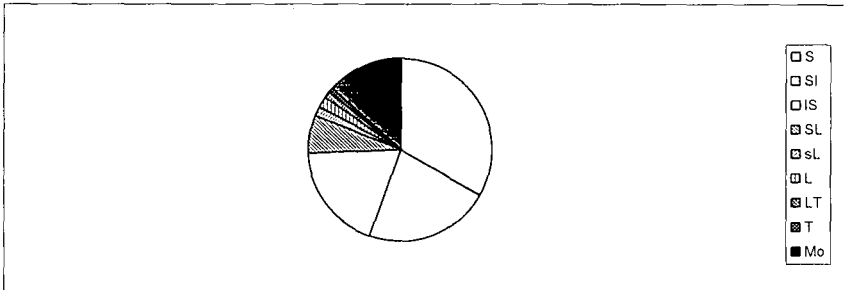
Land Brandenburg	S	SI	IS	SL	sL	L	LT	T	Mo
	%	%	%	%	%	%	%	%	%
	38	29	19	9	2	1	2	< 1	< 1

Grünland des Landes Brandenburg



Land Brandenburg	S	IS	L	T	Mo
	%	%	%	%	%
	17	19	5	4	55

Landwirtschaftliche Nutzfläche des Landes Brandenburg



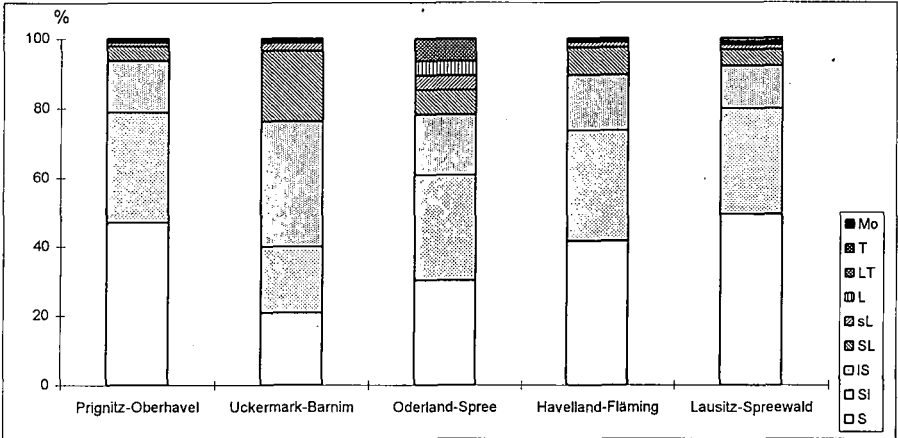
Land Brandenburg	S	SI	IS	SL	sL	L	LT	T	Mo
	%	%	%	%	%	%	%	%	%
	33	22	19	7	2	2	1	1	13

⁽¹⁾ Inst. f. Bodenlandschaftsforschung, ⁽²⁾ Forschungsstation Eberswalde, ⁽³⁾ Inst. f. Ökosystem- u. Prozessmodellierung im Zentrum f. Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., 15374 Münchenberg, Eberswalder Str. 84

⁽⁴⁾ Landesanstalt f. Großschutzgebiete, 16225 Eberswalde, Am Stadsee 1-4

Relativer Flächenanteil von Bodenarten der Bodenschätzung

Ackerland von Planungsregionen des Landes Brandenburg



Lfd. Nr.	Planungsregion	S %	Si %	IS %	SL %	sL %	L %	LT %	T %	Mo %
1	Prignitz-Oberhavel	47	32	15	4	1	<1	<1	<1	<1
2	Uckermark-Barnim	21	19	36	20	2	<1	1	<1	<1
3	Oderland-Spree	30	31	17	7	4	4	6	<1	<1
4	Havelland-Fläming	41	32	16	8	1	<1	<1	0	1
5	Lausitz-Spreewald	49	30	12	5	1	1	<1	0	1

Ackerland von Landkreisen Brandenburgs

Lfd. Nr.	Landkreisname	S %	Si %	IS %	SL %	sL %	L %	LT %	T %	Mo %
1	Oberhavel	57	31	11	1	0	0	0	0	<1
	Ostprignitz-Ruppin	48	38	11	2	<1	<1	<1	<1	1
	Prignitz	40	26	21	8	3	<1	1	<1	0
2	Barnim	41	26	23	7	1	<1	1	1	0
	Uckermark	15	17	40	24	3	<1	1	0	<1
3	Oder-Spree	46	32	16	4	1	<1	1	<1	<1
	Frankfurt (Oder)	22	44	26	5	1	0	2	0	0
	Märkisch-Oderland	21	29	18	9	6	7	10	<1	<1
4	Brandenburg Havel	66	25	6	2	0	0	0	0	1
	Potsdam	63	25	10	1	0	0	0	0	1
	Potsdam-Mittelmark	46	35	13	4	1	0	0	0	1
	Teltow-Fläming	40	30	15	13	1	0	0	0	1
	Havelland	34	31	22	8	2	1	1	0	1
5	Dahme-Spreewald	54	32	11	2	<1	0	0	0	<1
	Cottbus (Chosebuz)	53	38	8	1	0	0	0	0	0
	Oberspreewald-Lausi	49	32	12	4	1	<1	<1	0	2
	Spree-Neiße	48	33	12	4	2	<1	0	0	<1
	Elbe-Elster	45	26	14	8	2	1	1	<1	3

Sortierungspriorität innerhalb der Regionen: 1. S

2. Si

⁽¹⁾ Inst. f. Bodenlandschaftsforschung, ⁽²⁾ Forschungsstation Eberswalde, ⁽³⁾ Inst. f. Ökosystem- u. Prozessmodellierung im Zentrum f. Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., 15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

⁽⁴⁾ Landesanstalt f. Großschutzgebiete, 16225 Eberswalde, Am Stadsee 1-4

Nutzung der Bodenschätzung beim Aufbau von Bodeninformationssystemen in den Ländern

von

WALLBAUM, BLASER, HEINEKE, SCHULTZ-STERNBERG

Der hohe Wert der Bodenschätzung als Datengrundlage zur Kennzeichnung der Bodenbeschaffenheit ist unter Wissenschaftlern aber auch in Behörden unbestritten. Beschlüsse der Umweltministerkonferenz und der Bund und Länder Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) belegen die Bedeutung, die der Bodenschätzung als Informationsgrundlagen für den Umwelt-, insbesondere den Bodenschutz beigemessen wird.

Um einen Überblick über den tatsächlichen Stand der Nutzung von Bodenschätzungsergebnissen für Zwecke des Bodenschutzes zu erhalten, wurde 1996 im Rahmen der Arbeit des Arbeitskreis Bodeninformationssysteme der LABO (AK-BIS) ein Umfrage bei den Stellen des Bundes und der Länder durchgeführt, die Bodeninformationssysteme führen oder aufbauen. Für die Umfrage wurde ein ausführlicher Fragebogen erarbeitet und verteilt. Die einzelnen Ergebnisse sind den nachfolgenden Tabellen und den zugehörigen Anlagen zu entnehmen.

Ergebnisse der Umfrage:

Die Intensität, mit der die Bodenschätzungsunterlagen für den Aufbau von BIS in den Ländern genutzt werden, ist unterschiedlich. Ursachen sind u.a. die ungleichen Arbeitsstände der Länder beim Aufbau von BIS, die dabei verwendeten unterschiedlichen Strukturen sowie (je nach Ressortzugehörigkeit) unterschiedlich gesetzte inhaltliche und räumliche Prioritäten.

Beschlüsse der Umwelt-, Innen- und Finanzministerkonferenzen aus den Jahren 1993 und 1994 zur Nutzung der Bodenschätzung für nichtsteuerliche Zwecke (siehe Anlagen zum Arbeitsheft 3 der LABO) wurden von Bund und Ländern erst teilweise umgesetzt. Defizite bestehen bezüglich der *routinemäßigen, bundesweit vergleichbaren* Nutzung der Bodenschätzungsergebnisse als Informationsgrundlage für den Umwelt-, insbesondere den Bodenschutz.

Im einzelnen zeigte sich:

Die **Finanzverwaltung** hat durch bundesweite Einführung eines überarbeiteten Feldschätzungsbuches die Voraussetzungen zur Nutzung von Bodenschätzungsergebnissen zum Aufbau von Bodeninformationssystemen wesentlich verbessert. Durch die Einführung der digitalen Datenerfassung und -führung schafft sie die Voraussetzungen für eine effiziente Nutzung der Bodenschätzung. Die **Kataster- und Vermessungsverwaltungen** stehen - auf der Basis eines Beschlusses der Innenministerkonferenz von 1994 - der digitalen Aufnahme und Führung von Bodenschätzungsdaten aufgeschlossen gegenüber. Wesentliche Veränderungen (Verbesserungen) bzgl. der Bereitstellung digitaler Bodenschätzungsdaten haben sich jedoch nicht - bzw. nur in einzelnen Ländern - ergeben. Die für **Bodenkunde und Bodenschutz** zuständigen **Verwaltungen** benutzen die Bodenschätzungsergebnisse noch nicht genügendem Umfang zum Aufbau von BIS. Auswertungen der Bodenschätzung beschränken sich vorwiegend auf kleinflächige, voneinander isolierte Vorhaben im Zusammenhang mit konkreten Planungen (UVS/UVP, Regionalplanung, Landschaftsplanung etc.). Bodenschätzungsergebnisse werden als Basisdaten zum Vollzug von Aufgaben der Umweltverwaltung bisher nicht in angemessenem Umfang genutzt. In einigen Ländern wurden Pilotprojekte zur Integration der Bodenschätzung in BIS in Angriff genommen.

¹⁾ Min. f. Umwelt und Raumordnung des Landes Sachsen-Anhalt, Pfälzer Straße, 39106 Magdeburg

²⁾ Min. des Innern des Landes Brandenburg, Postfach 601165, 14111 Potsdam

³⁾ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 30655 Hannover

⁴⁾ Landesumweltamt des Landes Brandenburg, Postfach 601061, 14410 Potsdam

Tabelle: Stand der Nutzung der Bodenschätzung beim Aufbau von Bodeninformationssystemen

Fragen zu	Bundesländer / Freistaaten		BB Stand 9/96	HH Stand 6/97	HE Stand 10/96	MV Stand 1/97
1) Musterstücken, 2) Nachschätzungen, 3) Altdaten	BY Stand 9/96	BW Stand 10/96	BB Stand 9/96	HH Stand 6/97	HE Stand 10/96	MV Stand 1/97
1a) Sind Daten im BIS verfügbar?	Nein	Ja	Nein	Ja	Ja	Ja
1b) Sind sie Bestandteil der Profildatenbank?	-	Ja (60 Profile)	-	Ja (7 Profile)	Ja (26 Profile)	Ja (250 Profile)
1c) Sind Analyseergebnisse verfügbar?	-	Ja (60 Profile)	-	Nein	Ja (26 Profile)	Ja (250 Profile)
1d) Wer führte Analysen durch / veranlaßt sie?	-	-	-	GLA, OFD	HLFB, OFD	GLA, OFD
Welche Parameter wurden bestimmt?	-	siehe Anl. 1	-	siehe Anl. 1	siehe Anl. 1	siehe Anl. 1
1e) Sind sie Bestandteil der Laboratenbank?	-	Ja	-	Nein	Nein	Ja (250 Profile)
2a) Erfolgen Nachschätzungen?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
2a) In welchem Umfang?	40.000ha/a	2% der LN/a	ca. 4.000 ha	ca. 500 ha/a	>25.000 ha/a	-
2ab) Gibt es zeitliche/räumliche Strategien ?	Ja. s. Anl. 2	Ja. s. Anl. 2	Ja. s. Anl. 2	Ja. s. Anl. 2	Ja. s. Anl. 2	Ja. siehe Anl. 2
2ac) Liegt neues Feldschätzungsbuch zu Grunde?	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
2ad) Werden Ergebnisse digital erfasst?	-	-	-	-	Nein	-
2ae) Werden Ergebnisse in BIS geführt?	-	-	-	-	-	-
2af) Gibt es ressortübergreifende Vereinbarungen?	Nein	Ja. s. Anl. 3	Nein	Nein	-	Ja. siehe Anl. 3
2b) Werden Bodenprofile neu aufgenommen?	Ja	Ja	Ja	Ja	Nein	Ja
2ba) Erfolgt die Aufnahme der Profildaten digital?	Nein	Ja (OFD)	Ja (OFD)	Ja (OFD)	Nein	Ja (GLA, OFD)
2bb) Sind Profildaten im BIS verfügbar?	Nein	Nein	Nein	Ja	Nein	Ja
2bc) Gehen die Profildaten in das ALB ein?	Ja	-	Nein	Ja. s. Anl. 4	Ja. s. Anl. 4	Nein. s. Anl. 4
2c) Werden Geometriedaten neu festgelegt?	Nein	Nein	Ja	Ja	Ja	Ja
2ca) Werden Geometriedaten digital erfasst?	-	-	Ja (OFD)	Ja. s. Anl. 5	Nein	Nein. s. Anl. 5
2cb) Sind Geometriedaten im BIS verfügbar?	-	-	Nein	Nein	Nein	Nein
2cc) Werden Geometriedaten in ALK übernommen?	-	-	Nein	Ja (1% d. LN)	Nein	Nein
3a) Werden Altdaten im ALB geführt?	Ja	Ja	Nein	Ja	Ja	Nein
3aa) In welchem Umfang?	100% d. LN	ca. 99% d. LN	-	100% der LN	25% der LN	-
3ab) Welche Daten liegen im ALB vor?	siehe Anl. 6	siehe Anl. 6	-	siehe Anl. 6	siehe Anl. 6	siehe Anl. 6
3ac) Gibt es zeitliche/räumliche Strategien?	-	-	-	Ja	Ja. räumlich	-
3b) Werden Geometriedaten in ALK übernommen?	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein
3c) Werden Profildaten digitalisiert?	Nein	Nein	Nein	Ja. s. Anl. 7	Nein	Ja. siehe Anl. 7
3d) Gehen Altdaten in BIS ein?	Ja. s. Anl. 8	Ja. s. Anl. 8	Nein	Ja	Nein	Ja
3da) In welchem Umfang liegen sie in BIS vor?	0%	-	-	ca. 34%	-	?
3db) Gibt es zeitliche/räumliche Strategien?	Nein	-	-	Ja. räumliche	-	Ja. räumliche
3dc) Ist Erfassung generalisierter Geometrien geplant?	Nein	-	-	Nein	-	Nein
3dd) Ist Erfassung generalisierter Profildaten geplant?	Nein	-	-	Nein	-	Ja
4) Auswertungen	siehe Anl. 9	siehe Anl. 9	siehe Anl. 9	siehe Anl. 9	siehe Anl. 9	siehe Anl. 9

zu	Bundesländer / Freistaaten							Bund
s.o.	NI Stand 1/97	NRW Stand 3/97	RP Stand 3/97	SH Stand 1/97	SN Stand 3/97	ST Stand 4/97	TH Stand 10/96	BGR 2/97
1a)	Ja	Ja (85%)	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
1b)	Ja (896 Profile)	Nein	Ja	Ja (164 Profile)	Ja	Ja (202 Profile)	Ja (171 Profile)	Ja
1c)	Ja (896 Profile)	Ja (412 Profile)	Ja (280 Profile)	Ja (164 Profile)	Ja (140 Profile)	Ja (202 Profile)	Ja (175 Profile)	2685 Profile
1d)	OFD, NLFb	OFD, GLA, LUF	GLA, OFD	OFD, GLA, LANI	OFD, LFLUG	GLA, LAU, Uni	TLfL, TLfG, ...	BMF, OFD
	siehe Anl. 1	siehe Anl. 1	siehe Anl. 1	siehe Anl. 1	siehe Anl. 1	siehe Anl. 1	siehe Anl. 1	siehe Anl. 1
1e)	Ja (896 Profile)	Nein	Ja (280 Profile)	Ja (164 Profile)	Ja (140 Profile)	-	Nein	Ja
2a)	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
2aa)	100.000 ha / a	61 Gemeinden	16.000 ha/a	50-60 Gem./a	sporadisch	20.000 ha/a	10.900ha seit 92	-
2ab)	Ja. siehe Anl. 2	Ja. siehe Anl. 2	Nein	Ja. siehe Anl. 2	Ja. siehe Anl. 2	Ja. siehe Anl. 2	Ja. siehe Anl. 2	-
2ac)	Ja	Ja (zum Teil)	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	-
2ad)	-	-	-	-	Ja	Nein.	-	-
2ae)	Ja	-	-	Nein	Nein	Nein	-	-
2af)	Ja. siehe Anl. 3	Ja. siehe Anl. 3	-	Ja.	Ja. siehe Anl. 3	Ja. siehe Anl. 3	Ja. siehe Anl. 3	-
2b)	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	-
2ba)	Ja. siehe Anl. 5	Nein	Nein	Nein	Ja (teilweise)	Nein	Ja	-
2bb)	Ja (ca. 65% d. LN)	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Ja	-
2bc)	Ja	Ja. siehe Anl. 4	Ja (100% d. LN)	Nein. s. Anl. 4	Ja	Ja. siehe Anl. 4	Ja. siehe Anl. 4	-
2c)	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	-
2ca)	Ja. siehe Anl. 5	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Ja	-
2cb)	Ja (ca. 65% d. LN)	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Ja (%)	-
2cc)	Ja	Ja	Ja	Nein	Nein	Nein	Nein	-
3a)	Ja	Ja. siehe Anl. 4	Ja	Nein	Nein	Nein	Nein	-
3aa)	-	97% d. LN	100% d. LN	-	-	-	-	-
3ab)	-	siehe Anl. 6	siehe Anl. 6	-	-	-	-	-
3ac)	-	-	Nein	-	-	-	-	-
3ab)	Nein	Ja (Grablöcher)	Ja (ab 1997)	Nein	Nein	Nein	Nein	-
3c)	Ja. siehe Anl. 7	Nein	Nein	Ja. siehe Anl. 7	Ja. siehe Anl. 7	Ja. siehe Anl. 7	Nein	-
3d)	Ja	Nein	Nein	Ja	Ja	Ja	Nein	-
3da)	ca. 30%	-	-	ca. 5%	15800 Profile	ca. 1%	-	-
3db)	Ja. räumliche	-	-	Ja. räumliche	Ja	Ja. räumliche	-	-
3dc)	Nein	-	-	Nein	Nein	Nein	-	-
3dd)	Nein	-	-	Nein	Nein	Nein	-	-
4)	siehe Anl. 9	siehe Anl. 9	siehe Anl. 9	siehe Anl. 9	siehe Anl. 9	siehe Anl. 9	-	siehe Anl. 9

Anlage 1: (Frage 1c und d) Daten zu Musterstücken der Bodenschätzung

a) Standarddaten

Die Erhebung folgender Parameter zu Musterstücken der Bodenschätzung ist durch die Oberfinanzdirektionen vorgesehen (die Parameter sind z.T. nur gelegentlich oder alternativ mit Daten hinterlegt):

Kopfdaten:

Musterstücksnummer

Schätzungsergebnisse (Entstehungsart, Bodenart, Zustandsstufe, Bodenzahl/Grünlandgrundzahl, Ackerzahl/Grünlandzahl, Angaben zu Klima und Lage, ...)

Horizontnummer

Kennung (intern)

Obere Tiefe in dm

Untere Tiefe in dm

Horizontbeschreibung (verschlüsselt nach BodSchätzTechnAnw)

chemische Parameter (zu den Horizonten):

Humusgehalt	C/N-Verhältnis	Gehalt C org.
Karbonatgehalt	Kationenaustauschkapazität	Kaliumgehalt
pH-Wert	Basensättigung	Phosphorgehalt
Ni-Gehalt		

Parameter zur Kennzeichnung des Substrats:

Ermittlung der Korngrößenverteilung (KOEHN bzw. KOPECKY) und Ableitung der Bodenart (KOPECKY) bzw. Bodenart (KOEHN)

- Abschlämmbares
 - Ton
- Staubsand
 - Schluff (Feinschluff / Mittelschluff / Grobschluff)
- Feinsand
 - Sand (Feinsand / Mittelsand / Grobsand)
- Grobsand
- Steingehalt
 - Steingehalt

b) ergänzende Daten

Über die o.g. hinaus, wurden für Musterstücke folgende Parameter ermittelt:

Parameter:

- Schwermetallgehalte
- TOC
- Gehalte an amorphen Fe-, Mn-Verbindungen
- Gehalte an kristallinen Fe-, Mn-Verbindungen
- Mikronährstoffe
- lösliches Aluminium, Mangan und Eisen
- Al_2O_3 , Fe_2O_3
- PO_4^{2-} ; SO_4^{2-} ; CO_3^{2-}
- N_{gesamt}
- Raumbgewicht, TRD
- Porengrößenverteilung, Porenvolumen
- kf-Werte

Bundesland:

- BW, HE, MV, NI, TH, ST, SN
- BW
- SH, SN
- SH, SN
- MV
- SN
- SN
- SN
- HH
- BW, SH
- HE, SH
- SH,

Anlage 2 (zu Frage 2ab): Räumliche/zeitliche Strategien für Nachschätzungen

Grundsätzlich ist in § 12 des BodSchätzG geregelt, wann Nachschätzungen erforderlich werden. Demnach sind Nachschätzungen bei Änderungen der Ertragsbedingungen einzelner Bodenflächen vorgeschrieben. Beispielhaft werden im Bodenschätzungsgesetz als Anlässe für Nachschätzungen Änderungen der Nutzungsart, Ent- und Bewässerungen und Eindeichungen aufgeführt.

Im § 13 des BodSchätzG ist geregelt, daß die Ergebnisse der Bodenschätzung in Zeitabständen von längstens 20 Jahren zu überprüfen sind.

Im Rahmen der Umfrage wurden durch die Länder folgende Gründe für Nachschätzungen genannt:

Gründe für vorrangige Nachschätzungen

- Flurbereinigungen/Flurneuordnungsverfahren
- im Zuge der 'Verkehrsprojekte Deutsche Einheit'
- Vorbereitung wasserbaulicher Maßnahmen
- hohes Alter der gültigen Schätzung
- Grünland (Auftreten deutlicher Veränderungen)
- fehlende Erstschätzung (Bergbaufolgefleichen)
- Ausweisung von Wasserschutzgebieten
- turnusmäßiger Feldvergleich des Katasteramtes

Bundesland

- BY, BW, BB, HE, NI, NRW, ST
- TH
- NI, HH
- HE
- MV, SH
- SN, ST
- NI
- NRW

Anlage 3 (zu Fragen 2af): Gibt es ressortübergreifende Vereinbarungen zu Nachschätzungen?

Neben den im Bodenschätzungsgesetz und seinen untergesetzlichen Regelwerken getroffenen Festlegungen (insbesondere § 11 BodSchätzG: Nachweis der Schätzungsergebnisse und § 14 BodSchätzG: Aufgaben der Vermessungsbehörden)

wurden durch die Länder folgende Angaben gemacht:

- BW: Hinweis auf Verwaltungsvereinbarungen
z.B.: Gemeinsame Verwaltungsvorschrift des Finanz- und des Wirtschaftsministeriums zur Nachschätzung und zur Übernahme in das ALB
- MV, SN: Protokoll über gegenseitige Nutzung der Daten und Zusammenarbeit
zw. GLA und OFD
- NI: Die Oberfinanzdirektion (OFD) führt Kartierungen bei gemeinsamer Feldbegehung mit dem NLFb durch. Die Vermessungs- und Katasterverwaltung führt die Digitalisierung der Schätzungsergebnisse durch. Das NLFb interpretiert die Ergebnisse der Bodenschätzung bodenkundlich und führt analytische Untersuchungen durch.
- NRW: Es gibt Festlegungen zwischen Katasteramt und OFD zur Kostenteilung.
- ST: Es existiert ein gem. RdErl. des Innen- und des Finanzministeriums zur Übernahme von Nachschätzungsergebnissen in das ALB und die Liegenschaftskarte.
- TH: Hinweis auf eine Verwaltungsvorschrift (VV v. 27.05.1992) zur Durchführung der Flurbereinigung nach FlurbG und LwAnpG.

Anlage 4 (zu Frage 2bc): Gehen Profildaten ins ALB ein?

Gemäß Bodenschätzungsgesetz (§ 11 'Nachweis der Schätzungsergebnisse') sind Ergebnisse der Bodenschätzung in die Liegenschaftskataster zu übernehmen. Profildaten aus Nachschätzungen werden wie folgt in das ALB übernommen:

- HH, HE: In das ALB gehen nur die Klassenzeichen mit Wertzahlen ein.
- MV: Die Übernahme ist in Vorbereitung.
- NRW: Soweit die Katasterämter auf ALB umgestellt sind (z.Zt. ca. 50%) ist die Bodenschätzung dort verfügbar. Bodenschätzungsdaten liegen zu 97 % digital vor.
- SH: Schätzungsergebnisse werden noch nicht übernommen, weil das ALB noch nicht 3 vorliegt.
- ST: Daten von 1-2% der Landesfläche liegen inzwischen im ALB vor. Die Verschlüsselung der Daten im ALB richtet sich nach einem diesbezügl. Erlaß des Innenministeriums.
- TH: Die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) ist zu 100% im ALB erfaßt.
Davon liegen zu 1% Ergebnisse der Bodenschätzung vor.

Anlage 5 (zu Frage 2ca):

Werden Geometriedaten digital erfaßt?

In Niedersachsen erfolgt die Erfassung der Daten durch die OFD bzw. Vermessungs- und Katasterverwaltung, die Führung der Daten erfolgt durch das NLFb und die Vermessungs- und Katasterverwaltung.

In Hamburg wird eine Testgemarkung erfaßt.

In Mecklenburg-Vorpommern soll mit der Erfassung 1998 begonnen werden.

Anlage 6 (zu Frage 3ab) Welche (Alt-)Daten liegen im ALB vor?

- BY: Alle Daten mit Ausnahme der Profildaten; z.B.: Nutzungsart, Fläche, Klassenbeschreibung, Wertzahlen ...
- BW: Schätzungsbeschreibung: Acker-Grünlandzahl, EMZ, Bodenart, Entstehung, Zustandsstufe, bei Grünland auch Klima- und Wasserverhältnisse. Größe der Klassenflächengrenzen bezogen auf das Grundstück.
- HE, HH: Klassendaten und EMZ
- MV: Die Einführung des ALB ist erst für 1997 vorgesehen.
- NRW: Klassenzeichen, Übergangsbodenarten und Schichtenwechsel, Wertzahlen, besondere Vermerke
- RP: Schätzungsbeschreibungen und Wertzahlen liegen für 100% der LN im ALB vor.

Anlage 7 (zu Frage 3c) Werden Profildaten (Altdateien) digitalisiert?

- MV: In MV laufen im GLA entsprechende Versuche.
- NI: In Niedersachsen werden Altdateien (auch Profile) dort digitalisiert, wo eine Nachschätzung auf absehbare Zeit nicht zu erwarten ist und wo die Daten im Zuge der Nachschätzung ohnehin erfaßt werden (nicht alle Schätzungsergebnisse einer Gemarkung ändern sich bei Nachschätzungen).

- SH: Im Landesamt für Natur und Umwelt werden im Rahmen eines Pilotprojektes u.a. Profildaten erfaßt. Vorrangig werden Daten aus den Hauptnaturräumen des Landes aufgenommen. Ziel ist die Eichung der Interpretationsmöglichkeiten.
Außerdem werden Räume, in denen kurzfristiger Bedarf nach bodenkundlichen Daten besteht (z.B. wegen anstehender Planungsverfahren), bevorzugt bearbeitet.
- SN: Seit 1994 wurden durch ABM/LKZ (im Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie) 15800 Profile erfaßt.
- ST: Im März 1997 wurde begonnen mit ABM tägl. 130 - 200 Profile zu digitalisieren.
- HH: testweise Erfassung in Amt für Geoinformation und Vermessung und OFD

Anlage 8 (zu Frage 3d) Gehen Altdaten in BIS ein?

Von der BGR, Bayern und Baden-Württemberg wurde angegeben, daß die Altdaten indirekt - durch ihre Verwendung zur Erstellung bodenkundlicher Karten - in BIS eingehen. In Niedersachsen werden Bodenschätzungsdaten unmittelbare Bestandteile des BIS.

Anlage 9 (zu Frage 4)

Auswertungen (der Bodenschätzung) für Zwecke des Bodenschutzes

Die nachfolgende Übersicht listet die von den Ländern genannten Anwendungsbereiche der Bodenschätzung auf.

In der Regel dürfte davon auszugehen sein, daß die genannten Anwendungsbereiche (z.B. Klärschlammverwertung) in allen Ländern relevant sind.

<u>Anwendungsbereich</u>	<u>Bundesland (Umfang)</u>
Raumordnung / Landesplanung	MV, RP, SH*, ST
Regionalplanung	BY, BW, BB, ST, NRW
UVP/UVS	BY, BW, BB, MV*, NI (4.500 ha/a)*, NRW, RP, SH, ST
Landschaftsplanung	BY, BW, BB, MV*, NRW, RP, SH (20-30 Gem./a)*, ST
landw. Beratung	BY, BB, HE, MV, ST
-- in Wasserschutzgebieten	NI (85.000 ha/a)*, NRW
-- Nitrat Auswaschung	HE (600 ha/a)*
Bodenkartierung	BY (300.000 ha/a), MV*, NRW, SH*, BGR*, SN
Bauleitplanung	BW, BB, MV, SH*, ST
Klärschlammausbringung	HE, NRW
AVP	MV, RP, ST
Flurbereinigung	NI (4.500 ha)*
Schutzgebietsausweisungen	MV, NI, RP, SH*, ST
Ermittlung von Hintergrundwerten	MV*
Genehmigung von Abgrabungen	NRW

Mit "*" gekennzeichnete Auswertungen erfolgen (soweit diese vorhanden sind) unter Verwendung digitaler Datenbestände zur Bodenschätzung.

**Projekt „Digitalisierung von Altdaten der Bodenschätzung“ im
Land Sachsen-Anhalt**

von

GUTTECK,U., WIEDENROTH,W., WALLBAUM,E.

In einem im März 1997 begonnenen Projekt sollen die für Sachsen-Anhalt vorliegenden Ergebnisse der Reichsbodenschätzung (Altdaten) digital verfügbar gemacht werden. So soll die Umschreibung der Altdaten auf das Format des 'Neuen Feldschätzungsbuches' und die Ableitung bodenkundlicher und umweltrelevanter Informationen für nichtsteuerliche Zwecke vorbereitet werden.

Am Projekt beteiligt sind die Landesressorts für Finanzen (vertreten durch die Oberfinanzdirektion), für Raumordnung und Umwelt (vertreten durch das Landesamt für Umwelt), für Wirtschaft und Verkehr (vertreten durch das Geologische Landesamt) und des Innern (vertreten durch das Landesamt für Landesvermessung und Datenverarbeitung). Ein Teil der Arbeiten im Projekt wird mit Beschäftigten aus Arbeitsbeschaffungsmaßnahmen (ABM) realisiert. Das Projekt soll spätestens im Jahre 2003 abgeschlossen sein.

Digitalisierung von Schätzungsbüchern:

In den Finanzämtern des Landes Sachsen-Anhalt liegen etwa 400.000 handschriftlich in Schätzungsbüchern aufgezeichnete Grablochbeschriebe zu Musterstücken, Vergleichsstücken, bestimmenden und nicht bestimmenden Grablöchern vor. Diese Grablochbeschriebe und andere ausgewählte Inhalte der Schätzungsbücher werden beim Landesamt für Umweltschutz (LAU) mit Hilfe einer Standardsoftware in digitale Tabellen übertragen (abgeschrieben).

Auf Interpretationen oder Übersetzungen der Inhalte der Feldschätzungsbücher wird zugunsten einer möglichst zügigen Erfassung verzichtet. Abbildung 1 zeigt Stand und Fortschritte der Digitalisierungsarbeiten.

*) Landesamt für Umweltschutz, Reideburger Str. 47-49, 06116 Halle

**) Min. des Innern des Landes Sachsen-Anhalt, Halberstädter Str. 2, 39112 Magdeburg

***) Min. für Umwelt und Raumordnung des Landes Sachsen-Anhalt, Pfälzer Str., 39106 Magdeburg

Datensätze in Tausend

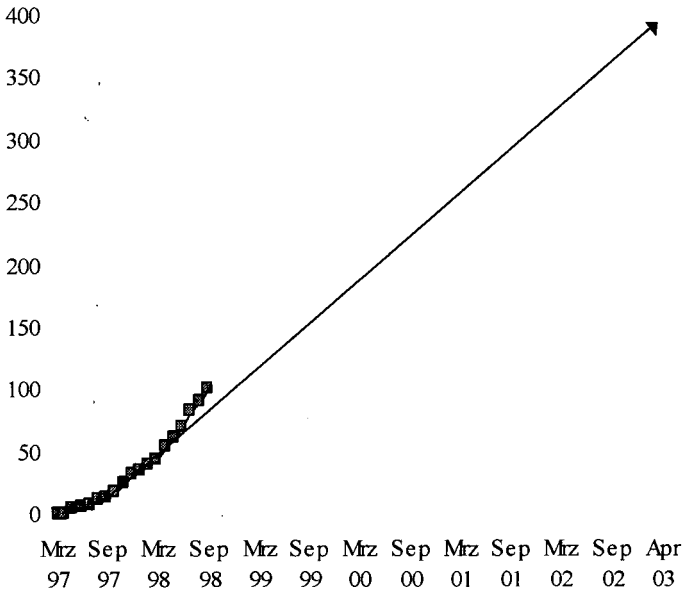


Abbildung 1: Anzahl der im Projekt digitalisierten Grablochbeschriebe (Projektziel als Gerade dargestellt)

Einen Überblick über die Gemeinden, deren Schätzungsbücher bisher im Projekt digitalisiert wurden, gibt Abbildung 2.

Die Reihenfolge der Bearbeitung von Gemeinden wird bei Beachtung von Wünschen der Oberfinanzdirektion (im Zusammenhang mit bevorstehenden Nachschätzungen) und des Geologischen Landesamtes (im Zusammenhang mit der Nutzung der Bodenschätzungsergebnisse für die Bodenkartierung) festgelegt.

Um möglichst frühzeitig über repräsentatives Material für wissenschaftliche Auswertungen/Interpretationen der digitalisierten Schätzungsergebnisse zu verfügen, wird angestrebt, Schätzungsergebnisse aus Gebieten der verschiedenen Entstehungsarten parallel zu erfassen.

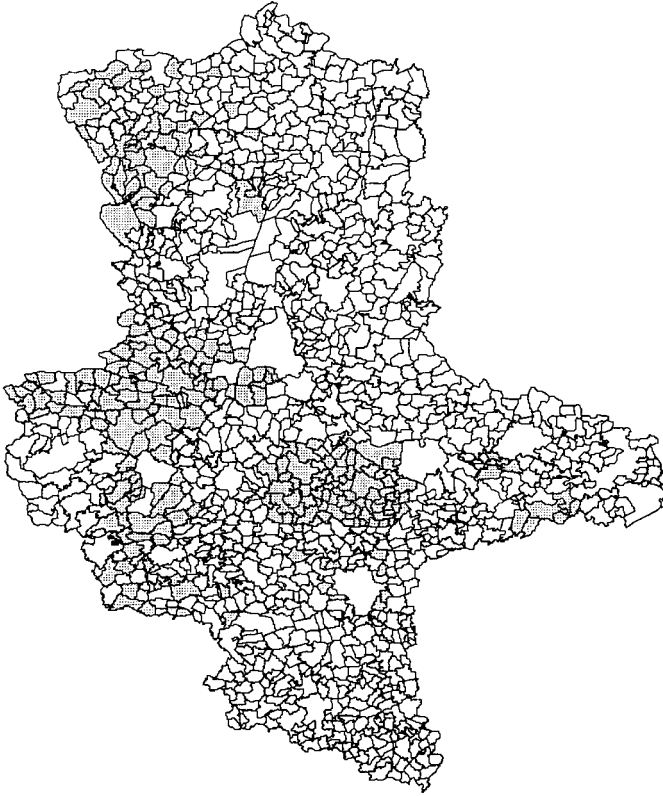


Abb. 3 Digitalisierung der Schätzungsbücher
(markierte Gemeinden sind abgeschlossen)

Digitalisierung der Schätzungskarten:

Die Konturen der etwa 350.000 Klassenflächen der Bodenschätzung, die auf etwa 10.000 analogen Bodenschätzungs-Folien der Liegenschaftskarte verzeichnet sind, werden beim Landesamt für Landesvermessung und Datenverarbeitung (LVerMD) im Zuge der Erneuerung der Liegenschaftskarte digitalisiert.

Die Abstimmungen zwischen den am Projekt Beteiligten zielen darauf, die Digitalisierung der Schätzungsbücher und der Bodenschätzungs-Folien bis zum Jahre 2003 (oder eher) zeitgleich abzuschließen. Ab diesem Zeitpunkt sollen Inhalte der Schätzungsbücher und Bodenschätzungs-Folien flächendeckend und miteinander verknüpfbar digital verfügbar sein.

Verknüpfung von digitalen Schätzungsfolien und digitalen Schätzungsbüchern:

Das Landesamt für Landesvermessung und Datenverarbeitung (LVerMD) stellt dem Landesamt für Umweltschutz georeferenzierte Scans der Bodenschätzungs-Folien zur Verfügung, aus denen (parallel zum Abschreiben der Inhalte der Schätzungsbücher) die Koordinaten der Grablöcher ermittelt werden. Dazu wird die Lage der Grablöcher mit Hilfe der analogen Schätzungskarten und unter Verwendung eines geografischen Informationssystems in die digitalen Scans übertragen. Die ermittelten Koordinaten ermöglichen dem LVerMD die Grablöcher in die Bodenschätzungs-Folien einzutragen, die diese Information noch nicht enthalten. Über die Koordinaten wird der für die späteren Folgenutzungen unverzichtbare Bezug der künftig digitalisierten Bodenschätzungs-Folien zu den Inhalten der digitalisierten Schätzungsbücher ermöglicht.

Zusammenfassung:

Die einfache Form des Abschreibens der Schätzungsbücher ermöglicht bei einer hohen Arbeitsgeschwindigkeit, die Anforderungen an die in Arbeitsbeschaffungsmaßnahmen häufig wechselnden Beschäftigten gering zu halten und den Altdatenbestand annähernd originalgetreu digital zu archivieren. Nach einer Einarbeitungsphase von ca. 14. Tagen digitalisiert ein Beschäftigter auf diese Art und Weise pro Arbeitstag die Inhalte des Feldschätzungsbuches zu ca. 50 Grablöchern. Parallel ermittelt und erfaßt er die Koordinaten zur Lage der Grablöcher.

Die nachträgliche Umschreibung der gemeindeweise angelegten Tabellen in eine Datenbank des Formates des Neuen Feldschätzungsbuches wird einer (zur Zeit in Entwicklung befindlichen) Software überlassen.

Mit der Auswertung bzw. Nutzung der Schätzungsergebnisse für nichtsteuerliche Zwecke, insbesondere für die Kennzeichnung der Böden bezüglich ihrer Beschaffenheit und für die Bodenbewertung, befassen sich das Landesamt für Umweltschutz und das Geologische Landesamt bzw. von diesen beauftragte Institutionen.

Das gemeinsame Interesse aller am Projekt Beteiligten, die hohe Bereitschaft zur Zusammenarbeit, die Schlichtheit des Verfahrens beim Abschreiben der Schätzungsbücher sowie die für beide Seiten günstige zeitparallele Bearbeitung beim LVerMD und beim LAU lassen hoffen, im Land Sachsen-Anhalt in vergleichsweise kurzer Zeit und mit geringem Mitteleinsatz über einen fundamentalen Datenbestand zum Boden digital verfügen zu können.

Verfahrensvergleich zur Bewertung der Bodenfunktion „Ausgleichskörper im Wasserkreislauf“ auf Basis von Bodenschätzungsdaten

von

HARTMANN,K.-J., FINNERN,J., CORDSEN,E.

Einleitung

Die Bodenschätzung bildet in der Bundesrepublik Deutschland den einzigen, großmaßstäbigen bodenkundlichen Datenbestand, der flächendeckend für landwirtschaftliche Standorte vorliegt. Der Datenbestand, der Punkt- und Flächeninformationen beinhaltet, dient als großmaßstäbige Planungsgrundlage sowie zur Ableitung und Bewertung von Bodenfunktionen. Am Beispiel der Feldkapazität, die zur Beschreibung der Funktion von Böden als Ausgleichskörper für den Wasserkreislauf dienen kann, werden in zwei unterschiedlichen Bewertungsverfahren gewonnene Ergebnisse verglichen.

Bei der Bewertung nach Verfahren I werden die Klassenzeichen und Wertzahlen, die in vorhandenen Schätzungskarten dargestellt sind (UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG 1995), verwendet. Die Bildung der Eigenschaftsklassen erfolgt auf Basis des Klassenzeichens. Das Klassenzeichen besteht aus Abkürzungen für die Bodenart, das geologische Ausgangsmaterial und die, den Grad der Bodenentwicklung beschreibende, Zustandsstufe. Bei diesem Verfahren nimmt die Bedeutung der Böden und ihre Funktion als Ausgleichskörper im Wasserkreislauf, für die Bodenarten der Klassenzeichen mit steigender Zustandsstufe ab.

Verfahren II basiert auf der Auswertung der Grablochbeschriebe, die für jede Klassenfläche der Bodenschätzung ein typisches Bodenprofil dokumentieren. Die in den Grablochbeschrieben schichtweise vorhandenen Informationen der Bodenschätzung, u. a. Bodenart und Humusgehalt, können mittels eines Übersetzungsschlüssels (BENNE et al. 1990) in den aktuellen bodenkundlichen Sprachgebrauch übertragen werden. Für die Bodenarten der KA 4 (AG BODEN 1994) liegen Tabellen vor, die eine Zuordnung von bodenphysikalischen Parametern zur Bodenart ermöglichen. Damit können ökologische Eigenschaften der Böden, wie die Kennwerte der Wasserbindung und des Wassertransports zugeordnet und klassifiziert sowie konkreten Flächen zugewiesen werden.

Ergebnisse

Nach der digitalen Erfassung der Grablochbeschriebe wurde die Bodenart und der Humusgehalt in den bodenkundlichen Sprachgebrauch der KA 3 (AG BODENKUNDE 1982) nach dem Übersetzungsschlüssel von BENNE et al. (1990) übersetzt. Den Schichten der Grablochbeschriebe wurden, entsprechend der in der KA 4 (AG BODEN 1994, KRAHMER et al. 1995) gegebenen Algorithmen, die Feldkapazität zugeordnet, für den ersten Meter summiert und für die Grundgesamtheit jedes Klassenzeichens statistische Kenngrößen ermittelt (Tab. 1).

Tab. 1 : Mittels bodenkundlicher Angaben aus Grablochbeschrieben für die Klassenzeichen berechnete Feldkapazitäten in Vol.-%

Klassenzeichen	n	min	10 %	Med	Mit.	90 %	max
S 3 D	133	16,0	16,0	16,0	16,6	17,4	20,3
S 4 D	226	13,5	16,0	16,0	16,2	16,0	24,9
S 5 D	207	16,0	16,0	16,0	16,1	16,0	18,8
S 6 D	30	16,0	16,0	16,0	16,0	16,0	16,0
SI 2 D	12	20,5	21,2	25,3	25,1	26,8	33,8
SI 3 D	299	16,0	18,1	20,6	21,4	26,0	32,2
SI 4 D	58	16,0	17,5	19,0	20,2	26,2	31,5
SI 5 D	5	16,0	16,0	19,2	19,9	24,6	26,0
IS 2 D	71	22,2	26,2	28,9	28,8	32,0	43,5
IS 3 D	487	17,8	21,4	27,1	26,8	30,3	38,0
IS 4 D	7	16,0	20,0	26,3	26,1	31,5	43,5
IS 5 D	6	20,3	22,4	28,0	27,7	32,7	35,0
SL 1 D	29	26,7	31,0	33,0	33,7	36,7	43,5
SL 2 D	127	16,0	29,6	31,7	32,2	35,0	43,4
SL 3 D	702	20,1	28,0	30,9	31,4	35,3	43,5
SL 4 D	204	18,8	27,8	31,6	31,9	37,0	41,0
SL 5 D	10	30,2	30,8	34,9	34,6	38,0	40,6
sL 1 D	61	33,0	34,5	35,1	36,6	41,1	43,5
sL 2 D	135	31,8	34,8	36,1	36,5	37,8	43,7
sL 3 D	297	23,1	32,3	35,0	35,8	39,8	46,1
sL 4 D	472	25,1	32,5	34,8	35,7	39,7	44,2
sL 5 D	52	30,6	32,2	35,2	36,0	42,0	44,1

Die erhaltene Feldkapazität je Klassenzeichen weist deutliche Spannweiten auf (Tab. 1). Eine Gegenüberstellung der beiden zu bewertenden Verfahren (Abb. 3) erfordert eine Klassifizierung der Ergebnisse des Verfahrens II (s. Tab. 1). Die Bewertungsstufen entsprechen den Intervallen < 13 (1 = sehr gering), 13 - 26 (2 = gering), 26 - 39 (3 = mittel), 39 - 52 (4 = hoch) und > 52 (6 = sehr hoch) der KA 4. Die Wertespanspannen der gebildeten Grundgesamtheiten der Bodenarten überschreiten, unabhängig von den Zustandsstufen, mit Ausnahme der Bodenart S, mindestens zwei Bewertungsstufen. Eine Normalverteilung liegt nicht vor. Zur Klassifizierung der Ergebnisse wurde, wegen der höheren Stabilität gegenüber Ausreißern, der Median (Med) verwendet.

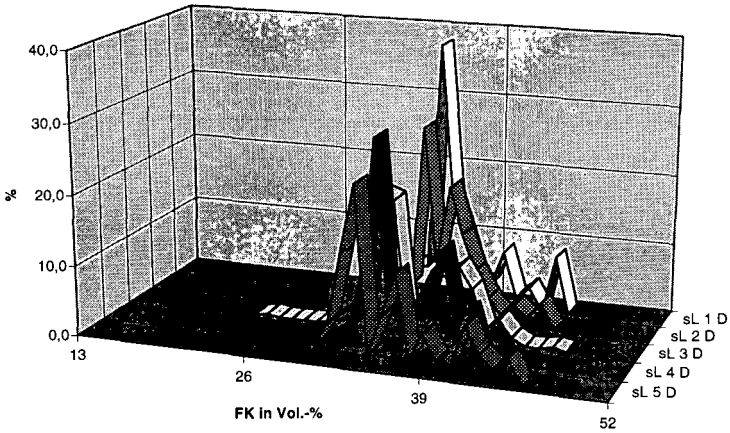


Abb. 1 : Häufigkeitsverteilungen der Feldkapazität (FK) für die Zustandsstufen der Bodenart sL

Die Häufigkeitsverteilungen und Mediane der Feldkapazität verschiedener Zustandsstufen einer Bodenart sind vergleichbar (Abb. 1). Die Verteilungen und Mediane gleicher Zustandsstufen verschiedener Bodenarten unterscheiden sich deutlich (Abb. 2).

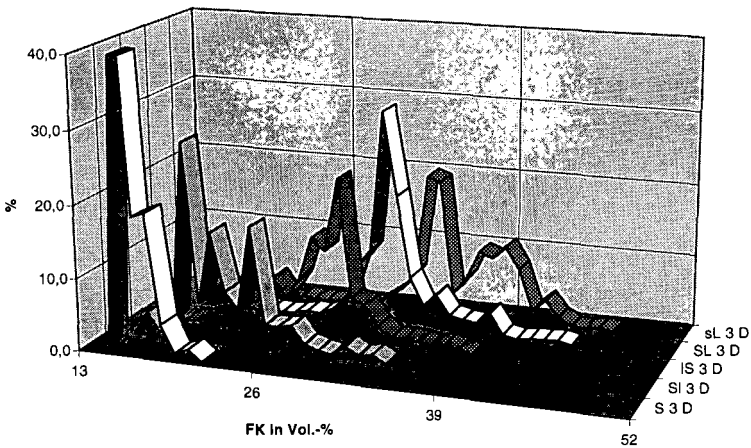


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der Feldkapazität (FK) verschiedener Bodenarten der Zustandsstufe 3

Schlußfolgerungen

- Die beiden Verfahren zur Bewertung der Bodenfunktion "Ausgleichskörper für den Wasserkreislauf" führen zu unterschiedlichen Ergebnissen (Abb. 3).

2	2	2		3		2		2		6
2	2	3	2	3	3	2	3	3	3	5
3	2	4	2	3	3	3	3	3	3	4
3	2	4	2	4	3	4	3	4	3	3
4		4	2	5	3	4	3	4	3	2
				5		4	3	4	3	1
S I	S II	IS I	IS II	SI I	SI II	SL I	SL II	sL I	sL II	Bodenart Verfahren

Abb. 3 : Gegenüberstellung der Bewertung einer Bodenfunktion nach unterschiedlichen Verfahren

- Eigenschaften und Verhalten der Bodenfunktionen "Ausgleichskörper im Wasserhaushalt" sind bei den angewandten Verfahren durch die Bodenart des Klassenzeichens bedingt und nicht von der Zustandsstufe abhängig.
- Die Bewertung nach Klassenzeichen kennzeichnet nicht hinreichend die bei einzelnen Bodenfunktionen innerhalb einer Bodeneinheit auftretende Variabilität und kann bei der Funktionsbewertung zu Fehleinschätzungen führen.
- Die Bewertung bodenartenabhängiger Funktionen sollte bei hochauflösenden Betrachtungen auf Grundlage einer Auswertung von Grablochbeschrieben der Bodenschätzung erfolgen, um auch die Streuung der Eingangsparameter für die Sicherheit der Aussage beurteilen zu können.

Literatur

- AG BODENKUNDE (1982) : Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Aufl., Hannover
- AG BODEN (1994) : Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl., Hannover
- BENNE, I., HEINEKE, H.-J., NETTELMANN, R. (1990) : Die DV-gestützte Auswertung der Bodenschätzung. Technische Berichte zum NIBIS, Hannover
- KRAHMER, U., HENNINGS, V., MÜLLER, U., SCHREY, H.-P. (1995) : Ermittlung bodenphysikalischer Kennwerte in Abhängigkeit von Bodenart, Lagerungsdichte und Humusgehalt, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 158/4, 323-331
- UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (1995) : Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Luft, Boden, Abfall, 31

Grundsätze der Bewertung von Daten der Boden-Dauerbeobachtung am Beispiel von Stoffvorräten

von

EMMERICH, K.-H., LÜGER, K.

Bewertung von Böden in Hessen

Ziel der Boden-Dauerbeobachtung in Hessen ist wie schon erwähnt u.a. Schaffung einer Datenbasis für die Entwicklung von Auswertemodellen. Folgende Auswertungen werden vom HlFB zur Zeit im Maßstab 1:50.000 angeboten (VORDERBRÜGGE & FREDRICH 1998). Die Ergebnisse der Boden-Dauerbeobachtung dienen u.a. dazu, Informationen über die Hintergrund- und Referenzwerte vor allem für die Gehalte an organischen Spurenstoffen, für die bisher noch keine ausreichende Datenbasis vorhanden war, zu erhalten (s. LABO 1995).

Bewertung von Daten der Boden-Dauerbeobachtung am Beispiel von Stoffvorräten

Die Boden-Dauerbeobachtung, deren Zielsetzung die Erfassung langfristiger Veränderungen der Böden ist, bedarf der Anwendung spezifischer Methoden zur Auswertung der Meßergebnisse. Ein stoffbezogener Vergleich von verschiedenen BDF bzw. von Wiederholungsuntersuchungen ein und derselben BDF kann mittels flächenbezogener Probennahme:

auf der Basis von Stoffkonzentrationen (z. B. mg/kg) oder

auf der Basis von Stoffvorräten (z. B. g/ha pro Tiefenstufe bzw. g/cm^3) erfolgen.

Daten der Boden-Dauerbeobachtung werden von Böden unterschiedlicher Nutzung gewonnen. Ein direkter Vergleich der Stoffkonzentrationen ist nicht weiteres möglich, da die Oberböden unter Wald, Grünland und Acker unterschiedliche Belastungsprofile zeigen. Stoffkonzentrationen lassen sich nur auf Standorten gleicher Nutzung vergleichen. Für den nutzungsübergreifenden Vergleich müssen Stoffvorräte berechnet werden. Flächenmischproben auf hessischen Boden-Dauerbeobachtungsflächen werden generell bis mindestens 30 cm Tiefe genommen. Für den hessenweiten Vergleich ist daher die Bezugsgröße der Gesamtgehalt in 30 cm Bodenprofil pro Hektar an. Die folgenden Tabellen zeigen einige Beispiele für organische Spurenstoffe.

In den Tabellen sind die Hintergrundwerte für hessische Böden gemäß den Angaben der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz berechnet (LABO 1995). Zur Zeit ist die Datengrundlage (n (Anzahl der Standorte) ≥ 20) noch nicht ausreichend, um außer für Ackerstandorte nutzungsabhängige Werte zu berechnen. Das gleiche gilt für die Unterscheidung nach Gebietstyp. Da die Probennahme horizontspezifisch erfolgte, sind in Tab. 1 bis 3 bei vielen Standorten mehrere Datensätze in die Berechnung eingeflossen.

Tabelle 1: Hintergrundwerte für Böden in Hessen. Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW), Polychlorierte Biphenyle (PCB), Polcyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

mg/kg	Dieldrin	HCB	α -HCH	γ -HCH (Lindan)	DDT	Σ -PCB	Benzo(a)- pyren	Σ PAK nach EPA
Oberböden (max. 30 cm) (inkl. org. Aufl.)								
Anzahl der Standorte, Proben	34,57	38,70	30,48	39,70	40,74	44,78	41,70	34,50
90 P.	0,0050	0,0211	0,0013	0,0151	0,0738	0,0620	0,2900	0,9585
50 P.	0,0005	0,0030	0,0005	0,0005	0,0110	0,0073	0,0305	0,1220
Oberböden (max. 30 cm) (inkl. org. Aufl.) Gebietstyp I								
Anzahl der Standorte, Proben	16,20	20,33	18,29	21,33	22,37	26,41	22,38	18,18
90 P.	0,0416	0,0320	0,0012	0,0168	0,0894	0,0650	0,3206	0,2231
50 P.	0,0005	0,0040	0,0005	0,0005	0,0180	0,0030	0,0325	0,0995
Oberböden (max. 30 cm) (ohne org. Aufl.)								
Anzahl der Standorte, Proben	33,40	37,52	30,38	38,50	39,54	43,58	40,53	33,38
90 P.	0,0010	0,0210	0,0005	0,0010	0,0399	0,0428	0,2704	0,6256
50 P.	0,0005	0,0030	0,0005	0,0005	0,0040	0,0030	0,0130	0,1055
Oberböden (max. 30 cm) (ohne org. Aufl.) Gebietstyp I								
Anzahl der Standorte, Proben	16,16	20,28	18,24	21,26	22,30	26,34	25,33	18,18
90 P.	0,0013	0,0277	0,0005	0,0020	0,0563	0,0546	0,3866	0,2231
50 P.	0,0005	0,0040	0,0005	0,0005	0,0115	0,0020	0,0140	0,0995
Oberböden (max. 30 cm) Landwirtschaft (Acker, Weinberg)								
Anzahl der Standorte, Proben	21,21	24,25	21,22	24,25	24,25	28,29	28,29	26,26
90 P.	0,0005	0,0076	0,0005	0,0016	0,0224	0,0030	0,0602	0,4845
50 P.	0,0005	0,0030	0,0005	0,0005	0,0020	0,0011	0,0100	0,1035
Oberböden (max. 30 cm) Landwirtschaft (Acker, Weinberg) Gebietstyp I								
Anzahl der Standorte, Proben	13,13	16,17	14,15	16,17	16,17	20,21	20,21	18,18
90 P.	0,0005	0,0062	0,0005	0,0020	0,0440	0,0020	0,0410	0,2231
50 P.	0,0005	0,0030	0,0005	0,0005	0,0030	0,0005	0,0090	0,0995
Oberböden (max. 30 cm) Acker								
Anzahl der Standorte, Proben	21,21	22,22	19,19	22,22	22,22	26,26	26,26	26,26
90 P.	0,0005	0,0079	0,0005	0,0019	0,0088	0,0030	0,0450	0,4845
50 P.	0,0005	0,0040	0,0005	0,0005	0,0020	0,0013	0,0095	0,1035

Erläuterung zu den Tabellen:

Oberböden (max. 30 cm) (ohne org. Aufl.) = alle A-, M-Horizonte bis maximal 30 cm Tiefe, ohne Nutzungsbezug
 Oberböden (max. 30 cm) Landwirtschaft (Acker, Weinberg) = alle A-, M-Horizonte bis maximal 30 cm Tiefe, unter Acker und Weinbergsnutzung

Oberböden (max. 30 cm) Acker = alle A-, M-Horizonte bis maximal 30 cm Tiefe, unter Ackernutzung
 Gebietstyp I: nur Standorte, die in Regionen mit großen Verdichtungsräumen liegen (gemäß LABO 1995)

P. = Perzentil

Tabelle 2: Dioxine in hessischen Böden

Oberboden (A-Horizonte, alle Nutzungen)

	TE
n	52
50. P.	5,0
90. P.	22,9

Acker Oberboden (Ap)

	TE
n	23
50. P.	1,0
90. P.	1,3

Tabelle 3: Mittlere Gehalte an ausgewählten organischen Spurenstoffen nach Nutzung und Gebietstyp (GT) unterschieden (I = Regionen mit großen Verdichtungsräumen, II = Regionen mit Verdichtungsansätzen, III = Ländlich geprägte Regionen, B = gering besiedelte, peripher gelegene Regionen)

(g/ha in 30 cm Boden)	Dieldrin (g/ha in 30 cm Boden)	HCB (g/ha in 30 cm Boden)	Gamma-HCH (Lindan) (g/ha in 30 cm Boden)	DDT (g/ha in 30 cm Boden)	Summe der 6 PCB (g/ha in 30 cm Boden)	Benzo-(a)-pyren (g/ha in 30 cm Boden)	PCDF/D (Tetra - Octa) (mg/ha in 30cm Boden)
Mittelwert Acker GT I	1,8	11,8	2,7	5,3	5,0	43,6	363,5
Mittelwert Acker GT II	1,8	15,8	1,8	10,4	9,0	220,0	703,8
Mittelwert Acker	1,8	13,4	2,3	7,3	6,6	102,4	493,2
Mittelwert Wald GT I	6,2	3,0	2,1	14,2	10,1	44,9	321,6
Mittelwert Wald GT II	1,7	2,6	1,9	10,1	12,1	15,4	632,9
Mittelwert Wald GT III	1,3	1,5	1,5	15,2	12,1	16,4	955,7
Mittelwert Wald GT II & III	1,5	2,1	1,7	12,4	12,1	15,7	776,4
Mittelwert Wald	2,7	2,4	1,9	13,0	11,4	26,3	613,9

Die Tabelle macht deutlich, daß mit Ausnahme von Lindan die Ackerstandorte in Regionen mit Verdichtungsansätzen (Gebietstyp II) deutlich höhere Belastungen zeigen als die Standorte in Regionen mit großen Verdichtungsräumen (Gebietstyp I). Die deutlich unterschiedliche Belastung der Ackerstandorte zeigt jedoch, daß hier bewirtschaftungsbedingte Belastungen den ubiquitären atmosphärischen Eintrag überlagern.

Bei den Waldstandorten läßt sich keine eindeutige Tendenz beobachten. Nur bei den PCDD/F zeigt sich eine starke Zunahme der Belastung bei verdichtungsraumfernen Standorten. Bei Benz(a)-pyren ist die Tendenz jedoch umgekehrt. Bei Lindan und PCB ist überhaupt keine Abhängigkeit zu erkennen. Aufgrund der wenigen Standorte können diese Ergebnisse jedoch noch nicht als allgemein gültig interpretiert werden.

Bemerkenswert ist, daß nicht bei allen Spurenstoffe die Gehalte unter Wald höher liegen als auf den Ackerstandorten, wie es bei ubiquitären Belastungen auf Grund des Auskämm- und Anreicherungseffektes zu erwarten wäre. Besonders erhöht sind die Gehalte von HCB und Benz(a)-pyren auf den Ackerstandorten.

Schriftenverzeichnis

- EMMERICH, K.-H. (1996): Dioxine und Furane in hessischen Böden. Erste Ergebnisse von Untersuchungen auf hessischen Boden-Dauerbeobachtungsflächen.- unveröffentl. Bericht des Hessisches Landesamt für Bodenforschung für das Hessische Ministerium des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz.
- EMMERICH, K.-H. (1997): Organische Schadstoffe (CKW, PCB, PAK) in hessischen Böden. Erste Ergebnisse von Untersuchungen auf hessischen Boden-Dauerbeobachtungsflächen.- unveröffentl. Bericht des Hessisches Landesamt für Bodenforschung für das Hessische Ministerium des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz.
- EMMERICH, K.-H. & KAISER, B. (1998): Böden im Wandel. Dauerbeobachtung von Böden in Hessen. - Geologie in Hessen 2, HLfB; Wiesbaden.
- EMMERICH, K.-H & LÜGGER, K. (1998): Beispiele für flächenbezogene Auswertung von Daten der Boden-Dauerbeobachtungsflächen. - Mitt. Dt. Bdkdl. Ges. 87: 363-366.
- LABO (1995): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. - Bodenschutz 4 Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.

Übertragbarkeit des baden-württembergischen Leitfadens zur Bodenbewertung auf Böden Niedersachsens

von

GIANI,L., KRAUSE,G., PETERS,A.

Einleitung

Auf Grundlage des Bodenschutzgesetzes Baden-Württembergs (1991) hat das dortige Umweltministerium 1995 einen „Leitfaden zur Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit“ herausgegeben. Dieser Leitfaden ist eine umfassende und konkrete Arbeitsanleitung zur Bewertung von Böden für die Praxis. Entsprechend des Bodenschutzgesetzes bietet der Leitfaden Ableitungsgrößen zur Bodenbewertung in ihren Teilfunktionen: „Lebensraum für Bodenorganismen“, „Standort für die natürliche Vegetation“, „Standort für Kulturpflanzen“, „Ausgleichskörper im Wasserkreislauf“, „Filter und Puffer für Schadstoffe“ und „landschaftsgeschichtliche Urkunde“. Eine Bewertung dieser Funktionen kann nach Daten aus der Bodenschätzung erfolgen oder nach einer eigens durchgeführten Bodenkartierung (profilmorphologische Ansprache plus Schätzdaten nach KA 3).

Ziel dieser Arbeit war es, die Bewertung nach Bodenschätzung mit der nach Kartierung zu vergleichen sowie die Übertragbarkeit dieses Modells auf Böden Niedersachsens zu überprüfen.

Material und Methoden

Untersucht wurden insgesamt 9 Podsole, 8 Braunerden, 8 Gleye, 11 Plaggenesche, 8 Pseudogleye und 6 Marschen Niedersachsens, die nach dem Zufallsprinzip anhand von Bodenkarten ausgewählt wurden. Alle Standorte wurden entsprechend des Leitfadens nach der Kartierung und - falls vorhanden - nach der Bodenschätzung bewertet. Da in beiden Fällen keine Ergebnisse aus Laboruntersuchungen notwendig sind, wurde als „Eichung“ jeweils ein Bodenprofil jeden Bodentyps laboranalytisch hinsichtlich seiner Ableitungsgröße untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Bei allen Bodenfunktionen führte eine Bewertung auf der Grundlage von Laboranalyse und nach Kartierung zur exakten Übereinstimmung (Tab. 1, 2) bzw. sehr guten Übereinstimmung (Tab. 3, 4). Dieses war bei einem Vergleich der Bewertungsergebnisse auf Grundlage der Bodenschätzung mit denen nach Kartierung bzw. Laboranalyse nicht der Fall. Während eine Bewertung der Funktion „Standort für natürliche Vegetation“ - mit Ausnahme der Marsch - noch eine sehr gute Übereinstimmung zeigte (Tab. 1), war sie für die Bewertung als „Standort für Kulturpflanzen“ (Tab. 2) sehr schlecht. Die Bewertung nach Bodenschätzung führte zu einem vergleichsweise sehr weiten Spektrum von Bewertungsklassen.

Tab. 1: Bewertung der Böden im Hinblick auf ihre Funktion als *Standort für natürliche Vegetation*
Table 1: Soil valuation with respect to their function as position for natural vegetation

Bodentypen		Bodenkartierung*		Laboranalyse	Bodenzahl**	
		\bar{x}	s		\bar{x}	s
Podsole	(*n = 9; **n = 4)	3	0,4	3	3	0,4
Braunerden	(*n = 8; **n = 6)	3	0,4	3	3	0,8
Gleye	(*n = 8; **n = 8)	4	0,5	4	3	0,3
Plaggensche	(*n = 11; **n = 11)	3	0	3	3	0,5
Pseudogleye	(*n = 8; **n = 4)	3	0,5	n.b.	3	1,0
Marschen	(*n = 6; **n = 6)	3	0	3	1	0

Tab. 2: Bewertung der Böden im Hinblick auf ihre Funktion als *Standort für Kulturpflanzen*
Table 2: Soil valuation with respect to their function as position for cultivated vegetation

Bodentypen		Bodenkartierung*		Laboranalyse	Bodenzahl**	
		\bar{x}	s		\bar{x}	s
Podsole	(*n = 9; **n = 4)	4	1,3	4	2	0,4
Braunerden	(*n = 8; **n = 6)	4	0,9	3***	3	0,7
Gleye	(*n = 8; **n = 8)	4	0,8	2***	2	0,3
Plaggensche	(*n = 11; **n = 11)	4	1,5	5***	2	0,5
Pseudogleye	(*n = 8; **n = 4)	2	0,3	n.b.	3	1,0
Marschen	(*n = 6; **n = 6)	3	0,5	2***	5	0,5

*** keine Abweichung, entspricht Wert des einzelnen Profils

Eine Bewertung als „Ausgleichskörper im Wasserhaushalt“ präsentierte sich nach Schätzung zunächst auch wenig kongruent (Tab. 3), aber unter Berücksichtigung der Porengrundwassersituation vieler Böden verbesserte sich die Übereinstimmung entscheidend. Eine Bewertung der „Filter und Pufferfunktion“ nach Bodenschätzung führte tendenziell zu höheren Bodenklassen als die anderen Verfahren (Tab. 4). Endgültig kann hier jedoch keine Aussage getroffen werden, da die vorliegenden hohen Standardabweichungen keine statistisch abgesicherten Ergebnisse liefern.

Tab. 3: Bewertung der Böden im Hinblick auf ihre Funktion als *Ausgleichskörper im Wasserkreislauf* (Böden befinden sich über Porengrundwasserleiter)

Table 3: Soil valuation with respect to the function as buffer in water cycle (soils are situated above pore ground water system)

Bodentypen		Bodenkartierung*		Laboranalyse	Bodenzahl**	
		\bar{x}	s		\bar{x}	s
Podsole	(*n = 9; **n = 4)	5	0	5	5	
Braunerden	(*n = 8; **n = 6)	5	0	5	5	
Gleye	(*n = 8; **n = 8)	5	0	4	3	
Plaggenesche	(*n = 11; **n = 11)	5	0,1	5	5	
Pseudogleye	(*n = 8; **n = 4)	5	0,7	n.b.	4	
Marschen	(*n = 6; **n = 6)	4	0,4	4	3	

Tab. 4: Bewertung der Böden im Hinblick auf ihre Funktion als *Filter und Puffer für Schadstoffe*

Table 4: Soil valuation with respect to their function as filter and buffer for harmful substances

Bodentypen		Bodenkartierung*		Laboranalyse	Bodenzahl**	
		\bar{x}	s		\bar{x}	s
Podsole	(*n = 9; **n = 4)	2	0,4	2	2	0,5
Braunerden	(*n = 8; **n = 6)	2	0,1	2	3	0,3
Gleye	(*n = 8; **n = 8)	2	1,3	2	1	0,5
Plaggenesche	(*n = 11; **n = 11)	2	1,0	2	3	0,7
Pseudogleye	(*n = 8; **n = 4)	2	1,2	n.b.	3	0,5
Marschen	(*n = 6; **n = 6)	4	1,0	3	5	0,5

Diese relativ schlechte Übereinstimmung bedeutet allerdings nicht, daß eine Bodenbewertung nach Daten aus der Bodenschätzung grundsätzlich abzulehnen ist, notwendig erscheint allerdings eine Revision der Klassengrenzen.

Die Möglichkeit der Übertragbarkeit des baden-württembergischen Modells zur Bodenbewertung auf Böden Niedersachsens ist grundsätzlich möglich. Alle untersuchten Böden konnten einer Bewertungsklasse zugeordnet werden (Tab. 5). Ein Großteil der in Niedersachsen vorkommenden Böden erhielt jedoch die höchste Schutzkategorie.

Tab. 5: Gesamtbewertung der Böden
Table 5: Total soil valuation

Bodentypen	Bodenkartierung	Laboranalyse	Bodenzahl	
Podsole	IV	IV	I-II	IV
Braunerden	IV	IV	II	IV
Gleye	IV	III	II	IV
Plaggenesche	IV	IV	II	IV
Pseudogleye	IV	n.b.	II	IV
Marschen	III	III	IV	IV

(Klassenzeichen I: wenig bedeutend; II: bedenkend; III: hohe Bedeutung;
 IV: sehr hohe Bedeutung für den Bodenschutz)

Es ist deshalb notwendig, die Gewichtung einzelner Ableitungsgrößen oder auch Teilfunktionen auf niedersächsische Verhältnisse anzupassen.

Literatur

AG Bodenkunde (1982, 1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, Schweizerbart'sche, Stuttgart.
 Umweltministerium Baden-Württemberg (1995): Leitfaden zur Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit, Stuttgart.

Bodenschätzung und Bodenschutz in Brandenburg

von

HIEROLD, W., MICHEL, R.

Zusammenfassung

Auf Grundlage einer früheren Recherche (HIEROLD & SCHOLZ, 1994) wird ein Überblick über Verfügbarkeit sowie Bedarf an Primär- und Sekundärdaten der Bodenschätzung für Anwendungen im Bodenschutz, Naturschutz und der Agrarplanung für Brandenburg gegeben. Eine der Hauptempfehlungen, die digitale Aufarbeitung der Flächen- und Punktdaten der BoS, geht konform mit etwa zeitgleichen Beschlüssen der Ministerkonferenzen für Umwelt, Finanzen bzw. Inneres (1994, 1995). Eine ressortübergreifende Umsetzung ist in Brandenburg jedoch noch offen.

An Hand zweier Beispiele wird die Bedeutung und Beschränkung der BoS für nichtsteuerliche Anwendungen gezeigt: Ein tabellarischer Überblick stellt Möglichkeiten der Ableitung sehr verschiedener Bodenfunktionen und -kennwerte zusammen, ein Ablaufschema Schritte der Interpretation der Punkt- und Flächendaten der BoS für die Erstellung großmaßstäbiger Potential- und Risikokarten. Für einen mittelmaßstäbigen Anwendungsfall, die Schlag- bzw. Flurneuordnung eines ca. 500 ha- Betriebes, wird die Bedeutung der Ackerzahl als hochagregierte Kenngröße der BoS im Entscheidungsumfeld weitere standörtlicher, betriebswirtschaftlicher, naturschutzfachlicher und infrastruktureller Bedingungen und Ziele vorgestellt.

Die maßstabs- und zielorientierte Aussagegenauigkeit einzelner Anwendungen ist jeweils zu definieren. Daraus leitet sich der zu erschließende Teil der BoS (Grablochbeschriebe, Klassenzeichen, Ackerzahlen, Ertragsmaßzahl) ab.

Verfügbarkeit von Bodenschätzungsdaten

Basierend auf einer Recherche für das Referat Bodenschutz des Umweltministeriums Brandenburgs (HIEROLD & SCHOLZ, 1994) kann von einem hohen Bedarf an großmaßstäbigen Bodeninformationen in den Bereichen Umwelt-/Bodenschutz, Landschaftsplanung und Agrarraumplanung auf Landes- und Kreisebene ausgegangen werden. Wichtige Kenngrößen und Parameter z.B. zur Bewertung von Bodenfunktionen nach BBodSchG (1998) sind aus Materialien der BoS ableitbar, so daß eine digitale Bereithaltung in einem Bodeninformationssystem empfohlen wird. Dabei sind die in den 50er und 60er Jahren auf topographische Karten (TK 25, z.T. vergrößert auf TK 10) georeferenziert übertragenen Konturen mit Klassenzeichen eine sehr günstige Voraussetzung zur Digitalisierung. Die Karten liegen als Konturenkarten flächendeckend (TK 10) sowie farbig gedruckt auf TK 25 (ca. 75 %) vor. Allerdings fehlen die Wertzahlen (Boden-, Acker- und Grünlandzahlen) sowie Lage und Nummer der Grablöcher, so daß Verknüpfungen mit diesen Primärdaten aufwendig werden. Die in den neuen Ländern wieder in den Finanzverwaltungen zusammengetragenen Schätzungsmaterialien weisen auch Verluste der Kriegs- und DDR-Jahre auf, so daß Neu- und Nachschätzungen neben dem gesetzlichen Auftrag auch wegen Verlust veranlaßt werden müssen. Bei Zugriff auf die Altdaten der BoS muß man sich des 40 - 60jährigen Erhebungsalters und der möglichen zwischenzeitlichen Standortveränderungen bewußt sein. Dies gilt insbesondere für meliorativ oder erosiv beeinflusste Standorte.

* Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Forschungsstation Eberswalde, Dr.-Zinn-Weg 18, 16225 Eberswalde

** Fachhochschule Eberswalde, FB Landschaftsnutzung und Naturschutz, A.-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

Großmaßstäbige Interpretationen der BoS

Die BoS ist auf Grund ihrer Datendichte, sie beruht auf einem 50 m-Bohr raster, von besonderem Wert und daher für Interpretationen im großmaßstäbigen Bereich wichtige bodenkundliche Datenquelle. Sie wird nach wie vor auch mangels modernerer bodenkundlicher Basiskarten in Forschung, Planung und Umsetzung stark einbezogen, unter geowissenschaftlichem Aspekt aber i.d.R. unter Hinzunahme weiterer Themenkarten, die Relief, Wasserverhältnisse, geologisches Ausgangsmaterial etc. ergänzend darstellen. Dabei beschränkt sich die Auswertbarkeit nicht auf Bodenkenn- oder -bewertungsgrößen, wie nachfolgend kurz umrissen wird. Innerhalb des von BMBF und DBU geförderten Verbundforschungsvorhabens „Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft“ war für den Untersuchungsraum im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin die BoS eine der Primärdatenquellen im geökologischen Projektteil, damit Regionalisierungshilfsmittel in den naturschutz- und agrarfachlichen Anwendungen und Umsetzungen. Ausgehend von den Lagedaten (Konturen, Grablöcher) und schichtbezogenen Sachdaten der Grablochbeschriebe wurde die Interpretation der BoS bei Verknüpfung mit Zusatzinformationen vorgenommen (vgl. Abb. 1).

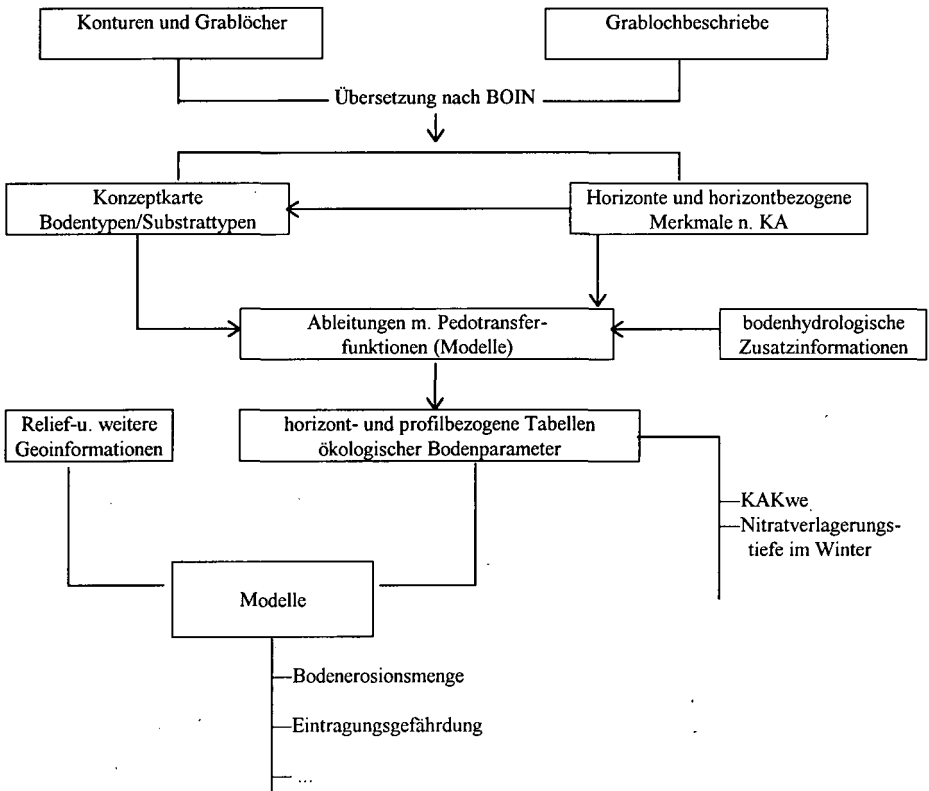


Abb. 1: Ablaufschema zur Interpretation der BoS (Grablöcher)

Tab.1 vermittelt einen Überblick über wichtige Parameter und Zielgrößen sowie die verwendeten Methoden bzw. Quellen.

Erstellt wurden im Vorhaben die verschiedensten Auswertekarten für ein ca. 2000 ha großes Untersuchungsgebiet (vgl. auch MICHEL, R.-J., 1996).

Tabelle 1: Überblick zu den wichtigsten Parametern zur Bewertung von Bodenpotentialen und -funktionen sowie der zu ihrer Ermittlung verwendeten Pedotransferfunktionen (PDF) und Interpretationsmethoden

Bodenparameter bzw. abgeleitete Größe	Methode der Bestimmung des Parameters
Bodentyp und Substrattyp	Interpretation der Grablochbeschriebe nach BOIN (WALLBAUM, 1991)
Bodenzahl, Acker- und Grünlandzahl	Übernahme aus den Grablochbeschrieben
Humusmenge im Oberboden	Interpretation der Grablochbeschriebe nach WALLBAUM (1991), Werte oft nicht aktuell und sehr unsicher
pH-Wert	Erwartungswerte entspr. Boden- und Substrattyp nach untersch. Literaturquellen (z.B. LIEBEROTH, 1982)
nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum (nFK _{we})	ermittelt mit PDF nach VETTERLEIN (1986) und KA3 nach Horizont- und Bodenartenschichtung, Durchwurzelungstiefe; für hydromorphe Böden Zuschläge
Kationenaustauschkapazität im Wurzelraum (KAK _{we})	ermittelt mit PDF nach THIÈRE et al.(1986) und KA3 entspr. Bodenartschichtung, Durchwurzelungstiefe, Dichte, pH
Grundwasserneubildung (GWN) bei unterschiedlichen Hauptnutzungen	ermittelt mit PDF nach RENGER et al. (1989) aus (nFK _{we}) und meteorologischen Werten
Nitratverlagerungsgefährdung im Winterhalbjahr	ermittelt mit PDF nach RENGER et al. (1989) aus Feldkapazität und meteorologischen Werten
Bodenerodierbarkeit (k-Faktor der ABAG)	Werte nach FRIELINGHAUS et al.(1994) aus der Bodenart des Oberbodens
pot. Humusform unter Wald (Grundlage zur Ermittlung der potentiellen natürlichen Vegetation)	Humusform unter natürlichen Bedingungen (Wald) geschätzt nach KOPP u. SCHWANECKE (1994) entspr. Boden- und Substrattyp, Wasserhaushalt, Klimaregion
besondere oder seltene Böden	ausgewiesen in Orientierung an der Definition im Landschaftsprogramm Brandenburg

Mittelmaßstäbige Anwendung der BoS für die Schlagneuordnung

In der landwirtschaftlichen Praxis spielen BoS-Informationen nach wie vor, insbesondere auch in Ostdeutschland, eine große Rolle in betrieblichen Entscheidungsprozessen, so bei der Definition von Anbaueignung, Fruchtfolge, Düngungsbemessung etc. Mit zunehmender Flächengröße einzelner Schläge wurde jedoch eine gesamtschlagbezogene Aussage immer fragwürdiger, so daß teilschlagbezogene Anwendungen wie in der Düngungsberatung den standörtlichen Differenzierungen verstärkt entsprechen mußten (GLÖSS et. al, 1991), insbesondere um großflächenbedingten Bodenschutzproblemen zu begegnen.

Der mit der Wende eingesetzte Strukturwandel in der Landwirtschaft hat allerdings bis auf Wiedereinrichter kaum Verkleinerungen in den Schlaggrößen gebracht, so daß im o.g. Naturschutzprojekt exemplarisch eine schlagbezogene Neustrukturierung eines 500 ha-Betriebes bearbeitet wurde. Vordergründiges Ziel war nicht die Erreichung einer Zielgröße für Schläge, sondern eine Neuordnung der Betriebsfläche unter Berücksichtigung der standörtlichen Aspekte (Eignung, Erosionsrisiko etc.), Naturschutzziele (Gewässerschutz, Zielarten) in Abwägung mit Betriebskonzept und technologischer Machbarkeit. Im Entscheidungsumfeld standen daher neben dem Bodenwert (aus Ackerzahl der BoS) vielfältige Aspekte, zu denen der Landwirt beraten wurde. Die in Eigenverantwortung des Betriebes erfolgte Umsetzung, ergänzt mit Strukturierungsmaßnahmen (u.a. Feldhecken), folgte dem abgewogenen Vorschlag weitgehend. Dabei war die BoS wichtigste Quelle für die standörtliche Bewertung, ergänzt um Relief-, Hydrologie- und Klimadaten (Wind- und Wassererosionsgefahr).

Literatur

- BBodSchG (Anonym, 1998): Gesetz zum Schutz des Bodens. Bonn, Bundesgesetzblatt Jg. 1998, Teil I Nr. 16 (v. 24.03.1998)
- FRIELINGHAUS, M. et al.(1994): Bewertung und Kartierung der Wasser- und Winderosion sowie bereits eingetretener Schäden und Ausarbeitung von vorbeugenden und sanierenden Bewirtschaftungsstrategien für erosionsgefährdete Gebiete im Land Brandenburg. - ZALF Münchenberg, 102 S.
- GLÖSS, S.; HIEROLD, W.; PFAFF, M.; SCHMIDT, R. (1991): Standortgerechte Probenahme. Münchenberg: Forschungszentrum f. Bodenfruchtbarkeit, FZB-Report 1990, 12-16
- HIEROLD, W. & B. SCHOLZ (1994): Bedarf und Verfügbarkeit von Daten der Bodenschätzung für Bodenschutzfragen im Land Brandenburg. Unveröff. Gutachten i.A. des MUNR, Ref. Bodenschutz.
- KOPP, D. & W. SCHWANECKE(1994): Standörtlich - naturräumliche Grundlagen ökologischer Forstwirtschaft. Berlin: Deutscher Landwirtschaftsverlag, 248 S.
- LIEBEROTH, I. (1982): Bodenkunde. - Berlin, - 431 S.
- MICHEL, R.-J. (1996): Standortbewertung in agrarisch genutzten Gebieten im Sinne des Naturschutzes. Eberswalder wissenschaftliche Schriften Bd. 1, Berlin: DLV, Dt. Landwirtschaftsverlag, 142-149
- RENGER, M.; G. WESSOLEK; R. KÖNIG; C. FAHRENHORST; F. SWARTJES; B. KASCHANIAN (1989): Modell zur Ermittlung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung. - FZ Jülich GmbH, Projektträger BEO
- THIERE, J.; REIHER, W. & H. MORGENSTERN (1986): Analyse des Zusammenhanges von Austauschkapazität (T- Wert), Körnung, organischer Bodensubstanz und Bodenreaktion für verbreitete Substrat- Horizont-Gruppen. Berlin: Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., 39, 211 - 218
- VETTERLEIN, E. (1986): Bodenphysikalische Parameter auf der Grundlage von Substrat- Horizont- Gruppen. - In: Berlin: Tag.-Ber. Akad.Landwirtsch.- Wiss. DDR 245, 241-247
- WALLBAUM, E. (1991): Ableitung von Informationen zur Bodenkartierung aus Ergebnissen der ReichsBoS. - Diss., Berlin., - 118 S.

Boden-Dauerbeobachtung in Hessen

von

EMMERICH, K.-H.

Grundsätze der Boden-Dauerbeobachtung

Grundlage der bisherigen Boden-Dauerbeobachtung ist die „Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF)“ (SONDERARBEITSGRUPPE INFORMATIONS-GRUNDLAGEN BODENSCHUTZ (SAG) 1991). Diese Konzeption zielt auf eine länderübergreifende Vereinheitlichung der Vorgehensweise bei der Auswahl und der Einrichtung von BDF sowie der Probenahme und der Probenverwahrung, der Analytik und der Datenhaltung.

Die **Ziele** der Boden-Dauerbeobachtung sind
die Beschreibung des aktuellen Zustandes der Böden,
die langfristige Überwachung der Veränderungen der Böden und
die Ableitung von Prognosen der zukünftigen Entwicklung.

Zum Erreichen dieser Ziele werden im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung **Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF)** eingerichtet, auf denen die **Verfahren der Merkmalsdokumentation** und der **Prozeßdokumentation** eingesetzt werden. Die Merkmalsdokumentation umfaßt die Grundinventur und die periodischen, nicht kontinuierlichen Wiederholungsuntersuchungen sowie die Anlage einer Bodenprobenbank. Die Prozeßdokumentation setzt die Merkmalsdokumentation voraus und beinhaltet die zeitlich hochauflösende Beobachtung der Prozesse in Böden sowie die pfadbezogene Erfassung von Stoffflüssen.

Die Boden-Dauerbeobachtung erfüllt folgende wesentliche Funktionen:

- Frühwarnsystem für schädliche Bodenveränderungen,
- Kontrollinstrument für umweltpolitische Maßnahmen,
- Beweissicherung- (Umfeld-) Überwachung,
- Referenz für Bodenbelastungen (Hintergrundwerte, Bodenbelastungskataster),
- Versuchsplattform für Forschung (z.B. zur Methodenentwicklung),
- Referenz für bodenkundliche Standortaufnahme.

Die Boden-Dauerbeobachtung ist ein zentrales Instrument der **Daseinsvorsorge**. Wegen der zentralen Steuerfunktion des Bodens im Naturhaushalt bieten sich die Boden-Dauerbeobachtungsflächen als **Basis für ein integriertes Umweltmonitoring** an, wie es in Abbildung 1 schematisch skizziert ist. In der Pedosphäre durchdringen sich Atmosphäre, Biosphäre, Hydrosphäre und Lithosphäre. Böden stellen somit das zentrale Kompartiment terrestrischer Ökosysteme dar. Im Rahmen von medien- bzw. sphären-übergreifenden Monitoring-Programmen ist die Erfassung und das Verständnis der in Böden ablaufenden Transport- und Umsetzungsprozesse folglich unabdingbar für die Interpretation von meßbaren Veränderungen der belebten und unbelebten Umwelt. Die Boden-Dauerbeobachtung geht damit weit über die traditionelle, medial orientierte Erfassung der Böden hinaus.

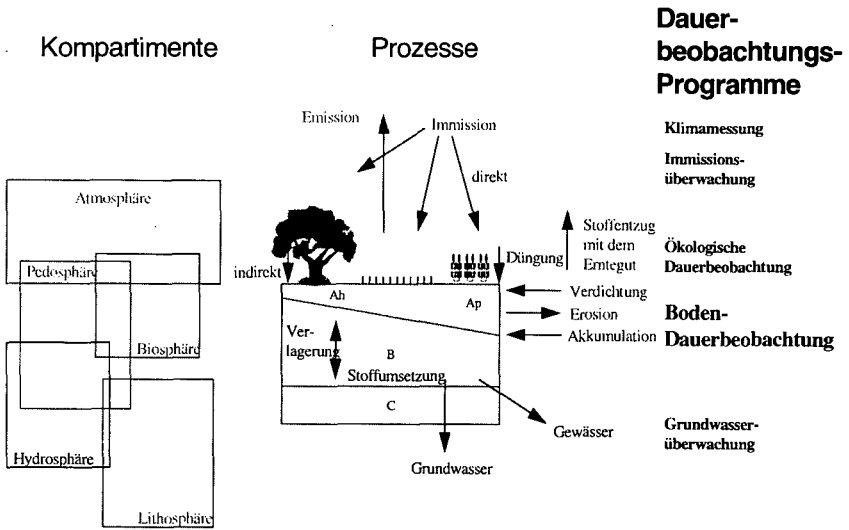


Abbildung 1: Boden-Dauerbeobachtung als zentrales Element einer integrierten Umwelt-Beobachtung.

Die Boden-Dauerbeobachtung versteht sich als Instrument zur langfristigen Überwachung der Veränderung von Bodenzuständen und Bodenfunktionen im Sinne des **Bundes-Bodenschutzgesetzes**. Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen, die geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen, sind hierbei gleichbedeutend mit einer **schädlichen Bodenveränderung** (Entwurf der Ad hoc AG Boden-Dauerbeobachtung des LABO AK2 1998).

Boden-Dauerbeobachtung in Hessen

Ziele der Boden-Dauerbeobachtung in Hessen sind:

- Erfassung und Dokumentation des Ist-Zustandes und der langfristigen Entwicklung typischer Böden in Hessen, in Anlehnung an die Bodenübersichtskarte 1:200.000 und zu deren Ergänzung.
- Bodenkundliche Begleitung und Unterstützung sonstiger Umweltmonitoring-Programme (z.B. Waldbelastung durch Immissionen, Naturwaldreservate).
- Erfassung und Dokumentation lokaler Belastungen (z.B. Flughafen, Nitratauswaschung, Bodenerosion, fluviale Sedimentation).
- Schaffung einer fundierten Bodenprobenbank.

Für das sich im Aufbau befindliche Hessische erdwissenschaftliche Informationssystem (HEISS), zu dem das Fachinformationssystem Boden/Bodenschutz gehört, sind die Boden-Dauerbeobachtungsflächen die einzige vierdimensionale Datenbasis. Besonders die Punkte 2 und 4 erscheinen für eine effektive Einbindung der Boden-Dauerbeobachtungsflächen in das Fachinformationssystem besonders wichtig (ARNOLD ET AL. 1997). Auch der Rat der Sachverständigen für Umweltfragen betont in seinem Konzept zur Umweltbeobachtung (RSU 1990: 12 f.), daß Messungen durch Modelle und Simulationen ergänzt werden sollen.

Die Konzeption und Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen erfordern ein hohes Maß an inner- und überbehördlicher Abstimmung und Zusammenarbeit. Daher hat das Hessische Ministerium für Landwirtschaft und Forsten mit Erlaß vom 17.12.1991 (Az.: VI 4-46d-60.03-5757/91) das Hessische Landesamt für Bodenforschung damit beauftragt, einen Arbeitskreis zur Boden-Dauerbeobachtung

einzurichten. In diesem Arbeitskreis stimmen alle Behörden, die bereits an bodenschutzrelevanten Themen arbeiten, ihre Aktivitäten ab (EMMERICH & KAISER 1998).

Standortauswahl

Für die Auswahl der Areale wird in der Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen eine Landschafts-, Boden- und Nutzungsrepräsentanz gefordert, außerdem sollen natürliche Besonderheiten, Belastung durch den Menschen und Naturnähe berücksichtigt werden.

Ein sehr wichtiger Faktor bei der Standortwahl ist die Frage der Zugänglichkeit der Flächen. Der langfristige freie Zugang, sowie eine repräsentative Nutzung müssen garantiert sein. Es ist daher sinnvoll, soweit wie möglich Flächen in staatlichem bzw. kommunalem Besitz auszuwählen.

Die Auswahl der Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Hessen erfolgt anhand der Legende zur Bodenübersichtskarte 1:50.000. Grundlage der Legende sind Boden-Landschaften. Die Arbeitslegende zur Bodenübersichtskarte unterteilt Hessen in drei Bodenregionen mit 18 Bodengroßlandschaften und 61 Bodenlandschaften. Im Rahmen der weiteren Ausarbeitung der Legende müssen aus allen Bodenlandschaften Proben entnommen und im Labor untersucht werden. Diese Bodenprobennahme wird mit der Einrichtung einer Boden-Dauerbeobachtungsfläche kombiniert. Diese Beprobung ist eine notwendige Ergänzung zur bodenkundlichen Landesaufnahme gesehen worden, da bisher in Hessen nur bei den Boden-Dauerbeobachtungsflächen bodenkundliche Parameter umfassend erhoben werden. Sie sind daher unerlässlich, um die Kartierergebnisse meßtechnisch zu unterstützen und Interpretationsgrundlagen zu liefern.

Dazu müssen in ausgewählten Bodenlandschaften auch mehrere Boden-Dauerbeobachtungsflächen angelegt werden, um das gesamte Spektrum der Bodentypen abzudecken und um für die spätere Interpretation wichtige Vergleichswerte zu erhalten.

Generell sollen in Zukunft alle flächenrepräsentativen Bodenuntersuchungen an den Standorten der Boden-Dauerbeobachtung durchgeführt werden, auch zur Gewinnung von Referenz- und Hintergrundwerten. Dadurch werden zum einen Mehrfachausgaben vermieden und es sollte in Zukunft möglich sein, daß die für eine spezielle Fragestellung gewonnenen Ergebnisse mit den anderen Daten des Standortes verschnitten werden können und eine bessere Interpretation ermöglichen.

Vorhandene Dauerbeobachtungsprogramme und ihre Einbindung in das Boden-Dauerbeobachtungs-Netz

Bestehende Meßnetze werden selbstverständlich in die Überlegungen zur Standortwahl für Boden-Dauerbeobachtungsflächen einbezogen, d.h. die Standorte werden zunächst nach den beschriebenen Gesichtspunkten ausgewählt. Danach wird überprüft, welche bestehenden Untersuchungen diesen Anforderungen weitgehend genügen. Mängel im Detail, wie z.B. leichte Unterschiede in den Mächtigkeiten der Bodenhorizonte oder in den Subtypen der Böden, können dabei im Interesse einer Kostenminimierung und dem Vorteil schon bestehender Meßreihen in Kauf genommen werden. Aus bodenkundlicher Sicht muß bei gravierenden Nachteilen des Standortes geprüft werden, inwieweit die Daten als Zusatzinformationen für Boden-Dauerbeobachtungsflächen in räumlicher Nähe zu verwerten sind.

Schriftenverzeichnis

Entwurf der Ad hoc AG Boden-Dauerbeobachtung des LABO AK2 1998, unveröffentlicht.

EMMERICH, K.-H. & KAISER, B. (1998): Böden im Wandel. Dauerbeobachtung von Böden in Hessen. - Geologie in Hessen 2, Hlfb; Wiesbaden.

SONDERARBEITSGRUPPE INFORMATIONSGRUNDLAGEN BODENSCHUTZ (SAG) (1991): Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF). - Arbeitshefte Bodenschutz 1, 56 S.; München.

Entwurf der Ad hoc AG Boden-Dauerbeobachtung des LABO AK2 1998

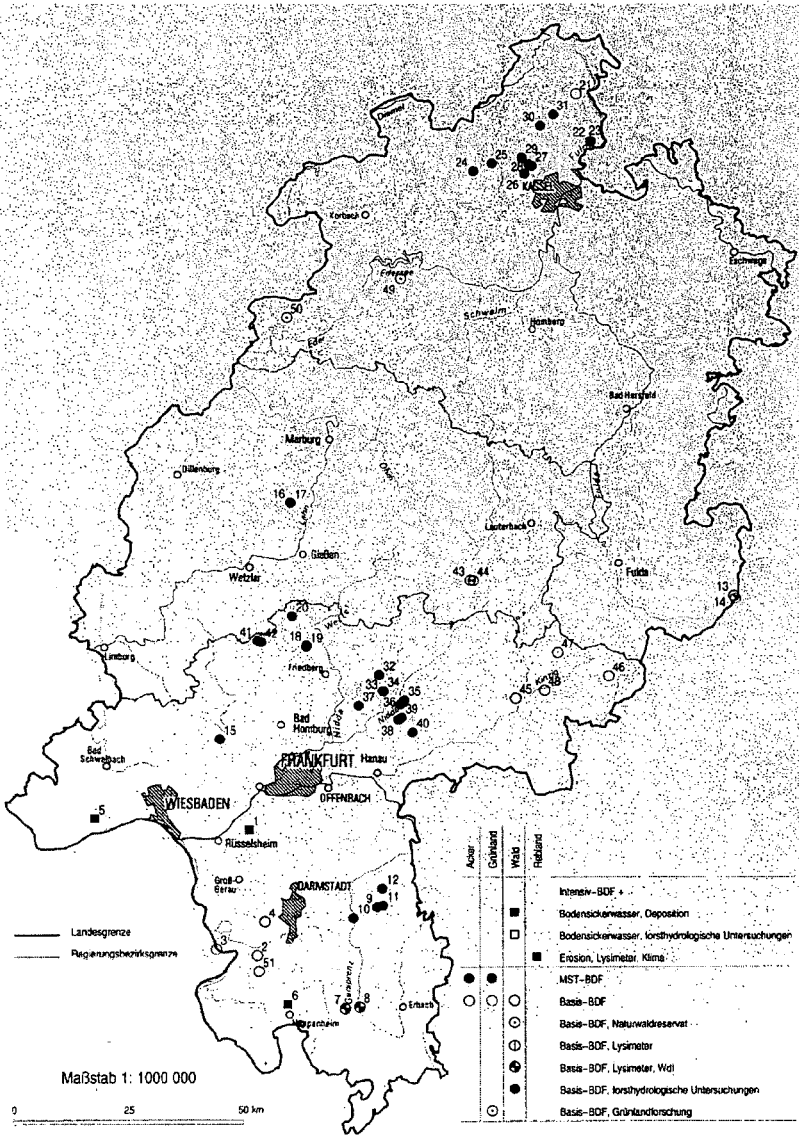


Abb. 3. Karte der Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Hessen (vgl. S. 24).

**Schnittstelle Bodenschutz.
Musterstücke der Bodenschätzung und Boden-Dauerbeobachtungsfläche
Ein Beispiel aus Hessen für Synergie in der Verwaltung**

von

EMMERICH, K.-H., KEIL, B.

Einleitung

In Hessen wurde bei der Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen eine bisher bundeweit einmalige Vorgehensweise angewandt. In enger Zusammenarbeit zwischen Oberfinanzdirektion und Hessischem Landesamt für Bodenforschung werden Musterstücke der Bodenschätzung auch für Zwecke der Boden-Dauerbeobachtung herangezogen. Die vom Schätzungsbeirat des Bundesfinanzministeriums bewerteten Musterstücke repräsentieren bereits typische Böden der jeweiligen Naturräume. Sie erfüllen damit auch die Kriterien, die für Boden-Dauerbeobachtungsflächen gelten. In Hessen ist die Zusammenarbeit zwischen der bei der Finanzverwaltung angesiedelten Bodenschätzung und dem Landesamt für Bodenforschung ein Beispiel für sinnvolle und effiziente ressortübergreifende Zusammenarbeit, wie sie auch in der „Verwaltungsreform 2000“ gefordert wird.

Rechtsgrundlage und Ziel der Bodenschätzung

Die Bodenschätzung ist seit nunmehr fast 65 Jahren das einzige flächendeckende Bewertungsverfahren für die Ertragsfähigkeit landwirtschaftlich nutzbarer Böden. Nach dem Bodenschätzungsgesetz (BodschätzG) vom 16. Oktober 1934 wurde die Bodenschätzung „für den Zweck einer gerechten Verteilung der Steuern, einer planvollen Gestaltung der Bodennutzung und einer Verbesserung der Beleihungsgrundlagen“ eingeführt. Neben vielfältigen Anwendungen im Steuerbereich (z.B. Einkommensteuer, Erbschafts- und Schenkungsteuer, Grundsteuer), wird sie auch im nichtsteuerlichen Bereich bereits seit langen Jahren vielfältig genutzt (z.B. als Grundlage bei der Wertermittlung in Flurbereinigungsverfahren; § 28 Flurbereinigungsgesetz).

Mit den Ergebnissen der Bodenschätzung liegt für die landwirtschaftlichen Nutzflächen eine nach einheitlicher Methode mit hoher räumlicher Dichte erhobene und laufend fortgeschriebene Informationsbasis an Flächen- und Punktdaten vor, so daß die Bodenschätzung als notwendige Datenbasis für den Aufbau von länderübergreifenden Bodeninformationssystemen eingestuft wird. Die Umweltminister (05.05.1993), die Finanzminister (14.04.1994) und die Innenminister (08.07.1994) haben sich für die Nutzung der Bodenschätzungsergebnisse zum Aufbau eines bundesweiten Bodeninformationssystems ausgesprochen.

Die Bodenschätzung bewertet Boden in Abhängigkeit von ihren natürlichen Ertragsbedingungen nach dem Acker- bzw. Grünlandschätzungsrahmen. Dabei bildet die Ertragsfähigkeit in Form des kapitalisierten Reinertrages die Bewertungsgrundlage (§ 36 Absatz 2 Satz 2 Bewertungsgesetz). Hinsichtlich der theoretischen Grundlagen wird auf die einschlägige Literatur verwiesen. Darüber hinaus bestehen zwischen den Wertzahlen (Bodenzahl bzw. Grünlandzahl) der Bodenschätzung und der nutzbaren Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum enge Beziehungen.

Rechtsgrundlage und Ziele der Boden-Dauerbeobachtung

Mit der Verabschiedung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBODSCHG 1998) wurden der vorsorgende Bodenschutz und die nachhaltige Nutzung der Böden gesetzlich festgeschrieben. Grundlage des vorsorgenden Bodenschutzes sind Informationen zur Bodenverbreitung und zum Bodenzustand sowie darüber hinaus Daten zur Entwicklung und Veränderung der Böden im Zeitablauf. Diesbezügliche Daten sollen in Bodeninformationssystemen verfügbar gemacht werden (28. UMK vom 07./08.05.1987). Die Boden-Dauerbeobachtung als Instrument des vorsorgenden Bodenschutzes (BODENSCHUTZKONZEPTION DER BUNDESREGIERUNG 1985) erfaßt Daten zur Entwicklung und Veränderung der Böden. Grundlage der bisherigen Boden-Dauerbeobachtung ist die „Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF)“ (SONDERARBEITSGRUPPE INFORMATIONS-GRUNDLAGEN BODENSCHUTZ (SAG) 1991). Diese Konzeption zielt auf eine länderübergreifende Vereinheitlichung der Vorgehensweise bei der Auswahl und der Einrichtung von BDF sowie der Probenahme und der Probenverwahrung, der Analytik und der Datenhaltung.

Die Böden sind - trotz rasanter wissenschaftlich-technischer Entwicklung - auch künftig für Menschen und Natur eine unentbehrliche Lebensgrundlage. Bodenschutz ist deshalb eine immer wichtiger werdende gesellschaftspolitische Forderung und eine ökologische Herausforderung. Um nachhaltig ihre wirtschaftliche Nutzungs- und ökologische Leistungsfähigkeit zu erhalten, ist eine genaue Kenntnis der vielfältigen stofflichen Eigenschaften von Böden auch in ihrer zeitlichen Entwicklung erforderlich. Diese Informationen sind bei vorhandenen Belastungen besonders bedeutsam. Veränderungen der Bodenqualität sind oft nicht mehr rückgängig zu machen. Sie erfolgen oft fast unmerklich über lange Zeiträume und haben unterschiedliche Auswirkungen auf das Bodengefüge. Einzelne Bodenanalysen sagen daher wenig aus über Belastungen und Veränderungen, denen die Böden ausgesetzt sind.

Die **Ziele** der Boden-Dauerbeobachtung sind:

- Erfassung und Dokumentation des Ist-Zustandes und der langfristigen Entwicklung typischer Böden in Hessen, in Anlehnung an die Bodenkarte 1:50.000 und zu deren Ergänzung.
- Bodenkundliche Begleitung und Unterstützung sonstiger Umweltmonitoring-Programme (z.B. Waldbelastung durch Immissionen, Naturwaldreservate).
- Erfassung und Dokumentation lokaler Belastungen (z.B. Flughafen, Nitratauswaschung, Bodenerosion, fluviale Sedimentation).
- Schaffung einer fundierten Bodenprobenbank.
- die Ableitung von Prognosen der zukünftigen Entwicklung.

Die Boden-Dauerbeobachtung versteht sich als Instrument zur langfristigen Überwachung der Veränderung von Bodenzuständen und Bodenfunktionen im Sinne des **Bundes-Bodenschutzgesetzes**. Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen, die geeignet sind, Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen für den einzelnen oder die Allgemeinheit herbeizuführen, sind hierbei gleichbedeutend mit einer **schädlichen Bodenveränderung**.

Auswahlkriterien der Boden-Dauerbeobachtungsfläche - die Schnittstelle zur Bodenschätzung

Für die Auswahl der Areale wird in der Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen eine Landschafts-, Boden- und Nutzungsrepräsentanz gefordert, außerdem sollen natürliche Besonderheiten, Belastung durch den Menschen und Naturnähe berücksichtigt werden.

Im Verzeichnis der Oberfinanzdirektion Frankfurt befinden sich zur Zeit 245 Musterstücke und 8 Landesmusterstücke. Diese gehen auf das Gesetz über die Bewertung des Kulturbodens (Bodenschätzungsgesetz vom 16.10.1934) zurück. Hier wurde die Möglichkeit geschaffen, die Ertragsfähigkeit von landwirtschaftlich genutzten Böden in Verhältniszahlen zu erfassen. Bei den Musterstücken handelt es sich um Eichprofile, die die gleichmäßige Bewertung der Böden landes- und bundesweit gewährleisten soll. Die genaue Lage der Profile ist u.a. auf Flurstückskarten im Maßstab 1:2.000 verzeichnet. Darüber hinaus liegen u.a. die Profilbeschreibung nach der Nomenklatur der Bodenschätzung, die Bodenklasse und die entsprechenden Wertzahlen (z. B. L 3 L₀ 73/76) und Klimadaten vor. Die Musterstücke erfüllen die Auswahlkriterien zur Repräsentanz und sind rechtsgültig festgelegt. Es bietet sich daher an, sie in das hessische Boden-Dauerbeobachtungsprogramm mit aufzunehmen. Zunächst entfällt die zusätzliche Standortauswahl und Verhandlungen mit den Besitzern/Eigentümern. Darüberhinaus ergibt sich damit automatisch die von vielen Seiten geforderte zusätzliche Aufnahme von **bodenkundlichen** Parametern bei der Bodenschätzung. Eine Übersetzung der Angaben aus der Bodenschätzung in bodenkundliche Profile und die weitere Ableitung von Auswertungen -z.B. hinsichtlich **Bodenfunktionen**- wird somit erheblich erleichtert. Außerdem werden die Profilaufnahmen mit einem breiten Spektrum von Labor-meßdaten verknüpft.

Bodenchemische/-physikalische Parameter der Boden-Dauerbeobachtung/Musterstücke

Auf den Boden-Dauerbeobachtungsflächen werden folgende Parameter erhoben meist in vierjährigen Intervallen: pH, CaCO₃, C_{org}, org. Sub., N, C/N, Austauschkapazität, Fe₀, Fe_d, Mn₀, Mn_d, Al₀, Al_d, P₂O₅, K₂O, Mg, Ges. P, Ges. K, Ges. Mg, Sb, V, Al, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Sb, V, Zn, As, Korngröße (DIN & BodSchätz), Tonminerale, Schwerminerale, Porenverteilung, Dioxine und Furane, Chlorierte Kohlenwasserstoffe (HCB, Alpha-HCH, Beta-HCH, Gamma-HCH (Lindan), DDT), Polycyclische Biphenyle (Ballschmitter Kongenere), Polycyclische Aromate (EPA-Liste). Auf den Intensiv-Boden-Dauerbeobachtungsflächen werden zusätzliche Bodenuntersuchungen in höherer zeitlicher Auflösung durchgeführt.

Zusammenfassung

Die Konzeption und Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen erfordern ein hohes Maß an inner- und überbehördlicher Abstimmung und Zusammenarbeit. Daher hat das Hessische Ministerium für Landwirtschaft und Forsten mit Erlaß vom 17.12.1991 (Az.: VI 4-46d-60.03-5757/91) das Hessische Landesamt für Bodenforschung damit beauftragt, einen Arbeitskreis zur Boden-Dauerbeobachtung einzurichten. In diesem Arbeitskreis stimmen alle Behörden (auch die Oberfinanzdirektion Frankfurt/M.), die bereits an bodenschutzrelevanten Themen arbeiten, ihre Aktivitäten ab (EMMERICH & KAISER 1998). In Hessen wurde 1992 mit der Einrichtung von Boden-dauerbeobachtungsflächen begonnen. 1993 wurden die ersten Musterstücke der Bodenschätzung in das Boden-Dauerbeobachtungsprogramm aufgenommen.

Von den 51 in Hessen eingerichteten Boden-Dauerbeobachtungsflächen sind 30 landwirtschaftlich genutzt, 26 davon sind Musterstücke. Bei den übrigen vier handelt es sich um Sondermeßprogramme (Bodenerosion und Umfeldüberwachung). Es ist auch für die Zukunft beabsichtigt die bisher erfolgreiche Zusammenarbeit zwischen den Bodenschätzern der Oberfinanzdirektion und dem Hessischen Landesamt für Bodenforschung fortzusetzen.

Schriftenverzeichnis

- EMMERICH, K.-H. & KAISER, B. (1998): Böden im Wandel. Dauerbeobachtung von Böden in Hessen. - Geologie in Hessen **2**, HfB; Wiesbaden.
- EMMERICH, K.-H & LÜGGER, K. (1998): Beispiele für flächenbezogene Auswertung von Daten der Boden-Dauerbeobachtungsflächen. - Mitt. Dt. Bdkdl. Ges. **87**: 363-366.
- LABO (1995): Hintergrund- und Referenzwerte für Böden. - Bodenschutz **4** Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.
- RAT DER SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (RSU) (1990): Allgemeine Ökologische Umweltbeobachtung - Sondergutachten Oktober 1990; Geschäftsstelle im Statistischen Bundesamt; Wiesbaden.
- SONDERARBEITSGRUPPE INFORMATIONSGRUNDLAGEN BODENSCHUTZ (SAG) (1991): Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF). - Arbeitshefte Bodenschutz 1, 56 S.; München.

Vorschläge für eine zukünftige Erweiterung der Bodenbewertung

von

SIEWERT, Chr.

Die klassische Bodenschätzung ist auf die Bewertung von Böden als Pflanzenstandort ausgerichtet. Dennoch sind Risiken und Vorteile neuer Verfahren der Bodennutzung aus anderen Wissensgebieten (z.B. Gentechnik) für die Bodenbildung und Bodenfunktionen immer weniger abschätzbar. Regionale Weiterentwicklungen, neue Konzepte und Methoden der Bodenbewertung begrenzen zusätzlich die Vergleichbarkeit und Auswertbarkeit von Schätzdaten. Sie stehen globalen Umweltproblemen gegenüber und erschweren die Entwicklung ökologisch risikoarmer und ökonomisch attraktiver Alternativen der Bodennutzung.

Dieser Hintergrund war Anlaß von Überlegungen zur sinnvollen Ergänzung heutiger Verfahren der Bodenbewertung. Die dafür erarbeitete Herangehensweise (Siewert, 1994) bemüht sich um eine Nutzung von Böden zur Indikation langfristiger Entwicklungsprozesse in Ökosystemen und der Biosphäre. Dabei steht die Bodenbildung als regionaler Bestandteil langfristiger Veränderungen abiotischer Umweltbedingungen durch komplexe Organismengemeinschaften im Vordergrund. Theoretische Vorstellungen über evolutionsbiologische Ursachen heutiger Eigenschaften der Biosphäre ließen sich auf diese Weise zur Ableitung von Bewertungskriterien der Bodenbildung erschließen, die unabhängig von der Vegetation, der Bodennutzung, aktuellen wirtschaftlichen Zwängen, politischen Erfordernissen etc. überregional einheitliche Informationen über Wirkungen von Böden in Ökosystemen liefern.

Erstes Ergebnis dieser Herangehensweise sind neue Erkenntnisse zu Wirkungsprinzipien von Humusstoffen in Mineralböden. Sie stellen vermutlich eine Folge der Adaption von komplexen Organismengemeinschaften an den veränderten Wasserhaushalt in Ökosystemen seit Beginn terrestrischen Lebens dar. Damit zählen die Wirkungsprinzipien der Humusstoffe zu den Ursachen definierbarer Beziehungen zwischen der heutigen Bodenbildung und Besonderheiten ökosystemarer Stoffkreisläufe in einzelnen Klimaregionen. Ihre Erfassung kann demnach langfristige Veränderungen der abiotischen Umwelt beschreiben helfen und eine Integration ökosystemarer Funktionen in die Bodenbewertung unterstützen.

Diese Erkenntnisse wurden für die Erarbeitung eines neuen, thermogravimetrischen Verfahrens der Bodenanalyse genutzt. Es baut auf den Wirkungsmechanismen der Humusstoffe auf und dient der Kennzeichnung der organischen Bodensubstanz (OBS) - dem Hauptmerkmal der Bodenbildung bzw. dem wichtigsten Unterscheidungskriterium der Böden von Substraten sowie dem Endprodukt der vielfältigen, sehr komplexen Wechselwirkungen zwischen unterschiedlichen Organismen in terrestrischen Ökosystemen. Das Verfahren quantifiziert dazu die funktionsbestimmenden Eigenschaften der Humusstoffe über die Menge gebundenen Wassers, die Menge an Humusstoffen, Anteile biologisch umsetzbarer Komponenten sowie andere Bestandteile. Anschließend werden die ermittelten Werte zu drei Kenngrößen der OBS-Qualität unter Berücksichtigung der Art gegenseitiger Wechselbeziehungen zusammengefaßt. An Stelle der Quantifizierung stofflich identifizierbarer Einzelkomponenten tritt so eine indirekte Bewertung von Zustandsgrößen der OBS über Proportionen zwischen funktionalen Einheiten beliebiger Zusammensetzung. Die bisherigen Probleme bei der Qualitätsbewertung der organischen Bodensubstanz über chemische, physikalische

oder biologische Verfahren der Identifikation und Quantifizierung von Einzelkomponenten werden so umgangen.

Die ermittelten Kenngrößen der OBS zeigten in ersten Anwendungsprüfungen eindeutig interpretierbare Beziehungen zu Bodentypen, zum Klima, zur Nährstoffbedarfsdynamik der natürlichen Vegetation sowie charakteristische Veränderungen bei der land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung in allen wichtigen Klimazonen Ost- und Mitteleuropas. Sie sind leicht klassifizierbar, erklären Phänomene einzelner Bodenbildungsprozesse und ihre Aussagen gehen mit heutigen Vorstellungen zu ökosystemaren Bodenfunktionen konform.

Damit bestehen nunmehr überprüfbare Möglichkeiten für eine weltweit einheitliche, funktionsorientierte Kennzeichnung der OBS, die regionale Methoden der Bodenschätzung durch einen überregional vergleichbaren Parameter sinnvoll ergänzen könnte. Daran gebunden sind erste Vorschläge zur experimentellen Bewertung der Nachhaltigkeit unterschiedlicher Bodennutzungen sowie zur Ausnutzung von Prozessen der ökosystemaren Selbstregulation für die Entwicklung neuer, ökologisch risikoarmer und ökonomisch attraktiver Verfahren der Landbewirtschaftung. Die Vorteile dieser Technologien werden vermutlich wirtschaftliche Effekte heutiger Schlüsseltechnologien (z.B. Gentechnik in der Landwirtschaft) weit übersteigen, weil sie nicht nur die Entwicklungsfähigkeit von Ökosystemkompartimenten (Organismen, Böden), sondern das gesamte Umfeld der Vernetzung abiotischer und biotischer Prozesse in einzelnen Regionen und der Biosphäre durch komplexe Organismengesellschaften einbeziehen.

Literatur:

Siewert, C. (1994): Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung. Teil 1: Theoretisches Konzept zur Ableitung ökosystemarer Humusfunktionen. Archiv für Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde, 38, 127-147

Siewert, C. (1998): Verfahren zur Verfahren zur Bestimmung der qualitativen Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz von Mineralböden, Patentschrift GO1 N 196 38 731, Anmeldung beim Deutschen Patentamt vom 19.9.96

**Bodenbewertung in Planungs- und Zulassungsverfahren
Auswirkungen des Bundes-Bodenschutzgesetzes -**

von

GABANY,H.

Das Bundes-Bodenschutzgesetz ist kein Patentrezept, weder für die Beschaffung von Bodendaten noch für die Durchsetzung von Bodenschutzzielen.

Im Falle des Bodenschutzgesetzes wird diese Skepsis zunächst bestärkt durch dessen überwiegend ordnungsrechtliche, auf die Abwehr von Gefahren gerichtete Ausprägung (vgl. nur § 2 Abs.3, § 4 und § 8 Abs.1 BBodSchG). Überdies soll das Gesetz gemäß § 3 Abs.1 nur anwendbar sein, soweit in anderen Gesetzen nichts über Einwirkungen auf den Boden geregelt ist. Damit wird ein Großteil der Bodennutzer, einschließlich der Landwirtschaft, aus dem Geltungsbereich des Bodenschutzgesetzes - zunächst - entlassen.

Das Bundes-Bodenschutzgesetz hat für die Berücksichtigung von Bodenschutzbelangen in Planungs- und Zulassungsverfahren aber auch neue Ansatzpunkte geschaffen, die Gegenstand dieser Ausführungen sein sollen.

Der Boden erfüllt gemäß § 2 Absatz 2 Nr. 1 und 2 BBodSchG (im einzelnen näher bezeichnete) natürliche Funktionen sowie die Funktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte. Damit ist ein Verständnis des Schutzgutes Boden kodifiziert worden, das über das im Umwelt- und Planungsrecht bislang verankerte hinausgeht. Der Boden wird in den meisten Gesetzen als Bestandteil des Naturhaushaltes zwar direkt oder indirekt angesprochen (zum Beispiel im UVP-Gesetz, im BauGB und den Naturschutzgesetzen) und muß als Umweltbelang in die Planungs- und Zulassungsentscheidungen eingehen. Die dabei vorherrschende Beschränkung auf den Begriff „Boden“ - und das Fehlen fachlich verbindlicher Vorgaben - hat in der Praxis aber dazu geführt, daß die Beschreibung und Bewertung des Schutzgutes Boden in beinahe jedem Verfahren anders vorgenommen wird. Es gibt eine Vielzahl von - im einzelnen oft gut begründeten - Vorschlägen, wie dabei vorzugehen sei.

Eine Verständigung darüber, wie der Boden mit Bezug zu einem eingeführten Wertesystem und in einer den Entscheidungsverfahren gerecht werdenden Weise zu bewerten ist - fehlt weitgehend (solche Systeme gibt es "mehr oder weniger umfassend" in den Bereichen Gewässerschutz, Naturschutz und Luftreinhaltung). Der Bodenschutz hat dadurch sicher nicht an Gewicht gewonnen.

Indem das Bundes-Bodenschutzgesetz die Bodenfunktionen zum Bestandteil der Rechtsordnung macht, schafft es die Voraussetzungen, das soeben beschriebene Defizit zu beheben. Das Gesetz erhöht den Druck, transparente und praxistaugliche Ansätze für die Beschreibung und Bewertung der Bodenfunktionen zur Verfügung zu stellen. Die Bundesländer sind hier unterschiedlich weit, Baden-Württemberg hat bereits 1995 einen Leitfaden „Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit“ vorgelegt, andere Länder sind dabei entsprechendes zu tun. Eine Übersicht zum Stand der Entwicklung (mit Stand Ende 1997), die auf Zusammenstellungen der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Boden basiert, erscheint demnächst in der Zeitschrift „Bodenschutz“.

Der rechtliche Ansatz zur Berücksichtigung von Bodenschutzbelangen nach dem Inkrafttreten des Bundes-Bodenschutzgesetzes (1. März 1999) ist die Einführung des Begriffs der Bodenfunktionen in die Verfahren der Planung und Vorhabenzulassung. Dies ist kein Widerspruch zu dem eingangs erwähnten Grundsatz, wonach das BBodSchG nur anzuwenden ist, soweit in anderen Gesetzen nichts geregelt ist. Es geht hier gerade darum, den unbestimmten Begriff des Schutzgutes Boden in den Fachgesetzen durch die Begriffsdefinition des BBodSchG mit Inhalt zu füllen.

Das BBodSchG konkretisiert den Boden als Träger verschiedener Funktionen, hier insbesondere der natürlichen Funktionen und der Archivfunktion (§ 2 Abs.2 Nr.1 und 2 BBodSchG). Damit sind diese Bodenfunktionen spezielle Ausformung des Naturhaushaltes - das BBodSchG insofern *lex specialis*. Die Legaldefinition der Bodenfunktionen ist bei der Auslegung anderer Gesetze (z.B. BNatSchG, BauGB, Verkehrswegerecht) heranzuziehen.

Nach § 1 S.3 BBodSchG sollen bei Einwirkungen auf den Boden Beeinträchtigungen seiner natürlichen Funktionen sowie seiner Funktion als Archiv der der Natur- und Kulturgeschichte so weit wie möglich vermieden werden. Dem Schutz der Bodenfunktionen kommt damit in Planungs- und Zulassungsverfahren ein hoher Stellenwert zu, der allerdings durch die im jeweiligen Fachrecht geltenden Abwägungsklauseln und Zielhierarchien relativiert wird.

Die unterlassene Einstellung des Bodens als Umweltbelang kann aber im Einzelfall zu Abwägungsfehlern führen. Dabei ist der Verhältnismäßigkeitsgrundsatz zu beachten. Beispiele liefert die Rechtsprechung zur Biotopkartierung im Rahmen der Eingriffsregelung.

Es kommt im Einzelfall für die Zulassungs- und die zuarbeitende Fachbehörde also darauf an, die Fragen „Was ist Boden?“, „Welche Bodenfunktionen sind an dem betroffenen Standort besonders wertvoll?“, „Wie wirkt sich die geplante Maßnahme auf den Boden aus?“ - präzise zu beantworten, um die Auswirkungen des Vorhabens ausreichend erfassen zu können. An einigen Beispielen soll dies verdeutlicht werden:

Bei der Aufstellung der Bauleitpläne (FNP, BP) sind die verschiedenen miteinander um die Nutzung einer Fläche konkurrierenden Belange gegeneinander und untereinander abzuwägen (§1 Abs.6 BauGB). Vor der Entscheidung für oder gegen die Nutzung einer Fläche z.B. als Baugebiet, sind dabei neben den wirtschaftlichen und städtebaulichen Aspekten sowohl die Auswirkungen auf die Umwelt wie auch mögliche Alternativen der Flächennutzung (Verlagerung auf weniger „wertvolle“ oder „empfindliche“ Flächen) zu prüfen.

Die Belange des Bodens können nur zutreffend abgewogen werden, wenn sie zuvor ausreichend ermittelt und bewertet wurden. Aus der Bewertung ergibt sich das Gewicht in der Abwägung.

Auch auf der Ebene der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung (gleich ob diese im Rahmen der Aufstellung eines Bauleitplanes oder einer Vorhabenzulassung zur Anwendung kommt) - wenn also die Entscheidung über die Nutzung einer Fläche bereits getroffen worden ist, ist es für die Frage der Erheblichkeit einer Beeinträchtigung und sodann die Festlegung von Vermeidungs- und Ausgleichsmaßnahmen unabdingbar, die Auswirkungen auf den Boden zu ermitteln und zu bewerten (§ 1a Abs.2 Nr. 2 BauGB bzw. § 8 BNatSchG).

Die Umweltverträglichkeitsprüfung schließlich besteht gem § 2 Abs.1 UVP-Gesetz im wesentlichen aus der Ermittlung, Beschreibung und Bewertung der Auswirkungen eines Vorhabens auf die Umwelt. Das UVP-Gesetz ist insofern ein Informationsbeschaffungsgesetz.

Die Beispiele sollten den Bedarf für Bodeninformationen deutlich machen, der in den meisten Planungs- und Zulassungsverfahren besteht. Im Vordergrund der Datenbeschaffung und -auswertung (nicht dieses Beitrages) stehen zusammengefaßt zwei Fragen:

Welche Funktionen (oder Teilfunktionen) sind für die verschiedenen Planungsanlässe relevant?

Welche der (überwiegend ja vorhandenen) Methoden und welche Maßstäbe können - bei pragmatischer Sicht auf die zur Verfügung stehenden Mittel - zu ihrer Beschreibung und Bewertung herangezogen werden?

Die Frage „Wieviel Bodengutachte?“ im Einzelfall verlangt werden kann (sprich „verhältnismäßig ist“) hängt u.a. davon ab, wie der zur Bewertung anstehende Boden aus der Sicht der Bodenschutzbehörde einzustufen ist. Dies setzt voraus, daß der Verwaltung kleinmaßstäbig Bodenfunktionskarten vorliegen, die Vorbehaltsflächen für die jeweiligen Funktionen anzeigen. Ist eine solche Fläche von dem Vorhaben betroffen, können entsprechend höhere Anforderungen an die Beschreibung und Bewertung der Böden und die Auswirkungen des Vorhabens gestellt werden.

Anhaltspunkt für den Untersuchungsumfang können die erwähnten Leitfäden sein, die die Vorgaben für großmaßstäbige Bodengutachten enthalten und günstigenfalls die Form eines Erlasses oder einer Verwaltungsvorschrift haben.

Die Bodenschutzverwaltung wird also einerseits bemüht sein, flächendeckend oder für bestimmte Teilgebiete des Landes Vorbehaltsflächen darzustellen. Hierfür kommen entweder kleinmaßstäbige Bodenschutzpläne in Frage, Rechtsgrundlage können die Bodenschutzgesetze der Länder sein. Dies sieht § 21 Absatz 3 BBodSchG vor. Daneben kann die Landschaftsplanung mit der ihr je nach Bundesland unterschiedlichen Ausstrahlungskraft auf die Bauleitplanung, den Zustand der Böden auf verschiedenen Planungsebenen darstellen.

Zusammenfassend kann gesagt werden: das Bundes-Bodenschutzgesetz macht die Bodenfunktionen zum Bestandteil der Rechtsordnung, präzisiert damit die Anforderungen an die Ermittlung und Bewertung der Bodenschutzbelange in Planungs- und Zulassungsverfahren und fordert für diesen Zweck eine Operationalisierung der Bodenfunktionen ein, die transparent, pragmatisch und zugleich wissenschaftlich begründet sein muß. Diese Operationalisierung von Bodenfunktionen sollte sich die AG Bodenschätzung und Bewertung meines Erachtens weiterhin zur Aufgabe stellen.

Bodenbewertung in der Bauleitplanung

von

JESSEN-HESSÉ,V.

1 Rechtliche Grundsätze zur Bewertung des Schutzgutes Boden in der Bauleitplanung

1.1 Bauleitplanung und Bundesbodenschutzgesetz

Nach § 3 Abs. 1 Nr. 9 BBodSchG findet dieses Gesetz auf schädliche Bodenveränderungen und Altlasten Anwendung, soweit Vorschriften des Bauplanungs- und Bauordnungsrechts Einwirkungen auf den Boden nicht regeln.

Da sowohl im Bauplanungsrecht als auch im Bauordnungsrecht die Belange des Bodenschutzes zu berücksichtigen sind, soll das BBodSchG nach dem Willen des Gesetzgebers keine Anwendung finden, statt dessen wurden die Belange des Bodenschutzes im Zuge der Novellierung des Bau- und Raumordnungsgesetzes weiter konkretisiert.

Ungeachtet dessen ist zu erwarten, daß das BBodSchG und insbesondere das noch zu erlassende untergesetzliche Regelwerk durch die Konkretisierung der abwägungserheblichen Belange einen mittelbaren Einfluß auf die Bauleitplanung haben werden.

Der Anwendungsausschluß in § 3 Abs. 1 Nr. 9 BBodSchG reicht jedoch nur soweit, wie die Einwirkungen auf den Boden im Bauplanungs- bzw. im Bauordnungsrecht geregelt sind. Dagegen sind insbesondere die Nennung der Bodenfunktionen in § 2 Abs.2 BBodSchG sowie die Definition des Schutzgutes Boden nach § 2 Abs. 1 BBodSchG auch im Bauplanungsrecht verbindlich.

1.2 Die Abwägung als rechtlicher Vorgang in der Bauleitplanung

Im Rahmen der Abwägung sind drei wesentliche Phasen zu unterscheiden:

I Ermittlungsphase:

Sie betrifft die Zusammenstellung des Abwägungsmaterials, also die Beschaffung der erforderlichen Informationen zu den einzelnen abwägungserheblichen Belangen. Umfang und Intensität der Ermittlungen lassen sich nicht generalisieren, sondern sind vom konkreten Einzelfall abhängig. Die Ermittlungsphase umfaßt auch die fachliche Bewertung von Schutzgütern, die von der Planung betroffen sind. Bezogen auf das Schutzgut Boden hat sich die Kommune fachlich fundierte Kenntnisse über die Leistungsfähigkeit und ökologische Wertigkeit des von der Planung betroffenen Bodens zu verschaffen

II Bewertungsphase:

Sie beinhaltet eine rechtliche Bewertung bzw. Gewichtung der ermittelten Belange. Maßstab dieser Bewertung sind rechtliche Anforderungen an die Planung bzw. mit der Planung verbundene Rechtsfolgen. Grundvoraussetzung für die rechtliche Bewertung ist die fachliche Bewertung, sie ist jedoch Bestandteil der Ermittlungsphase. In der Bewertungsphase ist dem Schutz des Bodens als einem in die Abwägung einzustellendem Belang das ihm nach rechtlichen und tatsächlichen Gegebenheiten zukommende objektive Gewicht beizumessen.

III Entscheidungs- oder Ausgleichsphase:

Eine hinreichende Bestandserfassung und -bewertung des Schutzgutes Boden bildet die Grundlage für die bodenschutzrelevante Entscheidungsfindung. Gegenstand dieser Phase ist, aus der Sicht des Bodenschutzes, die Frage, ob eine Gemeinde ein Gebiet z. B. trotz des hohen Gewichts des Schutzgutes Boden überplant und den dadurch entstehenden erheblichen Kompensationsbedarf in Kauf nimmt. Dieser soll in der Regel in bodenschutzbezogenen Darstellungen, Festsetzungen und Kennzeichnungen im Bauleitplan und entsprechenden Erklärungen bzw. Begründungen im Erläuterungsbericht zum Flächennutzungsplan bzw. in der Begründung zum Bebauungsplan münden. Änderungen in der Planung, Verzicht auf Ausweisung von Baugebieten bzw. das Ausweichen auf Alternativstandorte können bodenschutzbezogene Konsequenzen sein.

Bei der bauleitplanerischen Abwägung ist zwischen dem Abwägungsvorgang (s. o.) und dem Abwägungsergebnis zu unterscheiden. Das Abwägungsergebnis ist das die planerische Gesamtentscheidung beinhaltende Resultat des Abwägungsverfahrens. Sowohl Abwägungsverfahren als auch das Abwägungsergebnis sind gerichtlich überprüfbar. Die Überprüfung des Abwägungsergebnisses ist allerdings insoweit eingeschränkt, als sich die Planungsentscheidung im Rahmen der sogenannten **planerischen Gestaltungsfreiheit der Gemeinde** bewegt.

1.3 Umweltschützende Belange in der Abwägung nach § 1a Baugesetzbuch

§ 1a (1) Mit Grund und Boden soll sparsam und schonend umgegangen werden, dabei sind Bodenversiegelungen auf das notwendige Maß zu begrenzen.

§ 1a (2) In der Abwägung nach § 1 Abs. 6 sind auch zu berücksichtigen

1.

2. die Vermeidung und der Ausgleich der zu erwartenden Eingriffe in Natur und Landschaft (Eingriffsregelung nach dem Bundesnaturschutzgesetz)

1.4 Die Anwendung der Eingriffsregelung nach § 1a Abs. 2 Nr. 2 BauGB

Es gibt wesentliche Unterschiede im Vergleich zur Eingriffsregelung nach dem Bundesnaturschutzgesetz. Nach dem BauGB gibt es keine Unterscheidung zwischen Ausgleich und Ersatz. Der Ausgleichsbegriff nach BauGB beinhaltet sowohl Ausgleichs- als auch Ersatzmaßnahmen. Zudem kann nach BauGB der Ausgleich von Eingriffen auch an anderer Stelle als am Ort des Eingriffs erfolgen. Ausgleichsflächen können folglich an jeder Stelle der Gemeinde festgelegt werden.

Der Flächennutzungsplan bietet sich somit als Instrument zur Umsetzung der Eingriffsregelung an. Hiermit wird die Einbindung von Ausgleichskonzepten in einem frühen Stadium der Bauleitplanung ermöglicht.

Von besonderer Bedeutung ist auch die Landschaftsplanung bzw. der Landschaftsplan für eine ausreichende Berücksichtigung des Schutzgutes Boden in der Bauleitplanung. Problematisch ist zur Zeit jedoch, daß der Schwerpunkt der Landschaftsplanung im Bereich des Arten- und Biotopschutzes liegt und der Bodenschutz häufig defizitär behandelt wird.

Eine flächendeckende Bestandsaufnahme des Zustandes von Natur und Landschaft bzw. des Bodens ist mit erheblichem Aufwand verbunden. Es bietet sich daher der Einsatz standardisierter Bewertungsinstrumente auf der Basis von vorhandenem Datenmaterial an. Zahlreiche Gemeinden scheuen zudem langwierige und teure Untersuchungen, deren Ergebnisse nur durch hoch qualifiziertes Personal nachvollziehbar sind. Es besteht deshalb ein Bedarf an standardisierten oder schematisierten Bewertungsverfahren, die auch für nicht speziell ausgebildete Personen nachvollziehbar sind und ohne großen finanziellen Aufwand eingesetzt werden können.

Ein gesetzlich vorgeschriebenes Bewertungsverfahren für die Berücksichtigung von Natur und Landschaft bzw. des Bodens im Rahmen der bauleitplanerischen Abwägung existiert derzeit ebenso wenig, wie allgemein anerkannte Bewertungskriterien (BVerwG Beschl. v. 23.04.97).

2 Datengrundlagen

Zur Klärung bodenschutzrelevanter Fragestellungen sind für den gesamten zu betrachtenden Raum flächendeckende bodenkundliche Grundlageninformationen in der erforderlichen räumlichen Auflösung notwendig, das heißt im Maßstab 1:10.000 oder größer. Es bieten sich mehrere Möglichkeiten der Datennutzung und Datenerhebung an, die sich in den Ansprüchen an die Genauigkeit der Daten und in finanziellen Aspekten unterscheiden.

I Flächendeckende Neuerhebung von bodenkundlichen Grundlagendaten

1. wenn keine Daten verfügbar sind oder nur Informationen für Teilbereiche vorliegen
2. wenn die verfügbaren Daten, insbesondere aufgrund anthropogener Veränderungen des Bodens, nicht mehr den Anforderungen genügen.

In der Bauleitplanung wird die flächendeckende Neuerhebung bodenkundlicher Grundlagendaten nach KA 4 aber vorläufig aufgrund des hohen zeitlichen und finanziellen Aufwandes die Ausnahme bleiben.

II Rückgriff auf vorhandene Daten

Zu vielen Themenbereichen liegen bereits umfangreiche Grundlageninformationen aus Gutachten und Planungsverfahren vor, die auch den Bereich Boden behandeln. Ob diese den Ansprüchen an Flächendeckung, Genauigkeit und fachlicher Relevanz genügen, ist im Einzelfall zu prüfen.

Bodenkundliche Kartenwerke, die für Fragestellungen in der Bauleit- und Regionalplanung Verwendung finden, sollten **mindestens in der Maßstabsebene 1:10.000** erhoben worden sein, um entsprechende Aussageschärfe erzielen zu können. Derartige großmaßstäbliche Bodenkarten liegen in Deutschland jedoch im Allgemeinen nur in Ausnahmefällen vor, insbesondere in Nordrhein-Westfalen.

Alternativ bieten sich die **Daten der Bodenschätzung** an. Die Daten liegen für die landwirtschaftliche Nutzfläche in der Bundesrepublik vor, d. h. für einen Großteil der von der Bauleitplanung betroffenen Flächen. Die Maßstabsebene variiert von 1:500 bis 1:5.000 und erfüllt damit die Forderung nach hoher Genauigkeit.

Bei der Nutzung der Bodenschätzungsergebnisse für den Bodenschutz sind Verfahren zu unterscheiden, die sich nur auf das **Klassenzeichen und die Bodenwertzahlen** stützen und Verfahren, die eine exakte Auswertung der bestimmenden **Grablöcher anhand der Grablochbeschriebe** vornehmen.

Die alleinige Verwendung des Klassenzeichens und der Bodenwertzahlen läßt nur eine eingeschränkte Bewertung der Bodenfunktionen zu und birgt ein erhöhtes Risiko von Fehlinterpretationen. Bessere Ergebnisse liefert die Auswertung der bestimmenden Grablöcher anhand der Grablochbeschriebe. Allerdings ist der zeitliche und finanzielle Aufwand dieser Methode deutlich höher, wenn nicht wie in Niedersachsen die Daten bereits digitalisiert vorliegen.

3 Grundsätze der Bodenbewertung

Grundlage der Bewertung sind die in § 2 BBodSchG genannten natürlichen Bodenfunktionen sowie die Funktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte. Die „biotische Ertragsfunktion“ wird in Anlehnung an die LABO AK3 (1998) mit zur Lebensraumfunktion gerechnet.

Bei der Bewertung der Bodenfunktionen kann im Wesentlichen nur auf bekannte und gängige Methoden zurückgegriffen werden. Dabei steht im Vordergrund, daß sie relativ **einfach zu handhaben** sind und weitgehend auf **vorhandenem Datenmaterial** beruhen, das ggf. durch Felderhebungen und Laboranalysen zu ergänzen ist.

Durch die engen Wechselwirkungen zwischen Böden und den anderen in der Bauleitplanung zu berücksichtigenden Schutzgütern lassen sich Doppelbewertungen nicht immer vermeiden. Im Sinne eines transparenten und effektiven Bewertungsverfahrens sollte versucht werden, diese zu minimieren. Da bei der Aufstellung der Bauleitplanung alle Schutzgüter (Wasser, Boden, Luft, Klima, Arten und Biotope) bewertet werden, wird davon ausgegangen, daß bestimmte Teilaspekte des Bodens bei der Bewertung anderer Schutzgüter berücksichtigt werden. So wird zum Beispiel empfohlen, die Grundwasserneubildungsrate bei der Bewertung des Schutzguts Wasser zu beurteilen, da dieses bereits in der Praxis üblich ist.

4 Bodenbewertungsmethoden und Ausblick

Eine allgemein anerkannte Methode zur Bewertung von Bodenfunktionen gibt es derzeit nicht. In Baden-Württemberg (UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG 1995) und Brandenburg (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1998) liegen bereits Empfehlungen hierzu vor. Grundlage der Bewertung sind hierbei die Daten der Bodenschätzung (In Baden-Württemberg alternativ auch Daten einer Bodenkartierung.). Mit Hilfe des Klassenzeichens und der Bodenwertzahl bzw. Grünlandgrundzahl werden die Bodenfunktionen bewertet. Vergleichbare Empfehlungen sollen in weiteren Bundesländern veröffentlicht werden, zum Beispiel in Sachsen und Sachsen-Anhalt.

Einen etwas anderen Weg beschreiten die Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein, hier sollen bzw. werden die Grablochbeschriebe der bestimmenden Grablöcher ausgewertet und auf dieser Grundlage wird dann die Bewertung der Bodenfunktionen vorgenommen (z.B. REICHE 1997).

Das Bestreben der AG „Bodenbewertung in der Bauleitplanung“ des BVB ist es, die vorhandenen Methoden zur Bewertung von Bodenfunktionen hinsichtlich ihrer Verwendbarkeit in der Bauleitplanung zu überprüfen. Ziel ist die Erarbeitung eines Leitfadens „Bodenschutz in der Bauleitplanung“, der die Träger öffentlicher Belange und Planungsbüros dabei unterstützt das Schutzgut Boden angemessen in der Bauleitplanung zu berücksichtigen.

LABO AK 3 (1998): Eckpunkte zur Bewertung von natürlichen Bodenfunktionen in Planungs- und Zulassungsverfahren. Die Veröffentlichung in: Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser - (Rosenkranz et al.) ist für 1998 geplant.

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (1998): Anforderungen des Bodenschutzes bei Planungs- und Zulassungsverfahren im Land Brandenburg.
Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Titel Nr. 29

REICHE (1997): Bodenschätzungs-Standard-Auswertung Schleswig-Holstein: Übersetzung und Auswertung der Profilbeschreibender Bodenschätzung (unveröffentlicht)

UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (1995): Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Heft 31 BVerwG Beschl. v. 23.04.97, in Natur und Recht 1997, S. 446

Bodenbewertung für Flurbereinigungsplanungen auf der Grundlage digitaler Bodenschätzungsdaten im Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS)

von

ERDMANN, K.

1. Einleitung

Ein überbetriebliches Planungsinstrumente zur Agrarstrukturverbesserung sowie für ein Bodenmanagement im Rahmen einer Landentwicklungsplanung ist neben der Agrarstrukturellen Entwicklungsplanung/AEP (auf der mittleren bis unteren Planungsebene) die Flurbereinigungsplanung nach dem Flurbereinigungsgesetz (auf der unteren Planungsebene). Die Flurbereinigung als Fachplanung stellt dabei eines der wichtigsten Planungs- und Gestaltungsinstrumente für den ländlichen Raum dar [1]. Das Handlungsobjekt der Flurbereinigung bei der Entwicklung und Neuordnung ländlicher Räume ist der Boden als Träger der ländlichen Grundstücke.

Die Maßnahmen der Flurbereinigung sind auf den Schutz der natürlichen Ressourcen auszurichten. Im Vordergrund steht dabei neben dem biotischen Ressourcenschutz und dem Schutz des Wassers besonders der Bodenschutz.

2. Grundlagen für die Maßnahmenplanung zum Schutzgut Boden

Ein umfassender, den gesamten Landschaftshaushalt betreffender Bewertungsansatz muß alle betroffenen natürlichen Ressourcen erfassen, analysieren und bewerten. In die Bewertung muß demnach neben Grundwasser, Oberflächengewässer, Pflanzen- und Tierwelt auch insbesondere der Boden einbezogen werden. Die Flurbereinigung hat im Rahmen ihres gesetzlichen Auftrages (insbes. in den §§ 1 + 37 FlurbG) bodenschützende Maßnahmen vorzunehmen und die Ziele von Naturschutz und Landschaftspflege zu berücksichtigen und zu fördern. Aus § 56 NNatG ergibt sich ebenso eine Mitwirkungs- und Unterstützungspflicht bei der Verwirklichung der Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege. D.h., die Ziele des Naturschutzes und der Landschaftspflege sind aktiv zu fördern. Eigene Planungen und Maßnahmen sind an den Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege und damit auch des Bodenschutzes auszurichten.

Im Gegensatz zu anderen Vorhabensträgern hat die Agrarstrukturverwaltung daher im Rahmen der „Förderung der allgemeinen Landeskultur“ den konkreten gesetzlichen Auftrag zum Bodenschutz im weitesten Sinne und besonders auch zur Umsetzung der hierzu geplanten Maßnahmen.

Die Regelungen für eine Maßnahmenplanung zum Schutzgut Boden im Rahmen von Flurbereinigungen, also für einen mittelbaren und unmittelbaren Bodenschutz, finden sich in verschiedensten umweltrelevanten Rechts- und Verwaltungsvorschriften. Dabei ist der Bodenschutz in unterschiedlicher Regelungsdichte und in unterschiedlichem Konkretisierungsgrad behandelt.

Die wichtigsten gesetzlichen Grundlagen für eine Berücksichtigung des Bodens im Rahmen von Agrarstrukturplanungen sind (u.a.):

übergeordnete gesetzliche Grundlagen:

- ◆ Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodschG)
- ◆ Gesetz über die Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GAKG); Flurbereinigungsgesetz (FlurbG)
- ◆ Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG)
- ◆ Raumordnungsgesetz (ROG); Baugesetzbuch (BauGB)
- ◆ Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG); Niedersächsisches Naturschutzgesetz (NNatG)

niedersächsische Durchführungsverordnungen (u.a.):

- ◆ Zusammenarbeitsverlaß "Naturschutz und Landschaftspflege in der Flurbereinigung"
- ◆ Planfeststellungsrichtlinien zum Plan nach § 41 FlurbG
- ◆ Leitlinie "Naturschutz und Landschaftspflege in Verfahren nach dem FlurbG"

Daraus lassen sich die rechtlichen Erfordernisse zur Bewertung des Bodens als Schutzgut ableiten.

3. Bodenschätzungsdaten als Basisinformation

Eine vergleichbare und praxisorientierte Bodenbewertung soll möglichst auf vorhandenen Informationen aufbauen und anerkannte Bewertungsansätze verwenden. Die Notwendigkeit zur Verwendung der Daten der Bodenschätzung als Basisinformation zur Bodenbewertung ergibt sich dabei aus

- ⇒ den gesetzlichen Vorgaben (§28 FlurbG) zur Verwendung der Bodenschätzungsdaten,
- ⇒ der erforderlichen parzellenscharfen, flächendeckenden und vergleichbaren Bewertung der landwirtschaftlichen Nutzflächen und
- ⇒ der Vorgabe des Bewertungs- und Darstellungsmaßstabes (Planungsmaßstab 1:5.000).

Als Datenbasis für Bodenbewertungen im Rahmen von Flurbereinigungsverfahren kommen daher nur die Daten der Bodenschätzung in Frage. Eine Auswertung der Bodenschätzungsdaten erfordert eine Umsetzung der bodenartigen Begriffe der Bodenschätzung in die Begriffe moderner Bodenkunde (in DV-gerechter Norm) durch einen „**Übersetzungsschlüssel**“ und die digitale Bereitstellung in einem **Bodeninformationssystem** (hier Fachinformationssystem Bodenkunde (FIS BODEN) des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS)). Für Niedersachsen liegt ein solcher Übersetzungsschlüssel vor, dem langjährige Geländevergleiche und Laboruntersuchungen zugrundeliegen [2].

Die umgesetzten Bodenschätzungsdaten werden für eine Darstellung der Leistungsfähigkeit der natürlichen Bodenfunktionen mit den in der **Methodenbank** des NIBIS abgelegten Methoden ausgewertet. Grundlage der Auswertungen sind methodische Forschungsansätze verschiedener Institutionen, die an die definierte Datenbasis des NIBIS angepaßt und gegebenenfalls ergänzt wurden. Die ermittelten Zusammenhänge werden in Formeln bzw. Tabellen als Verknüpfungsregeln digital in der Methodenbank des NIBIS vorgehalten. Für thematische Auswertungen im Rahmen von Planung und Beratung werden diese Auswertungsmethoden zur Beurteilung der potentiellen Empfindlichkeiten und Belastbarkeiten von Böden (Leistungspotentiale und Nutzungsmöglichkeiten) bereitgestellt. Diese sind auf die im Land Niedersachsen verfügbare digitale Datengrundlage abgestimmt [3]. Mit dieser landesweit einheitlichen Daten- und Methodenbasis lassen sich abgestimmte, nachvollziehbare und vergleichbare raumbezogene Bewertungen für den Bodenschutz vornehmen.

4. Bodenbewertung im Rahmen von Flurbereinigungsverfahren

Die Verfahren zur Bodenordnung nach dem Flurbereinigungsgesetz haben nicht nur als Instrument zur Verbesserung der Agrarstruktur eine herausragende Bedeutung. Sie erfüllen insbesondere bei der Verbesserung und Sicherung der natürlichen Ressourcen eine wichtige Funktion, indem sie als Mittel zur Optimierung einer nachhaltigen, umweltgerechten und wirtschaftlichen Landnutzung eingesetzt werden können. Wobei sie die Grundlagen für eine naturverträgliche, landschafts- und standortgerechte Flächennutzung verbessern können [1]. Für eine standortgerechte Bodennutzung ist dabei die Kenntnis der natürlichen Potentiale des Bodens eine entscheidende Voraussetzung,

ebenso für seine nachhaltige Nutzung und die Erhaltung seiner natürlichen Bodenfruchtbarkeit (i.S. § 2 NNatG).

Ein wichtiges Hilfsmittel bei der Erarbeitung von Landnutzungskonzeptionen im Rahmen der Agrarstrukturplanung ist die Bewertung des Bodens, ausgerichtet auf seine aus ökologischer Sicht nachhaltigen Nutzungsmöglichkeiten.

Durch die Multifunktionalität des Bodens (unterschiedliche Nutzungspotentiale, unterschiedliche Bodenfunktionen) ergibt sich ein Konfliktpotential bei der Inanspruchnahme einzelner Bodenfunktionen besonders bei Mehrfachnutzungen des Bodens. Die Hauptfunktionen des Bodens können durch die landwirtschaftliche Nutzung (Landwirtschaft als größter Flächennutzer) empfindlich gestört werden. Dabei hängen die Belastungen von der Art und Intensität der landwirtschaftlichen Bodennutzung ab. Die Schädigungen sind häufig zunächst nicht sichtbar und werden oft eher an den Belastungen anderer Ressourcen / Schutzgüter (z.B. Grundwasser, Oberflächengewässer) sichtbar. Dies bedingt die Notwendigkeit, einen Interessenausgleich in Form einer multifunktionalen, umweltschonenden Agrarlandschaftsgestaltung zu schaffen.

Benötigt werden hierfür Informationen über die Bedeutung des Bodens für die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes und über mögliche Belastungszustände des Bodens. Hierfür ist eine sorgfältige Erhebung der Standortverhältnisse und -bedingungen (Bodenstruktur, Natur- und Wasserhaushalt) vorzunehmen.

Bewertungskriterien für einen vorsorgenden Bodenschutz müssen ihre Grundlage in der Bewertung der natürlichen Bodenfunktionen haben, sie müssen Rückschlüsse auf das Wirkungsgeschehen im Boden zulassen und die Wechselwirkungen zu anderen Umweltmedien aufzeigen. Die Bewertung von Bodenzuständen erfolgt anhand der natürlichen Bodenfunktionen im Sinne des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG). Diese umfassen einerseits die Regelungs-, Produktions- und Lebensraumfunktion und andererseits die nutzungsbedingten Bodenfunktionen. Grundlage für die Ableitung der natürlichen Bodenfunktionen, -potentiale und -empfindlichkeiten ist die Bereitstellung der bodenkundlichen Standortdaten und deren Auswertung mit den in der Methodenbank des NIBIS abgelegten Bewertungsansätzen. Dies stellt die Grundlage für die Landschaftsanalyse dar, um die Leistungsfähigkeit der Böden im Naturhaushalt bewerten zu können und um Bodenzustände vorherzusagen, um Gefährdungen und Belastungen erkennen und vermeiden zu können.

Unter *Potentialen* wird hierbei die Leistungsfähigkeit der Böden im Hinblick auf ihre Nutzung und als Regulator im Wasser- und Stoffhaushalt der Landschaft verstanden. *Empfindlichkeiten* kennzeichnen Böden hinsichtlich mechanischer und stofflicher Belastungen. Der Schutz der natürlichen Bodenfunktionen ist die Grundlage zur langfristigen Sicherung der Bodennutzung.

Für die Bewertung werden die Potentiale zur Erfüllung der genannten Bodenfunktionen und die sich aus den Nutzungsansprüchen ergebenden Bodenfunktionen betrachtet. Aus der Synthese dieser flächenbezogenen Betrachtung lassen sich dann Handlungsempfehlungen ableiten. Eine Betrachtung der „potentiellen“ Bodenfunktionen der Standorte im Vergleich mit den tatsächlichen Belastungszuständen (z.B. Ackernutzung mit Maisanbau) ermöglicht einen auf die spezifischen Eignungspotentiale der Böden abgestimmten Handlungskatalog.

Die natürlichen Bodenfunktionen lassen sich durch bestimmte Bodeneigenschaften und Bodenpotentiale kennzeichnen, sowie über die, diese steuernden charakteristischen Parameter. Die **Operationalisierung der Bodenfunktionen** (Teilfunktionen) erfolgt hierbei anhand der mittels der Methodenbank des NIBIS ermittelten bodenkundlichen Kennwerte (Parameter). Auf der Grundlage dieser Kennwerte lassen sich die Böden über die Auswertungsmethoden des NIBIS hinsichtlich ihrer Eignung, die entsprechenden Bodenfunktionen zu erfüllen, beurteilen. Die für die Bewertungen notwendigen Kennwerte lassen sich dabei unabhängig von einer aktuellen oder geplanten Nutzung ermitteln. Von der Ausprägung der Kennwerte (z.B. Bodenart) hängt die Ausprägung und Intensität

der ökologischen und bodenkundlichen Prozesse ab. Diese sind wiederum ausschlaggebend für die Leistungsfähigkeit der Bodenfunktionen der Standorte.

<i>Bodenfunktionen</i>	<i>Bewertungen</i>	<i>Kennwerte / Parameter</i>
Regelungsfunktion	<ul style="list-style-type: none"> ⇒ Sickerwasserrate ⇒ Nirtatauswaschungsgefährdung ⇒ Bindevermögen für Schadstoffe ⇒ Auswaschungs- u. Grundwassergefährdung durch Schadstoffe ⇒ Verdichtungsempfindlichkeit ⇒ Erosionsgefährdung ⇒ ... 	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenart • Humusgehalt • Kalkgehalt • Lagerungsdichte • Pflanzenverfügbares Bodenwasser • nutzbare Feldkapazität • ...
Produktionsfunktion	<ul style="list-style-type: none"> ⇒ standortgebundenes landwirtschaftliches Ertragspotential für Acker/Grünland ⇒ natürliche Ertragsfähigkeit (Bodenschätzung) ⇒ ... 	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenart • Bodenkundliche Feuchtestufe • gewichteter Tongehalt • eff. Durchwurzelungstiefe • Bodenzahlen • ...
Lebensraumfunktion	<ul style="list-style-type: none"> ⇒ Biotopentwicklungspotential ⇒ ... 	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenkundliche Feuchtestufe • pH-Wert • ...

Tab. 1: Beispiele für operationalisierte Bodenfunktionen bzw. Teilfunktionen und bestimmende Bodeneigenschaften (Kennwerte) [3].

Erfolgt die Herleitung der Bodenfunktionen auf der Grundlage von Nutzungsannahmen für die bewerteten Standorte, ist zu beachten, daß es sich dann um potentielle Bodenfunktionen handelt. Die tatsächliche Nutzung sowie evtl. vorhandene Vorbelastungen können sich mit mehr oder weniger starkem Einfluß auf die potentiellen Bodenfunktionen auswirken. Ausschlaggebend hierfür ist die Intensität der Nutzung und der Zustand der Böden.

5. Planungskarten für die Flurbereinigung

Als Ergebnis werden den Ämtern für Agrarstruktur Auswertungskarten der Flurbereinigungsgebiete vorgelegt, auf denen Böden unterschiedlicher Potentiale, Funktionen, Empfindlichkeiten und Werte räumlich abgegrenzt sind und Hinweise zu wichtigen Bereichen aus der Sicht des Bodenschutzes gegeben werden. Dabei werden u.a. die Potentiale und die Leistungsfähigkeit der betrachteten Böden gegenüber Bodennutzungen und den damit verbundenen Belastungen dargestellt. Die Kartendarstellung erfolgt im Planungsmaßstab 1 : 5.000, in dem die Planungen der Flurbereinigungsmaßnahmen (Plan nach § 41 FlurbG) durchgeführt werden. Die Ergebnisse der thematischen Auswertungen sowie die Ergebnisse der Bodenschätzung werden zusätzlich als digitaler Datensatz bereitgestellt. Die im Rahmen der Bewertung erstellten Planungskarten können in verschiedenen Planungsstufen (Vorplanung, Planungsausführung, nachträgliche Bilanzierung) sowie zu verschiedenen fachlichen Bewertungsschwerpunkten (z.B. Landschaftsbestandsaufnahme, Eingriffsregelung/UVV, Wertermittlung) herangezogen werden.

6. Literatur

- [1] Benne, I., Heineke, H.-J. & Nettelmann, R. (1990): Die DV-gestützte Übersetzung der Bodenschätzung. Erfassungsanweisung und Übersetzungsschlüssel. Techn. Ber. zum NIBIS. 125 S., Hannover
- [2] BML Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1996): Agrarstrukturverbesserung. Aktuelle Anforderungen an Instrumente der Landentwicklung. Tagungsbericht, 133 S., Bonn
- [3] Müller, U. (1998): Auswertungsmethoden zum Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS. 6. erweiterte und ergänzte Auflage, Hannover

Von der Standortbewertung zur regionalen Landnutzungsplanung: Das Modellsystem ProLand

von

MÖLLER, D.

1 Einleitung und Modellzweck

Landschaften erfüllen eine Vielzahl von Funktionen, die je nach vorherrschender Nutzung in mehr oder weniger großem Umfang erbracht werden können. Landschaften dienen unter anderem als Wirtschaftsraum, z.B. für die Land- und Forstwirtschaft, als Erholungs- und Wohnraum, als Rückzugsraum für Tiere und Pflanzen, zur Gewinnung von sauberem Trinkwasser in guter Qualität oder auch zur Aufnahme organischer Reststoffe aus Ballungsgebieten. Besonders in sogenannten peripheren Regionen, in denen relativ schlechte natürliche Standortbedingungen mit relativ guten außerlandwirtschaftlichen Alternativen zusammentreffen, können sich durch Aufgabe von landwirtschaftlichen Flächen (Verbrachung) oder zunehmende Aufforstung deutliche Veränderungen in der Funktionalität von Landschaften ergeben. Aber auch eine intensivere Nutzung von Landschaften hat Auswirkungen auf wichtige ökonomische und ökologische Indikatoren.

Fragestellungen dieser Art werden im Sonderforschungsbereich 299 der DFG „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ an der Universität Gießen bearbeitet. Ziel des SFB 299 ist die Entwicklung einer integrierten Methodik zur Erarbeitung und Bewertung von räumlich differenzierten Optionen der regionalen Landnutzung. Politische Entscheidungsträger sind darauf angewiesen, sich über mögliche Konsequenzen ihrer Entscheidungen zu informieren. Eine zu diesem Zweck vielfach eingesetzte Methode sind Modelle, mit deren Hilfe man ohne großen monetären und zeitlichen Aufwand schnell verschiedene Szenarien berechnen und so Einblicke in den Möglichkeitsraum zukünftiger Entwicklungen erhalten kann. Im Projektbereich „Modellierung“ sind vier Arbeitsgruppen zusammengefaßt. Neben der agrarökonomisch ausgerichteten Arbeitsgruppe ProLand (**PRO**gnose von **LAND**nutzungen) wird ein Modell zur Bestimmung von Biodiversitätskennzahlen und ein Stoff- und Wasserhaushaltsmodell entwickelt und die ermittelten regionalen Indikatoren einer integrierten, multidimensionalen Bewertung zugeführt.

Aufgabe von ProLand ist es dabei zunächst, Prognosen zu erstellen, welche Landnutzungsprogramme sich bei bestimmten Rahmenbedingungen einstellen werden. Dem Modell liegt die Überlegung zugrunde, daß die Form der Landnutzung maßgeblich von den natürlichen Standortgegebenheiten wie Klima (Niederschläge, Temperatur), Bodengüte, aber auch von der Geländeform abhängt. Wirtschaftlich handelnde Individuen beziehen jedoch bei der Entscheidung über bestimmte Alternativen nicht nur technische, sondern auch ökonomische Einflussfaktoren in die Überlegung ein und müssen sich an politische Vorgaben wie Ge- oder Verbote halten. Die in einer Region realisierte Landnutzung ist daher als ein Ergebnis der – mitunter kleinräumig wechselnden – natürlichen

* Justus - Liebig Universität Gießen, Institut für landwirtschaftliche Betriebslehre, Senckenbergstr. 3, 35390 Gießen, Tel. 0641/99-37240, Fax -49, EMail: detlev.moeller@agrar.uni-giessen.de.

Standortbedingungen und der wirtschaftlichen und politökonomischen Rahmenbedingungen anzusehen.

Analysen dieser Art zum Zwecke einer integrierten Bewertung müssen in räumlich hochauflösender Form angestellt werden, denn die typischerweise für ökonomische Fragestellungen zugrundeliegenden Einheiten wie Kreise oder Gemeinden sind für ökologische Aussagen von nicht ausreichender Detailliertheit. Eine einzelbetriebliche Primärdatenerfassung hinsichtlich Faktorausstattung und Lage im Raum ist wegen des hohen Aufwandes nicht praktikabel. Angesicht dieser Anforderungen ist es erforderlich, neue Modellierungsansätze zu untersuchen, die in der Lage sind, Nutzungsentcheidungen stärker als bisher auf Landschaftsmaßstabsebene abzubilden. Ein solcher Ansatz wird im folgenden dargestellt, für die ökonomisch bedeutsamen Grundannahmen vergleiche Möller et al. (1998).

2 Modellaufbau

Das Modellsystem ProLand wird explizit nicht dazu konstruiert, optimale Lösungen für die Nutzung von Landschaften zu ermitteln, sondern lediglich die Konsequenzen von bestimmten Maßnahmen und Entwicklungen aufzuzeigen. Nichts desto trotz ist es erforderlich, eine Hypothese über das zu erwartende Verhalten von Landnutzern zu formulieren. Als Bewertungsmaßstab für einen Standort in einer bestimmten Verwendung unter Berücksichtigung der oben erläuterten natürlichen, wirtschaftlichen und politökonomischen Einflußfaktoren bietet sich die Bodenrente an. Die Bodenrente errechnet sich auf der Leistungsseite aus dem Produktionswert zuzüglich monetärer Transferleistungen (tier- und flächenbezogene Prämien). Die davon abzuziehenden Kosten umfassen alle Vorleistungen (z.B. Saatgut, Dünger, Pflanzenschutz, Maschinenkosten, Treibstoffe usw.), die Abschreibung für Abnutzung (AfA) und Produktionssteuern. Zusätzlich müssen zur Bestimmung der Bodenrente Nutzungskosten für das im Besitzvermögen gebundene Kapital und für die eingesetzte Arbeit abgezogen werden. Die Bodenrente ist somit ein Maßstab für die Güte eines Standortes bei definierten Rahmenbedingungen in einer bestimmten Verwendung.

Das Modell ProLand geht von der Hypothese aus, daß Landnutzer nach Optimierung der Bodenrenten unter der Nebenbedingung streben, daß für die Entlohnung der Faktoren Arbeit und Kapital bestimmte Mindestwerte erreicht werden.

Die Verwendung von Nutzungskosten (Opportunitätskosten) ist ein Ansatz, den Wert von in der Land- und Forstwirtschaft eingesetztem Kapital bzw. von Arbeit an alternativen Verwendungen zu messen. Dies soll am Beispiel des Produktionsfaktors Arbeit näher erläutert werden. Der Wert der eingesetzten Arbeit mißt sich nach dem Opportunitätsprinzip an der nächstbesten, realistisch zu erreichenden Alternative. Je nach persönlichen Bedingungen (Alter, Ausbildung, Wohnort etc.) ergibt sich ein potentiell, aber realistisches außerlandwirtschaftliches Erwerbseinkommen, welches der Person verloren geht, wenn sie ihre Arbeitskraft statt dessen in der Landwirtschaft einsetzt. Dieser Wert muß demzufolge der land- und forstwirtschaftlichen Produktion als Kosten angerechnet werden. In der Praxis ist daher zu beobachten, daß in räumlicher Nähe von gut bezahlten außerlandwirtschaftlichen Arbeitsplätzen der Einsatz des Faktors Arbeit reduziert wird, indem extensive Verfahren realisiert werden (z.B. Mutterkühe statt Milchvieh, Wald statt Ackerbau), vermehrt Nebenerwerbslandwirtschaft betrieben wird oder Grenzstandorte brachfallen.

Wesentlicher Bestandteil der Ermittlung der Bodenrente ist die Abschätzung der auf einem Standort erzielbaren Erträge für alle in der Region vorkommenden oder potentiellen Kulturen. Da unter Landnutzung neben Acker- und Grünlandverfahren auch die Holzproduktion berücksichtigt wird, müssen auch Erträge von Forstsystemen geschätzt werden. Zwecks Operationalisierung des Verfahrens wurde ein Weg gewählt, der unter Verwendung von linear - limitationalen Produktionsfunktionen (vgl. KUHLMANN & FRICK 1995) mit steigender Standortgüte linear zunehmende Erträge errechnet, bis einer der als maßgeblich angesehenen Ertragsfaktoren ins Minimum gerät und somit den Ertrag begrenzt. Es ist hierbei zwischen praktisch nicht kontrollierbaren Wachstumsfaktoren (Temperatur, Niederschläge, Bodengüte) und kontrollierbaren Wachstumsfaktoren (Nährstoffver-

sorgung, Pflanzenschutz) zu unterscheiden. Die Parameter für die Produktionsfunktionen wurden aus Angaben in der Literatur abgeleitet und durch Befragung von Experten ergänzt.

Die Erträge werden mit regional üblichen Preisen multipliziert und so die monetäre Leistung ermittelt. Stehen keine Marktpreise zur Verfügung, zum Beispiel für Grünlandaufwuchs in Form von Weide, Heu oder Silage und für sonstige Futterfrüchte, so werden Veredlungswerte als Preise eingesetzt. Flächenunabhängige Veredelungswirtschaft wird nicht als originäres Landnutzungsverfahren aufgefaßt und daher derzeit nicht berücksichtigt.

Den Leistungen werden die Kosten der Produktion gegenübergestellt. Sie hängen von einer Vielzahl von Faktoren ab und werden daher überschlägig kalkuliert. Wichtigster Einflußfaktor sind die einsetzbaren Maschinen, die ihrerseits von den zuvor definierten Produktionsverfahren abhängen. Zur Ermittlung der Maschinenkosten werden die entsprechenden Datenbanken des Kuratoriums für Technik in der Landwirtschaft (KTBL, JÄGER 1996) ausgewertet und durch Arbeitszeitberechnungen nach der Teilzeitmethode ein Bezug zu den natürlichen Gegebenheiten des Standortes hergestellt. Bodenart und Hangneigung sind zwei der wichtigen Faktoren, die vor allem Einfluß auf den zur Bearbeitung eines bestimmten Schläges benötigten Zeitaufwand haben. In ProLand werden je nach Ausprägung des Standortes Zu- oder Abschläge berechnet und so in Abhängigkeit vom Produktionsverfahren die Kosten modifiziert. Da zum Beispiel der Zuckerrübenanbau von zunehmender Hangneigung hinsichtlich der Kosten sehr viel stärker betroffen ist als die extensive Mutterkuhhaltung, ist sichergestellt, daß Standorteinflüsse auch auf der Kostenseite der Bodenrentenberechnung berücksichtigt werden. Einen gewichtigen Einfluß auf die Kosten der Arbeitsleistung haben außerdem die Schlaggröße und Schlagform. Beide Aspekte sind ebenfalls mittels der oben erwähnten Teilzeitmethode zu quantifizieren.

Geht man von der Hypothese aus, daß der Einsatz von Maschinen beliebig teilbar ist, etwa durch den vermehrten Einsatz von Lohnunternehmern und der überbetrieblichen Maschinenverwendung, so ist es möglich, sämtliche Maschinenkosten einzelnen Verfahren zuzuordnen und somit einer landschaftlich orientierten Aussage zugänglich zu machen. Die Abschreibung für Abnutzung (AfA) wird unter der Annahme berechnet, daß alle Maschinen oberhalb der Abschreibungsschwelle eingesetzt werden und somit eine leistungsabhängige Abschreibung – bei bekannter Flächenleistung auf den Hektar bezogen – möglich ist. Die Kosten für das eingesetzte Kapital werden als Opportunitätskosten angesetzt, d.h. analog zu den Opportunitätskosten der Arbeit wird die nächstbeste Verwendung für das Kapital gesucht und die dort erzielbare Verzinsung als Maßstab für die Kosten des Kapitaleinsatzes in der Landwirtschaft herangezogen (z.B. bankübliche Zinsen).

Mittels eines entsprechend angepaßten mathematischen Algorithmus (NEMHAUSER & WOLEY 1988) wird eine Fruchtfolge mit optimaler Grundrente zusammengestellt, falls nicht Dauerkulturen wie intensives oder extensives Grünland beziehungsweise Forstsysteme eine höhere Grundrente erzielen. Kann keine der definierten Nutzungen eine positive Grundrente erzielen, so weist das Modell Nichtnutzung, d.h. Brache aus.

3 Modelleinsatz

Das Modellsystem ProLand befindet sich in einer ersten Entwicklungsphase, in der ein lauffähiger Prototyp konstruiert und implementiert wurde. Da sektorumfangreiche ökonomische Modelle angesichts der Unmöglichkeit von gezielten Experimenten nur sehr schwierig zu validieren sind, ist ein besonderes Augenmerk auf Sensitivitätsanalysen und Plausibilitätskontrollen zu legen.

Bei ersten derartigen Analysen mit ProLand wurde festgestellt, daß die Höhe der Nutzungskosten der Arbeit ein besonders empfindlicher Eingangsparameter ist. Da eine regionsspezifisch realistische Quantifizierung und ihre räumliche Verteilung erst zukünftig abzuschätzen sein wird, soll hier an einem Beispiel gezeigt werden, welche Auswirkungen eine deutliche Verbesserung der außerlandwirtschaftlichen Einkommensalternativen auf die räumliche Verteilung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung in der Gemarkung Erda als Teilregion des gesamten Untersuchungsgebietes

hätte. Die hier nicht darstellbare, im Modell aber mögliche farbige Ausgabe der Karten erhöht die Aussagekraft erheblich.

Im Szenario 1 wird eine räumliche Landnutzung für die Gemarkung Erda prognostiziert, wie sie sich bei Nutzungskosten der Arbeit (NKdA) von 20 DM pro Arbeitskraftstunde (Akh) ergeben könnte (Abb. 1, links). Je nach natürlichen Standortbedingungen siedeln sich vor allem Ackerbausysteme, extensives Grünland (Nutzung durch Schafe oder Mutterkuhhaltung) und Wald an. Die

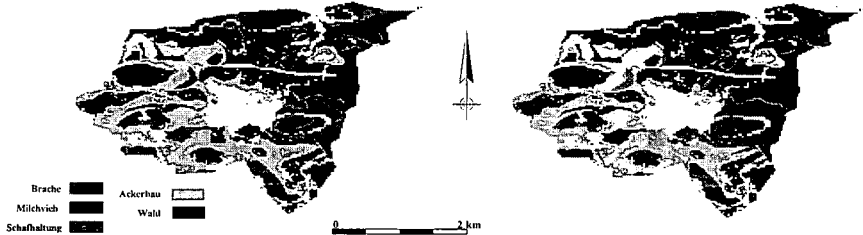


Abbildung 1: Prognose der Landnutzung für Erda bei 20 DM NKdA (links) und 60 DM NKdA (rechts)

bei 0 DM Nutzungskosten der Arbeit noch bei weitem überwiegende intensive Grünlandnutzung durch Milchvieh wird fast vollständig verdrängt. Standorte mit niedriger nutzbarer Feldkapazität können in keiner Verwendung eine positive Bodenrenten erzielen und fallen bei diesen Arbeitskosten bereits brach (ca. 5%). Dieser Effekt wird durch hohe Nutzungskosten der Arbeit von 60 DM/Akh (Szenario 2, Abb. 2) deutlich verstärkt, auf 55% der Fläche könnten Sozialbrachen entstehen. Davon betroffen sind vor allem die in Szenario 1 noch durch extensives Grünland und Wald genutzten Standorte. Auffällig ist, daß der Ackerbau auf den dafür geeigneten Flächen relativ stabil bleibt und auch noch bei 60 DM/Akh die höchsten Bodenrenten erzielt. Die insgesamt auf ca. 1000 ha Kulturfläche erzielte Bodenrente sinkt jedoch von 360.000 DM im Szenario 1 auf nur noch 80.000 DM im Szenario 2. Wie zusätzliche Analysen zeigten, ist die Stabilität der Ackerbausysteme vor allem auf die Zahlung einer Flächenbeihilfe von 583 DM/ha (Getreide) bzw. 1065 DM/ha (Raps) zurückzuführen. Positive Bodenrenten bei extensiven Grünlandverfahren bei 20 DM/Akh sind auf Grenzstandorten vor allem eine Reaktion auf die Zahlung einer Grünlandprämie in Höhe von 300 DM/ha im Rahmen des HEKUL - Programms.

4 Literatur

- JÄGER, P. (1996): MAKOST KTBL - Maschinenkostenkalkulationsprogramm. Darmstadt.
- KUHLMANN, F. & K. FRICK (1995): Das Ertragsgesetz und das Minimumgesetz: eine produktionstheoretische Analyse. Berichte über Landwirtschaft, Bd.73, 1995, H. 4, S. 591-623.
- MÖLLER, D., WEINMANN, B., KIRSCHNER, M. und F. KUHLMANN (1998): GIS - basierte Simulation regionaler Landnutzungsprogramme. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus, Bd. 35. "Agrarwirtschaft auf dem Weg in die Informationsgesellschaft" 1998. (im Druck)
- NEMHAUSER, G.L. & L.A. WOLSEY (1988): Integer und Combinatorial Optimization. Wiley. New York.

Nutzung der Bodenschätzung zur Bewertung von Bodenfunktionen und für die Bodenschutzplanungen. - Eine erste Bilanz zur Fachtagung im September 1998 in Frankfurt am Main

von

PFEIFFER,E.-M., KEIL,B., ALTERMANN,M.

Die Bodenschätzung wird in Deutschland seit nun fast 65 Jahren mit Erfolg durchgeführt. Viele bodenkundliche Disziplinen, insbesondere jene die flächenbezogen arbeiten, nutzen die Ergebnisse der Bodenschätzung. Die Bodenforschung gewinnt national und international an Bedeutung. Diese für die Bodenkunde erfreuliche Entwicklung stellt aber auch an unser Fachgebiet höhere Anforderungen, insbesondere hinsichtlich der Nutzung bodenbezogener Arbeitsergebnisse für vielfältige praktische Zielsetzungen. Die vor uns liegenden bodenkundlichen Aufgabenstellungen - z.B. im Bodenschutz - sind nur erfüllbar durch ein enges Zusammenwirken aller Bodenkundler. So ist es nur folgerichtig, wenn die bei der Finanzverwaltung angegliederte Bodenschätzung als wichtige Aufgabe in Zukunft enger mit den anderen Zweigen der Bodenkunde zusammenarbeitet. Seit nun fast 8 Jahren bemühen sich Mitglieder der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft und der Bodenschätzung (Finanzverwaltungen des Bundes und der Länder) intensiv, die Bodenschätzer (heute als Amtliche Landwirtschaftliche Sachverständige benannt) für die Mitarbeit in der DBG zum gegenseitigen Nutzen zu gewinnen. Mit der Gründung der Arbeitsgruppe „Bodenschätzung und Bodenbewertung“ innerhalb der DBG haben sich die betroffenen Kolleginnen/Kollegen eine spezielle Plattform zum wissenschaftlichen und praktischen Austausch in Sachen Bodenschätzung und Bodenbewertung geschaffen. Unserem früherenPräsidenten der DBG, Herrn Prof. Dr. H. Kuntze, Bremen, lag das enge Zusammenwirken zwischen den Vertretern der Bodenschätzung und der Bodenkunde außerhalb dieser Aufgabenstellung sehr am Herzen. Leider konnte Herr Professor Kuntze die Realisierung auch seines Wunsches nicht mehr erleben. Aber wir sind froh darüber, daß es uns - auch Widerständen zum Trotz - gelungen ist, sein Vermächtnis zu erfüllen.

1) Erste Vorsitzende der AG, AWI für Polar- und Meeresforschung, Columbusstraße, 27568 Bremerhaven

2) Zweiter Vorsitzender der AG, OFD, Adickesallee 32, 60347 Frankfurt am Main

3) Büro für Bodenökologie . Bodenkartierung . Bodenschutz, Lichtemannsbreite 10, 06118 Halle

Die Themen der Beiträge beinhalten folgendes Spektrum:

- Grundlagen des Bodenschätzungsverfahrens,
- Möglichkeiten der nichtsteuerlichen Nutzung der Bodenschätzung,
- die Ableitung von Bewertungsverfahren für einzelne Bodenfunktionen,
- das Aufzeigen von Defiziten,
- ökonomische Aspekte der Bodenbewertung,
- rechtliche Voraussetzungen zur Bodenbewertung und anderes mehr.

Die durchgeführte Tagesexkursion, bei der die Unterschiede der bodenkundlichen Profilaufnahme und der Bodenschätzung dargelegt und diskutiert wurden, zeigte deutlich, daß die Mitarbeit der Kolleginnen/Kollegen aus den Finanzverwaltungen besonders wichtig ist, um deren langjährige Schätzungspraxis in eine umfassende und praxisorientierte Bodenbewertung einfließen zu lassen. Sie zeigt aber auch, daß im Rahmen der Nachschätzungen die Chance genutzt werden sollte, die Bodenbewertung nach den Kriterien/Parametern der gültigen Kartieranleitung zu aktualisieren (Anpassung an den Stand der Forschung, z.B. Vorgehensweise in Niedersachsen)

Um die Akzeptanz seitens der OFDs und der DBG für eine gemeinsame Kooperation zwischen Wissenschaft und Praxis im Bereich Bodenschätzung und Bodenbewertung zu verbessern, werden folgende erste Schlußfolgerungen und Diskussionsschwerpunkte aus der Tagung formuliert:

- die Bodenschätzung stellt einen „unschätzbaren“ Wert für die aktuell geforderte Bodenbewertung dar,
- die präsentierten Beiträge verdeutlichen aber auch vorhandenen Defizite im Bereich der nichtsteuerlichen Nutzung der Bodenschätzung;
- Nachschätzungen sollten neben dem üblichen Verfahren auch obligatorisch nach den Kriterien der aktuellen Vorgaben der bodenkundlichen Kartieranleitungen erfolgen (erweiterter Aufgabenbereich der ALS),
- die intensive Bodenbewirtschaftung der letzten Jahrzehnte bewirkte z.T. eine erhebliche Krumenvertiefung. Dadurch hat sich in vielen Fällen die Zustandsstufe bei der Bodenschätzung verändert (vergl. Exkursionsbeispiele). Seitens der Bodenschätzung sollte geprüft werden, ob nicht generell eine Nachschätzung der Musterstücke (und damit auch der durch die Musterstücke repräsentierten Flächen) erfolgen muß, um eine objektive, den heutigen realen Verhältnissen angepaßte Schätzung abzusichern

Das große Interesse und die hohe Teilnehmerzahl zur ersten Fachtagung bestätigt u.a. die Notwendigkeit unserer Arbeitsgruppe innerhalb der DBG, die mit anderen Kommissionen und Arbeitsgruppen der DBG sowie mit dem Bundesverband Boden kooperiert. Es ist zu hoffen und zu wünschen, daß sich viele Fachkolleginnen/-kollegen aus den verschiedensten Arbeitsgebieten mit Engagment auch an den kommenden Veranstaltungen der AG Bodenschätzung und Bodenbewertung beteiligen und mitwirken.

Die Daten der Bodenschätzung der Finanzverwaltungen stellen die größte, verfügbare einheitlich strukturierte punkt- und flächenbezogene Informationsbasis über die Böden in Deutschland dar. Unabhängig vom ursprünglichen Ziel der Bodenschätzung - Schaffung von Bewertungsgrundlagen für steuerliche Zwecke - wird sie seit mehreren Jahren bereits für den Aufbau des Bodeninformationssystems und zur Erstellung von bodenkundlichen Kartenwerken erfolgreich eingesetzt. Für andere Belange - z.B. Aufgabenstellungen des Bodenschutzes und der Bodenbewertung im Bereich der Umweltverwaltungen - wird sie jedoch bisher nicht genügend genutzt.

Mit der Durchführung der ersten Fachtagung zum Thema „Nutzung der Bodenschätzung zur Bewertung von Bodenfunktionen und für Bodenschutzplanungen“ am 30.9 und 1.10.1998 in Frankfurt am Main hat sich die Arbeitsgruppe „Bodenschätzung und Bodenbewertung“ zum Ziel gesetzt, den wissenschaftlichen Erfahrungsaustausch auf dem Gebiet der Bodenschätzung und Bodenbewertung aktiv zu fördern. Die Arbeitsgebiete der 131 Teilnehmer und die präsentierten Beiträge (26 Vorträge und Poster) zu dieser Tagung verdeutlichen, daß im wesentlichen zwei Interessengruppen im Bereich Bodenbewertung engagiert sind:

Zum einen die „Bodenschätzer“, denen die Nutzung und Zukunftsfähigkeit der Bodenschätzung am Herzen liegt, und zum anderen all die Kolleginnen/Kollegen, die sich mit Bodenbewertungsfragen für verschiedenste Belange (Behörden, Verwaltungen, Beratungsbüros, Verbände, Universitäten) auseinandersetzen müssen. Das Tagungsthema stellte eine gute Basis dar, um sich auszutauschen, um weitergehende Nutzungsmöglichkeiten aufzuzeigen, um voneinander zu lernen und bei der Aufgabe Bodenbewertung und damit auch mit dem Ziel Bodenschutz ein Stück voranzukommen.

- Daten der Bodenschätzung fließen bereits in einzelne Verfahren zur Bodenbewertung in verschiedenen Bundesländern (z.B. Baden-Württemberg, Brandenburg) ein;
- die aus der Bodenschätzung abgeleiteten, bereits vorhandenen Bewertungsverfahren für Bodenfunktionen stellen sehr vereinfachte Verfahren dar, die insbesondere durch einen kritischen Geländeabgleich überprüft werden sollten; sie ersetzen keine wissenschaftliche Auseinandersetzung mit den Grundlagen der Bodenbewertung (Aufgabe innerhalb der DBG)
- in Vorschriften und Verwaltungsanweisungen zur Bodenbewertung sollte die Nutzung der Bodenschätzungsdaten als Minimaldatensatz vorgeschrieben bzw. als obligatorisch vorausgesetzt werden;
- die Verwendung einheitlicher Übersetzungsschlüssel, Bodenschätzung → Kartieranleitung, sollte bundesweit erfolgen;
- das Ziel bundeseinheitlicher Bewertungsverfahren, welche u.a. aus der Bodenschätzung entwickelt werden können, sollte verstärkt von allen mit den Fragen des Bodenschutzes befaßten Gremien und Institutionen behandelt werden;
- bei der bodenkundlichen Ausbildung sollte das Verfahren, die Bedeutung und die Auswertung der Bodenschätzung im Lehrprogramm intensiv berücksichtigt werden.

Eine umfassende Bewertung der Tagungsergebnisse wird von der Koordinierungsgruppe der Arbeitsgruppe „Bodenschätzung und Bodenbewertung“ in ihrer Sitzung am 24. November '98 in Hannover zusammengestellt und den Mitgliedern der AG, dem Vorstand der DBG sowie den Verantwortlichen des Bundesfinanzministeriums bzw. der Finanzdirektionen als Diskussions- und/oder Entscheidungsgrundlage vorgelegt.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE

Arbeitstreffen der AG „Ungesättigte Zone“ zum Thema:
„Wasser- und Stofftransport in Böden“

1. und 2. Oktober 1998
REINHAUSEN/Göttingen

Band 88
1998

Bildanalytische Charakterisierung des Porenraums im Boden im Vergleich mit hydraulischen Prozeßparametern

von

DATHE,A., WALTER,N., EINS,S., GEROLD,G.

Einleitung

Die Messung der Wasserspannungs-/Wassergehaltskurve ist eine Standarduntersuchung zur Beschreibung der hydraulischen Eigenschaften eines Bodens bzw. Bodenhorizontes. Aus dem Volumen des bei einer definierten Saugspannung ausgetriebenen Wassers wird über die Kapillarengleichung häufig auf die Verteilung der Poren bestimmter Größenklassen im Boden geschlossen. Bildanalytische Methoden ermöglichen die Messung der Porengrößenverteilung direkt am Präparat. Beide Methoden werden angewendet und die bildanalytisch erhaltenen Häufigkeiten als Summenkurve analog zur Retentionskurve aufgetragen.

Material und Methoden

Das Untersuchungsmaterial stammt aus dem Bt einer Parabraunerde auf Löß, Standort Reinhausen bei Göttingen. Bodenart ist ein stark toniger Schluff, wobei der Grobschluff mit rund 45 % als Hauptkörnungsort vertreten ist. Die Probenahme für die Ermittlung der Retentionskurve erfolgt in 70 cm Tiefe mit 100 ccm Stechzylindern und mit Kubienkästen zur Erstellung von horizontalen Dünnschliffen. Die Messung der Retentionskurve (10 Parallelproben) erfolgt bis 100 cm Wassersäule auf dem Sandbett und die höheren Stufen bis pF 4,2 in Drucktöpfen. Aus der Lagerungsdichte und der Dichte der Festsubstanz wird das Gesamtporenvolumen bestimmt. Für die Bildanalyse werden die feldfrischen Proben mit Aceton entwässert und anschließend mit Vestopal 160 ausgegossen. Nach der Aushärtung werden die Klötze auf Objektträgergröße gesägt, aufgeklebt, wiederum abgeseigt, auf 30 µm geschliffen und poliert.

Bildaufnahmetechnik: Von den Dünnschliffen werden für die Übersichten Aufnahmen im Durchlicht mit einem Wild-Photomakroskop M400 (1,25x) und Objektiv 6,3 erstellt. Die Bildgröße beträgt rund 10,3 mm x 15,4 mm. Der Porenraum wird hell abgebildet. Höher vergrößerte Ausschnitte werden mit einem Leitz-Orthoplan, Objektiv 6,3, Tubusfaktor 8 und gekreuzten Polarisatoren ebenfalls im Durchlicht erstellt. Hier beträgt die Größe der Bildausschnitte rund 1,6 mm x 2,3 mm. Der Porenraum erscheint schwarz und läßt sich im polarisierten Licht gut von den Quarzkörnern unterscheiden. Die Dias werden digitalisiert. Die Bildverarbeitung und -analyse erfolgen mit dem System KS 400 von Zeiss Vision, wobei die folgenden Schritte durchgeführt werden:

Bildverbesserung: Von den zur Verfügung stehenden Filteroperationen wird bei Bedarf eine Shading-Korrektur durchgeführt. Generell wird nach der Devise verfahren: So wenig wie möglich, da jeder Filter, auch zur Kanten- und Konturverstärkung, das Bild und damit die Struktur des Porenraums verändert.

Segmentierung: Durch interaktive Segmentierung entsteht aus dem Grau- oder Farbbild das Binärbild. Es differenziert für die anschließende Messung den Porenraum von den Mineralkörnern.

1) Universität Göttingen, Geographisches Institut, Abt. Landschaftsökologie, D-37077 Göttingen

2) Universität Göttingen, Zentrum Anatomie, Abt. Klinische Entwicklungsneurobiologie, D-37077 Göttingen

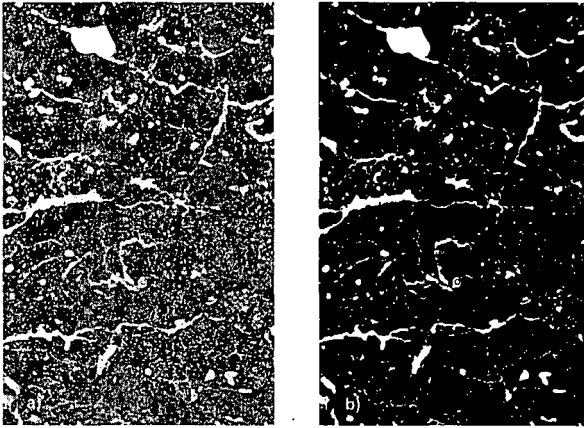


Abb. 1: a) Aufnahme des Bt aus 70 cm Tiefe einer Parabraunerde auf Löß, untere Bildbreite 10,3 mm. Das farbige Original ist aus drucktechnischen Gründen als Graubild dargestellt. b) Nach Segmentierung als Binärbild.

Porenraumanalyse und Messung: Um die Porengrößenverteilung zu ermitteln, wird das in der Bildanalyse bekannte und zur Porenklassifizierung von VOGEL (1996) benutzte Opening-Verfahren verwendet. Dabei wird mit einem ausgewählten Strukturelement (hier: Kreis oder Achteck) zunächst eine Erosion durchgeführt, die die Objekte kleiner als das verwendete Strukturelement verschwinden läßt. Durch anschließende Dilatation mit dem gleichen Strukturelement (JÄHNE 1997) vermeidet man eine Größenreduktion aller Objekte und erhält eine bestimmte Porenklasse. Dieses Verfahren wird mit größer werdenden Strukturelementen wiederholt, was zu einer Klassifizierung der Größenverteilung führt.

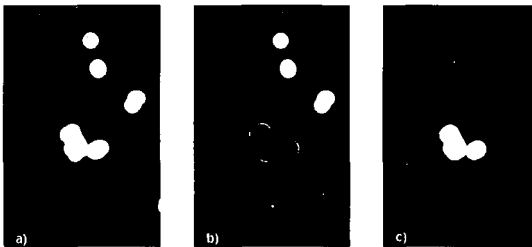


Abb. 2: Opening-Verfahren; a) Ausgangsbild, b) Objekte die kleiner als das kreisförmige Strukturelement sind und durch die Erosion aus dem Bild verschwinden, c) Ergebnisbild nach der Dilatation mit den Objekten, die größer als das in diesem Schritt verwendete Strukturelement sind.

Vor dem ersten Opening-Schritt wird die Bildfläche und die gesamte, als Poren segmentierte Fläche gemessen. Nach jedem Opening-Schritt wird der Durchmesser des Strukturelements, die in diesem Schritt wegfallende Porenfläche, die Anzahl der verschwundenen Elemente sowie die Anzahl der verbleibenden Poren gemessen.

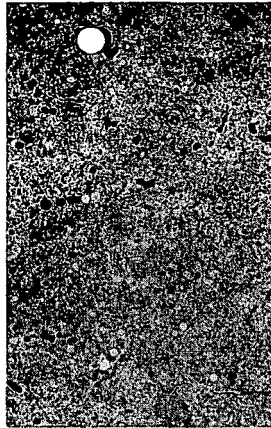


Abb. 3: Ergebnisbild nach dem Openingverfahren. Die gemessenen Porengrößen sind durch unterschiedliche Grauwerte dargestellt.

Als Ergebnis erhalten wir die Häufigkeit der Flächenanteile von Poren bestimmter Durchmesserklassen. Um einen Vergleich mit den entsprechenden hydraulischen Prozeßparametern zu ermöglichen, werden die Durchmesser des Strukturelementes in den Betrag der Wasserspannung umgerechnet, bei der die Poren nach der Washburn-Gleichung entwässern würden. Die Flächenanteile werden dann von den kleinsten erkannten Poren an ausgehend aufsummiert.

Für die in Abb. 4 dargestellte Summenkurve werden acht am Wild-Photomakroskop erstellte Bilder gemessen und arithmetisch gemittelt. Um einen Vergleich mit der Retentionskurve zu ermöglichen, wird die kumulierte Porengrößenverteilung in Richtung der Ordinate so verschoben, daß bis zu den größten bildanalytisch erfaßten Poren 41 Vol % Porenfläche erreicht werden. Angesichts der Tatsache, daß der Porenbereich $< 7,7 \mu\text{m}$ nicht erfaßt wird und die Kurven im Bereich der Wassersättigung zusammenlaufen sollten, erscheint dies gerechtfertigt. Aus Lagerungsdichte und Dichte der Festsubstanz werden 40,3 Vol % Gesamtporenvolumen bestimmt.

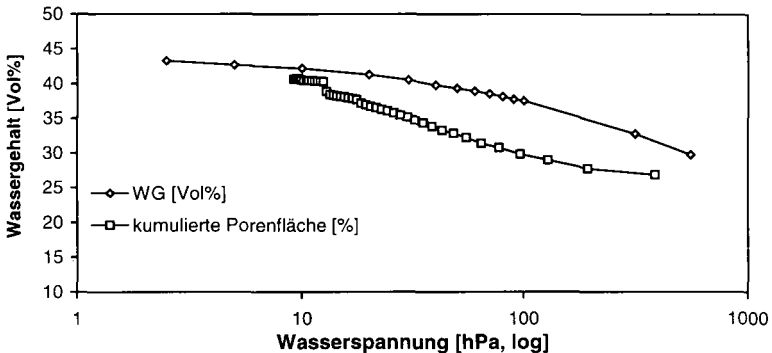


Abb. 4: Vergleich der bildanalytisch ermittelten Porengrößenverteilung mit der Retentionskurve für Bt 70 cm.

Ergebnisse

Im Bereich der Wasserspannung zwischen 10 und 500 hPa ist der Verlauf der Krümmung der Retentionskurve und der bildanalytisch gemessenen Porengrößenverteilung nicht gleich. Daraus folgt, daß bei gleicher Saugspannung die Desorptionskurve einen höheren Wassergehalt als die bildanalytisch gemessene Porengrößenverteilung angibt. Dieses deckt sich mit den Erkenntnissen von BIRD und DEXTER (1997), die anhand eines fraktalen Netzwerkes Retentionskurven modellieren und dabei zum einen ausschließlich die Porendurchmesser, zum anderen zusätzlich die Konnektivität berücksichtigen. Kommt die Konnektivität hinzu, verläuft die Abnahme des Wassergehaltes bei zunehmender Saugspannung flacher.

Diskussion und Ausblick

Bei der konventionellen Erstellung einer Retentionskurve wird die Konnektivität mit erfaßt, da nur die Poren entwässert werden können, die bei einem jeweilig angelegten Unterdruck eine Verbindung zur keramischen Platte aufweisen. Das Wasser in den größeren Poren, die über Poren eines geringeren Durchmessers mit der Platte verbunden sind, wird höheren Saugspannungen zugeordnet. Die bildanalytisch ermittelte Porengrößenverteilung erfaßt die Poren jedoch unabhängig von ihrer Vernetztheit. Der Vergleich zwischen der Porengrößenverteilung und Retentionskurve könnte somit geeignet sein; die Konnektivität quantitativ zu erfassen.

Das Opening-Verfahren ist für die Ermittlung der Porengrößenverteilungen gut geeignet. Für höhere Vergrößerungsstufen sollten Mikroskopieverfahren wie zum Beispiel REM, konfokale Laser-scanning-Mikroskopie sowie rechnerische Verfahren wie die Deconvolution eingesetzt werden. Wenn das Problem der Tiefenschärfe gelöst ist, kann der Porenraum im Bereich $< 7,7 \mu\text{m}$ erfaßt werden. Um die Lage der Retentions- und Porengrößenverteilung zueinander zu überprüfen, wäre es interessant, eine Adsorptionskurve an Stechzylindern zu messen. Das geringere Gesamtporenvolumen im Vergleich zum Wassergehalt bei 2,5 cm Wassersäule ergibt sich vermutlich dadurch, daß das Bodenvolumen nahe Sättigung zunimmt.

Literatur

- BIRD, N.R.A. & A.R. DEXTER (1997): Simulation of soil water retention using fractal networks. European Journal of Soil Science, 48, 633-641.
- JÄHNE, B. (1997): Digitale Bildverarbeitung, Springer-Verlag, 591 S.
- VOGEL, H.-J. (1996): Die Kontinuität des Porenraums in Abhängigkeit der Porengröße – eine morphologische Materialfunktion. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch., 80.

Die vorgestellten Untersuchungen werden im Rahmen des SFB 468 „Wechselwirkungen an geologischen Grenzflächen“ im Teilprojekt A6 „Grenzflächenreaktivität: Aufbau und Zerfall von Bodenaggregaten“ durchgeführt. Der Artikel wird in Kürze mit farbigen Abbildungen über die Homepage des Geographischen Instituts der Universität Göttingen abzurufen sein.

Räumliche Differenzierung der Sickerwasserströme in Sandboden-Modellen von

GERNANDT, P.

Ein bekanntes, mehrfach beschriebenes (vgl. Siebner 1997) Phänomen ist, daß in Sanden, je größer ihre Körnung ist, eindringendes Niederschlagswasser nicht frontal, sondern in finger- und zungenförmigen „Dochten“ absickert, wobei dieser Prozeß zugleich von der Ausbildung unterschiedlich dicker und unterschiedlich dicht aufeinander folgenden mehr oder weniger horizontalen Wasserlamellen begleitet wird.

Zur Erklärung dieser Erscheinung wird folgende Hypothese entwickelt, die durch die Abbildung 1 erläutert wird.

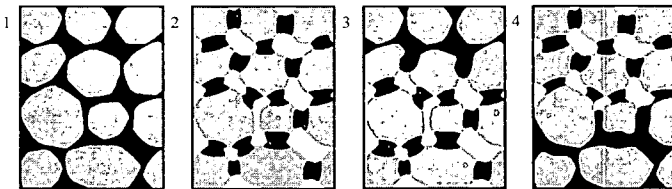


Abb. 1: Verteilung des Bodenwassers im Porenraum einer Sandschüttung
(grau: Sandkörner \varnothing -500 μ m; weiß: Luft; schwarz: Wasser)

Drückt man im Drucktopf über einer keramischen Platte eine voll mit Wasser gefüllte Sandprobe (Abb. 1.1) aus Körnern von 355 – 630 μ m Durchmesser (grober Mittelsand, mSg) bei Drücken von 10 bis 60 hPa ab, so werden sehr schnell die vorherrschenden Intergranularporen von 300 bis 50 μ m entleert. Das verbleibende Wasser mit neg. Tensionen von > 60 hPa (= pF 1,8) zieht sich auf Menisken an den Berührungspunkten der Körner zurück (Abb. 1.2). Es kann kaum noch im Drucktopf durch weitere Drucksteigerungen ausgetrieben werden, da keine leitenden kapillaren Verbindungen mehr bestehen, sondern nur noch leitende Verbindungen in der Art: Meniskus = Kornoberflächen – Filmwasser = Meniskus.

Zur Aufnahme einer Funktion zur Charakterisierung der Tension des Meniskenwassers, z.B. zur Beurteilung von dessen pflanzlicher Verfügbarkeit ist daher die Drucktopfmethode durch ein anderes Verfahren wie z.B. das Herausschleudern des Meniskenwassers in der Zentrifuge bei steigender Drehzahl zu wählen.

Im Zustand der Abb. 1.2 erfolgt kein meßbarer vertikaler Abwärtstransport des Wassers mehr. Erst wenn sich, wie in Abb. 1.3 dargestellt, von oben her die luftgefüllten intergranularen Räume wieder mit Wasser füllen, die gekrümmten oberen Meniskenoberflächen aufgehoben werden, durch Anwachsen des hydrostatischen Druckes in der Sandschicht darüber eine positive Herauswölbung der unteren Menisken-Grenzflächen eingetreten ist, kann Wasser in die darunter liegenden luftgefüllten Poren übertreten. Solche Abflüsse oder Entleerungen erfolgen meist schlag- oder schubartig und wellenförmig durch das ganze Profil. Danach stellt sich gleich wieder der Zustand 2 (Abb. 1.2 bzw. 1.4) ein. Wichtig ist, daß sowohl bei kontinuierlicher, selbst-

verständlich aber auch bei diskontinuierlicher Wasserzufuhr von oben, vorübergehend oder bei längeren Beregnungsintervallen auch längerfristig Zustände erhalten bleiben, bei denen Lamellen von wassergesättigten Poren („Wasserlamellen“) über luftgefüllten Porenräumen existieren.

Bei dieser Betrachtung der pulsierenden Versickerung in Sanden ist bislang der Umstand außer Betracht gelassen, daß aus Poren, in die Wasser einströmt, Luft austreten können muß. Der erforderliche Luftaustausch ist aber, betrachtet man Abb. 1.2, dadurch behindert, daß die Intergranularporen zum großen Teil durch eine größere Zahl von Kornberührungs-Wassermenisken ab- und umschlossen sind. Drückt von oben eine Wassersäule auf eine solche eingeschlossene Luftpore, müßte deren Druck groß genug sein, um die Meniskenspannung – in unserem Fall wie oben genannt 10 bis 60 hPa - zu überwinden. Dies ist tatsächlich kaum zu erreichen, und die Luft der Pore wird unter Druckzunahme komprimiert. Sie gestattet dann entweder ein randliches Durchfließen der Pore oder eine Umlagerung der angrenzenden Sandkörner. Besteht dagegen zwischen Poren eine nicht durch Menisken verschlossene Verbindung zwischen Intergranularporen z.B Abb. 1.3, kann ein Entweichen der Porenluft stattfinden. Je größer die Zahl solcher durch offene Kanäle miteinander verbundener Poren ist, desto geringer ist der Druckanstieg in deren Volumen und desto geringer der Widerstand gegen von oben durchdringendes Wasser.

Die Lufteinschlüsse in den Intergranularen verstärken das Phänomen der in den Zungen oder Bahnen der vertikalen Wasserversickerung zustande kommenden horizontalen Wasserlamellen. Wenn diese Lamellen durch Wasserzustrom von oben an Dicke zunehmen, verhindert der entgegenwirkende Porenluftdruck, daß die Lamelle sich geschlossen frontal nach unten verlagert. Vielmehr erfolgen tunnelförmige schmale vertikale Porendurchbrüche unter seitlicher Verdrängung der darin eingeschlossenen Porenluft. Die Wasserlamelle bleibt über diesem Luftkissen ortsfest bestehen. Sie entleert sich nicht ganz vollständig über die vertikalen Tunnel.

Das durch die vertikalen Abflußbahnen abströmende Wasser schließt sich während einer gewissen Laufstrecke erneut zu einer Wasserlamelle, in und unter der sich der eben geschilderte Vorgang erneut vollzieht.

Ein wichtiger Umstand ist der, daß während der Anlage der Wasserlamellen und während deren Dickenzunahme bis zum Eintreten des örtlichen vertikalen Abflusses, ein beträchtlicher lateraler Fluß stattfinden kann, der zur seitlichen Verlängerung der Wasserlamellen führt.

Abb. 2 zeigt an einer 1 m hohen, 10 cm tiefen und 30 cm breiten Säule aus gereinigtem grobem Mittelsand die mit Hilfe von amarant-gefärbtem Wasser sichtbar gemachten Fließphänomene bei täglich in zwei Gaben à 5 mm aufgetragenen Bewässerungsmengen von 10 mm nach 0, 100, 200, 400 und 600 mm Bewässerung.

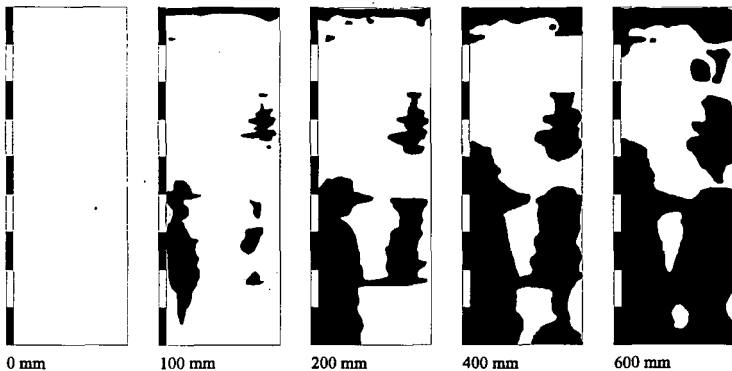


Abb. 2: Wasserfluß in Modell-Sandböden (Sand: 355-650 μm ; Schichtung: horizontal)
(weiß: Sand; schwarz: amarantgefärbtes Wasser)

Diese tägliche Gabe reicht aus, um schon dicht unter der Oberfläche unter der Wirkung der horizontalen Luftverdrängung grobe vertikal abwärts gerichtete Zonen des Wasserflusses entstehen zu lassen, die während des gesamten Experimentes bestehen bleiben. Dazwischen bleiben luftgefüllte Sandpartien erhalten. Geht man von einer maximalen WK der 30 l-Säule von 11 l aus, so wird ca. nach 5 Tagen (50 mm) 2,5 l (ca. 23 % der WK_{max}) und dann langsam ansteigend nach 650 mm Wassergabe (65 Tage) 4,4 l Speicherwassermenge (ca. 40 % der WK_{max}) erreicht. Der Rest der Poren bleibt über einen längeren Zeitraum mit Luft gefüllt.

Man erkennt, daß an den Zungen, in denen die Versickerung stattfindet, sowohl oben wie unten horizontale Wasserlamellen in die luftgefüllten Zonen hinein vorstoßen. Der Sand wird von Kies unterlagert und an der Grenzfläche bilden sich „tragende Menisken“, die von unten her eine Einstauzone entstehen lassen, die etwa 35 cm hoch reicht.

Durch den Vergleich der Vorderseite mit der Rückseite der Sandsäule, wird deutlich, daß die Versickerungszungen innerhalb der 10 cm breiten Sandsäule durchaus einen schlauchförmig gewundenen Verlauf aufweisen.

Dieser Versuch ist mit horizontal schichtweise eingefülltem Sand durchgeführt worden. Füllt man eine Säule ebenfalls horizontal und kippt sie dann um 90°, erfolgt in gleicher Weise eine horizontale Disproportionierung in „Abflußzungen“. Doch sind diese, den Einregelungslagen der Sandkörner folgend, sehr viel schmäler und häufiger als beim Eindringen des Wassers in horizontal geschichtetem Sand. Man erkennt aber auch hier beim Vergleich von Vorder- und Rückseite der Säulen, daß die Zungen mäandrieren, d.h. innerhalb der vorgegebenen Säulenbreite von 10 cm hin und her wandern, d.h. wirklich zungenförmig sind. Auch sie zeigen mit ihren paternosterartigen Verdickungen und Verdünnungen zumindest Ansätze zu einer zonalen lateralen Ausbreitung (Abb. 3).

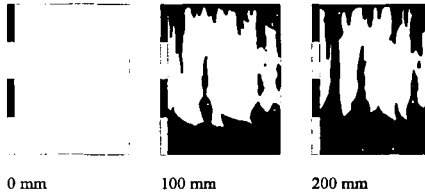


Abb. 3. Wasserfluß in Modell-Sandböden (Sand: 355-650 μ m; Schichtung: vertikal)
(weiß: Sand; schwarz: amarantgefärbtes Wasser)

Die Abb. 4 gibt die Vorderansicht einer Säule mit horizontal eingefülltem Sand < 355 μ m Korndurchmesser (feiner Mittelsand 355 – 200 μ m, mSf und Feinsand < 200 μ m) wieder. Der „Dochtcharakter“ dieses feineren Sandgemisches läßt hier nur eine einzelne große Versickerungsschlepe entstehen. Sie läßt von oben bis unten eine Feinlamellierung des Wassers erkennen, die während des ganzen Versickerungsvorganges erhalten bleibt.

Der Füllungsgrad mit Speicherwasser erreicht nach 15 Tagen (150 mm) ca. 48 % der WK_{max} und im Endzustand etwa 55 %, ist also höher als bei dem gröberen Sand. Trotz der besseren „Dochtstruktur“ und der ausgeprägteren Frontalversickerung der feineren Sandkörnung und der dichteren, geschlosseneren Feinlamellierung scheint die Bildung einer die Entgasung fördernden Sekundärstruktur – möglicherweise durch die strukturdeformierende Wirkung eingeschlossener höher gespannter Luft - das Entweichen von Porenluft und den Wiedereintritt beim Abfließen des Wassers - zu fördern.

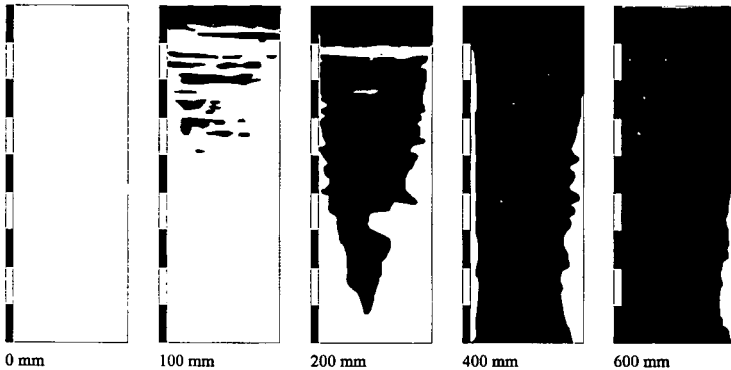


Abb. 4: Wasserfluß in Modell-Sandböden (Sand: <math>< 355 \mu\text{m}</math>; Schichtung: horizontal)
(weiß: Sand; schwarz: amarantgefärbtes Wasser)

Als Fazit dieser orientierenden Versuche kann gelten, daß die in Sandböden zu beobachtende horizontale Differenzierung der Sickerwasserbahnen eine Frage des Ausmaßes der Luftokklusion ist. Mit Verfeinerung der Körnung oder mit der Lagerungsstruktur des Sandes verringert sich die räumliche Differenzierung und kann schließlich in einen „Piston-Flow“ übergehen.

Die Frage der körnungs- und schichtungsabhängigen Wasser-Horizont-Lamellierung durch seitliche Ausbreitung soll Gegenstand weiterer Forschung sein.

Literatur:

Siebner, C.S.; Becker, W.-W.; Meyer, B. (1997): Beobachtungen zum dispersiven Wasser- und Soluttransport in Sandböden. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 85, 1, 167-170

Austrag von Wasser und gelösten Inhaltsstoffen aus natürlich gelagerten Böden in Lysimetern in Abhängigkeit vom Grad der Wassersättigung des Bodens

von

HAFERKORN,U., KNAPPE,S.

1. Einleitung

Für die Höhe der Wasser- und Stoffausträge der untersuchten Böden spielt die jährliche Inanspruchnahme des Bodenwasservorrates infolge Verdunstung eine entscheidende Rolle. Die Darstellung von Untersuchungsergebnissen zum Austrag von gelösten Inhaltsstoffen beschränkt sich auf den Nitrataustrag. In diesem Beitrag werden Meßergebnisse der Lysimeterstation Brandis vorgestellt (KEESE 1994).

2. Standortbeschreibung

Brandis liegt in Nord-West-Sachsen, 30 km südöstlich von Leipzig im 360 km² großen Einzugsgebiet der Parthe. Der überwiegende Anteil der Böden, die in der Lysimeterstation Brandis untersucht werden, kommt aus diesem Einzugsgebiet, in dem auch Wasserhaushaltsuntersuchungen zur Problematik: Standort- und Gebietswasserhaushalt durchgeführt werden. Das Parthegebiet liegt im Bereich des stärker kontinental beeinflussten ostdeutschen Binnenklimas mit Niederschlägen (unkorrigiert) zwischen 550 mm und 650 mm. Auf den Standort Brandis entfallen 576 mm. Die systematischen Fehler der Tagesniederschläge, die bei der Niederschlagsmessung mit den Regenmessern nach Hellmann auftreten, wurden für den Untersuchungszeitraum 1981-97 nach dem Verfahren von RICHTER (1995) und unter Berücksichtigung der Lysimetermessungen korrigiert (JANKIEWICZ 1998). Von 655 mm korrigiertem Jahresniederschlag am Standort Brandis (Tab. 1) entfallen 54 % also 353 mm auf das Sommerhalbjahr.

Tab. 1: Niederschlag und potentielle Verdunstung [mm] am Standort Brandis (1981-97)

	Niederschlag (Hellmann-Messung)		ETP _{Gras-Ref.}	kWB _{korrr}	
	unkorrigiert				
	1 m Höhe	bodengleich			
Winter	262	283	302	153	149
Sommer	314	332	353	470	-117
Jahr	576	615	655	623	32

Die Berechnung der potentiellen Verdunstung erfolgte nach FAO-Standard als Gras-Referenzverdunstung nach ALLEN u.a. (1994). Die mittlere innerjährliche Verteilung von Niederschlag und Verdunstungsenergie (=potentielle Verdunstung) weist für die Sommermonate ein erhebliches Wasserdefizit auf. Bis 1992 kam auf den Lysimetern eine ortsübliche Fruchtfolge, Düngung und Behandlung mit Pflanzenschutzmittel zum Einsatz. Zum Zweck der Vergleichbarkeit wurden alle Böden gleich und nur mineralisch gedüngt. Durch die mineralische N-Düngung wurden im Mittel der Jahre 1981-92 130 kg/ha und zusätzlich durch die N-Immission als nasse Deposition 41 kg/ha eingetragen. Nach 1992 erfolgte eine Bewirtschaftung der Lysimeter im Sinne von Flächenstilllegung und ökologischem Landbau wobei bis 10/96 nicht gedüngt wurde.

3. Lysimeterböden und Standortwasserhaushalt

In der Lysimeterstation Brandis werden seit 1980 Wasser- und Stoffausträge von 8 verschiedenen Bodenformen in jeweils drei Wiederholungen gemessen. Die Lysimeter sind 3 m tief und wägbar. Die Böden wurden monolithisch entnommen und sind ihrer glazialen und periglazialen Entwicklungsgeschichte

entsprechend, mehrschichtig, wobei die Gewinnungsorte so ausgewählt wurden, daß an der Basis stets durchlässiges Lockergestein ansteht. Sie weisen alle Heterogenitäten eines natürlichen Standortes auf, wie Wurzelgänge, Hohlräume infolge der Tätigkeit höherer Lebewesen, Schrumpfrisse, Horizonte die u.a. durch Stoffverlagerungsprozesse entstanden sind und geologisch bedingte Schichtgrenzen und Einlagerungen (Sandbänder, Sandkeile).

Die in 3 m Tiefe am Lysimeterauslauf ankommende Wassermenge kann im Vergleich zu ebenen Standorten mit unbedeutenden lateralen Flüssen und flurfernem Grundwasserstand als Grundwasserneubildung ($GWN=P-ETR\pm SB$) bezeichnet werden. Auch bei hoher sommerlicher Ausschöpfung der Bodenwasservorräte steht den Pflanzen ausreichend Wasser für die Verdunstung zur Verfügung und trotzdem ist zwischen hydraulischer Wasserscheide und Stauwasserzone am Lysimeterboden noch eine Dränwasserzone vorhanden.

4. Höhe der realen Verdunstung und Grundwasserneubildung

Aus den Lysimetermessungen wurde für jeden der untersuchten Böden die in einem Trockenjahr maximal entnommene Wassermenge (BWV) ermittelt (Tab. 2). In Abb. 1 wurde darüber die entsprechende Höhe der Verdunstung und der Grundwasserneubildung aufgetragen.

Die im Verlauf der 17 Untersuchungsjahre von 1981-97 jährlich aus dem Bodenwasservorrat entnommenen Wassermengen sind für die Lys.-Gr. 5, 7 und 9 beispielhaft in Abb. 2 dargestellt.

Tab. 2: Bodenformen der Station Brandis, Mittelwert, Standardabweichung (s_x), Variationskoeffizient (c_v) und Maximum der für die Verdunstung verfügbaren Bodenwassermenge

Lys.-Gr.	Bodenform	s_x [mm]	c_v [%]	BWV _{Mittel} [mm/Jahr]	BWV _{max} [mm/Jahr]
5	Erodierte Braunerde	10	15,6	64	80
4	Braunerde-Fahlerde	19	17,9	106	127
8	Parabraunerde-Braunerde	18	17,8	101	126
1	lessivierter Braunerde-Pseudogley	29	24,8	117	164
7	Braunerde-Pseudogley	31	23,4	132	175
11	pseudovergleyte Braunerde-Fahlerde	30	26,5	113	160
9	Parabraunerde aus Löß	107	41,6	257	455
10	Schwarzerde aus Löß	105	41,5	253	420

Lys.-Gr. = Nummer der Lysimetergruppe

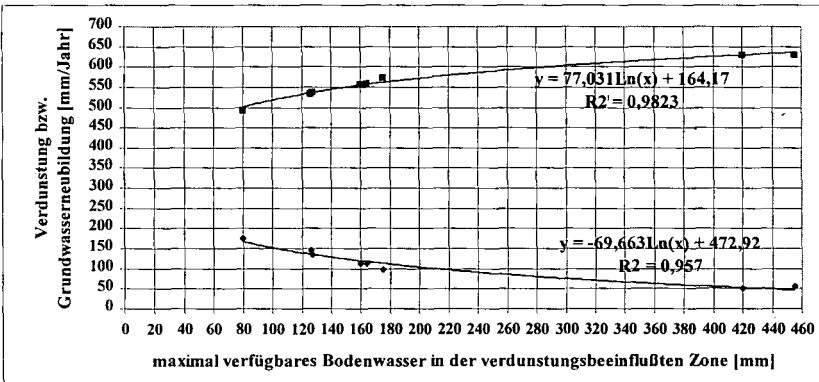


Abb. 1: Maximal verfügbares Bodenwasser, Verdunstung und Grundwasserneubildung von 8 verschiedenen Bodenformen (Reihe 1981-97)

Im Mittel der Untersuchungsjahre liegt die Jahresverdunstung der landwirtschaftlich bewirtschafteten Lößböden in Höhe der Gras-Referenzverdunstung und ist nur unwesentlich geringer als der mittlere

korrigierte Jahresniederschlag. Die Grundwasserneubildung ist mit rd. 50 mm sehr gering. Die erodierte Braunerde (Lys.-Gr. 5, Sandlöß über Sand) liefert mit 175 mm die höchste Grundwasserneubildung.

5. Jährliche GWN und Ausschöpfung

Die jährliche Inanspruchnahme des Bodenwasserspeichers ist infolge der wechselnden Witterungsbedingungen und Fruchtarten sehr unterschiedlich. Ein relativ hoher, stets wechselnder Anteil des Niederschlages muß im Winterhalbjahr zur Wiederauffüllung verwendet werden (Abb. 2). Aus diesem Grund ist die Korrelation zwischen Jahresniederschlag und Grundwasserneubildung bei den untersuchten Böden (außer bei Lys.-Gr. 5) sehr gering. Das Maximum der jährlichen Grundwasserneubildung tritt im März aber auch im April auf, während in der oberen Bodenzone bereits wieder die Ausschöpfung infolge Verdunstung beginnt. Sickerwasser, das im Verlauf der Sommermonate in 3 m Tiefe das Lysimeter verläßt, resultiert aus der winterlichen Neubildungsperiode. Nur in Ausnahmefällen wie im August 1983 führen sommerliche Starkregenereignisse zur erhöhten Sickerwasserbildung.

Die Wiederauffüllung ist beim Sandlöß über Sand (Lys.-Gr. 5) in der Regel im Dezember abgeschlossen. Die wiederauffüllende Wassermenge ist relativ gering (Tab. 2), so daß sich niederschlagsreiche und -arme Jahre auch an der Höhe der Grundwasserneubildung erkennen lassen (Abb. 2). Bei den Geschiebelehm Böden (Lys.-Gr. 1, 7, 11) ist die Wiederauffüllung in der überwiegenden Anzahl der Jahre im Januar erreicht, kann aber auch bis März oder April dauern. Damit verbleibt immer weniger Zeit, Nitrat aus der Wurzelzone auszuwaschen. Für einen vollständigen Wasseraustausch stand nur in drei Untersuchungsjahren ausreichend Sickerwasser zur Verfügung.

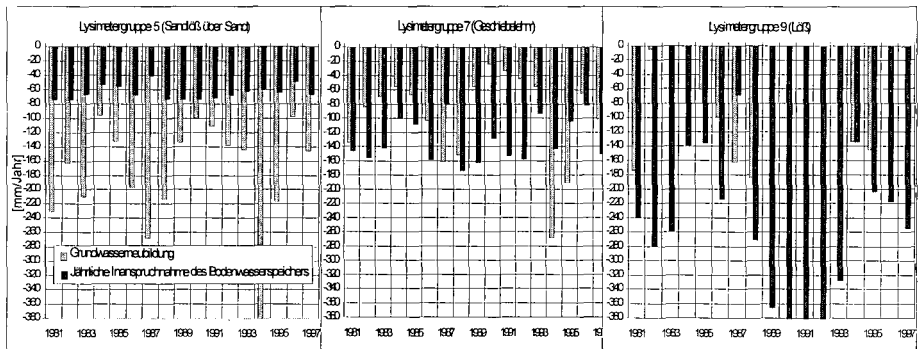


Abb. 2: Jährliche Grundwasserneubildung und Inanspruchnahme des Bodenwasserspeichers am Beispiel der Lysimetergruppen 5, 7 und 9

Bei den Lößböden (Nr. 9 und 10) wird in neun von 17 Untersuchungsjahren keine Wiederauffüllung erreicht. Die hohe Ausschöpfung von 420 mm bzw. 455 mm im Jahr 1991 ist somit die Folge der Ausschöpfung mehrerer Jahre. Unter diesen Umständen kann Nitrat, daß von den Pflanzen nicht genutzt wurde, nur in geringem Umfang verlagert werden und steht somit im Folgejahr wieder zur Verfügung.

6. Beziehung zwischen N-Eintrag und N-Austrag

Auf Grund der bisher geschilderten Vorgänge besteht erwartungsgemäß für Einzel- und auch für Folgejahre kein Zusammenhang zwischen N-Eintrag (über Düngung und Deposition) abzüglich des N-Entzuges durch die Pflanze und dem N-Austrag über das Sickerwasser. Neben der unterschiedlichen Intensität mit der jährlich Nitrat aus der verdunstungsbeeinflussten Zone ausgetragen wird und der Transportwege in der Dränwasserzone, sind auch Umsatzprozesse u.a. bei den Lößböden Mineralisation und bei Geschiebelehm Böden Denitrifikation, zu berücksichtigen. Beim Sandlöß über Sand werden im Durchschnitt der Jahre nur rd. 50 % des aufgebrauchten Stickstoffs durch die Pflanze genutzt. Auf den Lößböden liegen die N-Pflanzenentzüge deutlich über den N-Einträgen.

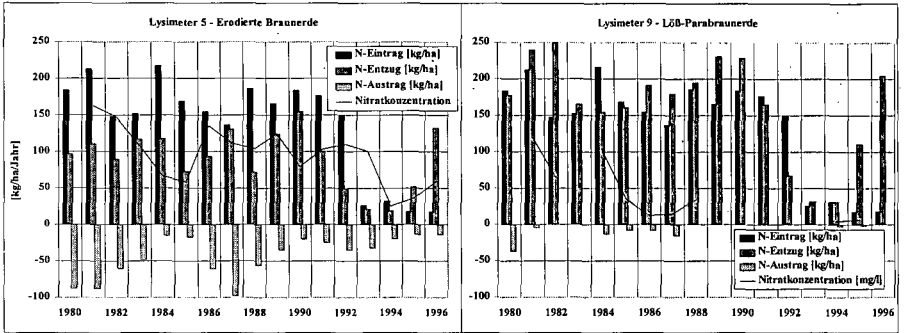


Abb. 3: Stickstoffeintrag und -austrag sowie Nitratkonzentration der Lysimetergruppen 5 und 9

Auf der Basis von Monatswerten zeigten alle Böden bei sehr hohen Sickerwassermengen deutlich erhöhte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, wobei sich im Jahr 1994 bei hohen Sickerwassermengen und geringen Konzentrationen, bereits die Folgen des Bewirtschaftungswechsels zeigen. Dies steht in einem gewissen Widerspruch zu den jährlichen Verlagerungsgeschwindigkeiten, die unter Annahmen der Mechanismen des Piston Flow nach DVWK-Schriften 106 wie folgt berechnet wurden:

$$\text{Verlagerungsgeschwindigkeit (dm/Jahr)} = \frac{\text{Sickerwassermenge (mm/Jahr)}}{\text{Feldkapazität des Bodenmonolithen (mm/3m)}}$$

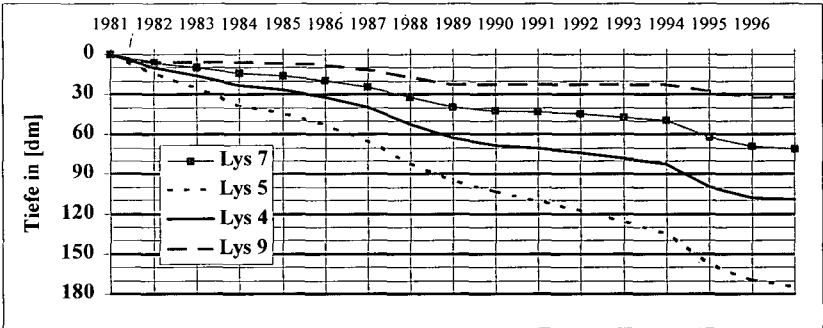


Abb. 4: Verlagerungsgeschwindigkeiten in [dm/Jahr] von 4 verschiedenen Lysimeterböden

Auf Grund der unterschiedlichen jährlichen Sickerwassermengen ergaben sich für den Sandlöß über Sand Sickerwassergeschwindigkeiten zwischen: 5,3 dm/Jahr (1996) und 22,3 dm/Jahr (1994), für die Geschiebelehm Böden zwischen 1 dm/Jahr (1990) und 13 dm/Jahr (1994) und für die Lößböden zwischen 0 dm/Jahr (1982-84 und 1989-93) und 6,2 dm/Jahr (1988).

7. Literatur

KEESE, U.: Aufgaben der Lysimeterstation Brandis in Berichte des SLFUG, Heft 1, Radebeul 1994.
 RICHTER, D.: Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Berichte des Deutschen Wetterdienstes 194, Offenbach 1995.
 JANKIEWICZ, P.: Erläuterung der an Lysimeterdaten durchzuführenden Korrekturen. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Außenstelle Berlin, unveröff. Bericht 1998
 DVWK-SCHRIFTEN 106: Verminderung des Stickstoffaustrages aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser, 1994.

Bedeutung des präferentiellen Flusses von Wasser in Böden für die Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln

von

NORDMEYER, H.

Einleitung

Pflanzenschutzmittel, insbesondere Herbizide, gelangen bei ihrer Anwendung in Abhängigkeit von Applikationstermin und -art auf und in den Boden. Der Boden stellt ein offenes System dar, in dem Wasser- und Stoffflüsse stattfinden. Verhalten und Verbleib der Pflanzenschutzmittel im Boden hängt einerseits von den chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften und andererseits von den Bodeneigenschaften und Witterung ab. So werden die Sorption im Boden entscheidend vom Humusgehalt, der Abbau von der Bodentemperatur und -feuchte sowie die Verlagerung von den Niederschlagsverhältnissen beeinflusst.

Mitte der achtziger Jahre zeigten sich vermehrt Grundwasserbelastungen mit Pflanzenschutzmitteln. Es konnte sehr häufig der herbizide Wirkstoff Atrazin nachgewiesen werden. Dabei konnten die Ursachen bzw. Transportpfade, die zu einer Belastung mit Pflanzenschutzmittel geführt haben, vielfach nicht geklärt werden. Häufig werden als Ursachen für nicht erklärbare Grund- und Oberflächenwasserbelastungen Phänomene wie Makroporenfluß, Bypass-Fluß, bevorzugter Fluß oder dynamische Instabilitäten angesehen. Alle diese Begriffe beschreiben ein Phänomen im Boden, bei dem Wasser und darin gelöste Stoffe sehr schnell in große Tiefen gelangen können. Es wird häufig nur ein kleines Teilvolumen des Bodens durchflossen, wobei eine schnelle Wasser- und Stoffbewegung im Bodenprofil stattfindet, die nicht mit der Richards-Gleichung beschrieben werden kann.

Inwieweit solche Vorgänge Relevanz haben und meßbar sind, ist auch eine Frage des Betrachtungsmaßstabs. Es lassen sich an kleinen Probenflächen ($< 0,1 \text{ m}^2$) mit hoher zeitlicher Auflösung Makroporenflüsse feststellen, die bei der Betrachtung von Einzugsgebieten nur als Summe, d. h. als Abflußwelle, feststellbar wären. Bevorzugtes Fließen kann sowohl auf der Aggregatebene als auch auf der Ebene eines hydrologischen Einzugsgebietes stattfinden.

Die quantitative Beschreibung der Makroporenflüsse ist sehr schwierig und erst in Ansätzen möglich. Ursachen dafür sind die Variabilität und Komplexität des Bodens bzw. der darin ablaufenden Prozesse. Voraussetzung für eine Quantifizierung der bevorzugten Flüsse in unterschiedlichen Böden sind standardisierte Versuche. Nur so wird es möglich, in Abhängigkeit von Niederschlag, Bodenwassergehalt und makromorphologischen Strukturen bevorzugte Flüsse zu erfassen und die Ergebnisse verschiedener Untersuchungen zu vergleichen. Dazu eignen sich Säulen- bzw. Lysimeterversuche mit ungestörten Bodenproben zur Ermittlung der Durchbruchkurven für Tracer und Pflanzenschutzmittel. Ferner sollten die makromorphologischen Strukturmerkmale und deren räumliche Variabilität erfaßt werden.

* Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Unkrautforschung, Messeweg 11-12, 38104 Braunschweig, E-mail: H.Nordmeyer@bba.de

Material und Methoden

Der Versuchsstandort liegt südlich von Braunschweig (Ahlum) und gehört zur Bördenlandschaft des ostbraunschweigischen Hügellandes. Bei den Böden handelt es sich um schluffige Substrate aus gering mächtigen bis mächtigen Lößdecken. Anzutreffen sind im wesentlichen Parabraunerden und verschiedene Übergangsformen.

Für die Untersuchungen wurden ungestörte Bodenproben aus 0 bis 90 cm Tiefe (Durchmesser 30 cm) und 40 bis 70 cm (Durchmesser 15 cm) Tiefe des Bodenprofils entnommen. Der Versuchsaufbau der verwendeten Lysimeter und Bodensäulen ist detailliert bei Nordmeyer & Aderhold (1994, 1995) beschrieben. Der Versuchsaufbau weicht von der im Zulassungsverfahren üblichen Methodik ab, so daß die Ergebnisse nicht für eine Bewertung im Rahmen der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln herangezogen werden können. Die Bodensäulen wurden einmalig mit einem Niederschlag von 20 mm/h und die Lysimeter mit 2 x 20 mm/h im Abstand von 24 Stunden beregnet. Die Beregnungsdauer betrug jeweils 1 Stunde. Am Auslauf der Bodensäulen und Lysimeter wurde eine Saugspannung von 10 cm Wassersäule (-10 hPa) angelegt. Vor Versuchsbeginn wurden die Bodenproben auf einen Wassergehalt entsprechend Feldkapazität eingestellt. Für die Untersuchungen wurden die herbiziden Wirkstoffe Chlortoluron, Ethofumesat und Isoproturon ausgewählt. Die Wirkstoffe unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Persistenz und Mobilität. Die Aufwandmenge betrug jeweils 10 kg Aktivsubstanz ha⁻¹. Zur Erfassung des Wasserflusses wurde Bromid als Tracer verwendet. Aus methodischen Gründen liegt die gewählte Aufwandmenge um ein mehrfaches oberhalb der zugelassenen und praxisüblichen Menge, so daß eine Vergleichbarkeit mit Feldbedingungen nicht gegeben ist.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Säulen- und Lysimeterversuche (Abb. 1 und Abb. 2) deuten eindeutig daraufhin, daß ein präferentieller Fluß von Wasser und Pflanzenschutzmitteln im ungestörten Boden stattfindet. Im Säulenversuch konnten im ersten Perkolat zeitgleich die 3 applizierten Herbizide nachgewiesen werden (Abb. 1). Unterschiede zeigten jedoch während der gesamten Versuchsdauer die Konzentrationen der einzelnen Wirkstoffe im Perkolat. Die höchsten Konzentrationen konnten für Isoproturon und die niedrigsten für Ethofumesat ermittelt werden. Somit zeigt Isoproturon mit der geringsten Sorptionsneigung im Boden die höchsten Austräge, während Chlortoluron und Ethofumesat weniger verlagert werden. Es ist davon auszugehen, daß ein Teil des präferentiellen Flußes in Bioporen stattfindet, die mit Humusbestandteilen ausgekleidet sind (z. B. Regenwurmgänge). Geht man ferner von einer Filmströmung in diesen Poren aus, so sind Wechselwirkungen (Ad- und Desorption) zwischen Wandung und im Wasser gelösten Substanzen möglich, die eine geringe Rückhaltewirkung durch Sorption erwarten lassen.

Ein ähnliches Bild zeigt sich auch bei den Lysimeterversuchen (Abb. 2). Im ersten Perkolat nach 24 Stunden (Beginn der 2. Beregnung) konnten Isoproturon und Chlortoluron analysiert werden. Dies deutet eindeutig auf präferentielles Fließen hin. Ethofumesat konnte dagegen während der gesamten Versuchsdauer nicht im Perkolat nachgewiesen werden. Möglicherweise waren die Konzentrationen sehr gering, so daß sie analytisch nicht erfaßt werden konnten. Rückstandsuntersuchungen im Boden nach Versuchsende zeigen, daß Isoproturon und Chlortoluron bis in 90 cm Tiefe verlagert wurden (Abb. 3). Ethofumesat-Rückstände konnten nur bis 60 cm Tiefe nachgewiesen werden.

Die in den Laborversuchen gemessene Verlagerung von Wasser, Tracer und Herbiziden zeigte in ungestörten Bodenproben nach Starkniederschlägen eindeutig präferentielles Fließen. Insgesamt stellen die gemessenen Durchbruchkurven jedoch immer Summenkurven aus Matrixfluß und

präferentiellen Fluß dar. Unter der Annahme, daß kein bevorzugtes Fließen stattfindet, hätte die Perkolatbildung erst nach Verdrängung eines Volumens, das dem wassergefüllten Porenvolumen (PV) entspricht, eintreten können. Im Versuch waren die Herbizide im allgemeinen bereits nach PV < 0,1 nachweisbar.

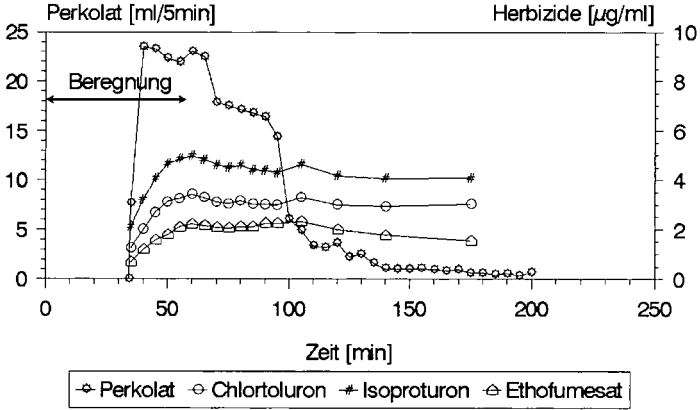


Abb. 1: Durchbruchskurven von Wasser und den Herbiziden Chlortoluron, Isoproturon und Ethofumesat nach simulierten Starkniederschlägen. Variante: Unterboden 40-70 cm, ungestört, 20 mm Niederschlag

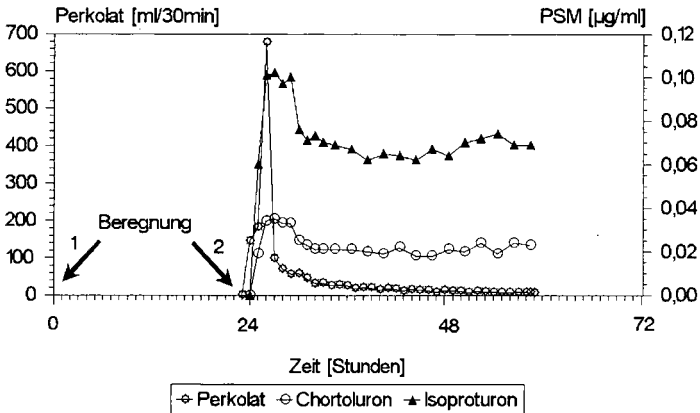


Abb. 2: Durchbruchskurven von Wasser und den Herbiziden Chlortoluron und Isoproturon nach simulierten Starkniederschlägen. Variante: Boden 0-90 cm, ungestört, 2 x 20 mm Niederschlag

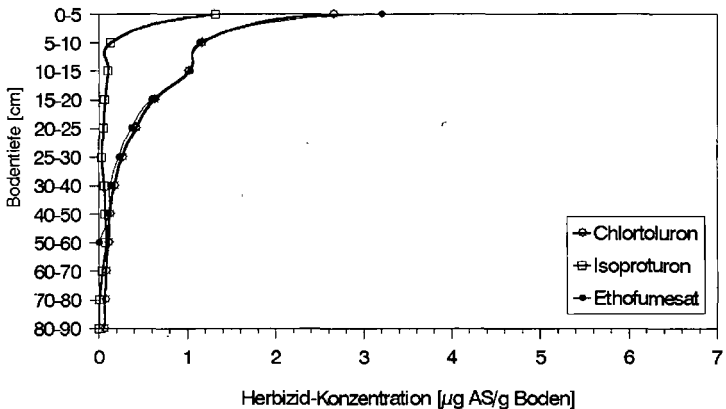


Abb. 3: Herbizid-Konzentrationsprofile im Boden nach 2 x 20 mm Beregnung im Lysimeterversuch

Bodenmakrostrukturen verändern die Infiltrationskapazität eines Bodens für Wasser und gelöste Stoffe. Versuchsergebnisse ergaben deutliche Unterschiede im Wasser- und Stofftransport zwischen ungestörtem und gepacktem Boden (Aderhold, 1995). Das gleichzeitige Auftreten von Wasser und allen applizierten Stoffen belegt, daß es sich bei dem Perkolat um Beregnungswasser handelte. Für Feldbedingungen ist zu folgern, daß Wasser und gelöste Stoffe sehr schnell im Bodenprofil verlagert werden können, ohne in die Bodenmatrix eingedrungen zu sein und Wechselwirkungen mit ihr einzugehen. Es ist zu erwarten, daß Böden, die zur Bildung von Schrumpfrissen neigen, und solche, die durchgängige Poren aufweisen, in dieser Hinsicht besonders kritisch zu sehen sind. Insbesondere bei Minimalbodenbearbeitung entsteht eine Bodenstruktur im Oberboden. An der Bodenoberfläche beginnende Poren können negative Auswirkungen auf den Wasser- und Stofftransport im Boden haben. Diese Sachverhalte sind jedoch bisher nicht im einzelnen geklärt und daher nicht quantifizierbar. Voraussetzung für ein schnelles Fließen in größerem Umfang ist, daß die Makrostrukturen an der Oberfläche beginnen und ein Mindestmaß an Kontinuität aufweisen. Eine tiefe Bodenbearbeitung mit Mischeffekten wird die Gefahr des Makroporenflusses mindern.

Bei den durchgeführten Untersuchungen handelt es sich um Grundlagenforschung zum präferentiellen Fluß im Boden. Die Erkenntnisse der Säulen- und Kleinlysometerversuche sind nicht direkt auf Freilandbedingungen übertragbar und somit auch nicht für eine Bewertung von Pflanzenschutzmitteln im Zulassungsverfahren geeignet.

Literatur

Aderhold, D., 1995: Einfluß bevorzugter Fließwege auf die Verlagerung von Herbiziden im Bodenprofil. Dissertation Universität Hannover.

Nordmeyer, H., Aderhold, D., 1994: Aufbau und Betrieb einer Lysimeterstation zur Erfassung der Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln im Bodenprofil. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 157, 93-98.

Nordmeyer, H., Aderhold, D., 1995: Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in Bodenmakroporen als mögliche Ursache für Grund- und Oberflächenwasserbelastungen. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. 47, 137-143.

Transport von Radionukliden in Deponien und im Grundwasser

von

SCHALLER,G., BIEHER,M., POSSCHNER,J.

Im kerntechnischen und medizinischen Bereich fallen Abfälle an, deren Radioaktivität sehr gering sein kann. Anstelle einer aufwendigen Endlagerung in tiefen geologischen Schichten ist für diese Abfälle eine konventionelle Entsorgung vorgesehen, vorausgesetzt die aus dieser Entsorgung resultierende Strahlenexposition kann als gering erachtet werden.

Die Umrechnung der maximal zulässigen Strahlenexposition in die spezifische Aktivität eines Abfalls erfolgt über radioökologische Modelle. Auf diesem Weg werden Werte errechnet, die allgemeingültig die Freigabe von radioaktiven Abfällen zur Entsorgung oder sonstigen Behandlung wie nichtradioaktive Stoffe regeln. Wegen der allgemeinen Anwendbarkeit der Werte in der Entsorgungspraxis können keine standortspezifischen Modelle und Parameter gewählt werden. Trotzdem sollen die Modellannahmen, soweit möglich, realistisch sein und ansonsten dem "worst case" entsprechen.

Eines dieser Modelle beschreibt den Weg der Nuklide vom Abfall im Deponiekörper in das Grundwasser, in einen Brunnen und von dort über verschiedene Ingestionspfade in die Nahrung. Der vorliegende Beitrag beschränkt sich auf den Transport der Nuklide aus einer Deponie zu einem Brunnen in der Nähe der Deponie. Es wird angenommen, daß die mit dem kontaminierten Müll auf die Deponie aufgebrachten Radionuklide im Niederschlagswasser, das auf der Deponie auftrifft, gelöst werden und mit dem Sickerwasser der Deponie nach unten wandern. Durch eine angenommene Leckage der Deponieabdichtung gelangt das kontaminierte Sickerwasser ins Grundwasser und wird im Grundwasserleiter zu einem Brunnen transportiert. Das Modell geht von einer homogen kontaminierten Deponie mit quadratischer Grundfläche aus, die gleichmäßig in vertikaler Richtung anwächst. Ferner wird ein zeitlich und räumlich konstanter Sickerwasserfluß durch die Deponie angenommen, angetrieben durch den auf die Deponie auftreffenden Niederschlag. Durch Sorptionsprozesse in der Deponie ergibt sich eine Aufteilung der Gesamtaktivität in eine gelöste und eine gebundene Fraktion, abhängig von den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Radionuklide und des Deponiekörpers. Vereinfachend wird angenommen, daß der gesamte Müllkörper an der Sorption teilnimmt. Beim Übergang in den ebenfalls als homogen angenommenen Grundwasserleiter ergibt sich eine Verdünnung des nuklidhaltigen Sickerwassers. Die Fließgeschwindigkeit des Grundwassers sei zeitlich und räumlich konstant. Im Grundwasserleiter kommt es durch Sorption zu einem verlangsamten Transport der Radionuklide gegenüber dem Grundwasser. Unberücksichtigt bleiben bei diesem Prozess Diffusion und Dispersion.

Die Berechnungen der Radionuklidkonzentrationen wird anhand einer anschaulichen Herleitung, hier zusammengefaßt, beschrieben:

Für die oberste Deponieschicht der homogenen Deponie wird eine Aktivitätsbilanz aufgestellt. In dieser Schicht kommt es durch den Auftrag des kontaminierten Mülls zu einem Aktivitätszufluß, der sich aus der massenbezogenen Aktivität des Mülls, der Deponiedichte und dem Volumen der Schicht ergibt. Der Aktivitätsabfluß aus dieser Schicht ergibt sich aus der Nuklidkonzentration im Sickerwasser und der abfließenden

* Institut für Strahlenhygiene des bundesamts für Strahlenschutz, 85762 Oberschleißheim

Sickerwassermenge, die proportional zur Deponiefläche und zur Darcy-Geschwindigkeit für poröse Medien (hier: Deponie) $n_{Dp} \cdot v_{Si}$ ist.

Aktivität im Sickerwasser

Aktivitätszufluß: $A_{zu} = C_{Mu} \cdot \rho_{Dp} \cdot F_{Dp} \cdot \Delta h, \quad \Delta h = v_{M0} \Delta t.$

Aktivitätsabfluß: $A_{ab} = C_{Si} \cdot \Delta Q_{Si}, \quad \Delta Q_{Si} = n_{Dp} \cdot v_{Si} \cdot F_{Dp} \cdot \Delta t$

Hierbei sind

- C_{mu} Müllaktivität (massenbezogen)
- v_{M0} Wachstumsrate der Deponie
- F_{Dp} Deponiegrundfläche
- ρ_{Dp} Deponiedichte
- v_{Si} Sickerwassergeschwindigkeit
- n_{Dp} effektive Deponieporosität
- C_{Si} Aktivitätskonzentration im Sickerwasser
- ΔQ_{Si} während der Zeit Δt abfließende Sickerwassermenge
- Δh Höhe der in der Zeit Δt anwachsenden Deponieschicht

Zu beachten ist dabei, daß nur ein Teil des Schichtvolumens mit Sickerwasser gefüllt ist. Dieser Teil n_{Dp} bestimmt sich aus dem mit Wasser gefüllten Porenvolumen. In der Schicht verbleibt an Feststoffe sorbierte Aktivität und im Porenwasser gelöste Sickerwasseraktivität. Dabei wird gemäß dem elementarabhängigen Verteilungskoeffizienten K_d ein Gleichgewicht zwischen sorbierter und gelöster Aktivität unterstellt

$$K_d = C_{sorb} / C_{Si}$$

Für die in der Deponieschicht verbleibende Aktivität gilt dann:

$$A_s = C_{Ges} \cdot F_{Dp} \cdot \Delta h = C_{Si} \cdot (n_{Dp} + K_d \rho_{Dp}) \cdot F_{Dp} \cdot v_{M0} \cdot \Delta t.$$

- C_{ges} Gesamtaktivitätskonzentration
- C_{sorb} an Feststoffe sorbierte Aktivität (massenbezogen)

Berücksichtigt man den Zerfall, so ergibt sich an der Deponiebasis die zeitabhängige Sickerwasseraktivität

$$C_{Si}(t) = \frac{C_{Mu} \rho_{Dp}}{n_{Dp} + K_d \rho_{Dp}} \frac{v_{M0}}{v_{M0} + v_{ND}} \exp\left(-\lambda \frac{v_{M0} t}{v_{M0} + v_{ND}}\right).$$

Aktivität im Brunnenwasser

Betrachtet wird eine Schicht im Grundwasserleiter unterhalb der Deponiebasis mit zwischen x und $x+\Delta x$ (siehe Abb.1). Mit dem Sickerwasser fließt dieser Schicht die Aktivität

$$A_{zs} = C_{Si} \cdot n_{Dp} \cdot \sqrt{F_{Dp}} \cdot \Delta x \cdot v_{Si} \cdot \Delta t$$

zu, die proportional zur Sickerwasseraktivität und zur zufließenden Sickerwassermenge ist. Außerdem fließt von links auf der Wegstrecke zwischen linker Deponiekante und dem Ort x kontaminiertes Grundwasser die Aktivität

$$A_{ZG} = C_G(x) \cdot n_G \cdot h_G \sqrt{F_{Dp}} \cdot v_G \cdot \Delta t$$

zu. Die zufließenden Wassermengen entsprechen dabei der jeweiligen Querschnittsfläche und der zugeordneten Darcy-Geschwindigkeit. Der Abfluß mit dem Grundwasser weist eine entsprechend dem Zufluß aus der Deponie höhere Grundwasseraktivität auf:

$$A_{AG} = C_G(x + \Delta x) \cdot n_G \cdot h_G \sqrt{F_{Dp}} \cdot v_G \cdot \Delta t .$$

- h_G Mächtigkeit des Grundwasserleiters
- v_G Grundwassergeschwindigkeit
- n_G effektive Porosität des Grundwasserleiters
- ρ_G Dichte des Grundwasserleiters

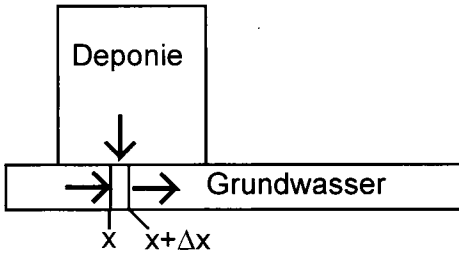


Abb. 1: Darstellung der Zu- und Abflüsse von kontaminiertem Sicker- bzw. Grundwasser.

Aus der Aktivitätsbilanz - Zu- und Abflüsse sind gleich groß - ergibt sich

$$(C_G(x + \Delta x) - C_G(x)) \cdot n_G \cdot h_G \cdot \sqrt{F_{Dp}} \cdot v_G \cdot \Delta t = C_{Si} \cdot n_{Dp} \cdot \Delta x \cdot \sqrt{F_{Dp}} \cdot v_{Si} \cdot \Delta t ;$$

Kürzt man diese Gleichung und beachtet man, daß unter der homogenen Deponie die Aktivitätskonzentration im Grundwasser offensichtlich linear anwächst, so ergibt sich

$$C_G(x) = C_{Si} \frac{n_{Dp} \cdot v_{Si}}{n_G \cdot h_G \cdot v_G} x .$$

Insgesamt ergibt sich eine geometrische Verdünnung der Sickerwasseraktivität entsprechend der zufließenden Mengen von Sicker- und Grundwasser, rechts von der Deponie ergibt sich die Grundwasseraktivität bzw. die Radionuklidaktivität im Brunnenwasser für den Fall vernachlässigbaren radioaktiven Zerfalls

$$C_{Br} = C_G(\sqrt{F_{Dp}}) = C_{Si} \frac{n_{Dp} \cdot \sqrt{F_{Dp}} \cdot v_{Si}}{n_G \cdot h_G \cdot v_G} .$$

Nach Einsetzen der Formel für die Sickerwasseraktivität und unter Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls ergibt sich als maximale Aktivität im Brunnenwasser:

$$C_{Br,max} = C_{Mu} \frac{\sqrt{F_{Dp}} \rho_{Dp} v_{ND}}{h_G n_G v_G} \frac{v_{Mu}}{v_{Mu} + v_{ND}} \cdot \exp(-\lambda s_B / v_{NG}) .$$

Die maximale Brunnenwasseraktivität weist eine direkte Abhängigkeit vom Verteilungskoeffizient K_d auf, entsprechend der Abhängigkeit der Wanderungsgeschwindigkeit der Radionuklide in der Deponie. Über den Zerfallsterm geht zusätzlich die K_d -abhängige Wanderzeit im Grundwasser mit ein. Ist diese Wanderzeit jedoch deutlich größer als die Halbwertszeit des Radionuklids, so ist das Brunnenwasser praktisch unkontaminiert, da in diesem Fall die Aktivität während des Transports stark abklingt.

Nachbildung von Tochternukliden

Eine Vielzahl von Radionukliden zerfällt zu Tochternukliden (Zerfallsketten), die ihrerseits zu einer Strahlenexposition führen können. Deshalb muß die Aktivität der Tochternuklide im Brunnenwasser ebenfalls berechnet werden. Dabei ist zu beachten, daß Mutter- und Tochternuklide sehr unterschiedliche chemische und physikalische Eigenschaften aufweisen können. Die Wanderungsgeschwindigkeiten im Sickerwasser der Deponie bzw. Grundwasser können sich daher für eine bestimmte Zerfallsreihe (z.B. U-234) um Größenordnungen unterscheiden.

Zur Lösung dieses Problems wurde eine Beziehung für den Aktivitätsverlauf der Tochternuklide während des Nuklidtransports abgeleitet. Das Modell geht von einer elementspezifischen, homogenen Wanderungsgeschwindigkeit für die Radionuklide im Sickerwasser und Grundwasserleiter aus; Diffusions- und Dispersionsprozesse bleiben außer acht. Ferner wird angenommen, daß die homogen kontaminierte Deponie mit einer konstanten Wachstumsrate v_M in vertikaler Richtung während der Zeit t_B anwächst. Der potentielle Aktivitätsverlauf der n-ten Tochter einer Zerfallsreihe im Brunnenwasser wird beschrieben durch

$$C_{Br,n}(t) = C_0 \lambda_1 \cdots \lambda_n \int_0^t dt_n \cdots \int_0^{t_2} dt_1 \exp\left\{-\sum_{i=0}^n \lambda_i (t_{i+1} - t_i)\right\} g(t, t_0, \dots, t_n)$$

$$\text{mit } t_0 = \frac{\sum_{i=1}^n v_i (t_{i+1} - t_i) + v_0 t_1 - s_B}{\alpha \cdot v_M + v_0}, \quad t_{n+1} = t, \quad g(t, t_0, \dots, t_n) = \begin{cases} 1, & \text{falls } 0 \leq t_0 \leq \min(t_1, t_B) \\ 0, & \text{sonst} \end{cases}$$

Dabei steht C_0 für die Aktivität des Mutternuklids im Brunnenwasser, die sich ohne Berücksichtigung des Zerfalls ergäbe, λ_i bzw. v_i bezeichnet die Zerfallskonstante bzw. die Wanderungsgeschwindigkeit im Grundwasser des i-ten Tochter- bzw. Mutternuklids ($i=0$). Vereinfachend wird angenommen, daß sich die Wanderungsgeschwindigkeiten im Grundwasser und im Sickerwasser um den Faktor α unterscheiden. Der Abstand zwischen Deponie und Brunnen sei s_B .

Falls Mutter- und Tochternuklide gleich schnell transportiert werden, so ist die Startzeit t_0 unabhängig von den Zerfallszeitpunkten t_i , und das Mehrfachintegral läßt sich analytisch lösen:

$$C_{Br,n}(t) = \sum_{i=0}^n C_{n,i} \exp(-\lambda_i t + \lambda_0 t_0), \quad t_0 = \frac{v_0 t - s_B}{\alpha \cdot v_M + v_0},$$

mit der in der Kernphysik Rekursion für $C_{n,i}$.

Eine analytische Beziehung wurde auch für das erste Tochternuklid abgeleitet, in anderen Fällen wird das Mehrfachintegral numerisch gelöst.

Grundsätzlich sind die hier beschriebenen Berechnungen auch auf nichtradioaktive Stoffe, die einem Zerfall unter Bildung neuer Stoffe unterliegen, anwendbar.

Lysimetermessungen und Geländeaufnahmen zur Charakterisierung des Wasser- und Stoffhaushaltes einer Röt-Pelosol-Landschaft

von

SIEBNER,C.

1 Problemstellung

Die Forschung der letzten Dekaden hat sich mit Flussmessungen und Haushalten von Stoffen in Böden beschäftigt. Ziel solcher Untersuchungen ist, Kenntnisse über die Transportmechanismen zu gewinnen. In diesem Zusammenhang ist die Funktion von Peliten für den Wasser- und Nährstoffhaushalt im Mitteldeutschen Oberen Bundsandstein (Röt) unklar. Der Verbleib des über die Verdunstung hinausgehenden Niederschlagswassers ist ungewiss. Im Röt sind keine Quellen vorhanden. Einerseits wird bei Untersuchungen des Landschaftswasserhaushaltes davon ausgegangen, dass solche Substrate keine Tiefensickerung aufweisen, andererseits gibt es keine Anzeichen für Oberflächenwasser bzw. rezente Erosion. Vorausgegangene Arbeiten (WILHELMI 1994) konnten keinen einheitlichen Wasservorratswert auf Landschaftsebene ermitteln. Die Anwendung verschiedener Modelle für den Landschaftswasserhaushalt ergab, dass die hydrologischen Eingabeparameter unklar sind (KENKEL 1997). Der vorherrschende Bodentyp ist der Pelosol, entweder autochton oder, was wesentlich häufiger vorkommt, aus verwittertem, solifluidal verlagertem Material gebildet. Hier sollen Messungen zum wassergebundenen Stofftransport in solchen Böden vorgestellt werden.

2 Arbeitsansatz

2.1 Plattenlysimeter

Besonders geeignet zur Messung von Wasser- und Stoffflüssen in Böden sind Lysimeter. Bei den herkömmlichen „Friedrich-Franzen-Lysimetern“ (DVWK 1980) tritt das Problem der seitlichen Randeffekte auf. In Böden mit starker Quellungs- und Schrumpfungsdynamik ist der dauernde Kontakt zur Seitenwand nicht herzustellen. Um diese Randeffekte zu umgehen, wurden die bei JÖRGENSEN (1987) verwendeten Plattenlysimeter benutzt. Es handelt sich um 0.3 m² große PVC-Platten, die unter den ungestörten Boden geschoben werden und das frei drainende Wasser auffangen. Diese wurden aus einem Graben heraus in 30, 40, 50, 60, 70, 80, und 90 cm Bodentiefe installiert.

Tabelle 1 zeigt die Monatssummen der Tiefeninfiltration in den einzelnen Bodentiefen. Zu keinem Zeitpunkt kommt die Tiefeninfiltration zum Erliegen. Die Wasserbilanzen sind unstimmgig. Bei den tieferen Lysimetern wird mehr Sickerwasser gebildet als durch Niederschlag und Beregnung in den Böden gelangen können (Werte fett kursiv gedruckt). Daraus ergibt sich die Frage nach den Einzugsgebieten jeder der Lysimeter.

Tabelle 1: Monatssummen von Niederschlag (N), Beregnung (B) und Sickerwasser (S) aus tiefengestaffelten Plattenlysimetern in 30-90 cm Bodentiefe in mm

Monat	+ B.	S 30	S 40	S 50	S 60	S 70	S 80	S 90
Oktober	67.5	51.1	23.8	25.5	28.2	39.3	33.3	45.2
November	55.9	5.1	16.4	24.7	26.6	37.2	41.8	50.2
Dezember	25.0	41.9	21.9	29.3	56.3	105.1	94.5	86.6
Januar	0.0	4.2	0.0	0.4	2.2	5.1	1.7	2.4
Februar	76.4	39.8	33.5	47.9	67.5	63.2	91.8	101.0
März	102.4	30.2	32.6	33.9	77.3	79.0	113.6	86.4
April	85.1	27.8	22.0	16.4	46.0	35.5	41.5	26.4
Summe	412.3	200.1	150.1	178.1	304.0	364.4	418.2	398.2

2.2 Tracerversuche

Zur Bestimmung des jeweiligen Einzugsgebietes wurden auf der Lysimeterfläche mehrere Tracerversuche angelegt. Die Tracerausbringung direkt über der Lysimeterfläche ergab eine Wiederfindungsrate des ausgebrachten Bromid von weniger als 5 %. In einem zweiten Versuch wurde ein insgesamt 3 m breiter Streifen über den Plattenlysimetern mit 50 mm beregnet. Zur Markierung lateraler Flüsse wurde ein 1 Meter breiter Streifen 0.75 m hangabwärts neben den Plattenlysimetern mit 1000 mg Cl⁻/l beregnet.

Abbildung 1: Tiefenverteilung der Chloridkonzentrationen in der Bodenlösung neben dem 40 cm und dem 90 cm tiefen Plattenlysimeter

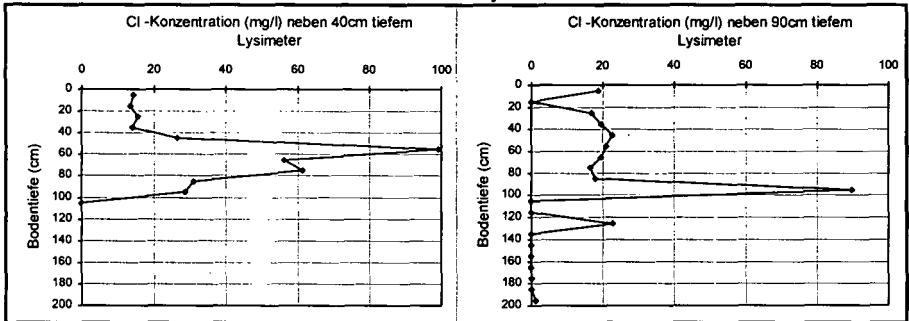
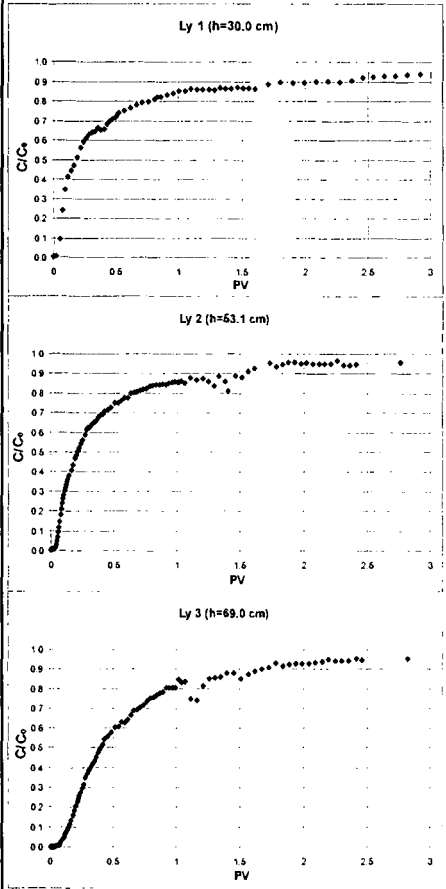


Abbildung 1 zeigt zwei Chlorid-Tiefenprofile aus Tiefenbohrungen, die direkt neben den Lysimetern, also 0.75 cm neben dem Tracerstreifen genommen wurden. Die Wasserbilanzen aus Tabelle 1 können so plausibel gemacht werden: Am 90 cm tiefen Lysimeter ist ein deutlicher Cl⁻ Konzentrationsanstieg zu verzeichnen, der eine laterale Fließbahn aus dem Tracerfeld kennzeichnet. Am 40 cm tiefen Lysimeter ist der laterale Fluss in der Bodentiefe von 50-60 cm. Zum Lysimeter hin ist kein lateraler Zufluss gegeben. Das Einzugsgebiet der tieferen Lysimeter ist grösser als für die in näher an der Bodenoberfläche gelegenen Lysimeter. Beim Abbohren des Beregnungsfeldes fielen bereits die mechanisch dichteren Solifluktionsschichten auf. Die Vermutung liegt nahe, dass das Wasser lateral auf diesen Schichten fließt, hier auch entgegen der Hangneigung. Da keine der bisherigen Methoden zur Beschreibung der hydrologischen Parameter geeignet war, wurde ein weiterer, eindimensionaler Lysimeterversuch unternommen, bei dem die Solifluktionsschichten berücksichtigt wurden.

2.3 Laborlysimeter

Der Versuch wurde wie ein Miniatur-Lysimeter mit einem Durchmesser von 37 cm nach Friedrich Franzen aufgebaut. Randeffekte wurden durch Ausschäumen des Randes mit Polyuretanschaum vermieden. Drei Lysimeterlängen wurden so gewählt, dass das kürzeste Lysimeter nichts von der Solifluktlionslage enthielten, die beiden längeren Lysimeter dagegen jeweils am unteren Ende die Solifluktlionslage einschlossen.

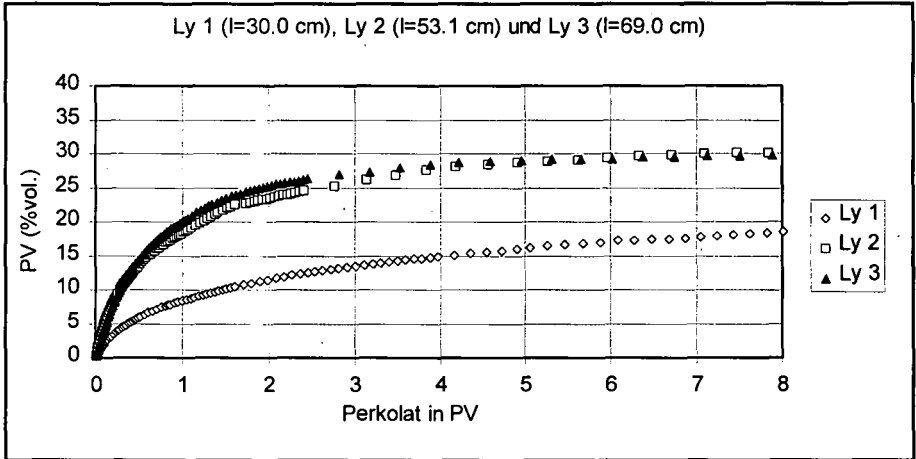
Abbildung 2:
Chlorid-Austragskurven in relativer Konzentration zur Vorgabekonzentration (C/C_0) in Abhängigkeit von der Perkolat-Menge bei gesättigtem Fluss (15 mm/d). Angabe der Perkolat-Menge als Vielfaches des Gesamtporenvolumens der Lysimeter (PV).



Die gesättigten Leitfähigkeiten (K_s) betragen $9.19 \cdot 10^{-2}$, $2.64 \cdot 10^{-2}$ und $5.10 \cdot 10^{-4} \text{ cm s}^{-1}$ für die Lysimeterlängen 30, 53.1 und 69 cm. Es zeigt sich, dass die Solifluktlionslage einen hemmenden Einfluss ausübt. Unter ungesättigten Bedingungen kann ein Stau entstehen. Dadurch kann es je nach Niederschlagsintensität zu einem unterschiedlichen Anteil an lateralem Abfluss kommen. Die Dauer-Traceraufgabe (Abbildung 2) bei 15 mm/d mit 1000 mg Cl/l macht folgendes deutlich: Ein stark präferenzielles Fließssystem ist vorhanden. Nach 0.5 ausgetauschten Porenvolumen beträgt die Relativkonzentration bereits 60-75 % der Ausgangskonzentration. Setzt man als Massstab für die Retentionsleistung von Böden die ausgetauschten Porenvolumen bei der Relativkonzentration von 90 % an, so ist diese in allen Lysimetern nach 1.5-2 Porenvolumen erreicht. Die erste Anhebung der Chloridkonzentration ist bereits nach 0.05 Porenvolumen messbar. Die Retentionsleistung im gesättigten Zustand ist also äusserst gering. Aus Abbildung 3 geht hervor, dass die Lysimeter mit Solifluktlionslage (Ly 2 u. 3) ein höheres Gesamtporenvolumen bei geringerer Leitfähigkeit haben. Die Diffusion erfolgt bei den Lysimetern mit Solifluktlionslage, bezogen auf das ausgetauschte Porenvolumen, eher als bei dem Lysimeter ohne. Das lässt den Schluss zu, dass die Solifluktlionslage geringere Äquivalentporendurchmesser als die darüberliegende Bodenschicht hat und deshalb die für Diffusion zur Verfügung stehende Kontaktfläche in die Aggregate hinein grösser ist. In der Solifluktlionslage herrschen geringere Porenwasser-Geschwindigkeiten als im darüberliegenden Boden. Beide Systeme bilden ein Kluftporensystem (P-Horizont), es besteht jedoch zwischen beiden eine Porendiskontinuität,

die zu lateralen von der Niederschlagsintensität abhängigen Flüssen führt.

Abbildung 3: Verlauf der Chlorid-Aufnahme des Porenraumes (%-vol.) in Abhängigkeit vom Perkolationsvolumen:



3 Schlussfolgerungen und Zusammenfassung

Pelosoile sind auch im gequollenen Zustand durchlässig. Das steht im Einklang mit der Beobachtung, dass solche Böden selten Oberflächenwasser liefern und keine Quellen enthalten. Lateraler Wassertransport ist in Pelosolen typisch und verbietet die Anwendung von Plattenlysimetern. Wasser- und Stofftransport erfolgt in wenigen bevorzugten Bahnen mit hohen Porenwassergeschwindigkeiten. Grosse Auswaschungsgefährdung ist auch im aufgesättigten Zustand, z.B. im zeitigen Frühjahr, gegeben. Im vorliegenden Fall ist kein hangparalleler Interflow zu beobachten, sondern Wasserbewegung entgegen der Hangneigung auf Solifluktionslagen. Das Retentionsvermögen im gesättigten Zustand ist mit dem von Kalkstein-Rendsinen vergleichbar ($C/C_0=0.9$ bei 1.5-2 PV), erster Durchbruch bei 0.05 PV. Die Diffusion aus den bevorzugten Fließbahnen (Kluftsystem) in Bodenmatrix ist sehr gering.

4 Literatur

- DVWK (1980): Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern, DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, H. 114, Kommissionsverlag Paul Parey, Hamburg und Berlin
- JÖRGENSEN, R.G. (1987): Flüsse, Umsatz und Haushalt der postmortalen organischen Substanz und ihrer Stoffgruppen in Streudecke und Bodenkörper eines Buchenwald-Ökosystems auf Kalkgestein. Gött. Bodenk. Ber. 91
- KENKEL, A. (1998): Wasser- und Stoffhaushalt im landwirtschaftlich genutzten Trinwasereinzugsgebiet Gelliehausen (Gemeinde Gleichen). Univ. Göttingen, Geograph. Inst., Abt. Landschaftsökologie, Diss im Druck
- WILHELMI, H.-G. (1994): Oberirdischer Abfluß, Gebietswasserbilanz und abflußwirksame Wasservorräte in einer Röt-Pelit-Landschaft Süd-Niedersachsens. Ein Beitrag zur Abschätzung der Aquifer-Funktion von Pelit-Landschaften. unveröffentl. Dipl.-Arb. Univ. Göttingen, Inst. f. Bodenwissenschaften der Univ.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE
der DBG-Mitglieder von der Tagung
„175 Jahre Deutsche Geologische Gesellschaft“

6. bis 10. Oktober 1998

BERLIN

Band 88

1998

Die Bodenschätzung in Deutschland - deren Inhalte und Auswertungsmöglichkeiten für geologische Fachdisziplinen

von

ALTERMANN, M., FREUND, K.-L., KEIL, B., KÜHNER, Chr.

1. Einführung - Veranlassung

Anläßlich der Jubiläumsveranstaltung zum **150-jährigen Bestehen der Deutschen Geologischen Gesellschaft** ist es legitim, vor einem überwiegend geologisch orientierten Publikum in einem Beitrag den Inhalt und die Bedeutung der in Deutschland seit fast 65 Jahren durchgeführten Bodenschätzung aufzuzeigen. Das gilt um so mehr, da an der Konzipierung dieser großen naturwissenschaftlichen, praktischen und organisatorischen Leistung in den 20er und 30er Jahren auch Geologen sowie aus der Geologie hervorgegangene Bodenkundler ganz entscheidend beteiligt waren. Deshalb sollen mit diesen Ausführungen auch die für die Bodenschätzung verdienstvollen Leistungen der Vertreter der geologisch-bodenkundlichen Arbeitsrichtung in der Preußischen Geologischen Landesanstalt in Berlin - **G. GÖRZ, A. HOCK, W. WOLFF und K. v. BÜLOW** - gebührend gewürdigt werden. Außerdem wird das Ziel verfolgt, die geologischen Inhalte der Bodenschätzung - besonders auch den jüngeren Geowissenschaftlern - darzulegen und auf die Auswertungs- und Nutzungsmöglichkeiten dieses immensen Datenfonds unter geologischem Blickwinkel hinzuweisen.

2. Ziele und Durchführung der Bodenschätzung

Die Bodenschätzung hatte das Ziel, die genaue Beschaffenheit der landwirtschaftlich nutzbaren Böden zu ermitteln sowie die steuerliche Bewertung ihrer Ertragsfähigkeit nach Reinertragsverhältniszahlen vorzunehmen. Lange Zeit wurde die steuerliche Zielstellung vordergründig herausgestellt, jedoch ist im Bodenschätzungsgesetz von 1934 als Zweck auch „eine planvolle Gestaltung der Bodennutzung“ verankert. Wesentlicher auslösender Faktor für die Durchsetzung einer einheitlichen Bodenbonitierung in Deutschland waren die bis dahin in den verschiedenen deutschen Ländern angewandten **unterschiedlichen Bodenbewertungssysteme** für steuerliche Abgaben. Das zersplitterte Steuerrecht mußte im Zuge der Zentralisierung des Finanzwesens nach dem 1. Weltkrieg vereinheitlicht werden. Die in den einzelnen Ländern üblichen Bodenbonitätsklassen waren voneinander abweichend und somit für eine einheitliche Bewertungsgrundlage nicht geeignet. Außerdem fußten die Bewertungssysteme der deutschen Länder auf bodenkundlichen und betriebswirtschaftlichen Erkenntnissen des vorigen Jahrhunderts, die in den einzelnen Ländern bei vergleichbaren Standortbedingungen zu unterschiedlichen Ergebnissen führten.

Im Zuge der Bodenschätzung erfolgte eine enmaschige Rasterkartierung (30x30m bzw. 50x50m) i.M. 1:5001:5000 (meistens i. M. 1:2000 ...1:2500) und die Erfassung einer Vielzahl von Bodenparametern. Die Bohrtiefe reichte im allgemeinen bis 1m, bei Muster- und Vergleichsstücken ist die Untersuchungstiefe z.T. auch bis 1,5 .. 2m unter Flur ausgedehnt. Mit der Bodenschätzung wurde in Deutschland von 1934 bis Mitte der 60er Jahre eine Fläche von insgesamt 17 Mio. ha nach einheit-

¹Büro für Bodenökologie, Bodenkartierung, Bodenschutz; Lichternannsbreite 10, 06118 Halle

²Bundesministerium der Finanzen, Graurheindorfer Str. 108, 53003 Bonn

³Oberfinanzdirektion Frankfurt/Main, Adickesallee 32, 60322 Frankfurt/Main

licher Methodik - bei unveränderter Anwendung der Vorschriften zur Durchführung der Bodenschätzung von 1934 bis heute - kartiert. Darüber hinaus wurden ca. 4 400 Musterstücke durch den Schätzungsbeirat des Bundesfinanzministeriums bewertet. Sie sind die „Hauptstützpunkte der Bodenschätzung“ und entsprechen Leitprofilen mit bodenkundlicher Profilbeschreibung bis mindestens 1m unter Flur sowie physikalischen und chemischen Bodenanalysen (u.a. Kornzusammensetzung). Weiterhin existieren für jede Gemeinde Vergleichsstücke (jeweils mit bodenkundlich beschriebenen Vergleichsprofil) sowie ca. 20 Mio. Grablochbeschriebe (bodenkundlich beschriebene typische Kleinschürfe für die Klassenflächen). Seit Abschluß der Erstschätzung nehmen die Oberfinanzdirektionen der Länder aktualisierende Nachschätzungen vor.

3. Inhalt der Bodenschätzung

Die Erkenntnisse der Bodenkunde der zwanziger Jahre flossen in das System der Bodenschätzung ein, und den Schöpfern ist es seinerzeit gelungen, die für den **Ertrag** wesentlichen Boden- und Standortmerkmale herauszuarbeiten und für das Bewertungssystem heranzuziehen. Die bewußte Beschränkung auf die **wesentlichen Bodenmerkmale** sowie die **bewußte Vereinfachung** der naturwissenschaftlichen (Beschränkung auf die weitgehend unveränderlichen Bodeneigenschaften) und ökonomischen Grundlagen sowie die **praxisnahen Durchführungsvorschriften** bildeten den theoretischen Ansatz für das entwickelte Konzept. Die von der Bodenschätzung ermittelten Parameter werden in Schätzrahmen - getrennt für Acker- und Grünland - miteinander verknüpft sowie durch Wertzahlen die Ertragsfähigkeit zum Ausdruck gebracht. Die Verknüpfung der Bewertungskriterien ist dabei genial gelöst und bisher für andere Bewertungsziele des Bodens nicht wieder erreicht bzw. nicht in derartiger Breite zur Anwendung gekommen. Trotz aller gegen die Bodenschätzung früher und heute vorgebrachten Kritik ist nicht zu übersehen, daß das Konzept der modernen Boden- und Standortansprache im Ansatz bereits bei der Bodenschätzung verwickelt ist. Neben bodenkundlichen Parametern (bodengenetiche Merkmale, Substratmerkmale) werden von der Bodenschätzung auch Klimaangaben sowie die Relief- und Wasserverhältnisse - also die wesentlichsten Standortfaktoren - berücksichtigt. Die von der Bodenschätzung erhobenen und dokumentierten Daten kann man in pedogene und lithogene differenzieren (Abb. 1).

Abb. 1: Pedogene und lithogene Parameter der Bodenschätzung



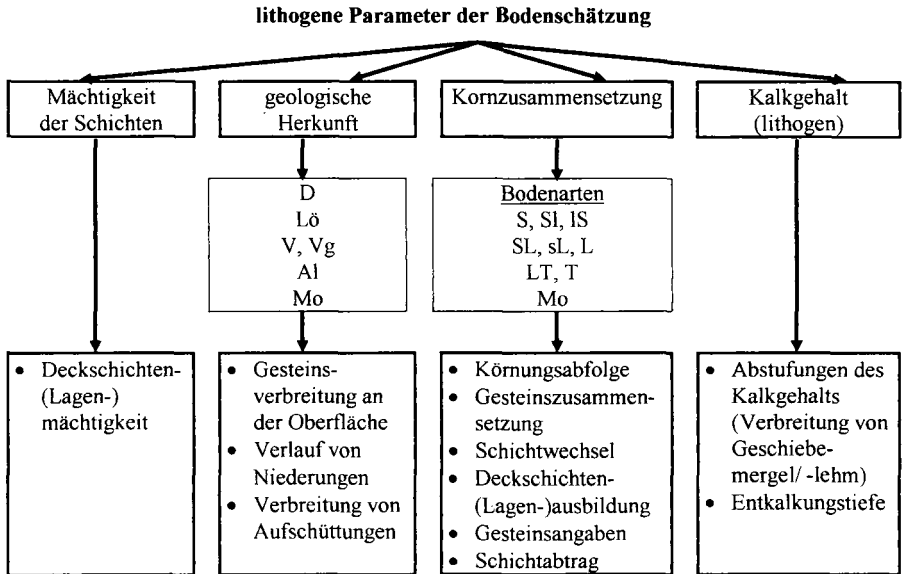
Die Kriterien der Standortkennzeichnung landwirtschaftlicher Zielrichtung sind in der Bodenschätzung auf vereinfachte Weise umgesetzt. In der Zustandsstufe (bei Acker) bzw. Bodenstufe (bei Grünland) - eine zentrale Größe der Bodenschätzung - spiegeln sich **bodengenetiche Aspekte** wider. Die **Substratzusammensetzung** wird durch die Bodenart angegeben. Schließlich lassen sich die großen Gruppen der **Substratgenese** in der geologischen Herkunft wiederfinden. Die **Klima-verhältnisse** sind für Grünlandstandorte durch die Klimastufe, und für Acker werden die Abweichungen von den für Deutschland festgelegten „durchschnittlichen“ klimatischen Bedingungen durch Zu- oder Abschläge von der Boden- bzw. Grünlandgrundzahl berücksichtigt. Analog wird bei den **Reliefverhältnissen** verfahren. Unterschiedliche Nutzungen sind mit den beiden verschiedenen Schätzrahmen für Acker und Grünland umgesetzt. Die **Wasserverhältnisse** - von Kritikern als Schwachpunkt der Bodenschätzung herausgestellt - werden beim Grünland durch die Wasserstufe

ausgedrückt, und beim Ackerland sind besonders günstige Wasserverhältnisse durch zusätzliche Angaben zum Klassenzeichen der jeweiligen Klassenfläche dokumentiert.

4. Nutzung der Bodenschätzung durch die Geologie

Für den Geologen sind die lithogenen Parameter der Bodenschätzung von besonderem Interesse. Die Inhalte der lithogenen Parameter sind in der Abb. 2 zusammengestellt. Die Ausgangsgesteine

Abb. 2: Lithogene Parameter der Bodenschätzung und geologische Auswertungsbeispiele



der Ackerböden faßt die Bodenschätzung in mehreren großen Gruppen als **Entstehungsart nach der geologischen Herkunft** zusammen: LÖ (Lößböden), D [Böden aus diluvialen (pleistozänen) und tertiären Lockergesteinen], Al [Böden aus alluvialen (holozänen und/oder grundwasserbeeinflußten) Bildungen], V und [Vg] (Böden aus [grobem] Verwitterungsmaterial tertiärer, mesozoischer und paläozoischer Festgesteine im Berg- und Hügelland) und Mo (Moorböden). Damit ist die Verbreitung der Gesteinsgruppen an der Oberfläche dokumentiert. Die Lößverbreitung (LÖ-Herkunft), insbesondere auch die geringmächtigen Lößdecken, Durchragungen mesozoischer und paläozoischer Gesteine (V- oder Vg-Herkunft), Moorinseln, ebenso Gesteinsgrenzen (entsprechend der o.g. Gruppierung) können nach den Karten der Bodenschätzung großmaßstäbig ausgegrenzt und so z.B. für die geologische Oberflächenkartierung - was auch schon seit Jahren geschieht - genutzt werden. Außerdem ist aus der geologischen Herkunft Al - um ein weiteres Auswertungsbeispiel zu nennen - der Verlauf von Niederungen, die Gebiete mit möglichem Grundwassereinfluß zur Zeit der Bodenschätzung mit hoher Genauigkeit ableitbar.

Als wichtigster lithogener Inhalt der Bodenschätzung gilt zweifelsohne die **Korngrößenzusammensetzung (Bodenart)**, die nach der damaligen Differenzierung der Bodenarten nach Gehalten abschlämmbarer Anteile <0,01 mm Korndurchmesser als S (Sand), Sl (anlehmiger Sand), IS (lehmiger Sand), SL (stark lehmiger Sand - stark sandiger Lehm), sL (sandiger Lehm), L (Lehm), LT (schwerer Lehm) und T (Ton) sowie Mo (Moor) erfaßt ist. Hier muß allerdings herausgestellt werden, daß die Bodenart für die Kartiereinheit, d.h. die Klassenfläche der Bodenschätzung, als

Durchschnittsbodenart (unter Einbeziehung des Skelettanteils über 2mm Korndurchmesser) für den Tiefenbereich bis 1 m unter Flur angegeben ist. In den Profilbeschreibungen ist jedoch für die einzelnen Horizonte im Boden die zutreffende Bodenart detailliert dokumentiert (vergl. Beispiel der Abb. 3). Außerdem enthalten die Profilbeschreibungen Angaben zum Stein-, Kies- oder Grusgehalt. Übersetzungsschlüssel in die heutige Nomenklatur der Bodenartenansprache sind vorhanden bzw. werden entwickelt.

Abb. 3: Beispiel der Profilbeschreibung für Musterstücke, Vergleichsstücke oder Grablöcher (Grablochbeschrieb) sowie für das zugehörige Klassenzeichen der Bodenschätzung

Profilbeschreibung (Grablochbeschrieb für Acker) [Schreibweise seit 1993] <i>(Erläuterungen kursiv, nicht in den Unterlagen dokumentiert)</i>	zugehöriges Klassenzeichen für Klassenfläche (=Kartiereinheit)
h' - h fs s' L 2 [h2-h3 L, fs3-s2 2] <i>schwach humoser bis humoser, feinsandiger schwach sandiger Lehm, 2 dm mächtig</i>	L 3 D 67/65 (=Klassenzeichen) <i>Durchschnittsbodenart bis 1 m unter Flur: L - Lehm;</i>
h' L - kr L 2-3 [h2 L - L, kr 2-3] <i>schwach humoser Lehm bis kräftiger Lehm, 2-3 dm mächtig</i>	<i>Zustandsstufe: 3;</i> <i>geologische Herkunft:</i>
r'kr - sch L [r2 L, kr-schw] <i>schwach roher, kräftiger bis schwerer Lehm</i>	<i>D = "Diluvium";</i> <i>Bodenzahl: 67/Ackerzahl: 65</i>

Der geogen bedingte vertikale Sedimentwechsel kann bei ausreichender Regionalkenntnis aus dem Bodenartenprofil sowie den Mächtigkeitsangaben der Profilbeschreibungen abgeleitet werden. Dadurch ergeben sich einmalige Möglichkeiten, die Verbreitung der verschiedenen Deckschichten (periglaziale Decken, Lagen), deren Mächtigkeit und Zusammensetzung zu kennzeichnen und darzustellen. Für den östlichen Harz konnte so z.B. die Verbreitung und die Zusammensetzung der verschiedenen Lockergesteinsdecken erfaßt und großmaßstäbig ausgegrenzt werden. Aus den Profilbeschreibungen der Bodenschätzung kann im Vergleich mit neuen Kartierungen der Schichtabtrag der letzten Jahrzehnte (je nach dem Durchführungsjahr der Bodenschätzung) erfaßt werden. So wurde aus den Schätzungsunterlagen und mit Hilfe heutiger Vergleichsuntersuchungen für den Drömling (Sachsen-Anhalt) in den letzten 55 Jahren ein Torfschwind von ca. 25 cm nachgewiesen.

Außerdem sind in den Profilbeschreibungen Angaben zum **Kalkgehalt** enthalten, und sie erlauben Aussagen über die Verbreitung kalkhaltiger Sedimente. Mit unterschiedlicher Intensität und Genauigkeit sind **Gesteinsangaben** (z.B. Buntsandstein, Schotterkörper) dokumentiert. Konkrete Angaben zu den **Wasserverhältnissen** im Boden, insbesondere auch zum Grundwassereinfluß sind für die Grünlandböden in den Profilbeschreibungen der Bodenschätzung zu finden, wobei auch die Wasserstufen der Klassenzeichen von Grünlandstandorten Rückschlüsse zulassen. Anthropogene Einwirkungen, z.B. vorhandene anthropogene Aufschüttungen zur Zeit der Bodenschätzung (meistens als NK = Neukultur angegeben) können mit Hilfe der Bodenschätzungsunterlagen erfaßt und ausgegrenzt werden, also auch solche Flächen, deren Erscheinungsbild heute nicht mehr unbedingt die anthropogene Genese vermuten läßt.

Der unermessliche Datenfonds der Bodenschätzung wird gegenwärtig - mit unterschiedlichem Bearbeitungsstand - in den Ländern digital aufbereitet. Die Ergebnisse der Bodenschätzung finden inzwischen Eingang in das Bodeninformationssystem der Länder. Die vorliegenden Bodenschätzungsergebnisse, sowohl Punktdaten (in Schätzungsbüchern) als auch Flächendaten (in Schätzungskarten), haben - insbesondere nach Abschluß der Digitalisierung - auch für geologische Auswertungsziele Bedeutung. Hier sind insbesondere die geologische Oberflächenkartierung, Quartärgeologie, Umweltgeologie, Hydrogeologie und Ingenieurgeologie zu nennen. Die Nutzung der Daten der Bodenschätzung durch geologische Fachvertreter sollte im Zusammenwirken mit den Bodenschätzern (jetzt: Amtliche Landwirtschaftliche Sachverständige) der Finanzverwaltung geschehen.

**Zum Ausmaß der Verwitterung begrabener Böden aus pleistozänen Ablagerungen in Beziehung zur Landschafts- und Klimageschichte
S-Kamtschatkas, Rußland**

von

BÄUMLER, R.

Einleitung

Im Zuge der Diskussion um den Themenkomplex „environmental change“ ist das Interesse und die Notwendigkeit an pedologischen Untersuchungen als Mittel zur Rekonstruktion der Landschafts- oder Klimageschichte in den letzten Jahren wieder stark angestiegen. Dies gilt insbesondere für Gebiete, in denen es Forschungsbedarf über die Landschafts- und Klimageschichte gibt, oder wo bisherige Untersuchungsergebnisse nicht konsistent sind. Dies kann vielfältige Ursachen haben: sehr schlechte Erreichbarkeit, kein geeignetes Material für numerische Datierungen, oder tektonische oder vulkanische Aktivität, die eine ungestörte Landschaftsentwicklung über einen längeren Zeitraum stark überprägen kann. Zu diesen Gebieten gehört die Halbinsel Kamtschatka.

Ziel der Untersuchungen war, über das Ausmaß der Verwitterung begrabener Böden aus glazigenen und fluvioglazialen Ablagerungen in S-Kamtschatka neue Informationen über die Landschaftsgeschichte zu erhalten.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden am Oberlauf der Plotnikova bei Natschiki (70 km westlich von Petropavlovsk), an der westlichen Abdachung des Balagantschik-Gebirgszuges und an Westküste bei Ust-Bolscheretsk durchgeführt.

In S-Kamtschatka finden sich in den Tälern 2 ausgeprägte Phasen einer Talvergletscherung (Braitseva et al. 1968). Die am weitesten in die Täler vorgedrungenen M1-Ablagerungen beginnen im Plotnikova Tal in 300 m ü.M. und sind durch ein stark verwaschenes, morphologisch wenig differenziertes Relief mit deutlicher periglazialer Überprägung gekennzeichnet (Profile M1a und M1b). Talaufwärts folgt in 350 m Höhe der Moränenkomplex M2. Er ist morphologisch gut differenziert, mit Wallstrukturen, Toteislöchern und Umfließungsrinnen (Profil M2). Beide Moränenkomplexe sind mit Terrassen korreliert. T1 liegt etwa 20 m über dem rezenten Flußniveau und ist sehr stark zerschnitten (Profile T1a und T1b). T2 befindet sich 7-8 m über dem rezenten Flußniveau, ist sehr gut erhalten und wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt (Profil T2). Beide Generationen konnten auch am westlichen Hangfuß des Balagantschik-Gebirges in 260 m und 280 m Höhe identifiziert werden (Profile M2 und M1). Zusätzlich sind direkt an der Westküste Reste von weiteren glazigenen Ablagerungen erhalten (Profil W-Küste). Sie liegen älterquartären Schottern auf, sind durch fossile Eiskeile gekennzeichnet und wurden nachfolgend von limnischen Sedimenten (> 1.5 m) begraben. Die Standorte sind ausführlich bei Baumlér & Zech (1998) beschrieben. Das Ausgangsmaterial besteht aus einem einheitlichen Gemisch von Basalt, Andesit, Rhyolith, Granodiorit und kristallinen Schiefen. Alle Profile wurden mehrfach mit Pyroklastika mit 60-70 cm Mächtigkeit überdeckt.

In der bisherigen Literatur finden sich erhebliche Unterschiede über die zeitliche Einordnung und Interpretation dieser Befunde (Mokrousov & Sadovskiy 1964). Beide Komplexe M1 und M2 können zu einer Vereisung gehören und zwei Phasen der letzten Vereisung repräsentieren, eine stärker ausgeprägte Frühphase M1 und eine spätere Phase M2, die dem glazialen Hochstand (LGM) in Mitteleuropa entspricht (Velichko 1984). Oder sie repräsentieren zwei Stadiale einer einzigen Phase im Jungpleistozän. Sie können zwei Vereisungen im Jung- und Mittelpleistozän repräsentieren (Kuzmina & Eremeeva 1990). Dafür würde die Morphologie von M1 sprechen, verglichen mit den glazigenen Ablagerungen der vorletzten Vereisung in den Rocky Mountains (Hall & Shroba 1993). Gehört M2 ins Spätglazial und M1 zum Maximum ins LGM? Sind die Ablagerungen an der Küste Endmoränen der M1-Generation und die M1-Moränen in den Tälern die dazugehörigen Grundmoränen, oder gehören beide zu verschiedenen Vereisungen? War die Halbinsel im Früh- und Mittelpleistozän überhaupt in größerem Ausmaß vergletschert, oder wurde sie erst später deutlich über die Schneegrenze herausgehoben (Braitseva et al. 1968). Derzeit liegen die Gipfelhöhen im Arbeitsgebiet zwischen 1000 und 1500 m ü.M.

Die Situation wird in Kamtschatka zusätzlich erschwert durch explosive Vulkanausbrüche mit großflächigen Aschedepositionen sowie durch rezenten oder reliktschen Permafrost, erkennbar an kryoturbaten und hydromorphen Merkmalen in den Böden. Beides kann zu einer Überprägung der Landschaft wie der Pedogenese führen. An der Klimastation von Natschiki liegt die Jahresmitteltemperatur bei $-3,1\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Für die vergleichenden Untersuchungen wurde ein pedogeochemischer Ansatz verwendet. Über Fe-Fraktionierung wurde die Freisetzung von silikatisch gebundenem Eisen durch Verwitterung sowie die Bildung von pedogenen Oxiden gekennzeichnet. Auf der Basis von Gesamtelementanalysen wurden Verwitterungsindizes nach Parker (1970) sowie Kronberg & Nesbitt (1981) berechnet, die das Ausmaß der Freisetzung und nachfolgenden Abfuhr von Alkali- und Erdalkalitionen sowie die Anreicherung von Al und Si erfassen. Um die verschiedenen Standorte vergleichen zu können, wurden die analytischen Parameter horizontweise oder über das gesamte Solum gewichtet (Baeumler & Zech 1998).

Ergebnisse

Erste Hinweise über das Alter der Ablagerungen im Tal sollte die Tephrochronologie liefern (Braitseva et al. 1992 und 1997). Die Autoren konnten bis jetzt mehr als 20 Leittephren identifizieren und datieren.

Die untersuchten Böden sind unabhängig vom Alter der Ablagerungen mit 4 Tephralagen überdeckt worden. Die älteste, die direkt den glazigenen und fluvioglazialen Ablagerungen aufliegt, wurde vor knapp 8 ka (Kuril Lake Iliinsky Eruption) deponiert. Davor war möglicherweise eine längere Phase tektonischer/vulkanischer Stabilität, oder die Hauptwindrichtung/Großwetterlage hat sich am Ende des Jungpleistozäns umgestellt, da bisher keine älteren Pyroklastika im Arbeitsgebiet gefunden wurden mit einer einzigen Ausnahme. In einer Schottergrube an der W-Küste waren Reste einer weißgefärbten Tephra direkt über dem glazialen Geschiebe erhalten, die am Institut für Vulkanologische Geologie und Geochemie in Petropavlovsk als Überrest einer Caldera-Explosion des Opala Vulkans vor 40 ka identifiziert wurden. Die glazigenen Ablagerungen an der Küste sind damit älter als LGM in Mitteleuropa und Nordamerika, d.h. mittelpleistozänen Ursprungs oder sie zeugen von einer Frühphase der letzten Vereisung.

Die beiden Generationen im Tal sind dagegen älter als 8 ka, aber möglicherweise jünger als 40 ka. In früheren Untersuchungen wurden sie überwiegend dem Jungpleistozän oder älteren Spätglazial zugeordnet. Dies deckt sich mit chronologischen Untersuchungen auf jüngeren Endmoränen talaufwärts, die mittels Tephrochronologie und Lichenometrie datiert wurden (Savoskul & Zech 1997).

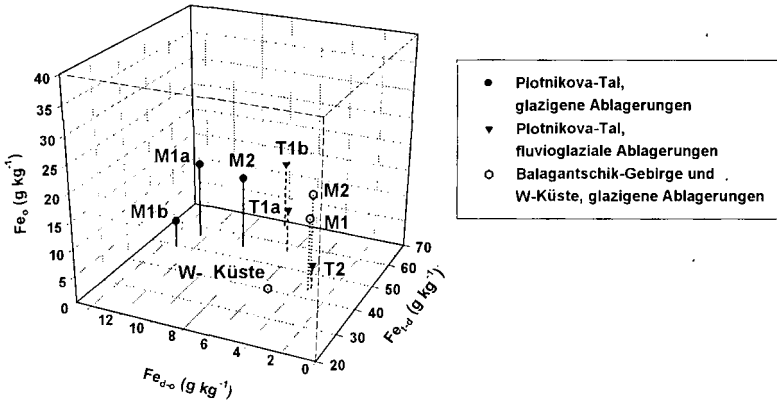


Abb. 1: Silikatisch gebundenes Eisen (Fe_{e-d}), gut kristallisierte Fe-Oxide (Fe_{d-o}) und schlecht kristallisierte, oxidische Fe-Verbindungen (Fe_o) im obersten Unterbodenhorizont aus glazigenen/fluvioglazialen Ablagerungen unterhalb der ältesten Tephra.

Hier knüpfen die pedogeochemischen Untersuchungen an mit der Frage, ob die Ablagerungen im Tal trotz Permafrosteinfluß und Überdeckung mit Pyroklastika über das Ausmaß der Verwitterung differenziert werden können. um zusätzliche Informationen über die Landschaftsgeschichte zu erhalten. Eine der wichtigsten Kenngrößen für Pedogenese ist Eisenfraktionierung. In Kamtschatka sind die Informationen jedoch nicht eindeutig (Abb. 1). Zwischen den beiden Generationen M2 und M1 sind nur geringe Unterschiede bei einer Gegenüberstellung der Gehalte an silikatisch gebundenem Eisen (Fe_{e-d}), gut kristallisierten Fe-Oxiden (Fe_{d-o}) und schlecht kristallisierten, oxidischen Fe-Verbindungen (Fe_o) festzustellen. Sie deuten darauf hin, daß keine großen Alters- oder Verwitterungsunterschiede

bestehen. Permafrosteinfluß und das kalte Klima können ebenfalls eine stärkere Differenzierung über die Hemmung des Alterungs- bzw. Kristallisationsprozesses der Fe-Oxide verhindern, wodurch die Altersdifferenz unterschätzt wird. Vogt & Larqué (1998) konnten allerdings unter vergleichbaren klimatischen Bedingungen nachweisen, daß Pedogenese verbunden Tonmineralneu- und -umbildung in Permafrostböden bei Temperaturen unter 0°C stattfinden kann.

Die Verwitterungsindizes zeigen eindeutige Trends mit einer Zunahme des Ausmaßes der Verwitterung von Phase 2 zu Phase 1. Der Parker-Index nimmt an beiden Standorten in den Böden der Phase 1, den mutmaßlich älteren Ablagerungen, gegenüber M2/T2 ab (Tab. 1). Die begrabenen Böden der Küstenmoränen haben allerdings die geringste Verwitterungsintensität, obwohl sie aufgrund des Standorts älter sein sollten als M1, da sie am weitesten vom Einzugsgebiet der Gletscher entfernt sind. Die Ergebnisse gelten unabhängig davon, ob solunggewichtete Mittelwerte oder der jeweils oberste Horizont aus den glazigenen und fluvioglazialen Ablagerungen direkt unterhalb der ältesten Tephra betrachtet werden.

Tab. 1: Parker-Index der über alle Unterbodenhorizonte aus glazigenen/fluvioglazialen Ablagerungen gewichteten Mittelwerte (oben) sowie des obersten Horizontes aus glazigenen/fluvioglazialen Ablagerungen unterhalb der ältesten Tephra (unten).

Plotnikova-Tal						Balagantschik-Gebirge		W-Küste
M2	M1a	M1b	T2	T1a	T1b	M2	M1	
35	30	31	43	34	31	52	45	59
29	28	26	36	30	27	48	35	59

Die Indizes A und B nehmen an allen Standorten von Phase 2 zu Phase 1 ebenfalls ab (Abb. 2), was auf zunehmendes Ausmaß der Verwitterung, also höheres relatives Alter der Phase 1 hinweist. Auch hier sind die Moränen an der Küste am wenigsten verwittert. Ursache dafür ist vermutlich *sea spray*. Er bedingt einen ständigen Eintrag von Salzen, vor allem Alkali und Erdalkali-Salze, mit dem auflandigen Wind. Dadurch können Auswirkungen von Prozessen der Silikathydrolyse unabhängig vom Alter der Ablagerungen nivelliert oder sogar umkehrt werden. Es kann zudem nicht ausgeschlossen werden, daß die Verwitterung der Küstenmoränen durch eine rasche Überdeckung mit den limnischen Sedimenten unterbrochen wurde.

Diskussion

Der Tephrafund und die fossilen Eiskeile in den Moränen an der Küste belegen, daß diese mittelpleistozänen Ursprungs sind oder während einer Frühphase der letzten Vereisung abgelagert wurden, die aber dann wesentlich ausgeprägter war, als das Maximum der letzten Vereisung in Mitteleuropa oder N-Amerika. Eine zeitliche Abgrenzung der Küstenmoränen gegenüber Phase 1 ist allein aufgrund der Eiskeilbildung und der 40 ka alten Tephra wahrscheinlich, da beides in den M1/T1 Ablagerungen in den Tälern nicht nachgewiesen werden konnte. Dies bedeutet wiederum, daß die beiden Generationen der Talvergletscherung zwei ausgeprägte Phasen im Jungpleistozän repräsentieren, die morphologisch und analytisch eindeutig differenziert werden können, also durch ein Interstadial getrennt sind.

Nachwievor ist jedoch nicht geklärt, ob M1/T1 dennoch eine Frühphase der letzten Vereisung vor etwa 70-50 ka repräsentiert, oder den Beginn des LGM vor etwa 30 ka. Für Letzteres spricht, daß die Reste der 40 ka alten Tephra fehlen. Dies kann allerdings auch auf starke Winde zum Zeitpunkt der Explosion des Opala Vulkans zurückzuführen sein, die die Pyroklastite in (süd)westlicher Richtung verbliesen. Danach wären M1/T1 am Fuße des Balagantschik etwa 20 km nördlich des Vulkans sowie am Oberlauf der Plotnikova etwa 50 km nordöstlich des Vulkans ebenfalls älter als 40 ka. Oder die Tephra wurde nach der Deposition auf M1 und T1 vollständig erodiert. Dagegen spricht jedoch, daß Reste davon zumindest auf den ebenen T1-Terrassen oder in Hohlformen erhalten sein müßten. Eine chronologische Zuordnung zum Beginn des Maximums der letzten Vereisung vor etwa 30 ka deckt sich auch mit Untersuchungsergebnissen auf der nördlichen Tschuktschen-Halbinsel (Laukhin 1997), wonach LGM auf etwa 30 ka BP datiert wurde.

Dank

Die Untersuchungen wurden durchgeführt in Zusammenarbeit mit Kolleginnen und Kollegen vom Lehrstuhl für Bodenkunde der Universität Bayreuth (T. Prinz, G. Sauer und Prof. Dr. W. Zech), dem Institut für Vulkanologische Geologie und Geochemie in Petropavlovsk (Dr. O.A. Braitseva und I. Melekestsev) und dem Institut für Geographie der Akademie der Wissenschaften in Moskau (Dr. O.S. Savoskul). Ihnen gebührt mein persönlicher Dank.

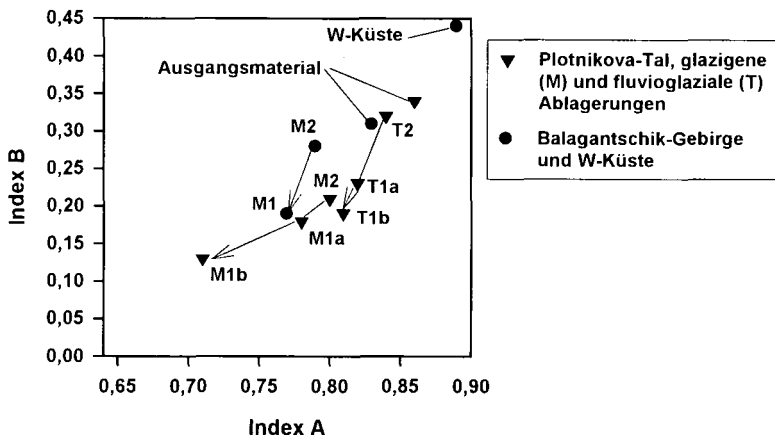


Abb. 2: Solum-gewichtete Mittelwerte der Indizes A und B in den Unterbodenhorizonten aus glazigenen oder fluvioglazialen Ablagerungen sowie gewichtete Mittelwerte des jeweiligen Ausgangsmaterials.

Literatur

- Baeumler R. & Zech W. (1998): Pedogenesis and geochronology of paleosols and tephra deposits with regard to landscape history in South Kamchatka, Russia. Quaternary International, Special Issue, submitted.
- Boyarskaya T.D., Voskresenskaya T.N., Svitoch A.A. & Shlykov A.I. (1976): Stratigraphy of Quaternary deposits and paleogeography of Pleistocene in Western Kamchatka. Vestnik MGU, ser. geogr. 1, 93-98 (in Russian).
- Braitseva O.A., Melekestsev I.V., Evteeva J.S. & Lupikina Y.G. (1968): Stratigraphy of Quaternary deposits and glaciations of Kamchatka. Izdatelstvo Nauka, Moscow (in Russian).
- Braitseva O.A., Melekestsev I.V., Ponomareva V.V., Kirianov V.Y., Litasova S.N. & Sulerzhitsky L.D. (1992): Tephra of the largest prehistoric Holocene volcanic eruption in Kamchatka. Quat. International 13/14, 177-180.
- Braitseva O.A., Ponomareva V.V., Sulerzhitsky L.D., Melekestsev I.V. & Bailey J. (1997): Holocene key-marker tephra layers in Kamchatka, Russia. Quaternary Research 47, 125-139.
- Hall R.D. & Shroba R.R. (1993): Soils developed in the glacial deposits of the type areas of the Pindale and Bull Lake glaciations. Wind River Range, Wyoming, USA. Arctic and Alpine Research 25, 368-373.
- Kronberg B.I. & Nesbitt H.W. (1981): Quantification of weathering, soil geochemistry and soil fertility. Journal of Soil Science 32, 453-459.
- Kuzmina N.N. & Ereneeve G.P. (1990): New evidence on the origin and age of boulder-silty deposits of the shelf of Western Kamchatka. Doklady AN SSSR, ser. geol. 310, 1425-1428 (in Russian).
- Laukhin S.A. (1997): The late Pleistocene glaciation in the northern Chukchi peninsula. Quaternary International 41, 33-41.
- Mokrousov V.P. & Sadovskiy M.D. (1964): Quaternary system. In: G.M. Vlasov (Ed.), Geology of USSR: Kamchatka, Kuril and Komandor islands, 31, 220-234 (in Russian).
- Parker A. (1970): An index of weathering for silicate rocks. Geological Magazine 107, 501-504.
- Savoskul O.S. & Zech W. (1997): Holocene glacier advances in the Topolovaya valley, Bystrinskiy range, Kamchatka, Russia, dated by tephrochronology and lichenometry. Arctic and Alpine Research 29, 143-155.
- Velichko A.A. (1984): Late Quaternary Environments of the Soviet Union. University of Minnesota Press, Minneapolis.
- Vogt T. & Larqué P. (1998): Transformations and neoformations of clay in the cryogenic environment: examples from Transbaikalia (Siberia) and Patagonia (Argentina). European Journal of Soil Science 49, 367-376.

Der Einfluß von Elektrolytlösungen auf das Quellen von Tonen

von

BECKER,C., KÜHNEL,M.

Einleitung

Das Quellen von Tonen bei Wasseraufnahme ist ein physiko-chemischer Prozeß, der entscheidend von den blättchenförmigen, silikatischen Tonmineralen bestimmt wird. Die Quellfähigkeit ist in der Schichtstruktur der Tonminerale, ihrer Ladung und den zum Ladungsausgleich angelagerten Gegenionen begründet. Das Quellpotential wird aber auch von der Zusammensetzung des Porenwassers, dem Gefüge und dem Spannungszustand bestimmt. Die Abschätzung des Quellpotentials erfolgt in der Geotechnik mit zeitintensiven Oedometerversuchen. Ziel der Forschungsarbeiten im Rahmen eines DFG-Projektes (SCHETELIG et al. 1998) ist es, eine Prognose zum Quellpotential auf Grundlage mineralogisch-chemischer und geotechnischer Daten zu erreichen. Ein Aspekt ist dabei, zu prüfen, ob der Einfluß des Chemismus auf die Quellung "gemeiner" Tone in Quellversuchen nach HUDER & AMBERG (1970) erfaßt und mit der DLVO-Theorie, die das Verhalten von Tonmineralen in kolloidalen Tonmineralsuspensionen beschreibt, erklärt werden kann. Hierzu wurde der Einfluß von NaCl- und CaCl₂-Lösungen auf das Quellverhalten des Lauenburger Tons untersucht.

Quellmechanismen

Bei den Quellmechanismen von Tonen wird zwischen intrakristalliner und osmotischer Quellung differenziert.

Die intrakristalline Quellung beruht auf der Fähigkeit der Dreischichttonminerale hydratisierte Kationen in die Zwischenschichten der Tonminerale einzubauen. In Abhängigkeit vom Wasserangebot ist dadurch eine begrenzte Aufweitung (20 Å) der Tonteilchen möglich. Bei Na⁺ (und Li⁺) als Gegenion kann eine vollständige Delamination der Tonteilchen (Aufweitung gegen ∞) erfolgen.

Die osmotische Quellung wird durch den Konzentrationsunterschied zwischen den an den Tonmineralen gebundenen und in der Porenlösung vorhandenen Kationen gesteuert. Sie beruht auf der elektrostatischen Abstoßung der Tonteilchen durch die Ausbildung diffuser Ionenschichten um die negativ geladenen Tonminerale (DLVO-Theorie). Eine Erhöhung des Elektrolytgehaltes im Porenwasser bewirkt eine Verringerung der Ausdehnung der diffusen Doppelschicht, was zu einem geringeren Abstand zwischen den Tonteilchen führt. Demnach ist eine starke Quellung bei Zufuhr von demineralisiertem Wasser und elektrolytarmen Lösungen zu erwarten. Bei steigenden Elektrolytkonzentrationen sollte das Quellpotential niedriger sein.

¹ Lehrstuhl für Ingenieurgeologie und Hydrogeologie, RWTH Aachen, Lochnerstr. 4-20, 52062 Aachen, Email: becker@ara.lrh.rwth-aachen.de

² Hydro-Projekt, Dittelstedter Grenze 3, 99099 Erfurt

Material

Für die Quellversuche wurde der fette Ton der Lauenburger Serie verwendet. Der elstereiszeitliche, durch saaleiszeitliche Gletscher überkonsolidierte Ton sedimentierte in salzreichem Milieu (RUPPERT & SCHNEIDER 1975), was zu einer hohen Porenwasserkonzentration und Aggregation der Tonteilchen unter Ausbildung eines lockeren Gefüges führte (Abb. 3). Bei dem Probenmaterial aus der Tongrube Querenstede bei Bad Zwischenahn (westl. Oldenburg) handelt es sich um einen dunkelbraunen, schluffigen Ton mit steifer Konsistenz und starker Klüftung. Der Wassergehalt des

ausgeprägt plastischen Tons betrug 28,5 %, der Tonanteil 54 % (Tab. 1). Smektit, Illit und Quarz wurden röntgenographisch als Hauptbestandteile (je 20-25 %) identifiziert. Die Porenwasserkonzentration betrug 190 meq/l (ermittelt nach SCHLICHTING et al. 1995).

Tab. 1: Mineralogische, chemische und geotechnische Kennwerte des Lauenburger Tons (L 7).

Minerale	L 7	
	T [%] ¹	G [%]
Smektit	35	20
Mixed-layers	15	5-10
Serizit/Illit	30-35	15-20
Kaolinit	10	5-10
Chlorit	+	5
Quarz	5-10	20-25
Feldspat		<<5
Calcit		6
Dolomit/Ankerit		+
Siderit		+
Pyrit		++
Gips		++
org. Substanz		3

Bodenkennwerte		Einheit	L 7
Wassergehalt	w	%	28,5
Dichte	δ	t/m ³	1,95
Kordichte	δ_s	t/m ³	2,67
Kornverteilung ²	T	%	54
	U	%	34
	S	%	2
Fließgrenze	w _L	%	62
Ausrollgrenze	w _P	%	27
Plastizitätszahl	I _P	%	35
Konsistenzzahl	I _C	1	0,96
Aktivitätszahl	I _A	%	0,65
Wasseraufnahme	w _D	%	78
KAK ³	T-Wert	meq/100g	32
Porenwasserkonzentration		meq/l	190

++ vorhanden, + in Spuren vorhanden, ¹ Aufbereitung nach TRIBUTH & LAGALY (1986), ² Kornverteilung der aufbereiteten Probe, ³ AgTu-Methode nach DOHRMANN (1997)

Methoden

In Quellversuchen nach HUDER & AMBERG (1970) werden die Quelldehnungen ungestörter Probenkörper bei stufenweise abnehmenden axialen Druckspannungen bestimmt. Die in die Oedometerzellen eingebauten Probenkörper (70 mm Ø, 19 mm Höhe) wurden einer Vor-, Ent- und Wiederbelastung unterzogen (Maximallast 850 kN/m², Mindestlast 6,5 kN/m²). Die Dauer der Vor- und Wiederbelastung betrug 24 Std., die der Entlastung 2 Std. je Laststufe. Die Quellung wurde durch Zugabe der Lösungen bei der höchsten Wiederbelastungsstufe eingeleitet. Nach Abschluß der Verformung wurde die Quelldehnung bei der nächst niedrigeren Laststufe ermittelt. Es wurden demineralisiertes Wasser, 0,01 und 0,1 m NaCl-Lösungen sowie 0,01 und 0,1 m CaCl₂-Lösungen eingesetzt.

Ergebnisse und Diskussion

Die maximalen Quelldehnungen von 5,8 % bis 8,8 % wurden unter der Mindestspannung nach ca. 3,5 Monaten erreicht. Die relativ geringen Quelldehnungen sind u. a. auf die hohe Porenwasserkonzentration, dies bedeutet ein geringes osmotisches Quellpotential, zurückzuführen. Die stärksten Quelldehnungen wurden bei Zugabe von 0,01 m NaCl-Lösung festgestellt. Mit den übrigen Lösungen unterliegt der Quellvorgang der nach der DLVO-Theorie erwarteten Gesetzmäßigkeit: je höher die Elektrolytkonzentration und Ionenwertigkeit desto niedriger die Quelldehnung (Abb. 1).

Bei Anwesenheit von Na⁺ in der Lösung findet eine Umbelegung der Ca²⁺ und Mg²⁺ belegten Zwischenschichten der Smekтите statt, was neben dem bei allen Lösungen dominierenden osmotischen

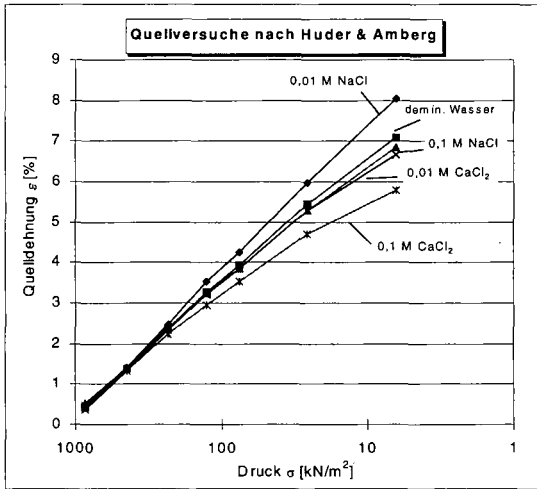


Abb. 1: Mittlere Quelldehnungen des Lauenburger Tons in Abhängigkeit von Belastung und Elektrolytlösung beim Quellversuch nach HUDER & AMBERG (1970)

Theorie zur Interpretation des Quellverhaltens "gemeiner" Tone geeignet ist. Die maximale Quelldehnung wird aber nicht, wie in der Geotechnik üblich, bei Zugabe von demineralisiertem Wasser erreicht, sondern ist vom Na⁺-Angebot abhängig. Die Ermittlung des Quellpotentials von Tonen sollte deshalb unter Berücksichtigung des Chemismus der zutretenden Lösungen und des Tonmineralspektrums erfolgen. Die Problematik bei der Erfassung und Bewertung der Einflußfaktoren auf das Quellverhalten von Tonen wird in den Arbeiten von SCHELIG et al. (1998) und KÜHNEL (1998) diskutiert. Es zeigt sich anhand der relativ großen Variabilität der maximalen Quelldehnungen

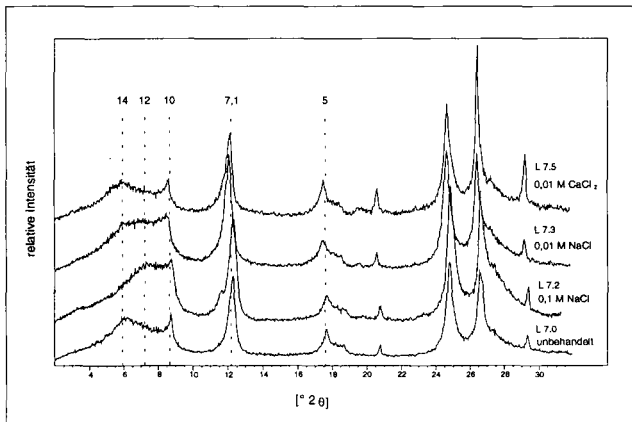


Abb. 2: Röntgexturdiagramme verschiedener Proben (< 2 μm) der HUDER & AMBERG (1970) Quellversuche zum Nachweis der Umbelegung der Smekтите bei Na⁺-Angebot in der Lösung. Die Zahlen über den gestrichelten Linien geben die Schichtabstände in Å wieder.

Quellanteil zusätzlich einen intrakristallinen Quellvorgang bewirkt. Die Na⁺-Belegung der Smekтите konnte röntgenographisch durch Verschiebung des Smektitreflexes der unbehandelten Probe von 14 Å (Ca²⁺-Belegung) nach 12 Å am Versuchsende (Na⁺-Belegung) nachgewiesen werden (Abb. 2). Hierdurch ist auch die trotz hoher Elektrolytkonzentration (entspricht geringe Quellung) relativ große Quelldehnung bei Zufuhr von 0,1 m NaCl-Lösung zu erklären.

Die Ergebnisse zeigen, daß die Elektrolytkonzentration und -art den Quellvorgang des Lauenburger Tons beeinflusst und die DLVO-

gen trotz gleicher mineralogisch-chemischer und geotechnischer Kennwerte, daß das Gefüge einen entscheidenden Einfluß auf die Quellung der Tone hat. So konnte in ebenfalls durchgeführten Quellhebungsversuchen, bei denen die Proben nur einer Mindestbelastung von 5 kN/m² ausgesetzt waren, der Elektrolyteinfluß auf die Quelldehnung der Tone nicht eindeutig belegt werden. Im Gegensatz dazu erfolgt durch die

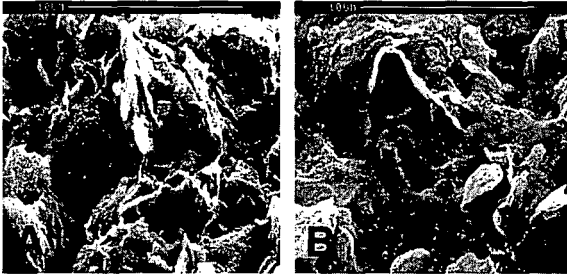


Abb. 3: Rasterelektronenmikroskopische Gefügeaufnahme des Lauenburger Tons (5000-fache Vergrößerung). **A:** unbehandelte Probe mit Bänder- und Kartenhausstruktur. **B:** Probe mit teilweise Einregelung der Tonteilchen nach dem Quellversuch.

hohe Belastung im Quellversuch nach HUDER & AMBERG (1970) eine Einregelung der Tonteilchen (Abb 3), was zu einem vergleichbaren Gefüge zwischen den Einzelproben führt. Dadurch wird das ermittelte Maß der Quellung von der Elektrolytart und -konzentration dominiert und nicht durch den Einfluß des Gefüges überlagert.

Ausblick

Zur Reduzierung der die Quellung bestimmenden Einflußfaktoren sollen Quellversuch mit künstlich hergestellten Materialien, z. B. aufbereiteten Tonen oder Bentonit-Sand-Mischungen, durchgeführt werden. Durch den Einsatz homogener Probenkörper wird im Gegensatz zu den bisher eingesetzten ungestörten Proben der Einfluß von Inhomogenitäten und des Gefüges minimiert, so daß die Abhängigkeit der Quelldehnung wesentlich von der Elektrolytart und -konzentration dominiert wird.

Durch variierende Sandanteile soll auch der Einfluß der Erreichbarkeit der Tonpartikel im Probenkörper für die zugeführten Lösungen untersucht werden. Mit Hilfe der Computertomographie (CT) (Abb. 4) sollen die Gefügeveränderungen während des Quellvorgangs beobachtet und über die Bestimmung der Makroporenanteile der Einfluß des Makrogefüges auf die Quelldehnung abgeschätzt werden.

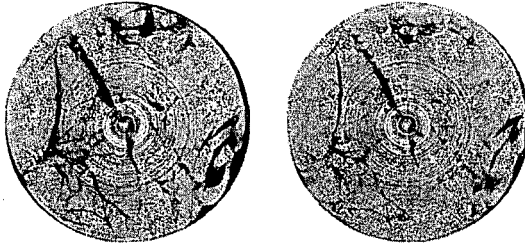


Abb. 4: Makroporenstruktur einer Probe (Lauenburger Ton) nach Einbau in die Oedometerzelle (links) und 26 h nach Wasserzugabe (rechts) (Probenhöhe 2 cm, Probendurchmesser 3,5 cm, Scannebene 1,0 cm von der Basis).

Literatur

DOHRMANN, R. (1997): Kationenaustauschkapazität von Tonen: Bewertung bisheriger Analyseverfahren und Vorstellung einer neuen und exakten Silber-Thioharnstoff-Methode. Aachener Geowissenschaftl. Beitr., 26, 237 S., Aachen

HUDER, J., AMBERG, G. (1970): Quellung in Mergel, Opaliuston und Anhydrit. Schweiz. Bauzeitung, 43, S. 975-980

KÜHNEL, M. (1998): Der Einfluß von Natriumchlorid (NaCl)- und Calciumchlorid (CaCl₂)-Lösungen auf das Quellverhalten von Lauenburger und Reuver Ton. 112 S., unveröffentl. Dipl.-Arb., RWTH Aachen.

RUPPERT, F.-R. & SCHNEIDER, W. (1975): Hinweise auf die Zusammenhänge zwischen der Genese des Lauenburger Tones (Elster-Glazial) und den Salzstrukturen Norddeutschlands aufgrund tonmineralogischer Untersuchungen. N.Jb. Geol. Paläont. Mh., S. 606-627, Stuttgart

SCHETELIG, K., ECHLE, W., BECKER, C. (1998): Quantifizierung des Quellverhaltens von Tonen durch mineralogisch-chemische und geotechnische Parameter unter besonderer Berücksichtigung des Porenwassers. 75 S., unveröffentl. DFG-Zwischenbericht Sche21877-1, Aachen.

SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P., STAHR, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum. Pareys Studentexte 81, 295 S.

TRIBUTH, H. & LAGALY, G. (1986): Aufbereitung und Identifizierung von Boden- und Lagerstätten-tonen. I. Aufbereitung der Proben im Labor. GIT Fachz. Lab, 30, S. 524-529

Anforderungen an die Probenahme und Probenvorbehandlung schadstoffbelasteter Böden für die Kontaminationsbewertung

von

BERGER,W., FISCHER,H.

Problemstellung

Die Beurteilung des Gefährdungspotentials von Bodenkontaminationen setzt eine Reihe von Bearbeitungsschritten wie Probenahme, Probenvorbehandlung, chemische Analytik und Bodencharakterisierung voraus.

Fehler, die insbesondere bei der Probenahme und Probenvorbehandlung verursacht werden, können erhebliche Auswirkungen auf das Ergebnis einer Kontaminationsbewertung haben.

Um damit im Zusammenhang stehende Unsicherheiten und Kostenrisiken für nachfolgende Maßnahmen (z.B. Sicherung, Sanierung) weitgehend minimieren zu können, ist eine einheitliche Vorgehensweise in Abhängigkeit von Schadstoffspektrum und Bodeneigenschaften anzustreben und es sind entsprechende qualitätssichernde Maßnahmen zu berücksichtigen.

Probenahme

Schwerpunkt unserer Betrachtungen ist der Wirkungspfad Boden - Grundwasser, d.h. die ungesättigte Bodenzone, wobei die Probenahme aus anstehenden Bodenmaterialien im Vordergrund steht. Aufgabe der Probenahme ist es, eine zutreffende Beschreibung von Schadstoffgehalten (nach Art und Konzentration) und deren räumliche Verteilung auf kontaminierten Standorten als Grundlage für eine Gefahrenbeurteilung zu ermöglichen.

Von der Probe muß folglich erwartet werden, daß sie repräsentativ den zu untersuchenden Teilbereich für nachfolgende Untersuchungen widerspiegelt.

Dies ist bei einem derart heterogen zusammengesetzten Medium wie dem Boden, der z.T. auch grobe kontaminierte Fremdmaterialien enthalten kann, häufig nur schwer zu erfüllen.

Die Probenahme beinhaltet folgende Einzelschritte:

- **die Probenplanung**, d.h. die Erarbeitung von Strategien auf der Grundlage von Vorinformationen und Hypothesen
- **das Erschließen des Probengutes** mit Hilfe unterschiedlicher Aufschlußverfahren
- **die Entnahme des Probengutes aus den Aufschlußgeräten**
- **die Behandlung des Probengutes** wie Lagerung, Konservierung und Transport in das Untersuchungslabor

Die **Probenvorbehandlung**, welche Schritte wie Homogenisierung, Teilung, Trocknung, Zerkleinerung beinhaltet, ist bereits Schnittstelle zum Labor.

Am Anfang einer Probenahmekampagne steht grundsätzlich die Entscheidung über die Probenahmestrategie. Eine wesentliche Voraussetzung ist eine sorgfältig durchgeführte **Historische Erkundung** mit dem Ergebnis der zumeist beprobungslosen **Erstbewertung**. Es wird eine sog. **Kontaminationshypothese** (im Sinne von ISO/DIS 10381 -5 [1]) aufgestellt, welche Art, Verteilung und mögliche Ausbreitungsmechanismen der Schadstoffe im Untergrund berücksichtigt.

Auf der Grundlage der Vorinformationen und der darauf aufbauenden Kontaminationshypothese erfolgt die Erarbeitung von Strategien zur flächen- und tiefenrepräsentativen Probenahme. In Abhängigkeit vom Kenntnisstand zur Beschaffenheit des geologischen Untergrundes und zum Schadstoffinventar können unterschiedliche Beprobungsmuster nach E DIN/ISO 10381 -1 [2] Anwendung finden.

Wichtig bei der Probenplanung ist in jedem Fall ein **einzelfallbezogenes Vorgehen**, wobei flexibel auf örtliche Besonderheiten zu reagieren ist.

Die Untersuchungsstrategie bei der Bewertung kontaminierter Standorte muß darauf ausgerichtet sein, daß die Ermittlung von **Höchstwerten** an Schadstoffen im Vordergrund steht, um Aussagen über die vom Boden ausgehenden Gefahren für die Schutzgüter, insbesondere den Menschen, treffen zu können. Das bedeutet, daß Mischproben nur in Ausnahmefällen zuzulassen sind. Die Proben müssen vielmehr die Horizonte und Schichten des Untergrundes repräsentieren.

In der **verfahrensmäßigen oder technischen Vorgehensweise** bei der Probenahme lassen sich noch am ehesten typische Fehler vermeiden, wenn nach einheitlichen Vorschriften vorgegangen wird. Obwohl eine Vielzahl von Schriften (Normenentwürfe, Verwaltungsvorschriften, Merkblätter, Richtlinien) zur Probenahme kontaminierter Böden existiert, weichen die Anforderungen zum Teil stark voneinander ab, so daß eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse nicht gegeben ist.

Aus diesem Grunde wurden im Rahmen der Verwaltungsvereinbarung zwischen der Oberfinanzdirektion Hannover und der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung Berlin die Untersuchungsmethoden bei der Erkundung und Bewertung von Kontaminationen auf Bundesliegenschaften definiert [3].

Die Anforderungen für die Probenahme kontaminierter Böden beziehen sich auf:

- die **technische Mindestausstattung von Untersuchungsstellen**,
- die **Vorgehensweise bei der Beprobung von Böden, die mit leicht- bzw. schwerflüchtigen Schadstoffen belastet sind**,
- die **Dokumentation der Probenahme einschließlich der Randbedingungen**,
- die **Bedingungen der Probenlagerung, des Transports und der Probenvorbehandlung**,
- die **Qualifikation der Probenehmer**.

Das erarbeitete Material wurde den Untersuchungsstellen, die eine Anerkennung gemäß o.g. Verwaltungsvereinbarung beantragt haben, sowie den Akkreditierstellen als einheitliche Handlungsgrundlage zur Verfügung gestellt.

Wichtig erscheint, daß in der Regel horizont- und schichtenspezifisch beprobt wird. Nur bei relativ monotonem Aufbau des geologischen Untergrundes kann sie nach Tiefenstufen i.a. in 1m-Abständen vorgenommen werden. Bereiche mit Fremdmaterialien wie Aufschüttungen, Altablagerungen, Mauerwerksreste sind stets separat zu beproben.

Die Wahl des Probengewinnungsverfahrens muß die Art der Kontamination berücksichtigen und muß sicherstellen, daß es nicht zu Veränderungen der Zusammensetzung und Konzentration der Schadstoffe im Verlaufe der Probenahme kommt. Desweiteren muß sichergestellt werden, daß während der Probenahme das zu entnehmende Gut nicht zusätzlich durch Schadstoffverschleppung oder unzureichend gereinigte Probenahmegerätschaften kontaminiert wird.

Die Vorgehensweise bei der Probengewinnung aus Rammkernsonden bei Auftreten von leichtflüchtigen Schadstoffen unterscheidet sich doch wesentlich von der üblichen Methodik.

In der Regel werden Headspace- Proben entnommen und zwar punktförmig unmittelbar nach Ziehen der Sonden. Die Proben werden mit einem Lösungsmittel überschichtet, gasdicht verschlossen und gekühlt dem Labor übergeben. Das Problem bei dieser Methode besteht darin, daß sie nur bei Feinböden (<2mm Korndurchmesser) anwendbar ist. Darüber hinaus gibt es zur Zeit keine akzeptable Methode.

Die Auswahl der Probengefäße und Behältnisse ist im Hinblick auf Material, Größe, Verschluß und Farbe von der Aufgabenstellung und der Art der Kontamination abhängig. Sie müssen so beschaffen sein, daß weder Schadstoffe in die Probe eingetragen noch an den Wandungen adsorbiert werden.

Die Lagerungs- und Transportbedingungen müssen so gestaltet sein, daß möglichst wenig Veränderungen am Probenmaterial von der Entnahme bis zur chemischen Analyse erfolgen können.

Bodenproben mit organischen Kontaminanten sind unter Lichtausschluß in geschlossenen Glasgefäßen und bei Temperaturen von 4°C zu lagern und zu transportieren.

Die **Anzahl** der für eine Gefährdungsabschätzung von kontaminierten Flächen zu entnehmenden Proben ist in erster Linie vom Kenntnisstand über die zu untersuchende Fläche abhängig. Außerdem haben Flächengröße, Aufbau und Zusammensetzung des Untergrundes, Flurabstände, Art der Kontaminationen sowie die erforderliche Untersuchungstiefe einen entscheidenden Einfluß auf die Anzahl der Proben.

Ein wesentlicher Aspekt bei der Probenahme ist die Frage nach der erforderlichen **Mindestprobenmenge**. In vielen Vorschriften und Richtlinien für die Untersuchung kontaminierter Standorte heißt es, daß für die chemische Analytik 0,5 - 1 kg Probenmaterial ausreichend sind. Das mag zwar formal durchaus zutreffend

sein, kann jedoch nicht der Ansatz für eine repräsentative Probenahme sein. Vielmehr ist die Mindestmenge für eine Probe vom Größtkorn abhängig. Bei der Bodenprobenahme sind Probenmengen entsprechend der DIN 18123 [4] zu entnehmen.

Auf kontaminierten Altstandorten ist häufig eine hohe Kontaminationsvarianz zu erwarten. Dies erschwert die verlässliche Bestimmung von Maximalkonzentrationen an Schadstoffen und setzt besondere Anforderungen an die Güte des Probenahmeplans voraus.

Bei der Probenahme im Altlastenbereich existiert eine Vielzahl von Fehlermöglichkeiten subjektiver und objektiver Art. Auf der Grundlage methodischer Untersuchungen sind anhand ausgewählter organischer Schadstoffe Ergebnisunsicherheiten abzuschätzen.

Probenvorbereitung

Unter Probenvorbereitung versteht man Verfahrensschritte wie Teilen, Sieben, Konservieren, Homogenisieren, Trocknen, Zerkleinern, Mahlen und Auftrennen in Fraktionen. Sie dient dem Zweck, aus der Feldprobe repräsentative Analysenproben zu gewinnen, in denen die zu bestimmenden Parameter weitestgehend dem Ausgangsboden entsprechen. Das betrifft sowohl Parameter zur Bodencharakterisierung als auch anorganische und organische Schadstoffe. Die Auswahl des Probenvorbereitungsverfahrens richtet sich nach der Art der durchzuführenden Untersuchungen und der Matrix. Unsachgemäßes Vorgehen kann das Analysenergebnis erheblich beeinflussen und damit auch das Ergebnis einer Kontaminationsbewertung.

Die Trennung des Schadstoffes von der Matrix wird im allgemeinen dem Analysenverfahren zugeordnet.

Die im Felde entnommene Bodenprobe, die jeweils einen Horizont oder eine Schicht repräsentiert, wird homogenisiert und gewogen. Wenn keine spezifischen Untersuchungen aus der Gesamtprobe vorgesehen sind, wird die feuchte Probe in Fraktionen >2mm und <2mm Korndurchmesser aufgetrennt. Neben der Abtrennung des Feinbodens ist dies ein guter Homogenisierungsschritt. Beide Fraktionen werden gewogen. Die Fraktion >2mm ist zu beschreiben. Sind darin in größerem Umfang Fremdmaterialien wie Ziegel- und Betonbruch, Bauholz u.a. poröse Materialien enthalten und es ist nicht auszuschließen, daß in dieser Fraktion ein für die Gesamtbeurteilung bedeutender Anteil an Schadstoffen enthalten ist, dann ist dieser zu zerkleinern und zu analysieren.

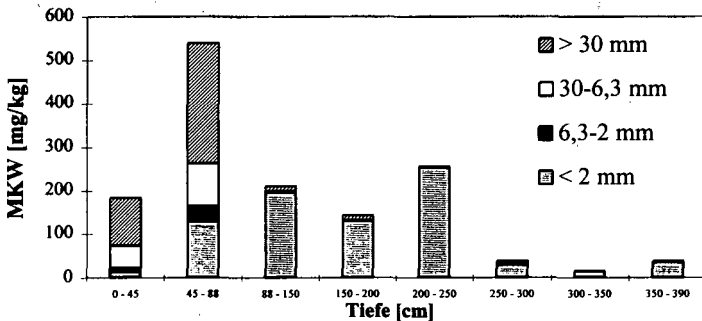


Abb. 1 Zusammensetzung des Schadstoffgehaltes (MKW) in einer Kleinrammbohrung bezogen auf die Kornverteilung.

Abb.1 zeigt die Verteilung des Gehaltes an Mineralölkohlenwasserstoffen auf einzelne Kornfraktionen in einer Kleinrammbohrung auf einem Altstandort der Stadtgaserzeugung. Eine anthropogene Aufschüttung bis 2m Tiefe enthält bis zu 40% Grobkornanteil. Während es sich dabei in den beiden obersten Proben um poröse Baumaterialien handelt, enthalten die beiden darunter entnommenen Proben hart gebrannten Ziegelbruch, Kies und Steine. Die darunter lagernden Lockersedimente bestehen aus fluviatilen Fein- und Mittelsanden. Das Beispiel verdeutlicht, daß Schadstoffgehalte auf die Gesamtprobe zu beziehen sind, da sonst beträchtliche Fehler bei der Bewertung kontaminierter Standorte auftreten können.

Die Fraktion <2mm Korndurchmesser wird in jedem Fall analysiert. Entsprechend der vorgesehenen Untersuchungen wird sie wie folgt in Teilproben geteilt:

- zur Bestimmung insbesondere organischer Schadstoffe aus der erdfeuchten Probe
- zur Trocknung an der Luft und Bestimmung physikalisch- chemischer, anorganischer und einiger organischer Parameter aus der lufttrockenen Probe
- zur Trocknung bei 105°C und Bestimmung der Trockensubstanz, die die Bezugsbasis für alle Schadstoffgehalte darstellt.

Zur Probenvorbehandlung für physikalisch- chemische Untersuchungen und solche, die aus der trockenen Probe durchgeführt werden können, liegt die Norm DIN ISO 11464 [5] vor. Die Vorgehensweise ist logisch aufgebaut, zutreffend beschrieben und kann gut nachgearbeitet werden. Diese Norm findet allgemein Akzeptanz.

Organische Schadstoffe können flüchtig, lichtempfindlich, hydrophob oder hydrophil sein. Diese Eigenschaften werden in E DIN ISO 14 507 [6] berücksichtigt.

Leichtflüchtige Verbindungen wie Benzol und einige Homologe und leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW) können nur aus der ungetrockneten, unvorbehandelten Probe bestimmt werden. Fehler durch nicht ausreichende Homogenität der Probe können nur durch Erhöhung der Anzahl der Analysen (Erhöhung der Anzahl der punktförmig entnommenen Proben) ausgeglichen werden, da eine Homogenisierung zu Schadstoffverlusten führt.

In dem Normenentwurf werden detailliert die Vorgehensweisen bei Bodenproben ausgeführt, in denen Schadstoffe mit einem Siedepunkt über 300°C untersucht werden sollen. Dazu gehören so wichtige Schadstoffklassen wie

- **Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)**
- **Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)**
- **Polychlorierte Biphenyle (PCB)**
- **Organische Chlorherbizide**

Für diese Stoffklassen werden zwei Vorgehensweisen vorgeschrieben:

1. Die Originalprobe enthält nur einen geringen Anteil von Partikeln >2mm und die Verteilung der Verunreinigungen ist im wesentlichen homogen, dann wird aus der in einem Behältnis homogenisierten Probe ein Anteil entnommen und mit einem auf 4°C gekühlten Gemisch aus wasserfreiem Natriumsulfat und Talkum chemisch getrocknet. Der Feuchtegehalt der Probe muß separat bestimmt und berücksichtigt werden. In diesem Fall muß die Probe nicht gemahlen werden.

2. Sind in stärkerem Umfang Partikel >2mm enthalten und/oder ist der Schadstoff inhomogen verteilt und/oder es werden sehr genaue Analysenergebnisse benötigt, dann soll die Probe nach der chemischen Trocknung auf -196°C (flüssiger Stickstoff) gekühlt und in einer Kreuzschlagmühle auf <1mm Korndurchmesser gemahlen werden.

Die im Normenentwurf dargestellte Arbeitsweise verhindert stärkere Erwärmung auch bei höheren Feuchtegehalten und ist gut praktikabel. Auch das Zerkleinern des tiefgekühlten Probengutes erfolgt schnell und schonend. Ein Vorkühlen der Mühle ist nicht erforderlich.

Diese Vorgehensweise hat aber noch keinen allgemeinen Eingang in die Laborpraxis gefunden.

Literatur

- [1] ISO/DIS 10381-5 (1998-02): Soil quality- Sampling- Part 5: Guidance on the procedure for the investigation of urban and industrial sites with regard to soil contamination.
- [2] E DIN ISO 10381-1 (1996-02): Anleitung zur Aufstellung von Probenahmeprogrammen.
- [3] BAM (1997-02): Anforderungen an Untersuchungsmethoden zur Erkundung und Bewertung kontaminationsverdächtiger/ kontaminierter Flächen und Standorte auf Bundesliegenschaften.
- [4] DIN 18123 (1996-11): Baugrund- Untersuchung von Bodenproben- Bestimmung der Korngrößenverteilung.
- [5] DIN ISO 11464 (1996-12): Bodenbeschaffenheit - Probenvorbehandlung für physikalisch-chemische Untersuchungen.
- [6] E DIN ISO 14507 (1996-02): Bodenbeschaffenheit - Probenvorbehandlung für die Bestimmung von organischen Verunreinigungen in Böden.

Anforderungen an die Beprobung im Hinblick auf die statistische Analyse räumlich variabler Stoffgehalte in Böden

von

BÖTTCHER, J.

Erweiterte Kurzfassung

Unter heutigen Bedingungen sind die Böden nahezu aller Standorte als stofflich belastet zu betrachten, da sie anthropogene Stoffeinträge (z.B. als atmosphärische Deposition, als Düngung, etc.) erfahren haben. Der Begriff „belastet“ ist dabei keineswegs generell mit „kontaminiert“ gleichzusetzen. Bei der Untersuchung und Bewertung belasteter Böden kann es ganz unterschiedliche Ziele geben: Quantifizierung aktueller Stoffgehalte, Einhaltung/Überschreitung von Grenzwerten, Abschätzung maximal tolerierbarer Belastungen („critical loads“), Bilanzierungen, Prozessanalysen, Prognosen etc. In allen Fällen ist die entscheidende Voraussetzung für korrekte Aussagen mit Bezug zu heterogenen Böden die Kenntnis und Einbeziehung der räumlichen Variabilität der Meß- und Zielgrößen. In diesem Beitrag soll daher auf einige statistische Verfahren zur Analyse und Quantifizierung der räumlichen Variabilität von Bodeneigenschaften eingegangen werden. Ziel ist, den Zusammenhang zwischen Probenahmedesign und Anwendbarkeit der Verfahren aufzuzeigen und anhand von Anwendungsergebnissen einige Schlußfolgerungen für die Beprobung heterogener Böden abzuleiten. Fragen punktueller Bodenkontaminationen bleiben dabei unberücksichtigt.

Eine schon lange angewendete Methodik zur Charakterisierung räumlich variabler Bodeneigenschaften ist die deskriptive Statistik. Sie geht für die Zufallsfunktion $Z(x)$, aus der Meßwerte, die z.B. auf einer Fläche erhoben werden, einzelne Realisationen darstellen, von dem Modell aus: $Z(x) = \mu + \varepsilon$, worin μ der Mittelwert und ε ein räumlich unabhängiger Fehler mit $E(\varepsilon) = 0$ ist. Das heißt, die Position der Entnahmepunkte im Raum bzw. in der Fläche spielt für die Auswertung keine Rolle, da keine räumlichen Abhängigkeiten oder Effekte unterstellt werden. Die Proben, deren Gesamtheit über eine Fläche die Stichprobe ergibt, können z.B. zufallsverteilt entnommen werden, Gitter- oder Transektbeprobungen sind genauso möglich. Zur Charakterisierung der Variabilität der entnommenen Stichprobe dienen die Momente der Häufigkeitsverteilung, insbesondere der Mittelwert und die Varianz. Beide sind je nach Form der Häufigkeitsverteilung (normal oder log-normal) mit den korrekten Algorithmen zu berechnen (vgl. z.B. Schönwiese 1985, Parkin and Robinson 1992). Über Mittelwert und Varianz hinausgehende Informationen über die räumliche Variabilität sind mit den Mitteln der deskriptiven Statistik nicht zu erhalten, da räumliche Strukturen der Meßgröße(n) nicht in die Betrachtung eingehen.

Um solche räumlichen Strukturen in Auswertungen einbeziehen zu können, müssen Verfahren der „räumlichen“ Statistik (Geostatistik, Zeitreihenverfahren, ...) angewendet werden. Das Modell für die Zufallsfunktion bezieht dabei die räumliche Komponente ein: $Z(x) = \mu_v + \omega(x) + \varepsilon$, worin μ_v der Mittelwert über das beprobte Volumen (i. d. R. „nur“ eine Fläche) ist, $\omega(x)$ eine ortsabhängige strukturelle Komponente (z.B. Trend, räumliche Korrelation, Periodizität) und ε wieder ein räumlich unabhängiger Fehler (s.o.) ist. Die strukturelle Komponente kann sich auch durch Überlagerung

mehrerer Strukturen additiv zusammensetzen. $Z(x)$ ist in diesem Modell eine ortsabhängige Zufallsgröße, deren Realisation durch Beprobung als regionalisierte Variable bezeichnet wird. Eine regionalisierte Variable ist immer auch durch die Koordinaten des Entnahmepunktes gekennzeichnet. D.h., bei der Probenahme, die zufällig verteilt oder auf einem Gitter oder Transekt erfolgen kann, muß der Entnahmeort jeder Probe exakt eingemessen werden. Besonders wichtige statistische Methoden zur Analyse räumlich variabler Daten sind das geostatistische Verfahren der **Variographie** und die aus der Zeitreihenanalyse stammende **spektrale Varianzanalyse** (kurz: Spektralanalyse), die sich außer auf Zeitreihen auch auf Datenreihen anwenden läßt, die entlang einer Linie im Raum erhoben wurden. Diese Methoden sind in verschiedenen Lehrbüchern ausführlich erläutert (Variographie z.B. in Akin und Siemes 1988, Webster and Oliver 1990; Spektralanalyse z.B. in Schönwiese 1985, Davis 1986, Jenkins and Watts 1968) und auch in Publikationen dargestellt (z.B. Böttcher und Strebel, 1988a). Während räumliche Strukturen mit der Variographie bei allen Arten der regionalisierten Beprobung (z.B. Gitter, Transekt) ausgewertet werden können, ist die Voraussetzung für die Spektralanalyse, die der Quantifizierung periodischer Strukturen dient, eine äquidistante Beprobung entlang von Transekten.

Allgemeine Anwendungsbeispiele der o.g. Methoden können den zitierten Lehrbüchern entnommen werden. Speziellere Anwendungsbeispiele sind in den Arbeiten von Böttcher et al. (1997) und Böttcher und Strebel (1988b) geschildert. Darin werden Auswertungen von Transektmessungen der Stoffdeposition in Kiefernforst und entsprechenden Transektbeprobungen der Grundwasser-oberfläche zur Erfassung der räumlichen Variabilität von Stoffkonzentrationen der Grundwasserneubildung im norddeutschen Flachland (Fuhrberger Feld bei Hannover) dargestellt. Anhand von Variogrammen zeigte sich, daß die verschiedenen Meßwerte entlang der Transekte keine räumlich unabhängigen Messungen darstellen, sondern eine starke räumliche Korrelation über einige Meter Entfernung besteht. Die Variogramme zeigten aber auch durch den auftretenden „Locheffekt“ (vgl. Akin und Siemes 1988), daß die Datenreihen periodische Strukturen beinhalten. Diese konnten durch Spektralanalyse genauer quantifiziert werden, und es zeigte sich, daß die regelmäßige Abfolge von Kronentraufen bzw. -lücken in dem Kiefernforst sowohl in der Stoffdeposition als auch in den Stoffkonzentrationen der Grundwasserneubildung ein regelmäßiges Muster verursacht. Diese Auswertungen haben also wichtige ökosystemare Zusammenhänge zwischen atmosphärischer Deposition, Bestandesstruktur und räumlicher Variabilität von Stoffgehalten der Grundwasserneubildung unter Kiefernforst aufgezeigt. Möglich wurden die Auswertungen durch die Probenahme entlang von Transekten.

Aus den kurz vorgestellten Ergebnisse soll nicht abgeleitet werden, daß grundsätzlich Transektbeprobungen die richtige Vorgehensweise sind. Immer wenn die Fragestellung eine wirklich flächendeckende Probenahme erfordert, sollte eine Gitterbeprobung erfolgen. Entsprechende Stichproben lassen sich dann auch ohne besonderen Aufwand geostatistisch auswerten, d.h. räumliche Strukturen lassen sich ggf. erkennen und quantifizieren und die Aussagegenauigkeit kann verbessert werden (durch Einbeziehung der Krige-Varianz, vgl. z.B. Webster and Oliver 1990, S. 279 ff.). Zudem hat ein Gitterdesign den Vorteil, daß die Probenahmepunkte z.B. an den Gitterknoten „zwingend“ festgelegt werden, wodurch auch „ungünstige“ Stellen, deren Bodeneigenschaften genauso zur Untersuchungsfläche gehören wie die der „günstigen“ Bereiche, beprobt werden. Solche „ungünstigen“ Stellen werden bei zufälliger Verteilung der Beprobungspunkte (bewußt oder unbewußt) oft ausgeschlossen und dadurch die Ergebnisse verzerrt.

Wenn die Fragestellung aber eher auf das Erkennen räumlicher Zusammenhänge und Gesetzmäßigkeiten im ökosystemaren Kontext abhebt, können äquidistante Transektbeprobungen eine sinnvolle Alternative zu Gitterbeprobungen darstellen. Mit gleichem Aufwand lassen sich auf Transekten wesentlich höhere Probendichten realisieren. Ihre Auswertung mit Verfahren der deskriptiven Statistik liefert oft die gleichen Informationen, wie man sie auch bei aufwendigerer flächendeckender Gitterbeprobung erhalten würde (Cassel et al. 1997). Über die deskriptiven Verfahren hinaus lassen sich auf die Datenreihen aber neben den geostatistischen Verfahren

(insbesondere Variographie) die Spektralanalyse und weitere zeitreihenanalytische Verfahren (z.B. Glättungsverfahren, Böttcher und Strebel 1988a; State-Space-Analysis, Cassel et al. 1997) anwenden, wodurch nicht nur Strukturen und Muster der räumlichen Variabilität aufgezeigt und quantifiziert, sondern auch ökosystemare oder pedo- und geogene Ursachen dafür erkannt werden können. Räumliche Richtungsabhängigkeiten von Strukturen (Anisotropie) können dabei durch Transektbeprobungen, die im Gelände in unterschiedlichen Richtungen angeordnet sind, einbezogen bzw. aufgedeckt werden.

Literaturangaben:

- Akin, H. und H. Siemes, 1988: Praktische Geostatistik. Springer Verlag, Berlin.
- Böttcher, J., Lauer, S., Strebel, O. and Puhlmann, M., 1997: Spatial variability of canopy throughfall and groundwater sulfate concentrations under a pine stand. *J. Environ. Qual.*, **26**: 503-510.
- Böttcher, J. und Strebel, O., 1988a: Spatial variability of groundwater solute concentrations at the water table under arable land and coniferous forest. Part 1: Methods for quantifying spatial variability (geostatistics, time series analysis, Fourier transform smoothing). *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **151**: 185-190.
- Böttcher, J. und Strebel, O., 1988b: Spatial variability of groundwater solute concentrations at the water table under arable land and coniferous forest. Part 3: Field data for a coniferous forest and statistical analysis. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **151**: 197-203.
- Cassel, D.K., Wendroth, O. und Nielsen, D.R., 1997: Soil and Wheat Yield Variability on a Renovated Agricultural Research Station. *ZALF-Berichte*, **31**: 15-28, Müncheberg.
- Davis, J.C., 1986: *Statistics and Data Analysis in Geology* (2. ed.). John Wiley & Sons, New York.
- Jenkins, G.M. and Watts, D.G., 1968: *Spectral Analysis and its Application*. Holden-Day, San Francisco.
- Parkin, T.B. and Robinson, J.A., 1992: Analysis of lognormal data. In: Stewart, B.A., (Ed.): *Advances in Soil Science*, Vol. 20: 193-235, Springer Verlag, New York.
- Schönwiese, Ch.-D., 1985: *Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler*. Gebrüder Bornträger, Berlin.
- Webster, R. and M.A. Oliver, 1990: *Statistical Methods in Soil and Land Resources Survey*. Oxford University Press, Oxford.

Vor-Ort-Untersuchungen - ein Beitrag für eine zuverlässige Bewertung kontaminierter Standorte

von

ECKARDT, J., BERGER, W.

Einleitung

Für die Bewertung kontaminierter Standorte sind Probenahme und chemische Analytik schadstoffbelasteter Böden gleichermaßen von Bedeutung.

In Abhängigkeit vom jeweiligen Untersuchungsstadium einer Gefährdungsabschätzung werden Vor-Ort-Untersuchungen mit unterschiedlichen Zielstellungen durchgeführt.

In einer ersten Phase (= Vorerkundung) werden mit vergleichsweise geringem Aufwand Übersichtsuntersuchungen durchgeführt, um erste Informationen zu Art und Verteilung von Schadstoffen im Untergrund zu erhalten und eine zuvor aufgestellte Kontaminationshypothese (im Sinne von ISO/DIS 10381 - 5 [1]) zu überprüfen. In dieser Phase kommt der Vor-Ort-Analytik eine besondere Bedeutung zu, um relativ schnell auf Abweichungen gegenüber der modellhaften Vorstellung zur Schadenssituation reagieren und die weitere Vorgehensweise den zu erwartenden Veränderungen anpassen zu können.

Besonders geeignet erscheint in dieser Phase der Einsatz von mobilen Laboratorien.

Es werden zwei Möglichkeiten der Vor-Ort-Untersuchungen, wie sie mit dem Mobillabor der BAM durchgeführt werden, vorgestellt:

1. Vor-Ort-Analytik auf Schwermetalle und andere anorganische Stoffe
2. Probenahme und Vor-Ort-Analytik auf leichtflüchtige organische Schadstoffe (BTEX, LHKW).

Erkundung von Bodenkontaminationen mit anorganischen Stoffen

Die Vor-Ort-Analyse der Schwermetalle wird mit einem energiedispersiven Röntgenfluoreszenzanalysator (EDXRF) durchgeführt. Aufgrund der Verfügbarkeit peltiergekühlter, hochauflösender Halbleiterdetektoren ist dieser für den mobilen Einsatz in einem Meßfahrzeug handhabbar geworden [3].

Die Probenahme erfolgt horizont- und schichtenspezifisch mit Hilfe von Rammkernbohrungen.

Die Probenvorbereitung vor Ort besteht aus dem Trocknen von ca. 20 g der Bodenprobe in einem Mikrowellengerät bei 500 W, 5 bis 8 min. Mit einer Kugelmühle im Zirkonoxidbecher wird auf eine Endfeinheit < 100µm aufgemahlen (10min. bei einer Amplitude von 90).

Die röntgenfluoreszenzspektrometrische Messung erfolgt in einer mit Mylar-Folie verschlossenen Kunststoffküvette als Schüttprobe, wobei in vier Prozeduren für Elemente niedriger, mittlerer und hoher Ordnungszahlen 18 Elemente simultan mit einer Gesamtmeßzeit von 9 min. bestimmt werden.

³⁾Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, Unter den Eichen 87, 12205 Berlin

Als Anregungsquelle dient eine Rh - Röntgenröhre (50 kV, 1 mA). Zur Unterdrückung des Spektrenuntergrundes werden verschiedene Primärfilter verwendet. Die Detektion der von den Proben emittierten Röntgenstrahlung erfolgt durch einen Si(Li) - Halbleiterdetektor mit einer Auflösung von 165 eV bei 5,9 keV.

Elemente	K, Ca,Ti,Tl,Cr,Mn,Fe	Ni,Co,Cu	Zn,As,Pb,Hg	Cd,Sn,Sb,Ba
Spannung (KV)	13	25	35	50
Stromstärke(mA)	0,4	0,02	0,1	0,34
Filter	Aluminium	Pd dünn	Pd dick	Cu dick
Livetime (sec)	100	200	50	100

Da die Meßergebnisse durch eine schlechte Übereinstimmung der Matrix des Probenmaterials mit der Matrix des zur Kalibrierung verwendeten Referenzmaterials verfälscht werden können, wurden in die Kalibrierung 19 verschiedene Referenzböden einbezogen.

Erkundung von Bodenkontaminationen mit organischen leichtflüchtigen Stoffen

Für den Nachweis organischer leichtflüchtiger Substanzen ist eine schnelle Vorgehensweise wichtig. Dabei werden unmittelbar nach Ziehen der Sonden mit einem speziellen Probenstecher Proben entnommen (ca. 2g), genau ausgewogen, mit 5 ml Wasser überschichtet , sofort an das Purge & Trap – Aufgabesystem eines Gaschromatographen angeschlossen (11 min. Purgezeit) und chromatographiert:

Trap	Carbosive
Trennsäule	60 m Stahl, ID 0,53 mm, EPA 502.2 [2]
Detektoren	PID, DELCD (Dry Electronic Conductivity Detector)
Trägergas	Stickstoff

Die Analysendauer beträgt einschließlich Purge - Zeit 45 Minuten.

Mit dem PID werden alle ungesättigten Verbindungen, speziell aromatische Stoffe, detektiert. MKW werden nicht angezeigt.

Der DELCD detektiert halogenhaltige Stoffe mit mindestens zwei Halogenatomen.

Für die Untersuchungen auf den Standort eines ehemaligen Gaswerkes bzw. einer ehemaligen Kokerei wurde der PID für BTEX einschließlich Naphthalin kalibriert. Naphthalin wurde trotz der schlechten Wiederfindungsrate von etwa 70 % mit in die Untersuchungen einbezogen, da es einen „Fingerzeig“ für die Verteilung der PAK im Boden gibt.

Ergebnisse

Die Ergebnisse der Vor-Ort- Analytik werden an Bohrprofilen von Rammkernsondierungen auf einem ehemaligen Gelände der teerverarbeitenden Industrie exemplarisch dargestellt:

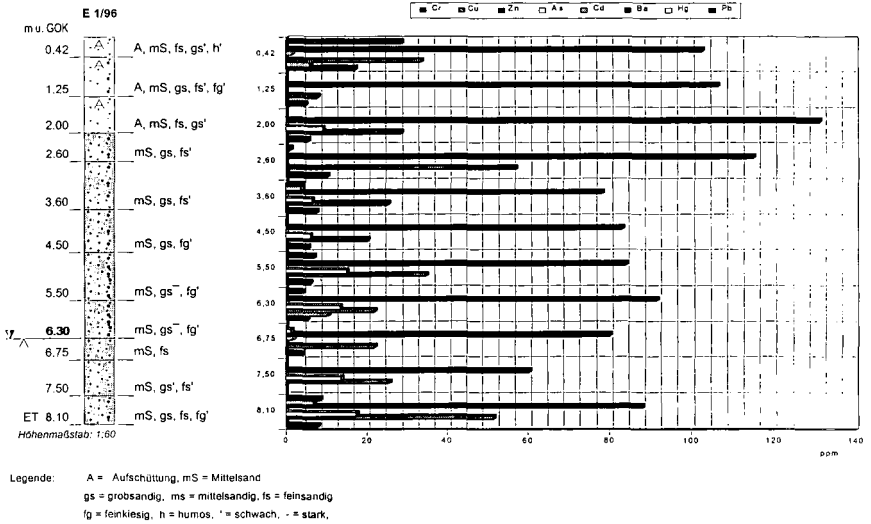


Abb. 1. Bohrprofilardarstellung, vertikale Verteilung von anorganischen Schadstoffen

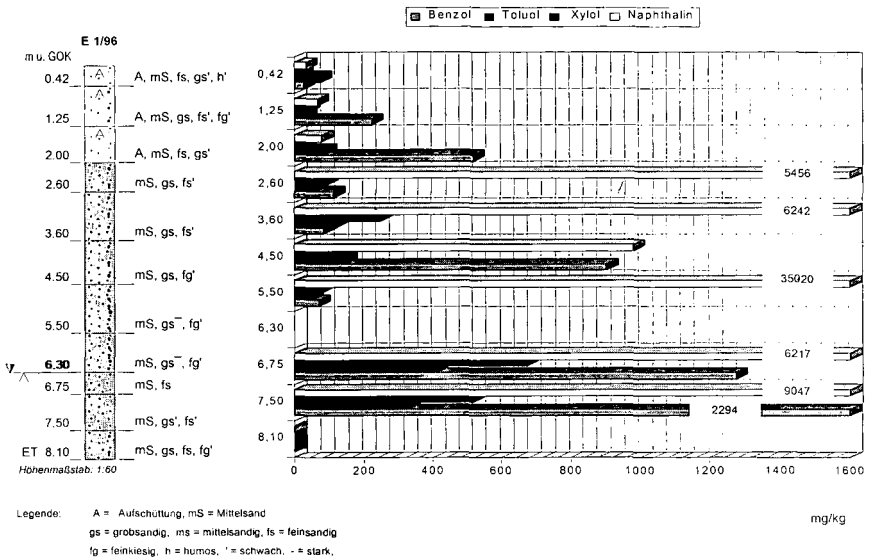


Abb. 2. Bohrprofilardarstellung, vertikale Verteilung von organischen Schadstoffen

Im Bereich der Aufschüttung (2m) wurden gegenüber den anderen Bereichen erhöhte Anteile an Erdalkalien und Mangan gefunden. BTEX und Naphthalin wurden im Bereich der Aufschüttung nur in sehr geringen Konzentrationen detektiert, die höchsten Konzentrationen traten im Bereich des Grundwassers auf.

Zusammenfassung

Untersuchungen vor Ort erbrachten hinreichend genaue Ergebnisse, um relativ schnell Kontaminationsbereiche zu erfassen. Die schnelle Vor-Ort-Analytik bietet den Vorteil, daß hinsichtlich der Probenahmestrategie flexibler auf veränderte Standort- und Schadensbedingungen reagiert werden kann.

In der Phase der Detailuntersuchung (= Detailerkundung), deren Ziel es ist, eine Altlast mit Gefahren für die Schutzgüter festzustellen, ist der Untersuchungsaufwand erheblich höher. Hier wird es in der Mehrzahl der Fälle erforderlich sein, eine große Anzahl repräsentativ entnommener Proben im stationären Labor vorzubereiten und die Schadstoffe mit empfindlicheren Analysegeräten zu bestimmen.

Für Untersuchungen auf leichtflüchtige organische Schadstoffe im Boden wird auch in dieser Phase empfohlen, zumindest die Probenvorbereitung vor Ort durchzuführen.

Literatur

[1] ISO /DIS 10381 - 5 (1998-02):

Soil quality- Sampling- Part 5: Guidance on the procedure for the investigation of urban and industrial sites with regard to soil contamination.

[2] U.S. EPA Environmental Response Team, Standard Operating Procedure 502.2:

„Volatile Compounds“

[3] Flachowsky J.; „Mobile On-Site Analysis in environmental research“. In: „Field Screening Europe“, Kluwer Academic Publishers 1997

Fossile Paläoböden als Indizes der pliozänen und pleistozänen Klimaentwicklung im westlichen Mittelmeerraum

von

GÜNSTER,N., SKOWRONEK,A.

1. Einleitung

Die Variabilität des Klimas wird im wesentlichen von orbital kontrollierten Variationen der Insolation, den sog. MILANKOVITCH-Zyklen, gesteuert. Diese verlaufen in einem Rhythmus von 100 ka (Exzentrizität), 41 ka (Ekliptikschiefe) und 19-21 ka (Präzession) und sind an den Oszillationen der $\delta\text{-O}^{18}$ Isotopen-Kurve von Tiefseesedimenten erkennbar (z.B. SHACKLETON 1995; hier Abb.). Darüber hinaus gibt es noch kleinere Amplituden von 10-12 ka (HEINRICH-events) und von 2-3 ka (BOND & LOTTI 1995). Ein zuverlässiger Anzeiger dieser Klimazyklizität auf den Kontinenten ist das Alternieren von Abtragung/Aufschüttung einerseits und Bodenbildung andererseits. Erstere erfolgt während morphodynamischer Aktivität unter klimatischen Bedingungen, die durch eine weitgehend aufgelockerte oder fehlende Vegetationsdecke gekennzeichnet sind, letztere während morphodynamischer Stabilität mit bodenschützender und überwiegend geschlossener Vegetation (ROHDENBURG 1970).

Der westliche Mittelmeerraum besitzt reich gegliederte Akkumulationsstandorte, an denen o.g. Alternieren mit Hilfe von Sediment-Boden-Abfolgen erfaßt werden kann. So war das - carbonatisch dominierte - Becken von Granada seit dem Torton Ablagerungsraum für verschiedene terrestrische Sedimente: eine außerordentlich große Anzahl von Aufschlüssen in obermiozänen, pliozänen und altpleistozänen Schwemmfächern, in mittelpleistozänen Schuttkegeln (mit dünnen Lößbändern) sowie in jungpleistozänen Hangsedimenten und Lössen zeugt davon (vgl. Abb.).

Die umfassende paläopedologische Untersuchung der pliozänen und pleistozänen Sedimente im Becken von Granada ermöglicht daher weitreichende Schlüsse zur Klimaentwicklung der westlichen Mediterraneis während der letzten 5,4 Ma Jahre.

2. Pedogenese und klimaökologische Stellung der fossilen Paläoböden

Alle Fossilböden sind autochthon, aber z.T. stark erodiert. Unter Anwendung bodenkundlicher Standardmethoden (Körnung, CaCO_3 , C_{org} , Fe, Fe_2 , Fe, Haupt- und Spurenelemente der Tonfraktion, Tonminerale, Mikromorphologie) konnten sie jedoch genetisch zugeordnet werden: mehr oder weniger entkalkte,

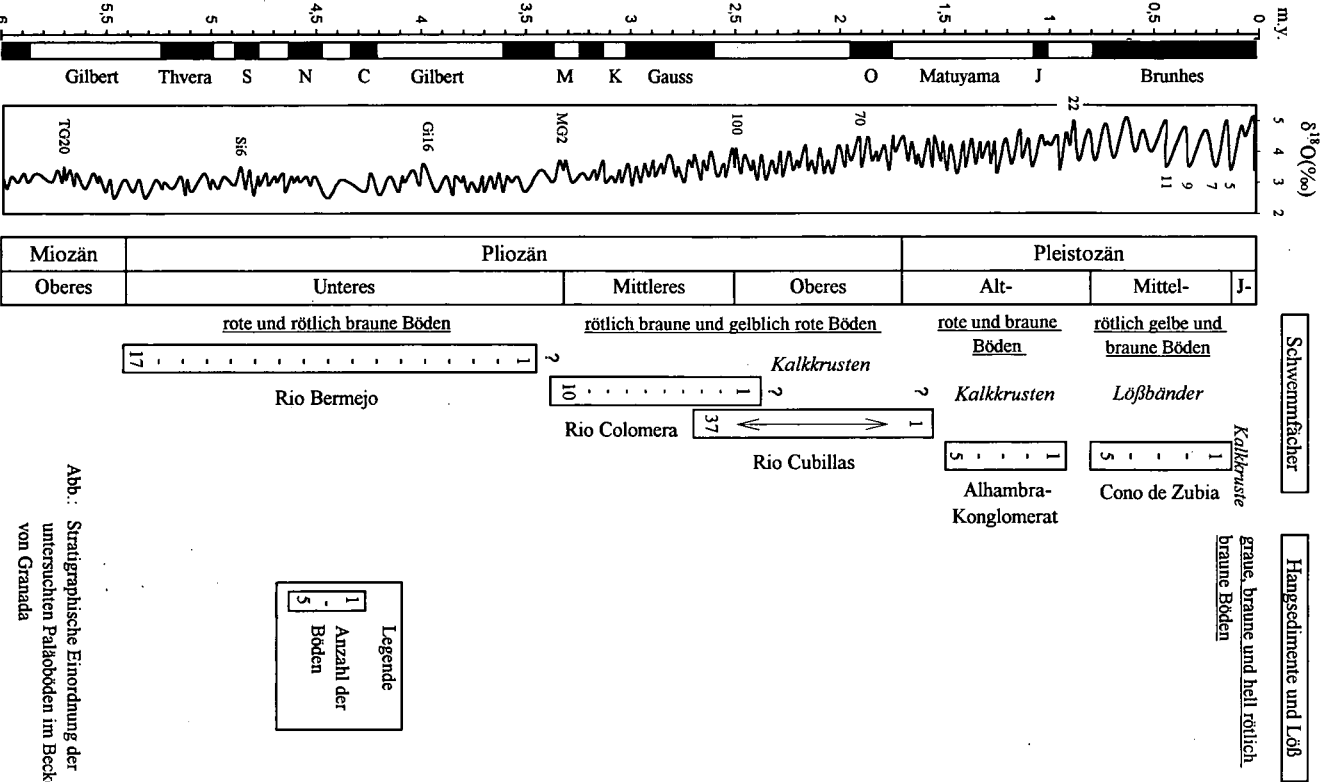


Abb.: Stratigraphische Einordnung der untersuchten Paläoböden im Becken von Granada

rubefizierte bzw. verbraunte Bv- und Bt-Horizonte mit Tonmobilisierung und Recarbonatisierung, pedogene Kalkanreicherungs-horizonte (Bc, Cc) sowie graue Ah-Horizonte ließen sich ausweisen (s. Abb.). Nach der Literatur entstehen Böden mit o.g. B-Horizonten unter subtropisch-mediterranen Klimabedingungen. In den milden und feuchten Wintermonaten wird Carbonat gelöst und abgeführt, welches sich in den trocken-heißen Sommern teilweise durch Präzipitation und Rekrystallisation im Unterboden anreichert. Die kräftige Bodenfarbe wird durch Dehydrierung der gebildeten Fe-Oxide verursacht. MILLOT (1970: 111) fordert für die genannten Bodenprozesse ca. 20°C Jahresdurchschnittstemperatur und jährliche Niederschlagssummen zwischen 750 und 1300 mm. Hygrische Schwankungen dieser Größenordnung dokumentieren sich zwangsläufig in unterschiedlicher Bodenbildungsintensität, die somit Maßstab für eine pedogenetische und klimaökologische Differenzierung der fossilen Paläoböden sein kann.

Auf dieser Grundlage ergibt sich folgende klimastratigraphische Gliederung des Pliozäns und Pleistozäns:

Das Untere Pliozän ist durch einen mehrfachen Wechsel (17) von stärker entwickelten roten (2.5YR) und schwächer entwickelten rötlich braunen (5YR) Böden gekennzeichnet. In ersteren sind Entkalkung, pedogene Eisenoxidbildung ($Fe_d > 2\%$) und die Anreicherung von Spurenelementen (Ba, Rb, Sr, V) sowie die Mobilität des Bodentons mit einer *striated b-fabric* (vgl. GÜNSTER & SKOWRONEK 1997) am stärksten ausgeprägt. Abnehmende Humidität führt im Mittleren und Oberen Pliozän zu einer deutlichen Abschwächung dieser Prozesse. Die trockensten Verhältnisse werden dabei im Oberen Pliozän erreicht, wovon zunehmende Gehalte an Smectit (>40%) und äolisch eingetragene Schluff (>60%) sowie zahlreiche pedogene Kalkkrusten zeugen. Stärker verwitterte und rubefizierte (10R) Paläosole (SiO_2/Al_2O_3 mol bei 2) belegen eine Klimaänderung im Altpleistozän zu zeitweise deutlich humideren Phasen; es kommen aber auch (pedogene?) Kalkkrusten vor, als Anzeiger altpleistozäner Trockenperioden. Das Mittel- und Jungpleistozän steht unter dem zunehmenden Einfluß trocken-kalter Glazial- bzw. Stadialzeiten. Mehr oder weniger intensive Bodenbildung ($Fed < 1\%$) erfolgt in den wärmeren und feuchteren Interglazialen bzw. Interstadialen.

Das Jungpleistozän ist durch 10 fossile Böden repräsentiert (in Abb. aus Maßstabsgründen nicht dargestellt). Bodensequenzen mit grauen, humosen Ah-Horizonten, Verbraunungszonen und Naßböden zeigen deutliche Parallelen zur mitteleuropäischen Lößstratigraphie des Jungpleistozäns. Auch unter der Berücksichtigung möglicher sedimentärer Lücken deckt sich dies weitgehend mit Ergebnissen von PAEPE et al. (1990), die den letzten Interglazial-Glazial-Zyklus in Mitteleuropa und im östlichen Mittelmeergebiet mit max. 13 fossilen Böden paläoklimatisch auflösen konnten. Eine Bestätigung finden die paläopedologischen Befunde auch in palynologischen Erkenntnissen. So sind die Interstadiale des Würms europaweit durch identische Pflanzengesellschaften und die Stadiale durch Vegetationslosigkeit gekennzeichnet (GRÜGER 1989), was nur mit einem prinzipiell gleichartigen Klimaverlauf in allen Teilen Europas erklärt werden kann.

Die klimatische Interpretation der fossilen Paläosole lassen sich gut mit den Ergebnissen anderer Forschungsdisziplinen vereinbaren. So sind Klimawechsel größeren Ausmaßes im westlichen Mediterrangebiet

auch an Veränderungen der Faunen- bzw. Florenspektren ablesbar (SUC 1984; OPDYKE 1995). Deutliche Trendwechsel mit abnehmender Humidität und Temperatur sind bei 3,3, 2,5, 1,7 sowie 0,8 Ma dokumentiert. Diese werden auch mit tektonischen Großereignissen in Zusammenhang gebracht, welche die atmosphärische Zirkulation und das regionale Klimageschehen auf der gesamten Nordhalbkugel wesentlich beeinflussen (PARTRIDGE et al. 1995).

3. Schlußfolgerungen

Die Befunde der paläopedologischen Untersuchungen im Becken von Granada zeigen eindrucksvoll, daß fossile Böden als Klimaindikatoren herangezogen werden können. Insbesondere zyklische Klimawechsel sind in Sediment-Boden-Abfolgen deutlich nachgezeichnet. Das Klima im westlichen Mittelmeergebiet war während der letzten 5,4 Ma subtropisch-mediterran geprägt, jedoch ist ein Trend abnehmender Humidität vom Unteren Pliozän bis ins Jungpleistozän verfolgbar.

4. Danksagung

Unser aufrichtiger Dank gilt der Deutschen Forschungsgemeinschaft, welche die Untersuchungen unter dem Thema „Klimazyklische Aufschüttung/Abtragung und Bodenbildung während des Pliozäns und Quartärs im Becken von Granada“ in großzügiger Weise fördert (Gz. Sk 20/3-1 u. 2).

5. Literatur

- BOND, G.C. & R. LOTTI (1995): Iceberg discharges into the North Atlantic on millennial time scales during the last glaciation. - *Science* 267: 1005-1010.
- GRÜGER, E. (1989): Palynostratigraphy of the last interglacial/glacial cycle in Germany. - *Quatern. Int.* 3/4: 69-79.
- GÖNSTER, N. & A. SKOWRONEK (1997): Zur Mikromorphogenese und Klassifizierung pliozäner und pleistozäner Paläoböden im Becken von Granada. - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 85: 1147-1150.
- MILLOT, G. (1970): *Geology of clays. Weathering, sedimentology, geochemistry.* - Paris, 429 S.
- OPDYKE, N.D. (1995): Mammalian migration and climate over the last seven million years. - In: E.S. VRBA, G.H. DENTON, T.C. PARTRIDGE & L.H. BURCKLE (eds.): *Paleoclimate and evolution, with emphasis on human origins*, Yale University Press, New Haven, London, S. 109-114.
- PAEPE, R., J. MARIOLAKOS, E. VAN OVERLOOP & E. KEPPENS (1990): Last interglacial-glacial north-south geosol traverse (from stratotypes in the north sea basin and in the eastern mediterranean). - *Quatern. Int.* 5: 57-70.
- PARTRIDGE, T.C., G.C. BOND, J.H. HARTNADY, P.B. DEMENOCAL & W.F. RUDDIMAN (1995): Climatic effects of Late Neogene tectonism and volcanism. - In: E.S. VRBA, G.H. DENTON, T.C. PARTRIDGE & L.H. BURCKLE (eds.): *Paleoclimate and evolution, with emphasis on human origins*, Yale University Press, New Haven, London, S. 8-23.
- ROHDENBURG, H. (1970): Morphodynamische Aktivitäts- und Stabilitätszeiten statt Pluvial- und Interpluvialzeiten. - *Eiszeitalter u. Gegenwart* 21: 81-96.
- SHACKLETON, N.J. (1995): New data on the evolution of Pliocene climatic variability. - In: E.S. VRBA, G.H. DENTON, T.C. PARTRIDGE & L.H. BURCKLE (eds.): *Paleoclimate and evolution, with emphasis on human origins*, Yale University Press, New Haven, London, S. 242-248.
- SUC, J.P. (1984): Origin and evolution of the Mediterranean vegetation and climate in Europe. - *Nature* 307: 429-432.

Auswirkungen immissionsbedingter Stoffeinträge auf Säurestatus und Stoffgehalte stadtnaher Auwaldböden. - Methodische Aspekte der räumlichen Erfassung von Ökosystemparametern und Ergebnisse aus Simulationsversuchen

von

HAASE,D., KRÜGER,A.-, SCHNEIDER,B., NEUMEISTER,H.

1. Problemstellung

Für Säurestatus und Stoffbestand der Böden in den Leipziger Weiße Elster-Pleiße-Auwalddern sind Herkunftsraum, Depositionsart und Acidität der Immissionen von entscheidender Bedeutung. Alkalische Braunkohlenflugaschen trugen bis 1990 zur Neutralisierung der Niederschläge im Raum Leipzig bei. Ihre Reduzierung (1990: pH 5,3 und 1993: pH 4,6; *IFUG: Neumeister et al. 1997*) aufgrund von Sanierungsmaßnahmen und Heizungsumstellungen bewirkte bis 1996 eine deutliche Versauerung des Regens. Säuren und Säurebildner gelangten in die Auenböden und beeinflussen das bodenchemische Reaktionsmilieu. Erst im vergangenen Jahr nahmen die pH-Werte der Niederschläge wieder leicht zu. Darüber hinaus wirkt der Waldbestand als Ort spezifischer Anreicherung und Verteilung von organischen und anorganischen Säuren.

Durch atmosphärischen Eintrag reicherten sich Schwermetalle und organische Schadstoffe in den schluffigen Vegaböden (Ah-aM-aMGo-Gor-Profile; *Haase et al. 1997*) über Jahrzehnte an. Sie wurden element-spezifisch an Ton- und Humuskolloide pedogen gebunden.

Unter veränderten Aciditätsbedingungen kann das Rückhaltevermögen der Böden für Schadstoffe verändert, bodeninterne Migrationsprozesse initiiert und Vegetation sowie Grundwasser gefährdet werden, sobald die gesättigte Bodenzone erreicht ist. Daher waren folgende Aspekte Gegenstand der Untersuchungen:

- Wie wirkte der Eintrag von Säuren der Niederschläge auf die Böden unter den Bedingungen der Waldbestockung ?
- Welche Rolle spielt der Stammabfluß als Einflußgröße bei systeminternen Stofftransport ?
- Wie beeinflussen veränderte Aciditätsbedingungen der Böden ihr spezifisches Retentionsvermögen für Schadstoffe ?
- Welche Rolle spielen Ton- und Humuskolloide bei der Fixierung bzw. Mobilisierung von Metallen?

Einige Ergebnisse sollen im folgenden vorgestellt werden.

2. Wissenschaftlicher Ansatz und Methodik

2.1 Säurestatus

Boden-pH-Werte unter Wald sind bestandspezifisch (*Neumeister et al. 1997*). Die Niederschlagsableitung erfolgt in Laubwäldern (Trichtertyp; *Otto 1994*) zu großen Teilen in Form des Stammabflusses (Abb. 1).

Daher muß die Verteilung der Bäume als ein Schlüssel der Oberboden-pH-Werte-Verteilung angesehen werden. Um die Stämme kräftiger Bäume sind darüber hinaus vegetationsfreie Bereiche aufgrund der stammnahen Säurebelastung sichtbar, da sich im Kronenraum Säuren, Kationen und Schwermetalle spezifisch anreichern und über den Stammabfluß in den Boden eingetragen werden.

Diese Eintragspfade der Säuren in die Auwaldböden wurden mittels eines Meßprogrammes nachvollzogen, welches in situ im Ökosystem angewendet wurde, da nur so die aktuellen, dissoziationsbedingten Protonenkonzentrationen feststellbar sind. In alle Haupt- und Nebenhimmelsrichtungen werden die pH-Werte im Boden in räumlicher Entfernung zum Stamm im humos geprägten Ah-Horizont (Mullauflage) ermittelt (Abb. 2).

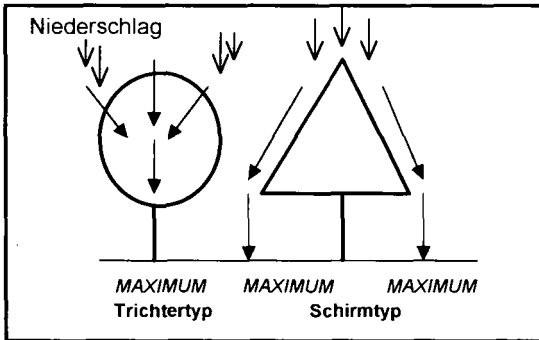


Abb. 1: Niederschlagsableitung bei Schirm- und Trichtertyp (verändert nach *Otto 1994*)

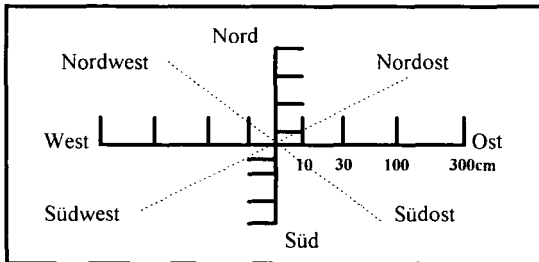


Abb.2: Meßnetz um die Bäume in situ (*Neumeister et al. 1997*)

2.2 Stoffgehalte und ihre Dynamik

Die Probenahme erfolgte nach Abbohrung der räumlich und pedogen sehr heterogenen Auenfläche und das Probenmaterial kann somit als repräsentativ angesehen werden. Die Untersuchungsmethodik zur Stoffdynamik gliedert sich in

- Feststoffanalytik im wässrigen und Säure-Eluat (nach DIN38 414/4 und 7),
- Simulationsversuche zur Säuren- und Basenneutralisationskapazität (ANC/BNC) mittels pH-Titration (nach *Meiwes et al. 1984, Haase 1998*),
- Bestimmung der Metallbindungsformen im humosen Ah-Horizont und mineralischen Unterboden durch ein sequentielles Extraktionsverfahren (*Zeien/Brümmer 1989*) sowie Erweiterung dieses durch Simulation von Säureeintrag mittels pH-Titration (*Haase*),
- RP-HPLC-Chromatographie zur Strukturaufklärung von Auf- und Abbauprozessen organischer Huminsäuren in Waldbestand und Boden mittels Komponentenbetrachtung (noch in Auswertung).

3. Ergebnisse

Es konnten nahezu konzentrische pH-Werte-Muster um die Bäume festgestellt werden, bei denen sich ein Gradient vom Stamm aus (sehr niedrige pH-Werte) in stammfernere Bereiche verfolgen läßt (Abb.3). Die pH-Werte im stammnahen Bereich liegen im Al-Fe-Puffer für Böden nach *Ulrich*. Damit wird der Einfluß des Stammabflusses auf die Bodenacidität einerseits und die spezifische Anreicherung im Krönenraum andererseits deutlich.

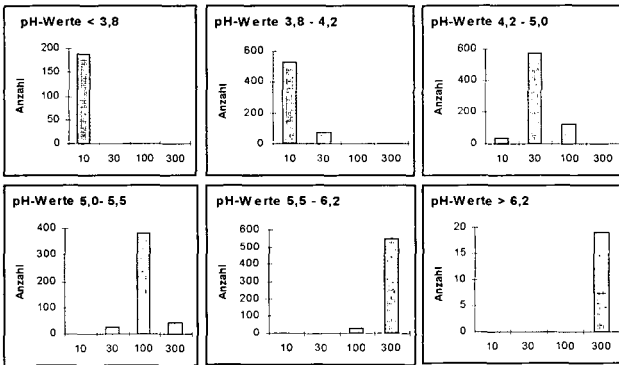


Abb.3: Häufigkeitsverteilung der Boden-pH-Werte in den Grenzen der Pufferbereiche nach *Ulrich* (1991) für die Jahre 1996-97

Erhöhte Al-Gehalte und das Fehlen von Carbonat im stammnahen Bodenbereich um die Bäume deutet auf die Lösung verschiedener Puffersubstanzen im Oberboden hin. Bei weiterem Säureeintrag (ANC) aber auch bei alkalischem Input in das Pedosystem (BNC) kommt es zu einer verstärkten Mobilisierung von Metallen in Ober- und Unterboden (*Haase 1998*; Abb.4; Tab. 1). Dabei spielt das Lösungsverhalten der SOM (soil organic matter) ab pH >5 eine wesentliche Rolle, da sie Metalle wie Pb, Cu, Ni und Cr in ihre Strukturen (an funktionelle Gruppen z. B.) einbindet (*Schneider et al. 1998*).

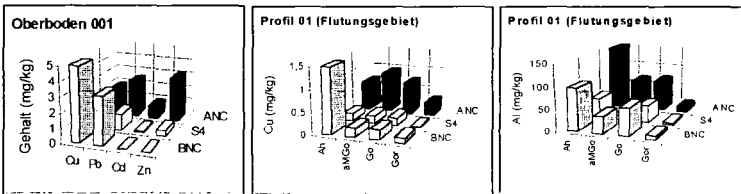


Abb.4: Metallgehalte bei Säure- und Baseneintrag in Ober- und Unterboden

Säurestatus		Metall Al				Metall Pb			
		Probe B001	Probe B002	Probe B6	Probe B14	Probe B001	Probe B002	Probe B6	Probe B14
ANC	pH	3,92	4,21	4,88	3,51	3,92	4,21	4,88	3,51
200mval	mg/kg	113,6	98,6	101,6	99,5	2,56	2,85	0,98	0,82
S4	pH	4,32	4,65	4,48	3,98	4,32	4,65	4,48	3,98
	mg/kg	35,6	30,5	27,1	35,6	1,08	1,12	0,03	0,01
BNC	pH	6,89	6,74	6,66	5,98	6,89	6,74	6,66	5,98
200mval	mg/kg	69,8	71,2	81,5	55,6	3,25	4,12	0,12	0,31

Tab. 1: Metallgehalte im Oberboden der Auenwälder bei veränderten pH-Bedingungen

Die Affinität bestimmter Schwermetalle und Mikronährstoffe zur SOM konnte auch in den Extraktionssequenzen für den humose geprägten Oberboden und mineralischen Unterboden erkannt werden. Besonders Cd und Zn sowie die Nährelemente Ca, K und Na liegen zu erheblichen Anteilen in mobiler und austauschbarer Form vor und können bei Änderung des pedochemischen Milieus aus ihren Bindungen gelöst werden (Abb.5/6).

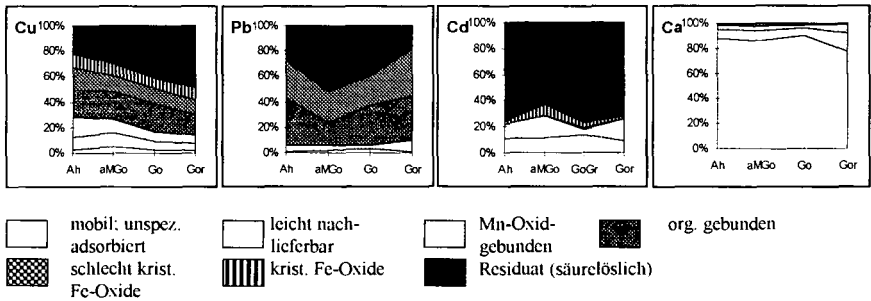
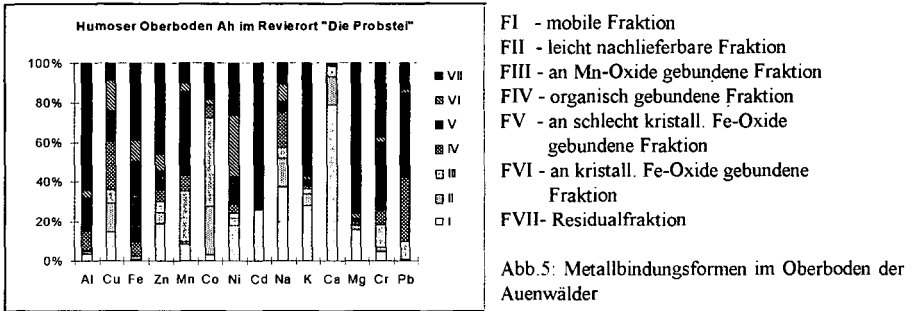


Abb.6: Mobilisierungspotential für Nährstoffe und Schwermetalle in den Vega-Gleye-Böden der Südlichen Leipziger Aue anhand der Bindungsformen im Boden

Erste Ergebnisse aus chromatographischen Untersuchungen zu Huminsäuren in Kronentraufe und Stammabfluß zeigen, daß insbesondere der Stammabfluß erheblich mehr Einfluß auf die Gehalte an organischen Säuren in den Auwaldböden besitzt, als allgemein angenommen wird (Haase et al. 1998).

4. Schlußfolgerungen

Es konnten mittels der vorgestellten Untersuchungen bestandsabhängige Aciditätsmuster der Oberböden in den Auenwäldern gefunden werden. Durch das vorstellte in-situ-Meßverfahren unter Bezugnahme auf die stammgebundene Niederschlagsableitung konnte die räumliche Verteilung der Boden-pH-Werte und somit ihre räumliche Funktion im Oberboden der Auenwälder nachvollzogen werden.

Bei Veränderung des pedochemischen Milieus ist eine element- und bindungsspezifische Pufferung bzw. Mobilisierung von Metallen im Boden zu erwarten, die von der ungesättigten Zone bei frühjährlichem Grundwasseranstieg zum Eintrag in die gesättigte Zone führen kann.

Literatur:

Haase et al. (1998): Proceedings Int. Symposium Smolenice; Haase et al. (1997): Mitt. DBG, 85, III, 1151-1154; IUG (1995-7): Immissionsberichte 1995-97; Meiwes et al. (1984): Berichte Waldökosysteme, Band 7, Göttingen; Neumeister et al. (1997): Pflanzl. geogr. Mittg. 4/97, 381-398; Otto (1994): Waldökologie; Schneider et al. (1998): Proceedings Int. Symposium Smolenice; Ulrich (1991): Soil Acidity; Zeien, Brümmel (1989): Mitt. DBG 59, I, 505-510

Einfluß verschiedener Verfahren der Aggregation auf die Güte bodenkundlicher Auswertungskarten

von

HENNINGS, V.

1. Zielsetzung

Trotz erstmals einheitlicher Systematik der pedoregionalen Gliederung Deutschlands mit Definition von sieben hierarchischen Aggregierungsstufen bodenkundlicher Areale in der 4. Aufl. der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4) existiert noch kein Regelwerk von Algorithmen, das eine vollständig automatisationsgestützte Aggregation bodenkundlicher Kartiereinheiten über alle Maßstabsebenen erlaubt. Die verfügbaren kleinmaßstäbigen Bodenkarten der Bundesrepublik sind nicht durch Generalisierung flächendeckender großmaßstäbiger Kartierbefunde auf induktivem Wege, sondern deduktiv als Ergebnis einer bodenkundlichen Interpretation vor allem geologischer Karten entstanden. Für praktische Fragen des Bodenschutzes sind weniger Grundlagenkarten, die taxonomische Einheiten eines genetischen Klassifikationssystems ausweisen, als vielmehr Auswertungskarten gefragt, die Darstellungen von Bodenfunktionen wie der Grundwasserneubildung oder dem Filtervermögen für Schwermetalle beinhalten. Es ist daher naheliegend, auch zur Bewertung verschiedener Aggregierungsvarianten die Genauigkeit von Bodenfunktionskarten unterschiedlicher Maßstäbe als Kriterium zu verwenden. Dazu wurde exemplarisch an einem regionalen Fallbeispiel die Güte kleinmaßstäbiger Bodenfunktionskarten bewertet:

- (1.) bei unveränderter Übernahme der bestehenden bodenkundlichen Grundlagenkarten,
- (2.) bei Schaffung alternativer bodenkundlicher Grundlagenkarten aus Kartiereinheiten im Maßstab 1 : 5.000 unter Verwendung verschiedener Konzepte der Aggregation.

2. Rahmenbedingungen eines regionalen Fallbeispiels

Für eine exemplarische Untersuchung wurde das Blatt „Vechta“ der Bodenkarte von Niedersachsen 1 : 25.000 (BK25) ausgewählt, für dessen Fläche eine digitale bodenkundliche Datengrundlage für die Maßstabsebenen 1 : 5.000, 1 : 25.000, 1 : 200.000 und 1 : 1Mio. vorliegt. Zielgröße zur Beurteilung des Einflusses verschiedener Aggregierungsvarianten ist die mit Hilfe einer empirischen Regressionsgleichung von RENGER & WESSOLEK (1990) aus Boden- und Klimainformationen ermittelte Grundwasserneubildungsrate bzw. Sickerwasserrate aus dem Boden. Als Fehlermaß fungiert eine flächengewichtete Standardabweichung, d.h. die Wurzel aus der mittleren quadrierten Differenz (WMQD), ermittelt für jedes bodenkundliche Areal des Maßstabs 1 : 5.000 als Differenz zum zugehörigen Wert der beurteilten Maßstabsebene.

Zur Aggregation bodenkundlicher Kartiereinheiten nach den Eigenschaften typischer, repräsentativer Profile bestehen prinzipiell mehrere Möglichkeiten: nach einzelnen Merkmalen wie der Bodenart (enschichtung) ohne Einordnung des Bodens in ein Klassifikationssystem, nach einem taxonomischen Kriterium wie z.B. dem Bodentyp oder nach abgeleiteten Kennwerten wie o.g. Bodenfunktionen. Im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchung wurden sechs Varianten der Aggregation nach taxonomischen Kriterien verglichen, wobei die Grenzen der Kartiereinheiten in allen Maßstäben unverändert blieben. Aggregiert wurden Profilvereinerlichungen nach Übereinstimmung

- * in Haupttyp + Subtyp + Tiefenkennziffer des diagnostischen Horizonts,
- * in Haupttyp + Subtyp,
- * im Haupttyp,
- * in Haupttyp + Substrattyp,
- * im Substrattyp,
- * in ähnlichen Substrattypen.

3. Ergebnisse

3.1 Bewertung von Bodenfunktionskarten auf der Grundlage der bestehenden BK 25, BÜK 200 und BÜK 1000

Um potentielle Verbesserungen durch alternative Bodenkarten, die durch Aggregierung aus großmaßstäbigen Kartierbefunden gewonnen wurden, einordnen zu können, ist zunächst die Frage zu beantworten, welchen Informationsgehalt Karten der Sickerwasserrate auf verschiedenen Maßstabsebenen bei unveränderter Übernahme der bestehenden bodenkundlichen Grundlagenkarten BK 25, BÜK 200 und BÜK 1000 bieten, gemessen an Detailinformationen des Maßstabs 1 : 5.000.

Tab. 1: Bewertung von Karten der Sickerwasserrate verschiedener Maßstäbe bei unveränderter Übernahme der BK 25, BÜK 200 und BÜK 1000, gemessen an Detailinformationen des Maßstabs 1 : 5.000

	Fehlermaß WMQD in mm	
	bei ausschließlicher Verwendung des Leitbodens jeder Legendeneinheit	bei Verwendung von Leit- und Begleitböden jeder Legendeneinheit
BK 25	62.0	59.6
BÜK 200	82.1	78.6
BÜK 1000	83.7	----

Die Befunde zu dieser ersten Fragestellung lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- ◆ Eine Karte der Sickerwasserrate auf der Grundlage der bestehenden BÜK 1000 beurteilt die Zielgröße im Beispielsgebiet mit einer flächengewichteten Standardabweichung von ca. 85 mm oder einer Quote korrekter Klassenzuweisung von ca. 40 % der Fläche.
- ◆ Auswertungskarten auf der Grundlage der Bodenübersichtskarten der Maßstäbe 1 : 200.000 und 1 : 1 Mio. sind in ihrer Aussagegenauigkeit gleichwertig.
- ◆ Eine um Angaben zu den Begleitböden erweiterte Flächeninhaltsbeschreibung der Legendeneinheiten erhöht die Güte der Auswertungskarten nur unwesentlich.

3.2 Verbesserungsmöglichkeiten durch direkte Aggregierung großmaßstäbiger Grundlagenkarten

Nachdem die Güte von Auswertungskarten verschiedener Maßstäbe gemäß Tab. 1 quantifiziert werden kann, stellt sich die Frage, welcher Fehleranteil durch die räumliche Variabilität der bodenkundlichen Verhältnisse bedingt und damit als maßstabsspezifisch anzusehen ist und welcher Fehleranteil durch den Modus der Kartenerstellung bedingt und damit ggf. durch direkte Aggregierung großmaßstäbiger Grundlagenkarten reduzierbar ist.

Die Befunde aus Abb. 1 und 2 sowie einer analogen Auswertung für die Aggregierung zum Zielmaßstab 1 : 1 Mio. lassen sich zu Abb. 3 zusammenfassen und wie folgt interpretieren:

- ◆ Die Aussagegenauigkeit einer Karte der Sickerwasserrate auf der Maßstabsebene 1 : 25.000 läßt sich durch alternative Verfahren der Aggregierung bodenkundlicher Detailinformationen nur unwesentlich verbessern.
- ◆ Dagegen läßt sich die Güte von Auswertungskarten auf den Maßstabsebenen 1 : 200.000 und 1 : 1 Mio. deutlich verbessern, wenn die Repräsentativprofile der Legendeneinheiten der BÜK 200 und der BÜK 1000 direkt aus bodenkundlichen Grundlagenkarten der nächsttieferen Maßstabsebene abgeleitet werden.
- ◆ Das Kriterium der Aggregierung bzw. Profilauswahl spielt dabei keine Rolle.
- ◆ Der „Fehler“ einer Auswertungskarte der Maßstäbe 1 : 200.000 und 1 : 1 Mio. ist zu ca. 3/4 durch die räumliche Variabilität der bodenkundlichen Verhältnisse bedingt oder maßstabsimmanent und damit nicht eliminierbar. Das restliche Viertel ist durch den Modus der Kartenerstellung bedingt.
- ◆ Alle bisherigen Aussagen beziehen sich ausschließlich auf eine „Aggregierung“ bodenkundlicher Informationen, bei der die Grenzen der bestehenden BÜK 200 und BÜK 1000 unverändert blieben.

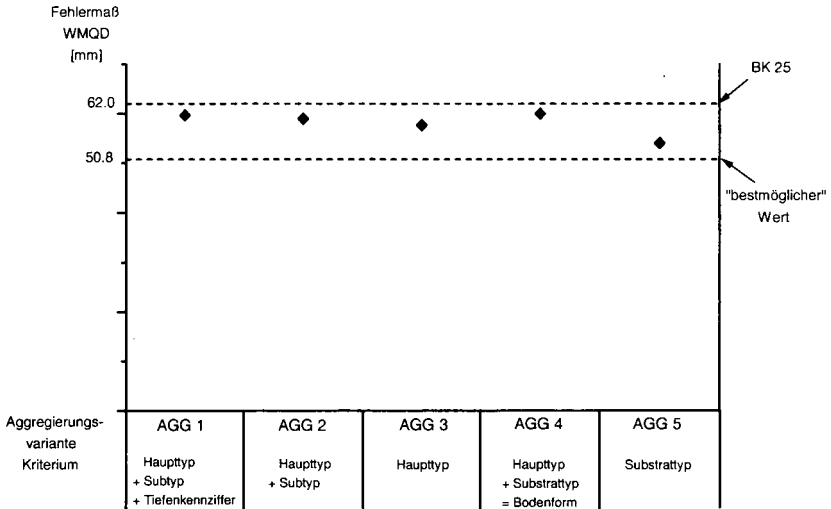


Abb. 1: Genauigkeit der Darstellung der Sickerwasserrate im Maßstab 1 : 25.000 bei unterschiedlichen Verfahren der Aggregation bodenkundlicher Basisdaten des Maßstabs 1 : 5.000

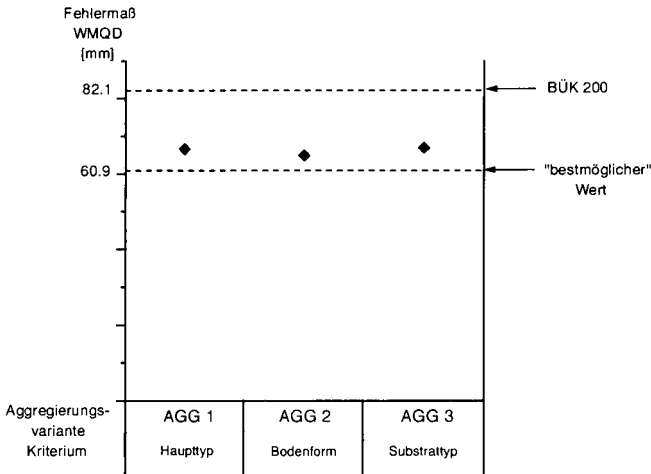


Abb. 2: Genauigkeit der Darstellung der Sickerwasserrate im Maßstab 1 : 200.000 bei unterschiedlichen Verfahren der Aggregation bodenkundlicher Basisdaten des Maßstabs 1 : 25.000

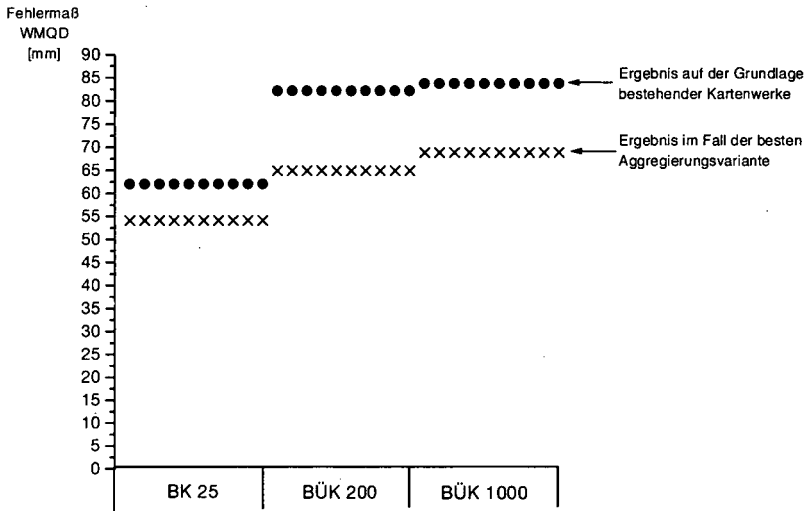


Abb. 3: Genauigkeit der Darstellung der Sickerwasserrate auf verschiedenen Maßstabsebenen und Verbesserungsmöglichkeiten des Ergebnisses durch neue Aggregation bodenkundlicher Basisdaten

4. Ausblick

Für die Zukunft stellen sich folgende Aufgaben:

- ◆ Test alternativer Aggregierungskriterien,
- ◆ Wiederholung dieser Untersuchung mit Veränderung der Grenzen der bestehenden BÜK 200 und BÜK 1000 bei der Aggregation,
- ◆ Wiederholung dieser Untersuchung mit Bewertung von Karten bodenchemischer Kennwerte,
- ◆ Beurteilung des Einflusses der Regionalisierung von Klimadaten,
- ◆ Beurteilung des Einflusses der Regionalisierung von Landnutzungsdaten,
- ◆ Kopplung der Ergebnisse mit Variabilitätsmaßen bodenkundlicher Areale,
- ◆ Formulierung von Algorithmen für die regelbasierte Aggregation bodenkundlicher Basisdaten.

Renger, M. & Wessolek, G. (1990): Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen und Nutzungsänderungen auf die Grundwasserneubildung. - Mitt. Inst. für Wasserwesen, Bundeswehr Hochschule München, Band 38 B, 295-305.

Anforderungen an die geologisch-bodenkundliche und chemische Charakterisierung durch Bodenwäsche zu behandelnder Böden

von

JANSKY, H.-J., BERGER, W., NEUMANN, V.

Einleitung

Im Rahmen der Altlastensanierung oder beim Ausheben von Baugruben anfallender kontaminierter Boden stellt Abfall dar, der nach KrW/AbfG einer Behandlung zuzuführen ist. Dieser kann entweder deponiert oder thermisch, biologisch oder chemisch-physikalisch behandelt werden mit dem Ziel, durch Dekontamination einen hohen Anteil des kontaminierten Bodens für eine Verwertung zu gewinnen. Dabei spielt die zur letztgenannten Gruppe gehörende Bodenwäsche eine wichtige Rolle. So wurden rund 48 % des 1994 dekontaminierten Bodens durch Bodenwäsche behandelt /1/.

Bei der Bodenwäsche wird kontaminierter Boden unter Eintrag mechanischer Energie in Wasser dispergiert (aufgeschlossen), um Agglomerate bis zu Primärpartikeln zu zerlegen und Schadstoffe von Bodenpartikeln abzutrennen. Nach dem Aufschluß soll ein möglichst großer Anteil des Bodens als schadstoffarme Partikel neben einem möglichst geringen Anteil an schadstoffreichen Partikeln und Schadstoffpartikeln vorliegen. Die Partikel werden aufgrund solcher Eigenschaften wie Größe, Dichte oder Hydrophobierbarkeit der Oberfläche durch Klassier- und Sortierprozesse voneinander und von dem Hauptteil des Prozeßwassers getrennt. Letzteres wird in den Prozeß zurückgeführt. Die schadstoffarmen Partikelfraktionen (mineralische Bodenbestandteile) können verwertet werden, während die schadstoffreichen Fraktionen, die überwiegend aus Leichtgut und Feinstkorn bestehen, vorrangig deponiert oder thermisch behandelt werden.

Im Folgenden wird an Beispielen aus einem Bodenwaschversuch, der in der BAM Versuchsanlage zur Untersuchung und Bewertung der Bodenwäsche (VAUB) /2/ durchgeführt wurde, der Informationsbedarf für die Bodenwäsche verdeutlicht.

Der Durchsatz der VAUB beträgt max. 1 m³ Boden und 10 m³ Prozeßwasser in der Stunde, d. h. es handelt sich um eine Anlage im technischen Maßstab. Die VAUB entspricht in ihrem Aufbau der Komplexität kommerzieller Bodenwaschanlagen, die ein Grund für den relativ hohen Informationsbedarf hinsichtlich der Eigenschaften des zu waschenden Gutes ist.

Zielstellung

Das Ziel der geologisch - bodenkundlichen und chemischen Charakterisierung von kontaminierten Böden für die Bodenwäsche ist die umfassende Beschreibung der Materialeigenschaften des gesamten Stoffinventares der zu behandelnden Bodenmenge in bezug auf die Aufbereitung als fester mineralischer Stoff unter Berücksichtigung der in der Bodenwaschanlage dafür zur Verfügung stehenden Möglichkeiten. Das betrifft neben der natürlichen Bodenmatrix auch die Schadstoffe und die Fremdmaterialien.

Fragestellungen, die zu beantworten sind:

1. Darf der Boden angenommen werden?

Mit der immissionsschutzrechtlichen Genehmigung der Bodenwaschanlage werden Grenzen für Art und maximalen Gehalt an Schadstoffen im Boden festgelegt, die in der Anlage behandelt werden dürfen. In Tabelle 1 sind als Beispiel für einige besonders häufige Kontaminationen Annahmegrenzwerte der VAUB angegeben. Hiermit wird die Annahme bis zu Grenzfällen der kommerziellen Bodenwäsche ermöglicht. Nach Abfallrecht sind die zur Entscheidung über die Annahme notwendigen Angaben in der Deklarationsanalyse in Zusammenhang mit dem Entsorgungsnachweis vorzulegen.

*) Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, Unter den Eichen 87, 12205 Berlin

Tabelle I Annahmegrenzwerte für die VAUB (Auszug)

Schadstoffart:	MKW	Schadstoffgehalt in mg/kg TS:	100 000
	PAK		15 000
	Monoaromaten (BTEX)		1 500
	Cyanide (gesamt)		2 000
	Blei		12 000

2. Kann der Schadstoff durch die Wäsche abgetrennt werden und welche speziellen aufbereitungstechnischen Varianten des Waschverfahrens müssen eingesetzt werden?

Aus den Erfahrungen mit der Wäsche ähnlicher Böden in einer Anlage lassen sich bestimmte günstige Einstellungen z. B. Durchsatz, Wasser/Feststoffverhältnis, Einsatz von Hilfsmitteln (Tenside u. ä.) sowie Einstellungen der Trennaggregate bis zu einem gewissen Grad vorhersagen. Diese Vorhersage wird durch Informationen über Anteil und Schadstoffgehalt der in der Anlage durch Sortierung und Klassierung zu trennenden Partikelkollektive sehr viel sicherer. Abb. 1 zeigt hierzu als Beispiel die Schadstoffverteilung der Fraktion 0,1 - 2 mm nach einem Waschversuch. Aus der Schadstoffverteilung ist abzuleiten, daß dem Aufschluß und der Dichtesortierung hier die größte Bedeutung zukommen.

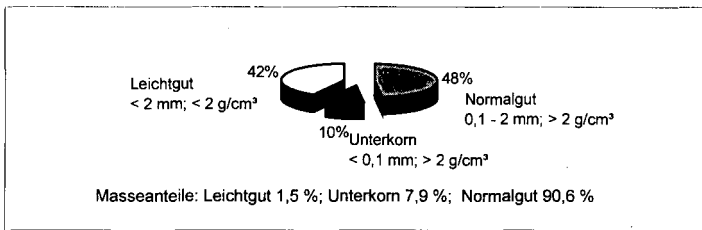


Abb.1 Waschversuch Moabiter Werder, Fraktion 0,1 - 2 mm, PAK-Verteilung in % auf Teilfraktionen

Für die erforderliche Charakterisierung von Partikelkollektiven des zu behandelnden Bodens ergibt sich die Notwendigkeit, nicht nur die Verteilung von Kennwerten für die gesamte Bodenmenge zu ermitteln, sondern auch Probenmaterial für die einzelnen Fraktionen zu gewinnen, an dem deren Schadstoffgehalte ermittelt werden können. Neben Trocken- und Naßsiebung werden von uns hierzu die Schwimm-Sink-Analyse unter Verwendung von Natriumpolywolframatlösungen als Schwerflüssigkeit und die fraktionierte Sedimentation (Trennung von Fraktionen < 25 µm) eingesetzt. Probleme bereiten dabei u. a. bei der Siebung auftretende Schadstoffverlagerungen vom Grobkorn auf das Feinkorn und die Dichtesortierung bei Proben mit löslichen Ca-Verbindungen.

Die Praxis der Bodenwäsche hat gezeigt, daß Erfahrungen und Laboruntersuchungen, wie sie hier angesprochen wurden, nicht in jedem Fall für die Prognose der Waschbarkeit eines Bodens ausreichen. Das trifft insbesondere dann zu, wenn dem Aufschlußprozeß eine dominierende Rolle zukommt oder die Eigenschaften der zu trennenden Partikelkollektive im Grenzbereich der Wirksamkeit der Trennaggregate liegen.

Aus diesem Grund ist für Böden, für die keine oder nur geringe Erfahrungen mit der Bodenwäsche vorliegen oder Probleme zu erwarten sind, ein Waschversuch angezeigt. Derartige Waschversuche durch Verlagerung in eine speziell dafür ausgerüstete Versuchsanlage wirtschaftlich anbieten zu können, ist ein Ziel, das mit dem Aufbau der VAUB verfolgt wurde.

3. Ist der waschbare Anteil des Bodens für eine wirtschaftliche Behandlung ausreichend groß?

Jede Bodenwaschanlage ist hinsichtlich der dekontaminierbaren Korngröße begrenzt. Diese Grenze liegt allgemein zwischen 10 und 63 µm (VAUB 10 µm). Der Grund hierfür ist, daß der Schadstoff im Aufschluß nicht vom Feinstkorn abgetrennt sondern auf dieses verlagert wird. Der nicht dekontaminierbare Anteil bildet den teuer zu behandelnden Abfall der Bodenwäsche. Nur wenn die ausreichend zu dekontaminierenden Fraktionen einen hohen Anteil, d. h. in der Regel > 80 % der Bodenmenge ausmachen, lohnt die Behandlung. Abb. 2 zeigt als Beispiel die Dekontaminierungsergebnisse einzelner Fraktionen. Die jüngste im Auftrag des ITVA durch die BAM durchgeführte Umfrage für die Bodendekontamination für verschiedene kontaminierte Böden hat die in Abb. 3 dargestellten Preisunterschiede ergeben, die neben den Unterschieden im Schadstoff auch auf die Unterschiede im nicht dekontaminierbaren Schluffanteil zurückzuführen sind.

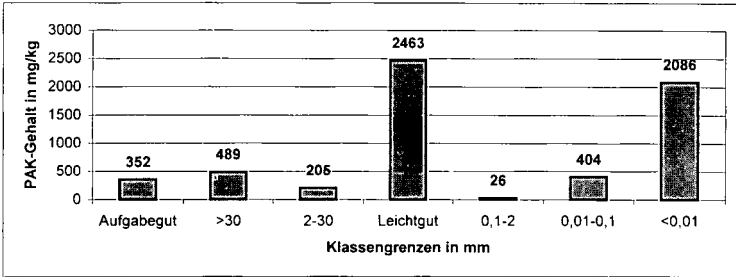


Abb. 2 PAK-Gehalt einzelner Fraktionen bei dem Waschversuch Moabiter Werder

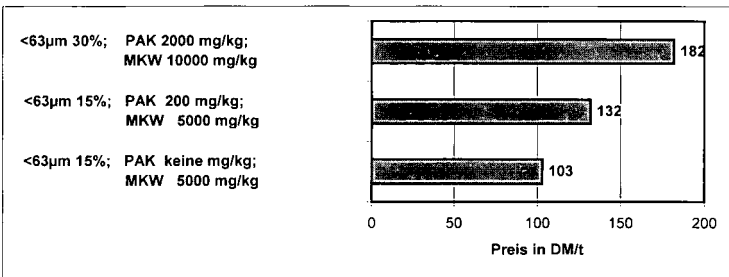


Abb. 3 Mittelpreise für die Bodenwäsche (Auszug aus /3/)

4. Welche Verwertungsmöglichkeiten gibt es für die gewaschenen Fraktionen?

Wesentlich für die Abschätzung der Verwertbarkeit der waschbaren Fraktionen und damit für die Wirtschaftlichkeit der Behandlung ist neben der aus Erfahrungen oder Waschversuchen abgeleiteten Prognose zu deren Restschadstoffgehalt deren geologisch - bodenkundliche Ansprache. Tabelle 2 zeigt Verwertungsmöglichkeiten und für die Verwertbarkeit wichtige Entscheidungskriterien.

Tabelle 2 Verwertbarkeit gewaschener Bodenfraktionen

Verwertungsmöglichkeiten

- Baustoff z. B. Unterbau im Straßen und Wegebau, Verfüllmaterial
- Zuschlagstoff für Baustoffproduktion mit thermischer Behandlung z. B. Zement, Ziegel
- Zuschlagstoff für Baustoffproduktion z. B. Beton- und Mörtel- Asphaltzuschlag
- Rekultivierung und Landschaftsbau Boden
- Lärmschutzwände
- Deponieabdeckung

Entscheidungskriterien für die Verwertbarkeit

- Restschadstoffgehalt organisch (Einsatzzwecke ohne zusätzliche Hochtemperaturbehandlung)
- Restschadstoffgehalt anorganisch (Alle Einsatzzwecke)
- Partikelgrößenverteilung (Alle Einsatzzwecke)
- Verunreinigung mit Fremd- oder biologischem Material z. B. Kunststoff, Glas, Holz (Einsatz in Baustoffen)
- Frostbeständigkeit (Einsatz als Zuschlagstoff oder Baustoff für tragende Konstruktionen im Freien)
- Farbe (Zement, Mörtel)

Schlussfolgerungen

Die geologisch bodenkundliche und chemische Charakterisierung kontaminierter Böden in Hinblick auf eine Bodenwäsche ist von großer Bedeutung für eine erfolgreiche Dekontamination.

Im Rahmen der umfangreichen Detailuntersuchungen zur Klärung des Verdachtes auf schädliche Bodenveränderung einer Fläche (Altlast), die der Entscheidung zum Ausheben von kontaminierten Böden vorausgehen, werden ebenfalls Informationen über den kontaminierten Boden gewonnen. Das legt die Frage nahe, reichen diese Informationen für die Vorbereitung der Bodenwäsche nicht aus? Tabelle 3 zeigt eine Auswahl von Unterschieden der Charakterisierung kontaminierter Böden für die Bewertung von Verdachtsflächen und für die Bodenwäsche. Anders als bei der Untersuchung und Bewertung kontaminationsverdächtiger oder kontaminierter Flächen bzw. Standorte, wo es um eine repräsentative, auf den Ort bezogene Beschreibung des Schadstoffinventars und möglicher Wirkungspfade zu Schutzgütern geht, zeichnen sich die in Vorbereitung der Bodenwäsche zu ermittelnden Kennwerte in erster Linie durch den Bezug auf die zu dekontaminierende Bodenmenge und die verfahrenstechnischen, für die Aufbereitung und Verwertung mineralischer Rohstoffe relevanten Eigenschaften aus. Es zeigt sich, daß sowohl Ziele als auch Wege zur Lösung beider Aufgabenstellungen derart voneinander abweichen, daß auf eine spezielle Untersuchung der zu waschenden Böden nicht verzichtet werden kann.

Tabelle 3 Unterschiede der Charakterisierung kontaminierter Böden für die Altlastenbewertung und die Bodenwäsche

<u>Altlastenbewertung</u>	<u>Ziel</u>	<u>Bodenwäsche</u>
Klärung des Verdachtes auf schädliche Bodenveränderung eines Volumens (Fläche), Ermitteln der Schadstoffausbreitungspfade zu Schutzgütern, Nutzungsmöglichkeit	Entscheidung über Einsatz der Bodenwäsche für eine zu dekontaminierende Bodenmenge, Prognose des Wascherfolges und der Verwertungsmöglichkeiten, Festlegung von Verfahrensparametern	
	<u>Weg</u>	
	<u>Probenart</u>	
Bevorzugt Einzelproben aus Horizonten und Schichten entsprechend dem Profilaufbau (Untersuchungspunkte), spezielle Proben für leichtflüchtige Schadstoffe, auch ungestörte Proben, Klärung der geologischen und hydrologischen Verhältnisse	Aus Einzelproben für eine Bodenmenge hergestellte repräsentative Mischprobe (Durchschnittsprobe) und aus dieser gewonnene Fraktionen, gestörte Bodenproben, Deklarationsanalyse	
	<u>Mindestprobenanzahl</u>	
abhängig von Fläche und nutzungsbezogenem Erkundungsziel und -ergebnis	abhängig von Bodenmenge und Homogenität	
	<u>Besondere Schritte der Probenvorbereitung</u>	
z. B. Eluatgewinnung	Fraktionierung (Sortierung und Klassierung) entsprechend den Trenngrenzen der Einzelagregate	
	<u>Ansprache</u>	
Charakterisierung von Einzelproben aus natürlichen Lagerungsverhältnissen, geologische Einordnung und bodenkundliche Kennzeichnung mit Schwerpunkt Bodenbestandteile	Charakterisierung einzelner Fraktionen nach Art und Morphologie der Bestandteile in Hinblick auf Aufbereitbarkeit und Verwertung	
	<u>Physikalische und chemische Parameter</u>	
Schadstoffmobilität beeinflussende Parameter Humus- und Tonanteile, Wasserdurchlässigkeit u. ä., Eluierbarkeit der Schadstoffe, Schadstoffgehalte der Untersuchungspunkte	Materialaufbereitung beeinflussende Parameter z. B. Feuchte und Korndichteverteilung, wasserlöslicher Anteil, Durchschnittsschadstoffgehalt - der Gesamtmenge und der Einzelfraktionen	

Literatur

/1/ H. J. Schmitz, M. Laun; Die Jagd nach dem Boden geht weiter; TerraTech 1995 3; 34 - 47
 /2/ S. Friedrich, Jansky, H.-J., Neumann, V., Steglich, H.-E.
 Versuchsanlage der BAM zur Untersuchung der Bodenwäsche; Aufbereitungs-Technik 35 (1994) 6; 291 - 298
 /3/ ITVA-Preisspiegel zur Bodendekontamination; Veröffentlichung vorgesehen in: altlasten spektrum 5/98

Erste Ergebnisse von Laboruntersuchungen zur langfristigen Beeinflussung von tonigen Barrieren durch organische Schadstoffe

von

KALBE,U., BERGER,W., ECKARDT,J., BREU,J., KERZDÖRFER,H.

Problemstellung

Mit der Aufgabe von Deponieabdichtungen einen langfristigen Grundwasserschutz zu gewährleisten, ergibt sich die Notwendigkeit einen geeigneten Nachweis der langfristigen Sperrwirkung von Kombinationsdichtungen (Verbund aus mineralischem Dichtungswerkstoff und Kunststoffdichtungsbahn) zu führen. Bekannt ist die Restdurchlässigkeit von Kunststoffdichtungsbahnen gegenüber Kohlenwasserstoffen (KW) und chlorierten Kohlenwasserstoffen (CKW) [1]. Auch Wechselwirkungen zwischen Deponietonen und organischen Schadstoffen wurden untersucht [2-8].

In der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung wurden Ende 1986 im Rahmen eines Forschungsprojektes mit dem Ziel der Prüfung der Barrierewirkung von Kombinationsdichtungen Permeationsmeßzellen aufgebaut, welche die Bedingungen in Deponiebasisabdichtungen realitätsnah simulieren [1]. In den Glasmeßzellen (\varnothing ca. 30 cm) wurden jeweils unter einer Druckplatte (Deponiekörper) und einer 2,3 mm HDPE-Dichtungsbahn verschiedene verdichtete Böden (Variation von Art und Mächtigkeit) eingebaut, mit einem 9-Komponenten-KW/CKW-Lösungsmittelgemisch (Simulation von Deponiesickerwasser) beaufschlagt und so über Jahre hinweg definierten Bedingungen ausgesetzt. Dabei wurden halbjährlich die Permeationsraten der Schadstoffe in dem gegen die mineralische Dichtung anstehenden Wasser (Grundwasser-simulation) ermittelt (Abb.1).

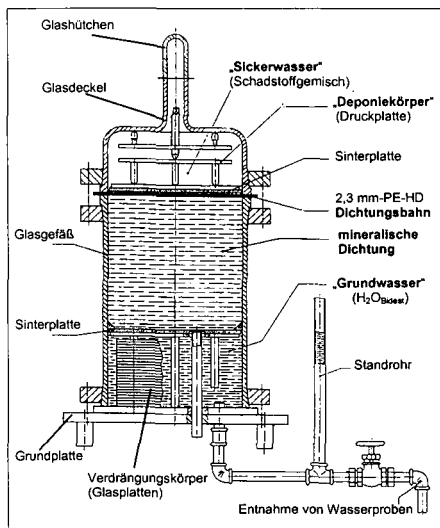


Abb.1: Schematischer Aufbau der Meßzellen

Das Schadstoffgemisch setzt sich zu je gleichen Gewichtsanteilen aus neun Komponenten verschiedener Substanzklassen und unterschiedlicher Eigenschaften zusammen:

- hydrophile Komponenten:
Methanol, Aceton, Tetrahydrofuran
- hydrophobe Komponenten:
iso-Octan, Trichlorethylen, Toluol,
Tetrachlorethylen, Chlorbenzol, Xylol.

(1-3) Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, Unter den Eichen 87, 12205 Berlin

(4-5) Universität Regensburg, Institut für Anorganische Chemie, Universitätsstraße 31, 93053 Regensburg

Im Rahmen eines vom BMBF/UBA geförderten Forschungsvorhabens werden gegenwärtig einige dieser Meßzellen zerlegt und die Dichtungsmaterialien detailliert untersucht. Ziel der Untersuchungen ist die Charakterisierung der durch das Schadstoffgemisches beeinflussten mineralischen Dichtung verschiedener Meßzellen (Variation des Dichtungsmaterials und der Dichtungshöhe) und Vergleich mit dem Ausgangsmaterial. Die Schwerpunkte liegen dabei auf:

- der vertikalen Verteilung der organischen Schadstoffe in der mineralischen Dichtung,
- den langfristigen mineralogischen, mikromorphologischen und bodenmechanischen Auswirkungen der Permeation des Schadstoffgemisches in der mineralischen Dichtung
- den chemischen, mineralogischen und mikrobiologischen Verhältnissen an der Grenzschicht der mineralischen Dichtung zur Kunststoffdichtungsbahn (wahrscheinlich anaerobes Milieu durch Luftausschluß)

Material und Methoden

Zunächst wurde eine Probenahmestrategie entwickelt, die den Anforderungen der verschiedenen Analysenverfahren (Mikromorphologie, Bodenmechanik, Mößbauerspektroskopie, Mikrobiologie, Gaschromatographie) Rechnung trägt. Dazu zählen insbesondere die Gewinnung ungestörter Proben sowie die Entnahme von Proben unter Inertgasatmosphäre. Neben einer umfangreichen, horizontbezogenen bodenkundlichen und tonmineralogischen Analytik wurden gaschromatographisch Konzentrationsprofile der organischen Schadstoffe in der mineralischen Dichtung ermittelt. Aufgrund der unterschiedlichen Eigenschaften der Schadstoffkomponenten wurden verschiedene Extraktionsverfahren bzw. gaschromatographische Aufgabesysteme eingesetzt. Aussagen zur Mikromorphologie wurden durch polarisationsmikroskopische Beurteilung von Dünnschliffen gewonnen. Als Indikator für das Redoxmilieu wurde das photometrisch und mößbauerspektroskopisch bestimmte Fe^{3+}/Fe^{2+} -Verhältnis herangezogen.

In den bisher zerlegten Meßzellen enthielten als mineralische Dichtungen einen reinen Ton mit hohem Wassergehalt (Wilsum) und einen stark lehmigen Sand (Bastwald) mit Schichtdicken von jeweils 7,5 und 15 cm, welche sich im quantitativen Tonmineralbestand unterscheiden (im Folgenden zur Vereinfachung als Ton bzw. Sand bezeichnet).

Ergebnisse

Die Untersuchungen an den mineralischen Dichtungen der ersten ausgebauten Meßzellen zeigen folgende Ergebnisse:

- Im Ausgangsmaterial sind im Ton vorwiegend Illit, Kaolinit und Chlorit sowie wenig Montmorillonit vertreten. Im Sand wurden nur Illit und Kaolinit nachgewiesen. Nach Einwirkung der Schadstoffe wurden im Sand mit 7,5 cm Schichtdicke keine Veränderungen im Tonmineralbestand beobachtet. Dagegen wurden im Ton horizontabhängig und im Vergleich zum Ausgangsmaterial Veränderungen der Peaklagen und des Intensitätsprofils nachgewiesen, die eine detailliertere Differenzierung erfordern.
- Bisher ergab sich kein Hinweis auf eine horizontabhängige Mobilisierung von Eisen infolge einer Reduktion in den beeinflussten mineralischen Dichtungen mit 7,5 cm Schichtdicke.
- Das Fe^{3+}/Fe^{2+} -Verhältnis (Indikator für das Redoxmilieu) in der 7,5 cm Ton-Dichtung nimmt nach unten hin ab.
- Zum Nachweis von Veränderungen der Korngrößenverteilung wird derzeit eine geeignete Methode ausgewählt (verschiedene Verfahren liefern sehr unterschiedliche Ergebnisse).
- Es ist eine Abnahme der potentiellen Kationenaustauschkapazität in der 7,5 cm-Ton-Dichtung nach unten hin sowie keine Tendenz in der 7,5 cm-Sand-Dichtung zu erkennen.
- Der pH-Wert verändert sich horizontabhängig, wobei die Veränderungen keinen einheitlichen Trend für die verschiedenen Dichtungsstoffe und Dichtungshöhen zeigen.
- Es besteht eine Korrelation zwischen niedrigen Karbonatgehalten mit relativ hohen pH-Werten im Fall der 7,5 cm Ton-Dichtung; gleichzeitig nimmt der CaO-Gehalt nach unten hin ab (Hinweis auf biogene Prozesse unter den entstandenen anaeroben Bedingungen, die zur Karbonatzerstörung führen können).
- Bisher konnten keine signifikanten Änderungen des Mikrogefüges für beide Dichtungsmaterialien bei 7,5 cm Dichtungshöhe anhand bisher mikroskopisch ausgewerteter Schläffe festgestellt werden.

Die ermittelten Konzentrationsprofile der Komponenten des Schadstoffgemisches verdeutlichen ein selektives Rückhaltevermögen in der mineralischen Dichtung entsprechend den unterschiedlichen Eigenschaften der organischen Verbindungen (besonders Molekülgröße und Polarität) und der Dichtschicht (u.a. Kationenaustauschkapazität, Korngrößenverteilung, Mikromorphologie und Schichtdicke).

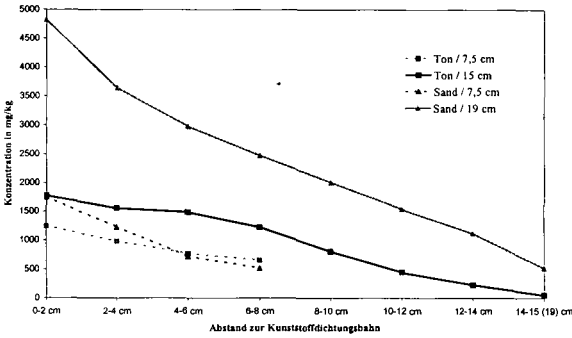


Abb. 2:
Konzentrationsprofile von Aceton in den verschiedenen mineralischen Dichtungen als Beispiel für eine hydrophile Komponente

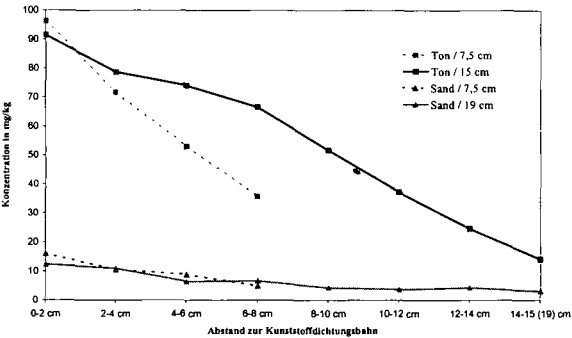


Abb. 3:
Konzentrationsprofile von Trichlorethylen in den verschiedenen mineralischen Dichtungen als Beispiel für eine hydrophobe Komponente

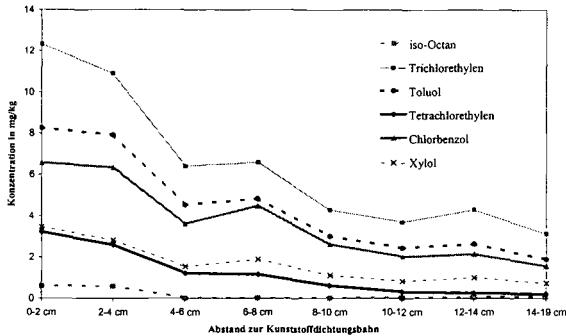


Abb. 4:
Konzentration der hydrophoben Komponenten des Schadstoffgemisches in der 15 cm Sand-Dichtung

- Die hydrophilen, stärker polaren Komponenten (geringere Molekülgrößen) weisen deutlich höhere Konzentrationen in beiden Dichtungsmaterialien gegenüber den hydrophoben, weniger polaren Komponenten auf (Abb. 2, 3). Beim Vergleich der beiden Dichtungsmaterialien zeigen Aceton und Methanol im Sand und Tetrahydrofuran im Ton höhere Gehalte (Abb. 2, 5).
- Die hydrophoben Komponenten sind durch höhere Gehalte und ein stärkeres Konzentrationsgefälle im Ton gegenüber dem Sand gekennzeichnet (Abb. 3). Chlorbenzol und Trichlorethylen dominieren in den Ton-Dichtungen (Abb. 4), Trichlorethylen und Toluol in den Sand-Dichtungen.
- Die Konzentrationsprofile des 9-Komponenten-Gemisches in den mineralischen Dichtungen korrelieren mit den Ergebnissen im simulierten Grundwasser. Iso-Octan wurde nach 11 Jahren Versuchsdauer in den mineralischen Dichtungen infolge seiner Molekülgröße und/oder Hydrophobie bis maximal 6 cm unter der Kunststoffdichtungsbahn (Abb. 4) und im simulierten Grundwasser nicht nachgewiesen.
- Die Bildung einer neuen hydrophilen Komponente (iso-Propanol, Abb. 5) ist wahrscheinlich auf die Mitwirkung von Mikroorganismen zurückzuführen.

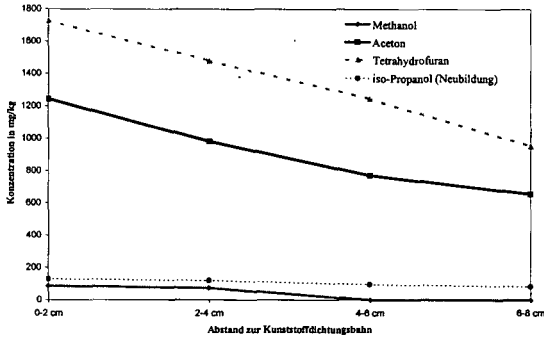


Abb. 5:
Konzentration der hydrophilen Komponenten des Schadstoffgemisches in der 7,5 cm Ton-Dichtung

Ausblick

Auf der Grundlage der ermittelten Konzentrationsprofile werden unter Berücksichtigung der Eigenschaften der Dichtungsmaterialien Stofftransportparameter abgeleitet, um über Modellbetrachtungen Aussagen zur Langzeitbeständigkeit mineralischer Abdichtungen treffen zu können. Im Rahmen des Projektes sind folgende weitere Arbeiten vorgesehen:

- Bodenmechanische Untersuchungen zur Bestimmung der Durchlässigkeit und Plastizität der mineralischen Dichtungen
- Computertomographische Untersuchungen zur Aufklärung von Gefügeinhomogenitäten innerhalb der mineralischen Dichtungen
- Mikrobiologische Untersuchungen zur Ermittlung von biologisch bedingten Ab- und Umbauvorgängen der Schadstoffe in den mineralischen Dichtungen
- Untersuchung des geochemischen Milieus der Grenzschicht der mineralischen Dichtung zur Kunststoffdichtungsbahn
- Detaillierte Untersuchungen zu Veränderungen der Kunststoffdichtungsbahn

Die Vielzahl der bisher erzielten Ergebnisse ist innerhalb der Projektlaufzeit an den gleichen Materialien aber mit Mächtigkeiten der MD von 30 cm zu verifizieren. Es erfolgt eine komplexe Interpretation der Ergebnisse, um allgemeingültige Aussagen zur Langzeitstabilität von Kombinationsdichtungen ableiten zu können.

Literatur

- [1] AUGUST, H., TATZKY-GERTH, R., PREUSCHMANN, R. & JACOB, I. (1992): „Permeationsverhalten von Kombinationsdichtungen bei Deponien und Altlasten gegenüber wassergefährdenden Stoffen“, UBA-Forschungsbericht 102 03 412
- [2] BEHRENS, H. (1996): Perkolationsversuche zur Untersuchung des Einflusses organischer Schadstofflösungen und Sickerwässer auf tonige Deponieabdichtungen. – Wiss. Schriftenreihe Umwelttechnik, Band 5, D 83, 126 S., Verlag Dr. Köster, Berlin
- [3] HASENPATT, R. (1988): Bodenmechanische Veränderungen reiner Tone durch Adsorption chemischer Verbindungen (Batch- und Diffusionsversuche). – Mitteilungen des Institutes für Grundbau und Bodenmechanik Nr. 134, Institut für Grundbau und Bodenmechanik, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich (Hrsg. H.J. Lang)
- [4] KALBE, U., BERGER, W., ECKARDT, J., BREU, J. & KERZDÖRFER, H. (1998): Ergebnisse von Laboruntersuchungen zur Langzeitbeständigkeit mineralischer Abdichtungen gegenüber organischen Schadstoffen. – Ber. Dt. Ton- und Tonmineralgruppe, DTTG, 23-37, Greifswald
- [5] LAGALY, G. (1991): Erkennung und Identifizierung von Tonmineralen mit organischen Stoffen. – Ber. Dt. Ton- und Tonmineralgruppe, DTTG, 86-130, Gießen
- [6] USTRICH, E. (1991): Geochemische Untersuchungen zur Bewertung der Dauerbeständigkeit mineralischer Abdichtungen in Deponien und Altlasten. – Geol. Jb., C 57, 5-137, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart
- [7] WIENBERG, R. (1990): Zum Einfluß organischer Schadstoffe auf Deponietone. – Teil 1: Unspezifische Interaktionen. – Abfallwirtschaftsjournal 2, 4, 222-230; Teil 2: Spezifische Interaktionen. – Abfallwirtschaftsjournal 2, 6, 393-403, EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik Berlin,
- [8] ZEIGER, F.G. (1993): Beständigkeit von tonigen Deponieabdichtungen im Kontakt mit Deponiesickerwasser und organischen Prüfflüssigkeiten. – Schr. Angew. Geol. Karlsruhe, 24, 1-152, Karlsruhe

Die bodenkundliche Substratsprache und ihre Nutzung für geologische Aufgaben

von

KÜHN, D., ALTERMANN, M.

I. Ansatz und Grundlagen

Die Rolle des Bodens ergibt sich bei Betrachtung der verschiedenen Geosphären durch seine Lage an der Erdoberfläche. Von der festen Erdkruste wird die Pedosphäre durch den Menschen am intensivsten genutzt. Sie vermittelt zwischen den Einflüssen der Atmosphäre, Biosphäre und der Gesellschaft einerseits und der Hydrosphäre (hier Grundwasser) und Lithosphäre andererseits. In ihr treten dadurch Merkmale verschiedener Sphären gleichzeitig auf.

Das Ausgangsgestein der Bodenbildung als Bestandteil der Lithosphäre ist ein wichtiger bodendifferenzierender Faktor. Es bestimmt wesentlich die Zusammensetzung und den Stoffbestand sowie chemische und physikalische Eigenschaften der Böden. Deshalb sind Angaben über das Ausgangsgestein und hierdurch auch über den Mineralbestand erforderlich. Eine umfassende Kennzeichnung der Böden ist nur durch die Angabe pedogener und lithogener Merkmale möglich.

In den traditionellen geologischen Unterlagen und Karten ist die Gesteinsgliederung und -ansprache für bodenkundliche Zielstellungen einesteiis zu wenig differenziert (z.B. Kennzeichnung der Kornzusammensetzung periglaziärer und glaziärer Lockergesteine und deren detaillierte Abfolgen bis 2 m unter Flur) und andererseits auch zu spezifiziert (z.B. Festgesteine). Mit Hilfe der Substratsprache wird deshalb die aus dem geologischen Ausgangsmaterial entstandene feste Substanz, aus der der Boden besteht, nach bodenkundlich relevanten Merkmalen gekennzeichnet. Die Substratsprache ist durch eine Substratsystematik geregelt (ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DBG, 1998).

Ziel der Substratsystematik ist die vergleichbare Kennzeichnung der Substrate und ihrer Abfolgen bei der Ansprache von Bodenprofilen und zur Charakterisierung von Bodenarealen. Die Erfassung der Substratmerkmale und -abfolgen dient auch geologischen Fragestellungen (s. u.). Die folgenden Ausführungen dienen schwerpunktmäßig der Vermittlung von Inhalten der Substratsprache zur Nutzung durch geologische Fachdisziplinen. Deshalb wird hier auf die Details verzichtet (s. ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DBG, 1998).

In der Tabelle 1 werden die 3 Kennzeichnungsniveaus mit ihren Merkmalen sowie den Ansprachetiefen und Substratwechsellbereichen vorgestellt.

Tab. 1: Merkmalsinhalt der Substratsprache auf den verschiedenen systematischen Niveaus unter Berücksichtigung der Ansprachetiefe und des vertikalen Substratwechsels

<i>Substrat</i> (Substratzusammensetzung + Substratgenese)		<i>Substratsystematische Einheit</i> (typisierte vertikale Substrataritenfolge)	
Merkmalszuordnung	Niveau	Niveau	Ansprachetiefe
anthropogene (Substrat-)Genese Bodenartenhauptgruppe Grobodenart	→ Hauptgruppe →	↓ Substratklasse	Bereiche des Substratwechsels
Carbonatgehalt technogenes Ausgangsgestein			←
(Substrat-)Genesegruppe Bodenartenhauptgruppe Grobodenart	↓ Gruppe	↓ Substrattyp	≤ 1.2 m
Gesteinsgruppe f. Ausgangsgest. Carbonatgehalt			←
Kohlegehalt lithogener Kohlenstoffgehalt			←
(Substrat-)Geneseuntergruppe Bodenartengruppe Grobodenart	↓ Untergruppe	↓ Substratsubtyp	≤ 1.2 m
Gesteinsart für Ausgangsgestein			←
Carbonatgehalt			←
Kohlegehalt lithogener Kohlenstoffgehalt			←
			≤ 2.0 m
			0-3 dm
			>3-7 dm
			>7-12 dm
			>12-20 dm

¹⁾ Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg, Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow

²⁾ Büro für Bodenökologie, Bodenkartierung, Bodenschutz, Lichtemansbreite 10, 06118 Halle/Saale

2. Anwendung der Substratsprache bei der Profilbeschreibung

Das Beispiel eines Bodenformensymbols in der Abb. 1 zeigt für das niedrigste Niveau der substratsystematischen Einheit die Merkmalsverknüpfung und die Kennzeichnung der vertikalen Abfolgen.

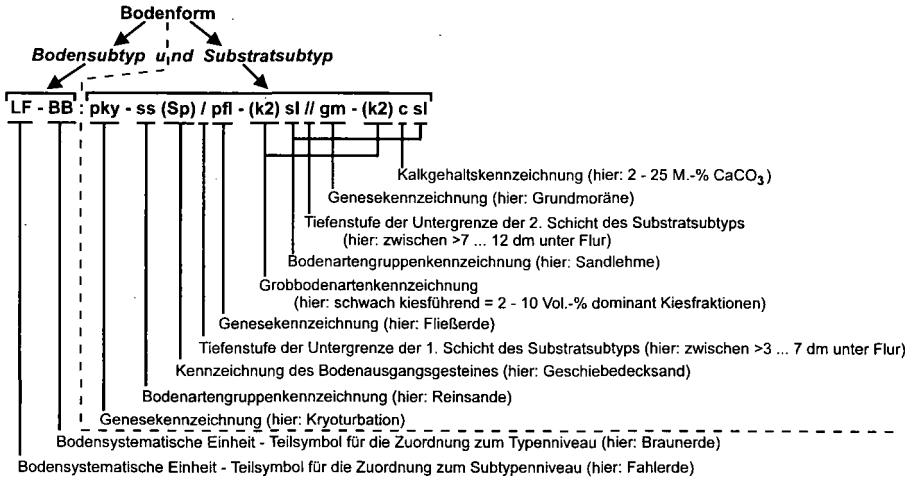


Abb. 1: Erläuterungsbeispiel für ein Bodenformensymbol

Auch für die sprachliche Umsetzung der Kurzzeichen existieren Regeln. Im Fall der Abb. 1 ergibt sich folgender Bodenformenbegriff: *Fahlerde-Braunerde aus Kryoturbatreinsand (Geschiebedecksand) über schwach kiesführendem Fließsandlehm über tiefem schwach kiesführenden Grundmoränenkalksandlehm*. Das Ausgangsgestein braucht im Symbol oder Begriff nicht genannt zu werden, wenn es sich aus den anderen Angaben eindeutig ergibt (vgl. Abb. 1 und Tab. 2). Datenbanktechnisch muß jedoch das Ausgangsgestein als Kurzzeichen gespeichert werden, wenn die Merkmale separat in Datenfeldern abgelegt sind. Länderübergreifend wurden zwischen den Staatlichen Geologischen Diensten Vorschläge erarbeitet, die die Datenspeicherung für Profilaufnahmen als auch für die Kennzeichnung von Bodenarealen mit Bodenformen vergleichbar regeln.

Die Verschlüsselung und Speicherung der Substratmerkmale ermöglicht effektive Recherchen in den betreffenden Datenbanken auch nach den für die Geologie relevanten Substratmerkmalen. Hier sind zu nennen: Ausgangsgestein des Substrats (nach geologischer Nomenklatur), Kalkgehalt, Kornzusammensetzung (nach bodenkundlichen Abgrenzungskriterien), Substratgenese, Kohlegehalt (bei Kippenstandorten) und lithogener Kohlenstoffgehalt.

Die Substratsystematik ermöglicht die Substratkennzeichnung auf unterschiedlichem hierarchischen Niveau mit unterschiedlicher Differenziertheit. Die Anwendung unterschiedlicher Niveaus richtet sich sowohl nach dem Kenntnisstand als auch nach der Ziel- und Aufgabenstellung bei der Bodensprache (z.B. Ansprache von Bodenprofilen oder maßstabsabhängige Kennzeichnung von Kartiereinheiten in Kartenwerken). In den folgenden Beispielen (Abb. 2 und Tabelle 2) wird die Substratsprache auf unterschiedlichem systematischen Niveau veranschaulicht.

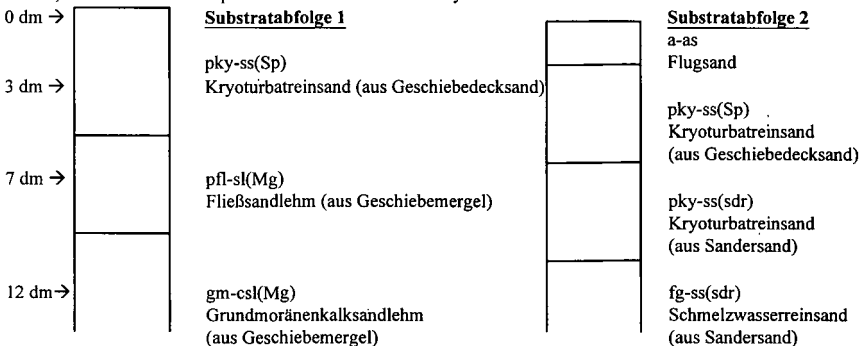


Abb. 2: Beispielsubstratabfolgen mit differenzierter Kennzeichnung (Niveau der Untergruppe für die Substratart)

Tab. 2: Substratansprache der Profile der Abb. 2 auf verschiedenen systematischen Niveaus

Niveau	substratsystematische Einheit (s. Abb. 2, Abf. 1)	substratsystematische Einheit (s. Abb. 2, Abf. 2)
Substratklasse	s / el Sand über Carbonatlehm	s Sand
Substrattyp	p-s(Sp) / g-el Sand (aus Geschiebedecksand) über Moränen-carbonatlehm	p-s(Sp) / f-s(sdr) Sand (aus Geschiebedecksand) über Fluvisand (aus Sandersand)
Substratstyp	pky-ss(Sp) / pfl-sl // gm-csl Kryoturbarinsand (aus Geschiebedecksand) über Fließsandlehm über tiefem Grundmoränen-kalksandlehm	a-as \ pky-ss(Sp) / fg-ss(sdr) flacher Flugsand über Kryoturbarinsand (aus Geschiebedecksand) über Schmelzwasserreinsand (aus Sandersand)

Die beteiligten Merkmale der Substratansprache werden im höheren Kennzeichnungsniveau - ebenso wie die Substratfolgen - insgesamt gröber klassifiziert, so daß u. a. beim Kalk oder bei der Bodenart ein Wechsel des Kurzzeichens auftritt. Nach den festgelegten Regeln werden zur Bildung der substratsystematischen Einheit nicht mehr alle Substratmerkmale und nicht generell alle Substrate in der Abfolge zum Ausdruck gebracht, wie sie in den Abfolgen (s. Beispiele in Abb. 2) vorkommen. Die Tiefenlage des jeweiligen Substratwechsels wird nach Tiefenbereichen klassifiziert und symbolisch durch Schrägstriche bzw. verbal ausgedrückt (s. Abb. 3)

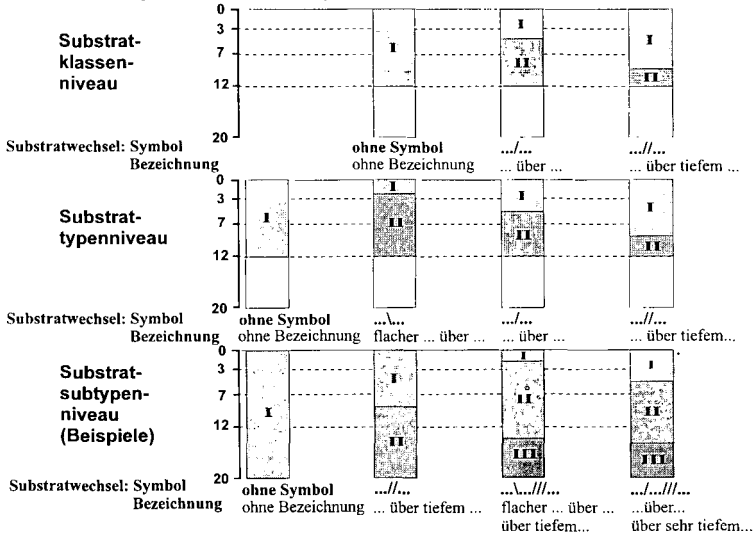


Abb. 3: Ansprache- und Tiefenbereiche für die Kennzeichnung der Substratwechsel (Beispiele)

Die Beispiele mit Substratwechseln zeigen die gegenüber geologischen Karten detailliertere Kennzeichnung der Schichten bzw. Substrate in den obersten beiden Metern. Damit werden auch die periglaziären Lagen (Deckschichten) in der Zusammensetzung und Mächtigkeit gekennzeichnet. So lassen sich aus Profilaufnahmen und bodenkundlichen Kartenwerken Informationen insbesondere für die Quartärgeologie, angewandte Geologie und Umweltgeologie ableiten und nutzen.

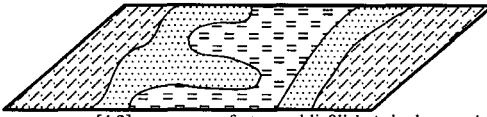
3. Die Anwendung der Substratsystematik zur Kennzeichnung Bodenarealen in Kartenwerken




Die Substratansprache wird nicht nur bei der punktbezogenen Bodenkennzeichnung, sondern auch bei Erstellung von Bodenkarten umgesetzt. Die detaillierte Charakterisierung der Böden, wie dies bei Profilaufnahmen erfolgt, ist allerdings in der Kartendarstellung nicht möglich und sinnvoll. Deshalb wird versucht, mit möglichst niedrigen boden- und substratsystematischen Niveaus auftretende Erscheinungen in Legendeinheiten zu erfassen.

Bei der Überführung der Ergebnisse von Punktaufnahmen in die Fläche ist sich der Kartierer aufgrund der Geländeerfahrung bewußt, daß die Verhältnisse am Punkt nur bedingt für die abgegrenzte Fläche gelten. Es sind deshalb die Arbeitsschritte inhaltliche Aggregation (systematische Abstraktion), Flächenzusammenfassung und Linienglättung (räumliche Generalisierung) sowie inhaltliche Generalisierung (Abstraktion auf Leit- und Begleitböden) für Legendeinheiten erforderlich (s. Abb. 3).

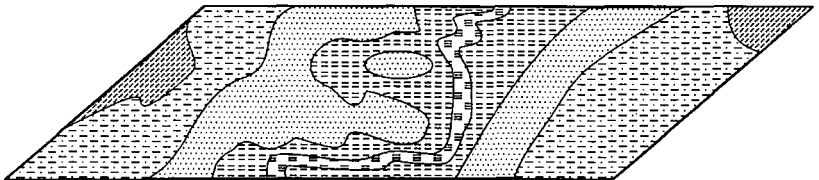
Aus neueren Bodenkarten (z.B. in Bearbeitung befindliche Bodenkarte im Maßstab 1 : 200 000) können geologische Fachdisziplinen für die Realisierung ihrer Aufgaben Informationen über die flächenbezogene Substratbildung und Substratvergesellschaftung nutzen.




Kartenausschnitt im mittleren Maßstab



	GGhp : ff-ss	[4.2]	fast ausschließlich Ackerhumusgley aus Flußreinsand
	HNv : og-H / f-s	[3.2]	Erdniedermoor überwiegend aus Torf über Fluvisand und gering verbreitet aus Torf
	HNv : og-H	[2]	

Großmaßstäbiger Kartenausschnitt



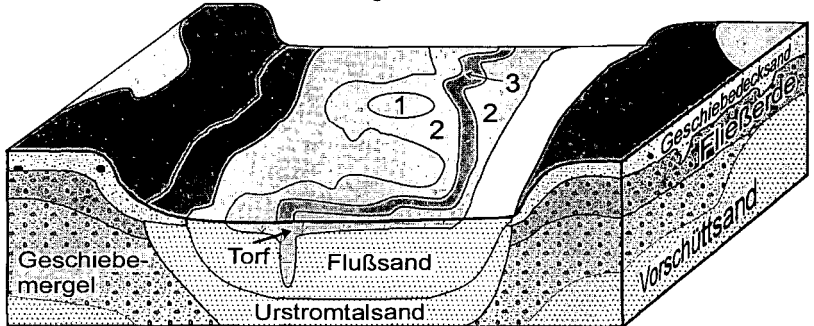
	1: GGhp : ff-ss	[4.2]	fast ausschließlich Ackerhumusgley aus Flußreinsand
	2: HNvp : og-Hn / ff-ss	[4.2]	fast ausschließlich Ackererdniedermoor aus Niedermoorortf über Flußreinsand
	3: HNvp : og-Hn	[4.2]	fast ausschließlich Ackererdniedermoor aus Niedermoorortf

Kartiereinheiten **Flächen-**
 (Symbole für Flächen- **teilsklasse**
 bodenformen u. -gesell.) (n. KA 4)

Erläuterung der Kartiereinheiten

(n. KA 4)

Großmaßstäbiges Modell



Geologische Begriffe und mögliche Substratuordnungen für die Beispiele des Blockbildes:

- Torf:** og-Hn = Niedermoorortf; (Urstrom)Talsand: fu-ss(Sf) = Urstromtalreinsand;
- Flußsand:** ff-ss(Sf) = Flußreinsand; **Geschiebedecksand:** pky-ss(Sp) = Kryoturatreinsand (aus Gesch.decks.);
- Fließerde:** pfl-(k2)ls(Mg) = schwach kiesführender Fließlehmsand (aus Geschiebemergel);
- Geschiebemergel:** gm-(k2)ls(Mg) = schwach kiesführender Grundmoränenkalklehmsand (aus Geschiebemergel)

Abb. 3: Anwendung der Substratsprache bei der Entwicklung von Bodenkarten (s. KÜHN 1998)

Literatur:

ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., 86: 135-174, Oldenburg.

Ad-hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. Auflage, Hannover.

KÜHN, D. (1998): Anleitung zur Erarbeitung einer Bodenkarte im Maßstab 1 : 50 000 des Landes Brandenburg.- unveröff. Bericht des Landesamtes für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg, Kleinmachnow.

Beitrag der Rhizosphäre von *Lolium perenne* zur Bodenatmung

von

KUZYAKOV, Y., ADAM, K., STAHR, K.

Einleitung

Die Intensität des Umsatzes von Kohlenstoff (C) im Boden wird gewöhnlich durch die CO₂-Effluxmessung von der Bodenoberfläche erfaßt. Dafür wird der Boden mit einer Haube bedeckt und das entweichende CO₂ in verschiedenen Zeitabständen sorbiert. Bei diesem Meßverfahren bleiben die Pflanzenwurzeln im Boden und tragen während der Messung zum CO₂-Efflux bei. Der Beitrag der Pflanzenwurzeln zum CO₂-Efflux ist dabei sehr schwer abzuschätzen. Nach verschiedenen Literaturquellen schwankt der Anteil der Wurzelatmung von 13 bis 98 % am CO₂-Gesamtefflux (KLEBER, 1997) schwankt. Dieser Beitrag der Wurzeln wird bei verschiedenen Hochrechnungen (z. B. Kalkulation des Beitrages des Bodens zur globalen CO₂-Anreicherung) nicht berücksichtigt. Die Pflanzen entnehmen CO₂ aus der Atmosphäre und setzen es dann kurzfristig in der Rhizosphäre als Exsudate oder Wurzelatmung wieder frei. Der C-Turnover der Humussubstanzen wird dadurch nur wenig beeinflusst, aber die Unberücksichtigung des wurzelbürtigen CO₂ führt dadurch zur Überschätzung der Intensität des C-Umsatzes im Boden und zur Überbewertung des Beitrages des Bodens zur globalen Erwärmung.

Ziel dieser Arbeit ist es, den Beitrag der Rhizosphäre zum CO₂-Gesamtefflux vom Boden (lehmgiger Gley-Kolluvisol) am Beispiel einer typischen Grünlandpflanze (*Lolium perenne*) in einem im Labor modellierten Grünlandökosystem einzuschätzen und anhand der Laborergebnisse eine Korrektur der im Feld gewonnenen Daten vorzunehmen.

Material und Methoden

Laborexperimente

Zur Auftrennung verschiedener Quellen des CO₂-Effluxes aus dem Boden wurden Laborexperimente mit einer ¹⁴C-Markierung der Pflanzen durchgeführt.

Boden

Für die Experimente wurde tonig-lehmiger kalkfreier Boden aus dem A_h-Horizont (Tiefe 0 bis 15 cm) eines Gleyic (Norm-) Kolluvisols (FAO: Gleyic-cumulic Anthrosol) vom Meßfeld Siggen im Allgäu entnommen. Der Boden wurde vor den Experimenten getrocknet, gesiebt (5 mm) und die größeren Wurzeln der Grünlandpflanzen und Steine wurden entfernt. Physikalisch-chemische Eigenschaften des Bodens sind ausführlich bei KLEBER (1997, HFV-Parzelle) dargestellt.

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

Pflanzen und Experimentbedingungen

Als Versuchspflanze wurde ein typischer Vertreter einer Grünlandpflanzengemeinschaft *Lolium perenne* L. spec. Gremie ausgewählt. Die ¹⁴C-Markierung erfolgte jeweils zu einer bestimmten Pflanzenhöhe (Tab. 1).

Tabelle 1. Pflanzenhöhe, Tage nach der Aussaat und Entwicklungsstadium von *Lolium perenne* jeweils zu Beginn einer ¹⁴C-Markierung.

Pflanzenhöhe (cm)	7	13	15	19	22	24	30	35
Tage nach dem Aussaat	45	57	59	63	66	69	77	95
Entwicklungsstadium	Auf- laufen	frühe Bestockung		mittlere Bestockung			späte Bestockung	

Die Laborexperimente wurden mit 12,4 × 12,4 × 20 cm³ Boden (3,5 kg mit einer Dichte von 1,1 g cm⁻³), mit je 9 Pflanzen pro Gefäß, bei 14 h Photoperiode, ca. 400 μmol m⁻² s⁻¹ Lichtintensität, 23 °C Nacht- und 27°C Tagestemperatur und ausreichender N-Düngung (50 kg N ha⁻¹) durchgeführt. Der Wassergehalt des Bodens (60% der FK) wurde durch die Gewichtsänderung der Gefäße täglich kontrolliert.

Versuchsgefäße und Analysen

Die Laborexperimente wurden in speziellen Versuchsgefäßen angelegt, die aus zwei voneinander trennbaren und nach außen abgedichteten Teilen bestehen (WAREMBOURG & KUMMEROW, 1991; MERBACH, 1992). Im oberen Teil des Gefäßes wurden oberirdische Pflanzenteile zu verschiedenen Entwicklungsstadien (in verschiedenen Ansätzen) pulsweise mit ¹⁴CO₂ versorgt. Die Pflanzen wachsen durch die Bohrungen (Ø=8mm) im Deckel des unteren Gefäßes. Die Spalte zwischen Bohrung und Pflanze wurde vor der ¹⁴C-Begasung mit einer Silicon-Dichtung NG 3170 der Fa. Thauer & Co. Dresden (Augustin, 1997, persönliche Mitteilung; Analogon zu: GREGORY & ATWELL, 1991; SWINNEN *et al.*, 1995) versiegelt, damit ¹⁴CO₂ aus dem oberen Gefäßteil nicht in den unteren und umgekehrt diffundieren kann.

Die untere Kammer ist vom Boden mit den Pflanzenwurzeln ausgefüllt. Aus der unteren Kammer wurde das von Mikroorganismen und Wurzeln veratmete ¹⁴CO₂ mit Membranpumpen durch Waschflaschen (10 ml 1 N NaOH) geblasen und anschließend mit 0,2 N HCl gegen Phenolphthalein titriert (BLACK, 1965). Die ¹⁴C-Aktivität und der CO₃²⁻-Gehalt der Lauge wurde in kurzen Zeitabständen (2-3 Stunden zu Beginn, 2 Mal pro Tag am Ende des Experimentes) gemessen. Am Ende jedes Ansatzes (8 Tage) wurde der Boden in vier Schichten à 5 cm getrennt. Pflanzenteile (Sproß mit Blättern, ausgewaschene Wurzeln), Boden, Bodenmikroorganismen und DOC (Extraktions-Fumigations-Methode) wurden auf ihre ¹⁴C-Aktivitäten und C_r-Gehalte analysiert (ausführliche Beschreibung der Experimentbedingungen und Analysen in KUZJAKOV *et al.*, 1998).

Feldmessungen

Die von TESAROVA & GLOSER (1976) modifizierte Lundegardh-Methode basiert auf folgender Meßtechnik: Granulierter Natronkalk wird in einem offenen Gefäß (Plastikschale 100 cm²) auf den Boden plaziert und mit einem zum Boden hin offenen Zylinder überdeckt. Der Zylinder ist aus Weißblech, 31 cm hoch und besitzt einen Durchmesser von 23 cm. Der zuvor getrocknete Natronkalk (12 h/105°C) wird durch Besprühen mit Wasser für die Sorption von CO₂ aktiviert. Nach der Exposition und wiederholte Trocknung (12h/105°C) wird der Natronkalk zurückgewogen. Bei der Reaktion zwischen dem Natronkalk und CO₂ entsteht Wasser, das durch Trocknung ausgetrieben wird. Die durch Wiegen ermittelte Gewichtszunahme wird mit einem Korrekturfaktor von 1,4 multipliziert (EDWARDS, 1982). Grüne Pflanzenteile werden vor der Installation durch Schnitt entfernt und bei jedem Wechsel des Na-

trunkalks werden die Zylinder innerhalb der Meßparzelle umgesetzt. Die Zylinder werden mit 50 × 50 cm großen PVC-Fliesen abgedeckt um die Metallzylinder vor dem Erhitzen zu schützen. Die Expositionszeit beträgt 7 Tage (KLEBER *et al.*, 1994).

Ergebnisse und Diskussion

Der $^{14}\text{CO}_2$ -Efflux aus dem Boden im Laufe von 8 Tagen nach der Markierung (Wurzelatmung + durch die Mikroorganismen veratmete Exsudate) nimmt im Laufe der Pflanzenentwicklung von 14 auf 6,5 % der assimilierten ^{14}C -Menge ab. Der CO_2 -Gesamtefflux aus dem Boden nimmt anfänglich unbedeutend ab. In der Hauptwachstumsphase von *Lolium* steigt der CO_2 -Gesamtefflux an und zum Wachstumsende wird er 2 - 2,5 Mal höher als zu Beginn des Experimentes (Abb. 1). Anhand der ^{14}C -Aktivität der oberirdischen Pflanzenmasse ($\%^{14}\text{C}^{\text{Shoot}}$), ihrer Gesamtmenge (IM^{Shoot}) und der ^{14}C -Aktivität des aus dem Boden entweichenden CO_2 ($\%^{14}\text{CO}_2$) wurde die Menge des wurzelbürtigen CO_2 ($\text{CO}_2^{\text{Root}}$) berechnet (Abb. 1):

$$\text{CO}_2^{\text{Root}} = \frac{0,4 \cdot IM^{\text{Shoot}} \cdot \%^{14}\text{CO}_2}{\%^{14}\text{C}^{\text{Shoot}}}$$

0,4 - 40 % des C in der Pflanzentrockenmasse.

Durch Differenz zwischen dem CO_2 -Gesamtefflux aus dem Boden und dem wurzelbürtigen CO_2 wurde die Menge an humusbürtigen CO_2 berechnet. Diese nimmt im Laufe des Experimentes ab (Abb. 1). Der Beitrag der Rhizosphäre von *Lolium perenne* zum CO_2 -Gesamtefflux aus dem Boden steigt im Laufe der Pflanzenentwicklung von 10 bis 90 % an. Daraus kann man schließen, daß in einem Boden unter Grünland der größte Teil des CO_2 -Effluxes durch die Pflanzenwurzeln und nicht durch den Abbau der Humussubstanzen bedingt ist.

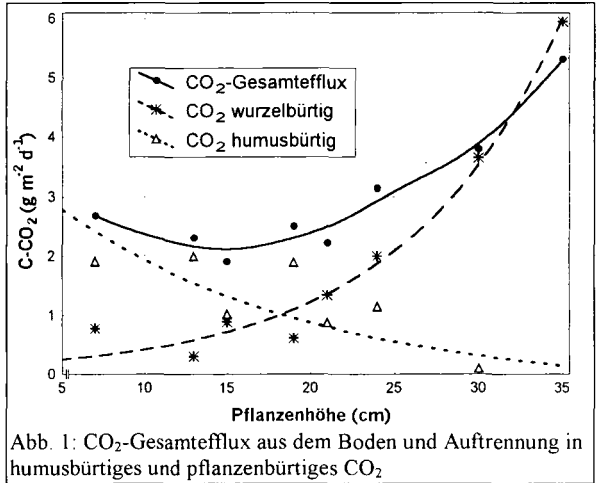


Abb. 1: CO_2 -Gesamtefflux aus dem Boden und Auftrennung in humusbürtiges und pflanzenbürtiges CO_2

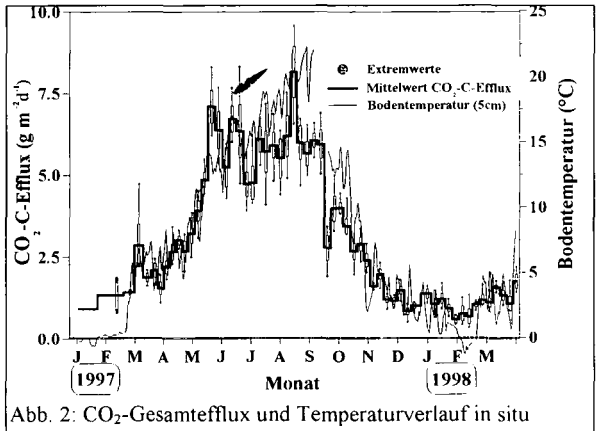
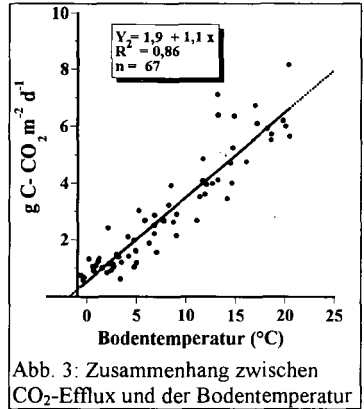


Abb. 2: CO_2 -Gesamtefflux und Temperaturverlauf in situ

Freilandmessungen der Bodenatmung ergaben einen durchschnittlichen Bruttoefflux von $1,3 \text{ kg C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Die Bodenatmung zeigt einen deutlichen Jahresgang (Abb. 2) Minimale Raten treten im Winter

(0,6 - 1,4 g C m⁻² d⁻¹) und maximale Raten im Sommer (6,7 - 7,8 g C m⁻² d⁻¹) auf. Die Bodenatmungsintensität kann zu 86 % mit Temperatur des Bodens erklärt werden (Abb. 3). Ein Beitrag der Pflanzenwurzel von 90 % am CO₂-Bruttoefflux würde einen bodenbürtigen Nettoefflux von 130 g C m⁻² a⁻¹ zu Folge haben. Dies entspricht einer Umsatzgeschwindigkeit von Humussubstanzen von ca. 2,6 % a⁻¹.

Diese Arbeit wurde aus den Mitteln des Graduiertenkolleges 768 der DFG finanziert.



Literatur

- BLACK, C. A. (Ed.) (1965): *Methods of Soil Analysis, Part 2*, American Society of Agronomy, Inc. Publisher, Madison, Wisconsin, USA. 1562-1565.
- EDWARDS, N. T. (1982): The use of soda lime for measuring respiration rates in terrestrial systems. *Pedobiologica* 23: 321-330.
- GREGORY P.J. & ATWELL B.J. 1991: The fate of carbon in pulse labelled crops of barley and wheat. *Plant & Soil* 136: 205-213.
- KLEBER, M., STAHR, K. & I. HENNING-MÜLLER (1994): Der Einfluß der Expositionszeit auf die Höhe der Bodenatmung bei Anwendung der Lundegardhmethode. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 157:441-445.
- KLEBER M. (1997): Carbon exchange in humid grassland soils. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 41.
- KUZYAKOV Y., KRETZSCHMAR A., & STAHR K. 1998. Contribution of *Lolium perenne* rhizodeposition to carbon turnover of pasture soil. *Plant and Soil*. (submitted).
- MERBACH W. (1992): Carbon balance in the system plant - soil. In: *Root Ecology and its Practical Application*, 3. ISRR Symp. Wien, Verein für Wurzelforschung, Klagenfurt.
- SWINNEN J., VAN VEEN J.A. & R. MERCKX (1995): Carbon fluxes in the rhizosphere of winter wheat and spring barley with conventional vs integrated farming. *Soil Biol. Biochem.* 27: 811-820.
- TESAROVA, M., & J. GLOSER (1976): Total CO₂ output from alluvial soils with two types of grassland communities. *Pedobiologica* 16: 364-372.
- WAREMBOURG F.R. & KUMMEROW J. (1991): Photosynthesis/translocation studies in terrestrial ecosystems. In: *Carbon Isotope Techniques* (eds. D.C.COLEMAN & B. FRY) 11-37. Academic Press, San Diego.

Räumliche Abhängigkeit des C₁-Gehaltes eines Decksandes von Mikrorelief und Tiefe des anstehenden Geschiebemergels

von

KZUYAKOV, Y., KUZYAKOVA, I., RÜHLMANN, J., SCHULER, H.-M.

Einleitung

Die räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften ist wesentlich vom bodenbildenden Substrat sowie von Relief, Hydrologie und Bewirtschaftung abhängig. Die Kenntnis der Ausgangsvariabilität ist besonders bei der Auswertung von landwirtschaftlichen Dauerversuchen wichtig, da zwischen Bodeneigenschaften und Prüffaktoren unterschiedliche Wechselwirkungen auftreten können.

Ziel der in diesem Beitrag vorgestellten Untersuchungen war es, die Wirkung von Oberflächenrelief und Decksandmächtigkeit eines gemüsebaulich genutzten Sandbodens nach 10-jähriger unterschiedlicher Düngung auf den Kohlenstoffgehalt (C₁) des Ap-Horizontes zu prüfen.

Material und Methoden

Untersuchungsgegenstand ist ein im Süden von Berlin (Großbeeren) gelegener statischer Dauerdüngungsversuch mit verschiedenen Stufen der mineralischen N-Düngung (0, 50, 100 und 150 % des standorttypischen N-Entzuges der Pflanzen) und Stallmistdüngung (0, 300 bzw. 600 dt Stallmist ha⁻¹ a⁻¹).

Das Bodenoberflächenrelief weist einen NW → SO Höhenunterschied von ca. 0,7 m auf (Abb. 1). Der Bodentyp ist ein Sandtieflerhmaugley (gleyic Cambisol (FAO-UNESCO 1990)) mit folgenden Kennwerten: Feinanteil (Ton + Feinschluff) 6,0 %; Gesamtkohlenstoff je nach der Düngungsvariante von 0,60 % bis 1,05 %, wobei die Isolinien des C₁-Gehaltes mit den Parzellengrenzen nicht übereinstimmen (Abb. 2); 0,076 % Gesamtstickstoff 0,055 bis 0,095 %; pH 6.4; Trockenrohdichte 1,45 g cm⁻³; Trockensubstanzdichte 2,63 g cm⁻³; Feldkapazität 20,0 Vol. %, permanenter Welkepunkt 4,5 Vol. %..

Eine Besonderheit des Standortes ist die Variabilität der Decksandmächtigkeit, die durch ein eiszeitlich geprägtes Unterbodenrelief des anstehenden Geschiebemergels bedingt ist. Die Decksandmächtigkeit der ca. 65 m × 25 m großen Versuchsfläche wurde im April 1997 mittels Georadar im Raster von 50 cm × 4 cm gemessen und anhand von etwa 50 Bohrstockbeprobungen kalibriert. Die Oberfläche des anstehenden Mergels befindet sich im Mittel ca. 1,0-1,2 m unter Flur (Abb. 3). Die beiden Objekte, in denen dieser Abstand bis zu 3,3 m beträgt, sind durch relikte Eiskeilstrukturen verursacht. Diese Eiskeilstrukturen sind bevorzugte Sammelstellen für Decksand-Dränwasser (dort beträgt die Jahresamplitude des Stauwasserspiegels > 2,5 m).

¹ Institut für Bodenkunde und Standortlehre (310), Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

² Institut für Düngung und Agrarbodenkunde, 127550 Moskau

³ Institut für Gemüse und Zierpflanzenbau e.V., Th.-Echtermeyer-Weg, 14979 Großbeeren,

⁴ Ingenieurgesellschaft für geophysikalische Meßtechnik m.b.H., Untere St.-Leonhard-Str. 16, 88662 Überlingen

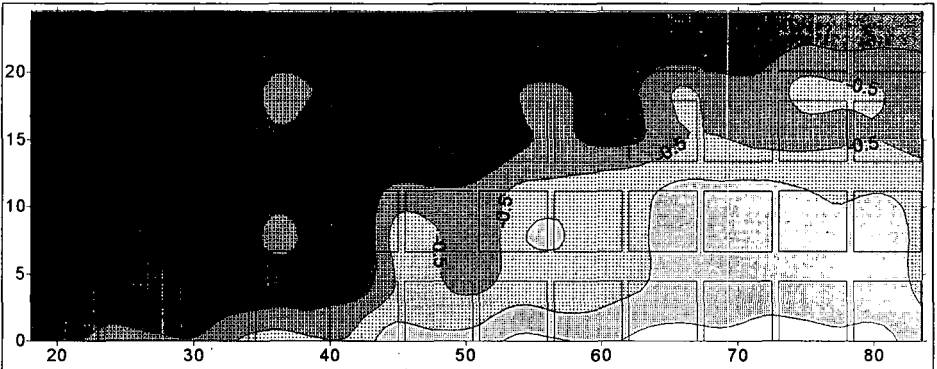


Abb. 1: Oberflächenrelief und Parzellengrenzen des Dauerdüngungsversuches. Länge in m.

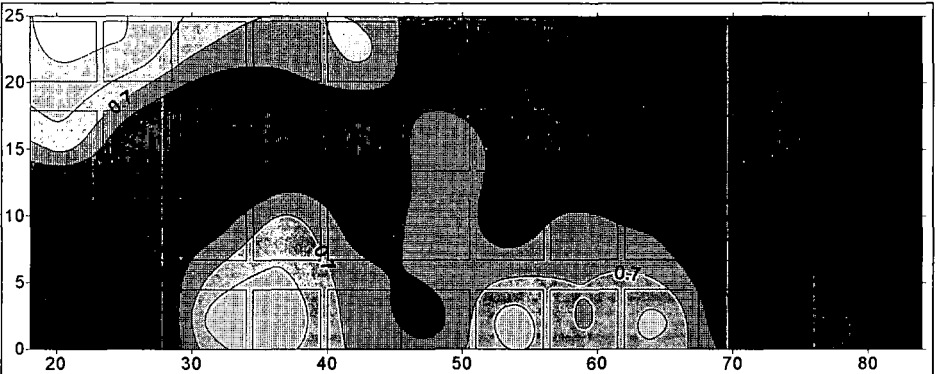


Abb. 2: C₁-Gehalte 1997 und Parzellengrenzen des Dauerdüngungsversuches. Länge in m.

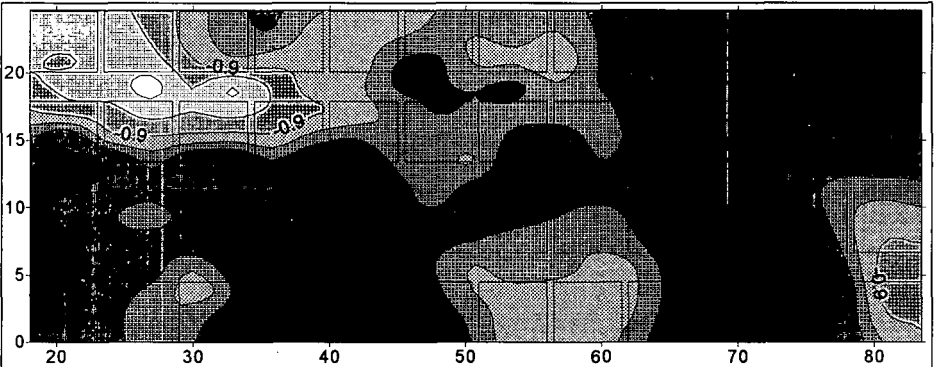


Abb. 3: Decksandmächtigkeit über anstehendem Geschiebemergel, Parzellengrenzen. Länge in m.

Ergebnisse und Diskussion

Die Auswertung erfolgte in mehreren Schritten:

- 1) Zuerst wurde die Wirkung der landwirtschaftlichen Maßnahmen auf den C_1 -Gehalt des Bodens innerhalb des Untersuchungszeitraumes mittels multipler Regression getrennt für jedes Jahr geprüft.

Ab dem vierten Jahr ist die Wirkung des Stallmistes signifikant, was auch im Gesamteinfluß aller Düngungsmaßnahmen (Bestimmtheitsmaß für Stallmist + N-Düngung) deutlich wird (Abb. 4). Der Einfluß der mineralischen N-Düngung auf den C_1 -Gehalt des Bodens war nur in einigen Jahren signifikant. Der Bestimmtheitsmaß der Wirkung aller Düngungsmaßnahmen auf den C_1 -Gehalt hat sich nach 6 Jahren auf ca. 35 % stabilisiert. Die ungeklärte Varianz (65 %) wird durch düngungsunabhängige Einflüsse und kleinräumige Variabilität bedingt. Mögliche Ursachen dafür sind das Mikrorelief (Bodenoberflächenrelief) und die Tiefe des anstehenden Geschiebemergels (Unterbodenrelief).

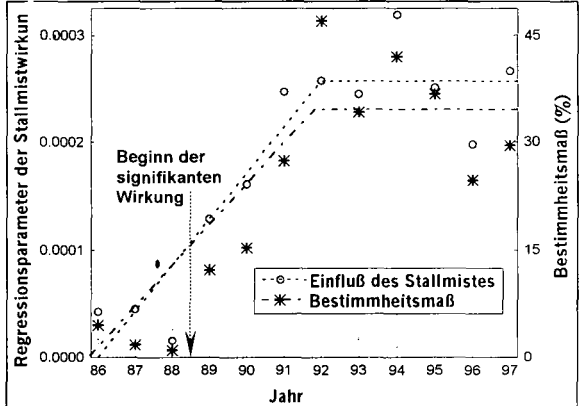
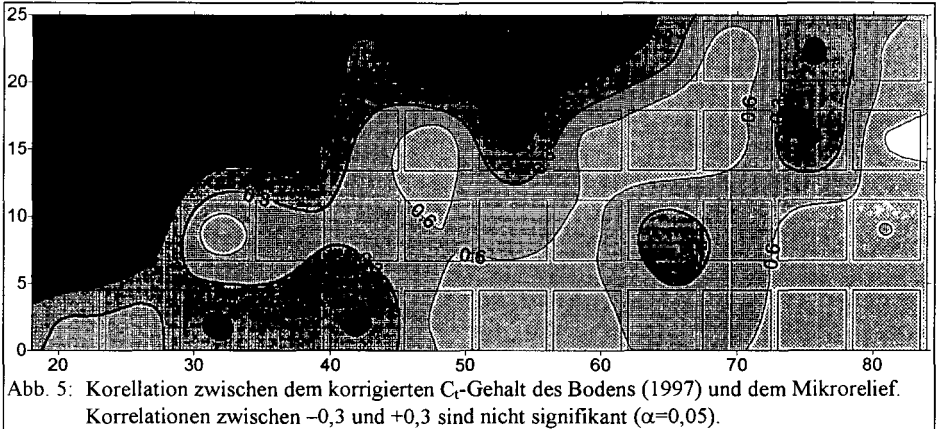


Abb. 4: Einfluß der Stallmistdüngung und aller Düngungsmaßnahmen (Bestimmtheitsmaß) auf den C_1 -Gehalt des Bodens innerhalb des Untersuchungszeitraumes

- 2) Um den Einfluß des Mikroreliefs und der Tiefe des Geschiebemergels zu quantifizieren, wurde die durch die Düngungsmaßnahmen bedingte C_1 -Gehaltsänderung der einzelnen Parzellen von deren C_1 -Gehalt im Jahr 1997 abgezogen. Diese zwischen 1987 und 1997 erfolgten C_1 -Gehaltsänderungen wurde mittels multipler Regression kalkuliert.
- 3) In diesem Schritt erfolgte die räumliche Zuordnung der Koordinaten der drei Parameter C_1 -Gehalt, Bodenoberflächenrelief und Unterbodenrelief, was eine weitere Auswertung mit einfachen statistischen Methoden ermöglichte. Mittels Punktkriging (4 Nachbarpunkte, anhand vorher berechneter Semivariogramme) wurde ein $1\text{ m} \times 1\text{ m}$ Koordinaten-Gitternetz für C_1 -Gehalt (Abb. 2), Bodenoberflächenrelief (Abb. 1) und Unterbodenrelief (Abb. 3) berechnet. Gleiche räumliche Koordinaten ermöglichten weitere statistische Analysen:
 - a) Der korrigierte C_1 -Gehalt (nach Abzug des Einflusses der Düngungsmaßnahmen) korrelierte signifikant sowohl mit dem Bodenoberflächenrelief ($-0,23^{***}$) als auch mit dem Unterbodenrelief ($-0,20^{***}$).
 - b) Mittels schrittweiser multipler Regression wurde ermittelt, daß sowohl das Bodenoberflächenrelief (Regressionskoeffizient = $-0,422^{***}$) als auch die Decksandmächtigkeit (Regressionskoeffizient = $-0,0083^{**}$) einen signifikanten Einfluß auf den C_1 -Gehalt des Bodens (1997) hatten. Durch diese beiden Einflußgrößen ließen sich 78,7 % der Varianz des C_1 -Gehaltes des Bodens erklären (die Wirkung der Düngungsmaßnahmen wurde bereits vorher abgezogen), wobei durch das Mikrorelief ein deutlich höherer Anteil der Varianz (73,6 %) als durch die Decksandmächtigkeit (5,1 %) erklärt wurde.

c) Da die Zusammenhänge zwischen C_r -Gehalt und Bodenoberflächenrelief bzw. Unterbodenrelief Unterschiede in Abhängigkeit von der räumlichen Variabilität des Versuchsfeldes aufweisen können, wurde dieser Einfluß parzellenweise geprüft (Abb. 5). Entsprechend des engen Zusammenhanges zwischen Bodenoberflächenrelief und C_r -Gehalt (Punkt 3b: $r = -0,422^{***}$) besteht eine gute Übereinstimmung zwischen den Abbildungen 5 und 1 (Bodenoberflächenrelief). Auf den höhergelegenen Teilen der Versuchsfläche (NW) besteht eine negative und auf den tiefergelegenen (SO) eine positive Korrelation zum C_r -Gehalt des Bodens. Deutliche Abweichungen von diesem Trend (Abb. 1) treten vorrangig an den Stellen auf, die sich im Einflußbereich der o.g. Eiskeilstrukturen befinden (Abb. 3). Wird eine bevorzugte laterale Wasserbewegung in Richtung der tiefergelegenen Teile sowohl des Bodenoberflächen- als auch des Unterbodenreliefs unterstellt, ließen sich die höheren C_r -Gehalte auf den tiefergelegenen Teilen der Versuchsfläche durch eine wasserbedingt erhöhte pflanzliche Biomasseproduktion erklären. Darüber hinaus könnten die im Einflußbereich der Eiskeilstrukturen befindlichen Abweichungen von diesem Trend durch stauanässebedingte Depressionen: a) des Abbaus von organischer Substanz im Boden und b) der Produktion pflanzlicher Biomasse bedingt sein. Die Prüfung dieser Hypothese ist Gegenstand weiterer Untersuchungen.



Identifikation und Schadstoffpotential von Schlacken und Aschen in Altablagerungen

von

MEUSER, H.

Problemstellung

Altablagerungen (aus Sicht der Geologie) bzw. Stadtböden (aus Sicht der Bodenkunde) setzen sich aus sehr heterogenen Substratgemengen zusammen, die eine hohe Variabilität an Nähr- und Schadstoffen sowie bodenphysikalischen Eigenschaften erwarten lassen (1).

Bei der geologischen Kartierung auf anthropogen nicht überprägten Standorten ist eine in vertikaler wie horizontaler Richtung sehr dezidierte Vorgehensweise üblich. So wurden beispielsweise bei der geologischen Aufnahme der Emscherterrassensande im Ruhrgebiet die Sande der Jüngeren und Älteren Niederterrasse, die Flugsand- und Auensandflächen bei äußerst geringen Texturunterschieden sehr kleinräumig auskartiert. Gleiches gilt auch für die bodenkundliche Kartierung landwirtschaftlicher und forstwirtschaftlicher Räume, bei der im Zentimeterbereich Bodenhorizonte exakt gegeneinander abgegrenzt werden, obwohl häufig visuell nur schwer Unterschiede erkennbar sind. Aus fachlicher Sicht sind in beiden Bereichen diese differenzierten Vorgehensweisen berechtigt.

Im Altlastensektor, dessen Kartierung und Erfassung meist von privaten Ingenieurbüros ausgeführt wird, ist dagegen eine wesentlich weniger differenzierte Vorgehensweise Stand der Technik. Der Aufschüttungsbereich wird als Auffüllung (= A) bezeichnet und eine Tiefendifferenzierung findet nur sehr grob statt; nicht selten werden Horizonte/Schichten von mehreren Metern Mächtigkeit ausgewiesen. Als besonders oberflächlich stellt sich die Erfassung des Substratinventars der Auftragsböden dar. Technogene Substrate werden nur sehr allgemein klassifiziert, Bezeichnungen wie Schlacke - Schrägstrich - Asche sind keine Seltenheit. Dabei bietet sowohl das bodenkundliche (Stadtbodenkartieranleitung von 1997, KA 4) als auch das geologische Rüstzeug (DIN 4022) die Möglichkeit einer genaueren Vorgehensweise. Die „Beimengungen“ (im Altlasten- und Stadtbodensektor sind sie oft die bestimmende Komponente der Bodenmatrix) könnten von daher genauer erfaßt werden.

Warum ist es wichtig technogene Substrate erkennen zu können?

In Altablagerungen bzw. Stadtböden ist eine große Vielzahl von Substraten vorhanden, die heterogen verteilt oder schichtenweise vorkommen. Diese Substrate sehen nicht nur unterschiedlich aus, sondern sie weisen auch abweichende physiko-chemische Eigenschaften auf. Somit bestimmt die Substratzusammensetzung - genau wie in natürlichen Böden - wichtige chemische (Bsp. Nährstoffpotential) und physikalische (Bsp. Wasserhaushalt) Eigenschaften. Die größte Bedeutung kommt aber dem unterschiedlichen Schadstoffpotential zu. Das Beispiel zweier Schlackentypen soll das

verdeutlichen: Hochofenstückeschlacken haben Cd-Gesamtgehalte von maximal 1 mg/kg, Zinkoxidschlacken dagegen von 21 bis 51 (im Mittel 32) mg/kg. Entsprechend sind Böden mit Beimengungen von Hochofenstückeschlacken hinsichtlich Cd unbelastet, letztere aber stets kontaminiert. Diese substratspezifischen Unterschiede lassen sich nicht nur auf Schwermetallgesamtgehalte, sondern auch auf deren mobile Anteile, auf organische Schadstoffe und auf die Verfügbarkeitsparameter wie den C- Gehalt oder den pH-Wert übertragen. So ist bei einem pH-Wert von durchschnittlich 6,9 in ziegelhaltigen Bauschuttsubstraten mit einer anderen Schwermetallverfügbarkeit zu rechnen als bei einem pH-Wert von durchschnittlich 9,2, wie ihn Altablagerungen aus Stahlwerksschlacken aufweisen. Der Literatur können inzwischen Streuung und Mittelwerte der unterschiedlichen Substrate hinsichtlich Schadstoffen und anderen Parametern entnommen werden (2, 3, 4).

Wie kann ich die unterschiedlichen Substrate im Gelände erkennen?

Wenn ich Altablagerungen bzw. Stadtböden kartiere, stellt sich natürlich die Frage der Identifikation der vielfältigen Substrate. Unabhängig davon, ob die Substrate schichtenweise und damit gut beprobbar oder heterogen verteilt vorkommen, sollte bei der Bodenkartierung darauf geachtet werden, welche Substrate mit welcher Abundanz im Boden vorkommen. Ein Bodengemenge mit einem einzigem Stück Bleischlacke muß anders bewertet werden als ein Boden, der Bleischlacken in mächtigen Lagen aufweist. Wie genau bei der Kartierung hinsichtlich der Quantifizierung vorzugehen ist, wurde bereits dokumentiert (3).

Weder die meisten Geologen noch die meisten Bodenkundler sind aber - offen ausgesprochen - in der Lage die unterschiedlichen Substrate exakt zu diagnostizieren. Auch hierfür wurde eine ausführliche Hilfestellung erarbeitet (5): ein Bestimmungsschlüssel zum Erkennen technogener und natürlicher Substrate in Altablagerungen und Stadtböden. Mit seiner Hilfe ist es möglich, die meisten Substrate exakt zu erfassen.

Welche Vorteile hat eine so dezidierte Vorgehensweise bei Altablagerungen bzw. Stadtböden?

So umständlich die Einarbeitung in die Identifikation der technogenen Substrate im Boden auch sein mag (darüber würde man sich bei natürlichen Böden keine Gedanken machen, denn eigentlich ist es selbstverständlich, daß der Geologe oder Bodenkundler im Gelände zwischen Löß und Geschiebesand differenzieren kann), so vorteilhaft ist dies, wenn es um die Anwendung bodenkundlichen oder geologischen Sachverständes in der Praxis geht:

- Werden die Substrate richtig angesprochen und nehme ich die Tabellen (2, 3) zum Belastungspotential der Substrate hinzu, reduziert sich natürlich mein Analyseaufwand. Das ist für den Kommunalen Bodenschutz von größter Bedeutung, weiß man doch, daß nicht die Bodenkartierung und Probenentnahme, sondern die chemische Analytik die hohen Kosten im Altlastensektor verursacht.
- Erkenne ich die oberflächennahen Substrate, ist eine sofortige Bewertung des humantoxikologischen Belastungspotentials (orale oder inhalative Aufnahme) möglich, ohne auf die Ergebnisse einer zeitaufwendigen Analytik warten zu müssen; das dürfte bei den Mitarbeitern der Umweltämter für den Bereich sensibler Nutzungen (Bsp. Spielanlagen, Kleingärten) hilfreich sein.

- Erkenne ich die Substrate im Altablagerungskörper, dann ist auch eine Abschätzung der potentiellen Grundwassergefährdung leichter möglich; eine Ablagerung aus inertisiertem Schmelzkammergranulat dürfte beispielsweise nicht den Handlungsbedarf erfordern wie eine verkippte Müllverbrennungsrohrasche.
- Erkenne ich die Substrate, dann lassen sich auch schneller Angaben zur Sanierung des kontaminierten Standortes machen; eine Altablagerung aus skelettreichen Kraftwerksrostaschen mit erhöhten PAK- und Schwermetallgehalten dürfte wohl kaum für eine thermische Sanierung in Frage kommen, eine Ablagerung aus teeröhlhaltigen Industrierückständen dagegen in erster Linie thermisch behandelt werden. Die Substratzusammensetzung und die damit verbundenen wichtigen Eigenschaften wie Textur oder C-Gehalt bestimmen die Behandelbarkeitsprüfung kontaminierter Standorte wesentlich.
- Erkenne ich die Substrate, hilft dies schließlich auch bei der Suche nach den Verursachern der Altablagerung. Viele Substrate sind ganz spezifischen Produktionsprozessen und damit Verursachern zuzuordnen.

Ist die Problematik damit erschöpfend bearbeitet?

Das Erkennen technogener Substrate und das Wissen über ihr Schadstoffpotential sowie einige Verfügbarkeitsparameter gibt bei der heutigen Bearbeitung im Bereich der Geologie (Altlastenbearbeitung) und Bodenkunde (Stadtbodenkartierung) wertvolle Hilfestellung. Wie verhalten sich aber Altablagerungen langfristig, wenn eine Dekontamination technisch oder finanziell nicht möglich ist? Dazu müssen Kenntnisse zur langfristigen Mobilisierbarkeit gewonnen werden, die erst rudimentär vorliegen. Von besonderer Bedeutung sind:

- Wie sieht das physikalische und chemische Verwitterungsverhalten der Substrate im Boden aus? Hierzu bieten Versuche zum Trocknungs- und Befeuchtungswechsel und zum Frost- und Tauwechsel einen Ansatz. Da die meisten Substrate carbonathaltig sind, Böden aber tendenziell an Acidität zunehmen, wäre ein weiterer Ansatz in Versuchen zum Versauerungsverhalten zu sehen.
- Wie sieht das Elutionsverhalten in situ aus? Die gängige Methode, Böden mit bidestilliertem Wasser zu extrahieren (DEV S4-Methode), ist aufgrund ihrer Wirklichkeitsfremde mehr als umstritten. Langfristige Elutionstendenzen lassen sich nur über Perkolationsversuche (Lysimeter- und Saugkerzenanlagen) oder durch Extraktionverfahren mit Mitteln, die den verfügbaren Anteilen näher kommen (NH_4NO_3 oder CaCl_2), feststellen.

Es bleibt zu hoffen, daß bei der Altlasten- und Stadtbodenkartierung der Substratzusammensetzung eine ähnliche Bedeutung zukommt, wie sie auch sonst in Geologie und Bodenkunde üblich ist. Daß sich dabei auch gestandene Geologen und Bodenkundler ganz neu mit der Materie auseinandersetzen müssen, sollte kein Hinderungsgrund sein. (Wäre es nicht auch sehr unbefriedigend, wenn der Geologe oder Bodenkundler kein Gewicht darauf legen würde, ob er bei der Kartierung einen Granit oder einen Sandstein erbohrt hat?).

Literatur:

- 1) Meuser, H., Schleuß, U., Taubner, H. und Wu, Q. (1998): Bodenmerkmale montan-industrieller Standorte in Essen. Z. Pflanzenern. und Bodenkd., 160, S. 197-203.
- 2) Meuser, H. (1996): Schadstoffpotential technogener Substrate in Böden urban-industrieller Verdichtungsräume. Z. Pflanzenern. und Bodenkd., 159, S. 621-628.
- 3) Meuser, H. (1996): Technologene Substrate als Ausgangsgestein der Böden urban-industrieller Verdichtungsräume. Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenern. und Bodenkd. der Universität Kiel, Nr. 35, 221 S.
- 4) Hiller, D.A. und Meuser, H. (1998): Urbane Böden. Springer-Verlag Berlin, 161 S.
- 5) Meuser, H. (1996): Ein Bestimmungsschlüssel für natürliche und technogene Substrate in Böden städtisch-industrieller Verdichtungsräume. Z. Pflanzenern. und Bodenkd., 159, S.305-312.

Belastungen und Gefährdungspotentiale urbaner Böden

von

RENGER, M., HOFFMANN, C., MEKIFFER, B., STOFFREGEN, H., WESSOLEK, G.

Böden erfüllen verschiedene ökologische Funktionen. Sie bieten z.B. den Mikroorganismen und Bodentieren Lebensraum, dienen den Pflanzen als Wurzelraum und versorgen sie mit Wasser, Nährstoffen und Sauerstoff. Gleichzeitig fungieren sie als Filter, Puffer und Transformator gegenüber Schadstoffen und tragen so zur Neubildung von sauberem Grundwasser bei.

Bei den urbanen Böden sind diese Funktionen oft sehr stark eingeschränkt durch:

- Kontamination mit Schadstoffen,
- Versiegelung der Oberflächen und
- Bodenverdichtungen

Urbane Böden zeichnen sich insbesondere durch erhöhte Schwermetallgehalte aus. In den Abb. 1 sind für verschiedene urbane Standorte die Schwankungsbreiten der Cadmium-Gesamtgehalte und der mobilen Anteile für Cadmium dargestellt. Außerdem sind zum Vergleich auch die geogenen Grundbelastungen von Sanden (Talsande Geschiebesande) und Geschiebemergel angegeben. Diese Substrate bilden in der Regel die Ausgangsgesteine für die Berliner Böden.

Vergleicht man die geogenen Schwermetallgehalte der Sedimente mit denen der urbanen Böden so fällt auf daß sich die urbanen Böden durch wesentlich höhere Schwermetallgehalte auszeichnen. Insbesondere bei den Böden aus Trümmerschutt, Hausmüll und Klärschlamm sowie den Straßenrand-, Rieselfeldstandorten und industriebelasteten Standorten können stark erhöhte Schwermetallgehalte auftreten (Abb. 1).

Bei den Straßenrandstandorten zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit insbesondere der Cadmium- und der in Abb. 1 nicht dargestellten Bleigehalte von der Verkehrsintensität. Je dichter der Verkehr, um so höher liegen die Blei- und Cadmiumgehalte. Bei den Rieselfeldstandorten sind die Schwermetallgehalte sehr stark an die organische Substanz gebunden. Mit zunehmendem Humusgehalt steigen daher auch die Schwermetallgehalte an. Die Ursache für diese enge Beziehung liegt darin, daß bei den sandigen Rieselfeldstandorten als Sorptionsträger in der Regel nur Humus in Frage kommt.

Urbane Böden zeichnen sich durch eine grobe Heterogenität in ihren Eigenschaften aus. Dies trifft, wie die Abb. 1 zeigt, auch für die Belastungen mit Schwermetallen zu. Sowohl vertikal innerhalb eines Profils als auch räumlich schwanken die Schwermetallgesamtgehalte und die mobilen Anteile sehr stark.

Die Ursache für diese sehr variable Mobilität und Verfügbarkeit der Schwermetalle liegt in den Schwermetallformen bzw. -bindungsarten, die in Böden auftreten können. Die Verteilung der Schwermetalle auf die einzelnen Formen ist in den urbanen Böden sehr variabel und hängt von folgenden Faktoren ab:

- vom Bodentyp bzw. dem Ausgangssubstrat (z.B. Bauschutt, Hausmüll, Trümmerschutt
- von Bodeneigenschaften (z.B. pH, $C_{org.}$, Ton, Redoxpotential)
- vom Ursprung der Schwermetalle (z.B. Klärschlamm Abwässer, Kompost, Dünger, Immissionen)
- den Wechselwirkungen mit anderen Kationen.

Versauerung kommt es nur zu geringen Abnahmen der Gehalte im Oberboden und damit nur zu geringen Einträgen ins Grundwasser. In Buch ist dagegen die Löslichkeit hoch und daher kommt es zu einer deutlichen Verlagerung von Zink und Cadmium (Stoffregen et al. 1998).

Tab. 1: Lösungskonzentrationen im Untergrund, Gesamtgehalte in einem 2 m mächtigem Profil und die Festphasengehalte in den obersten 20cm nach 50 und 100 Jahren

	Lösungskonzentration in 180 cm Tiefe [mg/l]			Gesamtgehalt im Profil (0-2 m) [g/m ²]			Festphasengehalt der obersten 20 cm [mg/kg]		
	0	50	100	0	50	100	0	50	100
Zeit [Jahren]									
Zink:									
Buch, mit Versauerung	20000	27000	9000	363	260	190	672	390	280
Buch, ohne Versauerung	20000	5600	4900	363	310	290	672	580	520
Gatow mit Versauerung	70	70	70	263	263	263	529	528	523
Cadmium:									
Buch, mit Versauerung	76	430	328	12,8	11,8	10	28	22,6	18,2
Buch, ohne Versauerung	76	89	89	12,8	12,4	12	28	26,3	24,7

Schlußfolgerungen

Die Stilllegung von Rieselfeldflächen ohne weitere Zufuhr basischer Wasser (z.B. Klarwasser) oder pH-Wert-Stabilisierung hat sich als äußerst problematisch erwiesen.

Nach dem Brandenburger Landesabfallgesetz (LaAbfG §29.4) stellen die ehemaligen Rieselfeldstandorte um Berlin großflächige Altlastenstandorte dar. Eine Beurteilung der Standorte entsprechend der Berliner Liste (SenSUT 1996) ergibt eine deutliche Schädigung des Grundwasser sowie eine Gefährdung des Schutzgutes menschliche Gesundheit.

Eine Wiedervernässung mit Klarwasser kommt nur auf Flächen mit pH-Werten von mehr als 6,0 infrage.

Bei länger stillgelegten Hochlastflächen mit deutlich niedrigeren pH-Werten (z.B. < 5) sollte auf eine Wiedervernässung verzichtet werden, um eine schnelle Auswaschung der mobilen Schwermetallanteile zu verhindern. Sinnvoller erscheint es, durch geeignete waldbauliche Maßnahmen zu einer Begründung von vitalen, tiefwurzelnden Beständen beizutragen, so daß durch die Erschließung eines größeren effektiven Wurzelraumes die Grundwasserneubildung und damit die Schadstoffverlagerung reduziert wird.

Zu einer Gefahrenabwehr aus Sicht des Bodenschutzes sind weiterhin mehrere miteinander kombinierbare Möglichkeiten denkbar um die Gefahr durch Schwermetalle zu reduzieren:

- pH-Wert-Stabilisierung durch Kalkung bevor die pH-Werte in stärker saure Bereiche absinken um mögliche negative Folgen zu minimieren (z.B. verstärkter Humusabbau)
- Einbringen von kalk- und tonhaltigen unbelasteten Substraten (z.B. aus aktuellen Bauvorhaben) um zusätzliche permanente Sorptionsträger den natürlicherweise tonarmen Böden zuzuführen (Im Rahmen eines Pilotprojektes werden z.Z. auf einer Fläche von 20 ha 60000 m³ Geschiebemergel ausgebracht, der beim U-Bahn-Ausbau in Pankow anfällt).

Literatur

- Blume, H.-P. (1993): in Sukopp, H. & Wittig.: Stadtökologie, Gustav Fischer verlag: 154-171.
- Hoffmann, C & Renger, M. (1996): Säulenversuche zur Schwermetallmobilität in Rieselfeldböden. Landschaftsent. u. Umweltforschung 101: 67-74.
- Hoffmann, C & Renger, M. (19980): Schwermetallmobilität in Rieselfeldböden. Bodenökologie und Bodengenese, Heft 26, 30-39.
- Kretschmer, H., Neumann, A. & Surkus, A. E. (1997): In: Blume, H.-P. & Schleuß, U.: Bewertung anthropogener Stadtböden. Schriftenr. Inst. f. Pflanzenernäh. & Bodenkunde Univ. Kiel 38: 111-147.
- Renger, M. & Mekiffer, B. (1998): Belastung und Gefährdungspotentiale urbaner Böden. Bodenökologie und Bodengenese, Heft 26, 3-22.
- Schlenther, L.; Eggert, T.; Hoffmann, C. & Renger, M. (1992): Bodenökologische Untersuchungen auf den Rieselfeldflächen Buch. Forschungsbericht im Auftrag der Berliner Forsten. 1-215.
- Schirmeier, A. (1996): Schwermetall-Untersuchungen auf einem anthropogen beeinflussten Standort (Rieselfeld Buch). Diplomarbeit. FG Bodenkunde TU-Berlin.
- Stoffregen, H.; Hoffmann, C.; Wessolek, G. (1998): Simulation des Schwermetalltransports unter Einfluß von pH-Änderungen am Beispiel von Rieselfeldern Bodenökologie und Bodengenese, Heft 26, 164-175.

Zur paläopedologischen Gliederung des älteren Würmlösses in Mitteleuropa

von

SEMMEI,A.

Der ältere Würmlöß enthält in Mitteleuropa sogenannte Humuszonen, schwarzerdeartige Bildungen, die insbesondere in den typischen Lößgebieten eine sehr gute Gliederung erlauben. In vielen dieser Profile kommen drei Humuszonen vor (z.B. Stillfried in Niederösterreich, Unterwisternitz in Mähren). Unter der ältesten Humuszone liegen Reste einer Parabraunerde, die als "typischer Waldboden" in das letzte Interglazial eingeordnet wird. Die Humuszonen sah man als stratigraphische Äquivalente der Frühweichsel-Interstadiale Amersfoort, Brörup und Odderade an. Von paläobotanischer Seite (z.B. BEHRE & LADE 1986) wird inzwischen jedoch angenommen, daß es nur zwei solcher Interstadiale (Brörup und Odderade) gegeben hat. Ein ähnliches Problem taucht bei der Parallelisierung mit den Tiefseestadien auf. Wenn man im Stadium 5 drei Interstadiale annimmt, ergibt sich eine vorzügliche Übereinstimmung mit den frühwürmzeitlichen Humuszonen (z.B. KUKLA 1969: Abb. 3). Derzeit gilt jedoch als sicher, daß es nur zwei "Subinterstadiale" (5a und 5c) gegeben hat (z.B. CATT 1992: 20), so daß also auch hier Unklarheiten bleiben, welchen Interstadien die drei Humuszonen zuzuordnen sind. Deshalb soll nachfolgend versucht werden zu klären, wie die Humuszonen pedogenetisch zu interpretieren sind, welchen paläoklimatischen Aussagewert sie haben und wie sie sich zeitlich einfügen lassen.

Im Rhein-Main-Gebiet sind die drei Humuszonen des älteren Würm ("Mosbacher Humuszonen") seit mehreren Jahren vorzüglich im Dyckerhoff-Steinbruch bei Wiesbaden und - 10 km südlich davon - im Steinbruch der Heidelberger Zement AG in Mainz-Weisenau aufgeschlossen. Im ersten Fall liegt über den Humuszonen eine jüngere Lößdecke mit allen Leithorizonten der hessischen Würmlößgliederung (SCHÖNHALS et al. 1964; SEMMEL 1969). Im Weisenauer Steinbruch weist die hangende Lößdecke erhebliche Lücken auf. Dennoch wird dieser Aufschluß hier vorgezogen, weil aus ihm viele paläontologische und Lumineszenz-Befunde vorliegen.

Die Humuszonenabfolge ist dort - wie in der Regel - nur in Dellensystemen erhalten geblieben. Auf dem Hang einer Delle findet man derzeit unter der Unteren Mosbacher Humuszone noch Reste eines fossilen Bt-Horizontes, der wohl in die letzte Warmzeit gehört. Die Lumineszenzdaten erlauben diese Schlußfolgerung. Der Bt-Horizont wird von einer steinigigen Fließerde gekappt, die von Löß überlagert ist. In diesem Löß kommt bereits die hocharktische *Columella columella* vor.

In dem Löß ist unter der hangenden Unteren Mosbacher Humuszone (UMHZ) ein kräftiger Cc-Horizont entwickelt. Die UMHZ selbst kann bis 150 cm mächtig werden und gliedert sich in humose, stark kalkhaltige und in kalkfreie oder kalkarme braune oder braunfleckige Partien, die anzeigen, daß ein mehrfacher Wechsel zwischen Sedimentation und Bodenbildung stattfand. Dünnschliffe lassen sowohl verlagerte Ton-Humus-Partikel als auch "Gerölle" aus dem Cc-Horizont hangaufwärts gelegener Teile der UMHZ erkennen.

Einen ähnlichen Aufbau zeigen die nach einer Lößzwischenlage folgende Mittlere Mosbacher Humuszone (MMHZ) und auch die von dieser wiederum durch Löß getrennte Obere Mosbacher Humuszone (OMHZ).

Daß es in allen Humuszonen autochthone Bodenhorizonte gibt, belegt die Koinzidenz zwischen Ton-Maxima und Grobschluff-Minima, eine Erscheinung, die auch für die heutigen Löß-Parabraunerden des Rhein-Main-Gebietes charakteristisch ist. Außerdem sind unter den kalkfreien oder kalkarmen braunen Partien oft deutliche Cc-Horizonte entwickelt. Demnach können die Humuszonen - ältere Auffassungen bestätigend - pedogenetisch als Bildungen gesehen werden, die sich durch einen mehrfachen Wechsel von Schwarzerdegenese, Abtragung und Sedimentation auszeichnen.

Die OMHZ enthält sehr viel Holzkohle (Fichte). Überdies wurde überraschenderweise in allen drei Humuszonen des Weisenauer Aufschlusses eine vorzüglich gegliederte Pollenserie gefunden (BIBUS et al. 1996), die es ermöglicht, den Klimaablauf während der Bildung der Humuszonen zu rekonstruieren. Kiefern- und Nichtbaumpollen-Maxima zu Beginn und am Ende zeigen jeweils kältere Bedingungen an, während zwischenzeitlich Tannen- und Fichten-Maxima mit Minima der Nichtbaumpollen deutlich wärmere Abschnitte dokumentieren.

Die inzwischen in allen drei Humuszonen gefundene Schneckenfauna bestätigt den interstadialen Charakter des Klimas zur Zeit der Entwicklung der Humuszonen. In der UMHZ kommen vereinzelt sogar interglaziale Arten vor (*Aesospinella* sp., *Monachides incamatus*). Insgesamt gesehen sind die Humuszonen paläoklimatische als typische interstadiale Bildungen einzuschätzen.

Die Frage der zeitlichen Einstufung der Humuszonen scheint leicht zu beantworten, wenn man den Entschlüssen der Subkommission für Europäische Quartärstratigraphie folgt (CHALINE & JERZ 1984: 186), wonach das Mittlere Würm über den Humuszonen beginnt, letztere mithin ins Untere Würm gehören. Dabei

ist jedoch nicht berücksichtigt worden, daß die Humuszonen *d r e i* und *mitnichten z w e i* Interstadiale repräsentieren und daß der Stillfried A-Abschnitt nicht nur dem Pedokomplex 3 entspricht, sondern auch dem Pedokomplex 2. Um das Durcheinander zu vervollständigen: Folgt man der Annahme der Kommission, *Columella columella* komme erst im Oberen Würm vor, wäre der Humuszonenkomplex im Weisenauer Steinbruch jünger als 30 000 Jahre.

Die Suche nach dem paläomagnetischen Blake event blieb bisher im Weisenauer Profil erfolglos. Die von ZÖLLER (1995) und FRECHEN & PREUSSER (1996) unabhängig voneinander ermittelten Lumineszenzalter weisen für den Löß unter der UMHZ Mittlere Alter von 110 bzw. 100 oder 113 ka, für den Löß unter der MMHZ 90 - 95 bzw. 75 oder 106 ka und für die OMHZ 65 - 70 bzw. 68 oder 69 ka aus (Abb. 1). Diesen Datierungen mit allen Vorbehalten folgend darf ein ein Altwürm- (Unteres Würm) Alter des Humuszonenkomplexes angenommen werden. Unklar bleibt, ob die OMHZ noch in das Stadium 5 (Beginn 71 ka) gehört. Im Kaltzeitstadium 4 (59-71 ka) sollte jedoch eine derartig deutliche Erwärmung nicht vermutet werden. Ebenso erscheint wenig überzeugend, die OMHZ mit einem Mittelwürm-Interstadial gleichzusetzen, etwa dem Oerel-Interstadial, das wohl dem Stadium 3 zuzurechnen ist.

Wie auch immer die Diskussion über die Altersstellung der Humuszonen ausgehen mag, unbestreitbar bleibt, daß sie insgesamt einen für das ältere Würm charakteristischen Verlauf der Klima- und Landschaftsentwicklung widerspiegeln, der sich gravierend von den Verhältnissen im mittleren und jüngeren Würm unterscheidet und allein deshalb nicht durch eine Zuordnung in Unteres u n d Mittleres Würm paläoklimatisch und landschaftsökologisch wenig sinnvoll zerrissen werden sollte.

Literatur: CATT, J. A. (1992): Angewandte Quartärgeologie.- 358 S., Stuttgart.
CHALINE, J. & JERZ, H. (1984): Arbeitsergebnisse der Subkommission für Europäische Quartärstratigraphie.- Eiszeitalter und Gegenwart, 35: 185-206, Hannover.
KUKLA, J. (1969): 3. Lagerungsverhältnisse und Stratigraphie der Löss.- Periglazialzone, Löß und Paläolithikum in der Tschechoslowakei: 5-24, Brno.
Die übrigen Zitate sind zu finden in: Frankfurter geowiss. Arb., D 20, 1996. (Hrsg. A. Semmel).





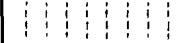




			Lage der Proben	Mittlere Alter [ka]			
				IRSL	GSL	TL U-340	TL RG 39
Oberwürm		Rezenter Boden					
			MW5	19,6			
		Eltviller Tuff	MW1 MW3 MW11 MW2 MW4 MW10	19,5	20,3	20,1	---
		E2-Naßboden					
Mittelwürm		Rambacher Tuff	MW6 MW9 MW7 MW8	20,1	19,9	20,6	---
		Lohner Boden					
Unterwürm		Niedereschbacher Zone					
		Obere Mosbacher Humuszone	MW13	68			69
		Mittlere Mosbacher Humuszone	MW12	75			106
		Untere Mosbacher Humuszone	MW14	100			113

Abb. 1 Lumineszenzalter des Wirralösses im Stelzbruch Mainz-Weisenau

Erste experimentelle Ansätze zur Bewertung von Böden als Indikator ökosystemarer Entwicklungstendenzen

von

SIEWERT, Chr.

Die heutige Bodenkunde beschreibt Prozesse und Eigenschaften von Böden, um unerwünschte Nebenwirkungen menschlicher Eingriffe in Ökosysteme zu reduzieren. Die ökonomischen Vorteile dieser Nachsorge sind gering. Oft lassen sich nicht einmal Auswirkungen alter Technologien wirksam begrenzen (z.B. Nitratbelastung des Grundwassers als Folge der Chemisierung des Ackerbaus). Dennoch verbreiten sich zunehmend technologische Neuerungen aus anderen Wissensgebieten (z.B. Gentechnik in der Landwirtschaft). Sie beeinflussen Ökosysteme in vielfältiger Weise, ohne daß damit verbundene Langzeitriskien erfaßt und bewertet werden können.

Vor diesem Hintergrund entstand eine evolutionsbiologische Betrachtungsweise von Ökosystemen. Sie bemüht sich um eine Analyse von Böden als Indikator langfristiger Entwicklungstendenzen. Ziel ist die Ausnutzung der Modifikation der abiotischen Umwelt durch komplexe Organismengesellschaften sowie von Rückwirkungen veränderter Umweltbedingungen auf die Organismen für eine vorausschauende Risikoabschätzung und Gestaltung von Technologien.

Diesem Vorhaben standen bisher begrenzte Möglichkeiten für eine Beschreibung der Vielzahl miteinander vernetzter, räumlich und zeitlich variabler Wechselwirkungen in Ökosystemen entgegen. Deshalb wurde nach Gesetzmäßigkeiten der erdgeschichtlichen Entwicklung des Zusammenlebens von Organismen gesucht, die im globalen Maßstab für die erdgeschichtlichen Prägung der heutigen Biosphäre verantwortlich sind und sich in der heutigen Bodenbildung, d.h. dem Produkt der erdgeschichtlichen "Selektion" von Wirkungen komplexer Organismengesellschaften in einzelnen Regionen auf ihre abiotische Umwelt widerspiegeln.

Erstes Ergebnis sind neue Erkenntnisse zu Wirkungsprinzipien von Humusstoffen in Mineralböden. Sie beeinflussen unabhängig von ihrer chemischen Zusammensetzung mittels Hydrathüllen den Anteil biologisch umsetzbarer Komponenten im Boden und bestimmen damit wesentliche Komponenten des ökosystemaren Stoffhaushalts. Die Hydrathüllen der Humusstoffe sind vermutlich die Folge einer erdgeschichtlichen Abstimmung auto- und heterotropher Organismen unter den Bedingungen eines veränderten Wasserhaushalts seit dem Beginn terrestrischen Lebens. Sie bilden sich während der heutigen Bodenbildung bzw. Ökosystemsukzession und bestimmen Eigenschaften und Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (OBS).

Letzteres geht aus Untersuchungen mit einem neuen, thermogravimetrischen Verfahren der Bodenanalyse hervor, daß zur Verwertung dieser Erkenntnisse entwickelt wurde. So zeigen thermogravimetrische Kenngrößen der OBS eindeutig interpretierbare Beziehungen zu Bodentypen, zum Klima, zur Nährstoffbedarfsdynamik der natürlichen Vegetation in unterschiedlichen Klimazonen und zu Veränderungen der OBS bei der land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung. Damit bestehen aussichtsreiche Möglichkeiten für eine Diagnostik von Bodennutzungsverfahren und für eine experimentelle Bewertung ihrer Nachhaltigkeit durch Gegenüberstellung von Kenngrößen

genutzter Böden mit der OBS in Böden unter natürlicher Vegetation. Sie sind Gegenstand weiterführender Forschungsprojekte.

Darüber hinaus ließen sich die thermogravimetrischen Kenngrößen der OBS bisher stets widerspruchsfrei mit bestehenden Vorstellungen zum Boden verbinden, zeichnen sich durch plausible Abhängigkeiten von Einflußfaktoren auf die Bodenbildung aus, erklären Phänomene einzelner Bodenbildungsprozesse, sind zudem leicht klassifizierbar und gehen mit allgemein akzeptierten Vorstellungen zu Funktionen der Böden in Ökosystemen konform. Auf Grund dieser Spezifik und ihrer Ableitung aus hypothetischen Gesetzmäßigkeiten des Zusammenlebens von Organismen werden sie als Bestätigung für experimentell nachweisbare Zustandsgrößen der Bodenbildung gewertet, die langfristige Entwicklungstendenzen komplexer Organismengesellschaften in Ökosystemen widerspiegeln.

Bei der Überprüfung damit verbundener Perspektiven steht die Abschätzung von Risiken und Nebenwirkungen neuer Technologien im Vordergrund. Diese Untersuchungen werden aber zugleich ökosystemare Entwicklungstendenzen für die Erarbeitung neuer, risikoarmer Technologien der Landwirtschaft erschließen. Die wirtschaftlichen Effekte dieser Bemühungen übersteigen vermutlich Möglichkeiten heutiger Schlüsseltechnologien (z.B. Gentechnik in der Landwirtschaft), weil letztere lediglich Systemkompartimente (z.B. veränderte Organismenarten) und ihre kurzfristigen, individuellen Wirkungen nutzen. Die bodenkundliche Orientierung bietet demgegenüber zusätzliche Möglichkeiten durch Einbeziehung des gesamten biotischen und abiotischen Umfelds der Organismenentwicklung bis hin zur Biosphäre. In diesem Zusammenhang liefern bekannte Folgen menschlicher Eingriffe in regionale Ökosysteme für globale Umweltbedingungen (z. B. Klimaänderungen) Ansatzpunkte für eine Einbeziehung evolutionsbiologischer Aspekte in den Umweltschutz und für eine Verbindung regionaler wirtschaftlicher und globaler ökologischer Interessen zum gegenseitigen Vorteil.

Literatur:

1. Siewert, C. (1994): Ökosystemorientierte Grundlagen der Humusqualitätsbestimmung. Teil 1: Theoretisches Konzept zur Ableitung ökosystemarer Humusfunktionen. Archiv für Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde, 38, 127-147
2. Siewert, Ch.(1998): Verfahren zur Verfahren zur Bestimmung der qualitativen Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz von Mineralböden, Patentschrift GO1 N 196 38 731 des Deutschen Patentamtes, Anmeldung vom 19.9.96, Offenlegung vom 19.4.98 (internationale Anmeldung per 30.1.98)

Potentiale der Böden des norddeutschen Quartärs für künftige Landnutzungen

von

STAHR, K.

Definition: Böden sind Naturkörper und als solche vierdimensionale Ausschnitte aus der Erdkruste, in denen sich Gestein, Wasser, Luft und Lebewelt durchdringen.

Diese Definition versucht, alle Wesenszüge von Böden als Haut der Erde zu vereinen. Allein, es gelingt ihr nicht, Bezug zu den Potentialen dieser Böden zu nehmen. Ältere Definitionen, wie die von Kraut, 1853: "Boden ist die oberste, zum Pflanzentragen geeignete Erdschicht", haben meist eine spezifische Bodenfunktion in Betracht gezogen, damit aber Böden als ganzes nicht charakterisieren können. Will man Böden generell, im Hinblick auf ihre Potentiale hin, charakterisieren, so fällt dies besonders deshalb schwer, weil die Vielzahl unserer Böden auch eine entsprechende Vielfalt der Eigenschaften haben und diese sich unterschiedlich hinsichtlich der ebenfalls vielfältigen Landnutzungen auswirken müssen. Gleichwohl läßt sich generalisierend feststellen, daß in Böden prinzipiell Prozesse ablaufen können, die umweltrelevant sind und die damit prinzipiell Potential bestimmend sein können. Diese Prozesse laufen regelmäßig auch im Naturhaushalt ab, sind aber von besonderer Bedeutung, wenn in Böden nutzend oder belastend eingegriffen wird. Diese Prozesse sind Transformationsprozesse, bei denen ohne Masseverluste und Änderung des Chemismus Neues entsteht, wie z.B. bei der Umwandlung von Feldspäten in Tonminerale. Weiterhin filtern Böden z.B. Stäube oder puffern Säureeinträge. Durch die Fähigkeit unserer Böden feste, flüssige und gasförmige Bestandteile sowie Energie zu speichern, wirken sie stabilisierend in Ökosystemen und Landschaften. Schließlich haben Böden im Hinblick auf Stoffe, die benachbarten Kompartimenten häufig fehlen, Quellenfunktion.

Bodenpotentiale und Bodenfunktionen: Betrachtet man die Leistungen von Böden im Naturhaushalt und für die menschliche Gesellschaft so wird häufig der Ist-Zustand, manchmal auch retrospektiv Gewesenes betrachtet. Im Hinblick auf künftige Möglichkeiten von Landnutzungen erscheint es aber wesentlich, zwischen den augenblicklich wahrgenommenen Bodenfunktionen und den in den Böden steckenden Potentialen zu unterscheiden. Um für künftige Fragestellungen gerüstet zu sein, muß es möglich sein, auch Potentiale für Nutzungen zu ermitteln, die zur Zeit auf diesen Böden und vielleicht auch in der ganzen Landschaft nicht relevant sind, wobei die aktuellen Bodenfunktionen, die Potentiale darstellen, die zur Zeit genutzt werden. Fragt man sich, welche Funktion genutzt wird, so läßt sich für eine Parabraunerde aus Geschiebemergel, die beackert ist und Winterweizen trägt, festhalten, daß sie gleichzeitig mehrere Funktionen hat. So dient sie zunächst zur Nahrungsproduktion, dabei entsteht aber auch mit dem Stroh ein

*) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

möglicher Werkstoff und die Assimilation speichert in der erzeugten Biomasse Energie, die im Boden aus den Ernterückständen oder vom Nutzer aus den geernteten Stoffen wiedergewonnen werden kann. Wenn auch durch Pflanzenschutzmaßnahmen gering gehalten, so besteht nach wie vor eine Samenbank sowie eine vielfältige Makro-, Meso- und Mikrofauna, so daß unser Boden auch der Arterhaltung dient. Hinsichtlich der abiotischen Potentiale wird die Parabraunerde auch regelnd in den Wasserkreislauf eingreifen und damit die Grundwasserneubildung bestimmen, wie ebenfalls hauptsächlich über Aggregatzustandsänderungen des Wassers Energiegewinne und -Verluste erzeugt werden können. Käme man auf die Idee, das Material des Bt-Horizontes als Rohstoff für keramische Produkte zu nutzen, so würde dies eine weitere Funktion darstellen. Allerdings würden die meisten vorher aufgezählten Funktionen damit zerstört werden. Weiterhin kann der Standort als Standfläche oder Verkehrsweg für landwirtschaftliche Geräte und Fahrzeuge dienen. Er kann, wenn richtig dosiert und angewandt auch zur Entsorgung von Abfällen aus Siedlung und Industrie genutzt werden, wenn solche Komposte entsprechend dem Bedarf und der Belastbarkeit dosiert werden. Weiterhin kann er als Teil der Landschaft dauernd oder zeitweise der aktiven oder passiven Erholung dienen. Für alle diese möglichen Funktionen gilt, daß die Intensivierung der Inanspruchnahme einzelner Funktionen, die Potentiale für andere zerstört oder zumindest beeinträchtigen kann. So wäre im Prinzip bei jeder Änderung des Eingreifens zu bedenken, welche anderen, zur Zeit genutzten Funktionen oder ungenutzten Potentiale dadurch verändert werden und damit Optionen für andere künftige Nutzungen einschränken oder unmöglich machen. Neben den genutzten Funktionen und den bestehenden Potentialen bleibt festzuhalten, daß alle diese Böden Naturkörper bzw. auch Kulturkörper darstellen. In ihnen können über Jahrtausende keramische Scherben, Steinwerkzeuge oder die Abdrücke der eichernen Pfosten eines jungsteinzeitlichen oder slawischen Hauses erhalten bleiben. Schließlich läßt sich feststellen, daß unsere beispielhafte Parabraunerde mit ihren deutlich abgestuften Farben von grau nach beige, kräftig braun und grau-grün in Verbindung mit der unterschiedlichen Verzahnung dieser Farben ästhetische Information vermitteln kann und damit auch als Naturschönheit betrachtet werden kann. Diese bodeneigenen Eigenschaften sind allerdings für die Funktionalität zunächst nicht wichtig, sondern sind nur dann zu berücksichtigen, wenn Böden an sich bewertet werden.

Bodenbewertung: Seit Beginn der menschlichen Kulturgeschichte wurden Böden bewertet. Dies war zunächst wichtig, um die Orte von nutzbaren Früchten und Werkstoffen zu lokalisieren, wenig später, um die Bodenfruchtbarkeit und auch Bodenbearbeitbarkeit einschätzen zu können. Für die Bodenbewertung gibt es drei Grundverfahren der Einschätzungsmöglichkeit. Das langwierige und schwierigste Verfahren, das aber keinerlei Vorkenntnisse verlangt, ist das iterative Verfahren, welches auch mit 'try and error' beschrieben werden kann. Dabei kann man jeweils nur für eine einzige Nutzung, die man eben ausprobiert, die Bodeneignung bewerten und geht auch das Risiko ein, durch Fehlnutzung den Standort zu verschlechtern. Trotzdem ist dieses Bodenbewertungssystem nach wie vor das am weitesten verbreitete auf der Erde. Es lebt davon, daß Erfahrungen gesammelt und weitergegeben werden. Eine höhere Stufe, die im wesentlichen das Vorgehen der letzten hundert Jahre mit der Entwicklung der modernen Boden- und Standortkunde beschreibt, ist das effektive Verfahren. Hier werden Merkmale der Böden beschrieben und andererseits Daten über den Nutzungserfolg gesucht. Mit diesem Verfahren kann über Korrelation von Nutzungserfolg und Bodeneigenschaften

Nutzungseignung auch da vorhergesagt werden, wo eine bestimmte Nutzung noch nicht durchgeführt wird und es kann räumlich interpoliert werden. Mit effektiven Methoden ist es nicht möglich, Nutzungseignungen für bisher nicht beschriebene Standorte oder für bisher nicht bekannte Nutzungen anzugeben. Da bei diesem Verfahren die Wirkungsweise nicht bekannt ist, ist der Schluß von N auf N + 1 unmöglich. Neue Verfahren der Bodenbewertung sollten deshalb kausale Methoden verwenden. Hier ist es wichtig, die Ansprüche der Nutzung an den Boden zu erfassen und anschließend die entsprechenden Eigenschaften, d.h. das Angebot des Bodens für diese Nutzung ebenfalls, und zwar in den gleichen Maßeinheiten zu quantifizieren. Der entscheidende Schritt des kausalen Vorgehens besteht im Vergleich zwischen Angebot und Anspruch, woraus man dann Erfüllungsgrade für die einzelnen aktuellen oder potentiellen Nutzungen ableiten kann (STASCH, 1996). Im Rahmen der Erfassungsgenauigkeit lassen sich mit solchen Verfahren prognostische Bodenbewertungen durchführen.

Norddeutsches Quartär: Geht es darum, eine vernünftige Strategie zu entwickeln, wie für zukünftige Nutzungen eine Bodenprovinz, wie die des Norddeutschen Quartärs, behandelt werden kann, so muß die Frage nach der Regelmäßigkeit der Anordnung von Böden in dieser Provinz gestellt werden. Moderne Bodenkarten und Gliederungsversuche zeigen eindrucksvoll, daß die größeren Landschaftseinheiten, wie Geschiebemergelplatten, Urstromtäler, Dünenrandfelder, Moor- und Seenlandschaften nicht nur quartärgeologisch bedingt sind, sondern auch die heute existierende Bodendecke präformiert und strukturiert haben (HAASE und SCHMIDT, 1985). Für die Gliederung auch bis hinunter in den chorischen Maßstab sind sowohl das glaziale und periglaziale Relief als auch die entsprechenden Sedimentinhalte wesentliche Bestimmungsgrößen, nicht nur für die Verbreitung der Böden sondern ganz besonders für die Potentialdarstellung. Vom Bodeninventar ausgehend, ist bei der Nutzungsbewertung und Nutzungseignung auch die horizontale Beziehung der Böden zueinander von großer Bedeutung. Dies insbesondere dort, wo über Stauwasser-, Grundwasser oder Oberflächenwasser Stoffe zwischen Böden verlagert werden und dann benachbarte Böden belasten oder bezuschussen können. So müssen für zukünftige Nutzungsbetrachtungen Stoffkreisläufe auf dem Landschaftsmaßstab mit in die Bewertung einbezogen werden (BLUME et al., 1981). In zunehmendem Maße läßt sich beobachten, daß die Bodendecke entlang von Verkehrswegen linear in Siedlungsgebieten meist inselförmig, in Gebieten mit Tagebau und Deponien auch flächenhaft zerstört wurde. Diese Zerstörung hat nicht nur direkt eine nachteilige Veränderung der meisten Bodenpotentiale zur Folge sondern auch eine Verschlechterung der Einschätzung der Bodenpotentiale, da die Eingriffe meist so durchgeführt worden sind, daß die vorher vorhandene natürliche Regelmäßigkeit durch eine anthropogen bedingte, chaotische Anordnung ersetzt wurde und damit der Beschreibungs- und Analysenaufwand ungleich vergrößert wird.

Vorsorge und Bodenschutz: Da wir heute noch nicht mit Sicherheit wissen, wie in Zukunft unsere Böden genutzt werden sollen, müssen wir versuchen, die empfindlichst mögliche Nutzung zu bewerten. Solche Nutzungen sind in der Regel im Bereich der biotischen Potentiale angesiedelt. Interessant sind aber auch von vornherein andere Potentiale im abiotischen, bzw. Flächenbereich, da Nutzungssysteme in der Regel mehrere Potentiale gleichzeitig beanspruchen. Es bleibt also zu fragen, ob es einen geeigneten Kriterienkatalog gibt, nach dem Böden möglichst umfassend bewertet werden, damit sie in

Vorsorge für spätere Nutzungen erhalten werden. Hier wird ein relativ einfacher Kriterienkatalog vorgeschlagen, mit dem es gelingen sollte, mögliche zukünftige Nutzungsfunktionen einzustufen. Diese Kriterien sind gleichermaßen für zukünftige Nutzungen als auch für den vorsorgenden Bodenschutz verwendbar. Sie sind:

1. **Seltenheit** des Bodens;
2. **Natürlichkeit** im Sinne geringer Hemerobie;
3. **Reproduzierbarkeit** im Sinne des Aufwandes für die Wiederherstellung eines Substrates und die notwendige Zeit zur Entwicklung;
4. **Quellen- und Senkenpotential** in Stoffkreisläufen;
5. **Lebensraum** für Bodentiere und spontane Vegetation;
6. Möglichkeit zur Erzeugung von **Biomasse**;
7. Funktion im **Wasserhaushalt**, insbesondere im Hinblick auf Menge und Qualität der Grundwasserneubildung;
8. **Rohstoffeigenschaften** nach Stoff und Qualität;
9. **Tragfähigkeit** im Hinblick auf mechanische Belastbarkeit;
10. **Flächenrelevanz** der Verbreitung.

Wir wissen zwar nicht, wie unsere Böden in Zukunft genutzt werden, wir wissen aber, daß die anthropogene Veränderung der Bodendecke mit erstaunlicher Geschwindigkeit voranschreitet und wir beobachten, insbesondere im Altlasten und Rekultivierungsbereich, daß die Probleme heute so groß sind, daß sie unsere Gesellschaft wohl kaum wird kurzfristig lösen können. Es muß uns bewußt sein, daß in den letzten zwei Generationen mehr Böden, auch im Bereich des Norddeutschen Tieflandes zerstört worden sind, als alle vorangegangenen menschlichen Generationen dies zusammengenommen zustandegebracht haben. Die Problematik ist hauptsächlich dadurch bedingt, daß in unserer Gesellschaft Boden in der Regel als Privat- oder als Gemeineigentum angesehen wird, dessen Gebrauch oder gar Zerstörung Gewohnheitsrecht ist und wir niemanden dafür Rechenschaft ablegen müssen. Der Gebrauch dieses Eigentums schränkt aber die Rechte der Natur und der Gesellschaft ein. Deshalb werden immer mehr Bodenkundler zu Bodenschützern und unterstützen z.B. die Internationale Aktion der "TUTZINGER Bodenkonvention". Wir hoffen, damit für die Zukunft unserer Gesellschaft und insbesondere den Erhalt der Bodenpotentiale tätig zu werden.

- BLUME et al. (1981): Typische Böden Berlins. - Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 31; Göttingen.
- HAASE G. und R. SCHMIDT (1985): Konzeption und Inhalt der Karte "Böden" im "Atlas DDR". Petermanns Geographische Mitteilungen 3/1985, S. 199-204, Gotha.
- STASCH, D. (1996): Umweltverträglichkeit der Bodennutzung im Langenauer Ried. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte Nr. 30.
- TUTZINGER Projekt "Ökologie der Zeit" (1998): Böden als Lebensgrundlage erhalten (Bodenkonvention). Schriftenreihe zur Politischen Ökologie, 5, 85 S., Ökom Verlag, München.

Bedeutung der räumlichen Variabilitätsstruktur chemischer Bodeneigenschaften für Stoffkonzentrationen im Sickerwasser eines Sandbodens

von

TEICHERT, A., BÖTTCHER, J., DUJNISVELD, W.H.M.

Erweiterte Kurzfassung

Für die Auswertung heterogener Stoffflüssen und Stoffbilanzen sind Kenntnisse über räumliche Variabilitätsstrukturen chemischer Bodeneigenschaften unumgänglich. Durch Kenntnis räumlicher Ausdehnung und Ursachen dieser Strukturen läßt sich deren Relevanz für unterschiedliche Skalenebenen (Meter- bis Gebiets-Skala) abschätzen. Periodische Variationen von Stoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser unter Wald können durch die Baumkronenstruktur bedingte, regelmäßig wechselnde Deposition verursacht werden (z.B. *Böttcher & Strebel.*, 1988, *Böttcher et al.*, 1997). Der Einzelbaum bzw. dessen Kronenstruktur entspricht somit einem wichtigen strukturbeeinflussenden Faktor auf dieser unteren Skalenebene. Es stellt sich die Frage, welche weiteren bodenexternen und insbesondere bodeninternen Strukturen für betrachtete Stoffflüsse vorhanden sind und inwieweit diese durch Beprobung von Fest- und Flüssigphase mit bspw. unterschiedlichen Beprobungsabständen erfaßt und deren Ursachen lokalisiert werden können. Hierzu wurden 3 Teiluntersuchungen durchgeführt.

Standort: Wassereinzugsgebiet Fuhrberger Feld, ca. 30 km nördlich von Hannover, lichter ca. 60-jähriger Kiefernbestand (*Pinus sylvestris L.*), Bodentyp Gley-Podsol, tiefgründig versauert, grundwasserernah.

Es erfolgte (1) eine Beprobung von drei 2 m breiten und 1.5 m tiefen Bodenprofilen in einem regelmäßigen Raster von 0.15 m. Hiermit sollte die bodeninterne Heterogenität bodenchemischer Eigenschaften der Festphase charakterisiert werden. (2) Beim Einbau von Saugkerzen und Meßsonden an einem benachbarten Transekt zur Ermittlung von Stoffkonzentrationen und zur Messung wichtiger Bodenzustandsindikatoren (pH, E_h) wurden Bohrkernproben entnommen. Es wurden 19 horizontale Meßpunkte (horizontaler Abstand 0.5 m) in 5 Tiefenstufen (vertikale Abstand 0.3 m) untersucht. Hiermit sollen einerseits bodeninterne Strukturen der Festphase am Meßtransekt beschrieben bzw. die Übertragbarkeit der an den drei Profilen gefundenen Variabilitätsstrukturen auf das Meßtransekt überprüft werden. Andererseits kann über ereignisabhängige Beprobung der Bodenlösung die Heterogenität der Flüssigphase erfaßt werden. (3) Durch Messung von Niederschlagsverteilung und Stoffdeposition am Meßtransekt sollen strukturbeeinflussende Randbedingungen beurteilt werden.

Ergebnisse in Kürze

Es konnte gezeigt werden, daß für wichtige chemische Kapazitätsgrößen der Festphase (C_{org} , BNK) räumliche Ähnlichkeitsstrukturen vorliegen (*Teichert et al.*, 1997). Durch Berechnung robuster experimenteller Semivariogramme (*Cressie & Hawkins*, 1980) und Anpassung sphärischer Modelle konnten tiefenübergreifend anhand der Bodenprofildaten ‚ranges‘ (Reichweiten räumlicher Abhängigkeit) in horizontaler Richtung von ca. 2 m berechnet werden.

¹ Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

² Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

Auch für die KAK_{eff} wurden „ranges“ von ca. 1,8 m ermittelt. Die variographische Auswertung einzelner Tiefenstufen hingegen läßt oft keine Modellanpassung zu. Es zeigte sich jedoch, daß die räumlichen Strukturen der genannten Kapazitätsgrößen im Go-Horizont denen der tiefenübergreifenden gleichen. Im Bsh/Go-Übergangshorizont scheinen die Strukturen mit „ranges“ von ca. 1 – 1,2 m (C_{org} , KAK_{eff}) kurzräumiger zu sein.

Die Auswertung der Bohrkernproben (Festphase – Messtransekt) läßt oftmals 2 charakteristische Variogrammformen erkennen (Abb. 1). Der pH-Wert als Intensitätsgröße zeigt eine räumliche Abhängigkeit bis ca. 2 m horizontalen Abstands, gefolgt von einem Semivarianzminimum bei ca. 3 m. Letzteres deutet auf den am Standort bekannten Einfluß eines sich regelmäßig wiederholenden Kronentraufenbereichs von ca. 3-4 m hin (s. Böttcher et al., 1997). Die BNK als versauerungsrelevante Kapazitätsgröße hingegen zeigt einen sphärischen Verlauf des Variogramms mit einem „range“ von ca. 2 m. Dieses stimmt mit den Ergebnissen der Profilgrubendaten überein. Die genannten Variogramm-Muster finden sich sowohl horizontalübergreifend, als auch im Bsh/Go und Go-Horizont.

Am Transekt findet sich ein überdurchschnittlicher Niederschlagseintrag zwischen 2-4 m horizontalen Abstands. Sulfat- und Chloriddeposition zeigen in diesem Bereich ein Maximum, welches sich in erhöhten Sulfatkonzentrationen (besonders in 1,1 m Tiefe) und relativ hohen pH-Werten in der Flüssigphase (Bodenlösung) wiederfindet. Ein zweites Depositionsmaximum zwischen 6-7 m läßt darauf schließen, daß neben den direkt am Meßtransekt befindlichen Kiefern auch die seitlich stehenden Bäume über ihre Kronenform/Traufenform einen maßgeblichen Einfluß auf den Stoffeintrag haben. Dieses zweite Depositionsmaximum findet sich jedoch in den Stoffkonzentrationen der Flüssigphase nur undeutlich wieder. Mit zunehmender vertikaler Tiefe (0,2 m → 1,1 m) verschieben sich die hohen pH-Werte der Flüssigphase in horizontaler Richtung. Dieses läßt vermuten, daß neben den Mustern des Stoffeintrags und der bodenchemischer Eigenschaften auch Strukturen bodenphysikalischer Eigenschaften, wie z.B. die beobachtete Umkehrung der Wasserleitfähigkeitsbeziehung verschiedener Horizonte mit zunehmendem Wassergehalt (bislang unpublizierte Ergebnisse), einen offensichtlich erheblichen Einfluß auf Fließpfade von Stoffflüssen am Untersuchungsstandort haben.*

Eine ausführliche weiterführende Publikation der Ergebnisse wird zu einem späteren Termin folgen.

Literatur

- [1] Böttcher, J. & O. Strebel, (1988): Spatial variability of groundwater solute concentrations at the water table under arable land and coniferous forest. Part 3: Field data for a coniferous forest and statistical analysis. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 151: 185-190.
- [2] Böttcher, J., S. Lauer, O. Strebel & M. Puhlmann (1997): Spatial Variability of Canopy Throughfall and Groundwater Sulfate Concentrations under a Pine Stand. *J. Environ. Qual.*, 26, no 2, 503-510.
- [3] Cressie, N. & D.M. Hawkins (1980): Robust estimation of the variogram: 1. *Journal of the International Association for Mathematical Geology*, 12: 115-125.
- [4] Teichert, A, Duijnisveld, W.H.M. & J. Böttcher, 1997: Räumliche Variabilität bodenchemischer Eigenschaften am Beispiel eines Gley-Podsols aus Sand unter Kiefernwald. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft*, 85, 1, 369-372.

* Die Arbeiten wurden von der DFG im Rahmen des Schwerpunktprogramms 546 „Geochemische Prozesse mit Langzeitfolgen im anthropogen beeinflussten Sickerwasser und Grundwasser“ gefördert (Publikations-Nr. 58).

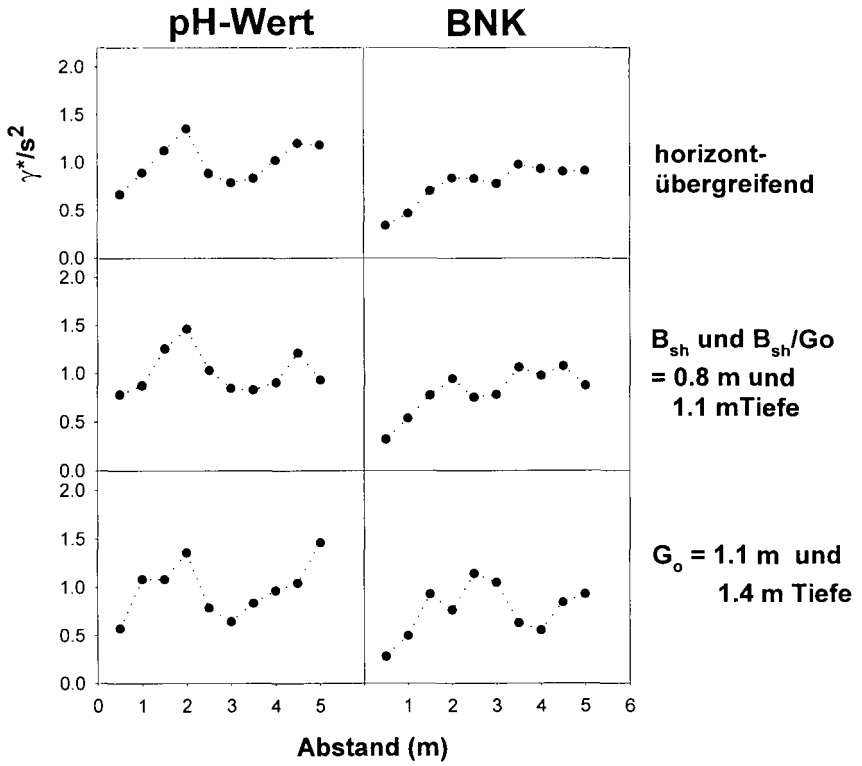


Abb. 1: Mit der Varianz normalisierte Semivariogramme für pH-Wert und BNK der Festphase am Meßtransekt

Das Flächentypenkonzept - eine Methode zur Aggregation von Bodendaten von

THIERE, J., ALTERMANN, M.

1. Erfordernis von Flächentypen

Der Zwang zur Datenaggregation hat primär seine Ursache in der

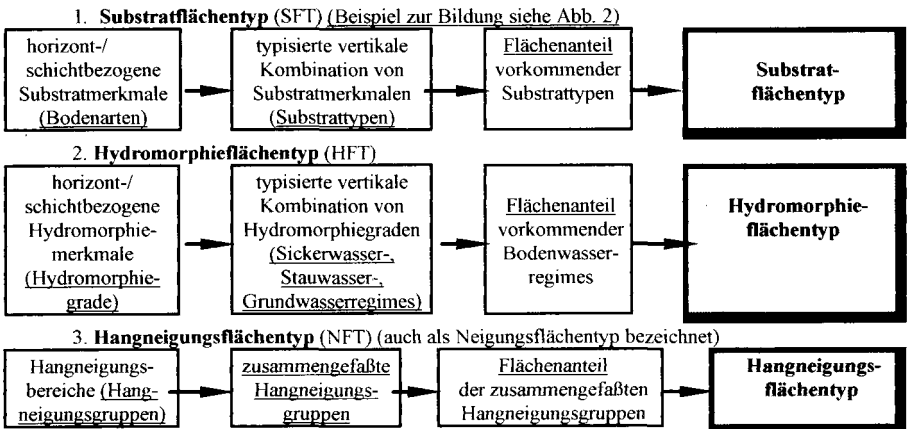
- vertikalen und horizontalen Variabilität und Heterogenität der Standorteigenschaften, in den
- unterschiedlichen Informationsanforderungen in Abhängigkeit von den Entscheidungsebenen, im
- unterschiedlichen Datenangebot sowie in der Notwendigkeit der
- aspektbezogenen Reduzierung von Datenmengen und der
- Bildung von komplexen Beurteilungseinheiten für flächenbezogene Standortbeurteilungen und -bewertungen.

Das im Rahmen der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) entwickelte Flächentypenkonzept entspricht diesem Ziel (THIERE & SCHMIDT, 1979).

2. Definition und Kriterien der Flächentypen

Flächentypen sind aggregierte Standortdaten, die nach Art der Standortelemente (qualitatives Merkmal) und deren Flächenanteil (quantitatives Merkmal) bestimmt sind. Sie wurden bisher für die wichtigsten abiotischen Standortkomponenten Substrat (99 Substratflächentypen), Hydromorphie (15 Hydromorphieflächentypen), Hangneigung (6 Hangneigungsflächentypen) und Steinigkeit (6 Steinigkeitsflächentypen) gebildet (THIERE & SCHMIDT, 1979), (Abb. 1).

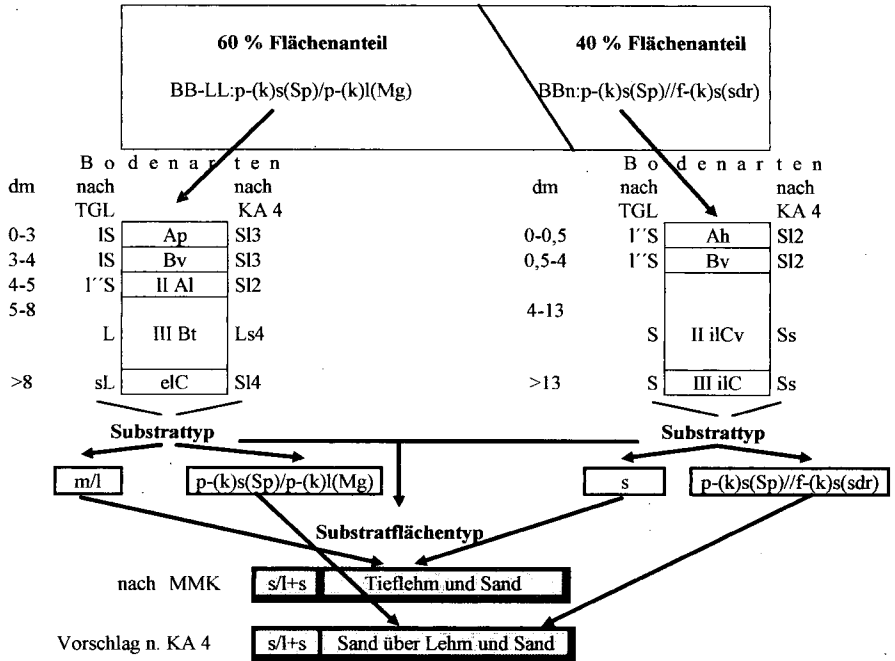
Abb. 1: Schema zur Bildung von Flächentypen



¹⁾ ZALF, Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

²⁾ Büro für Bodenökologie, Bodenkartierung, Bodenschutz, Lichtemannsbreite 10, 06118 Halle

Abb. 2: Beispiel für die Bildung eines Substratflächentyps (n. MMK- und KA 4-Nomenklatur)



Beispiele der Kriterien verschiedener Substratflächentypen sind in der Tabelle 1 zusammengestellt. Für die anderen genannten Flächentypen sind ebenfalls Kriterien festgelegt (SCHMIDT & DIEMANN, 1981).

Tabelle 1: Kriterien ausgewählter Substratflächentypen (n. MMK- und KA 4-Nomenklatur)

Substratflächentyp (SFT)	Symbol MMK	Symbol KA 4 (Vorschlag)	Flächenanteile der Substrattypen n. MMK in %					
			ö/d	ö/l	ö	ö/t, t	ö/g, vö	v..
Löß	ö	ö			>80			
Lößtieflehm/Löß und Decklöß	ö+ö/d	ö+ö/s	41-60		41-60			
Berglöß mit Löß	vö-ö	(v)u-ö				21-40		61-80
			s, sl	s/l, s/t		l, l/t	l/t, t	
Tieflehm und Sand	s/l+s	s/l+s	21-60		41-60			
Sand mit Lehm	s-l	s-l	61-80			21-40		
Lehm mit Tieflehm	l-s/l	l-s/l			21-40	61-80		
			s	om, om/d		ol/d	ol	ot/d, ot
Deckauenlehm	ol/d	f.l/s				>80		
Auenlehm und Auenton	ol+ot	f.l+f.t					41-60	41-60
			ö+g, vö	vm, n,f		vp, vl	ö/t, t	vt
Berglehmsand und -sandlehm	vm+vp	(n)s+(n)l		21-60		21-60		
Berglehm mit Bergton	vl-vt	(n)l-(n)t				61-80		21-40

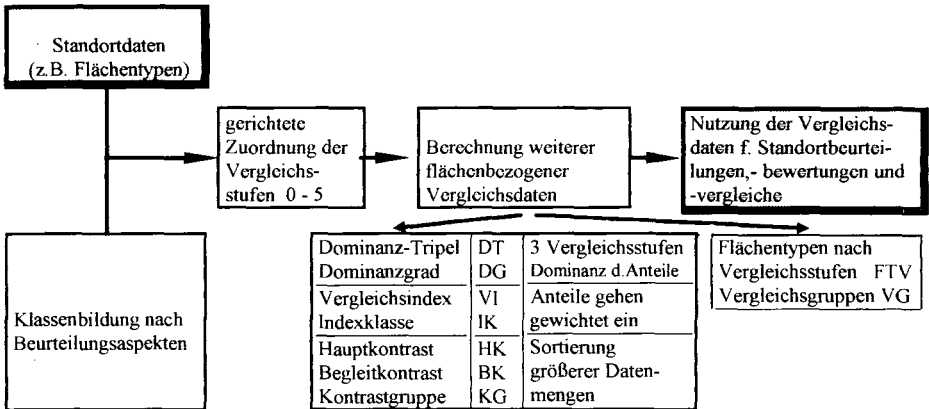
3. Nutzung der Flächentypen

Die ausgewiesenen Flächentypen werden genutzt als

- Eingangsgrößen für Beurteilungsalgorithmen, zur
- Transformation von punktbezogenen Standortinformationen auf Flächen (Parametertransformation), zur
- Realisierung von Standortvergleichen und Standortbeurteilungen, und sie dienen als
- Hilfsmittel zur GIS-gestützten kartographischen Darstellung von Kartierungs- und Beurteilungsergebnissen.

Durch die Abstraktion von Standortmerkmalen zu Flächentypen wird die Mannigfaltigkeit der Vergesellschaftungen von Standortelementen überschaubar und für den Nutzer rationell interpretierbar. Kartierungseinheiten unterschiedlicher Maßstäbe, Nutzflächeneinheiten (Produktionsflächen) und administrative sowie naturräumliche Gebietseinheiten können mit Hilfe der Flächentypen inhaltlich gekennzeichnet, vergleichbar beurteilt und bewertet werden. Das Flächentypenkonzept wurde bisher vorwiegend für die Beurteilungsaspekte Anbaueignung und Bewirtschaftungseignung (Produktionsfunktion) sowie zur Ermittlung potentieller Gefährdungen (Erosions-, Verdichtungsgefährdung, siehe DEUMLICH & THIÈRE, 1996) angewandt. In analoger Weise ist es für weitere Beurteilungsziele ausbaufähig (ökologische Bodenfunktionen, standortbezogene ökonom. Bewertungen). Zur Realisierung von Standortvergleichen unter Nutzung der Flächentypen wurde eine Vergleichsmethodik entwickelt (THIÈRE, ALTERMANN, LIEBEROTH & RAU, 1991; THIÈRE & HENDZLIK, 1989), mit deren Hilfe unterschiedliche Standortdaten (Flächentypen, Bodenarten, Substrattypen, u.a.) verglichen und zielgerichtet sowie aspektbezogen beurteilt werden können. Die Arbeitsschritte zur Bildung von Vergleichsdaten sind in der Abb. 3 schematisch dargestellt.

Abb. 3: Arbeitsschritte zur Bildung von Vergleichsdaten



Die gerichtete Zuordnung der Vergleichsstufen 0 - 5 nach abnehmender Gunst für das Auswertungsziel Anbaueignung wird in der Tabelle 2 veranschaulicht.

Tabelle 2: Vergleichsstufen (für Anbaueignung) ausgewählter Substratflächentypen (SFT)

SFT n. MMK	Vergleichsstufe	Anbaueignung
ol/d	0	Weizen, Zuckerrüben, Kartoffeln - keine Anbaueinschränkung
l	1	Weizen, Zuckerrüben - mäßige. Einschränkung f. Hackfrüchte
vl - vt	2	Weizen, Gerste - Hackfrüchte stark eingeschränkt
s/l + s	3	Gerste, Kartoffeln - mäßig .starke Einsch. f. Weizen u. Zuckerrüben
s - om	4	Roggen, Kartoffeln
s	5	Roggen - keine Hackfrüchte

Ein weiteres wichtiges Anwendungsgebiet der Flächentypen ist die **Transformation von punktbezogenen Bodenparametern auf Flächen**. Damit können bei flächenbezogenen Einschätzungen und Aussagen Bodenparameter heterogener Anteile flächenbezogen gewichtet und für die Gesamtlächenaussage herangezogen werden. Als Beispiel soll hier die Zuordnung substratabhängiger Bodenparameter zu den Flächentypen und damit deren mögliche Transformation auf die Fläche angeführt werden. Dazu sind folgende Arbeitsschritte nötig:

1. Auswahl bestimmender Substrattypen für die zu beurteilende Fläche,
2. Ermittlung bestimmender Bodenarten für die ausgewählten bestimmenden Substrattypen sowie für deren Tiefenstufen,
3. Festlegung bestimmender prozentualer Verteilungen der Substrattypen innerhalb des Substratflächentyps,
4. Zuordnung von Parameterwerten oder Werteklassen zu Bodenarten,
5. Berechnung von flächenbezogenen Parameterdaten und Vergleichsdaten.

4. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

- Durch die Abstraktion von Standortmerkmalen zu Flächentypen wird die Mannigfaltigkeit der Vergesellschaftungen von Standortelementen überschaubar und für den Nutzer rationell interpretierbar.
- Gegenüber der Anwendung des Dominanzprinzips wird durch die Flächentypen jeweils der Merkmalsverband bei der Kennzeichnung und Beurteilung berücksichtigt.
- Kartierungseinheiten unterschiedlicher Maßstäbe sowie unterschiedliche Nutzflächeneinheiten können mit Hilfe der Flächentypen inhaltlich gekennzeichnet, vergleichbar beurteilt und bewertet werden.
- Das Flächentypenkonzept hat sich bewährt bei der Beurteilung von Standorteignungen (Anbau- und Bewirtschaftungseignung) und Gefährdungen (Erosionsgefährdung, Verdichtungsneigung).
- Zur Beurteilung weiterer standortabhängiger Bodenpotentiale sowie für standortbezogene ökonomische Bewertungen ist das Flächentypenkonzept ausbaufähig.
- Das für die Auswertung der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung entwickelte Aggregierungs- und Beurteilungskonzept ist in analoger Weise auch auf der Basis der gegenwärtig verbindlichen standortkundlichen Nomenklaturen anwendbar.

5. Literaturauswahl

Ad-hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN d. Geol. Landesämter und der Bundesanstalt f. Geowissenschaften und Rohstoffe d. Bundesrepublik Deutschland (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Aufl.; Hann. (KA 4).

DEUMLICH, D.; THIÈRE, J. (1996): Einschätzung der potentiellen Wassererosionsgefährdung für Gemeinden und Regionen der Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt und der Freistaaten Thüringen und Sachsen.- Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk., 5, S. 335-343.

SCHMIDT, R.; DIEMANN, R. et al. (1981): Erläuterungen zur Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung.- FZ Bodenfruchtbarkeit, Bereich Bodenkunde/Fernerkundung, Eberswalde, 78 S.

TGL 24300 (Fachbereichsstandard), (1986): Aufnahme landwirtschaftlich genutzter Standorte. - Berlin.

THIÈRE, J.; ALTERMANN, M.; LIEBEROTH, I.; RAU, D. (1991): Zur Beurteilung landwirtschaftlicher Nutzflächen nach technologisch wirksamen Standortbedingungen.- Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk., Berlin, 35, S. 171-183.

THIÈRE, J., HENDZLIK, A. (1989): Vergleichsmethode Standort (VERMOST) und ihre Anwendung auf Bewirtschaftungs- und Anbaueignung. - FZB Müncheberg d. AdL, FE-Bericht.

THIÈRE, J.; SCHMIDT, R. (1979): Kriterien von Flächentypen bei der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK).- Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk. Berlin, 23, S. 529-537.

A new climate scenario model and its application for regional water balance studies

von

WESSOLEK,G., GERSTENGARBE,F.-W., WERNER,P.C.

1 Introduction

If global climate changes are to be expected, then it is of regional importance to know more about the consequences for the local climate and for changes of the soil water components. Current global climate models (GCMs) are still unable to deliver applicable results for a smaller locations. Therefore, it seems to be necessary to develop various methods to generate meteorological data for a given region which would reflect the global warming trend. Moreover, it is also important to conserve a consistency in space and time for the various meteorological parameters. This paper shows a method to generate such local climate data, based on the assumption that GCM results reflect the mean large-scale climate changes more exactly for a defined region than for a number of grid points. Based on this assumption, the long-term observed time series are prepared using statistical methods in such a way that they reflect the changes calculated by the GCM for a given scenario. The advantage of this method is that the defects of the GCM are reduced to a minimum and the consistency between the meteorological data can be ensured. Another advantage of this climate prognosis should be pointed out: results can be used as input parameters for soil water simulation models to calculate long term actual evapotranspiration and groundwater recharge.

2 Scenario construction

The climate scenarios were formed by using observed climate data and combining them with information of the future development of a climate calculated by the GCM. For example, by imposing the expected climate changes in temperature on the observed values, the temperature of a new scenario can be modelled (reference). Fig. 1 shows the complete steps for the scenario development. The steps are used as follows. Step 1: Derivation of climate change information on meteorological parameter from GCM results (for instance, trend of temperature over n years within a defined region). Step 2: Obtaining a historical daily meteorological data set. Step 3: Simulation of the time series of the reference quantity using the information from step 1, maintaining the statistical characteristics of the observed data, i.e. interannual variability, annual course and persistence. Step 4: Non-hierarchical cluster analysis (Steinhausen & Langer, 1977) based on those parameters which describe the reference parameter as precisely as possible. In general, these are the parameters with the highest degree of information (for instance, mean temperature can be described optimally using 3 parameters: maximum, minimum and daily range). Step 5: Calculation of the same parameter combination as in step 4 for each time step (day) of the simulated series and assignment to the most

(1) Dr. G. Wessolek, Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie, FG Standortkunde und Bodenschutz, Salzufer 12, D-10587 Berlin, Email: Gerd.Wessolek@TU-Berlin.de

(2) Dr. F.W. Gerstengarbe & Dr. P. C. Werner, Potsdam Institut für Klimafolgenforschung (PIK), Potsdam, Telegrafenberg, P.O. Box 601233, D-14412 Potsdam

similar cluster using the Mahalanobis distance. Step 6: Each parameter combination of the simulated series calculated in step 5 can be complemented with the observed data set which best corresponds to it. It is important to know that the procedure keeps the statistical characteristics intact. In Werner & Gerstengarbe (1997) the whole procedure is described in detail.

3 Simulation of soil water components

Soil water components (i.e. actual evapotranspiration and groundwater recharge) were calculated using a simulation model that has been calibrated and validated for two typical land use systems in the northeast region of Brandenburg, Germany:

- a pine stand on a sandy soil (Riek & Wessolek, 1994) and
- a fen site with grass vegetation and a shallow groundwater table (Bohl et al. 1996).

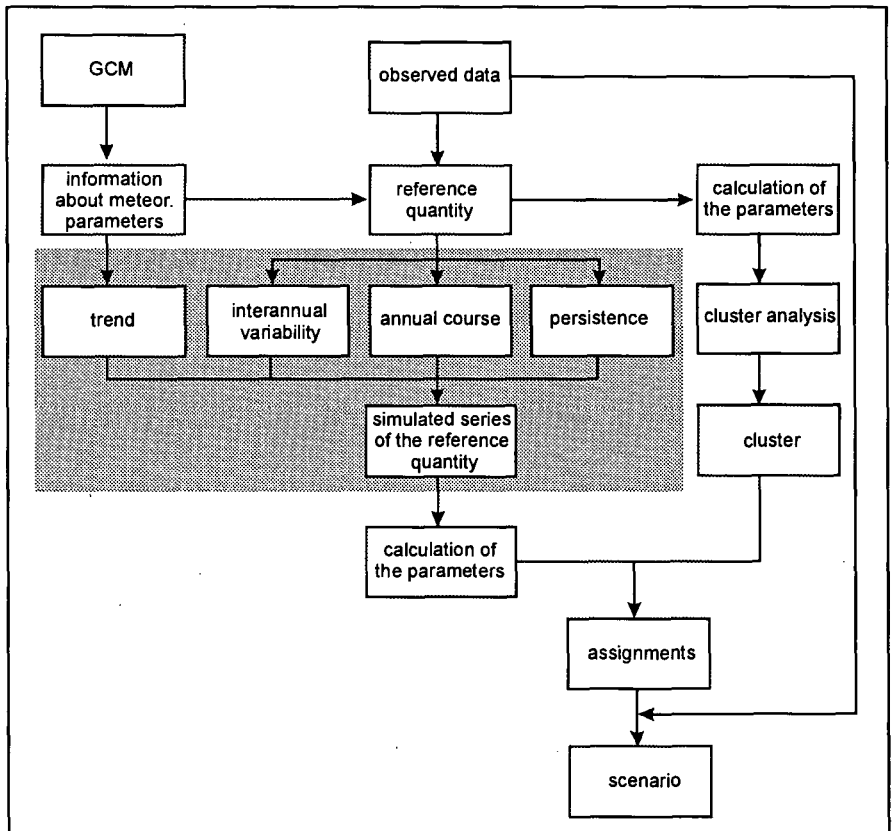


Fig. 1: Scheme of the scenario calculation

Calculations were done using the original climate series of the 'Zehdenick' station in Brandenburg from 1950 to 1995. Furthermore, forecasts of the soil water components were made for 1997 to 2050 assuming climate change scenarios involving a temperature increase of 1.5 K and 3.0 K, respectively. The actual evapotranspiration (ETI) was calculated according to a modified Rijtema (1965) formula (Riek & Wessolek, 1994). The model was calibrated using ETI measurements obtained from field measurements (pine stand) or from lysimeter measurements for the fen. ETI values are based on measurements of soil water content (TDR) and suction (tensiometer). Soil hydraulic characteristics were determined using the instantaneous profile method according to Plagge (1991).

4 Simulated water balances for real climate series and for climate scenarios

In the following, simulation results of actual evapotranspiration and groundwater recharge (S) will be presented for a historical climate series (1950-1996) in combination with a climate scenario (1997-2050) considering a temperature increase of +1.5 and +3.0 K respectively within the next 50 years. If temperature increases of 1.5 K, longterm annual rainfall slightly decreases of about 30 to 40 mm. As a consequence of the increasing energy supply of the atmosphere, actual evapotranspiration will increase and groundwater recharge will decrease in the future. The site specific reaction will depend on the rainfall distribution and the available water. A typical trend is shown in Fig. 2 for a pine stand on a sandy soil. Groundwater recharge will become almost zero in every second year. Water stress i.e. deficit situations during the vegetation periods arise as well. For wetland conditions, an increase of actual evapotranspiration take place of about 40 mm/a to 90 mm/a within the next 50 years. The water balance of these sites is almost negative (Fig. 3). More results of this study are presented in Wessolek et al. 1998.

groundwater recharge (mm/a) of a pine forest

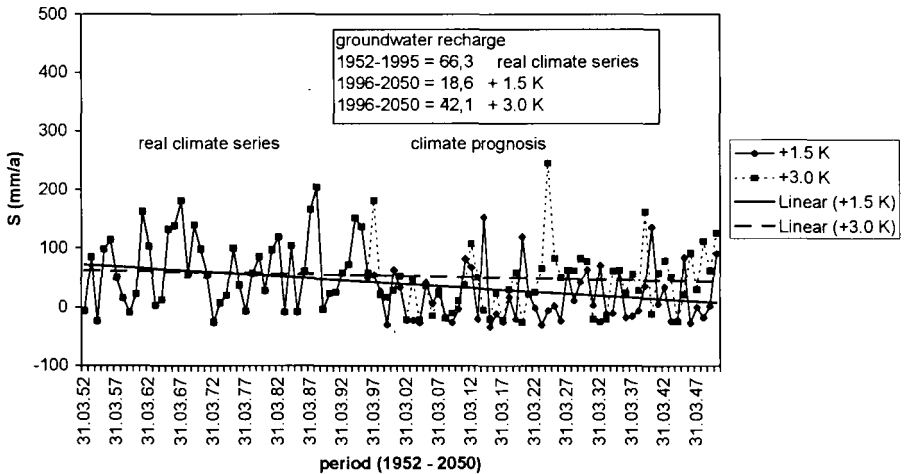


Fig. 2: Groundwater recharge (mm/a) of a pine stand for a historical climate series (1950-1996) and for a climate scenario (1997-2050) with + 1.5 K and +3.0 K respectively

actual evapotranspiration (mm/a) of a fen soil

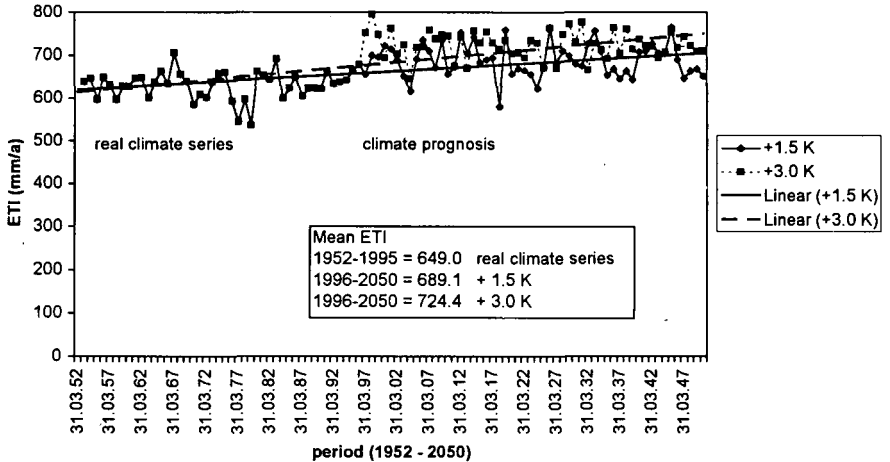


Fig. 3: ETI (mm/a) of a fen soil with a shallow ground water table for a historical climate series (1950-1996) and for a climate scenario (1997-2050) with + 1.5 K and + 3.0 K respectively

4 Conclusions

In general it can be pointed out that available groundwater will decrease in the future for the northeast Brandenburg region. Another consequence of importance relates to the development of the forest ecosystems themselves. According to existing forest development plans, it will become difficult to establish additional species within the actual pine forests which today have a more or less monoculture structure. Besides, risk of fire during summer time will increase. Under same climate conditions, water demand increases to conserve wetland areas.

6 Literature

Bohl, H., M. Facklam, S. Marschall & M. Renger (1996): Methodik zur Ermittlung der Wasserhaushaltskomponenten auf Moorstandorten unter Verwendung einfach zu installierender Grundwasserlysimeter. *Z. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung*, 37 (5), 185-240.

Plagge, R. (1991): Bestimmung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit von Böden. *Bodenökologie und Bodengene* Nr. 3, 152 pp, TU-Berlin, Inst. Für Ökologie, FG Bodenkunde.

Riek, W. & G. Wessolek (1994): Wasserhaushalts-Zuwachsverhalten von Kiefern und Eichen im Raum Berlin. -*Bodenökologie und Bodengene* 14, TU-Berlin.

Rijtema, P.E. (1965): An analysis of actual evapotranspiration. *Agricul. Res. Reports*. no 659: 107pp, Centre for Agricult. Publication, Wageningen.

Steinhausen, D. & K. Langer (1977): Clusteranalyse- Einführung in Methoden und Verfahren der automatischen Klassifikation. Walter de Gruyter, Berlin.

Werner, P.C. & F.-W. Gerstengarbe (1997): Proposal for the development of climate scenarios. *Clim. Res.* Vol. 8: 171-182.

Wessolek, G., F.-W. Gerstengarbe & P.C. Werner (1998): A new climate scenario model and its application for regional water balance studies. *Proceedings of the second international conference on climate and water*, Espoo, Finland, Vol. 1, 160-171.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE

Tagung zum Thema:

„Qualitätsziele für den nichtstofflichen Bodenschutz“
der AG BODENSCHUTZ

3. und 4. November 1998

JENA

Band 88

1998

Begrüßung und einleitende Worte zur Vortragsveranstaltung „Qualitätsziele für den nichtstofflichen Bodenschutz“ am 03./04.November 1998 in Jena

von

LAVES,D.

Sehr geehrte Damen und Herren,
liebe Kolleginnen und Kollegen,

im Namen des Vorstandes der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft begrüße ich Sie zur Vortragsveranstaltung der Arbeitsgruppe Bodenschutz, die unter dem Thema steht "Qualitätsziele für den nichtstofflichen Bodenschutz".

Ich freue mich, daß Sie der Einladung in die altehrwürdige Universitätsstadt Jena so zahlreich gefolgt sind. Neben der nahezu 450jährigen Friedrich-Schiller-Universität, der von Carl Zeiss, Ernst Abbe und Otto Schott begründeten weltbekannten optischen Industrie, befindet sich in Jena auch die Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft. 1992 entstanden, ging unter anderem der Teil des Forschungszentrums für Bodenfruchtbarkeit der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften ein, der von 1959 bis zur Auflösung der landwirtschaftlichen Fakultät 1969 als Universitätsinstitut für Meliorationswesen und Grünland existierte. Unabhängig von diesen verschiedenen Trägerinstitutionen werden seit Jahrzehnten in Jena Untersuchungen durchgeführt zur Regulierung des Bodenwasser- und -lufthaushaltes und international beachtete Beiträge geliefert zur Stabilisierung des Bodengefüges bei Standorten, die zur Vernässung neigen. Hierzu zählen die Verfahrenskombination von Kalkung, Tieflockerung und Dränung staunasser Böden, die Beseitigung der Krumbasisverdichtung durch das Verfahren des Schachtpflügens und die Sicherung der Nachhaltigkeit bei der Verbesserung des Bodengefüges durch Stimulierung des Wurzelwachstums.

Halfen zu DDR-Zeiten die Untersuchungen und Verfahren Schäden der großräumigen Landbewirtschaftung zu erkennen und zu begrenzen, so orientieren sich die Arbeiten jetzt an den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung. Beispielhaft ist die Erarbeitung von Kriterien der umweltverträglichen Landbewirtschaftung, die als Standpunktpapier des VDLUFA Eingang in die Praxis finden.

Mit der heutigen und morgigen Vortragsveranstaltung verbindet die AG Bodenschutz das Ziel,

- Grundsätze und Konzepte nichtstofflicher Bodenqualitätsziele zu diskutieren,
- Untersuchungsmethoden vorzustellen, mit deren Hilfe nichtstoffliche Einwirkungen auf den Boden erfaßt und quantifiziert werden können und

- Verfahren darzustellen, um wesentliche nichtstoffliche Bodenqualitätsziele zu erreichen und zu sichern.

Für die Einhaltung des Bodenschutzes und für den Vollzug des Bodenschutzrechtes ergeben sich daraus weitere Anregungen. Nach den jetzigen Planungen soll das Bundes-Bodenschutzgesetz zusammen mit der Bodenschutz- und Altlastenverordnung am 1. März 1999 in Kraft treten. Bereits bestehende Länderregelungen zum Bodenschutz sind dann zu novellieren. Weiterer Novellierungsbedarf wird in absehbarer Zeit erwartet, sobald die ersten Erfahrungen bei der Handhabung des Bodenschutzrechtes vorliegen.

Abschließend möchte ich mich bei Herrn Professor Bohle, Präsident der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, für die Nutzung dieses Veranstaltungsraumes herzlich bedanken. Auf der Grundlage der Vereinbarung zur Nutzung von Hochschuleinrichtungen durch Dritte, schloß die Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft im August vorigen Jahres mit der Universität einen Nutzungsvertrag zur Durchführung dieser Veranstaltung. Herr Dr. Werner, Referatsleiter an der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, hat dazu die Vorarbeit geleistet und mich auch bei der weiteren Vorbereitung der Vortragsveranstaltung tatkräftig unterstützt. Herzlichen Dank!

Herr Präsident Bohle hätte Sie gern hier begrüßt. Aus privaten Gründen - seine Mutter feiert heute ihren 90. Geburtstag - kann er das nicht selbst tun. Deshalb wird Herr Dr. Kerschberger, Leiter der Abteilung Pflanzenproduktion in der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft die Begrüßung vornehmen.

Können die Qualitätsziele des nichtstofflichen Bodenschutzes mit den vorhandenen Instrumenten erreicht werden?

von

TOBIAS, S.

1. Einleitung

Die gesetzlichen Grundlagen des Bodenschutzes sind in Deutschland und in der Schweiz sowohl im stofflichen als auch im nichtstofflichen Bereich gegeben. Die praktische Umsetzung, insbesondere des nichtstofflichen Bodenschutzes, muss hauptsächlich im Rahmen der Bodennutzung stattfinden. Hierfür soll der Boden nach der "guten fachlichen Praxis" bewirtschaftet werden. Bereits heute existieren im deutschsprachigen Raum verschiedene Leitfäden, Richtlinien oder Merkblätter zur "guten fachlichen Praxis" in der Land-, Forst- und Bauwirtschaft. In diesem Beitrag werden die Ergebnisse einer kritischen Evaluation der vorhandenen Richtlinien im deutschsprachigen Raum vorgestellt. Der Prüfung lagen folgende drei Fragen zugrunde:

- Wie wird die Qualität und die Belastbarkeit des Bodens beurteilt? Welche Boden- und Maschinenkennwerte werden verwendet?
- Sind die Handlungsanweisungen genügend konkret formuliert, dass sie im Einzelfall umgesetzt werden können?
- Welche Möglichkeiten bieten die Unterlagen, um den Erfolg der empfohlenen Massnahmen im Hinblick auf die Erreichung der Qualitätsziele des nichtstofflichen Bodenschutzes zu kontrollieren?

2. Material und Methoden

Es wurden 30 Richtlinien zur „guten fachlichen Praxis“ aus Deutschland und der Schweiz analysiert. Diese stammen aus der Bauwirtschaft, der Landwirtschaft oder der Forstwirtschaft. Die Richtlinien der Bauwirtschaft sind hauptsächlich Anleitungen zu schonenden Techniken für die Bodenumlagerung und Rekultivierung, daneben auch Verfahren zur Beurteilung der mechanischen Belastbarkeit des Bodens (Umlagerungsfähigkeit, Befahrbarkeit) und z. T. Entscheidungshilfen zur Wahl geeigneter Baumaschinen. Die Richtlinien der Landwirtschaft beinhalten zum einen Anleitungen zur Beurteilung des Erosionsrisikos in bestimmten klimatischen, naturräumlichen Regionen, zum andern Anleitungen zur Beurteilung des Verdichtungsrisikos infolge mechanischer Belastung des Bodens sowie zur Beurteilung der Bodenverträglichkeit von Landmaschinen. Des weiteren liefern sie Übersichten und Anleitungen zu schonenden Verfahren der Bodenbearbeitung sowie zu Erosionsschutzmassnahmen. Die forstlichen Richtlinien sind hauptsächlich Anleitungen zur boden- und bestandesschonenden Holzernte, insbesondere maschinellen Rückeverfahren.

Grundsätzlich sind es Empfehlungen. Die Verwendung der Richtlinien als Vollzugshilfen im Rahmen von UVP- und Bewilligungs- (Gestattungs-)Verfahren ist immer weiter verbreitet. Die landwirtschaftlichen Richtlinien bilden zum Teil auch Vollzugsgrundlagen, insbesondere in Verbindung mit speziellen Lenkungsmaßnahmen (z. B. Richtlinien zur Integrierten Produktion (11)). Auch die forstlichen Richtlinien stellen in erster Linie Empfehlungen, in zweiter Linie Vorschriften im Sinne von Mindestanfor-

rungen für Arbeiten im Staatswald dar. Die Zielgruppen sind in allen Fällen vorerst die Praktiker, des weiteren Behörden, Projektierer und Berater.

3. Resultate

Der weitaus grösste Teil der untersuchten Richtlinien gibt keine konkreten Schwellenwerte zur Bewertung der mechanischen Belastbarkeit des Bodens sowie zur Evaluation bodenschonender Techniken an. Insbesondere in den forstlichen Richtlinien wird lediglich darauf hingewiesen, dass ein hoher Feinkornanteil sowie eine hohe Bodenfeuchte die Tragfähigkeit des Bodens herabsetzen. Häufig wird einfach bemerkt, die „Witterungsbedingungen sind zu beachten“. In den Richtlinien des DVWK (14) wird zum ersten Mal ein bodenmechanischer Parameter, der Vorbelastungswert, angegeben. Allerdings beruht die Bestimmung der Vorbelastung auf relativ komplizierten Gleichungen, die von Landwirten (den angesprochenen Praktikern) im konkreten Fall kaum angewandt werden.

Die Angaben in (6) und (7) sowie (15) sind für die praktische Umsetzung am geeignetsten. Es wird dort eine Faustformel angegeben zur Bestimmung der minimal erforderlichen Saugspannung, um mit einem Raupenfahrzeug von bestimmtem Gewicht und Kontaktflächendruck den Boden ohne Verdichtungsrisiko befahren zu können. In (7) lassen sich diese Werte aus einem Nomogramm herauslesen.

Als relevante Maschinenkennwerte wird in erster Linie der Kontaktflächendruck der Fahrzeuge genannt. Konkrete Schwellenwerte werden aber kaum angegeben. Nur in (14) bildet der Kontaktflächendruck den Eingangswert zur Berechnung der Spannungsausbreitung in die Tiefe. In (6), (7) und (15) geht er zusammen mit dem Fahrzeuggesamtgewicht in die Faustformel zur Bestimmung der erforderlichen Saugspannung ein. In (15) werden zudem Grenzwerte bodenverträglicher Achslasten angegeben.

Von den 30 untersuchten Richtlinien zur „guten fachlichen Praxis“ wird die Erfolgskontrolle nur in 11 erwähnt. Davon nennen nur 5 Richtlinien eine spezifische Erfolgskontrolle bezüglich den Zielen des (nichtstofflichen) Bodenschutzes. Konkrete Methoden werden sogar nur in (6) angegeben: Die Spatendiagnose sowie die Beobachtung der Entwicklung der Folgefrucht. In 7 Richtlinien bezieht sich die Erfolgskontrolle auf die Einhaltung der Handlungsanweisungen.

4. Fazit

In den meisten Richtlinien fehlen konkrete Schwellenwerte zur Evaluation bodenschonender Techniken sowie Hinweise für eine Erfolgskontrolle im Sinne des Bodenschutzes. Daher wird das Vorsorgeprinzip in der Regel sehr weit gefasst. Durch Erfolgskontrollen im Einzelfall liesse sich aber vermutlich das Vorsorgeprinzip eingrenzen. Dies würde jedoch nicht zu zusätzlichen Nutzungseinschränkungen führen. Es könnten im Gegenteil günstige Arbeitsbedingungen besser erkannt werden, die in diesen Fällen auch intensivere Nutzungen des Bodens zuliesse.

Liste der analysierten Richtlinien zur „guten fachlichen Praxis“

Bauwirtschaft

- (1) Bodenkundl. Ges. der Schweiz (BGS) und Baudepartement des Kantons Aargau, 1984: Technisches Merkblatt über die Rekultivierung
- (2) Fachverband für Sand und Kies (FSK): 1987: Kulturland und Kiesabbau, 1990: Wald und Kiesabbau
- (3) Direktion der öffentlichen Bauten und Direktion der Volkswirtschaft des Kantons Zürich, 1991: Richtlinien für die Durchführung von Rekultivierungen

- (4) Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg, 1991: Erhaltung fruchtbaren und kulturfähigen Bodens bei Flächeninanspruchnahmen. Luft-Boden-Abfall Heft 10
- (5) Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg, 1994: Leitfaden zum Schutz der Böden beim Auftrag von kultivierbarem Bodenaushub. Luft-Boden-Abfall Heft 28
- (6) Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 1996: Handbuch Bodenschutz beim Bauen. Vollzug Umwelt.
- (7) Bundesamt für Energiewirtschaft, 1997: Richtlinien zum Schutze des Bodens beim Bau unterirdisch verlegter Rohrleitungen

Landwirtschaft

- (8) Dep. für Geographie Universität Basel (H. Leser, D. Schaub), 1995: Bodenerosion - Bekämpfungsmassnahmen für Praktiker
- (9) Bau- und Umweltschutzdirektion Kanton Basel-Landschaft, Amt für Umweltschutz und Energie (T. Mosimann und M. Rüttimann), 1995: Abschätzung der Bodenerosion und Beurteilung der Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit
- (10) Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V. (M. Frielinghaus), 1997: Merkblätter zur Bodenerosion in Brandenburg. ZALF-Bericht Nr. 27
- (11) Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), 1996: Weisungen über die Mindestanforderungen für die Anerkennung von Regeln der Integrierten Produktion im Feldbau
Verordnung über Beiträge für besondere Leistungen im Bereiche der Ökologie und der Nutztierhaltung in der Landwirtschaft (Öko-Beitragsverordnung, OeBV) vom 24. Januar 1996 SR 910.132
- (12) Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe, 1994: Empfehlungen zur standortangepassten Bodenbearbeitung.
- (13) Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt, 1996: Leitlinien für eine ordnungsgemässe Landbewirtschaftung Land Sachsen-Anhalt.
- (14) Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK), 1995 und 1997: Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden. Teil 1: Mechanische Belastbarkeit. Merkblatt zur Wasserwirtschaft 234/1995. Teil 2: Auflastabhängige Veränderung von bodenphysikalischen Kennwerten. Merkblatt zur Wasserwirtschaft 235/1997. Teil 3: Empfehlungen zur bodenschonenden mechanischen Belastung landwirtschaftlich genutzter Flächen. In Vorbereitung.
- (15) Amt für Umweltschutz und Energie Basel-Landschaft, Bodenschutzfachstelle des Kantons Bern, Amt für Umweltschutz Kanton Solothurn (C. Salm u. S. Häusler), 1997: Bodenverträglichkeit von Landwirtschaftsmaschinen.
- (16) Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) vom 17. März 1998
- (17) Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten Freistaat Sachsen, s. a.: Hinweise für eine ordnungsgemässe Landbewirtschaftung im Freistaat Sachsen.

Forstwirtschaft

- (18) Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, 1984: Richtlinien zur Walderschliessung
- (19) Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz, 1986: Vermeiden von Schäden bei dem Einsatz forstlicher Maschinen. Merkblatt Nr. 8
- (20) Der Minister für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei des Landes Schleswig-Holstein, 1988: Holzbringung und Bodenschutz. Erlass VIII 230/7410.123 (22. Sept. 1988)
- (21) Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, 1989: Richtlinie Pflégliche Waldarbeit
- (22) Ministerium für Wirtschaft Saarland, 1992: Boden- und Bestandesschonende Holzbringung im öffentlichen Waldbesitz des Saarlandes. Neufassung der Grundsatzverfügung vom 11. Jan. 1989 F/3 421 A-7
- (23) Bayerische Waldarbeitsschule Buchenbühl, 1994: Merkblatt zur mechanisierten Holzernte
- (24) Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen, 1994: Waldnutzung und Walderneuerung im Staatswald des Landes NRW. Runderlass vom 27. 10. 1994 III A2 31-10-00.00
- (25) Landesforstverwaltung Hessen, 1995: Schutz von Böden und bestand bei der Waldarbeit im Staatswald. Erlass HML WLFM-III4-E31/C 50-7339
- (26) Staatlicher Forstmaschinenbetrieb Bodenwöhr der Oberforstdirektion Regensburg, 1995: Merkblatt zum Einsatz von Harvestern
- (27) Sachsen-Anhalt, 1997: Leitlinie Wald. MBI.LSA Nr. 51/1997
- (28) WAS Goldberg, 1997: Holzrücken - Holzlagerung - Holztransport. Merkblätter Holzernte/Bringung
- (29) Umweltbehörde Hamburg, s. a.: Waldbauliche Rahmenrichtlinien S. 9
- (30) Mecklenburg-Vorpommern, s. a.: Auszug aus Forstrichtlinien (Pt. 13, S. 21-22)

Qualitätsziele in der „Bodenschutzplanung“

von

JESSEN-HESE, V.

1 Einleitung

Eine eigenständige Bodenschutzplanung gibt es in Deutschland nicht. Der Bodenschutz kann jedoch in zahlreichen Planungsverfahren eine hinreichende Berücksichtigung erfahren. Insbesondere bezüglich des Themas „Flächeninanspruchnahme“ ist in diesem Zusammenhang die räumliche Gesamtplanung von besonderer Bedeutung. Bodenschutzbelange sind von der Bundesebene (Raumordnungsprogramm) bis hin zur kommunalen Ebene (Bauleitplanung) einzubringen. Hierzu bedarf es jedoch mehr als nur naturwissenschaftlicher Erkenntnisse. Bodenschutz, als ein bedeutendes Segment der Umweltschutzpolitik, muß im gesamtpolitischen Zusammenhang gesehen werden. Grundlage der Umweltschutzpolitik ist hierbei ein allgemein anerkanntes Leitbild.

2 Leitbild

Das über den reinen Umweltschutz hinausgehende gesellschaftspolitische Leitbild wurde auf der Konferenz über Umwelt und Entwicklung in **Rio de Janeiro im Jahre 1992** von 179 Staaten als **Agenda 21** verabschiedet. Das Leitbild wurde in einem rund 700 Seiten starken Dokument konkretisiert. Der alles umfassende Leitbegriff des „sustainable development“ läßt sich ins Deutsche übersetzen mit „**dauerhaft umweltgerechte Entwicklung**“ oder „**nachhaltig zukunfts-fähige Entwicklung**“. Gemeint ist eine Entwicklung, welche den Bedürfnissen der gegenwärtig lebenden Menschen entspricht, ohne die Chancen zukünftiger Generationen auf Befriedigung ihrer Bedürfnisse zu gefährden. Entscheidend ist, daß neben den ökologischen auch den ökonomischen und sozialen Zielen Rechnung getragen wird.

Das Leitbild weitet den ökologischen Diskurs zu einem gesellschaftspolitischen Diskurs aus und wird so zum Impulsegeber für eine neue Grundlagenreflexion über die Zukunft der Gesellschaft (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1996). Aus naturwissenschaftlicher Sicht muß der Einstieg in die Diskussion zum Leitbild sowie die Konkretisierung des Leitbildes über die Formulierung von Umweltzielen, Umweltqualitätszielen und Umwelthandlungszielen erfolgen.

3 Umweltziele, Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele

Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf die Arbeit der ENQUETE-KOMMISSION „SCHUTZ DES MENSCHEN UND DER UMWELT“ DES 13. DEUTSCHEN BUNDESTAGES (1997). Die Kommission formuliert zunächst fünf grundlegende Regeln zum Management von Stoffströmen, die an dieser Stelle nicht näher erläutert werden können und unterscheidet im folgenden drei Zielkategorien zur Entwicklung von Umweltzielen.

Die drei Zielkategorien zur Entwicklung von Umweltzielen:

1. **Umweltziele** sind übergreifende Ziele für einen umweltpolitischen Problembereich oder für ein Umweltmedium, die aus den grundlegenden Regeln unmittelbar abgeleitet werden.

2. **Umweltqualitätsziele** beschreiben, ausgehend von einem identifizierten ökologischen Problembereich [langfristig] angestrebte Zustände oder Eigenschaften (=Sollwerte) der Umwelt. Sie streben eine Erhaltung oder Veränderung konkreter Eigenschaften oder Zustände auf globaler, regionaler oder lokaler Ebene an. Grundlage für die Erarbeitung von Umweltqualitätszielen sind einerseits der wissenschaftliche Erkenntnisstand über qualitative und, soweit verfügbar, quantitative Ursache-Wirkungs-Beziehungen und andererseits auf den Zustand oder die Eigenschaften der Umwelt bezogene gesellschaftliche Wertvorstellungen. **Letztere sind als normative Vorgaben unverzichtbar, da Umweltqualitätsziele nicht ausschließlich wissenschaftlich abzuleiten und zu begründen sind.**
3. **Umwelthandlungsziele** geben die Schritte an, die notwendig sind, um die in Umweltqualitätszielen beschriebenen Zustände oder Eigenschaften der Umwelt zu erreichen. Dazu bedarf es der Formulierung quantifizierbarer und meßbarer oder anderweitig überprüfbarer Ziele. Bei der Formulierung der dazugehörigen Zeitvorgaben sind die sozialen und ökologischen Rahmenbedingungen und Wirkungen zu beachten.
Umwelthandlungsziele operationalisieren Umweltqualitätsziele.

Für den Bodenschutz von besonderer Bedeutung ist, daß sich die Enquete-Kommission den Bereich Boden beispielhaft ausgewählt hat, um das Vorgehen bei der Zielformulierung zu verdeutlichen. Die Kommission betrachtet Böden als endliche Ressource und zugleich als Senken für eine großen Teil aller Emissionen. Böden nehmen im Ökosystem eine Schlüsselstellung ein. Beim Schutz des Bodens werden weitere Schutzgüter und verschiedene Umweltbelastungen miteinbezogen. So ist die Erhaltung der ökologischen Bodenfunktionen eine Voraussetzung für den Schutz des Lebens an Land, der genetischen Vielfalt und des Grundwassers.

Im folgenden werden zur Veranschaulichung neben den übergreifenden Umweltzielen Beispiele für Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele, wie sie die Enquete-Kommission formuliert hat, wiedergegeben.

Übergreifende Umweltziele des Bodenschutzes sind:

- die Erhaltung bzw. Wiederherstellung der Funktionen der Böden
- der sorgsame Umgang mit Böden als endlichen Ressourcen.

Umweltqualitätsziele (hinsichtlich der Nutzung als Siedlungs- und Verkehrsfläche):

- Begrenzung bzw. Reduktion des Flächenverbrauchs
- Erhaltung bzw. Wiederherstellung von Freiflächen
- Verringerung der Inanspruchnahme von zusätzlichen Flächen für Wohnen, Gewerbe und Verkehr
- Anstreben von räumlicher Nähe zwischen Wohnen und Arbeiten

Umwelthandlungsziele (zwei Beispiele hinsichtlich der Nutzung als Siedlungs- und Verkehrsfläche):

- Entkopplung des Flächenverbrauchs von Wirtschafts- und Bevölkerungswachstum; deutliche Verlangsamung der Umwandlung von unbebauten Flächen in Siedlungs- und Verkehrsflächen: Anzustreben ist eine Verringerung der Umwandlungsrate bis 2010 auf 10 % der Rate, die für die Jahre 1993 bis 1995 festgestellt wurde. Langfristig soll die Umwandlung von unbebauten Flächen in bebaute durch gleichzeitige Erneuerung (Entsiegelung u. a.) vollständig kompensiert werden.
- Vorrang der Verdichtung von Siedlungsgebieten vor der Neuausweisung von Siedlungsflächen

4 Beispiele für Bodenqualitätsziele in der Landes- und Regionalplanung Brandenburgs

Im folgenden soll anhand der Landes- und Regionalplanung Brandenburgs verdeutlicht werden, daß es in der Praxis bereits Beispiele für Bodenqualitätsziele gibt, die den Vorstellungen der Enquete-Kommission entsprechen.

Das **Landschaftsprogramm** dient als fachplanerische Zuarbeit hinsichtlich Naturschutz und Landschaftspflege zum Landesentwicklungsprogramm und Landesentwicklungsplan. Es werden raumbedeutsame Erfordernisse und Maßnahmen formuliert die gemäß § 5 Satz 2 BbgNatSchG unter

Abwägung mit den anderen raumbedeutsamen Planungen und Maßnahmen als Ziele und Grundsätze der Raumordnung in das Landesentwicklungsprogramm und die Landesentwicklungspläne aufgenommen werden.

In diesem Sinne wurden im Entwurf des **Landschaftsprogrammes für Brandenburg** (MUNR 1996) "**Leitlinien und landesweite Ziele**" des **Schutzgutes Boden** formuliert, die nachfolgend in Auszügen wiedergegeben und den unterschiedlichen Zielkategorien zugeordnet werden.

Leitlinien des Schutzgutes Boden (Auszug):

Der Boden als Teil der natürlichen Lebensgrundlagen von Menschen, Tieren und Pflanzen soll in einem Zustand erhalten werden, in dem er seine vielfältigen Funktionen nachhaltig erbringen kann. (Umweltziel)

Bei allen raumbedeutsamen Planungen und Maßnahmen ist die Flächeninanspruchnahme und die zusätzliche Versiegelung von Böden zu minimieren. Neuversiegelungen sind nach Möglichkeit durch geeignete Maßnahmen der Entsiegelung auszugleichen. Stoffliche Beeinträchtigungen der Bodensubstanz (durch den Eintrag von Schadstoffen) sowie Beeinträchtigungen der Bodenstruktur (durch Erosion und Verdichtung) sind zu vermeiden bzw. weitestgehend zu reduzieren. (Umweltqualitätsziel)

Für den Naturhaushalt negative Veränderungen des Bodenwasserhaushalts sind zu vermeiden. Besondere Schutz-, Sanierungs- und Entwicklungsschwerpunkte für den Bodenschutz bilden die für Brandenburg charakteristischen, aber zum Teil stark geschädigten Niedermoorbereiche. Die Sicherung dieser ist durch Erhaltung und Entwicklung von Bereichen mit grundwasserbeeinflussten Mineralböden in den Niederungen zu ergänzen. (Umwelthandlungsziel)

Landesweite Ziele (Auszug):

Die die Naturräume Brandenburgs in besonderer Weise prägenden Böden sind gegenüber Flächeninanspruchnahme zu sichern und vor Veränderungen ihrer charakteristischen Standorteigenschaften zu schützen.

Dies umfaßt:

- den Schutz bzw. die Regeneration der Moorböden als wertvolle Naturkörper, Wasser- und Speicherspeicher in der Landschaft Brandenburgs,
- den Schutz der Dünengebiete, die in ihrer Eigenart bedeutsame Zeugen der nacheiszeitlichen Landschaftsgeschichte sind und wertvolle Trockenbiotop darstellen,
- den Schutz reliefierter heterogener Endmoränenböden mit Blockpackungen und Steinanreicherungen,
- den Schutz überwiegend naturnaher Auenböden sowie
- den Erhalt, aber vor allem die Regeneration der grundwasserbeeinflussten Mineralböden der Niederungen. (Umwelthandlungsziel)

Im engeren Verflechtungsraum Brandenburg - Berlin wird der Sicherung des Bodens gegenüber Flächeninanspruchnahme und Versiegelung eine besondere Dringlichkeit zugewiesen. (Umwelthandlungsziel)

Dem bauleitplanerischen Grundsatz des sparsamen und schonenden Umgangs mit Grund und Boden (§ 1 Abs. 5 BauGB) soll in Planungen und deren Realisierung besonders Rechnung getragen werden... (Umwelthandlungsziel)

Regionale Ziele, Grundsätze und sonstige Erfordernisse der Raumordnung werden in den Regionalplänen (RP) des Landes Brandenburg festgelegt. Gegenwärtig ist von fünf Planungsregionen nur der **RP Havelland-Fläming** (RP Hvl-Flä 1998) abschließend bearbeitet und veröffentlicht.

Nachfolgend werden die bodenschutzbezogene Ziele, Grundsätze und sonstige Erfordernisse der Raumordnung des RP Havelland-Fläming in Auszügen wiedergegeben.

Der RP Havelland-Fläming (1998) weist **Vorranggebiete Ressourcenschutz Boden** aus. Erläuternd werden dafür folgende Ziele der Raumordnung und Landesplanung formuliert:

- Vorranggebiete Ressourcenschutz Boden umfassen die Standorte seltener und gefährdeter Böden der Region; sie sind in ihrem Bestand und ihrer ökologischen und kulturellen Funktionsfähigkeit zu sichern. (Umweltqualitätsziel)
- Vorranggebiete Ressourcenschutz Boden in der Region Havelland-Fläming sind:
 - Intakte Moorböden,
 - Auenböden,
 - Dünen und kalkreiche Trockenstandorte,
 - Salzböden,
 - Bodendenkmäler,
 - Geotope. (Umwelthandlungsziel)

Des Weiteren werden folgende **Ziele der Raumordnung und Landesplanung zum vorsorgenden Bodenschutz** formuliert:

- Die für den regionalen Landschaftshaushalt bedeutsamen Böden sind vorsorgend durch Pflege und Wiederherstellung der natürlichen Bodenfunktionen und der ökologischen Funktionsvielfalt zu entwickeln. (Umweltqualitätsziel)
- Die Bodenfruchtbarkeit ist durch schonende und pflegende Bodenbearbeitung zu bewahren. (Umweltqualitätsziel)
- Die vorsorgende Bodenentwicklung umfaßt:
 - Niedermoorböden zum Erhalt ihrer Bodenfunktion nur in Grünlandnutzung zu beanspruchen bzw. bei ackerbaulicher Nutzung in Grünland zu überführen,
 - schwach degradierte Moorböden kurzfristig durch standortgerechte Bewirtschaftung und Nutzungsextensivierung zu stabilisieren und langfristig mit Rekultivierungs- und Bodenpflegemaßnahmen in ihrer ökologischen Wertigkeit zu steigern,
 - winderosionsgefährdete Böden durch eine angepaßte land- und forstwirtschaftliche Bewirtschaftung zu schützen." (Umwelthandlungsziel)

6 **Schlußfolgerungen**

1. Das Leitbild des „sustainable development“ (der nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung) bietet die Chance dem Bodenschutz ein stärkeres Gewicht zu verleihen. Zum einen, weil es ein realitätsbezogenes über den reinen Umweltschutz hinausgehendes Leitbild ist und zum anderen, weil es sich in der aktuellen Diskussion befindet. Der Bodenschutz liegt in seiner Bedeutung immer noch weit hinter dem Schutz der Umweltmedien Wasser und Luft zurück und bedarf dringend einer stärkeren öffentlichen Präsenz.
2. In der Planungspraxis gibt es bereits gute Ansätze für Umweltziele, Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele im Sinne des Bodenschutzes, eine eigenständige Bodenschutzplanung gibt es jedoch nicht. Ziel muß es sein, die vorhandenen Ansätze bundesweit und flächendeckend durchzusetzen und ihre Umsetzung sicherzustellen.
3. Insbesondere die Umwelthandlungsziele zum Bodenschutz sind weiter zu konkretisieren und an die Erfordernisse der Praxis anzupassen, um eine effektive und baldige Umsetzung von Bodenschutzbelangen in der Planungspraxis zu gewährleisten.

ENQUETE-KOMMISSION „SCHUTZ DES MENSCHEN UND DER UMWELT“ DES 13. DEUTSCHEN BUNDESTAGES (1997): Zwischenbericht: „Konzept Nachhaltigkeit - Fundamente für die Gesellschaft von morgen“. Deutscher Bundestag, Referat Öffentlichkeitsarbeit
MUNR (1996): Landschaftsprogramm Brandenburg - Entwurf, Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg
RP Hvl-Flä (1998): Regionalplan Havelland-Fläming, Amtlicher Anzeiger - Beilage zum Amtsblatt für Brandenburg Nr.37, Potsdam, den 11. September 1998

Ein Bewertungsverfahren für die Bodenfunktionen in Niedermooren

von

ZEITZ, J.

1. Problemstellung

In einem so hochindustrialisierten und dicht besiedelten Land wie Deutschland gibt es viele konkurrierende Formen der Bodennutzung. Bezüglich der Niedermoore besteht der Konflikt neben der Inanspruchnahme von Flächen im Zuge verschiedenster Bautätigkeiten – die aber im Vergleich zu den nicht organischen Böden aufgrund der Probleme als Baugrund wesentlich weniger Flächen betreffen – vor allem zwischen den natürlichen Bodenfunktionen Lebensraum-, Filter- sowie Speicherfunktion und der Produktionsfunktion.

Durch jahrzehntelange den Landmaschinen angepaßte Entwässerung und intensive agrarische Nutzung sowie verstärkt durch ein sehr trockenes Klima ist der Zustand der Niedermoore in Ostdeutschland und speziell in Brandenburg durch stark eingeschränkte natürliche Bodenfunktionen gekennzeichnet, und die Produktionsfunktion für das Wachstum der Kulturpflanzen ist in Abhängigkeit vom Degradierungszustand sehr unterschiedlich ausgebildet; insbesondere die flachgründigen und sandunterlagerten Versumpfungsmoore sind stark vererdet oder bereits vermulmt.

Die Wasserverhältnisse und die Intensität der Landnutzung sind im Sinne des Bodenschutzes künftig zu ändern, um die den Mooren innewohnenden Bodenfunktionen zu schützen oder zu sanieren. Auch Forderungen nach einer „ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Bodennutzung“ (§11 Brandenburger Naturschutzgesetz) und die „gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft“ (§17 Bundesbodenschutzgesetz) sind mit der derzeit noch großflächig anzutreffenden intensiven agrarischen Nutzung der Moore unvereinbar. In den verschiedenen Fachplanungen ist nachdrücklich der Nachweis der Auswirkungen von geplanten Maßnahmen auf das Schutzgut (Niedermoor-) Boden gefordert. Im Zuge von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen wird häufig pauschal und undifferenziert vorgeschlagen, Feuchtgebiete/Niedermoore zu schützen und/oder zu renaturieren; in der Praxis werden die betreffenden Flächen oft nach dem „Zufallsprinzip“ ausgewählt. Das Bundesbodenschutzgesetz unterstreicht, daß ein absoluter Schutz des Bodens und der natürlichen Bodenfunktionen nicht denkbar ist. Die Gemeinwohlverträglichkeit bestimmt sich danach, inwieweit im jeweils betroffenen Gebiet ein Boden schutzbedürftig und schutzwürdig ist (HOLZWARTH 1998).

Ein Ziel des vom Landesumweltamt Brandenburg geförderten Forschungsvorhabens (LUA 1997) war es deshalb, eine Methode zur Bewertung der Schutzpriorität von Niedermoorböden mit solchen Parametern zu entwickeln, die die Moore nach Aspekten des Bodenschutzes kennzeichnen, die flächendeckend vorhanden und von vergleichsweise aktuellem Aufnahmewert sind. Den regionalen Bezug bilden hier die naturräumlichen Verhältnisse des Bundeslandes Brandenburg.

2. Methode

In Auswertung der Literatur war ein Bewertungsverfahren unter Verwendung von Parametern für die Bodenfunktionen Lebensraumfunktion, Regelungsfunktion und Produktionsfunktion zu entwickeln,

* Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische-Fakultät; FG Ökologie der Ressourcennutzung, Invalidenstr. 42, 10115 Berlin

wobei als Produktionsfunktion hier die Leistungsfähigkeit des Bodens zur Erzeugung von landwirtschaftlich genutzten Kulturpflanzen verstanden wird (im Gegensatz zu den meisten Mineralböden können naturnahe und insbesondere eutrophe Niedermoore eine sehr hohe biotische Produktivität aufweisen, wie ausgedehnte Schilfröhrichte zeigen). Die vorhandenen Daten- und Kartenquellen waren hinsichtlich ihrer Eignung als Eingangsparameter für das Bewertungsverfahren zu prüfen. Alle Karten und die entsprechenden Flächeninhaltsbeschriebe wurden mittels Geographischem Informationssystem digitalisiert und sind somit auch als Baustein für das in Brandenburg aufzubauende Fachinformationssystem Boden nutzbar.

3. Ergebnisse

Das Bewertungsverfahren basiert auf einer differenzierten Bewertung innerhalb der Niedermoorflächen Brandenburgs, d.h. im Gegensatz zu den meisten allgemeinen Bodenbewertungsverfahren, wo die Bodenfunktionen der Moore im Vergleich zu den Mineralböden häufig undifferenziert und in der Leistungsfähigkeit oft auch zu hoch/gut bewertet werden (z.B. UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG 1995), kann mit dem vorliegenden Verfahren die Zuordnung von Niedermoorflächen zu 5 Stufen den Schutzpriorität vorgenommen werden (Abb. 1).

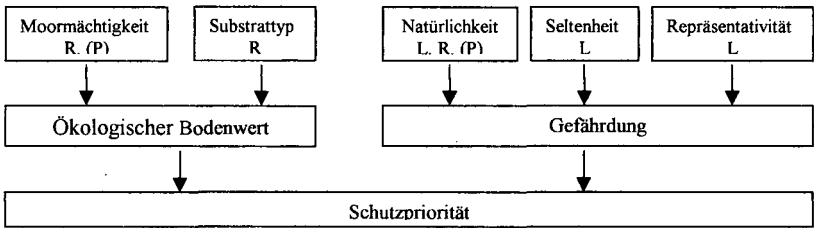


Abb. 1: Bewertungsschema für die Niedermoorböden Brandenburgs (mit L=Lebensraumfunktion; R=Regelungsfunktion; P=Produktionsfunktion)

Jedem Parameter werden Klassen und diesen dann Punkte zugeordnet. Die Aggregation der Parameter zu den Zwischenergebnissen „Ökologischer Bodenwert“ bzw. „Gefährdung“ erfolgt prinzipiell durch einfache Addition ohne jegliche Wichtung und die zum Endwert "Schutzpriorität" erfolgt dann mit Hilfe der jeweils erreichten Stufen der Zwischenergebnisse. Die einzelnen Parameter informieren unterschiedlich über die Bodenfunktionen; aus einem Parameter können für mehrere Bodenfunktionen Informationen gewonnen werden (z.B. Moormächtigkeit).

Die **Moormächtigkeit** liefert wichtige Anhaltspunkte zum Wasserspeichervermögen und zur Wasserhaltefähigkeit des Moorkörpers sowie zur Filter- und Pufferfähigkeit und ist somit vorrangig der Regelungsfunktion zuzuordnen. Je mächtiger ein Moor, desto größer sind beispielsweise seine Wasserspeicherleistung, der Filterweg und die Filterleistung. Die Moormächtigkeit beeinflusst in entwässerten Niedermooren ohne Degradierungsmerkmale die Produktionsfunktion; bei Mooren mit einer Torfmächtigkeit zwischen 0,3 und 1,3 m steigt der Ertrag um ca. 0,3 dt/ha Trockensubstanz, wenn die Torfmächtigkeit um einen Zentimeter zunimmt (v. d. WAYDBRINK 1973). Somit werden im Bewertungsschema sehr tiefgründige Niedermoore sehr gut bewertet (detailliertere Informationen zu den Bewertungsalgorithmen und Regeln der Verknüpfung sind ausführlich bei ZEITZ et al. 1996 und LUA 1997 nachzulesen; das gilt auch für die nachfolgend erläuterten Parameter).

Der zweite Parameter ist der **Substrattyp**. Verschiedenartige Substrate in einem Niedermoor (Torf, Mulde, Lehm, Ton oder Sand) unterscheiden sich vor allem hinsichtlich der Wasserspeicherfähigkeit und des Nährstoffspeichervermögens. So besitzen Torfe in der Regel ein höheres Wasserspeichervermögen als Mudden. Informationen über die Moorsubstrate sind somit wichtig für die Bewertung der Regelungsfunktion. Mulde-, Lehm- und/oder Toneinlagerungen sind grundsätzlich schwer durchlässig und können einer Wiedervernässung erheblichen Widerstand entgegensetzen.

Tiefer liegende Muddeschichten stellen im Vergleich zu flachgründigen sandunterlagerten Torfen jedoch oft noch erhebliche Wasserspeicher dar, die einer Degradierung entgegenwirken. Höher anstehende, ausgetrocknete Muddeschichten wirken dagegen als extreme Sperrschichten für die kapillare Wassernachlieferung aus dem Unterboden, so daß dadurch die Oberbodendegradierung sogar beschleunigt werden kann und somit die Regelungsfunktion des Moores nachteilig verändert wird. Je nach Substratschichtung werden ein oder zwei Punkte zu- oder ein Punkt abgezählt oder kein Zusatzpunkt vergeben (Letztgenanntes: sandunterlagerte Moore mit Torfmächtigkeit < 12 dm).

Die Summe aus den Punkten für die Moormächtigkeit und den Punkten für den Substrattyp ergibt als Ergebnis des ARC/INFO Verschnittes dann die Gesamteinstufung "Ökologischer Bodenwert".

Die bestmögliche Einstufung (Stufe 1) erhalten sehr tiefgründige Niedermoores, aber auch bis zu 12-30 dm mächtige Moore mit Flächenanteilen von tief anstehender Mude, Stufe 5 dagegen flachgründige Moore und/oder Moore mit flach anstehender Mude.

Der nächste Schritt ist die Ermittlung der **Gefährdung**. Die Gefährdung eines Niedermoores wird im vorliegenden Bewertungsverfahren mit Hilfe der Parameter Natürlichkeit, Seltenheit und Repräsentativität eingeschätzt. Je höher die **Natürlichkeit**, um so größer wären die Schäden, die durch Eingriffe jeglicher Art entstehen würden (STASCH et al. 1991). Die Natürlichkeit ist somit ein Parameter, der vor allem zur Bewertung der Lebensraumfunktion benutzt wird. Nur auf weitestgehend natürlichen Mooren kann sich eine standortgerechte Mikro- und Makroflora und -fauna ansiedeln und gedeihen. Im indirekten Schluß können auch Aussagen über die Wahrnehmung aller innewohnenden Regelungsfunktionen gewonnen werden: allein naturnahe Moore erfüllen die typischen Landschaftsfunktionen als großräumige Wasserspeicher und Nährstoffsenken. Degradierete Moore verlieren zunehmend an Wasserspeichervermögen und entwickeln sich von Nährstoffsenken zu Nährstoffquellen. Der Parameter Natürlichkeit läßt auch Rückschlüsse auf die Produktionsfunktion zu, welche hier im Sinne der Erzeugung von landwirtschaftlichen Produkten zu verstehen ist. So besitzen natürliche oder sehr naturnahe Moore keine Produktionsfunktion, da die natürliche Milieuprägung hier kein Wachstum von Kulturpflanzen zuläßt. Erst durch Entwässerung und damit verbundener Bodenentwicklung ist ein Anbau von Kulturpflanzen erfolversprechend. Die Natürlichkeit wird mit Hilfe der Hemerobiestufen 1 (oligohemerob) bis 5 (euhemerob β) bewertet. Die Zuordnung erfolgt mit Hilfe von Color-Infra-Rot-Bildern, die für Brandenburg digital verfügbar sind und somit einen Verschnitt im GIS ermöglichen. So werden Zwischenmoore, Großseggen- und Röhrichtmoore der Stufe 1 und Ackerbrachen der Stufe 5 zugeordnet.

Der zweite Parameter für die Aggregation der Gefährdung ist die Bewertung der **Seltenheit**. Dem Parameter Seltenheit liegt nach STASCH et al. (1991) der Gedanke zugrunde, daß der Bestand jeder Bodengesellschaft hinsichtlich eines möglichst großen Artenspektrums gesichert werden soll. Eine Bodengesellschaft ist in einem Gebiet als um so gefährdeter anzusehen, je geringer ihr Flächenanteil am Gesamtgebiet ist. Die Bewertung der Seltenheit erfolgt für die Verhältnisse in Brandenburg durch ihre Zuordnung zu den hydrologisch-genetischen Moortypen; z.B. erhalten Versumpfungsmoore, die nach ZEITZ (1993) 73,5 % der gesamten Moorfläche Brandenburgs einnehmen, keinen Punkt und Quellmoore (2,3 %), Überflutungsmoore (1,9 %) und Kesselmoore (1,4 %), die mit wesentlich geringerem Flächenanteil vorkommen, zwei Punkte.

Die **Repräsentativität** wird durch die Größe eines Moores bewertet. Landschaftsprägende Moore mit einer Flächengröße von > 150 ha erhalten einen Zusatzpunkt.

Somit sind die beiden letztgenannten Größen vor allem für die Bewertung der Lebensraumfunktion und für eine spezielle Milieuprägung bzw. das flächenhafte Vorkommen von Lebensräumen für unterschiedliche Biozönosen verwendbar.

Die Aggregation des Gefährdungsgrades ergibt sich aus der Summe der Punkte hinsichtlich der Bewertung von Natürlichkeit, Seltenheit und Repräsentativität. So sind Flächen der Stufe 1 beispielsweise naturbelassene Moore als auch extensiv genutzte Moore von besonderer Seltenheit. In Stufe 5 werden dagegen intensiv ackerbaulich genutzte Niedermoorstandorte eingeordnet, die weder besondere Seltenheit aufweisen, noch landschaftlich repräsentativen Charakter besitzen.

Abschließend werden beide Zwischenergebnisse aggregiert. Die Zuordnung der Flächen zu verschiedenen Stufen der Schutzpriorität setzt die Erfüllung von Mindestanforderungen in der Bewertung der Parameter "Ökologischer Bodenwert" und "Gefährdung" voraus. Für eine Einstufung in die höchste Schutzprioritätsklasse 1 ist eine Gefährdungsklasse von 1 notwendig – unabhängig von der Stufe des Ökologischen Bodenwertes - oder eine Gefährdungsklasse von 2 bei einer Einstufung des Ökologischen Bodenwertes in die Klasse 1. Somit ist gesichert, daß auch sehr flachgründige, aber naturbelassene Moore in die Schutzprioritätsstufe 1 gelangen. Die nächstfolgenden Stufen der Schutzpriorität ergeben sich aus insgesamt 19 Kombinationsmöglichkeiten der beiden genannten Parameter (ausführlich bei ZEITZ et al. 1996). Schutzprioritätsklasse 5 beinhaltet Moore, die weder über große Moormächtigkeit noch über Seltenheitswert, Naturnähe oder landschaftliche Repräsentativität verfügen. Schutzprioritätsklasse 1 steht somit für höchste Schutzwürdigkeit der Lebensraum- und Regulierungsfunktion des jeweiligen Moores. Areale, die dagegen in Schutzprioritätsklasse 5 eingestuft werden, erfüllen die Lebensraum- und Regulierungsfunktion von Mooren in sehr geringem Maße und sind als Niedermoore nur aufgrund ihrer landwirtschaftlichen Produktionsfunktion schützenswürdig.

4. Fazit

Das Bewertungsverfahren ist nutzbar:

- von den unteren Fachbehörden für die Erarbeitung von langfristigen Bodenschutzkonzepten bezogen auf abgegrenzte Gebiete (Landkreise oder andere Verwaltungseinheiten),
- von Auftragnehmern für die verschiedenen Fachplanungen in der vorbereitenden Planung (Landschaftspläne, Umweltverträglichkeitsstudien, Agrarstrukturelle Vorplanung u.a.),
- für die Suche nach bevorzugten Niedermoorflächen für die Renaturierung von Bodenfunktionen im Zuge von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen,
- für die Suche nach bevorzugten Flächen für alternative Landnutzungsarten (z.B. Anbau von nachwachsenden Rohstoffen).

Im Rahmen des Forschungsprojektes sind 100 000ha Niedermoore in ARC/INFO digitalisiert und bewertet worden sowie verschiedene Karten der Schutzpriorität, des Ökologischen Bodenwertes und der Moorverteilung erstellt worden. Das Bewertungsverfahren eignet sich besonders für Aussagen im Maßstab 1:25 000 bis 1:500 000.

Mit Hilfe des Bewertungsverfahrens können erste Informationen über die Zuordnung der Flächen zu den verschiedenen Intensitäten der landwirtschaftlichen Nutzung auf Niedermoor entsprechend der "Leitlinien der ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Bodennutzung in Brandenburg" vorgenommen werden; auch eine Verwendung für die Rahmenbedingungen nach §17 Bundes-Bodenschutzgesetz ist zweckmäßig. Eine Ableitung von Prüf- und Maßnahmenwerte im Sinne der Schädigung von Bodenfunktionen, wie im neuen Bodenschutzgesetz gefordert oder die Zuordnung von bodenphysikalischen und -chemischen Kennwerten zur Kontrollsektion eines Moores, wie im Leitfaden Baden-Württemberg vorgeschlagen, ist mit dem vorgestellten Bewertungsverfahren nicht möglich. Derzeitig wird an einer Erarbeitung von Leitbodenprofilen für typische Niedermoor-Bodenformen gearbeitet.

4. Literatur

LUA (2/1997): Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg Nr. 27; Entscheidungsmatrix als Handlungshilfe für die Erhaltung und Wiederherstellung von Bodenfunktionen in Niedermooren
ZEITZ J. et al. (1996): Erarbeitung von Handlungsanweisungen und Entscheidungsmatrices für die Aktivierung von Bodenfunktionen in Niedermooren Brandenburgs und Erfassung von Grunddaten zu Verbreitung und Charakteristik der Niedermoore Brandenburgs. - Forschungsabschlußbericht im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg, 178 S., Potsdam.

(die andere Literatur bei Bedarf bitte beim Autor erfragen)

Dachbegrünung als Beitrag zum nicht-stofflichen Bodenschutz

von

KREBS,M., MARRETT-FOSSEN,M.

1. ZUSAMMENFASSUNG:

Der Beitrag gibt ein konkretes Beispiel für die Umsetzung (hauptsächlich) nicht-stofflicher Bodenschutzaspekte aus der Praxis und zeigt auf, daß hierbei manchmal zunächst ungewöhnlich erscheinende Wege gegangen werden müssen.

Dachbegrünungen, die es als extensive oder intensive Ausführungsformen gibt, können einen Beitrag dazu leisten, dem enormen „Bodenverbrauch“ durch Flächenversiegelung entgegenzuwirken. Konkret bieten Dachbegrünungen die Möglichkeit, zumindest einige der Bodenfunktionen, die sonst bauwerksbedingt vollkommen verloren gehen würden, weitgehend zu erhalten bzw. in modifizierter Form neu zu etablieren. Hierbei spielen insbesondere die Funktion des Bodens für den Wasserhaushalt, seine Lebensraumfunktion, seine Funktion als Filter, Puffer, Speicher und Umwandler für Nähr- und Schadstoffe sowie seine Nutzungsfunktion eine Rolle. Auf die beiden erstgenannten Bodenfunktionen wird anhand von Untersuchungsergebnissen konkret eingegangen. Außerdem werden weitere, nicht streng bodenbezogene ökologische Vorteile von Dachbegrünungen vorgestellt.

2. EINLEITUNG:

Obwohl die Kombination der Begriffe „Dach“ und „Bodenschutz“ zunächst paradox klingt, liegt in ihr ein erhebliches Potential zur Umsetzung und Durchsetzung von hauptsächlich nicht-stofflichen Bodenschutzbelangen in die Praxis.

Nach jahrzehntelangen bodenkundlichen Bemühungen und aufgrund der deutlich sichtbaren Gefahrenpotentiale gelangen stoffliche Bodenschutzbelange - auch wegen der Bodenschutz- und Altlastengesetzgebung in Bund und Ländern - allmählich verstärkt zur praktischen Umsetzung. Nicht-stoffliche Belange finden dagegen nur selten und häufig sehr zögerlich Eingang in die Bodenschutzpraxis, obwohl auch für diesen Bereich seit Jahren bodenwissenschaftliche Erkenntnisse und Lösungsansätze vorhanden sind. Die geringe Zahl von Praxisbeispielen erschwert es, Verständnis für notwendige Bodenschutzmaßnahmen in der Öffentlichkeit zu wecken, so daß diese häufig nur schwer zu realisieren sind.

Auch sollte geprüft werden, ob inzwischen etablierte Entwicklungen und Beispiele außerhalb der Hochschulen, die - wie die Dachbegrünung - bodenschutzrelevante Aspekte enthalten, von bodenwissenschaftlicher Seite in ausreichendem Maße aufgenommen und bodenkundlich begleitet werden. Dies würde dazu beitragen, derartig positive Entwicklungen in ökologisch sinnvolle Entwicklungsrichtungen zu steuern.

3. FORMEN DER DACHBEGRÜNUNG:

Dachbegrünungen verlangen ein sehr spezielles, sich vom üblichen erdgebunden Garten- und Landschaftsbau unterscheidendes Know-how, dessen Kernpunkte u.a. ein sicherer und zugelassener Durchwurzelungsschutz, dem Standort und der Vegetation angepaßte hochwertige Substrate geeigneter Zusammensetzung sowie - je nach Dachbegrünungsform - spezielle Be- und Entwässerungstechniken sind. Außer bei Flachdächern sind Dachbegrünungen auch bei Dächern bis 30° Neigung möglich.

Dachbegrünungen lassen sich in zwei Hauptbegrünungsformen mit entsprechenden Übergangsformen gliedern. Extensive Dachbegrünungen sind durch relativ anspruchslose, trockenheitsverträgliche Vegetation gekennzeichnet, die sich aus Sukkulenten, Kräutern, Gräsern und Moosen zusammensetzt. Die Steuerung dieses Vegetationsziels, das nur wenig Pflege benötigt, erfolgt im wesentlichen über die Geringmächtigkeit (meist zwischen 6 und 12 cm) spezieller Bodensubstrate auf dem Dach.

Intensive Dachbegrünungen lassen eine Vegetation zu, die auch im erdgebunden Garten- und Landschaftsbau Verwendung findet, so daß oft von „Dachgärten“ gesprochen wird (auch Zierteiche etc. sind möglich). Für anspruchsvolle Pflanzenarten sind Substratmächtigkeiten von 20 bis 50 cm üblich und - bei großen Sträuchern und Bäumen - bis 200 cm möglich. Intensive Dachbegrünungen unterscheiden sich in ihren Nutzungsmöglichkeiten (Freizeit, Kantinenbereiche etc.) kaum von erdgebundenen Gartenanlagen und sollten auch wie diese gepflegt werden.

4. BODENSCHUTZASPEKTE, BODENFUNKTIONEN:

In Deutschland wird - zuzüglich zur bereits vorhandenen Bebauung - jeden Tag eine Fläche von mehr als 100 ha durch Bautätigkeit neu versiegelt. Dabei gehen, bis auf die Nutzungsfunktion (hier kommt es zur Nutzungsumwandlung), sämtliche Bodenfunktionen verloren. Wesentlicher Bodenschutzaspekt von Dachbegrünungen ist, dieser Bodenversiegelung entgegenzuwirken.

Es liegt auf der Hand, daß Dachbegrünungen diesen enormen Grad der Bodenversiegelung nicht annähernd kompensieren können, zumal nur ein Teil davon gebäudebedingt ist. Auch ist zu konstatieren, daß durch das Begrünen von Dächern nicht alle Bodenfunktionen in ihrer vorherigen, vollständigen Ausprägung wiederhergestellt werden können. Trotzdem sollte die Dachbegrünung als positives Beispiel des praktischen Bodenschutzes bewertet werden, weil folgende Bodenfunktionen - anstelle eines vollständigen Verlustes - neu etabliert werden:

- Wasserhaushalt
- Lebensraumfunktion für Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen
- Funktion als Filter / Puffer / Speicher / Umwandler für Nähr- und Schadstoffe
- Nutzungsfunktion (zusätzlich zur normalen Funktion des Gebäudes, z.B. Freizeit)

Über diese rein bodenbezogenen positiven Effekte hinaus kommen bei Dachbegrünungen allgemeine ökologische Aspekte zum Tragen, die in ihren ökosystemaren Verknüpfungen (einschließlich des Bodens) gesehen werden müssen:

- Kleinklima (v.a. Evaporation / Evapotranspiration durch Substrat bzw. Pflanzen)
- Herausfiltern von Schadstoffen aus der Luft
- Schallminderung (bedeutsam v.a. in Städten)
- Energieeinsparungen durch bessere Dämmung gegen Wärme / Kälte

Diese ökologischen Vorteile gegenüber einem „Schwarzdach“ haben inzwischen dazu geführt, daß Dachbegrünungen weitgehend als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme nach § 8 BNatSchG anerkannt sind. Die meisten dieser bodenbezogenen bzw. allgemein ökologischen Vorteile sind mittel- und langfristig auch ökonomisch vorteilhaft (Senkung von Abwassergebühren, Energiekosten, usw.).

Wasserhaushalt des Bodens:

Der Wasserhaushalt eines Gründaches hat einen besonderen, vom gewachsenen Boden quasi isolierten Charakter. Es besteht kein unmittelbarer Kontakt zum Grundwasser, weder für Sickerwasser noch für durch Kapillarkräfte aus dem Unterboden aufsteigendes Bodenwasser. Allerdings kann vom Gründach abfließender Niederschlag Regenwasserversickerungsanlagen auf dem Grundstück zugeführt oder in Zisternen gesammelt werden.

Wesentlich ist, daß im Unterschied zu einem nicht-begrüntem Dach selbst einfachste extensive Dachbegrünungen etwa 50% des jährlichen Niederschlagswassers im Substrat speichern und sukzessive wieder dem natürlichen Kreislauf, hauptsächlich den Dachpflanzen, zur Verfügung stellen. Erst wenn der Substrataufbau den Zustand der maximalen Wasserkapazität erreicht hat, fließt Niederschlagswasser ungenutzt „über die Dachrinne“ ab und gelangt meist über die Mischkanalisation in die Kläranlage. Das Retentionsvermögen einer Dachbegrünung kann in Abhängigkeit von der Mächtigkeit und der maximalen Wasserkapazität des Substrates weiter erhöht werden. Zusammenfassende Auswertungen zahlreicher Untersuchungen (LIESECKE, 1998) machen deutlich (Tab. 1), daß selbst bei einer extrem geringen Mächtigkeit des Substrataufbaus von nur 2-4 cm (d.h. lediglich Auslegen einer rollrasen-ähnlichen Vegetationsmatte) 40-45 % des jährlichen Niederschlages zurückgehalten werden. Bei einer für extensive Dachbegrünungen üblichen Substratmächtigkeit von 8-12 cm liegt die Wasserretention zwischen 50 % und 60%. Bei Intensivbegrünungen mit üblichen Substratmächtigkeiten von 25-50 cm werden Wasserrückhaltungen von 70-90 % erreicht. Bei aufwendigen Dachgärten mit einem Substrataufbau von mehr als 50 cm sind in relativ niederschlagsarmen Regionen Regenwasserretentionen von 100% möglich. Die hohen Wasserrückhalteleistungen von intensiven Dachbegrünungen werden meist dadurch unterstützt, daß hier die obligatorische, für Dachbegrünungen unbedingt notwendige Wurzelschutzbahn in der Regel als Wasseranstaumwanne mit ca. 5 cm Wasseranstau ausgelegt ist.

Tab. 1: Mittlere Schwankungsbreite der jährlichen Niederschlagsretention bei Dachbegrünungen mit ca. 3,5° Neigung in Abhängigkeit von Substratmächtigkeit und Vegetationsform [nach LIESECKE, 1998].

Begrünungsart	Substratmächtigkeit [cm]	Vegetationsformen	Niederschlagsretention im Jahresmittel [%]
extensiv	2-4	Moos-Sedum-Begrünung	40-50
	4-6	Sedum-Moos-Begrünung	45-50
	6-8	Sedum-Begrünung	50-55
	8-10	Sedum-Gras-Begrünung	50-55
	10-12	Sedum-Gras-Kraut-Begrünung	55-60
	12-15	Gras-Kraut-Sedum-Begrünung	55-60
intensiv	15-25	Rasen, Stauden, Kleingehölze	60-70
	25-50	Rasen, Stauden, Sträucher	70-90
	> 50	Rasen, Stauden, Sträucher, Bäume	> 90

Eigene Untersuchungen unseres Unternehmens bestätigen diese allgemeingültigen Zahlen und belegen außerdem, daß das Retentionsvermögen eines Gründaches mit abnehmender Neigung steigt (Abb. 1).

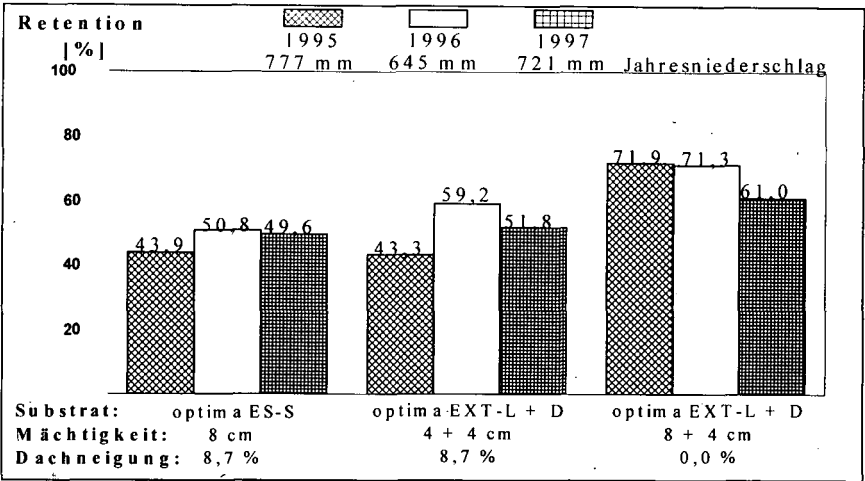


Abb. 1: Regenwasserretention als Anteil des jährlichen Niederschlages 1995 - 1997 auf extensiv begrünten Versuchsdachparzellen in Abhängigkeit unterschiedlicher Substrataufbauten und -mächtigkeiten, spezieller optima-Substratqualitäten sowie Dachneigungen. Standort Tornesch, optima-Zentrale Nord.

Lebensraumfunktion des Bodens:

Begrünte Dächer müssen wegen ihrer exponierten Lage und wegen der begrenzten Substratmächtigkeiten generell als Extremstandorte für Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen angesehen werden. Betroffen sind v.a. die Standorteigenschaften Temperatur, Wind und Wasser. Aufgrund ihrer isolierten Lage zum Umland sind begrünte Dächer meist als Inselbiotope anzusehen. Einige Arten haben, insbesondere bei geringen Substratmächtigkeiten, lediglich temporären Charakter; wenn sie im Winter durchfrieren, ohne daß - wie im gewachsenen Boden - frostfreie Rückzugsräume vorhanden sind. Wegen dieser extremen Standortbedingungen haben es die Arten nicht leicht, sich auf dem Dach zu etablieren. Für Tiere sind folgende Besiedlungswege typisch [MANN, 1996]:

- Nahrungssuche über den Luftweg (Schmetterlinge, Bienen, Wespen etc.)
- Nahrungssuche vom gewachsenen Boden aus (Asseln, Schnecken etc.)
- über Substrat und Pflanzballen (Würmer, Käfer etc.)
- Schwärmverhalten (Blattläuse, Ameisen etc.)
- als „Luftplankton“ (Milben, Spinnen etc.)

Trotz dieser erschwerten Bedingungen entwickeln sich auf dem Gründach typische Biozönosen, die z.B. hinsichtlich der Fauna um so artenreicher sind, je intensiver die Dachbegrünung ist. Untersuchungen zur Dominanz von Tiergruppen bei einer typischen Intensivbegrünung [MANN; 1998] ergaben einen hohen Anteil von Ameisen (36%) und Asseln (34%), aber auch nennenswerte Anteile von Fluginsekten (8%), Spinnen (7%), Schnecken (5%), Tausend- und Hundertfüßlern (4%), Käfern (3%) sowie wenige Zikaden, Wanzen und Insektenlarven (jeweils ca. 1%).

5. LITERATUR:

LIESECKE, H.-J., (1998): Das Retentionsvermögen von Dachbegrünungen. Stadt und Grün, 47 (1), 46-53.
MANN, G., (1996): Die Rolle begrünter Dächer in der Stadtökologie - Welche Möglichkeiten bieten Dachbegrünungen als Lebensraum für Tiere? - Biologie in unserer Zeit, 26 (5), 292 - 299.
MANN, G., (1996): Lebensraum Gründach. DDH-Edition, Band 4 (Gründach), (Sonderpublikation der Zeitschrift DDH - Das Dachdecker-Handwerk, Verlagsgesellschaft Rudolf Müller GmbH, Köln).

Rahmenbedingungen für Grenzwerte im nichtstofflichen Bodenschutz

von

SCHWEIKLE, V.

1. Einleitung

Menschen benötigen zum Leben, Bauen, Bekleiden und Heizen auf Flächen zu erzeugende pflanzliche Produkte und darauf basierend z.T. tierische Produkte, die auf Verkehrswegen mit Verkehrsmitteln zu Verarbeitungsorten, letztlich zu Wohnorten transportiert werden müssen. Zum Bau von Wohnungen, Verarbeitungseinrichtungen, Verkehrswegen, Verkehrsmitteln, Arbeitsgeräten usw. müssen Rohstoffe abgebaut werden. Zum Trinken wird Wasser erschlossen. Abfälle fallen an und müssen entsorgt werden. Die Umgebung soll schön sein und Spielmöglichkeiten bieten. All diese Bedürfnisse gibt es sowohl in einer Subsistenzwirtschaft, als auch in einer hochtechnisierten, arbeitsteiligen Volkswirtschaft. Aus den Lebensabläufen von Menschen lassen sich also folgende Bodennutzungen (bzw. Funktionen) ableiten:

- Erhalt von Pflanzen- und Tierarten und deren Lebensraum
- Produktion von Pflanzen zur Ernährung von Mensch und Tier als technische Rohstoffe
- Erstellung von Hoch- und Tiefbauten
- Entsorgung von Abfall, Abwasser und Abgas
- Neubildung von Grundwasser; Strömungswiderstand für Hangzugwasser
- Rohstoffentnahme
- (- Archiv der Landschaftsgeschichte, die allerdings für jede Fläche zutrifft)

Eigenschaften von Bodennutzungen. Sie:

- wechseln kleinflächig,
- können miteinander kombinierbar sein,
- können voneinander abhängig sein,
- können sich ausschließen,
- können ineinander überführt werden,
- sind umweltabhängig, d.h. von natürlichen, technischen, wirtschaftlichen, rechtlichen und individuellen Rahmenbedingungen (und da diese nicht konstant sind) auch zeitabhängig.

2. Problematik von Grenzwerten

2.1 Abstimmung zwischen Bodennutzungen

Alle Bodennutzungen sind elementare menschliche Bedürfnisse, sind deshalb auch gleich wichtig und bedürfen keiner Begründung. Die nachhaltig bestmögliche Nutzung von Landschaften wäre die maximal erreichbare, nachhaltige Befriedigung aller Ansprüche. Daraus folgt, daß:

a) der Lebensraum

- in seinem stofflichen Bestand (Klima, Gestein, Relief, Bodenformen, Flora, Fauna und Bodennutzung),
 - in seinen Stoffflüssen nach Menge, Art und Richtung und
 - in seiner Reaktion darauf bekannt sein muß,
- wozu jeweils regelmäßig fortzuschreibende Inventuren notwendig sind.

b) Größe, Lebensqualität und deren Dauer von Populationen (auch Menschen!) festgelegt werden müssen, was bedeutet, daß die Nutzungsdauer von Lagerstätten: Boden, Erze, Mineralien, Wasservorräte, Luft usw. bestimmt werden muß.

Es bedeutet aber auch, daß auf Basis von a) und b) landschaftsgebundene Nutzen-Kosten-Kalkulationen zu erstellen sind (Flächen, die dem Artenerhalt gewidmet sind, sind durch Kosten gekennzeichnet, die dem Verzicht von Gewinnen bei anderweitiger Nutzung entsprechen. Sie entsprechen den Kosten von Museen). Da sich Nutzungsziele und Kosten jeweils durch technischen Fortschritt u.ä. verändern, also nicht vorhersagbar sind, ist eine kontinuierliche Anpassung notwendig. Eine weitere Folge der o.a. Punkte ist, daß Nutzungs-/Entschädigungsansprüche in und zwischen politischen Einheiten immer vertreten und befriedigt werden müssen, weil vom Menschen geschaffene oder veränderte Stoffflüsse nicht an politische Grenzen gebunden sind.

Damit Menschen sich sachgerecht verhalten, ist notwendig, daß Verantwortung übernommen werden muß. D.h. jede politische Einheit muß ihre Verluste selber tragen und sei es bis zum Ruin. Verluste dürfen nicht auf höherrangige politische Einheiten übertragen werden.

2.2 Bodenerosion

In der allgemeinen Bodenabtragsgleichung mit dem tolerierbaren Abtrag

$$A \text{ (t/ha} \cdot \text{a)} = \rho_b \cdot (z_0 - z_1) \cdot t^{-1} = R \cdot L \cdot S \cdot K \cdot C$$

(ρ_b = Raumgewicht, z_0/z_1 = Anfangs-/Endmächtigkeit eines Bodens) t = Zeit in der $z_0 - z_1$ erodiert wird, wobei z_1 die Grenzmächtigkeit wäre unterhalb derer eine Nutzungsänderung notwendig wird,

R = Regen-, LS = Relief-, K = Boden- und C = Nutzungsfaktor)

z_0 bzw. z_1 sind Standortseigenschaften unter anderen (z.B. Klima, sonstige Bodeneigenschaften).

t muß als Abschreibungszeit festgelegt werden.

Eine Bodenneubildung durch chemische Verwitterung ist nicht möglich, wenn durch Düngung die Säureneutralisationskapazität erhöht wird.

2.3 Bodenverdichtung

Bodenverdichtung behindert die Sickerung, die Durchwurzelung und die Sauerstoffversorgung von Wurzeln, die Sauerstoff nicht über den Sproß transportieren können.

Im einzelnen:

- **Sickerung**

10 % Poren mit $\geq 50 \mu\text{m}$, 2 m Sickertiefe und einer Tortuosität von $\sqrt{3}$ ergeben eine Sicker-/Infiltrationsrate von 8 mm/h, die auch hohe, in Mitteleuropa typische Niederschlagsintensitäten „verdaut“.

- **Wurzelwachstum (mechanisch)**

Wurzeln benötigen zum Wachsen Poren $\geq 12 - 20 \mu\text{m}$. Der durchwurzelbare Raum sollte je m^2 bei einer Wahrscheinlichkeit von 20 Tagen Trockenheit in der Vegetationszeit und einer Evapotranspirationsrate von 3 mm/d 40 l betragen. Eine weitergehende Bodenbewertung ist ohne Rücksicht auf Klima und Pflanze nicht möglich.

- **Wurzelwachstum (physiologisch)**

Wurzeln benötigen zum Wachsen Sauerstoff, der für die meisten mitteleuropäischen Kulturpflanzen diffusiv im Luftvolumen von Böden angeliefert werden muß. Das Mindest-Luftvolumen in frei drainierenden Böden bilden Poren $\geq 50 \mu\text{m}$. Für zeitkonstante CO_2 -Strömungsraten gilt:

$$\frac{D_0 \cdot t_0 \cdot f_a}{\beta} \cdot \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} = S$$

D_0 = Diffusionskonstante in Luft $\approx 0,2 \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$

t_0 = Tortuosität $\approx \sqrt{2}$ bis $\sqrt{3}$

f_a = Luftvolumen im Boden

S = CO_2 -Produktion ≈ 2 bis $6 \cdot 10^{-7} \text{ mg CO}_2 \cdot \text{cm}^{-3}$

β = Umrechnungsfaktor Partialdruck in Konzentration von CO_2

c = CO_2 -Konzentration

z = Bodentiefe

Deutlich ist, daß die CO_2 -Abfuhr aus dem Wurzelraum (maximal 50 cm bei annualen Pflanzen) abhängig ist von der Wurzelentwicklung (abgeschlossen in etwa zur Blüte) und dem Bodenwasserhaushalt während der Vegetationsperiode, d.h. also auch von klimatischen Faktoren.

3. Literatur

Bolt, G. H. (1966): Basic elements of soil chemistry and physics, part II soil physics. Post-graduate training programme. University of Wageningen.

Hillel, D. (1980): Fundamentals of soil physics. Academic Press. New York.

Kutschera, L. (1960): Wurzelatlas. DLG-Verlag. Frankfurt.

Schlichting, E. (1986): Funktion und Gefährdung von Böden in verschiedenen Ökosystemen. In: Deutscher Rat für Landespflege, Heft 51, Bodenschutz, Seite 26 - 34.

Straßburger, E. und Mitarb. (1991): Lehrbuch der Botanik. Fischer-Verlag. Stuttgart.

Wischmeier, W. H. and D. D. Smith (1978): Predicting rainfall erosion losses. Agriculture handbook No 537. USDA. Washington D.C.



Stufenweise Indikation der Bodenverdichtung und der Bodenerosion zur Ableitung von Handlungszielen

von

FRIELINGHAUS, M., MÜLLER, L.

Bodenerosion und Bodenschadverdichtungen sind Prozesse, die den Stoffhaushalt von Landschaften nachweislich stark beeinflussen. Einerseits treten erhebliche Veränderungen der Bodenprofile auf den Flächen selbst auf und damit können diverse Bodenfunktionen nachhaltig geschädigt werden, andererseits werden Sedimente und Schadstoffe in benachbarte oder weiter entfernte Ökosysteme transportiert und die verschiedenen Bodenfunktionen. Wenngleich die Auswirkungen in Mitteleuropa geringer als in vielen anderen Klimagebieten der Welt sind, müssen effiziente Schutzmaßnahmen ergriffen werden, weil das System Boden nicht unbegrenzt belastbar ist, ohne Einbußen an seiner nachhaltigen Fähigkeit zur Multifunktionalität zu erleiden. Beim Überschreiten der Belastbarkeit sind irreversible Degradierungserscheinungen zu erwarten. Auch Gewässer oder andere betroffene Biotope können bereits durch einen einmaligen erosionsbedingten Stickstoff-, Phosphor- oder Pflanzenschutzmittelschub nachhaltig in ihrem Millieu verändert werden.

Ausgehend von den Rahmenbedingungen der Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages für den Schutz der Ressource Boden (KONZEPT NACHHALTIGKEIT, 1997) wurden Bodenqualitätsziele und Handlungsziele zum Bodenschutz formuliert und Vorschläge zur Bewertung standörtlicher und nutzungsbedingter Risiken erarbeitet. Die Handlungsziele: Schutz des Bodens vor Wassererosion, Winderosion und Schadverdichtungen wurden einer Analyse unterzogen. Vorhandene Möglichkeiten der **indirekten Indikation von Bodenbelastbarkeit und Bodenbelastung** sowie der **direkten Indikation des Bodenzustandes** wurden untersucht. Es hat sich gezeigt, daß zunächst der indirekten Indikation (Belastung und Belastbarkeit) der Vorrang zu geben ist, da über diese Vorgehensweise flächendeckend für größere Gebiete Gefahrenpotentiale aufgezeigt werden können. Die verfügbaren Daten sind für eine Abschätzung potentieller Risiken der Wasser- und der Winderosion sowie der Schadverdichtungen mehr oder weniger geeignet. Die direkte Indikation und Kontrolle des Bodenzustandes hinsichtlich seiner aktuellen Funktionalität oder dem Grad der eingetretenen Schädigungen bleibt der nachgeordnete Schritt für Gebiete mit sehr starker potentieller Belastung und geringer Belastbarkeit. Eine Belastungsindikation kann auch zukünftig erst bei Kenntnis der standörtlichen Gefährdung als wirksame Entscheidungsgrundlage für Maßnahmen effizient eingesetzt werden.

Der Entwicklungsstand und die Anwendbarkeit des Bodenindikatorsystems ist sehr unterschiedlich und muß forschungsmäßig weiter bearbeitet und vervollständigt werden. Trotzdem können bereits für bestimmte Handlungsziele regionsspezifisch Entscheidungshilfen angeboten werden.

Ein mögliches, sehr einfaches Schema zur **Bewertung von Belastbarkeit und Belastung** und damit zur Beurteilung einer Gefährdung der Bodenqualität wird in der Übersicht 1 dargestellt. Die **indirekte Indikation** der Standortbelastbarkeit und der Belastung durch die jeweilige, im vorliegenden Zusammenhang agrarischen, Landnutzung läßt Schlußfolgerungen für den Grad der Vorsorge zu. In den Fällen, in denen Bodenqualitätsziele nicht nachhaltig gesichert werden können oder ein Verdacht auf schädlicher Bodenveränderungen oder eine Beeinträchtigung der Umwelt vorliegt, muß eine flächenscharfe **direkte Indikation** erfolgen. Nach dem Konzept der „critical load inputs“ (Jahresgutachten, 1994) können zur Ableitung effizienter Schutzmaßnahmen auch Belastbarkeitsgrenzen für den nichtstofflichen Bodenschutz angewendet werden, die allerdings noch nicht für alle relevanten Bodenparameter vorhanden sind.

Nachfolgend wird für einzelne Indikationssschritte der Wassererosionsgefährdung und der Schadverdichtung die Vorgehensweise für das nordostdeutsche Tiefland (Brandenburg und Mecklenburg- Vorpommern).

1. Schritt: Indirekte Bewertung: Gefährdungspotential der Standorte und der Landnutzung

Bewertungsmethode	Datengrundlagen	Geländearbeit/Laboranalysen	Bemerkungen
Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung MMK (Lieberoth et al., 1983)*	Substrat- und Neigungsflächentypen der MMK-Datenbanken	Datenbanken vorhanden	potentielle Gefährdung in 5 Klassen qualitative Risikoabschätzung großer Räume, keine Aussagen auf Schlägebene möglich, Anwendung auf ostdeutsche Bundesländer beschränkt, Weiterentwicklung der Methode nach Deumlich und Thiere (1996)
Wassererosionsgefährdung nach Daten der Bodenschätzung (Frielinghaus et al., 1994)*	Bodenschätzungskarten, Topografische Karten	Nachkorrektur über Musterstücken und Kartierung	potentielle Gefährdung in 5 Klassen qualitative Bewertung kleiner Einheiten, kleinste Bewertungsebene ist Schlag bzw. Teilschlag
Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung MMK, präzisiert durch Technologische Vergleichsstufen (THIERE et al., 1991)	Substratflächentypen der MMK, präzisiert mit den Unterlagen der KA4 und den Unterlagen der Bodengruppen der Düngungsberatung (PETELKAU et al., 1998)	Datenbasen vorhanden	Zuordnung der Brandenburger Böden zu SchadVerdichtungsGefährdungsklassen (SVGK) als G Grundlage der Karte „Verdichtungsgefährdung der Böden Brandenburgs“

Als aussichtsreichster Indikator zur Bewertung der Landnutzung wird die Bodenbedeckung angesehen, für deren Ermittlung moderne Verfahren eingesetzt werden können.

Bewertungsmethode	Datengrundlagen	Geländearbeit/Laboranalysen	Bemerkungen
Bewertungsmatrix für Bodenbedeckung (Frielinghaus et al., 1997)*	Landnutzungskarten, Anbauinformation PC, Luftbilder, Satelliten-szenen	Betriebserhebung und ergänzende Bonituren	Bewertung der Bodenbedeckung durch Landnutzung in 3 Klassen der einzelnen Fruchtarten und Anbaufolgen nach 5 Kriterien, in Kombination mit potentiell ermittelter Gefährdung aktuelle Gefährdungsbestimmung, Monitoring über Satelliten wird z. Z. geprüft
Bewertungsmatrix für Lasteneinträge verschiedener Fruchtarten und Anbausysteme (Überrollhäufigkeit, Fahrzeugparameter) nach Petelkau et al. (1998)	Spezielle Software für die Anwendung auf PC, steht ab Sommer 1999 zur Verfügung	Betriebserhebungen und Fahrzeugparameter	Den Gefährdungsklassen werden zulässige Belastungen und Belastungsgrenzwerte zugeordnet

Zugrunde liegen für die Bewertung der Bodenbedeckung 10jährige Versuchsergebnisse, in denen 50 % Bodenbedeckung durch Pflanzen oder >2t Trockenmasse aus Pflanzenrückständen als wirksamer Schutz der Bodenoberfläche angesehen werden (Frielinghaus et al., 1997b).

Der Bewertungsmatrix für Lasteinträge liegen ebenfalls langjährige Untersuchungen auf Sandstandorten sowie Kompressions und Scherkraftmessungen zugrunde (Dürr et al., 1995)

Aus der indirekten Bewertung (Schritt 1 und Schritt 2) kann eine Gesamtbewertung des Gefährdungspotentials als Entscheidungshilfe für den Vollzug abgeleitet werden. Der Einschätzung der erforderlichen Schutzstufe entsprechend können Maßnahmen aus vier Komplexen zugeordnet werden (Frielinghaus, 1997c).

Bei höheren Gefährdungspotentialen, wenn ein Verdacht auf schädliche Bodenveränderungen oder Offsiteschäden vorliegt, muß eine direkte Indikation vorgenommen werden.

2. Schritt: Direkte Bewertung beim Verdacht auf eine schädliche Bodenveränderung

Bewertungs-methode	Datengrund-Lagen	Geländearbeit/Laboranalysen	Bemerkungen
DVWK-Kartieranleitung (1996)*	Topografische Karten, digitale Höhenmodelle	Geländeerhebung	Schadenserfassung erlaubt gute regionsspezifische Erhebung von Schäden und Formen sowie Austrägen in Gewässer oder Nachbarbiotope, Datenbankaufbau möglich, Mengenschätzung möglich, nicht für sehr große Gebiete geeignet
Profilverkürzungen, Parameterveränderung (Ansprache nach der KA4)*	Luftbilder Datenbank PRODAT Catenatypisierung (Frielinghaus et al, 1994)*	Geländeerhebungen	Parameter- und Profilbeprobung und flächenhafte Zuordnung erlaubt exakte Zuordnung der Bodendegradierung, Datenbankaufbau möglich, Schlagkarten Voraussetzung
Trockenrohdichte	DIN-Norm	Geländeerhebungen	Geeignet für sandige und lehmige Böden
Durchdringungs-widerstand (Penetration)	Methodenbeschrei-bung	Geländeerhebungen	Geeignet für sandige Böden im Zustand der Frühjahrsfeuchte
Luftdurchlässigkeit (pneumatische Leitfähigkeit)	Methodenbeschrei-bung	Geländeerhebungen	Geeignet für alle Böden
Strukturbonitur nach WERNER und THÄMERT (1989)	Methodenbeschrei-bung	Geländeerhebungen	Geeignet für tonreiche Böden

Zusammenfassung

- Bodenerosion und Bodenschadverdichtung sind regionsspezifisch zu beurteilen und zu bekämpfen, da die verursachenden, auslösenden und verstärkenden oder vermindernenden Faktoren an den einzelnen Standorten sehr unterschiedlich zusammenwirken und zu differenzierten Formen führen können. Die Nichtbeachtung dieser Standortspezifität hat zu einer Unterschätzung der Gefahr für den Boden und die Umwelt geführt.
- Durch eine kritische Bewertung von flächeninternen Folgen für die ökologischen Bodenfunktionen sowie der flächenexternen Folgen für Gewässer und Grundwasser oder

benachbarte Ökotope bis hin zu diffusen Einträgen von Schadstoffen in Nord- und Ostsee und das Schwarze Meer wird eine reellere Einschätzung der Bodenerosion und der Bodenschadverdichtung im Landschaftsstoffhaushalt möglich.

- Dringend benötigt wird eine nachvollziehbare Indikation der Gefährdung als Teil der Umweltindikation sowie eine adäquate Bewertung der Folgen beider Phänomene durch die Einbeziehung in ein System von Umweltqualitätszielen.
- Die zur Zeit angewendeten Modelle zur Risikoabschätzung sind nicht für alle Standorte zufriedenstellend, werden häufig über ihre vorgeschriebenen Rahmenbedingungen hinaus angewendet und führen dann zu einer Fehleinschätzung. Vorgeschlagen werden regionalspezifische Abschätzungen zur auf der Basis verfügbarer Standortdaten.
- Großer Wert sollte auf eine sehr genaue Bewertung der durch die Landnutzung hervorgerufenen Bodenbelastung gelegt werden. Auch hierzu sind einfache, reproduzierbare Methoden wie die Bodenbedeckung oder der Lasteintrag durch Mechanisierungsmittel innerhalb von Anbausystemen vorhanden und sollten stärker in die Beratung der Landwirte einbezogen werden.
- Das vorgeschlagene Stufenkonzept der Risikoabschätzung (Beispiel Bodenerosion und Schadverdichtung) beruht also auf der Indikation der potentiellen Gefährdung (Belastbarkeit) auf der Basis vorhandener Datenbanken, der Präzisierung der zu erwartenden Transportpfade durch Verwendung von Höhenmodellen Landnutzungsaufnahmen und einer präzisen Ermittlung und Bewertung der Belastung durch die Landnutzung über den Faktor Bodenbedeckung und Bodenbefahrung.
- Die parzellenscharfe aktuelle Indikation bereits eingetretener Bodendegradierungen muß auf der Basis von Schadens-kartierungen oder durch den Vergleich gemessener Bodenparameter mit den Normwerten (Indikation der Degradierung) vorgenommen werden.
- Fazit ist, daß die Prozesse der Bodenerosion und der Bodenschadverdichtung räumlich und zeitlich stark variieren und daraus sehr differenzierte Gefahrenpotentiale für den Landschaftsstoffhaushalt resultieren. Da eine zufriedenstellende Beschreibung der multikausalen Zusammenhänge als Voraussetzung für eine Risikoabschätzung für Landschaften in absehbarer Zeit nicht zur Verfügung stehen wird, muß vorläufig ein auf Expertenwissen basierender zielorientierter Weg beschritten werden, da Entscheidungshilfen für den Vollzug (Vorsorge, Sanierung) des Bundesbodenschutzgesetzes unmittelbar benötigt werden.

Referenzen:

- Frielinghaus, Mo.; Müller, L., Schrade, A., Bachinger, J., Werner, A. et al.** (1997a): Maßstäbe bodenschonender landwirtschaftlicher Bodennutzung - Erarbeitung von Beurteilungskriterien und Meßparametern als Grundlagen für fachliche Regelungsansätze. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Bodenschutz. Bericht zum Teil 1 des Forschungsvorhabens Nr. 10702009 des Umwelt-Bundesamtes. Berlin. 1997
- Frielinghaus, Mo.; Höflich, G.; Joschko, M.; Rogasik, H.; Schäfer, H.** (1997b): Auswertung eines Langzeitexperimentes zur konservierenden Bodenbearbeitung von Sandböden und Einschätzung des Erfolgs. Arch.- Pfl. Boden. Vol. 41. S.383 - 402
- Frielinghaus, Mo. et al.** (1997c): Merkblätter zur Bodenerosion in Brandenburg. ZALF-Bericht Nr. 27. Müncheberg.
- Jahresgutachten**, 1994: Welt im Wandel: Die Gefährdung der Böden. Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung. Globale Umweltveränderungen. Economica Verlag. Bonn
- Konzept Nachhaltigkeit**, (1997): Fundamente für die Gesellschaft von morgen. Zwischenbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt - Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung“ des 13. Bundestages. / [Hrsg.: Deutscher Bundestag, Referat Öffentlichkeitsarbeit, Bonn].
- Thiere, J., Altermann, M., Lieberoth, I. und Rau, D.**: „Zur Beurteilung landwirtschaftlicher Nutzflächen nach technologisch wirksamen Standortbedingungen. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., Berlin 35 (1991) 3, 171-183.

Erosionsschutz durch modellgestützte Beratung und Planung

von

SCHMIDT, J., von WERNER, M.

1 Einleitung

Die Nutzung der Böden, insbesondere durch die Landwirtschaft, zwingt dazu, die natürliche Pflanzendecke zu beseitigen und durch Kulturpflanzen zu ersetzen. Damit wird der Schutz der Böden vor dem unmittelbaren Angriff von Wind und Wasser - wenn nicht gänzlich aufgehoben - so doch zumindest zeitweise unterbrochen. Bodenerosion als Folge dieses anthropogenen Eingriffs führt zu irreversiblen Bodenverlusten, was neben der langfristigen Degradierung der Kulturböden eine erhebliche zusätzliche Belastung der Vorfluter mit Sedimenten und partikelgebundenen Nähr- und Schadstoffen nachsichzieht.

Aufgrund der Vielzahl der Einflußgrößen sind flächendifferenzierte Aussagen zum Ausmaß der Erosion nur schwer zu gewinnen. Dies gilt insbesondere für intensiv genutzte ländliche Einzugsgebiete, weil hier die Erosionsdisposition der Nutzungspartellen bedingt durch die unterschiedliche Bewirtschaftung zeitlich und räumlich stark variiert.

Das Zusammenwirken der zahlreichen Einzeleinflüsse kann letztlich nur durch ein mathematisches Simulationsmodell abgebildet werden. Zur Anwendung eines solchen Modells (EROSION 2D/3D) in der der landwirtschaftlichen Beratung und Planung existieren inzwischen mehrjährige Erfahrungen. Hierüber wird im folgenden berichtet.

2 Konzeptionelle Grundlagen

Das Modell EROSION 2D/3D (Schmidt, J. 1996a) wurde von vornherein für praktische Anwendungen in der Umwelt- und Landwirtschaftsverwaltung konzipiert und schließt damit die bisher bestehende Lücke zwischen praxisfernen, primär forschungsorientierten Erosionsmodellen und einfachen, rein empirischen Schätzformeln (USLE/ABAG). Es zeichnet sich insbesondere aus durch

- ereignisbasierte Prozeßbeschreibung
- Prognose von on-site und off-site Effekten (Erosion/Deposition, Sediment- und Stoffeintrag in Oberflächengewässer)
- hohe räumliche und zeitliche Auflösung
- Prognose von Langzeiteffekten
- wenige, flächenhaft verfügbare Eingabeparameter
- einfache Handhabung (graphische Benutzeroberfläche, Hilfsfunktionen)
- Übertragbarkeit.

Das Modell bildet die Einflüsse der Bodennutzung und -bearbeitung auf das Ausmaß der Erosion als Funktion der folgenden, zeitlich veränderlichen Größen ab:

- Lagerungsdichte
- Gehalt an organischer Substanz
- Erosionswiderstand
- Oberflächenrauigkeit
- Bedeckungsgrad.

Als feste, von der Bearbeitung unbeeinflusste Materialeigenschaft der Böden geht außerdem die Körnung in das Modell ein.

Auf der Ausgabeseite liefert das Programm farbige Rasterkarten oder 3D-Blockbilder. Für jedes beliebige Rasterelement können weitere Detailinformationen abgerufen werden, u.a.: Gesamtabfluß, Nettoaustrag, Sedimentkonzentration im Abfluß, Korngrößenverteilung des Sediments etc.. Der Einzugsgebietsaustrag kann ereignisbezogen oder auch als langjähriges Mittel berechnet werden.

3 Anwendung

Die Anwendung des EROSION 2D/3D Simulationsmodells richtet sich bisher vor allem auf folgende Problembereiche: Einzelgutachten in Schadensfällen, Flurbereinigungs- und Bauungsvorhaben, Planung von Schutzzonen (Schmidt, J. 1996b). Darüberhinaus ist das Modell ein Instrument der landwirtschaftlichen Beratung.

Tab. 1 gibt einen Überblick über die unterschiedlichen Anwendungsvarianten. Im Zusammenhang mit Planungsvorhaben gilt es zunächst, das Erosionsgeschehen unter den aktuellen Nutzungs- und Bewirtschaftungsbedingungen abzubilden. Die Simulationsrechnungen stützen sich dabei auf ein Referenzjahr, das die mittlere Häufigkeit und Verteilung erosionswirksamer Regenereignisse wiedergibt. Eine solche „Ist-Stands-Analyse“ erlaubt u.a. die Identifikation von Flächen, die unter den gegenwärtigen Nutzungs- und Bewirtschaftungsbedingungen in besonderem Maße der Erosion unterliegen und deshalb besonderer Schutzmaßnahmen bedürfen. Darüberhinaus liefert die Ist-Stands-Analyse Hinweise auf Off-Site-Schäden - insbesondere zum Eintrag von Partikeln und partikelgebundenen Schadstoffen in das Gewässernetz. Für die Planung und Bemessung von Schutzmaßnahmen bedarf es dann allerdings einer auf extreme Einzelereignisse bezogenen Simulation. Je nachdem welche Nutzungs- und Bewirtschaftungsbedingungen hierbei unterstellt werden, sprechen wir von einer „Worst-Case-“ bzw. „Best-Case-Simulation“. Durch auf diese Simulationen aufsetzende Optimierungsrechnungen können beispielsweise Uferrandstreifen oder auch Wege- und Entwässerungssysteme so ausgelegt werden, daß sie auch unter extremen Bedingungen (z.B. 10jähriges Extremereignis) wirksamen Schutz bieten. In Abb. 1 sind die Ergebnisse einer Worst-Case und einer Best-Case Simulation für 11 Teilgebiete im Einzugsgebiet der Talsperren Klingenberg und Lehmühle (Osterzgebirge) gegenübergestellt. Wie man hieraus erkennt, kann die Erosion durch konservierende Bewirtschaftungsverfahren um Größenordnungen reduziert werden.

Der Schwerpunkt der Anwendung des EROSION 2D/3D Modells liegt bisher in Sachsen. Hier wurde das Modell für folgende Anwendungsbereiche erprobt:

- Bodenschutz (Landesamt für Umwelt und Geologie)
- Gewässerschutz (Landestalsperrenverwaltung)

- landwirtschaftliche Beratung (Landesanstalt für Landwirtschaft und nachgeordnete Ämter für Landwirtschaft)
- ländliche Neuordnung/Flurbereinigung (Amt für ländliche Neuordnung)
- Bauleitplanung (Gemeinde Leukersdorf/Pfaffenhain, Stadt Dresden).

Die genannten Anwendungen addieren sich flächenmäßig etwa 550km². Soweit Vergleichsdaten zum Stoffeintrag vorlagen (z.B. für die einige Talsperren) ergab sich unter Berücksichtigung der Genauigkeit der Eingabegrößen eine gute Übereinstimmung der Modellrechnungen mit den gemessenen Werten.

Tab. 1: Anwendungsvarianten für Simulationsrechnungen mit dem Bodenerosionsprognosemodell EROSION 2D/3D

Anwendung	Nieder-schlag	Topogr., Boden,	Nutzung	Bewirt-schaftung	Fruchtart	Phäno-logie
Schadensereignis	konkretes Einzelereignis	aktuell (räumlich differenz.)	aktuell (räumlich differenz.)	aktuell (schlagbezogen)	aktuell (schlagbezogen)	aktuell
Ist-Stands-Analyse	regio. typ. Referenzjahr/Extremereig.	aktuell (räumlich differenz.)	aktuell (räumlich differenz.)	aktuell (schlagbezogen)	aktuell (schlagbezogen)	ereignis- und fruchtartenabhängig
Worst Case/ Best Case	regio. typ. Extremereignisse, Bemessungsregen	aktuell (räumlich differenz.)	aktuell (räumlich differenz.)	konvent./ konserv.	empfindlichste Art (z.B. Mais, Zuckerrüben)	ereignis- u. fruchtartenabhängig
Varianten/ Szenarien/ Optimierung	regio. typ. Referenzjahr/ Extremereig.	aktuell (räumlich differenz.), geplant	aktuell (räumlich differenz.), geplant, historisch	konven., konserv., keine	aktuell (schlagbezogen), empfindlichste Art, geplant	ereignis- u. fruchtartenabhängig

4 Literatur

SCHMIDT, J. (1996a): Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geneigter landwirtschaftlicher Nutzflächen. Berliner Geographische Abhandlungen, H. 61

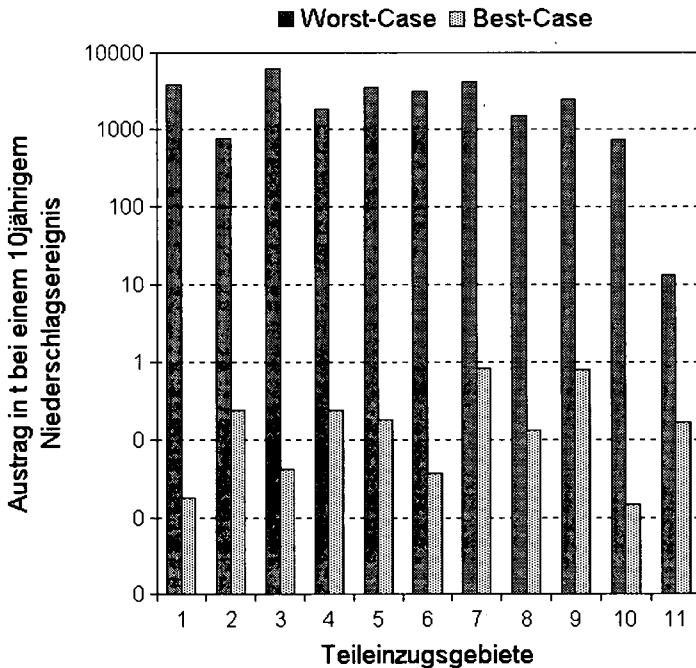


Abb. 1: Vergleich der berechneten Austräge für 11 Teileinzugsgebiete der Talsperren Klingenberg und Lehmühle (Osterzgebirge) jeweils für „Worst-Case-“ und Best-Case-“Bedingungen

SCHMIDT, J. (1996b): Anwendung des Modells EROSION 2D im Rahmen bodenschutzorientierter Planungsvorhaben. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Prognose von Bodenerosion. Karlsruhe

SCHMIDT, J., MICHAEL, A. & v.WERNER, M. (1996): Gewässerbelastung durch erosionsbedingte Stoffeinträge (Bsp. TS Saidenbach). In: HÄNSEL, C. (Hrsg.): Gewässer und ihre Einzugsgebiete. Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Band 58, Heft 4

SCHMIDT, J. & v. WERNER (1996): Räumliche Modellierung der Bodenerosion und des partikelgebundenen Schadstofftransportes mit dem Programmsystem EROSION 3D. Arb.-H. Geologie 1/1996 (Hrsg.: Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung)

SCHMIDT, J., v. WERNER, M., Michael, A. & SCHMIDT, W. (1997) EROSION 2D/3D - Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Hrsg.: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

Schutzmaßnahmen gegen Wassererosion in Sachsen im Sinne guter fachlicher Praxis

von

SCHMIDT, W:

1 Einleitung

In Sachsen sind rund 450 Tsd. ha Ackerfläche (entsprechend rund 60 % der gesamten Ackerfläche) durch Wassererosion sowie rund 150 Tsd. ha Ackerfläche (entsprechend ca. 20 % der Ackerflächen) durch Winderosion bedroht und in Teilen jährlich betroffen. Dies gilt sowohl für mit Mais und Zuckerrüben, aber auch für mit Winterraps bzw. Wintergetreide auf konventionelle Art und Weise frisch bestellte Ackerschläge. Die damit verbundenen, oftmals beträchtlichen on- und off-site-Schäden machen die umfassende Anwendung von Schutzmaßnahmen gegen Wasser- und Winderosion dringend erforderlich. Handlungsbedarf ergibt sich auch aus dem Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG), nach dem Bodenerosion möglichst zu vermeiden ist (§ 17 des BBodSchG). Da auch zukünftig in Sachsen die ackerbauliche Nutzung von Flächen überwiegen wird, stehen durch den Landwirt sofort bzw. kurz- und längerfristig anwendbare, gleichzeitig flächenhaft wirkende acker- und pflanzenbauliche Erosionsschutzmaßnahmen im Vordergrund der landwirtschaftlichen Fachberatung zur Minderung bzw. Verhinderung von Wasser-, aber auch von Winderosion. Die hierbei empfohlenen Maßnahmen werden nachfolgend, auch unter dem Gesichtspunkt der guten fachlichen Praxis im Sinne des BBodSchG, in ihrer Wirksamkeit erläutert. Gleichzeitig wird ihr gegenwärtiger Anwendungsumfang in Sachsen dargestellt.

2 Empfohlene Schutzmaßnahmen

Angesichts des Ausmaßes des Erosionsproblems werden für die Gesamtheit der erosionsgefährdeten Ackerflächen Sachsens die umfassend und konsequent im Fruchtfolgeverlauf durchgeführte konservierende Bodenbearbeitung in Verbindung mit Strohdüngung, Zwischenfruchtanbau und Mulchsaat durch die landwirtschaftliche Fachberatung empfohlen. Hierbei werden, im Rahmen des Förderprogrammes Umweltgerechte Landwirtschaft des Landes Sachsen, Zwischenfruchtanbau und Mulchsaat gezielt finanziell gefördert. Diese flächenhaft wirkenden, und damit im Hinblick auf die Erosionsminderung bzw. -verhinderung besonders effizienten acker- und pflanzenbaulichen Erosionsschutzmaßnahmen werden durch Hinweise auf die erosionsmindernde Wirkung einer Feldbestellung quer zum Hang bzw. der Vermeidung hangabwärtsgerichteter Fahrspuren ergänzt. Gleichzeitig werden die acker- und pflanzenbaulichen Erosionsschutzstrategien durch Maßnahmen der Ländlichen Neuordnung, wie z. B. die Hang- bzw. Feldunterteilung von geneigten Ackerschlägen mit großen Hanglängen durch querlaufende Gräben, Grünstreifen, Gebüsch- bzw. Windschutzstreifen, eine neue Ackerschlaggestaltung für eine gefahrlose Hangquerbearbeitung uvm., wirksam unterstützt.

3 Datengrundlage

Zur Prüfung der erosionsmindernden bzw. -verhindernden Wirkung von konservierender Bodenbearbeitung und Mulchsaat wurden auf geneigten Ackerflächen u. a. in den sächsischen Naturräumen Mittelsächsisches Lößhügelland (Bodenart Ut4), Westlausitzer Hügel- und Bergland (Bodenart Su3) sowie Erzgebirgsbecken (Bodenart Slu) künstliche Starkregenereignisse erzeugt (Tab. 1). Zum Einsatz kam hierbei eine Beregnungsanlage des Instituts für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe (GERLINGER, 1997), ausgestattet mit 15 Sprinklermodulen mit Flachstrahldüsen (Düsenhöhe über Boden 3 m, Beregnungsfläche 2 m x 22 m). Dabei wurden an den verschiedenen Standorten auf nebeneinanderliegenden Ackerteilstücken der Einfluß von konventionellen (Herbstpflugfurche mit Saatbettbereitung) und konservierenden Bestellverfahren mit Mulchsaat (flache Grundbodenbearbeitung mit Grubber bzw. mit Zinkenrotor, Mulchsaat ohne und mit Saatbettbereitung, z. T. nach dem Anbau abfrierender Winterzwischenfrüchte) auf den Bodenabtrag durch Wasser, den Oberflächenabfluß und die Wasserinfiltration in Abhängigkeit von der Bodenart geprüft. Die Messungen umfaßten zwei Beregnungsdurchgänge (1. Messung = "Trockenlauf", 2. Messung = "Feuchtlauf" mit einer Stunde Unterbrechung, Tab. 1) bei einer Beregnungsintensität von jeweils 40 mm/h. Der Umfang des oberflächlichen Wasserabflusses wurde, nach Einsetzen von Wassererosionsprozessen, in Minutenabstand, die ausgetragene Sedimentmenge in fünfminütigem Rhythmus ermittelt.

Tab. 1: Bodenabträge auf konventionell sowie konservierend und in Mulchsaat bestellten schluff- bzw. sandreichen Ackerflächen in Sachsen (Regensimulationsversuche mit Trocken- und Feuchtlauf in einstündigem Abstand) (Ergebnisse aus dem Bodenerosionsmeßprogramm der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft und des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie 1993 - 1995)

Bodenart	Bodenbearbeitung	Bodenabtrag [t/ha]	
		1. Messung (Trockenlauf)	2. Messung (Feuchtlauf)
Ut4	Pflug, Saatbettkombination	82,80	45,30
	Zinkenrotor	0,15	1,10
Su3	Pflug, Saatbettkombination	0,27	3,21
	Grubber, 1 x Kreiselegge	0,001	0,15
	Grubber, 2 x Kreiselegge	0,002	0,13
Slu	Pflug, Saatbettkombination	0,11	0,66
	Grubber, Sägrubber	0,001	0,015
	Grubber, Direktsägerät	0,00	0,007

Die Abtragungsmessungen belegen (Tab. 1), daß das Ausmaß der Wassererosion durch konservierende Bodenbearbeitung mit Mulchsaat auf schluff- und sandreichen Ackerflächen im Schnitt um 90 %, in einigen Fällen sogar um bis zu 100 % gegenüber konventionellen Anbauverfahren reduziert werden kann (Tab. 1). So betrug der Bodenabtrag auf einer schluffreichen Hangfläche im Sächsischen Lößhügelland (Bodenart Ut4) unter den obengenannten Versuchsbedingungen bei konventionell bestellten Zuckerrüben (3-Blattstadium) bei der 1. Messung (Trockenlauf) 82,8 t Boden/ha gegenüber 0,15 t Boden/ha bei konservierender Bestellung mit Mulchsaat (Bedeckungsgrad 20 %) (Tab. 1). Auf sandreicheren Ackerflächen im Einzugsgebiet des Erzgebirges (Bodenart Slu) bzw. im Westlausitzer Hügel- und Bergland (Bodenart Su3) konnte der Bodenabtrag durch konservierende Bodenbearbeitung mit Mulchsaat (Bedeckungsgrad 10 %) ebenfalls um fast 100 % reduziert werden, wobei sich auf diesen Flächen die absoluten Bodenabträge mit maximal 3,21 t Boden/ha bei konventioneller Bodenbearbeitung bzw. maximal 0,015 t Boden/ha bei konservierender Bodenbearbeitung mit Mulchsaat (Tab. 1) auf einem deutlich niedrigeren Niveau im Vergleich zu den schluffreicheren Parabraunerden bzw. Braunerden aus Löß bewegten.

Die konservierend bearbeiteten Mulchsaatflächen wiesen gegenüber den konventionell bestellten Flächen eine deutlich höhere Wasserinfiltration und einen reduzierten Oberflächenabfluß auf (Daten nicht dargestellt). Der während der Regensimulation nur geringfügige Rückgang der Wasserinfiltrationsrate auf konservierend und in Mulchsaat bestellten Versuchspartellen ist auf eine geringere Verschlammungsneigung dieser Flächen zurückzuführen. Ursache hierfür ist vorrangig die auf den konservierend bestellten Parzellen während des Beregnungsvorganges feststellbare höhere Bodenaggregatstabilität sowie die verschlammungsmindernde Wirkung von auf der Bodenoberfläche auf liegendem Mulchmaterial.

Die Ergebnisse der oben dargestellten Abtragsmessungen bildeten auch die Grundlage für die Einführung des Erosionssimulationsmodells EROSION 2D/3D (SCHMIDT et al., 1997) in Sachsen. Mit EROSION 2D/3D läßt sich auch für andere Standorte Sachsens die erosionsmindernde Wirkung der konservierenden Bodenbearbeitung nachweisen, wie dies in Abbildung 1 am Beispiel eines 10-Jahres-Niederschlagsereignisses dargestellt ist.

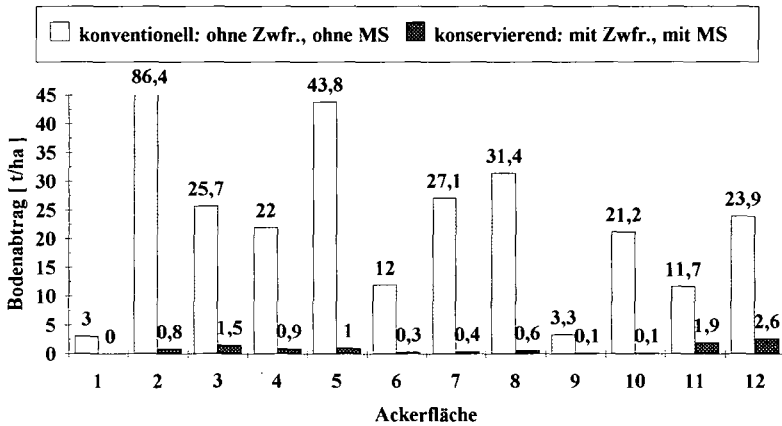


Abb. 1: Mit EROSION 2D (SCHMIDT et al., 1997) abgeschätzter Bodenabtrag (in t/ha) bei einem zehnjährig auftretenden Niederschlagsereignis auf konventionell bzw. konservierend und in Mulchsaat bestellten geeigneten Ackerflächen in den verschiedenen Naturräumen Sachsens (1-3: Sächs. Lößhügelland, 4-8: Lausitzer Hügel- u. Bergland und Sächs. Schweiz, 9-12: Vogtland u. Erzgebirge) (Zwfr.: Zwischenfrucht; MS: Mulchsaat)

4 Anwendungsumfang

Die erosionsmindernde Mulchsaat sowie die konservierende Bodenbearbeitung werden in Sachsen in großem Umfang durchgeführt. So erreichte die Mulchsaatfläche im fünften Jahr des Förderprogrammes Umweltgerechte Landwirtschaft mit gut 75 Tsd. ha einen Flächenanteil von über 10 % an der Ackerfläche (Tab. 2). Davon entfallen rund 85 % auf Herbstmulchsaaten (z. B. Mulchsaat zu Winterrap, Wintergerste, Winterweizen usw.) sowie gut 15 % auf die Mulchsaat zu Zuckerrüben, Mais und Sommergetreide (nach einem vorhergehendem Zwischenfruchtanbau). Nach einer Betriebsumfrage werden gegenwärtig annähernd 30 % der Ackerflächen Sachsens konservierend bestellt. Dabei wird i. d. R. zu einzelnen Fruchtarten, und damit auf wechselnden Ackerflächen, auf den Pflug verzichtet. Eine dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung mit Mulchsaat im gesamten Fruchtfolgeverlauf wird gegenwärtig in Sachsen in wenigen Betrieben, mit allerdings gutem Erfolg auf z. T. großen Flächenumfängen (z. B. 2.000 ha Ackerfläche/Betrieb), praktiziert.

Tab. 2: Entwicklung der im Rahmen des Programms Umweltgerechte Landwirtschaft in Sachsen geförderten Mulchsaatflächen

Jahr	Flächenumfang [ha]	Anteil an Ackerfläche in Sachsen [%]
1993/1994	4.146	0,6
1994/1995	27.096	3,8
1995/1996	44.585	6,3
1996/1997	54.188	7,5
1997/1998	74.721	10,3

5 Zusammenfassung

Die erhebliche Erosionsgefährdung der sächsischen Ackerflächen insbesondere durch Wasser-, aber auch durch Winderosion, macht die umfassende Anwendung von Erosionsschutzmaßnahmen zur Minderung bzw. Verhinderung der damit verbundenen on- und off-site-Schäden dringend erforderlich. Zu den wirksamsten Maßnahmen gegen Wassererosion zählen, wie Bodenabtragsmessungen mit einer Starkregensimulationsanlage auf schluff- sowie sandreichen sächsischen Ackerflächen belegen, die konservierende Bodenbearbeitung mit Mulchsaat. Der im Schnitt um 90 %, z. T. bis annähernd 100 % reduzierte Bodenabtrag durch Wasser auf konservierend und in Mulchsaat bestellten Ackerflächen ist auf die dort, im Vergleich zu konventionell bestellten Flächen, deutlich höhere Wasserinfiltration zurückzuführen. Bedingt ist dies zum einen durch mehr Makroporen (BEISECKER, 1994), zum anderen durch die verschlammungsmindernde höhere Aggregatstabilität konservierend bestellter Flächen. Mulchauflagen schützen zudem die Bodenoberfläche direkt vor der verschlammenden Wirkung aufprallender Regentropfen und sie sorgen durch eine höhere biologische Aktivität für eine verbesserte Bodenstruktur und Porosität (GERLINGER, 1997).

Aus diesen Gründen wird in Sachsen die dauerhaft praktizierte konservierende Bodenbearbeitung mit Mulchsaat zu allen Fruchtarten als die wirksamste, direkt durch den Landwirt umsetzbare Maßnahme gegen Wassererosion im Sinne der guten fachlichen Praxis des BBodSchG empfohlen. Mulchsaat und Zwischenfruchtanbau werden über das Programm Umweltgerechte Landwirtschaft des Landes Sachsen finanziell gefördert. Im Förderzeitraum 1997/98 ist der Anbaumumfang der in Mulchsaat, und hierbei größtenteils konservierend bestellten Ackerflächen auf rund 75 Tsd. ha, entsprechend 10 % der sächsischen Ackerfläche, angestiegen. Zur Erosionsschutzberatung wird in Sachsen seit Mitte 1997 das computergestützte Wassererosionssimulationsmodell EROSION 2D/3D (SCHMIDT et al., 1997) eingesetzt. Damit können schlag-, fruchtarten- und ereignisspezifisch Bestellverfahren sowie Flurneueordnungsmaßnahmen in ihrer erosionsmindernden Wirkung abgeschätzt und Empfehlungen erarbeitet werden.

6 Literatur

- BEISECKER, R., 1994: Einfluß langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Stoffverlagerung eines Löß- und eines Sandbodens. Bodenökologie und Bodengeneese, Heft 12, TU Berlin.
- GERLINGER, K., 1997: Erosionsprozesse auf Lößböden: Experimente und Modellierung. Dissertation. Institut für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe.
- SCHMIDT, J., v. WERNER, M., MICHAEL, A. u. W. SCHMIDT, 1997: EROSION 2D / 3D. Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser: Hrsg.: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden-Pillnitz. ISBN 3-00-001453-5.

Ansatz zur Bewertung schädlicher Bodenabträge durch Wassererosion im Hinblick auf die Pflichten zur Gefahrenabwehr nach BBodSchG

von

SEIFFERT, St.

Veranlassung:

Mit Verabschiedung des BBodSchG liegt eine gesetzliche Grundlage zum Schutz des Bodens vor. Das Gesetz enthält die Verpflichtung, Maßnahmen zur Abwehr drohender schädlicher Bodenveränderungen zu ergreifen und die Ermächtigung der Bundesregierung, Vorschriften über die Erfüllung dieser Pflichten bzw. über die Anforderungen an die Abwehr schädlicher Bodenveränderungen sowie die Untersuchung und Bewertung von schädlichen Bodenveränderungen zu erlassen. Der Entwurf einer 'Verordnung zur Durchführung des BBodSchG (Altlasten- und Bodenschutzverordnung - BodSchV)' enthält keine grundlegenden Regelungen zu schädlichen physikalischen Bodenveränderungen. Gleichwohl ist deren Bedeutung sehr groß. Bodenerosion findet zum überwiegenden Teil auf landwirtschaftlich genutzten Flächen - insbesondere auf Ackerflächen - statt. Die **Vorsorgepflicht** bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung richtet sich gemäß § 7 Satz 5 BBodSchG nach § 17 Abs. 1 und 2, wonach die Vorsorgepflicht durch die gute fachliche Praxis erfüllt wird, deren Grundsätze in Abs. 2 genannt werden.

Pflichten zur Gefahrenabwehr in der Landwirtschaft ergeben sich gemäß § 17 Abs. 3 BBodSchG zunächst aus den in § 3 Abs. 1 BBodSchG genannten Vorschriften, ansonsten aus den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis gem. § 17 Abs. 2 BBodSchG, darüber hinaus aus den übrigen Vorschriften des BBodSchG, also insbesondere § 4.

Keine der in § 3 Abs. 1 BBodSchG genannten Vorschriften enthält Regelungen zu Einwirkungen von Erosion auf Ackerböden. Nummer 4 der in § 17 Abs. 2 BBodSchG genannten Grundsätze der guten fachlichen Praxis besagt, daß Bodenabträge durch eine standortangepaßte Nutzung, insbesondere durch Berücksichtigung der Hangneigung, der Wasser- und Windverhältnisse sowie der Bodenbedeckung, möglichst vermieden werden sollen. Bei Einhaltung dieses - allerdings noch zu konkretisierenden - Grundsatzes wäre somit die entsprechende Vorsorgepflicht erfüllt. Allerdings ist derzeit eine ausreichende und konsentrierte Konkretisierung noch nicht erfolgt, so daß sich hieraus auch keine konkreten Anforderungen an die Gefahrenabwehr ergeben. Insbesondere lassen sich aus diesen Grundsätzen nicht die jeweiligen Gefahrenschwellen ableiten, welche für den Vollzug von Anforderungen an die Gefahrenabwehr notwendig sind. [vgl. Handkommentar von Holzwarth et al. zum Bundesbodenschutzgesetz (1998) (Seite 215): "So werden z.B. zur Verhinderung von Erosionen (vgl. § 17 Abs. 2 Nr. 4) häufig auch Maßnahmen zur Gefahrenabwehr gerechtfertigt sein. Allerdings muß im Einzelfall festgestellt werden, daß die Gefahrenschwelle tatsächlich überschritten ist."]

In weitergehenden Regelungen nach § 8 Abs. 1 BBodSchG könnten zur Erosion Vorschriften über die Erfüllung der Pflichten zur Gefahrenabwehr sowie die Untersuchung und Bewertung von Verdachtsflächen und schädlichen Bodenveränderungen in einer Rechtsverordnung erlassen werden. Dies würde auch zweckdienlich sein, im Rahmen des Gesetzes bundeseinheitliche Anforderungen und Beurteilungsmaßstäbe zu schaffen sowie den Ermessensspielraum der zuständigen Behörden einzugrenzen bzw. ermessensleitende Regelungen zu treffen.

des Bodens als Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung und der natürlichen Bodenfunktionen zu bewerten sind, müssen die Off-site-Schäden darüber hinaus schutzgutspezifisch bewertet werden und der ursächliche Zusammenhang zu den Herkunftsflächen des abgetragenen und transportierten Bodenmaterials hergestellt werden.

Tabelle 1: Zusammenstellung der möglichen erosionsbedingten **Off-site-Schäden** sowie der betroffenen **Schutzgüter**

Schutzgut	möglicher / wahrscheinlicher Schaden
Mensch	Unfallgefährdung
Sachgüter / Eigentum	Zerstörung, Wertminderung,
benachbarte Grundstücke, Verkehrsflächen	Überschüttung, Kontamination durch belastetes Sediment
schützenswerte Biotope	Eutrophierung, Eintrag von PSM, Überschüttung
Oberflächengewässer	Verlandung, Eutrophierung, Kontamination mit Schadstoffen oder Keimen
kulturtechnische Anlagen	Funktionsverlust

Zur Ableitung eines Prüfwertes im Rahmen einer Regelung von Anforderungen zur Gefahrenabwehr bei Bodenerosion könnten hinsichtlich der On-site Schäden Abtragsbetrachtungen bezüglich der Ackerkrume dienen, die für die Bodenfruchtbarkeit/Bodenfunktionen aller Standorte maßgebliche Bedeutung hat. Für eine gegebene Mächtigkeit dieser Schicht lassen sich Raten ermitteln, bei denen die Ackerkrume in einem vorgegebenen Zeitraum verloren geht. Es ist zu prüfen, ob mit einem so ermittelten Prüfwert auch die Gefahrenverdachtsmittlung von Off-site-Schäden ausreichend ermöglicht wird, ansonsten wären hierzu zusätzliche Anhaltspunkte festzulegen. Ein Prüfwert sollte auf hinreichend einheitliche Teilbereiche von Flächen angewendet werden. Die Höhe des Prüfwertes wäre durch fachliche und politische Abstimmung bezüglich des zugestandenen Abtragszeitraumes zu ermitteln bzw. festzulegen.

Prüfwerte sollten einer Plausibilitätsprüfung unterliegen, bei der berücksichtigt wird, was bei Anwendung des Standes der Technik im konservierenden Ackerbau standortspezifisch erreicht werden kann. Eine Plausibilitätsbetrachtung für ausgewählte, repräsentative sächsische Ackerbaustandorte könnte beispielsweise aufgrund von Berechnungsbeispielen der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (SML, 1997) für ein 10-jährliches Niederschlagsereignis durchgeführt werden. Um dem Sachziel der Abgrenzung des Vorsorge- zum Gefahrenbereich gerecht zu werden, erscheinen hier konkrete Aussagen notwendig, welche erosionsverursachende Nutzungen nicht mehr als gute fachliche Praxis akzeptiert werden, mit welcher Erosion bei standortangepaßten Nutzungen zu rechnen ist, und ab welcher Abtragshöhe von einer schädlichen Bodenveränderung auszugehen ist. Dabei erscheint auch eine Abgrenzung zwischen der auf die Bodennutzung zurückgehenden schädlichen Bodenveränderung gegenüber der durch höhere Gewalt (Stichwort: extreme Niederschlagsereignisse) entstandenen Schäden notwendig.

Die zu ergänzenden Regelungen im unersetzlichen Regelwerk zum BBodSchG sollten die folgenden Bereiche umfassen:

- Regelung von Anhaltspunkten für den Verdacht auf das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung
- Untersuchungsablauf
- Abwehr der auf einem Grundstück unmittelbar oder bei ungehindertem Geschehensablauf in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit drohenden erosionsbedingten schädlichen Bodenveränderungen

- Abwehr der von einem Grundstück unmittelbar oder bei ungehindertem Geschehensablauf in absehbarer Zeit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit drohenden erosionsbedingten schädlichen Bodenveränderungen
- Sanierung bestehender Erosionsschäden

In Anlehnung an die gestufte Vorgehensweise bei stofflichen schädlichen Bodenveränderungen / Atlasten sollten auch hier zunächst Anhaltspunkte genannt werden, bei denen insbesondere der Verdacht einer erosionsbedingten schädlichen Bodenveränderung besteht, sodann die weiteren Untersuchungsschritte beschrieben und Maßstäbe zur Bewertung der erosionsbedingten schädlichen Bodenveränderung erstellt werden. Bei Vorliegen der Anhaltspunkte und Erfüllung der Prüfkriterien bedarf es der Einzelfallprüfung, ob eine schädliche Bodenveränderung vorliegt und welche Maßnahmen zu ergreifen sind. Im Off-site-Bereich können Schäden durch sehr unterschiedliche, d. h. auch geringe Bodenabträge pro Hektar entstehen, je nachdem wie das Relief gestaltet ist und aus welchem Einzugsbereich (Größe und Art) das Bodenmaterial herantransportiert wird. Maßnahmenwerte für den Bodenabtrag erscheinen daher nur für die On-site-Betrachtung sinnvoll; d. h. für das Schutzgut Boden der erodierenden Fläche selbst, bei deren Unterschreiten eine Gefahr von Off-site-Schäden jedoch nicht generell auszuschließen wäre.

Die Erfassung bzw. Prognose der Erosion muß mit geeigneten Instrumenten / Methoden standort- und nutzungsspezifisch erfolgen. Die Methoden sollten in die Anhänge der BodSchV aufgenommen und die jeweiligen Randbedingungen genannt werden.

Fazit: Derzeit scheint länderübergreifend eine Regelung zur Gefahrenabwehr bei Bodenerosion innerhalb einer Verordnung aus Sicht des Autors nur möglich, wenn bei der Untersuchung und Bewertung der Bodenabtrag der Verdachtsflächen betrachtet wird. Unabhängig von einer Verordnungsregelung bzw. Nichtregelung zur Erosion stellt die Konkretisierung der 'Guten Fachlichen Praxis' eine sehr wichtige Aufgabe dar. Diese Ausgestaltung der guten fachlichen Praxis muß jedoch ausreichend konkret den Belangen des Bodenschutzes Rechnung tragen und operational sein.

Quellen

- ENQUETE-KOMMISSION (1997) „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 13. Deutschen Bundestages (1997) Zwischenbericht: Konzept Nachhaltigkeit, Fundamente für die Gesellschaft von morgen. Zur Sache 1/97
- HOLZWARTH F., RADTKE H., HILGER B. (1998) Bundes-Bodenschutzgesetz, Handkommentar. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 237 S.
- LfL/LfUG (1996) EROSION 2D/3D. Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser, Dresden, Freiberg, November 1996
- SML (1997) Sächsischer Agrarbericht 1996.
- Sächsisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (SML), Dresden 1997
- ThLfU (1996) Vorsorge vor Bodenabtrag und Sanierung von Erosionsschäden, Umsetzung von Grundlagenkenntnissen in die Praxis des Bodenschutzes, Tagungsband.
- Schriftenreihe der Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Jena, Sept. 1996

Im Falle von stofflichen schädlichen Bodenveränderungen bzw. Altlasten werden in der BodSchV Prüf- und Maßnahmenwerte festgelegt und zur Bewertung herangezogen. In bisherigen Überlegungen zur Bewertung des Bodenabtrags durch Erosion werden verschiedene - teils abgestufte und sehr differenzierte, teils sehr pauschale - Verfahren zur Bewertung des Bodenabtrages vorgeschlagen (u. a.: ThLfU, 1996; Enquete-Kommission, 1997). Beispielsweise werden Prüf- und Maßnahmenwerte für den prognostizierten Bodenabtrag in Abhängigkeit der Gründigkeit des Profils vorgeschlagen oder es sollen nutzungsspezifische Abtragsdisposition regionalen Referenzwerten gegenübergestellt werden. Andere Ansätze gehen von einem pauschalen Maßnahmenwert des Bodenabtrags oder der Betrachtung der Hangneigung aus. Es besteht weitgehend Einigkeit in der fachlichen Meinung darüber, daß zum einen unter Ackernutzung im gemäßigten Klimaraum keine nennenswerte Boden-neubildung stattfindet und zum anderen eine vollständige Vermeidung von Bodenerosion auf allen Standorten bei Ackernutzung nicht möglich ist.

Häufig wird in den Bewertungsansätzen die Notwendigkeit der Betrachtung von Off-site Schäden zwar erwähnt aber nicht im Detail behandelt. Aspekte eines querschnittsorientierten Umweltschutzes und die Einbeziehung des Schutzguts Oberflächengewässer finden so zu geringe Berücksichtigung. Jedenfalls erscheint im Hinblick auf eine Bewertung der Erosion für die Gefahrenabwehr unter Einbeziehung der Off-site-Schäden eine solche Differenzierung nach der Gründigkeit des Standortes aus sachlichen Gründen nicht geboten. Beispielsweise ist die Eutrophierung eines Gewässers oder die Belastung eines schützenswerten Biotops durch eine Tonne Bodenmaterial unabhängig von der Proflmächtigkeit der Herkunftsfläche zu bewerten.

Gemäß dem Grundsatz, daß Bodenabträge durch eine standortangepaßte Nutzung möglichst zu vermeiden sind (§ 17 Abs. 2 Pkt. 4), gilt die Vorsorgepflicht zum Erosionsschutz bei Ackernutzung unabhängig von einem Vorsorgewert damit quasi ständig. Auf die Festlegung eines Vorsorgewertes im Sinne des BBodSchG ist für die Bodenerosion zu verzichten. Dies steht auch im Einklang mit dem Gesetzestext, wonach gar keine Ermächtigung zur Festlegung eines Vorsorgewertes in einer Rechtsverordnung gegeben ist, ebensowenig wie zur Konkretisierung des unbestimmten Rechtsbegriffs der 'guten fachlichen Praxis' in einer Verordnung. [vgl. Handkommentar von Holzwarth et al. zum Bundesbodenschutzgesetz (1998), Seite 216: "Insbesondere ist es nicht möglich, die Pflichten nach § 4 für den Bereich der guten fachlichen Praxis in einer Rechtsverordnung nach § 8 Abs. 1 zu konkretisieren."] Innerhalb und außerhalb der Fachbehörden gibt es jedoch derzeit sehr unterschiedliche Auffassungen der guten fachlichen Praxis.

Voraussetzungen für eine Aufnahme von **Regelungen zur Gefahrenabwehr** bei Erosion in eine Verordnung stellen im wesentlichen die folgenden Punkte dar:

- Ermächtigungsgrundlage im Gesetz
- Vorliegen einer Notwendigkeit (Problemsituation, Konflikt)
- Politischer Wille
- Trennung von Vorsorge- und Gefahrenbereich
- Eignung als Grundlage für geeignete Maßnahmen
- Vollzugstaugliche Regelung (allgemein anwendbar, umsetzbar)
- fachlich begründete, transparente Beurteilungsgrundsätze und festgelegte Maßstäbe (als Ergebnis der Ableitungsgrundsätze, auf Plausibilität geprüft)
- geeignete Instrumente (einfache Anwendbarkeit, objektiv, zutreffend, ausreichende Genauigkeit)
- Akzeptanz (fachlich, politisch und gesellschaftlich, u. a. kein Konterkarieren von Beratungsarbeit im Vorsorgebereich, Abstimmung zu Förderprogrammen).

Bei der Bewertung der Bodenerosion ist der unterschiedliche Charakter der On-site- und Off-site-Schäden zu berücksichtigen. Während On-site-Schäden hinsichtlich der Definition der schädlichen Bodenveränderung gemäß § 3 Abs. 3 BBodSchG über die Beeinträchtigung der Nutzungsfunktion

Berechnung des Bodenabtrages und die Höhe der Bodeneinträge in die Gewässer im Einzugsgebiet der Farver Au (Schleswig-Holstein)

von

FILIPINSKI, M., MEYER, M., REICHE, E.-W.

Einleitung

In Schleswig-Holstein sind Gewässer in vielen Regionen landschaftsprägend. 20.000 km Bäche und Flüsse durchziehen das Land. Auf 3000 Seen mit einer Gesamtfläche von 28.000 ha entfallen ca. 1,7 % der Landesfläche. Mit dem Programm zur Umsetzung der Empfehlungen zum integrierten Fließgewässerschutz versucht die Landesregierung von Schleswig-Holstein, die Regeneration von Fließgewässern nachhaltig zu verbessern. Gewässer werden in vieler Hinsicht genutzt, was zu Beeinträchtigungen unterschiedlicher Art führen kann [MUNF 1998]. Als Beeinträchtigungen sind diffuse Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer durch Grundwasserzuström, durch Oberflächenabfluß sowie durch **Bodenerosion** zu nennen.

Ein geeignetes Instrumentarium zur Beschreibung und Quantifizierung der Bodenerosion sind **Simulationsmodelle** (Erosionsmodelle). Ein **Geographisches Informationssystem** (GIS) bietet sich als zusätzliches methodisches Werkzeug an, um flächenscharfe Aussagen für Einzugs- und Teileinzugsgebiete zu erarbeiten.

Für das Einzugsgebiet der Farver Au, welches im östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins (Kreis Ostholstein, Raum Lütjenburg - Oldenburg) gelegen ist, wurde ein Verfahren zur Abschätzung der mittleren langjährigen Bodenerosion durch Wasser angewendet. Dieses im Ökologie-Zentrum der Universität Kiel entwickelte Verfahren bietet wesentliche Vorteile gegenüber analogen Abschätzungsmethoden. So können beispielsweise komplexe Hangformen berücksichtigt werden, und die erosionshemmende Wirkung linienhafter Landschaftselemente geht in die Berechnungen mit ein.

Material und Methoden

Die Universal Soil Loss Equation (USLE) [WISCHMEIER & SMITH 1965] berücksichtigt sechs erosionsrelevante Parameter. Das USLE-Modell verknüpft diese Parameter in einer Gleichung. Sie besteht aus folgenden multiplikativ miteinander verknüpften Faktoren:

$$A = R * K * L * S * C * P$$

Die Gleichung besagt, daß der langfristige jährliche Bodenabtrag A eine Funktion der empirisch ermittelten Faktoren R, K, L, S, C und P sei.

Aufgrund des empirischen Charakters des USLE-Modells war für den Einsatz in Deutschland eine Anpassung an deutsche Verhältnisse notwendig [SCHWERTMANN & al. 1987]. In der dabei entwickelten Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) wurden die regional variablen Eingangsparameter unter deutschen Boden-, Klima- und Anbaubedingungen bestimmt.

Die Verwendung eines Digitalen Höhenmodells (DHM) zur Berechnung der Hanglängen und Hangneigungen in einem Einzugsgebiet ist bei der Erosionsmodellierung inzwischen üblich. Bei der DHM-Auswertung zur Bestimmung des LS-Faktors in Einzugsgebieten werden linienhafte Strukturen zumeist nicht berücksichtigt, weil sie in einem Digitalen Höhenmodell häufig nicht komplett erfaßt sind. Dadurch besteht die Gefahr, die LS-Werte zu überschätzen.

Zur Lösung der angesprochenen Problematik wurde im Ökologie-Zentrum der Universität Kiel ein Lösungsansatz entwickelt, der durch Kopplung verschiedener Modelle die Vektordaten in die Rasterdaten integriert [MEYER 1996, unveröff.].

Ergebnisse und Diskussion

Regenfaktor R

Die Erosivität der Niederschläge in Schleswig-Holstein wurde von NAUNIN [1990, unveröff.] untersucht. Durch Addition eines Zuschlages wird für das Untersuchungsgebiet ein (Jahres-) R-Faktor von 40,1 N/h erreicht.

Bodenerodierbarkeitsfaktor K

Hochaufgelöste Körnungsdaten, wie sie zur Berechnung des K-Faktors nach SCHWERTMANN & al. [1987] nötig sind, liegen für das Untersuchungsgebiet nicht vor. Als einzige Bodeninformationsquelle sind die Daten der Bodenschätzung (Grablochbeschriebe und Bodenschätzkarten) zugänglich und interpretierbar. Die Daten der Bodenschätzung wurden digital erfaßt und mit dem Programm REIBOTRA [REICHE 1991] in die Bezeichnungen der wissenschaftlichen Bodenkunde übersetzt. Ergebnis dieser Prozedur sind grabloch-, d.h. horizontbezogene Bodenzustandsinformationen (z.B. Bodenart des Oberbodens), die, in die Fläche übertragen, zu einer Bodenformenkarte ausgewertet wurden. Die Übereinstimmung zwischen im Gelände vorgefundenen und nach diesem Verfahren abgeleiteten Bodenarten wurde in einem anderen Gebiet von REICHE & SCHLEUß [1992] bestätigt.

Bedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktor C

Die Flächennutzungsinformationen für das Einzugsgebiet der Farver Au konnten der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung sowie den ATKIS-Daten entnommen werden. Für die Ackerflächen ist jedoch aus diesen Informationsquellen keine Fruchtfolge abzuleiten. Aus diesem Grund wird für alle Ackerflächen die Einhaltung einer typischen, den standörtlichen Bedingungen angepaßten Fruchtfolge zur Berechnung des C-Faktors vorausgesetzt. Für Ackerflächen mit einer Bodenzahl > 50 wird eine Fruchtfolge von Winterweizen - Wintergerste - Winterraps angenommen, bei Standorten mit einer Bodenzahl < 50 wird eine Fruchtfolge mit Winterroggen - Winterweizen - Ackergras (Klee gras) zugrundegelegt (Variante A). Zum Vergleich wird eine Hackfrucht in die Fruchtfolge integriert und als Nutzungsszenario (Variante B) modellhaft berechnet. Für Ackerflächen mit einer Bodenzahl > 50 werden Winterweizen - Wintergerste - Zuckerrüben und bei solchen mit einer Bodenzahl < 50 wird als zweite Fruchtfolge Winterroggen - Winterweizen - Silomais angenommen. Als dritte Fruchtfolge (Variante C) wird auf allen landwirtschaftlich genutzten Flächen von fehlender Bodenbedeckung ausgegangen (Schwarzbrache).

Topographiefaktor LS

Mit einem geeigneten Werkzeug (Computerprogramm) ist eine automatisierte Berechnung des LS-Faktors aus einem digitalen Geländemodell möglich. Dabei werden folgende DHM-Auswertungsroutinen benötigt:

- *Expositionsbestimmung als Grundlage für die nachfolgende Kaskadierung,*
- *Ermittlung der Hangneigung zur Berechnung des S-Faktors,*
- *Raster- oder Flächenkaskadierung zur Bestimmung der Hanglänge und*
- *Ermittlung der Länge einer Kaskade zur Berechnung des L-Faktors.*

Am Ökologie-Zentrum wurden diese Berechnungen mit dem Programm TOPNEW2 durchgeführt [MEYER & REICHE 1997, unveröff.]. Neben wechselnden Reliefbedingungen innerhalb eines Erosionshanges können auch die Erodierbarkeit des Bodens (K-Faktor) oder die Bodennutzung (C-Faktor) wechseln.

Erosionsschutzfaktor P

Im Untersuchungsgebiet liegen keine schlagbezogenen Informationen über erosionsmindernde Maßnahmen vor. Deshalb wird bei der Modellierung der P-Faktor gleich 1 gesetzt.

Modellerweiterungen zur Berücksichtigung linienhafter abflußhemmender Landschaftselemente

Der vorliegende Ansatz zeichnet sich dadurch aus, daß der "potentielle Sedimenteintrag" berechnet wird, indem bilanziert wird, wieviel Bodenabtrag auf dem Hang bis zu einer Erosionsbarriere, z.B. einem Vorfluter, zu verzeichnen ist. Die technische Realisierung der Berücksichtigung von linienhaften Strukturelementen erfolgt durch die Verknüpfung bzw. Zusammenführung von Vektor- und Rasterinformationen in dem Programmpaket DILAMO. Hierfür werden die Rasterdaten (Höhendaten) mit den vorliegenden Vektordaten (Boden-, Topographie- und Nutzungsinformationen) mit Hilfe eines GIS verschnitten. Dadurch erhält jeder Punkt des DHM die Information, in welchem Polygon er liegt. Wird nun bei der Rasterkaskadierung festgestellt, daß sich die Polygonnummer innerhalb eines Hanges verändert, wird überprüft, ob eine Abflußbarriere oder ein Vorfluter die Trennlinie darstellen. Liegt eine Abflußbarriere vor, erfolgt eine separate Erosionsberechnung für zwei Teilhänge (oberhalb und unterhalb der Barriere). Rasterflächen, die an einen Vorfluter grenzen, erhalten eine besondere Codierung, so daß sie bei der Auswertung dieser Sachverhalte Berücksichtigung finden können. Entlang eines Hanges werden die jeweiligen Abtragswerte zur Sedimentfracht summiert. Sobald ein Erosionshang an einer Abflußbarriere endet, wird angenommen, daß das Bodenmaterial vollständig sedimentiert. Endet der Hang an einem Vorfluter, wird die abgetragene Bodenmenge als Sedimenteintrag dem entsprechenden Gewässerabschnitt zugeordnet [MEYER et al. 1998]. Vergleicht man die Resultate der Erosionsmodellierung mit und ohne Barriereberücksichtigung, so unterscheiden sich die durchschnittlichen Hanglängen erheblich: 205 Meter ohne Barrieren, 110 Meter mit Barrieren. Diese Diskrepanz belegt, daß zu einer genaueren Berechnung der Bodenabträge die abflußhemmenden Landschaftselemente einbezogen werden sollten. Im Gebiet der Farver Au wurde die Bodenerosion für eine Fläche von insgesamt 2600 ha berechnet. Die Gesamterosion ist in Tabelle 1 für die drei Berechnungsvarianten charakterisiert.

Tabelle 1: Berechnete Gesamterosion, Rückhalt des Bodenmaterials durch Landschaftselemente sowie direkter Bodeneintrag über die Gewässerränder im gesamten Untersuchungsgebiet

Fruchtfolgevarianten	Eintrag über Gewässerränder	Rückhalt durch Landschaftselemente	Restbodenumlagerung	Gesamterosion
	Tonnen pro Jahr			
Variante A (ohne Hackfrucht)	77	230	1466	1773
Variante B (mit Hackfrucht)	129	390	2525	3043
Variante C (Schwarzbrache)	950	2837	17970	21757

Über 99% der Bodenabträge sind - unabhängig von der Nutzungsvariante - auf Ackerstandorten zu verzeichnen. Es zeigt sich deutlich der Einfluß der Hackfrüchte (Variante B) im Vergleich zu der Nutzungsvariante A (ohne Hackfrucht). Darüber hinaus wird auch deutlich, zu welch enormem Anteil die Vegetation, selbst in einer Agrarlandschaft, zur Reduzierung der Bodenerosion beiträgt.

Ein Vorteil des hier angewendeten Verfahrens zur Erosionsberechnung liegt darin, daß Raster-, Polygon- und Linieninformationen in Kombination ausgewertet werden. Damit ist neben der Einbeziehung von linienhaften Elementen, die sich durch eine abflußhemmende Wirkung auszeichnen, auch eine Bilanzierung des Erosionsanteils möglich, welcher als Sedimentfracht in Gewässer gelangt.

Insgesamt gelangen - bei den getroffenen Annahmen - zwischen 4 und 5 % des Bodenabtrags in die Gewässer (Teiche, Bäche, Gräben und Flüsse) des Untersuchungsgebietes. Die Resultate zeigen, daß ca.

13 % des berechneten jährlichen Bodenabtrags durch linienhafte erosionshemmende Elemente wie Knicks, Straßenwälle etc. zur Ablagerung kommen. Die Korrektheit der Annahmen und die Qualität der Aussagen muß allerdings noch im Gelände überprüft werden. Weiterhin ist die Modellrechnung in hohem Maße von der Güte der Ausgangsdaten abhängig. Durch die Verwendung von amtlichen Grundgeometrien ist hier zumindest eine einheitliche Datengrundlage geschaffen, die die Vergleichbarkeit von Modellierungsergebnissen erleichtert.

Schlußbetrachtung

Im Ökologie-Zentrum der Universität Kiel wurde die ABAG (Allgemeine Bodenabtragsgleichung) in ein Verfahren eingebunden, mit dessen Hilfe eine einzugsgebietsbezogene Abschätzung der Bodenerosion möglich ist. Am Beispiel des Einzugsgebietes der Farver Au wird die Einsatzfähigkeit des Verfahrens getestet. Folgende Ausgangsdaten wurden digitalisiert bzw. weiterverarbeitet: ATKIS-Geometrien (digital vorliegend), Biotop- und Nutzungstypenkartierung (analog vorliegend), Bodendaten der Bodenschätzung (analog vorliegend), Digitales Höhenmodell (digital vorliegend).

Die aus Daten der Bodenschätzung abgeleitete Bodenkarte zeigt, daß 1935 25 % der Fläche im Untersuchungsgebiet kolluvial überprägt waren. Zur Charakterisierung der Bodennutzung auf die Höhe der Bodenerosion wurden drei Fruchtfolgevarianten angenommen:

Variante A ohne Hackfruchtanbau: Winterweizen-Wintergerste-Winterraps auf schweren Böden bzw. Winterroggen-Winterweizen-Ackergras auf leichten Böden; Variante B mit Hackfruchtanbau: Winterweizen-Wintergerste-Zuckerrüben auf schweren Böden bzw. Roggen-Winterweizen-Silomais auf leichten Böden und Variante C: keine Bodennutzung (Schwarzbrache).

Die Fruchtfolgevariante A führt zu 1773 t Bodenverlagerung allein durch die Wassererosion. Dieser Wert wird durch Winderosion noch weiter erhöht. Mit 3043 t Bodenabtrag im Jahr ist in der Fruchtfolgevariante B eine deutliche nutzungsbedingte Steigerung durch den Anbau von Hackfrüchten zu erkennen. Für die potentielle Erosion (Variante C) wurde ein Abtrag von 21757 t errechnet. Die Fließ- und Standgewässer werden insgesamt mit 77 t in der Variante A, 129 t in der Nutzungsvariante B und 950 t Sediment bei fehlender Bodenbedeckung jährlich belastet. Die Resultate zeigen, daß ca. 13 % des berechneten jährlichen Bodenabtrags durch linienhafte erosionshemmende Elemente wie Knicks, Straßenwälle etc. zur Ablagerung kommen. Die Kennzeichnung von gewässernahen Flächen, die vermutlich für einen wesentlichen Teil des sedimentbedingten Stoffeintrages verantwortlich sind, kann bei der konkreten Umweltplanung genutzt werden.

Literaturverzeichnis

- MEYER, M., 1996: Erprobung und Anwendung von Methoden zur einzugsgebietsbezogenen Modellierung der Phosphatdynamik terrestrischer Ökosysteme. Diplomarbeit, Kiel.
- MEYER, M., REICHE, E.-W., 1997: Dokumentation zum Modell TOPNEW2. Kiel.
- MEYER, M., REICHE, E.-W., HEINRICH, U., FILIPINSKI, M., 1998: Einzugsbezogene Erosionsmodellierung und Erstellung von Gewässergütekarten. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Bd. 28, 91-98.
- MUNF (Ministerium für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein), 1998: Regeneration der Fließgewässer - Investitions- und Förderprogramm - (Programm zur Umsetzung der Empfehlungen zum integrierten Fließgewässerschutz). Kiel.
- NAUNIN, R., 1990: Die Starkregen in Schleswig-Holstein. Diplomarbeit, Kiel.
- REICHE, E.-W., 1991: Entwicklung, Validierung und Anwendung eines Modellsystems zur Beschreibung und flächenhaften Bilanzierung der Wasser- und Stickstoffdynamik in Böden. Kieler Geographische Schriften 79.
- REICHE, E.-W., SCHLEUB, U., 1992: Untersuchungen zur Aussagegenauigkeit von Daten der Bodenschätzung anhand der Ergebnisse einer aktuell durchgeführten Bodenkartierung mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS). Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 67, S. 249-252.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W., KAINZ, M., 1987: Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer, Stuttgart.
- WISCHMEIER, W.H., SMITH, D.D., 1965. Predicting Rainfall-Erosion Losses from Cropland East of the Rocky-Mountains. Agriculture Handbook 282.

Sedimentretention von Grasfilterstreifen auf ackerbaulich genutzten Flächen

von

SCHMELMER, K., HAIDER, J., BOTSCHEK, J., SKOWRONEK, A.

1. Projektbeschreibung

Das Projekt "Die Wirksamkeit von Grasfilterstreifen zur Verringerung des diffusen Eintrags von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen in Oberflächengewässer" wird im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (MURL) des Landes Nordrhein-Westfalen seit dem 1. Oktober 1996 bearbeitet. Ziel des Forschungsvorhabens ist es, den Einfluß von Grasfilterstreifen und Ackerrandstreifen auf das Abflußgeschehen, die Erosionsdynamik und die Retention von Pflanzenschutzmitteln und -nährstoffen auf Ackerstandorten zu quantifizieren.

Im vorliegenden Beitrag werden erste Ergebnisse des Teilprojektes "Bodenerosionsdynamik in einer typischen Fruchtfolge sowie Wirkung von Grasfilterstreifen auf Abfluß und Feststoffaustrag" vorgestellt.

2. Versuchskonzept und Methodik

Auf acht Großparzellen (40 m x 3 m) werden Oberflächenabfluß und Bodenabtrag unter natürlichen Niederschlagsverhältnissen gemessen. Jeweils zwei Parzellen sind mit einem 6 bzw. 12 m breiten Grasfilterstreifen am unteren Ende versehen. Weiterhin gibt es zwei Nullparzellen (ohne Grasstreifen) sowie zwei Parzellen mit einem 12 m breiten unbehandelten Abschnitt (Ackerrandstreifen ohne Herbizidapplikation). Anbaufrüchte sind Mais und Winterweizen. Die Bodenbearbeitung erfolgt senkrecht zur Gefällerrichtung.

Der Oberflächenabfluß der Parzellen wird über eine Ablaufrinne in 1/-Kippschalen geleitet und automatisch in Flaschen gefüllt. Uhrzeit und Anzahl der Kippungen werden elektronisch erfaßt, so daß die Oberflächenabfluß- und Bodenabtragsraten mit hoher zeitlicher Auflösung bestimmt werden können.

3. Ergebnisse

3.1 Entstehung von Oberflächenabfluß

Zu den Steuergrößen für die Bildung von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag gehören Niederschlagscharakteristik, Bodenfeuchte, Verschlammungsgrad der Bodenoberfläche und Bodenbedeckung. Im Jahr 1997 und 1998 stellte sich die Faktorenkombination folgendermaßen dar: Bei trockenem Boden waren im Untersuchungszeitraum Niederschlagssummen von >30 mm und gleichzeitige Maximalintensitäten von ca. 54 mm/h erforderlich, um ein auswertbares Abflußereignis auszulösen. Die Niederschlagssummen wurden für zusammenhängende Regen (Abstände <6 Stunden, vgl. SCHWERTMANN et al. 1990) aufaddiert. Bei den Maximalintensitäten handelt es sich um die elektronisch erfaßten höchsten Minutenintensitäten, die für jede Stunde angegeben werden.

* Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn

** Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Wallneyer Str. 6, 45133 Essen

Trotz eines Schluffanteils des Bodens von 66 % traten Erosionsereignisse selbst bei geringer Bodenbedeckung und starken Niederschlägen nur selten auf. Es ist im Meßzeitraum lediglich zu je einem größeren sommerlichen Abflußereignis gekommen, und zwar jeweils Anfang Juni. Der Mais hatte eine Höhe von 25 cm und eine Bodenbedeckung von ca. 8 %. Der Oberflächenabfluß von den Nullparzellen betrug 0,7 und 6,5 mm bei 29,9 bzw. 36 mm Niederschlag.

Eine deutlich andere Ausgangssituation für die Bildung von Oberflächenabfluß stellte sich im September 1998 durch anhaltende Niederschläge wechselnder Intensität ein. Es kam zu einer Sättigung des Bodens. In den unteren Hangabschnitten wurde vereinzelt Returnflow beobachtet. Der Grasfilterstreifen wurde selbst zur abflußbeitragenden Fläche (vgl. dazu DUNNE 1978). Da zum Zeitpunkt dieser täglich aufeinanderfolgenden Abflußereignisse (15., 16. u. 17. Sept.) die Parzellenbegrenzungsbleche bereits entfernt worden waren, um die Maisernte zu ermöglichen, kann hier die Abflußmenge nicht auf die Fläche bezogen werden. Reliefunterschiede von wenigen Zentimetern, vor allem im Übergangsbereich von der Ackerfläche zum Grasstreifen, bewirkten lateralen Zu- oder Abfluß über die Parzellengrenzen hinweg.

3.2 Retentionsleistung von Grasfilter- und Ackerrandstreifen

3.2.1 Sommerliche Starkregen

Anhand des Erosionsereignisses vom 7.6.1998 sollen nun die verschiedenen Retentionsmechanismen von Grasfilter- und Ackerrandstreifen auf Oberflächenabfluß und Bodenabtrag diskutiert werden. Die Abfluß- und Abtragsdaten sind in Tab. 1 zusammengestellt.

Tab. 1 Abfluß, Abtrag und Retention am 7. Juni 1998

	Q gesamt (l)	Retention (%)	SK (g/l)	Retention (%)	A gesamt (kg)	Retention (%)
Nullparzelle	783	--	36,9	--	28,9	--
ARS-Parzelle	735	6	24,9	33	18,3	37
6m-GFS-Parz.	235	70	8,2	78	1,9	93
12m-GFSParz.	137	83	6,8	82	0,9	97

Q = Oberflächenabfluß, SK = Sedimentkonzentration, A = Bodenabtrag, GFS = Grasfilterstreifen, ARS = Ackerrandstreifen

Von der Nullparzelle sind 6,5 mm von 36 mm Niederschlag abgeflossen. Die besonders große Wirksamkeit des 6 m breiten Grasstreifens zeigt sich beim Bodenabtrag. Während dieser um 93 % herabgesetzt wird, kann die doppelte Breite des Grasstreifens nur noch eine zusätzliche Reduktion von 4 % bewirken. Die Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses wird beim Übertritt von der Ackerfläche in den Grasfilterstreifen durch den mechanischen Widerstand der Vegetation abrupt herabgesetzt. Dies führt zur Verringerung der Schleppkraft des Abflusses, wodurch Aggregate, Sand und Schluff besonders in den ersten Metern des Grasstreifens abgesetzt werden. Eine Verdopplung der Grasstreifenbreite bewirkt keine zusätzliche Sedimentreduktion. Ursache ist eine selektive Sedimentation: Feinschluff und Ton bleiben bis zum Stillstand des abgeflossenen Wassers in Suspension.

Die Bedeutung des breiteren Grasfilterstreifens zeigt sich beim Oberflächenabfluß. Dieser wird um weitere 13 % herabgesetzt (vgl. Tab.1). Die erhöhte Gesamtinfiltration ermöglicht eine verstärkte Sorption gelöster Schadstoffe im Bodenkörper. Der Teil der Sedimentfracht, an den Schadstoffe bevorzugt sorbiert sind, wird durch die Infiltration mechanisch ausgekämmt.

Der Verzicht der Herbizidausbringung auf einem 12 m breiten Ackerrandstreifen, der den Bodenbedeckungsgrad um ca. 30 % erhöhte, führte zwar zu keiner deutlichen Abflußverringerng, reduzierte den Bodenabtrag aber um rund ein Drittel.

3.2.2 Retentionswirkung bei Wassersättigung des Bodens

Eine Abflußverringerng durch die Grasstreifen kann für die Herbstniederschläge nicht bestimmt werden (fehlende Parzellenbegrenzung, s.o). Die Abflußmengen lassen jedoch keine variantenspezifischen Unterschiede erkennen. Dies läßt vermuten, daß eine abflußverringernde Makroporenversickerung im Grasfilterstreifen aufgrund der Wassersättigung nicht mehr möglich war. Die an die Versickerung gebundenen Retentionsmechanismen gegenüber gelösten Schadstoffen und die Aufnahme durch Pflanzenwurzeln fallen somit aus.

Der Retentionsmechanismus der verstärkten Sedimentation durch Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit im Grasstreifen bleibt jedoch in gleichem Maße wirksam wie bei den sommerlichen Gewittern. Tab. 2 zeigt die Ergebnisse von drei Terminen.

Tab.2 Sedimentkonzentration (g/l) und Retention

Datum	Nullparz.	ARS-Parz.	Retention (%)	6 m-GFS	Retention (%)	12 m-GFS	Retention (%)
14.06.97	19,0	10,5	45	1,3	93	3,9	79
07.06.98	36,9	24,9	33	8,2	78	6,8	82
15.09.98	1,9	3,6	--	0,5	74(86)	0,2	89(94)

ARS = Ackerrandstreifen, Werte in Klammern = Retention auf Sedimentgehalt von ARS-Parzelle bezogen

Im September ist die Sedimentkonzentration deutlich geringer als im Sommer. Zur Maisreife bietet der Bestand einerseits einen mechanischen Schutz vor aufschlagenden Regentropfen, andererseits sorgt die Beschattung für einen höheren Bodenwassergehalt in den obersten Zentimetern. Beides verhindert eine erneute Verschlammung der Bodenoberfläche, auch bei Niederschlägen mit hohen Intensitäten. Der Unkrautbewuchs zwischen den Maisreihen der Ackerrandstreifen ist zu diesem Zeitpunkt bereits abgestorben (Beschattung durch den Mais) und hat keine feststofffilternde Wirkung mehr (vgl. Tab.2).

3.3 Abtragsformen und Sedimenttransfer

Die höhenlinienparallele Bodenbearbeitung ist sicher ein Grund dafür, daß auf der Ackerfläche keine linearen Abtragsformen in quantifizierbarer Größe entstanden sind. Der Starkregen im Juni 1998 verursachte neben der beträchtlichen Einebnung des Mikroreliefs und der Verschlammung der Bodenoberfläche die Entstehung von Kleinstrillen underspülungen. Diese Erscheinungen zählen zu den flächenhaften Abtragsformen (DVWK-Merkblätter 1996). Eine Quantifizierung des Bodenabtrags ist nur durch den Einsatz von Sedimentfallen möglich. Bei dem Versuch, den gemessenen Abtrag einer Parzelle auf deren Fläche zu beziehen, stellt sich jedoch die Frage nach dem tatsächlichen sedimentliefernden Hangabschnitt. Die Parzellenlänge (hier 40 m) kann nur als maximale tributäre Hanglänge angesehen werden (s. MORGAN, 1988). Um dieses Problem zu untersuchen, wurden Auffangrinnen von zwei Metern Länge senkrecht zur Gefällerrichtung so installiert, daß mehrere zwei, vier und acht Meter lange Hangabschnitte entstanden. Es ist zu vermuten, daß der größte Teil des Sedimentes von dem untersten Parzellenabschnitt stammt, der eine Länge zwischen zwei und vier Metern besitzt. Denn sowohl die Abtragsdaten der Nullparzelle als auch die Sedimentmengen der Rinnen im 2 m-Abstand ergeben bei der Umrechnung auf die Fläche einen Abtrag von 2,41 bzw. 2,38 t/ha. Dies ist damit eher als Sedimentumlagerung oder Sedimenttransfer am Hang zu werten denn als Abtragsmenge aus der Fläche. Im nächsten Jahr sollen eine größere Anzahl von Rinnen sowie eine detaillierte Körnungsanalyse eine statistische Untermauerung der Ergebnisse ermöglichen.

3.4 Selektive Sedimentation

Tab.3 zeigt die Textur des Sedimentes von Nullparzellen (incl. der Sedimentfangrinnen) und von den Grasfilterstreifen-Parzellen. (Von den 12m-Grasstreifen-Parzellen konnte nur sehr wenig Sediment untersucht werden; auf eine Darstellung wird daher verzichtet).

Tab.3 Korngrößenzusammensetzung (%) von Oberboden und Sediment

Fraktio	Oberboden	Nullparzelle	6 m GFS-Parz.	spez. Ret. (%) bzgl. SK	spez. Ret. (%) bzgl. A
gS	5,2	5,9	0,3	99	100
mS	1,8	1,5	0,2	96	99
fS	2,0	1,5	0,4	95	98
gU	30,3	26,9	16,3	86	96
mU	23,0	28,5	23,1	82	95
fU	12,7	13,4	23,5	61	89
T	25,2	22,4	36,4	64	89

spez. Ret. = spezifische Retention, SK = Sedimentkonzentration, A = Bodenabtrag

Das von den Nullparzellen erodierte Material zeigt gegenüber dem Oberboden eine relative Anreicherung des Mittelschluffs. Diese Fraktion wird offensichtlich besonders leicht aus dem Aggregatverbund herausgelöst. Bezogen auf dieses Sediment ist die spezifische Retention durch den Grasstreifen berechnet worden. Es zeigt sich, daß das sorbierende Feinmaterial (Feinschluff und Ton) mit 61 bzw 64 % anteilmäßig deutlich weniger zurückgehalten wird als die größeren Partikel. Diese Prozentwerte sind auf die Sedimentkonzentration bezogen. Die Abflußverringerung durch die Grasstreifen bewirkt jedoch eine deutlich höhere Gesamtretention, die bei 89 % liegt (vgl. Tab.3, Spalte 5 und 6).

4. Ausblick

Mittels des Erosionsmodells EROSION 2D soll eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Standorte ermöglicht werden. Anhand der Modelle HILLFLOW und OPUS können hanghydrologische Prozesse simuliert werden.

5. Danksagung

Wir danken dem MURL für die großzügige Förderung des Forschungsprojektes.

6. Literatur

- DUNNE, T. (1978): Field studies of hillslope flow processes. - In: KIRKBY, M.J. (ed.), Hillslope hydrology. - Chichester, S.227-294.
- DVWK - Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (1996): Bodenerosion durch Wasser. - DVWK-Merkblätter 239: 56 S.
- MORGAN, R.P.C. (1988): A critique of methods for measuring soil erosion in the field. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 56: 13-18.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & KAINZ, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. - Stuttgart, 64 S.

Bodenschutz bei der Feldberegnung auf Löß-Standorten

von

FELDWISCH, N.

1. Einleitung

Da Löß-Standorte u.a. aufgrund ihres hohen Schluffgehaltes verschlammungsanfällig sind, besteht die Möglichkeit, daß bei Feldberegnungen Oberflächenabfluß und folglich Bodenerosion auftritt. Vor diesem fachlichen Hintergrund ergibt sich der folgende Fragenkomplex:

Wann und unter welchen Bedingungen lösen Feldberegnungen auf Löß-Böden Oberflächenabfluß und Bodenerosion aus bzw. wie läßt sich Oberflächenabfluß und Bodenerosion durch Beregnungstechnik und Beregnungssteuerung vermeiden oder minimieren?

Diese Frage wurden im Auftrag der Rheinbraun AG (Köln) bearbeitet (Feldwisch 1998). Dazu wurde eine Literaturrecherche und Expertenbefragung durchgeführt. Nicht berücksichtigt wird die Mikrobewässerung, da sie aufgrund des Arbeits- und Kapitalaufwandes nur eine geringe Bedeutung hat.

2. Umweltauswirkungen der Feldberegnung

Der Wasser- und Energieverbrauch durch Feldberegnung stellt eine Quelle möglicher Umweltbelastungen dar. Durch intensive Forschungen der jüngsten Vergangenheit sind auf diesem Gebiet große Fortschritte gemacht worden. Verbesserungen der Anlagen und der Steuerung machten bei der Flächenberegnung Wassereinsparungen um ca. 20 % und Energieeinsparungen bis zu 60 % möglich (Institut für Betriebstechnik der FAL, Sourell 1993, Paul et al. 1997).

Feldberegnungen führen zur Standortnivellierung, denn durch die Zusatzwassergaben wird aus einem physiologisch trockenen Standort ein - aus Sicht der Pflanzenproduktion optimaler - frischer Standort. Da die meisten schützenswerten Pflanzen und Tiere bzw. Lebensgemeinschaften eher an extreme Standortbedingungen - also trockene oder nasse Standorte - angepaßt sind, greift die Feldberegnung in die natürliche Lebensraumfunktion im Sinne des BBodSchGs ein. Demnach konkurrieren auf Beregnungsstandorten natürliche Lebensraumfunktion und (landwirtschaftliche) Produktionsfunktion.

Erhöhte Nitratauswaschung in Folge von Beregnungen wurde bzw. wird immer wieder festgestellt. Intensive Forschungen führten jedoch zu Managementregeln, bei deren Beachtung erhöhte Auswaschungen von Nitrat und anderen gut wasserlöslichen Stoffen weitestgehend vermieden werden (Roth 1992, Wessolek & Renger 1993, Knoblauch & Roth 1995).

Des weiteren stellt sich die Frage der Befahrbarkeit von Lößböden unter den Bedingungen des Gemüseanbaus und der damit einhergehenden Feldberegnung. So sind Strukturschäden auf Lößböden denkbar, die durch höhere Befahrungsfrequenzen und Befahrungen zu ungünstigen Zeiten - zum Beispiel Pflüge bzw. Ernte bei zu nassem Boden, wie sie im Gemüseanbau u.a. durch Qualitätsnormen bzw. Lieferverträge notwendig sind - hervorgerufen werden können. Des weiteren können Lößböden mechanischen Auflasten nur geringe Widerstände entgegensetzen. Denn die schwachbindigen Lößböden zeichnen sich durch geringe Kohäsionswerte aus (Blume et al. 1995).

Bodenbeeinträchtigungen und Belastungen anderer Umweltkompartimente können auch durch Oberflächenabfluß und Bodenabtrag in Folge von Feldberegnungen eintreten. Im folgenden werden Kriterien zur Beurteilung des Erosionsrisikos und Möglichkeiten zur Begrenzung bzw. Vermeidung der Erosion diskutiert.

3. Kriterien zur Beurteilung des Erosionsrisikos

Die Verteilgenauigkeit der Zusatzwassergaben hängt von der Anlage, der Steuerung und dem Wind ab. Anlagen mit großen Wurfweiten wie z.B. Drehstrahlregner zeichnen sich in der Regel durch geringere Verteilgenauigkeiten aus als Anlagen mit kleinräumigen Verteilsystemen wie z.B. Düsenwagen. Des weiteren hat die Steuerung der halbstationären und mobilen Beregnungsmaschinen ebenfalls großen Einfluß auf die Gleichmäßigkeit der Wasserverteilung. Nur ein gleichmäßiger Maschinenvorschub bzw. Regnerinzug gewährleistet eine gleichmäßige Wasserverteilung (Sourell 1991). Grundsätzlich erhöhen steigende Windgeschwindigkeiten die Abtrift und folglich die Ungleichmäßigkeit der Wasserverteilung auf der Fläche; unter solchen Bedingungen wird die luvseitige Fläche unter- und die leeseitige Fläche übersorgt. Um eine Mindestwasserversorgung der Gesamtfläche bzw. auch der Luvseite sicherzustellen wird in der Praxis die Regenhöhe gesteigert, so daß auf der Leeseite besonders deutliche Übersorgungen mit entsprechender Gefahr des Oberflächenabflusses und der Erosion auftreten. Die Verteilgenauigkeit läßt sich mit dem CU-Koeffizient nach Christiansen (relativ Wert aus aktueller zu mittlerer Regenhöhe) bewerten. Der Einfluß des CU-Koeffizient auf die Über- bzw. Unterversorgung der Beregnungsflächenanteile wird schematisch in Abb. 1 dargestellt. Ökonomische Rahmenbedingungen bestimmen den Flächenanteil, der zumindest adäquat mit Wasser versorgt werden muß. Mit Hilfe des CU-Koeffizienten läßt sich grafisch die Höhe des Regendefizits auf der unterversorgten Fläche und die Höhe des Regenüberschusses auf der restlichen Fläche ermitteln. Die Abb. 1 macht deutlich, daß steigende CU-Werte die Abweichungen von der angestrebten Regenhöhe verringern und folglich auch das Risiko von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag auf den übersorgten Flächen senken.

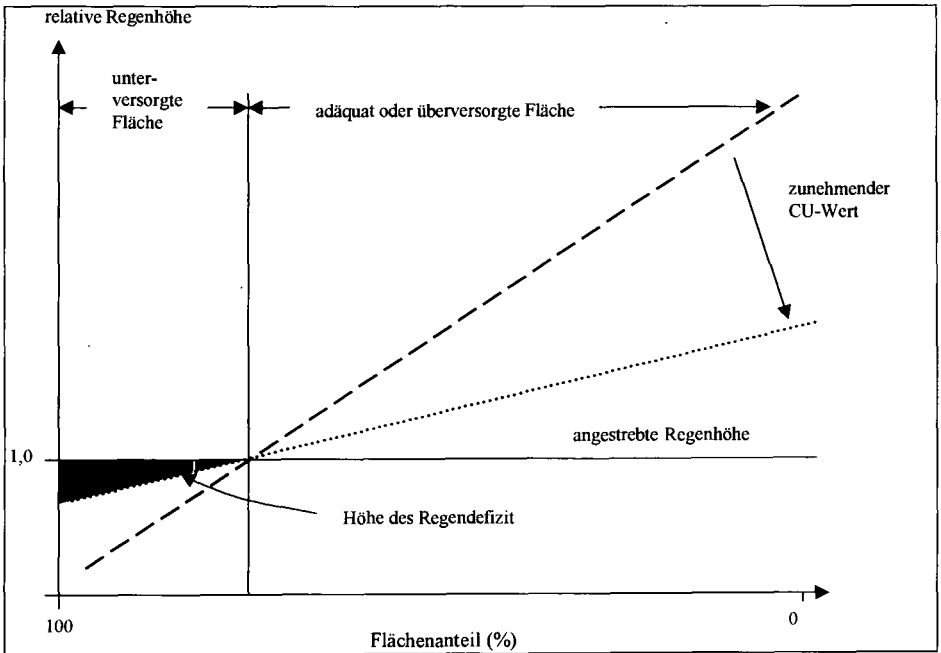


Abb. 1: Schematischer Zusammenhang zwischen CU-Wert und relativen Flächenanteilen, die unterversorgt oder adäquat bzw. übersorgt werden (nach Keller & Bliesner 1990)

Weiterhin wird das Erosionsrisiko durch die Beregnungsintensität gesteuert. Höhere Intensitäten bewirken eine beschleunigte Verschlämmung, so daß Oberflächenabfluß früher einsetzt. Vorverschlämmungen und hohe Bodenfeuchten können den Abflußbeginn noch weiter nach vorne verlegen. Dieser Zusammenhang wird in Abb. 2 verdeutlicht. Für die Beregnungspraxis hat das zur Folge, daß die Regenintensität auf den

verschlammungsanfälligen Lößböden so gering wie möglich gewählt werden muß, um Oberflächenabfluß und Bodenabtrag zu minimieren. In der Regel weisen schluffreiche Lößböden nach langanhaltenden Regengaben Endinfiltrationsraten um 5 bis 10 mm/h auf (Feldwisch 1998). Dieser Wertebereich sollte nicht überschritten werden (Tab. 1).

Neben der durchschnittlichen Beregnungsintensität ist auch die momentane Beregnungsintensität für das Risiko von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag von Bedeutung. So konnte Hartmann (1990) an Drehstrahlregnern (Starkregnern) mit einer Wurfweite von rund 50 m momentane Beregnungsintensitäten bis zu 3000 mm/h feststellen, wohingegen die mittlere Beregnungsintensität nur etwa 8 mm/h betrug. Grundsätzlich erhöht sich die momentane Beregnungsintensität mit zunehmender Wurfweite; zudem nimmt die Tropfengröße und die kinetische Energie stark zu (Frielinghaus & Balla 1986, Keller & Bliesner 1990). Dieser Zusammenhang sollte bei der Feldberegnung auf Löß-Neuland berücksichtigt werden.

	Hangneigung in %		
	0 - 4	4 - 9	> 9 %
Sandböden	20 - 35	15 - 25	10 - 20
lehmige Sandböden	15 - 25	13 - 20	10 - 15
sandige Lehm Böden	12 - 15	10 - 15	8 - 12
Lehm Böden	8 - 13	5 - 10	3 - 8
Tonböden	4 - 8	3 - 6	2 - 4

Tab. 1: Maximal zulässige mittlere Regenintensität in mm/h in Abhängigkeit von Bodenart und Hangneigung (nach Frielinghaus 1991, Krug & Sourell 1991 und Keller & Bliesner 1990); die oberen Werte müssen bei Böden in schlechtem Strukturzustand und ohne Pflanzenbedeckung um rund 25 % reduziert werden. Gleiches gilt beim Einsatz von Drehstrahlregnern (Starkregnern), da diese relativ große Tropfen und sehr große momentane Regenintensitäten aufweisen. Bei stark verschlammten und verkrusteten Böden müssen sogar Abschläge bis zu 50 % vorgenommen werden.

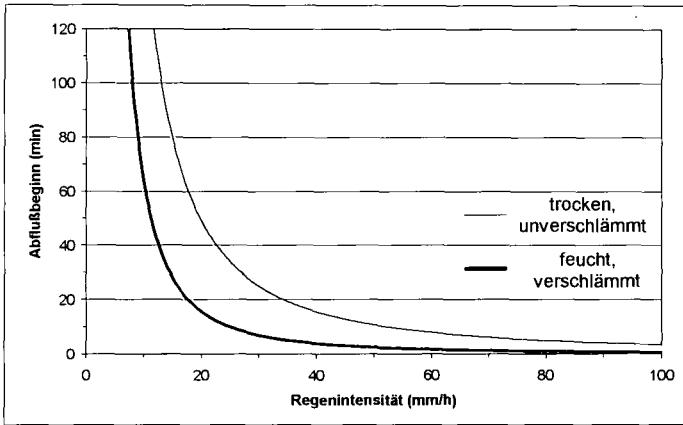


Abb. 2: Abflußbeginn auf Lößböden in Abhängigkeit von der Regenintensität bei unterschiedlichen Bodenzuständen (Feldwisch 1998)

Besser als die Regenintensität kennzeichnet die Regenenergie die Belastung der Bodenoberfläche durch den Aufprall der Tropfen. Die Regenenergie wird durch Tropfengröße und Fallgeschwindigkeit bestimmt. Leider finden sich in der deutschen Fachliteratur zur Beregnung keinerlei Angaben zur Beregnungsenergie der unterschiedlichen Regnertypen. Lediglich Untersuchungen von Frielinghaus (1991) und Frielinghaus et al. (1983, 1984) am Drehstrahlregner U 64 gehen auf die kinetische Tropfenenergie ein. Jedoch wurde dieser Regnertyp v.a. in der ehemaligen DDR eingesetzt und wird heute kaum noch verwendet.

Die große Bedeutung der Regenenergie wird deutlich, wenn der Verschlämmungsprozess detailliert betrachtet werden soll. So untersuchte Fohrer (1995) den Einfluß von Regnpausen auf die Infiltrationsrate. Ein mittel toniger Schluffboden wurde mit ca. 60 mm Regensumme über 120 Minuten beregnet, die kumulierte Energie betrug 1548 J/m². Bei einer Versuchsvariante wurde 120 min ohne Unterbrechung beregnet (kontinuierlich), bei einer zweiten Variante wurde die Beregnungszeit in fünf Teilberegnung mit je 24 min Dauer und einer Woche Pause zwischen den einzelnen Teilberegnungen unterteilt (intermittierend).

Ganz deutlich reagiert der Boden auf den Beregnungsmodus. Bei intermittierender Beregnung verschlämmt der Boden schon bei der 2. Teilberegnung wesentlich stärker als bei kontinuierlicher Beregnung. Nach der 2. Teilberegnung ($\approx 620 \text{ J/m}^2$) liegt die Infiltrationsrate nur noch bei rund 10 mm/h , wohingegen bei der kontinuierlichen Variante bei gleicher kumulierter Niederschlagsenergie die Infiltrationsrate noch rund 20 mm/h beträgt. Insofern ist das Erosionsrisiko bei intermittierender Beregnung auf dem untersuchten Lößboden deutlich höher. (Auf anderen Böden und anderen Zustände der Bodenoberfläche vor der Beregnung lassen sich diese Ergebnisse nicht übertragen, vgl. Fohrer 1995). Da die Feldberegnungspraxis eher der intermittierenden Variante gleichzusetzen ist, muß dieser Zusammenhang beachtet werden, um Bodenerosion zu vermeiden.

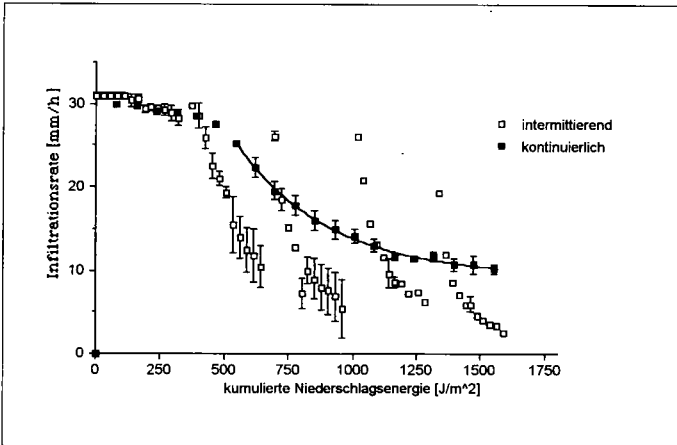


Abb. 3: Infiltrationsrate in Abhängigkeit von der Niederschlagsenergie und dem Beregnungsmodus (Fohrer 1995, Abb. 34)

4. Fazit

Forschungsbedarf wird vor allem hinsichtlich der Tropfenspektren und kinetischen Regenenergien der Beregnungsanlagen gesehen. Hier bieten sich die DLG-Untersuchungen der Beregnungsanlagen an, die um entsprechende Prüfkriterien zu erweitern wären.

Des Weiteren machen die Ergebnisse der Studie deutlich, daß Feldberegnungen auf Lößböden die große Verschlämungsneigung beachten müssen, um Oberflächenabfluß und Bodenerosion zu vermeiden. Dazu bieten sich Schwach- und Mittelstarkregner bis ca. 10 mm/h Intensität an. Hohe Verteilgenauigkeiten über 85 % sollten angestrebt werden, um auf den übersorgten Flächenanteilen das Risiko von Oberflächenabfluß und Erosion möglichst klein zu halten.

Literatur

Blume et al. (1995): Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden. Teil I: Mechanische Belastbarkeit. DVWK-Merkblätter 234/1995. Feldwisch (1998): Bodenkundliche Aspekte der Feldberegnung auf Löß-Neuland. Literaturstudie im Auftrag der Rheinbraun AG, Köln. Fohrer (1995): Auswirkungen von Bodenfeuchte, Bodenart und Oberflächenbeschaffenheit auf Prozesse der Flächenerosion. Bodenökologie u. Bodengeneese, Heft 19. TU Berlin. Frielinghaus (1991): Möglichkeiten zur Minimierung des Oberflächenabflusses ... Z.f. Bewässerungswirt. 26/1, 39-48. Frielinghaus & Balla (1984): Charakterisierung der Regenstruktur von Drehstrahlregnern ... Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 30/7, 407-411. Frielinghaus et al. (1983): Zur Druckabsenkung beim Einsatz des Mittelstarkregners U 64, 2. Mitteilung ... Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 27/5, 339-348. Frielinghaus et al. (1984): Die direkte Bestimmung der kinetischen Tropfenenergie ... Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 28/8, 503-508. Hartmann (1990): Die Messung der momentanen Beregnungsintensität ... Z.f. Bewässerungswirt. 25/2, 30-38. Institut für Betriebstechnik der FAL (o.J.): Merkblatt „Techniken und Verfahren für die Feldberegnung“. Braunschweig-Völkenrode. Keller & Blesner (1990): Sprinkle and Trickle Irrigation. avi Book, Van Nostrand Reinhold, New York. Knoblauch & Roth (1995): Untersuchungen zum Verlauf und zur Tiefe der Bodenwasserausschöpfung ... Z.f. Bewässerungswirt. 30/2, 121-130. Krug & Sourell (1991): Bewässerung. In: Krug, H.: Gemüseproduktion. Verlag P. Parey, Berlin und Hamburg. 190-205. Paul et al. (1997): „Wasser, Marsch“ reicht nicht aus. dlz 3/97, 190-191. Roth (1992): Ökologische Aspekte der Feldberegnung. Z.f. Bewässerungswirt. 27/2, 148-157. Sourell (1991): Zeitgemäße Beregnung. Landtechnik 46/5, 209-212. Sourell (1993): Kostensenkung bei der Feldberegnung. Z.f. Bewässerungswirt. 28/2, 126-139. Wessolek & Renger (1993): Einfluß der Beregnungssteuerung auf Wasserhaushalt und Pflanzenertrag. Z.f. Kulturtech. Landentw. 34/1, 9-18.

Ein Informationssystem zum bodenschonenden Einsatz von Holzerntemaschinen in der Forstwirtschaft

von

MATTHIES, D.

1. Einführung

Seit annähernd 10 Jahren werden in der deutschen Forstwirtschaft in zunehmendem Maße hochmechanisierte Holzerntesysteme zur Holzproduktion im Wald eingesetzt. Momentan sind ca. 1600 Ernte- und Rückefahrzeuge im Einsatz, deren Gewicht bis zu 30 Tonnen betragen kann. Diese Großmaschinen bewegen sich im Bestand auf zumeist unbefestigten Rückelinien und rufen zum Teil drastische Bodenstrukturveränderungen hervor. Nicht zuletzt begründet durch die Erfahrungen aus der Landwirtschaft, werden Ängste laut, die eine nachhaltige Störung des Produktionsfaktors „Boden“ und in ihrer Folge eine Schädigung unserer Waldbestände befürchten. Das Bundesbodenschutzgesetz und die anstehenden Novellierungen davon betroffener Gesetzesregelungen geben der Diskussion um eine bodenschonende Waldbewirtschaftung im Sinne einer guten fachlichen Praxis neuen Auftrieb.

Nach einer kritischen Evaluierung von rund 30 bestehenden Vorschriften zum bodenschonenden Maschineneinsatz, sowohl in der Land-, Forst-, als auch Bauwirtschaft in den deutschsprachigen Ländern wird deutlich, daß von wenigen Ausnahmen abgesehen diese Regelungen einer dringenden Überarbeitung bedürfen. Sie entsprechen häufig nicht mehr dem Stand des Wissens und können daher den Anforderungen aus der Gesetzgebung nicht genügen. Aus diesem Grunde wird am Lehrstuhl für Forstliche Arbeitswissenschaft und Angewandte Informatik an einem Informationssystem gearbeitet, das basierend auf den Forschungsergebnissen der letzten 10 Jahre der forstlichen Praxis eine computergestützte Entscheidungshilfe für den bodenverträglichen Maschineneinsatz bietet. Das Ziel ist es, den Einsatzzeitpunkt bodenfeuchteabhängig so zu wählen, daß der Nachhaltigkeitsgrundsatz für den Boden und seine ökologische Funktion nicht verletzt wird.

2. Grundlagen des Informationssystems

Die zu erwartenden Strukturveränderungen im Boden hängen im wesentlichen von drei Eingangsparametern ab – die mechanische Belastung, die aktuelle Bodenfeuchtigkeit und die wassergehaltsabhängige Tragfähigkeit des Bodensubstrates. Alle drei sind hoch variabel und müssen für jede Einsatzplanung individuell berücksichtigt werden. Auf dieser grundsätzlichen Überlegung basiert das Konzept des Informationssystems.

Für die Umsetzung benötigt das Programm drei Datenbanken und eine Kreuztabelle, die nachfolgend kurz erläutert werden.

- Datenbank „**Maschine**“: In ihr werden die wesentlichen technischen Charakteristika der einzusetzenden Maschine vorgehalten. Dies umfaßt vor allem das zulässige Gesamtgewicht, die Achs- bzw. Radanzahl, die Gewichtsverteilung und daraus resultierend die Achslast.
- Datenbank „**Reifen**“: Hierin finden sich die radspezifischen Aufstandsflächen unter wechselnder Last und variablem Reifeninnendruck.
- Datenbank „**Boden**“: Entsprechend den Konsistenzwerten der verschiedenen Bodenarten bzw. forstlichen Standortseinheiten wird hier eine vierteilige Klassifizierung vorgenommen. Da die Standortklassifikation bundesländerabhängig ist, muß diese Datenbank das Klassifikationsschema aller Bundesländer mit berücksichtigen.
- Kreuztabelle „**maximal zulässiger Wassergehalt**“: Hierin finden sich die druck- und konsistenzabhängigen Wassergehalte, die im Falle einer Befahrung nicht überschritten sein sollten, um eine ökofunktional vertretbare Bodenstruktur zu bewahren.

Über eine operationale Verknüpfung der Eingangsangaben zu den Datenbanken „Maschine“ und „Reifen“ wird ein maschinenindividueller Bodendruck abgeleitet, der separat für die einzelnen Achsen bzw. deren Reifen ausgegeben wird. Der dabei auftretende maximale Bodendruck geht in eine **Bodendruckklassifikation** ein. Aus der Datenbank „Boden“ ergibt sich die **Bodenklassifikation**. Diese beiden Klassenangaben werden in der Kreuztabelle zusammengeführt und ergeben als Resultat den „maximal zulässigen Wassergehalt“.

Ein entscheidende Bedeutung kommt in diesem System der Festlegung der vorgegebenen Schwellenwerte für den Wassergehalt zu. Hierfür sind umfangreiche Befahrungsexperimente erforderlich, die im Prinzip exemplarisch für jede der momentan 4 Bodenklassen durchgeführt werden müssen. Hierfür wurde ein Tragschlepper (Forwarder) eingesetzt. In vier unterschiedlichen Beladungszuständen, die Bodendruckklassen repräsentierend, erfolgte die gezielte Befahrung von frisch aufgeschlagene, also unbelastete Rückegassen. Auf jeder dieser Gassen wurden 4 Teilflächen mit unterschiedlichen Wassergehalten entsprechend der Konsistenzgrenzen angelegt. Als zusätzliche Variante wurden beidseitig verschieden ein Reifeninnen- druck von 1,0 bzw. 2,5 bar eingestellt. Aus dieser Versuchsanordnung ergaben sich 32 Befahrungsvarianten. Über eine umfangreiche Feld- und Laboraufnahme konnten dann die auf- last-, reifeninnendruck- und wassergehaltsabhängigen Strukturveränderungen untersucht werden. Die bodenphysikalischen Ergebnisse wurden im Anschluß anhand einer ökologisch orientierten Bewertungstabelle ausgewählter Struktur- und Transportparameter gewertet und führten somit zu den „maximal zulässigen Wassergehalten“ (KREMER 1998).

Ein besonderes Augenmerk hinsichtlich der Benutzerfreundlichkeit erfuhr die Ausführung der Software. Um eine Plattformunabhängigkeit (Stichwort: Betriebssystem) zu erlangen, ist die Software in der Sprache „JAVA“ erstellt. Damit kann sie auf nahezu allen gängigen Rechnern ohne Anpassungsprobleme installiert werden. Die Bedienerfreundlichkeit ergibt sich aus der Fenstertechnik, wie sie heute bei fast allen Programmen anzufinden ist. Die Pflege der Daten- banken und des Programmes selbst wird zentral erfolgen. Ihre Distribution erfolgt sowohl auf konventionellen Datenträgern als auch über das Internet. Nach einer Testphase, die Mitte 1999 abgeschlossen sein soll, wird das Programm frei verfügbar sein.

3. Zusammenfassung

In absehbarer Zeit wird eine extrem praxisfreundliche Entscheidungshilfe für den Einsatz forsttechnischer Maschinen zur Verfügung stehen, die aufgrund ihrer individuellen Berücksichtigung wichtiger Eingangsparameter einen hohen Zielerreichungsgrad im Sinne einer guten fachlichen Praxis aufweisen wird. Eine prinzipielle Umsetzung auch auf die Probleme der Landwirtschaft erscheint möglich.

4. Literatur

KREMER, J. (1998): Befahrungsbedingte Strukturveränderungen von Waldböden und ihre Auswirkungen auf das Wachstum von Fichten, Kiefern und Buchen auf ausgewählten Standorten.- Forschung und Wissen, GCA-Verlag, Herdecke: 177 S.

Motive und Erfahrungen beim Einsatz bodenschonender und kostensparender Bearbeitungsverfahren - Ergebnisse einer Praxisrecherche in Thüringer Landwirtschaftsbetrieben

von

WERNER, D.

Die Vorteile reduzierter (konservierender) Bodenbearbeitung sind durch zahlreiche Feldversuche und Praxisexperimente belegt:

- Reduzierung der Bearbeitungskosten ohne Ertragseinbuße bei standortgerechtem Einsatz.
- Höhere Stabilität bzw. Tragfähigkeit des Bodens durch die Unterlassung destabilisierender Lockerung.
- Rückbildung geringer Bodenstrukturen durch höhere biologische Aktivität des Systems, d.h. ohne Eingriff.
- Gewährleistung eines wirksamen Erosionsschutzes durch Verbleib von Ernterückständen an der Bodenoberfläche (Mulch).

Trotzdem werden, wenn man gelegentlichen Pflugverzicht nicht berücksichtigt, in der Bundesrepublik Deutschland weniger als 4 % der Ackerfläche konservierend bearbeitet (FRIELING-HAUS et. al. 1997).

Auch wenn in Rechnung gestellt wird, dass in niederschlagsreichen Gebieten und auf verdichteten und vernähten Böden Einsatzbeschränkungen gegeben sind, kann die geringe Verbreitung permanenten Pflugverzichts damit nicht ausreichend begründet werden. Die bisher diskutierten Ursachen dieser mangelhaften Akzeptanz - unzureichende Beratung, unzureichende betriebswirtschaftliche Einordnung, Anforderungen des Agrarmarktes etc. - erscheinen ergänzungsbedürftig, weil sie nicht schlüssig erklären, warum die mit conservation tillage gegebenen Möglichkeiten der Senkung der Bearbeitungskosten - Halbierung auf geeigneten Standorten ohne Ertragsrückgang - nicht besser genutzt werden.

In 95 Thüringer Landwirtschaftsbetrieben (Agrargenossenschaften und Wiedereinrichter) mit 127 Tha AF wurde deshalb 1996 und 1997 eine Recherche zur Bodenbearbeitungspraxis in Form einer Fragebogenaktion durchgeführt:

- Wie hoch ist der Flächenanteil tiefer Wendung (Pflug) und flacher Lockerung (Grubber, Scheibenegge) an der Grundbodenbearbeitung sowie von Frässaat und Direktsaat?
- Was sind die Beweggründe für die Wahl des Bearbeitungsregimes (Maschinenbesatz, Ertragsrisiko, Bearbeitungskosten, Erosionsschutz, Unkraut- und Schädlingsbekämpfung, Bodeneignung)?
- Welche Bodenbearbeitungstechnik wird eingesetzt?
- Welche Erfahrungen gibt es bei der Anwendung aufwandsreduzierter/bodenschonender Bearbeitungsverfahren im Vergleich zur Pflugwirtschaft?

¹ Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft Jena
Naumburger Str. 98, D-07743 Jena

- Fördert reduzierte Bodenbearbeitung das Auftreten von Unkräutern, Ungräsern und tierischen Schädlingen?

Ergebnisse

Knapp 80 % der befragten Betriebe haben Erfahrungen mit nichtwendender Grundbodenbearbeitung. Nur 20 % setzen ausschließlich den Pflug ein. Direktsaat hat in Thüringen keine Bedeutung. Die derzeitigen Flächenanteile pflugloser Grundbodenbearbeitung (Tab. 1) spiegeln eine insgesamt beachtliche Verbreitung, aber auch die differenzierte Eignung der Klima- und Bodenregionen Thüringens wider.

Im Thüringer Becken mit geringen Jahresniederschlägen und ausgeprägter Sommertrockenheit erfolgt die Herbstbestellung auf Löß- und Keuperverwitterungsböden bereits zu 50% pfluglos. Gute Voraussetzungen dafür sind gegeben, wenn die Vorfrucht einen von tieferen Spuren freien Acker mit geringer Verunkrautung und gut verteilten Ernterückständen hinterläßt.

Auf den schweren Muschelkalkverwitterungsböden der Beckenrandlagen ist Pflügen durch die extreme Bodenfestigkeit kaum noch möglich. Hier erfolgt die Grundbodenbearbeitung zu 45 % mit dem Grubber bei einer mittleren Arbeitstiefe von 10 ... 20 cm gegenüber 20 ... 30 cm Pflügetiefe.

Tabelle 1: Anteil tiefer Wendung und flacher Lockerung an der Grundbodenbearbeitung und Anteil Direktsaat (% AF)

Agrargebiet		Pflug	Grubber Scheibenege	Direktsaat
1	Thür. Becken	45,7	52,9	1,4
2	Ostthür. Lößgebiet	85,2	14,8	0
3	Randl. Thür. Becken	53,5	45,5	1,0
4	Eichsfeld/Harzvorland	71,7	27,9	0,4
5	Ostthür. Buntsandstein	84,1	15,1	0,8
6	Ostthür. Schiefergebirge	83,5	16,5	0
7	SW-Thüringen	65,0	33,3	1,7
8	Thür. Wald/Rhön	83,1	16,9	0
Thüringen		62,0 ¹⁾	37,1 ¹⁾	0,9 ¹⁾

¹⁾ gewogenes Mittel (Fläche)

In den feuchteren Übergangslagen und im Mittelgebirgsbereich wird auf Buntsandstein-, Kalk- und Schieferverwitterungsböden noch überwiegend gepflügt, um die Bodendurchlüftung sicherzustellen, Überschußwasser abzuführen und bearbeitungsbedingte Bodenschäden auszugleichen.

Beide Verfahrenslinien werden situations- und standortbezogen und nur ganz untergeordnet nach dem BAEUMERSCHEN Grundsatz - einmal pfluglos, immer pfluglos - eingesetzt.

Häufigste pfluglos bestellte Fruchtart ist Winterweizen nach Raps, Mais und Zuckerrüben sowie in Selbstfolge, demgegenüber erfolgt obligatorische Saarfurche zu Wintergerste nach -weizen.

Betrachtet man die Motive für die Beibehaltung der Grundbodenbearbeitung mit dem Pflug einerseits und für die Umstellung auf pfluglose Grundbodenbearbeitung andererseits so ergibt sich: Bevorzugter Einsatz Pflug

- vorhandene Altbearbeitungstechnik (60 % der Befragten)

- Vermeidung Ertragsrisiko (> 50 %)
- Unkraut- und Schädlingsbekämpfung (50 %)
- Beseitigung Radsuren und Einarbeitung von Ernterückständen (20 %)

Bevorzugt pfluglose Bearbeitung

- Senkung Bearbeitungskosten (~ 80 %)
- Erosionsschutz (45 %)
- besondere Bodeneignung (25 %)

Die Senkung der Bearbeitungskosten wird also offensichtlich nur dann zum bestimmenden Handlungsmotiv, wenn damit keine Erhöhung des Ertragsrisikos verbunden ist.

Das Befragungsergebnis zu den Erfahrungen bei pflugloser Bearbeitung zeigt, dass eine Reduzierung der Arbeitsgänge und Maschinenkosten tatsächlich eintritt. Dabei wird überwiegend von Ertragsgleichheit ausgegangen. Mehr- und Mindererträge spielen nur eine untergeordnete Rolle. Die Wirkung auf die Bodenstruktur (auf geeigneten Böden) wird eher positiv eingeschätzt. Sekundäre Vernässungswirkungen werden offensichtlich durch Berücksichtigung der Standorteignung und zunehmend bodenschonendes Befahren vermieden.

Geht man davon aus, dass die Senkung der Bearbeitungskosten in jedem Fall ein wichtiges Handlungsmotiv für den Landwirt ist, so ergibt sich die Begrenzung des Anwendungsumfanges pflugloser Grundbodenbearbeitung aus der Vermeidung damit verbundenen Ertragsrisikos.

Worin besteht dieses Ertragsrisiko aus der Sicht des Praktikers?

Bodenphysikalische Effekte spielen eine Rolle, stehen aber ganz offensichtlich nicht im Vordergrund. Pfluglose Grundbodenbearbeitung erhöht vielmehr die Besatz- bzw. Befallstendenz vor allem an Ungräsern (75 % der befragten Betriebe, die pfluglose Grundbodenbearbeitung anwenden) und tierischen Schädlingen (> 60 %).

Bei Ungräsern werden Quecke und Ausfallgetreide als besonders stark zunehmend genannt, bei Unkräutern Ausfallraps und Kamille und als tierische Schädlinge Schnecke und Feldmaus (Tab. 2). Die Mehraufwendungen für die Bekämpfung sind erheblich.

Tabelle 2: Häufigkeit von Ungräsern, Unkräuter und tierischen Schädlingen nach pflugloser Grundbodenbearbeitung ¹⁾ sowie Mehraufwand für die Bekämpfung

Ungräser		Unkräuter		Schädlinge	
Quecke	68 %	Ausfallraps	71 %	Schnecke	76 %
Ausfallgetreide	58 %	Kamille	68 %	Feldmaus	73 %
Trespe	42 %	Vogelmiere	35 %		
Windhalm	38 %	Rauke	29 %		
Ackerfuchsschwanz	28 %	Klettenabkraut	3 %		
Mehraufwand für die Bekämpfung					
- 60 DM/ha	57 %	- 60 DM/ha	75 %	- 60 DM/ha	40 %
60-120 DM/ha	43 %	60-120 DM/ha	25 %	60-150 DM/ha	60 %

¹⁾ in % der Betriebe, die eine Zunahme nach flach lockernder Grundbodenbearbeitung angegeben haben

Pflugeinsatz zur mechanischen Unkrautbekämpfung ist in vielen Fällen unverzichtbar. Nach Winterweizen zu Wintergerste und Sommergerste wird gepflügt, um die Nachteilwirkungen von Ausfallgetreide (u. a. Kornbesatz und Trocknungskosten) auszuschalten. Bei Blattvorfrüchten führt hoher Besatz mit Ungräsern (Quecke) wegen der nicht möglichen Bekämpfbarkeit im Getreide trotz der sonst vorhandenen Eignung zum Einsatz des Pfluges. Das heißt, die Mehraufwendungen für die chemische Bekämpfung bzw. der monetäre Ertragsverlust bei unzureichendem Bekämpfungserfolg sind in Thüringen die Hauptsächlichheiten für den hohen Stellenwert der Pflugwirtschaft.

Schlußfolgerungen

- In der Landwirtschaft Thüringens entwickeln sich zwei Verfahrenslinien in der Grundbodenbearbeitung gleichrangig nebeneinander: Pflug- und Grubber/Scheibeneggenbearbeitung
- Unter Berücksichtigung der standörtlich-pflanzenbaulichen Rahmenbedingungen wird jeweils die Verfahrensvariante eingesetzt, die mit dem geringsten Aufwand Ertragsfähigkeit und Ertragsicherheit gewährleistet. Permanenter Pflugverzicht findet a priori nicht statt. Die Eingriffsintensität wird reduziert (Kosten), wenn Bodenzustand, Fruchtfolge und Ungras/Schädlingsdruck diese Maßnahme ohne zusätzliches Ertragsrisiko zulassen.
- Diese Strategie ist sachlich begründet. Sie muß als Ausgangspunkt für die Durchsetzung von mehr Bodenschutz akzeptiert werden:
 - Schrittweise Erhöhung des Anteiles pflugloser Bearbeitung bis zum standörtlichen Optimum durch Abbau von Risikofaktoren (u. a. sichere Kontrolle von Ungräsern und Schädlingen)
 - Verstärkte Beratung zu bodenschonenden Formen des Pflugeinsatzes (Onlandpflügen, Zweischichtbearbeitung, Wechsel Pflugtiefe, Hangbearbeitung mit Drehpflug).

Literatur

BAEUMER, K. (1992): Allgemeiner Pflanzenbau. 3. Auflage Ulmer Stuttgart

FRIELINGHAUS, M.; HOEFELICH, G.; JOSCHKO, M.; ROGASIK, H.; SCHAEFER, H. (1997): Possibilities of conservation on sandy soils - analysis of a long-term experiment. Arch. of Agronomy and soil science 41, 5.

KTBL-Arbeitsgruppe (1998): Bodenbearbeitung und Bodenschutz - Empfehlungen für gute fachliche Praxis.

Beitrag konservierender Bodenbearbeitungsverfahren für den nichtstofflichen Bodenschutz

von

WIERMANN, C., HORN, R.

1. Einleitung:

In den letzten Jahrzehnten wurde die Ertragssicherheit von landwirtschaftlich genutzten Böden durch ein ansteigendes Ausmaß an Bodenverdichtungen weltweit stark eingeschränkt. Hierfür sind in erster Linie veränderte ökonomische Rahmenbedingungen verantwortlich, die zu einer Rationalisierung des Pflanzenbaus und damit häufig zu einer steigenden Bodenbeanspruchung geführt haben.

Zunächst ist in diesem Zusammenhang die Frage zu beantworten: Wie ist der Begriff „Bodenverdichtung“ konkret definiert? Nach Gliemeroth (1949) bedeutet Bodenverdichtung eine starke Dichtlagerung des Bodens und ein geringes Gesamtporenvolumen, das sich nachteilig auf die physikalischen, chemischen und biologischen Vorgänge des Bodens auswirkt und die Leistung der Kulturpflanzen beeinträchtigt. Eine ähnliche Definition wird von Soane & Ouwerkerk (1994) vorgenommen. Allerdings weisen diese Autoren auch daraufhin, daß Bodenverdichtung eine Umorientierung von Partikeln im Bodenvolumen bedeutet. Somit sind Änderungen der Bodeneigenschaften bei Bodenverdichtungen über Veränderungen der Bodenstruktur zu definieren. Aus diesem Grund schlägt Dexter (1988) vor, die Auswirkungen von mechanischen Belastungen auf aggregierte Böden mit dem Begriff der Strukturveränderung zu beschreiben, da jede Überschreitung der bodeneigenen Stabilität zu Struktureinheiten höherer oder niedriger hierarchischer Ordnung führt. Eine Bewertung der resultierenden Strukturveränderungen sollte deshalb nur im Hinblick auf die entsprechende Bodennutzungsform vorgenommen werden. Für die Beurteilung von Strukturänderungen landwirtschaftlich genutzter Böden ist daher immer zu berücksichtigen, daß besonders Verdichtungen des Oberbodens auch ertragssteigernd wirken können, ohne die Standortqualität nachhaltig zu beeinflussen. Demgegenüber haben Untersuchungen von Hakansson et al. (1987) gezeigt, daß mechanische Belastungen des Unterbodens zu irreversiblen Strukturänderungen führen, die langfristig wirksam werden können. Aus diesem Grund sollten sich sämtliche Bemühungen seitens der landwirtschaftlichen Praxis und der Gesetzgebung auf die Vermeidung von Strukturschäden des Unterbodens konzentrieren. Von Sommer (1998) ist in diesem Zusammenhang ein „Konzept zur bodenschonenden Befahrung des Ackerbodens“ vorgestellt worden: Der Autor fordert zur Vermeidung von Schadverdichtungen die Weiterentwicklung von technischen Möglichkeiten (Reifen- und Fahrwerkstechnik), die Anpassung von Arbeitsverfahren an die jeweiligen Bodeneigenschaften (Kombination von Arbeitsgängen und Erhöhung der Schlagkraft), die Begrenzung der mechanischen Belastung (Reduzierung von Radlasten) und die Verbesserung der Befahrbarkeit des Bodens (konservierende Bodenbearbeitungsverfahren).

Die vorliegenden Untersuchungen wurden mit dem Ziel durchgeführt, Anhaltspunkte dafür zu erhalten, ob durch konsequente Anwendung von konservierenden Bodenbearbeitungssystemen die Bodenstabilität erhöht und damit die Befahrbarkeit des Ackerbodens verbessert werden kann.

2. Material und Methoden:

Seit 1971 werden auf dem Versuchsgut Reinshof der Universität Göttingen (kolluvial überprägte Parabraunerde aus Löß; U_{t3}) vergleichende Untersuchungen zu konventioneller (mit Pflug, CT) und konservierender (ohne Pflug, CS) Bodenbearbeitung durchgeführt. Auf Flächen beider Bearbeitungssysteme wurden im Zeitraum von 1995 bis 1997 zu acht Beprobungsterminen folgende bodenökologische Parameter in 10 und 30 cm Tiefe ermittelt: Lagerungsdichte, Porengrößenverteilung, Luftpermeabilität und gesättigte Wasserleitfähigkeit. Die mechanische Belastbarkeit der Ackerflächen bei Erreichen der Feldkapazität wurde anhand von Befahrungsversuchen untersucht: Gepflügte und konservierend bearbeitete Flächen wurden mit steigenden Radlasten (1,7 t, 2,5 t und 5 t) dynamisch belastet. Die hierbei induzierten vertikalen und horizontalen Bodenbewegungen in 10 cm Bodentiefe sind mit Hilfe des bei Kühner (1997) beschriebenen Displacement Transducer Systems (DTS) erfaßt worden.

3. Ergebnisse und Diskussion:

Ökologische Bodeneigenschaften:

Die Auswirkungen konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung auf bodenökologische Parameter am Standort Reinshof sind für den Zeitraum von 1995 bis 1997 in Tabelle 1 zusammengefaßt. Während auf der gepflügten Variante die Lagerungsdichte in 10 cm Bodentiefe im Vergleich zu der konservierend bearbeiteten Parzelle signifikant kleiner ist, zeigen die Ergebnisse in 30 cm Bodentiefe umgekehrte Verhältnisse an. Auch hinsichtlich der Porengrößenverteilung ergeben sich Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungssystemen: Ein deutlich erhöhtes Makroporenvolumen auf der CS gegenüber der jährlich gepflügten Variante in 30 cm Tiefe resultiert in einer signifikanten Steigerung der Luftpermeabilität. Für den Parameter der gesättigten Wasserleitfähigkeit konnten diese Differenzen nicht festgestellt werden.

Bodenbearbeitung	Tiefe [cm]	Lagerungsdichte [g/cm ³]	Luftkapazität [Vol. %]	nutzbare Feldkapazität [Vol. %]	Totwassergehalt [Vol. %]	Luftpermeabilität # [cm ²]	gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm/d]
mit Pflug - CT -	10	1,48 a	6,6 a	28,1 a	8,9 a	0,83 a	56,9 a
ohne Pflug - CS -	10	1,56 b	4,4 a	26,7 a	9,0 a	1,54 a	10,1 a
mit Pflug - CT -	30	1,58 a	4,8 a	26,5 a	9,0 a	1,06 a	35,4 a
ohne Pflug - CS -	30	1,46 b	10,6 b	25,0 b	9,1 a	2,88 b	88,3 a

Tab. 1: Auswirkung konventioneller (CT) und konservierender (CS) Bodenbearbeitungssysteme auf bodenökologische Eigenschaften des Standortes Reinshof im Zeitraum von 1995 bis 1997. Verschiedene Kleinbuchstaben in einer Bepflügstiefe kennzeichnen einen signifikanten Unterschied ($p < 0,05$) zwischen CT und CS.

Luftpermeabilität ($\cdot 10^{-7}$) bei einer Wasserspannung von -60 hPa.

Die beschriebenen Unterschiede deuten daraufhin, daß physikalische und biologische Prozesse in den unbearbeiteten Bodenhorizonten der CS Parzellen zur Entstehung einer ökologisch funktionalen Bodenstruktur geführt haben. Ein kontinuierliches, vertikal ausgerichtetes Porensystem, wie dies auch von Ehlers & Claupein (1994) beschrieben wird, verbindet Ober- und Unterboden zu einer physiologischen Einheit.

Auf der konventionell bewirtschafteten Variante dagegen werden Struktureinheiten, die sich innerhalb einer Vegetationsperiode bilden, durch den tiefen mechanischen Eingriff stark modifiziert. Aufgrund der zufälligen Anordnung der Aggregatbruchstücke entsteht in den bearbeiteten Bodenhorizonten ein tortuoses Porensystem, das physiologisch nur unzureichend mit dem Unterboden verbunden ist.

Die unterschiedliche Bodenbearbeitungsintensität hat sich stark auf die ökologischen Bodeneigenschaften des Standortes Reinshof ausgewirkt. Im Hinblick auf eine nachhaltige Landwirtschaft ist deshalb zu vermuten, daß extreme äußere Beeinflussungen, wie Starkregenereignisse, besser abgepuffert werden können, ohne den pflanzenbaulichen Ertrag zu gefährden. Gilt diese Aussage auch im Hinblick auf mechanische Belastungen?

Mechanische Bodeneigenschaften:

Der Begriff „Bodenstabilität“ ist nach Guerif (1994) als der Widerstand des Bodens definiert, der überschritten werden muß, um eine bestimmte Bodendeformation hervorzurufen. Die Stabilität des Bodens gegenüber mechanischen Belastungen wird deshalb einerseits von internen Bodenfaktoren wie Korngrößenverteilung, Tonmineraltyp, Art der adsorbierten Kationen, Gehalt und Zusammensetzung der organischen Substanz sowie Aggregierungsgrad und -stabilität bestimmt. Andererseits ist die Bodenstabilität aber auch stark abhängig von bodenexternen Faktoren: Lastintensität, Belastungsart (statisch oder dynamisch), Anzahl der Belastungen und Belastungsdauer (Horn & Lebert, 1994). In der Regel wird die Bodenstabilität durch Summenparameter, die im Labor (z.B. Vorbelastung, Kohäsion) oder im Freiland (z.B. Penetrometer) ermittelt werden, quantifiziert. Um die tatsächliche Bodenbeanspruchung durch landwirtschaftliche Fahrzeuge beurteilen zu können, sind allerdings dynamische Befahrungsvorversuche im Freiland durchzuführen.

Die Abbildung 1 zeigt die vertikalen und horizontalen Bodenbewegungen in 10 cm Bodentiefe, die durch eine zweimalige Überrollung mit 1,7 t und 2,5 t Radlast auf Flächen beider Bearbeitungssysteme hervorgerufen werden. Zwischen den Bearbeitungssystemen ist ein deutlicher Unterschied festzustellen: Die Vertikal- und Horizontalbewegungen in 10 cm Bodentiefe fallen auf der gepflügten Variante deutlich höher aus. Außerdem ist besonders dem Kurvenverlauf für eine Belastung mit 2,5 t Radlast zu entnehmen, daß auf beiden Bearbeitungsvarianten durch Entlastung eine elastische Bodenreaktion hervorgerufen wird, die sowohl nach der Passage des Vorderrades als auch nach der Überrollung des Hinterrades zu beobachten ist. Wird die Radlast auf 5 t erhöht, so steigt das Ausmaß der induzierten vertikalen und horizontalen Bodenbewegung auf beiden Bearbeitungsvarianten erheblich an (Abbildung 2). Allerdings ist auch bei dieser Radlast die Bodenbewegung auf der reduziert bearbeiteten Variante deutlich geringer als auf CT. Bei wiederholter Befahrung des Bodens in einer Spur steigt die Bodenbeanspruchung auf Parzellen beider Bodenbearbeitungsverfahren weiter an.

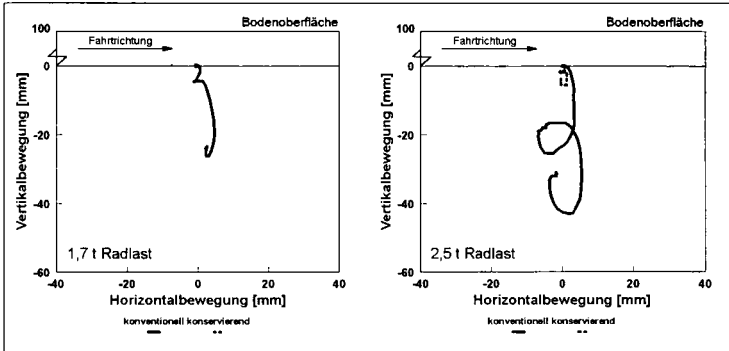


Abb. 1: Vertikal- und Horizontalbewegung des Bodens in 10 cm Tiefe bei dynamischer Belastung mit 1,7 t (links) und 2,5 t Radlast (rechts) auf konventionell und konservierend bearbeiteten Parzellen. Standort: Reinshof. Bodenwassergehalt: ~ pF 1,8.

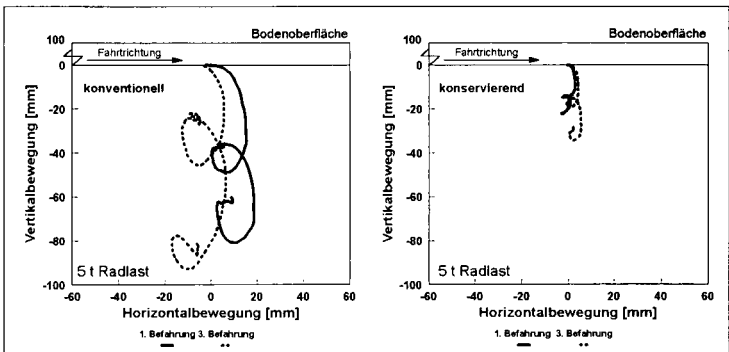


Abb. 2: Vertikal- und Horizontalbewegung des Bodens in 10 cm Tiefe bei der ersten und dritten Befahrung mit 5 t Radlast auf konventionell und konservierend bearbeiteten Parzellen. Standort: Reinshof. Bodenwassergehalt: ~ pF 1,8.

Diese Ergebnisse zeigen, daß die bodeneigene Stabilität der gepflügten Variante bereits bei einer einmaligen Überrollung mit 1,7 t Radlast überschritten wird. Die konservierend bearbeitete Variante dagegen ist offensichtlich in der Lage eine mechanische Belastung bis zu 2,5 t Radlast zu kompensieren und den Unterboden vor irreversiblen Strukturschäden zu schützen.

Ergebnisse von Schönning & Rasmussen (1989) zeigen in diesem Zusammenhang, daß die Aggregatstabilität durch konservierende Bearbeitungsverfahren erhöht werden kann. Auch Horn (1986) folgert aus vergleichenden Untersuchungen zu konventionellen und konservierenden Bearbeitungsverfahren eine verbesserte mechanische Belastbarkeit der reduziert bearbeiteten Variante. Allerdings werden die Differenzen von diesem Autor auf ein vertikal ausgerichtetes, stabiles Makroporensystem der CS Parzelle zurück geführt.

Befahrungen mit 5t Radlast hingegen resultieren auf beiden Bearbeitungssystemen in einer Überschreitung der Bodenstabilität: Auch auf der CS Variante können ausgeprägte Vertikal- und Horizontalbewegungen bereits bei der ersten Überfahrt beobachtet werden. Mit zunehmender Befahrungshäufigkeit gleichen sich die Bewegungsabläufe auf den untersuchten Bearbeitungsvarianten weiter an. Diese Ergebnisse sind dahingehend zu interpretieren, daß mit steigender oder wiederholter mechanischer Belastung eine vollständige Zerknetung der Struktureinheiten des Oberbodens eintritt, so daß die Kompensationskraft gegenüber mechanischen Belastungen reduziert wird und die Beanspruchung des Unterbodens ansteigt.

4. **Schlußfolgerungen:**

- Konventionelle Bodenbearbeitungssysteme führen zu einer Überlockerung des Oberbodens und somit zu einer geringen mechanischen Belastbarkeit. Der Unterboden wird hingegen durch die in der Pflugfurche fahrenden Schlepperräder zunehmend mechanisch belastet.
- Bei konsequenter Anwendung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren wird die mechanische Stabilität und ökologische Funktionalität der unbearbeiteten Bodenhorizonte durch biologische und physikalische Strukturierungsprozesse erhöht. Aus diesem Grund können konservierende Bodenbearbeitungsverfahren einen Beitrag für eine nachhaltige Bodenbewirtschaftung leisten.

Einschränkungen:

- Nicht alle Standorte und pflanzenbaulichen Produktionssysteme sind für konservierende Bodenbearbeitungsverfahren gleichermaßen geeignet.
- Um die beschriebenen Unterschiede hinsichtlich der ökologischen und mechanischen Bodeneigenschaften ausnutzen zu können ist ein „Umstellungszeitraum“ von mindestens 5 Jahren erforderlich.
- Die mechanische Bodenstabilität auch von langfristig konservierend bearbeiteten Ackerböden ist vom Bodenwassergehalt abhängig.

5. **Danksagung:**

Die Autoren bedanken sich bei der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die finanzielle Unterstützung der hier vorgestellten Untersuchungen.

6. **Literatur:**

- Dexter, A.R. (1988):** Advances in characterization of soil structure; *Soil & Tillage Research*, 11, P. 199 - 238.
- Ehlers, W. & W. Clausein (1994):** Approaches toward Conservation Tillage in Germany; In: Carter, M.R. [ed.]: *Conservation Tillage in Temperate Agroecosystems*; Lewis Publishers.
- Gliemeroth, G. (1949):** Selbstverschuldete Strukturstörungen des Bodens unter besonderer Berücksichtigung des Schlepperraddrucks; *Berichte Landtechnik II*, S. 19 - 54.
- Guerif, J. (1994):** Effects of Compaction on Soil Strength Parameters; In: Soane, B.D. & C. van Ouwerkerk [eds.] (1994): *Soil Compaction in Crop Production; Developments in Agricultural Engineering 11*. Elsevier, P. 45 - 69.
- Hakansson, I., W.B. Voorhees, P. Elonen, G.S.V. Raghavan, B. Lowery, A.L.M. Van Wijk, K. Rasmussen & H. Riley (1987):** Effect of High Axle-Load Traffic on Subsoil Compaction and Crop Yield in Humid Regions with Annual Freezing; *Soil & Tillage Research*, 10, P. 259 - 268.
- Horn, R. (1986):** Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf die mechanische Belastbarkeit von Ackerböden; *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 149, S. 9 - 18.
- Horn, R. & M. Lebert (1994):** Soil Compactibility and Compressibility; In: Soane, B.D. & C. van Ouwerkerk [eds.] (1994): *Soil Compaction in Crop Production; Developments in Agricultural Engineering 11*, Elsevier, P. 45 - 69.
- Kühner, S. (1997):** Simultane Messung von Spannungen und Bodenbewegungen bei statischen und dynamischen Belastungen zur Abschätzung der dadurch induzierten Bodenbeanspruchung; *Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel*, Nr. 39, ISSN 0933-680 X.
- Schjønning, P. & K.J. Rasmussen (1989):** Long-Term Reduced Cultivation. I. Soil Strength and Stability; *Soil & Tillage Research*, 15, P. 79 - 90.
- Soane, B.D. & C. van Ouwerkerk (1994):** Soil compaction Problems in World Agriculture; In: Soane, B.D. & C. van Ouwerkerk [eds.] (1994): *Soil Compaction in Crop Production*; Elsevier, P. 1 - 21.
- Sommer, C. (1998):** Ein Konzept zur Vorbeugung von Bodenschadverdichtungen in der pflanzenbaulichen Produktion; *Bodenschutz*, I, 3. Jahrgang, S. 12 - 16.

Schutz des Bodens als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte

von

HIEROLD, W., BORK, H.-R.

Nach Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG §§ 1, 2) erfüllt der Boden i. S. des Gesetzes „Funktionen als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte“.

Dies wird im Gesetz nicht weiter untersetzt, wie es im Gegensatz dazu bei den natürlichen Funktionen und Nutzungsfunktionen geschieht.

An dieser Stelle soll sich mit dem Begriff, möglichen Bezügen zu anderen Schutzgütern/-gegenständen und Möglichkeiten der Umsetzung auseinandergesetzt werden (vgl. JANETZKO u.a. 1998). Exemplarisch wird an 2 Beispielen der Archivcharakter von „Bodenbefunden“ vorgestellt und im o.g. Zusammenhang eingeordnet.

Zum Begriff „Archiv der Natur- und Kulturgeschichte“

Geschichtliches Wissen beruht auf Informationen aus Quellen, u.a. durch Entschlüsselung von Spuren im Boden. Spuren im Boden „zu entschlüsseln, ist nicht von rein akademischem Interesse, sondern führt zu besserem **Verständnis kulturell-ökologischer Zusammenhänge**,

sowohl hinsichtlich des Vergangenen,
als auch hinsichtlich der Gegenwart,
und es ermöglicht Zukunftsprognosen“.

(RÖSCH 1997, geänd. d. Hervorhebung)

Jeder Boden ist, wie jedes andere materielle Ding, über seine Eigenschaften und Relationen zur Umgebung bzgl. seiner Bildungsbedingungen interpretierbar, d.h. prinzipiell Geschichtsträger. Dies kann jedoch i. S. des Gesetzes nicht mit „Archivfunktion des Bodens“ gemeint sein, da es formal den Schutz aller Böden evtl. gegen die anderen Funktionen nach sich ziehen würde.

Böden müssen einen **besonderen dokumentarischen Wert** haben, der sie zum schützenswerten Gut macht.

RÖSCH (1997) spricht vom **Quellenwert des Bodens**. Der Wert eines Bodens als geschichtliche Quelle hat subjektiven Charakter, da er u.a. von der Fähigkeit, Spuren zu erkennen und zu interpretieren, von der Sicherheit der Deutungen und vom Neuheitsgrad der Informationen, die entschlüsselt werden, abhängig ist. Zur Verfügung stehende Methoden und Herangehensweisen beeinflussen sehr wesentlich den Erkenntnisumfang. Quellen sind im historischen Sinne vor allem dann bedeutsam, wenn sie sicher datierbar sind.

Insbesondere nachfolgende Bodenmerkmale haben historischen Quellenwert:

- *Stratigraphie: Lage von Schichten zueinander bzw. von Funden in Schichten,
- *Artefakte: vom Menschen geformte Gegenstände als datierbares Kulturgut, insbes. auch Holzkohle
- *biogene Reste: Mikro- (Pollen, Sporen) und Makrofossilien (Pflanzen-, Tier-, Menschenreste)
- *chem. Merkmale: Vorkommen bzw. Konzentration von Stoffen (z.B. P als Siedlungszeiger).

Böden sind i.d.R. nicht als losgelöste Objekte, sondern v.a. im landschaftlichen Kontext (vgl. Beispiel „Wolfsschlucht“) interpretierbare Quellen. Es ist daher fragwürdig, ob einzelne Böden i.S. von bodentypologischen Ausprägungen das Schutzgut Boden als Archiv umfassend genug definieren können, wie es bisher über den Begriff der „Seltenheit“ getan wird. Nicht weil ein Boden selten ist, hat er besonderen Quellenwert.

JANETZKO u.a. (1998) stellen die Archivfunktion der Böden in direkten Zusammenhang mit „schutzwürdigen ‚seltenen‘ Böden“, was zu einer Bodenformenliste führt. Aufgrund der Probleme der Erkenn- und Abgrenzbarkeit der Schutzobjekte, sprich der Umsetzbarkeit eines derartigen Ansatzes, wird aber der Vorschlag zur Verknüpfung des Bodenschutzzieles mit den Möglichkeiten des Flächenschutzes beim Biotop- bzw. Geotopschutz gemacht.

Der Ansatz ist zielführend, er kann unterstützt und muß weitergedacht werden. Er führt den Schutz des Bodens als Archiv auf die Fläche und stellt die Böden in ihre landschaftlichen Zusammenhänge. Die Benennung einzelner Bodenformen als die schutzwürdigen „seltenen“ Böden kann dabei jedoch eher einschränkend wirken. Schutzobjekte sollten die Landschaftsausschnitte sein, die Böden mit besonderem Quellenwert tragen. Diese Areale können mit bodenkundlichen Kategorien (Bodenformen) oft nicht scharf definiert werden, wie an den Beispielen Wölbackerflur und Schwemmfächer später deutlich gemacht wird.

Als Ergänzung zu den Flächenkategorien Geotop bzw. Biotop für den vorrangigen Schutz des naturgeschichtlichen Archivs wird in einer weiteren Auslegung des Begriffs das Bodendenkmal empfohlen, um den kulturgeschichtlichen Quellenwert des Bodens zu fassen.

Die Bodenarchivfunktion in den landschaftlichen Kontext zu stellen, ermöglicht, die Faßbarkeit des Schutzzieles über den Begriff

- **Seltenheit** zu ergänzen um
- **Eigenart** (z.B. Wölbacker als visuell faßbare Zeugen der Landnutzung) und
- **Originalität** (Natürlichkeit bzw. „Kultürllichkeit“ i.S. von „gut erhalten“).

Beispiele als Belege der Landschafts- und Landnutzungsgeschichte

A) Wölbackerflur Nattheide in der Prignitz

Wölbacker sind Zeugen mittelalterlicher Flurformen und insbes. Beleg einer Bodenbearbeitung, die zur Aufhäufung humosen Bodenmaterials in der Beetmitte geführt hat, eben der Aufwölbung der Äcker. Kennzeichnend sind, wie im über 100 ha großen Verbreitungsgebiet in der wüsten Flur Nattheide, parallel verlaufende 12–20 m breite, aber mehrere 100 m lange Ackerparzellen mit einer mittleren Aufwölbung von ca. 50 cm. Die große Gleichmäßigkeit belegt eine längere Nutzungskonstanz und planvolles Vorgehen.

Historisch interessant ist nicht nur die durch die Ackernutzung bedingte Profildifferenzierung etwa zwischen Beetrücken und Beetrand, sondern auch der Lage- und Standortbezug der Wölbacker in der Flur, der chemische Status der Böden, der über Bewirtschaftungsmaßnahmen Auskunft geben kann, die Altersstellung etc. Letzteres ist in Nattheide z.T. noch unklar. Die bisherigen Profilaufnahmen weisen eine zweifelsfreie Zweiteilung des reliktsichen Ap-Horizontes aus, der eine Zweiphasigkeit der Nutzung mit zwischenzeitlicher Bodenaufhöhung - ob künstlich oder natürlich - zu belegen scheint. Die letzte Ackerphase hat jedenfalls die unteren 10–15 cm des älteren Ap nicht mehr erreicht. Die Wölbacker sind nach Auffassung unter Wald und heutiger forstlicher Nutzung erhalten geblieben. Detailliertere Ergebnisse entstehen in den gegenwärtigen Arbeiten und werden später mitgeteilt.

Das kulturhistorische Archiv Wölbackerboden kann schlecht über einen Bodentypus, wohl aber über das sicher abgrenzbare „Bodendenkmal“ Wölbackerflur geschützt werden.

B) Wolfsschlucht mit Schwemmfächer in der Märkischen Schweiz

Umgelagertes Material (z.B. Kolluvium) kann durch stratigraphische Befunde, Massenbilanzierung und Alterseinordnung ein reiches Archiv zum Beleg von Landschaftsgeschichte und Landnutzungsveränderung sein. Das stellen BORK u.a. (1998) an mehreren Befunden aus der nordostdeutschen Jungmoränenlandschaft dar. Die Beispiele verdeutlichen, daß in Mittelalter und Neuzeit ein enger Zusammenhang zwischen Landnutzungsintensität und Erosionsgeschehen insbes. an exponierten Stellen zu Relief- und Bodenveränderungen geführt hat, die bisher weitverbreitet der jungpleistozänen Landschaftsentwicklung zugerechnet, also als älter und quasinatürlich eingestuft wurden.

Auf das Beispiel Wolfsschlucht, ein Kerbtal von ca. 250 m Länge und 12 m mittlerer Tiefe, mit seinem Schwemmfächer soll hier exemplarisch kurz eingegangen werden. Ausführliche Darstellungen und Interpretationen sind neben in BORK u.a.(1998) in SCHMIDTCHEN (1998) und DOTTERWEICH (1998) zu finden.

Die Wolfsschlucht vermittelt zwischen Barnimplatte und Kessel der Märkischen Schweiz mit einem Höhenunterschied von ca. 40 m. Umfangreiche Untersuchungen wurden an bis zu 16 m langen und bis zu 3 m tiefen Profilgruben und an Bohrprofilen gemacht. Über 50 verschiedene Befunde – Oberflächen, Sedimente und Böden – lassen ein äußerst differenziertes Bild des Prozeßgeschehens in der Landschaft rekonstruieren. Sie zeigen verschiedenartige, anthropogene Einflüsse an, die Mittelalter und Neuzeit zugeordnet wurden.

Nachfolgende Bilanzierungsgrößen kennzeichnen das Erosions- und Akkumulationsgeschehen seit dem frühen 13. Jahrhundert :

Die Wolfsschlucht in der Märkischen Schweiz - vollständige Erosions-Akkumulationsbilanzen-

Kolluvien im Schwemmfächer (incl.Vorland) der Wolfsschlucht

Alter der Kolluvien:	mittelalterlich-neuzeitlich (ca. 1210 bis ca. 1800 n. Chr.)
Oberfläche des Schwemmfächers	7500 m ²
mittlere Mächtigkeit der Kolluvien des Schwemmfächers	3 m
Volumina der Kolluvien des Schwemmfächers	22500 m ³
Volumina der Kolluvien zwischen Schwemmfächer und See	7500 m ³
Volumina sämtlicher Kolluvien	30000 m ³

Herkunftsgebiete der Kolluvien

unmittelbar in der Wolfsschlucht (auf 1ha) erodierte Kolluvien (nahezu humusfreie, nicht pedogen überprägte, linear bewegte Sande)	7500 m ³
aus dem restlichen Einzugsgebiet (8 ha) stammende Kolluvien (schwach humose, ursprünglich verbrauchte, quasi-flächenhaft bewegte Bodensedimente)	22500 m ³

Absolute Reliefveränderung durch Erosion von ca.1210 bis ca. 1800 n. Chr.

Aufwärtswachsen der Wolfsschlucht um	100 m
Verlängerung der jungpleistozänen Vorform in diesem Zeitraum um	>60 %
mittlerer flächenhafter Oberflächenabtrag im restlichen Einzugsgebiet (8ha)	0,3 m

Mittelalterlich-frühneuzeitliche Erosionsraten

effektiver Erosionszeitraum (Ackernutzung; ohne Wald-/Forstphasen) (von ca. 1210 bis ca. 1350 und von ca. 1670 bis ca. 1800)	ca.270 a
mittleres jährliches Aufwärtswachsen der Schlucht um	37 cm/a
tatsächliches Aufwärtswachsen der Schlucht durch ca.	5 Starkniederschläge
mittlere jährliche flächenhafte Erosionsrate im Einzugsgebiet	1,1 mm (18 t/ha)

Über die Belege des differenzierten Erosionsgeschehens hinaus wurden Spuren der Reaktion der früheren Landnutzer auf die mitunter katastrophenartigen Erosionsereignisse gefunden. Wasserabführende Gräben sollten Schäden von Hopfgärten unterhalb der Schlucht abwenden. Damit neu – initiierte rückschreitende Erosion bzw. das schnelle Zusedimentieren der Gräben hat zu Anfang des 19. Jh. zur Aufgabe der bisherigen Nutzung und zur Aufforstung geführt. Das Beispiel läßt damit auch Parallelschlüsse für die Gegenwart bzw. prognostische Aussagen zu (s.o. nach RÖSCH 1997).

Fazit

Nicht jeder Boden kann, obwohl er geschichtlich interpretierbar ist, als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte geschützt werden. Böden mit besonderem Quellenwert sollte weniger als Bodentyp/Bodenform u. a. mit der Kategorie „Seltenheit“ definiert werden. Vielmehr sind es Landschaftsausschnitte, die oft mit nichtbodenkundlichen Kriterien sicher abgrenzbar sind (Biotope, Geotope, Bodendenkmalsflächen), in denen Böden als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte verbreitet sind. Ziel ist ein differenziertes Bild der Landschafts- und Landnutzungsgeschichte. Dafür ist der Boden eine Quelle, die in der landschaftlichen Gesamtsituation zu interpretieren ist.

Literatur:

- ANONYM (1998): Gesetz zum Schutz des Bodens (BBodSchG). Bundesgesetzblatt Jg. 1998 Teil I Nr. 16, ausgegeben Bonn am 24. März 1998
- BORK, H.-R., C. DALCHOW, M. DOTTERWEICH, TH. SCHATZ & G. SCHMIDTCHEN (1998): Die Entwicklung der Landschaften Brandenburgs in den vergangenen Jahrtausenden. In: KLEMM, V.; DARKOW, G. U. H.-R. BORK (HRSG.): Geschichte der Landwirtschaft in Brandenburg, 237-258
- DOTTERWEICH, M. W. (1998): Klimaabhängigkeit der Stoffbilanzen an der Wolfsschlucht (Ostbrandenburg). Diplomarbeit an der Univ. Potsdam, Inst. f. Geographie u. Geoökologie. 125 S. u. Anhang
- JANETZKO, P.; FILIPINSKI, M. U. E. CORDSEN (1998): Schutzwürdige seltene Böden. In: Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 87, 3-6
- RÖSCH, M. (1997): Naturhistorischer Quellenwert des Bodens. In: KOWARIK, I., SCHMIDT, E. U. B. SIGEL (HRSG.): Naturschutz und Denkmalpflege. Zürich: vdf, 309-318
- SCHMIDTCHEN, G. S. (1998): Zur langfristigen Wirkung von Landnutzung auf die Stoffdynamik.... Diplomarbeit an der Univ. Potsdam, Inst. f. Geographie u. Geoökologie. 104 S. u. Anhang

Schlußwort zur Vortragsveranstaltung „Qualitätsziele für den nichtstofflichen Bodenschutz“ am 03./04. November 1998 in Jena

von

LAVES, D.

Sehr geehrte Damen und Herren,
liebe Kolleginnen und Kollegen,

gestatten Sie mir am Schluß ein Resümee zu ziehen zu unserer Vortragsveranstaltung "Qualitätsziele für den nichtstofflichen Bodenschutz".

Die Vorträge dieser Veranstaltung haben gezeigt, daß die Einhaltung und nachhaltige Sicherung der Qualitätsziele des nichtstofflichen Bodenschutzes im Vergleich zum stofflichen Bodenschutz einem eigenen Handlungsrahmen unterliegt. Im Hinblick auf die stofflichen Bodeneinwirkungen existiert inzwischen ein abgestuftes Kontrollinstrument von Hintergrund- und Vorsorgewerten sowie für die Wirkungspfade

- Boden-Mensch
- Boden-Nutzpflanze
- Boden-Grundwasser

z.T. nutzungsbezogene Prüf- und Maßnahmenwerte. Mit Hilfe dieses Instrumentariums kann im Einzelfall entschieden werden, ob stoffliche Einwirkungen auf den Boden tolerierbar, nicht mehr tolerierbar oder Sanierungsmaßnahmen notwendig sind.

Für die Kontrolle nichtstofflicher Einwirkungen auf den Boden existiert ein derartiges Instrumentarium nicht und man fragt sich, ob es in dieser Art benötigt wird. Bisher dienen andere Handlungsstrategien zur Einhaltung und nachhaltigen Sicherung der Qualitätsziele des nichtstofflichen Bodenschutzes. Dazu gehört die genaue Kenntnis der Ursachen, welche die Bodenfunktionen bei nichtstofflichen Einwirkungen gefährden können. Ursachen, die beispielsweise zur Bodenerosion und Bodenverdichtung führen, sind i.d.R. bekannt und ihre Wirkung meßbar. Durch die Verknüpfung der Ursachen-Wirkung-Beziehung, z.T. modellartig, kann für den betrachteten Einzelfall die Gefährdung der Bodenfunktionen abgeschätzt werden. Zum Beispiel bedient man sich zur Abschätzung der Erosionsgefährdung bereits erhobener oder einfach zu ermittelnder Standortdaten und beschränkt die konkrete Messung des Bodenabtrags auf die Modellvalidierung. Diese Vorgehensweise ermöglicht es, gefährdete von ungefährdeten Standorten gegenüber nichtstofflichen Bodeneinwirkungen schnell zu unterscheiden und zu dokumentieren.

Auf dieser Grundlage folgt der zweite Verfahrensschritt, die Gefahrenabwehr. Entscheidend für die Abwehr von Bodenerosion und Bodenverdichtung ist die standortangepaßte Landbewirtschaftung. Durch standortgerechte Landbewirtschaftung lassen sich Schäden abwenden, die durch natürliche oder anthropogene Einwirkungen auf den Boden entstehen und bei nicht standortangepaßter Landbewirtschaftung noch verstärkt werden.

Standortgerechte Landbewirtschaftung zur Abwehr der Bodenerosion zielt im wesentlichen auf die Sicherstellung eines hohen Bodenbedeckungsgrades, auf die Einschränkung wendender Bodenbearbeitungsverfahren und auf die Bodenbearbeitung quer zum Gefälle. Wird die Bodenbearbeitung zur Verdichtung neigender Böden mit bodendruckmindernder Technik unter Beachtung der Bodenfeuchtigkeit durchgeführt und die Bearbeitungshäufigkeit auf ein Mindestmaß beschränkt, so erfüllt man wesentliche Kriterien zur Abwehr von Bodenschadverdichtungen.

Die Schwierigkeit besteht gegenwärtig darin, diese allgemeingültigen Anforderungen an den Schutz vor Bodenerosion und Bodenverdichtung in Handlungsempfehlungen umzusetzen, die in die Komplexität und Spezifik des jeweils betroffenen Betriebes integriert werden können. Dazu ist eine intensive betriebliche Beratungstätigkeit notwendig.

Inhalt der Beratungstätigkeit auf Betriebsebene sollten kurzfristig, mittelfristig und über einen längeren Zeitraum realisierbare Handlungsempfehlungen sein. Damit schafft man den zeitlichen Handlungsrahmen, der zur Einordnung der Bodenschutzmaßnahmen in den Wirtschaftsbetrieb benötigt wird. Neben den Handlungsempfehlungen ist der Nachweis, daß sich Bodenschutzmaßnahmen auf Dauer positiv auf das Betriebsergebnis auswirken ein weiterer Beratungsschwerpunkt. Diesbezüglich verallgemeinerungsfähige Ergebnisse sind den Betrieben anhand von Demonstrationsbeispielen auf dem Wege des Erfahrungsaustausches nahezubringen.

Die Betriebsberatung zum Schutz des Bodens ist von den nach Landesrecht zuständigen Beratungsstellen zu leisten. Dort sind auch die im Bodenschutzgesetz verankerten Pflichten zur Gefahrenabwehr am besten kontrollierbar. Danach hat sich jeder, der auf den Boden einwirkt, so zu verhalten, daß schädliche Bodenveränderungen nicht hervorgerufen werden bzw. der Verpflichtete hat drohende schädliche Bodenveränderungen abzuwehren.

Zur Gefahrenabwehr Verpflichtete, die Beratungsangebote renitent ablehnen oder mißachten und z.B. Bodenerosion permanent dulden oder verursachen, verstoßen gegen diese Pflicht zur Gefahrenabwehr, was dann als Ordnungswidrigkeit zu ahnden ist.

Neben der Vermeidung von Bodenschadverdichtung und Bodenerosion ist auch die Einschränkung des Bodenverbrauchs ein Qualitätsziel für den nichtstofflichen Bodenschutz. Der Begriff "Bodenverbrauch" umschreibt die Inanspruchnahme des Bodens außerhalb seiner landbaulichen Nutzung. So gesehen ist der Begriff nicht korrekt, aber hilfreich, wenn die Nutzungsprioritäten so gesetzt werden, daß die ertragreichsten Standorte für die Nahrungs- und Futtermittelproduktion reserviert werden. Die Wiedernutzbarmachung jahrtausendealter landbaulich genutzter Böden, die bei der Gewinnung mineralischer Rohstoffe zerstört werden, macht deutlich, daß die Qualität rekultivierter Böden auf lange

Zeit die Qualität vergleichbarer gewachsener Böden nicht erreicht. Außerdem ist der Boden eine nicht vermehrbare Ressource. Deshalb hat die Nachfolgenutzung von Altstandorten absoluten Vorrang vor der Umnutzung wertvoller Landbau-Standorte.

Meine Damen und Herren, es kann eingeschätzt werden, daß die Vortragsveranstaltung Anregungen gab zur Einhaltung und nachhaltigen Sicherung des nichtstofflichen Bodenschutzes und die zu Veranstaltungsbeginn genannten Ziele erreicht wurden, d.h.

- Grundsätze und Konzepte des nichtstofflichen Bodenschutzes zu diskutieren,
- Untersuchungsmethoden zur Erfassung und Quantifizierung von nichtstofflichen Bodeneinwirkungen vorzustellen und
- Verfahren darzustellen zur nachhaltigen Sicherung der Qualitätsziele für den nichtstofflichen Bodenschutz.

An dieser Stelle erinnere ich noch einmal an die Möglichkeit zur Veröffentlichung Ihrer Beiträge in den Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Es ist den meisten von Ihnen bekannt, daß dazu die Manuskripte an die DBG-Geschäftsstelle, Herrn Dr. Hugenroth in Oldenburg, zu senden sind. Annahmeschluß ist der 18. November 1998, d.h. 14 Tage nach Beendigung der Veranstaltung. Hinweise zur Manuskriptgestaltung und die Adresse der DBG-Geschäftsstelle erhielten die Vortragenden bereits mit der Einladung vom 08. September 1998.

Abschließend danke ich allen denen, die zum Gelingen dieser Veranstaltung beitrugen, den Vortragenden, den Diskussionsleitern, den Diskussionsteilnehmern und der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, insbesondere Herrn Dr. Werner und seinen Mitarbeitern für ihr Engagement bei der Vorbereitung der Vortragsveranstaltung hier in Jena und der Organisation des gemütlichen Zusammenseins am gestrigen Abend.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE

Tagung zum Thema:

„Definition der Guten Fachlichen Praxis (§17 BBoSCHG) aus der
Sicht der Bodenerosion“

der AG BODENEROSION

04 und 05. November 1998

JENA

Band 88

1998

Karte der Erosionsgefährdung und Verschlammungsneigung von NRW

von

ELHAUS, D.

Zur Zeit wird in Nordrhein-Westfalen auf der Grundlage der digitalen Bodenkarte 1 : 50 000 (BK 50 DIG) und weiterer landesweit verfügbarer Daten nach einheitlichen Kriterien eine Karte der Erosionsgefährdung und Verschlammungsneigung erarbeitet.

Methodik

Die Ableitung der Erosionsgefährdung basiert auf der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung, entsprechend dem Maßstab werden folgende Faktoren berücksichtigt, die die natürliche Erosionsempfindlichkeit des Standortes charakterisieren:

- Erodibilität des Bodens,
- Regenerosivität und
- Hangneigung.
- Erosionswirksame Hanglänge sowie
- die aktuelle Bodenbedeckung und eventuelle Erosionsschutzmaßnahmen werden nicht berücksichtigt, da sie gezielt vom Menschen beeinflussbar sind.

Neben der Erosionsgefährdung der Standorte wird auch deren Verschlammungsneigung dargestellt: besonders erosionsanfällig sind bei entsprechender Hangneigung Böden aus feinsand- und schluffreichem Material. Liegt die Hangneigung jedoch unterhalb eines Schwellenwertes, sinkt nach der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung die Erosionsanfälligkeit des Standortes, da der aus der Hangneigung abgeleitete s-Faktor den größten Einfluß auf die Erosionsgefährdung hat. Jedoch werden auch auf ebenen Standorten die Bodenaggregate durch den Niederschlag zerstört und es kommt zur Verschlammung und Verkrustung des Bodens. Da in der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung lediglich das Produkt der Einzelfaktoren dargestellt wird, ist durch die zusätzliche Darstellung der zur Verschlammung neigenden Standorte beabsichtigt, dem Nutzer der Karte Hinweise zur Bewirtschaftung der Flächen zu geben. Die Verschlammung wird dabei definiert als das Produkt von k und r.

Ergebnisse

Als Ergebnis erhält man eine Karte zur Erosionsgefährdung und eine Karte zur Verschlammungsneigung, die zu einer Ergebniskarte zusammengefaßt werden. Das dominierende Merkmal ist die Erosionsgefährdung. Standorte mit geringer, sehr geringer und

ohne Erosionsgefährdung werden hinsichtlich ihrer Verschlämmungsneigung bewertet und dargestellt in den Stufen mit hoher und sehr hoher Verschlämmungsneigung.
Um beide Themen in einer Karte zusammenfassen zu können, ist als Bewertungsschema folgende Kennwertklassifizierung erarbeitet worden:

Tab. 1: Daten und Methoden

<i>DATEN</i>	<i>METHODEN</i>
Bodenkarte 1: 50 000	Bestimmung des k-Faktors aus den Angaben zur Bodenart, zum Humusgehalt und zum Skelettanteil; die Zuordnung der k-Faktoren zu den Bodenarten ist Tab. 2 zu entnehmen.
Digitales Höhenmodell	Bestimmung der Hangneigung und Berechnung der s-Faktors; Rasterabstand des Höhenmodells: 50 Meter
Niederschlagsdaten	Bestimmung der r-Faktoren für 68 in NRW liegende Stationen aus hochauflösenden Niederschlagszeitreihen (insgesamt ca. 1300 Jahre mit insgesamt ca. 35000 relevanten Einzelniederschlagsereignissen); Regression zwischen Sommerniederschlag und r-Faktoren; Erweiterung der Datenbasis um 300 Niederschlagsstationen, für die 30-jährige Mittelwerte vorliegen; Abb. 1 zeigt die Verteilung der verwendeten Niederschlagsstationen in NRW

Tab. 2: Zuordnung und Klassifizierung der Bodenarten zu den Kennwerten der Erodibilität (k-Faktor)

<i>BODENARTEN</i>	<i>EINSTUFUNG</i>	<i>SPANNWEITE</i>
St3, Ts4, Ts3, Ts2, Tt	sehr geringe Erodibilität	k-Faktor < 0.10
Ss, Sl2, Ls4, Lts, Tl, Tu2	geringe Erodibilität	k-Faktor 0.10 - 0.20
Su2, Sl3, Sl4, Ls3, Lt2, Lt3, Tu3	mittlere Erodibilität	k-Faktor 0.20 - 0.30
Su3, Su4, Slu, Ls2, Uls, Lu	hohe Erodibilität	k-Faktor 0.30 - 0.50
Us, Uu Ut2, Ut3, Ut4, Tu4	sehr hohe Erodibilität	k-Faktor > 0.50

Tab. 3: Kennwertklassifizierung der Karte der Erosionsgefährdung und Verschlämmungsneigung

<i>BESCHREIBUNG IN DER KARTENLEGENDE</i>	<i>ZUGRUNDE LIEGENDES RECHENERGEBNIS</i>
mittlere Erosionsgefährdung	mittlerer jährlicher Bodenabtrag 10 - 15 t / ha
hohe Erosionsgefährdung	mittlerer jährlicher Bodenabtrag 15 - 30 t / ha
sehr hohe Erosionsgefährdung	mittlerer jährlicher Bodenabtrag > 30 t / ha
hohe Verschlämmungsneigung	$k * r = 18 - 30$
sehr hohe Verschlämmungsneigung	$k * r > 30$

Als Einsatzgebiete der Karte im vorsorgenden Bodenschutz bieten sich folgende Themen an:

- Beratungsgrundlage
- Grundlagenkarte für den Boden- und Gewässerschutz
- Übersichtskarte zur Abschätzung des Aufwandes bei Erosionsschutzprogrammen
- Auswahl von Ausgleichsflächen (i. V. mit Umweltverträglichkeitsprüfungen)

Ausblick

Da die erarbeitete Methodik maßstabsunabhängig ist, lassen sich auch großmaßstäbige Bodenkarten, die in NRW für weite Teile des Landes vorhanden sind, entsprechend bearbeiten. Die erarbeitete Methodik ist so angelegt, daß neben den übrigen Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (L, C und P) auch genauere Geländemodelle zum Einsatz kommen können.

Literatur:

Hennings, V. (Koordinator) (1994): Metodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. - Geol. Jb., F 31; Hannover

Schwertmann, U., Vogl, W. & Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. - 2. Aufl.; Stuttgart

Arbeitsgruppe Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. Aufl.; Hannover

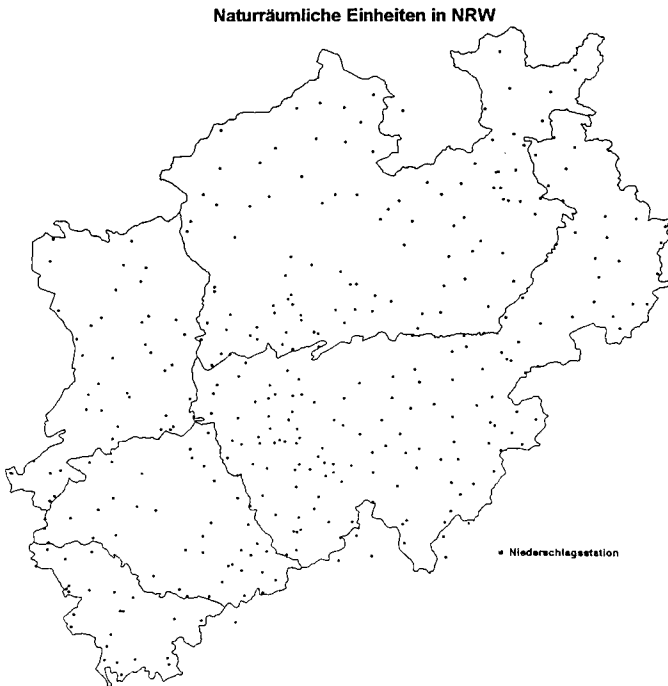


Abb.1: Niederschlagsstationen in NRW

**Abschätzung des Eerosionspotentials auf der Basis der MMK
- Möglichkeiten und Grenzen -**

von

DEUMLICH,D., THIERS,J., VÖLKER,L.

Einleitung

Als Möglichkeiten zur Erkennung von Gefährdungspotentialen in Landschaften dienen:

- Bewertungsmethoden
- Karten

Zur kleinmaßstäbigen Darstellung der potentiellen Bodenerosionsgefährdung existieren Karten z.B. von SCHULTZE, FLEGEL und RICHTER aus den 50er und 60er Jahren für verschiedene Gebiete Deutschlands.

Neuere Karten für Bayern, Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen und die neuen Bundesländer wurden vorrangig auf der Basis der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG/USLE) (Schwertmann et al. 1987, Wischmeier u. Smith, 1978) erzeugt.

Ziel

- vergleichende Beurteilung der potentiellen Wassererosionsgefährdung von landwirtschaftlichen Nutzflächen auf der Datenbasis der MMK
 - Abschätzung des Bodenabtrags durch Wassererosion unter Nutzung der ABAG
 - Vergleich beider Methoden
- Darstellung der Ergebnisse für die ostdeutschen Bundesländer

¹ Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Inst. für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, D-15374 Münchenberg

Methodik:

VERMOST

Um unterschiedliche Bezugsflächen administrativer oder naturräumlicher Art vergleichend bewerten zu können, ist mit der Vergleichsmethodik „Standort“ (VERMOST; Thiery et al. 1991) eine Methodik verfügbar. Sie baut auf der Datenbasis der MMK, den Standortregionaltypen (StR) der gemeindebezogen digitalisierten Kartierungseinheiten der MMK auf.

(Definition: StR sind chorische Einheiten, deren inhaltliche Variabilität durch aggregierte Daten differenziert charakterisiert und als Flächentypen für die Komponenten Substrat, Hydromorphie, Hangneigung und Steingigkeit ausgewiesen wird. Flächentypen sind nach der Art der Standortelemente und deren Flächenanteil definiert.)

Berechnung von Vergleichsdaten:

Vergleichsdaten sind die in 6 Vergleichsstufen (0-5) ausgedrückten Merkmalsausprägungen und Beurteilungsklassen und davon abgeleitete Berechnungsgrößen wie Vergleichsindex, Indexklassen, Dominanz-Tripel und Kontraststufen

$$\text{Vergleichsindex} = \frac{\sum_{i=1}^5 \text{Vergleichsstufe}_i * \text{Flächenanteil}_i}{5}$$

ABAG/USLE

Zur Berechnung potentieller Bodenabträge vom Ackerland durch Wassererosion im langjährigen Mittel (Abtrag - A in t/ha) dient die ABAG

$$A = R * K * L * S * C * P$$

R-Regenerosivität; K-Bodenerodierbarkeit; LS-Topografie; C-Bedeckung- u. Bodenbearbeitung, P-Schutzfaktor

Die Faktoren der ABAG sind aus vorhandenen Karten, Datenspeichern mit den bekannten Methoden ableitbar.

Bodenerodierbarkeit (K-Faktor)

Zuordnung von K-Faktoren zu NStE

Natürliche Standorteinheit	K-Faktor
D1	0,1
D2, D6	0,2
D5, V3	0,25
D3	0,3
D4, A11, A12	0,35 ¹
V1, V2, V4, V5, V6, V7, V8, V9	0,4 ¹
A13	0,45 ¹
L81, L82	0,48 ¹
L83, L84	0,55 ¹
L85, L86	0,62 ¹

nach SAUPE (pers. Mitt.) in Anlehnung an [SCHWERTMANN ET AL. 1987]

Topografiefaktor (LS-Faktor)

Basis: NFT der MMK; Schätzung des mittleren LS-Wertes der Gemeinden; Reliefheterogenität erfordert die gebietsspezifische Ableitung; (Auswertung von Top. Karten im Maßstab 1:10.000); LS-Faktoren der Einzelhänge je Neigungsgruppe (0-4 %, 4-9 %, 9-14 %, 14-23 %, >23 %) der betrachteten Gebiete (Kreis;...Kartenblatt) gemittelt; Anwendung der Kriterien der MMK zur Bestimmung der NFT und Wichtung der LS-Faktoren der einzelnen NFT und anschließend für die Gemeinde

Bedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktor (C-Faktor)

C-Faktor für die Gemeinde auf der Basis amtlicher statistischer Daten zu angebauten Fruchtarten.

Ergebnisse und Diskussion:

Mit beiden Verfahren sind

- regionale Informationen zu Schwerpunktgebieten des Auftretens von Bodenabträgen zu erhalten
 - VERMOST bewertet *ohne Betrachtung der aktuellen Landnutzung, der Hanglängen, der Hangformen und des Niederschlagsgeschehens* nur das Potential der Wassererosion
 - ABAG (empirisches Modell) integriert *Niederschlagsgeschehen*, Landnutzung und Hanglänge
- Die Aussage zur Standortgefährdung durch Wassererosion führt mit ABAG/USLE und mit VERMOST zu ähnlichen gebietsbezogenen Beurteilungen. Beide sind anwendbar in differenzierten Skalen (bis zur Schlagskala bzw. den einzelnen Hang)

Vorteil der ABAG:

- zusätzlich zur qualitativen Bewertung grobe quantitative Abschätzung der langjährigen mittleren potentiellen Bodenabträge auf dem Ackerland in Abhängigkeit von der Faktorenkonstellation unter Einbeziehung des Niederschlagsgeschehens und der in den Regionen üblichen Landnutzung möglich

Probleme der ABAG:

- Verlauf und Stärke realer Stoffverlagerungen sind nicht abbildbar, da die ABAG dazu nicht entwickelt wurde

Für detailliertere aktuelle Aussagen in größeren Maßstäben sind stärker prozessorientierte deterministisch-analytische bzw. deterministisch-numerische Modelle für kleine Einzugsgebiete bzw. Einzelhänge (E2D (Schmidt et al.); WEPP) oder Aufnahmen von Erosionsschäden und -pfaden mittels Kartierungen vor Ort erforderlich.

Schlussfolgerungen:

- Beide Methoden sind zur Charakterisierung des Erosionspotentials im kleinmaßstäbigen Skalenbereich unter Berücksichtigung ihrer Grenzen! geeignet.
- Die Berechnungsmethodik erlaubt zusätzlich eine grobe quantitative Abschätzung.
- Durch verschiedene Szenarien lassen sich unterschiedliche Parameterkonstellationen hinsichtlich ihres Verhaltens auf den Bodenabtrag berechnen.
- Durch Vergleiche der Berechnungsdaten für unterschiedliche Gebietseinheiten sind die Schwerpunktgebiete für Wassererosion ausweisbar.
- Die Bezugsbasis Einzugsgebiet ist zu grob, um darin auftretende Gefährdungspotentiale zu charakterisieren, besser geeignet erweisen sich dafür die auf die Gemeinde aggregierten Daten oder der Bezug auf die Konturen der MMK, die einzelnen Standortregionaltypen bzw. weiter auflösende GIS-Anwendungen
- Die Beurteilung der Wassererosionsgefährdung durch den Vergleich von Gefährdungspotentialen bzw. die Berechnung von Bodenabtragsmengen kann bei der Umsetzung des BBoSchG und Untergesetzlichen Regelwerke als Hilfsmittel dienen.
- Genauere Modellvorhersagen in größeren Skalen erfordern die Nutzung stärker prozessorientierter Erosionsmodelle.

Literatur:

- Flegel, R.: Die Verbreitung der Bodenerosion in der Deutschen Demokratischen Republik. Bodenkunde und Bodenkultur 6, Leipzig, (1958), 104 S.
- Richter, G.: Bodenerosion - Schäden und gefährdete Gebiete in der Bundesrepublik Deutschland. Forschungen zur dt. Landeskunde, Bad Godesberg, (1965), S. 196-252
- Schmidt, J., v. Werner, M: EROSION-2D User Manual - Vers. 1.5. Berlin, Freie Universität, 28 S.
- Schultze, J.H.: Die Bodenerosion in Thüringen. VEB Hermann Haack, Geogr.-Kart. Anstalt Gotha (1959), 183 S.
- Schwertmann, U.; W. Vogl; M. Kainz;...: Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer, Stuttgart (1987) 64 S.
- Thiere, J.; M. Altermann; I. Lieberoth; D. Rau: Zur Beurteilung landwirtschaftlicher Nutzflächen nach technologisch wirksamen Standortbedingungen. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd.; Berlin 35 (1991) 3, 171-183
- WEPP - Water Erosion Prediction Project. NSERL-Report 10, USDA-NSERL, West Lafayette (1995)
- Wischmeier, W.H. & D.D. Smith (1978): Predicting Rainfall Erosion Losses - A Guide to Conservation Planning. Agriculture Handbook No. 282. - Washington D.C.

(Kartenmaterial ist bei den Autoren verfügbar)

Entwicklungsplan Nahe. Ausweisung von Vorranggebieten für Erosionsschutz zur Reduzierung des Partikeleintrages in Gewässer und zur Förderung der Niederschlagsrückhaltung

von

GRYSCHKO,R., HÜBENER,D., OTTO,A., LINNENWEBER,Ch., BÖTTCHER,R., JESTAEDT,A.

Einleitung und Problemstellung

Mit dem Entwicklungsplan Nahe werden Methoden erarbeitet und für das Nahegebiet angewendet mit denen auf Grundlage der vorliegenden Datenbasis soweit möglich für das gesamte Landesgebiet von Rheinland-Pfalz Vorranggebiete für Maßnahmen der Gewässer- und Gewässereinzugsgebietsentwicklung im Fließgewässerinformationssystem (FIS) ausgewiesen werden können. Eine Teilleistung des Entwicklungsplan Nahe ist die hier beschriebene Ausweisung von Vorranggebieten für Erosionsschutz zur Reduzierung des Partikeleintrages in die Gewässer sowie zur Förderung der Niederschlagsrückhaltung im Gelände. Die Ausweisung der Vorranggebiete dient Entscheidungsträgern als Planungshilfe zur Durchführung von Gewässerentwicklungsmaßnahmen.

Aus Gewässerschutzgründen sind hohe Partikeleinträge in die Gewässer zu vermeiden, da diese mit hohen Phosphateinträgen verbunden sind und sowohl die Gewässergüte als auch die Gewässerstruktur beeinträchtigen. Eine wünschenswerte Gewässerstrukturentwicklung wird bei hoher Sedimentbelastung von Auen durch Auenaufhöhung und durch Entstehung von übertiefen Gewässerprofilen behindert. Zudem sind die Bodenfunktionen insbesondere als Filter und Puffer und Ausgleichskörper im Wasserkreislauf langfristig zu erhalten und die Niederschlagsrückhaltung im Einzugsgebiet zu verbessern.

Als Vorranggebiete werden Flächen mit überdurchschnittlich hoher Disposition zu oberirdischen Niederschlagsabfluß und zur Bodenerosion mit Partikeleintrag in die Gewässer ausgewiesen. Auf diesen Flächen bestehen gute Voraussetzungen um den Partikeleintrag in Auen und Gewässer und die Spitzenabflüsse durch angepasste Bodennutzung und strukturverbessernde Maßnahmen wesentlich zu verringern.

1 Profil Gesellschaft für Boden-, Umweltstudien und Datenanalysen, Kafkaweg 37, 55127 Mainz.

2 GDV Gesellschaft für Geographische Datenverarbeitung, Heppmühlstraße 10, 55291 Saulheim.

3 Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland Pfalz, Postfach 3024, 55020 Mainz.

4 ARCADIS GREBNER Umwelt GmbH, Robert Koch Straße 50, 55129 Mainz.

Methodendarstellung

Als Kriterien für die Ausweisung der Vorranggebiete wird der geschätzte mittlere jährliche flächenhafte Bodenabtrag unter zusätzlicher Berücksichtigung der Gewässernähe verwendet. Der mittlere jährliche flächenhafte Bodenabtrag wurde mit der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) geschätzt, da mit der ABAG ein plausibles, relativ gut überprüfbares Modell zur Verfügung steht mit dem der Bodenabtrag großer Gebiete vergleichsweise einfach bestimmt werden kann.

Die Berechnungs- und Datengrundlage ist in Tabelle 1 dargestellt. Der R-Faktor wurde über den mittleren Jahresniederschlag berechnet. Der K-Faktor wurde vom Geologischen Landesamt auf Grundlage der Bodenkarte des Landes Rheinland Pfalz im Maßstab 1 : 250 000 nach dem in HENNINGS u. a. (1994) beschriebenen Verknüpfungsregeln ermittelt. Die erosionswirksame Hanglänge wird von den ATKIS-Flächenpolygonen ‚Acker und Sonderkulturnutzung‘ wiedergegeben, die durch erosionshemmende Strukturen (Straßen, Wege, Gebäude, Grünland, Wald etc.) begrenzt werden. Für den L-Wert wurde die erosionswirksame Hanglänge auf Basis von Rasterzellen ermittelt. Der C-Faktor wurde bei Ackerflächen entsprechend dem bei AUERSWALD & SCHMIDT (1986) und GÜNDRA u. a. (1995) beschriebenen Verfahren aus den durchschnittlichen Anbauverhältnissen der Verbandsgemeinden und von den Autoren festgelegten C-Faktoren von Einzelfrüchten ermittelt. Falls Anbaudaten auf Verbandsgemeinde aus Datenschutzgründen fehlten, wurden diejenigen der Kreise verrechnet. Bei Sonderkulturflächen wurde der C-Faktor von Wein (0,1) als dominierende Nutzung verwendet. Der Erosionsschutzfaktor P wurde wegen fehlender Datengrundlage nicht berücksichtigt.

Tabelle 1: Berechnungs- und Datengrundlage zur Bestimmung der ABAG-Faktoren.

Faktoren	Berechnungen	Datengrundlage
R-Faktor	0,083 mittlerer Jahresniederschlag – 1,77	Jahresniederschläge im ca. 1 km Raster
K-Faktor	$K_{\text{Steinbeckung}} \cdot K_{\text{Bodenart}}$	Ableitung des GLA aus Bodenkarte 1 : 250 000 nach Hennings u. a. (1994)
LS-Faktor	$(1 / 22)^m \cdot (0,065 + 0,045 s + 0,065 s^2)$ $m = 1,2 \sin^{1/3} \alpha$, für $\alpha < 4^\circ$ $m = 0,5$ für $\alpha > 4^\circ$	Digitales Höhenmodell (20 m Raster) Ermittlung der erosionswirksamen Hanglänge für ATKIS-Flächen
C-Faktor	<u>Ackerfläche</u> : Mais, Garten, Gemüse = 0,4 Kartoffel, Rüben = 0,3 Raps = 0,1 Getreide = 0,08 Feldfutter = 0,004 <u>Sonderkultur</u> = 0,1	Mittlere Anbauverhältnisse der Verbandsgemeinden (bei fehlenden Daten ergänzt durch die der Kreisebene)

Abkürzungen: α = Hangneigung in Grad, s = Hangneigung in %, m = Hanglängensexponent

Die Ausweisung der Vorranggebiete erfolgte entsprechend Tabelle 2. Als Vorranggebiete wurden Flächen mit geschätzten mittleren jährlichen Abträgen von > 5 t / (ha Jahr) ausgewiesen. Wegen der höheren Gewässereintragsgefährdung wurden Acker- und Sonderkulturflächen, die bis 30 m an ein Gewässer heranreichen bereits bei Bodenabträgen über 2,5 t / (ha Jahr) als Vorranggebiet ausgewiesen.

Tabelle 2: Klassifikation der mittleren jährlichen Bodenabträge zur Ausweisung von Vorranggebieten für Erosionsschutzmaßnahmen.

Klassifikation der Vorranggebietseigung	mittlere jährliche Abträge	Acker- bzw. Sonderkulturfläche reicht bis 30m an Gewässer
sehr gute Voraussetzungen	> 10 t / ha Jahr	> 5 t / ha Jahr
gute Voraussetzungen	5 - 10 t / ha Jahr	2,5 - 5 t / ha Jahr
weniger gute Voraussetzungen	1 - 5 t / ha Jahr	1 – 2,5 t / ha Jahr
kein Handlungsbedarf	< 1 t / ha Jahr	< 1 t / ha Jahr

Schlussfolgerungen

Die Datengrundlage zur Bestimmung der einzelnen Faktoren der ABAG ist mit Einschränkung des K-Faktors zufriedenstellend. Zur Ableitung des K-Faktors sind großmaßstäbigere Bodenkarten wünschenswert, die jedoch momentan nur vereinzelt oder nur analog vorliegen (Reichsbodenschätzung) und damit für großflächige Anwendung nicht nutzbar sind. Der Fehler auf Grund der Datengrundlage wird größer als der methodisch bedingte Fehler eingeschätzt. Die natur- und kulturräumlichen Unterschiede der Erosionsanfälligkeit und Gewässereintragsgefährdung dürften durch die Methode wiedergegeben werden. Bei der Ausweisung der einzelnen Vorranggebiete sind dagegen häufiger Fehleinschätzungen zu erwarten.

Welche Maßnahmen durchzuführen bzw. zu empfehlen sind ist nach Analyse der jeweils vorliegenden Begebenheiten zu entscheiden. Wirkungsvolle Maßnahmen sind seit langem bekannt. Diese können vielfach ohne finanzielle Mehrbelastungen von Landwirten oder staatlichen Stellen z. B. durch Umstellung von üblichen Pflanzenbauverfahren auf konservierende Bodenbearbeitung mit Mulch- bzw. Direktsaat und Vermeidung von Winterbrachen großflächig angewendet werden.

Literatur

- AUERSWALD K. & F. SCHMIDT, 1986: Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen, GLA Fachberichte 1, 74 S.
- GÜNDRA H., S. JÄGER, M. SCHRÖDER, R. DIKAU, 1995: Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg. Agrarforschung in Baden-Württemberg Bd. 24, Ulmer Verlag Stuttgart, 76 S.
- HENNINGS V. u. a., 1994: Methodendokumentation Bodenkunde, Geologisches Jahrbuch Reihe F Heft 31, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart, 242 S.

Einschätzung der potentiellen Winderosionsgefährdung in Mecklenburg-Vorpommern im Landesmaßstab mit der Revised Wind Erosion Equation

von

FUNK,R., VOELKER,L.

Einleitung

Im Vergleich des Anwendungsumfanges von Modellen zur Bestimmung der Wassererosion ist die Nutzung von Winderosionsmodellen in Deutschland sehr beschränkt. Dies betrifft sowohl kleinflächige Bilanzen als auch großmaßstäbige Übersichten. Um die Belastungssituationen durch Winderosion für das gesamte Land Mecklenburg-Vorpommern zu bestimmen, wurde dem von FRIELINGHAUS et al. (1996) vorgeschlagenem mehrstufigen Ansatz gefolgt. Ausgehend von einer Analyse der potentiellen Erosionsgefährdung sollen aktuelle Gefährdungspotentiale ausgewiesen werden, um mit entsprechenden Schutzstrategien angemessen reagieren zu können. In den Neuen Bundesländern hat sich zur Bestimmung von Erosionspotentialen die Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Kartierung (MMK) vielfach bewährt (DEUMLICH et al. 1996, FUNK et al. 1996...). In Fortführung einer Studie zur Bestimmung der potentiellen Winderosionsgefährdung in Mecklenburg-Vorpommern (FUNK et al. 1996) wurde die Revised Wind Erosion Equation (RWEQ, FRYREAR & SALEH 1996) erstmals adaptiert und für eine Berechnung potentieller Bodenabtragsmengen herangezogen. Geplant ist in weiteren Arbeitsschritten die Ausweisung aktueller Gefährdungen, welche z.B. als Übersichtskarte für einen bestimmten Zeitraum zur Verfügung gestellt werden können.

Zielstellung

Die Einbindung des Winderosionsmodells soll in ein Geographisches Informationssystem erfolgen. Dabei sollen die Strukturen der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Kartierung (MMK) den räumlichen Bezug für die Berechnung potentieller Bodenabtragsmengen liefern.

Material und Methoden

Die RWEQ berechnet den langjährig mittleren Bodenabtrag eines Feldes. Dabei wird versucht, mit einem Minimum an Eingabeparametern auszukommen (Textur, Feldgröße, Anbau) Der Bodenabtrag ($t/ha \cdot a$) errechnet sich aus einem Wetter-, einem Boden- und einem Managementfaktor:

$$WE = \text{Wetterfaktor} * \text{Bodenfaktor} * \text{Managementfaktor}$$

Der Wetterfaktor berechnet sich nach

$$WF = \frac{\sum_{N=1}^{N=l} \rho u_2 (u_2 - u_1)^2}{Ng}$$

mit	WF	Wetterfaktor [kg/m]
	u2	Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe [m/s]
	u1	Schwellenwindgeschwindigkeit [m/s]
	ρ	Luftdichte [kg/m ³]
	N	Anzahl der Messungen
	g	Fallbeschleunigung [m/s ²]

Desweiteren müssen Monatsmittel der vorherrschenden Windrichtung, der Minimum- und Maximumtemperatur, des Taupunktes, der Globalstrahlung und des Niederschlages in Bibliotheken abgelegt werden, auf die das Programm bei einer Berechnung zugreift.

Für die Berechnung der potentiellen Bodenabträge wurden nur Wetter- und Bodenfaktor herangezogen. Datenbasis bilden langjährige Meßreihen von Wetterstationen sowie die gemeinde- und schlagbezogenen digitalisierten Boden- und Standortdaten der MMK. Die MMK-daten wurden in RWEQ-lesbare Einheiten übertragen. Dabei, wurden den Standorttypen (D1...D6) mittlere Texturwerte und den Hydromorphiestufen (a oder b) mittlere Humusgehalte zugeordnet. Aus den Eingabefaktoren werden durch das Programm der Anteil erodierbarer Fraktionen in den obersten 2 cm, Häufigkeit und Stärke von Verkrustungen, der Bodenfeuchteverlauf sowie die Rauigkeitsabnahme infolge Niederschlägen berechnet. Da die MMK-strukturen nicht identisch sind mit Schlagstrukturen wurde in einer ersten Näherung davon ausgegangen, daß die in einer Gemeinde vorkommenden Substratflächentypen einen Schlag bilden, welcher eine quadratische Form besitzt. Die Feldlänge ergibt sich dann aus der Wurzel der Flächen.

Ergebnisse und Diskussion

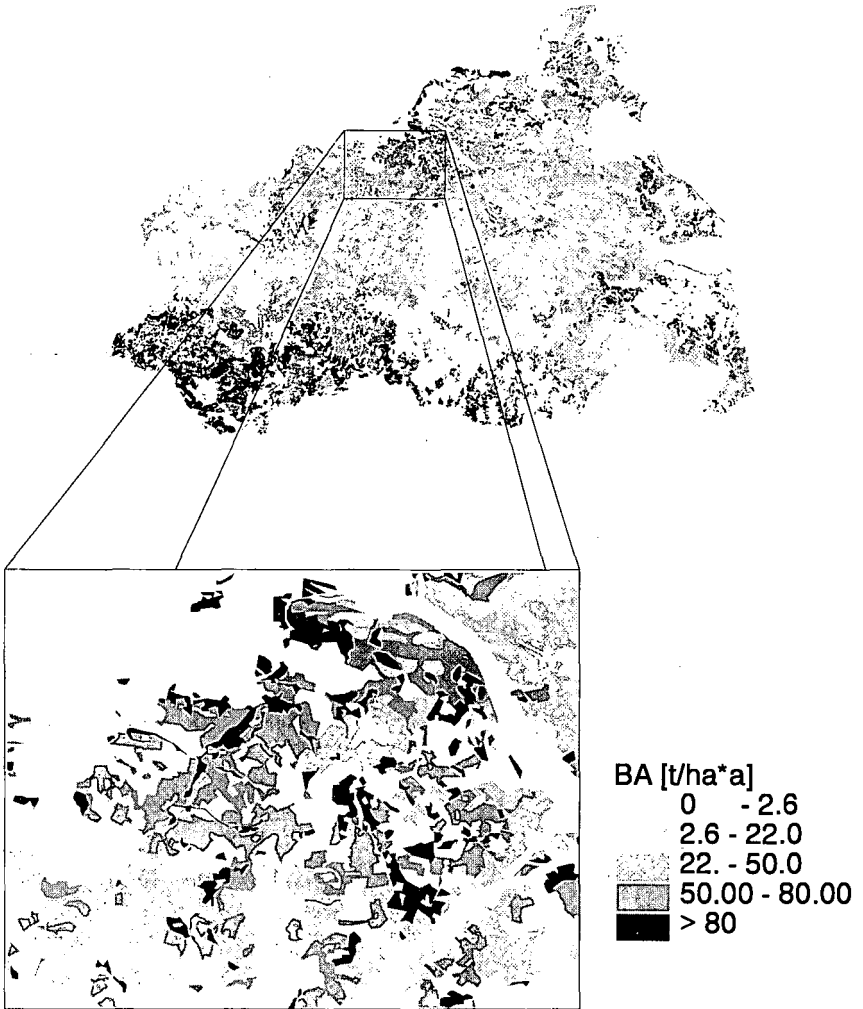
Eine Berechnung potentieller Bodenabträge erfolgt monataweise und wird zum jährlichen Abtrag zusammengefaßt. Dieser wurde in 5 Klassen geteilt, den Strukturen der MMK zugeordnet und in einer Karte dargestellt (Abb. 1). Deutlich lassen sich in der oberen Karte die Regionen mit erhöhter Erosionsgefährdung erkennen, zum einen sandige Standorte in Küstennähe (hohe mittlere Windgeschwindigkeiten) und zum anderen die ausgedehnten Sanderflächen im Südwesten Meckelnburg-Vorpommerns. Somit ist eine gute Ausgangsbasis für weitere Berechnungen gegeben.

Mit der RWEQ steht das derzeit einzige praktikable Winderosionsmodell zur Verfügung, das neben der Ausweisung potentieller Erosionsgefährdung den aktuellen Status ermittelt. Die Anwendung erfordert einige Adaptionen und die Erstellung von Wetter- und Managementbibliotheken. Die Kopplung der RWEQ mit der MMK läßt eine flächenkonkrete Bewertung der potentiellen Winderosionsgefährdung zu und kann unter Nutzung der gleichen Algorithmen auf die anderen Neuen Bundesländer (Voraussetzung MMK) übertragen werden.

Literatur

- DEUMLICH, D., J. THIÈRE & L. VOELKER (1996): Beurteilung der potentiellen Wassererosionsgefährdung von naturräumlichen Einheiten, Landkreisen und Gemeinden im Nordosten Deutschlands. Mitt. Dt. Bodenk. Ges., 79, 367-370.
- FRIELINGHAUS, M., D. DEUMLICH, K. HELMING & R. FUNK (1996): Einbeziehung von Aspekten der Skalenbetrachtung in der Bodenerosion im Konsens zum Landschaftsstoffhaushalt. Raumentwicklung und Umweltverträglichkeit. 50. Deutscher Geographentag 1995, Band 1, 86-92, Franz Steiner Verlag Stuttgart.
- FRYREAR, D.W. & A. SALEH (1995): Revised Wind Erosion Equation. User-Handbook, USDA-ARS, 54 S.
- FUNK, R., M. FRIELINGHAUS, J. THIÈRE (1996): Risikoabschätzung der Winderosion für das Land Mecklenburg-Vorpommern als Grundlage für Schutzstrategien. Mitt. Dt. Bodenk. Ges., 79, 379-382.
- FUNK, R. & M. FRIELINGHAUS (1997): Berechnung potentieller Bodenabträge durch Wind für ausgewählte Böden Mecklenburg-Vorpommerns. Mitt. Dt. Bodenk. Ges., 83, 107-110.

Abb.: 1 Potentieller Bodenabtrag durch Winderosion berechnet mit RWEQ (t/ha*a)
Basis: MMK



Institut für
Bodenlandschaftsforschung,
ZALF e.V. Münchenberg
Bearbeiter: R. Funk
L. Völker

Tolerierbarer Bodenabtrag als Funktion der natürlichen Bodenabtragsdisposition

von

FELDWISCH,N., MOLLENHAUER,K.

1. Einleitung

Im folgenden Beitrag soll ein Ansatz zur Ableitung tolerierbarer Bodenabträge (bei Bodenerosion durch Wasser) vorgestellt werden, der sich an der natürlichen Bodenabtragsdisposition eines Standorts auf der Basis der ABAG orientiert. Er ist als Diskussionsbeitrag zu verstehen, da der Bewertungsansatz noch nicht vollständig ist.

Unser Versuch ist unabhängig von der derzeit im Zuge der Entwicklung des Bodenschutzrechts diskutierten Frage zu sehen, ob existierende Erosionsmodelle bzw. auf solchen basierende Toleranzwerte überhaupt geeignet sind, über ihre Verwendung im Zuge von Beratungsmaßnahmen hinaus auch bei staatlichen Sanktionen, im Rahmen von gerichtlichen Auseinandersetzungen oder ähnlichem herangezogen werden können, ob sie also justitiabel sind oder nicht.

Es existieren unterschiedliche Ansätze, den sogenannten „tolerierbaren Bodenabtrag“ abzuleiten. In der Systematik der ABAG wird der tolerierbare Abtrag (= T-Wert) unter Berücksichtigung der Profilmächtigkeit bzw. Gründigkeit der Böden bestimmt. Dementsprechend leiten - unter Zugrundelegung eines „Abschreibungs“-Zeitraums von ca. 300 - 500 Jahren - Schwertmann et al. (1987) T-Werte zwischen 1 und 10 t/(ha·a) ab; bei solchen Abträgen werde erst nach dem genannten Zeitraum das natürliche Ertragspotential der Böden entscheidend geschwächt. Diesem Ansatz liegt als Gedanke der Erhalt der landwirtschaftlichen Produktionsfunktion zugrunde; alle anderen Bodenfunktionen oder gar Aspekte des Off-site-Schutzes vor Bodenabtrag werden bei dieser Ableitung des T-Wertes ausgeklammert.

In deutlichem Gegensatz dazu wird in die Diskussion verschiedentlich aber auch eingebracht, daß letztendlich nur eine „natürliche“ Erosionsrate zu tolerieren wäre. Diese Erosionsrate wird mit dem Begriff „Referenz-“ bzw. „Hintergrundwert“ umschrieben. In diesem Zusammenhang wird meist auch auf die Bodenneubildungsraten verwiesen, die bei Einhaltung der Referenz- bzw. Hintergrundwerte noch für eine Nettobodenneubildung ausreicht, darüber hinaus jedoch nicht mehr.

Die andiskutierten Referenz- bzw. Hintergrundwerte sind unseres Erachtens jedoch viel zu streng, um damit unter dem Aspekt eines praktikablen Erosionsschutzes auf Ackerflächen die aktuelle Bodenabtragsdisposition zu bewerten. In der Regel lägen diese Referenz- bzw. Hintergrundwerte bei weniger als 1 t/(ha·a) bzw. nahe null, so daß sich in der Praxis nahezu jede ackerbauliche Nutzung verbieten würde. Nebenbei bemerkt: Der Saldo Neubildung minus Abtrag ist genau genommen auch bei forstlicher Bewirtschaftung der Waldes nicht überall positiv. Ähnliches gilt für Grünland (Folgen von Trittschäden) - ganz abgesehen davon, daß Weide bei entsprechender Trittdichtung Off-site-Effekte durch Oberflächenabfluß mit gelösten Stoffen verursachen kann.

Ansätze zu Ableitung von tolerierbaren Bodenabträgen differenzieren häufig nicht zwischen bewirtschaftungs- und standortbedingtem Bodenabtrag. Dies erscheint jedoch bei der Bewertung von Bodenerosion auf landwirtschaftlichen Flächen geboten. Unseres Erachtens sollte die Beurteilung der aktuellen Bodenabtragsdisposition eines Schlags und die daran anknüpfenden Konsequenzen nicht losgelöst von den standörtlichen Gegebenheiten vorgenommen werden; d.h., eine Tonne Bodenab-

¹ *bäro boden & wasser*, Im Luchsfeld 20, 51429 Bergisch Gladbach, nfeldwisch@netcologne.de

² Institut für Landeskultur, Senckenbergstr. 3, 35390 Gießen, konrad.mollenhauer@agr.uni-giessen.de

trag durch Wassererosion sollte im Norddeutschen Tiefland anders - nämlich strenger - bewertet werden als eine Tonne Bodenabtrag im Mittelgebirge.

Vor diesem Hintergrund lassen sich folgende Anforderungen an ein Bewertungskonzept stellen:

- Es muß zwischen bewirtschaftungs- und standortbedingtem Bodenabtrag differenzieren können,
- genügend Aussageschärfe besitzen,
- leicht anwendbar sein und
- neben On-site-Schäden auch Off-site-Schäden berücksichtigen können.

2. Klassifizierung der standörtlichen Erosionsdisposition

Der im folgenden erläuterte Konzeptansatz, der hier zur Diskussion gestellt werden soll, nimmt zunächst eine Klassifizierung der standörtlichen Bodenabtragsdisposition anhand der ABAG-Faktoren R, K, L und S vor. (Streng genommen müßten wir den L-Faktor aus dieser Betrachtung ausschließen, da er durch Schlagunterteilung oder Flurneueordnung anthropogen beeinflussbar ist. Andererseits ist er in der Praxis jedoch durch die Flureinteilung de facto häufig vorgegeben, so daß wir den L-Faktor der standortbedingten Bodenabtragsdisposition zuordnen.) Auf der Grundlage der in Deutschland zu erwartenden Spanne der RKL-S-Werte werden 5 Klassen der natürlichen Erosionsdisposition gebildet (Tab. 1).

Diese Berechnung unterstellt aber (gemäß dem Automatismus der ABAG), es läge auf Ackerflächen ständig langjährige in Hangrichtung bearbeitete Saatbettsituation vor; die unter einer solchen Bedingung ermittelten Prognoseergebnisse sind daher sehr hoch. Für die Etablierung realistischer Klassen für ackerbaulich und ähnlich bewirtschaftete Flächen, muß die Prognose näher an der tatsächlichen Gefährdung liegen. Diese steht neben den Faktoren RKL-S unter dem Einfluß der Bodenbedeckung und -bearbeitung (C-Faktor).

Tab. 1: Klassifizierung des Bodenabtrags (A) in t/(ha·a) anhand der standortabhängigen Erosionsdisposition ($A = R \cdot K \cdot L \cdot S$) bzw. unter gleichzeitiger Berücksichtigung des Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktors ¹ ($A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C$)		
Standortklasse	$A = R \cdot K \cdot L \cdot S$	$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C$
1	< 20	< 2
2	20 - 40	2 - 4
3	40 - 60	4 - 6
4	60 - 80	6 - 8
5	> 80	> 8

Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktors (C-Faktor) = 0,10; dieser Wert wird als realisierbarer und technisch/betriebswirtschaftlich zumutbarer mittlerer C-Faktor der in Deutschland flächenmäßig dominierenden Anbausysteme (Getreide-, Getreide-Raps-, Getreide-Hackfrucht-Fruchtfolgen [mit ca. 1/3 Hackfruchtanteil]) unterstellt

Diesen C-Faktor setzen wir einheitlich mit einem mittleren Wert von $C = 0,10$ an. Ein solcher Wert kann als realisierbar und technisch/betriebswirtschaftlich zumutbar betrachtet werden für die in der Bundesrepublik flächenmäßig dominierenden Anbausysteme (Getreide-Fruchtfolgen, Getreide-Raps-Fruchtfolgen, Getreide-Hackfrucht-Fruchtfolgen mit ca. einem Drittel Hackfruchtanteil). Es wird außerdem unterstellt, daß $P = 1$ ist und daher hier nicht berücksichtigt zu werden braucht. Wir erhalten auf diese Weise eine mit den Faktoren RKLSC errechnete Spanne für die standortabhängige Erosionsdisposition unter gleichzeitiger Berücksichtigung des Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktors (Tab. 1).

Die so entwickelten Standortklassen kennzeichnen - immer unter Beibehaltung der vorstehend beschriebenen Ackernutzung - denjenigen Teil der Erosionsdisposition, der im groben Mittel von den Standorteigenschaften vorgegeben ist. Es ist damit zu rechnen, daß in einer in sich einigermaßen einheitlichen Region (Beispiele siehe unten) gleiche Standortklassen deutlich gehäuft auftreten.

3. Klassifizierung der aktuellen Erosionsdisposition

Hat man nun nach Tab. 1 die Erosionsdisposition einer Region grob charakterisiert, ist es in einem 2. Schritt unserer Vorgehensweise nun noch erforderlich, für die Beurteilung der aktuellen Erosionsdisposition eines Schlates festzustellen, ob diese der standortabhängigen Erosionsdisposition der für die Region festgestellten Standortklasse entspricht oder ob sie sie über- oder unterschreitet. Diese Differenzierung ist deshalb erforderlich, weil

- auf dem einzelnen Schlag (oder auf mehreren im wesentlichen gleichen Schlägen einer Flur) die spezifischen mit R (meist gleich dem regionalen R, da in der Regel keine schlagbezogenen Erosivitäten bekannt sind), K, L und S zu beschreibenden Parameter von der groben Klassifizierung der mittleren Standorteigenschaften nach Tab. 1 abweichen,
- oder - wichtiger - weil die Nutzung (Faktor C und hier nun auch Faktor P) anders ist, als für die Standortklassen unterstellt wurde.

Tab. 2 nimmt diese weitergehende Differenzierung vor und kommt dabei für jede Standortklasse zu 5 Klassen der aktuellen Abtragsdisposition („sehr gering“ bis „sehr hoch“). Dabei nimmt der Bodenabtrag jeder Standortklasse der Tab. 1 in Tab. 2 etwa die Position „mittel“ ein.

Die in Tab. 2 für jede Standortklasse angegebene Spanne möglicher aktueller Abtragsdispositionen zeigt nun auch, wie diese durch unterschiedliche Nutzungsmaßnahmen auf Acker nach oben oder unten variiert werden kann. Innerhalb dieser Spanne werden sich dann auch die Folgen der Bodenschutzberatung oder von Auflagen und ähnlichen Maßnahmen bewegen. Damit wird sichergestellt, daß die Bewertung und Behandlung der aktuellen Abtragsdisposition sich stets unter Berücksichtigung der herrschenden Standortbedingungen vollzieht. Es kann dann also nicht vorkommen, daß beispielsweise für einen Schlag der hinsichtlich seiner standörtlichen Disposition benachteiligten Standortklasse 5 - Beibehaltung der Ackernutzung stets vorausgesetzt - ein potentieller Abtrag von $4 \text{ t}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ als „hoch“ bewertet wird (mit der Folge entsprechender Maßnahmen) wie dies etwa im Falle der Standortklasse 2 zu Recht zu geschehen hätte.

Tab. 2: Klassifizierung der aktuellen Bodenabtragsdisposition in $\text{t}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ für die Standortklassen der Tab. 1

Klassen der aktuellen Bodenabtragsdisposition	Standortklassen der Tab. 1				
	1	2	3	4	5
sehr gering	< 1,0	< 1,5	< 2,0	< 3,0	< 4,0
gering	1 - 1,5	1,5 - 2,0	2,0 - 4,0	3,0 - 6,0	4,0 - 8,0
mittel	1,5 - 2,5	2,0 - 4,0	4,0 - 6,0	6,0 - 8,0	8,0 - 10,0
hoch	2,5 - 3,5	4,0 - 6,0	6,0 - 8,0	8,0 - 10,0	10 - 12
sehr hoch	> 3,5	> 6,0	> 8,0	> 10,0	> 12

Für die praktische Durchführung schlagen wir demnach vor, sich zunächst einmal einen Überblick über das regionaltypische Erosionsrisiko zu verschaffen. Die dabei zu bewertenden Regionen können unterschiedlich groß sein. Sie müssen jedoch einigermaßen einheitliche standörtliche Verhältnisse aufweisen (z. B. hinsichtlich Niederschlagserosivität, Relief, Bodenform), was bedeutet, daß sie dann überwiegend einer bestimmten Standortklasse (nach Tab. 1) entsprechen, also sich in ihrer Erosionsgefährdung ähneln.

Eine solche Regionalisierung bei der Beurteilung der Erosionsgefahr stellt sicher, daß

- den unterschiedlichen (regionaltypischen) Gefährdungen und Schutzbedürfnissen besser Rechnung getragen werden kann,
- in der Region bzw. bei den Institutionen im Bundesland vorhandene Kenntnisse über die jeweilige spezifische Erosionsgefährdung besser umgesetzt werden können und

- sich durch sie Hinweise ergeben, wo innerhalb eines Bundeslandes Prioritäten für Beratungs- und sonstige Maßnahmen gesetzt werden können; die sehr beschränkten Beratungskapazitäten (geringe Anzahl von Mitarbeitern bei Kammern oder Ämtern) und die u. U. hohen Kosten für die verschiedenen erosionsschützenden Maßnahmen machen das Setzen von Prioritäten unumgänglich.

Im Einzelfall kann es aber auch erforderlich werden, daß zusätzlich zu der nach dem vorgestellten Konzept erfolgten Bewertung der On-site-Schäden noch weitere Prüfkriterien herangezogen werden. So kann es notwendig sein, den tolerierbaren Bodenabtrag bei besonderer Schutzwürdigkeit eines Bodens, die sich etwa aus dessen Archivfunktion, Seltenheit, Natürlichkeit oder Repräsentanz ergibt, oder bei besonderer Empfindlichkeit (Flachgründigkeit) gegebenenfalls drastisch unterhalb der oben vorgeschlagenen Wertebereiche anzusetzen.

Des Weiteren ist zu berücksichtigen, daß das auf der ABAG basierende Konzept nur für flächenhafte Bodenabträge anwendbar ist. Lineare Erosionsformen bedürfen zusätzlicher Prüfkriterien, um On-site-Schäden richtig einschätzen zu können. Dazu bieten sich Checklisten von Mosimann et al. (1991) oder Feldwisch et al. (1998) an.

Für Off-site-Schäden erscheint eine schutzgut- und schadstoffbezogene differenzierte Bewertung der Bodenerosion notwendig. So sind Bodenabträge für die Schutzgüter Mensch/Siedlung, terrestrische Biotope, Still- und Fließgewässer sowie aquatische Lebensgemeinschaften jeweils vor dem Hintergrund der spezifischen Bedingungen des Einzelfalles zu bewerten. Beispielsweise sind Bodenabträge mit den damit verbundenen Nährstoffabträgen strenger zu bewerten, wenn davon oligotrophe Biotope betroffen sind als wenn davon eutrophe Biotope betroffen sind. Durch den Schadstoffbezug wird die Berücksichtigung der unterschiedlichen Wirkungen der mit der Bodenerosion verbundenen Sediment-, Nährstoff- und ggf. Pestizidimmissionen in andere Umweltkompartimente sichergestellt. Dabei ist weiterhin zwischen Fracht- und Konzentrationseffekten zu differenzieren.

4. Fazit

1. Das Konzept erlaubt eine differenzierte Bewertung der standörtlichen und bewirtschaftungsbedingten Bodenabträge. Die Aussageschärfe und leichte Anwendbarkeit entsprechen den Anforderungen für einen breiten Einsatz im praktischen Bodenschutz.
2. Des Weiteren ermöglicht das abgestufte Konzept, Regionen mit besonderem Handlungsbedarf zu erkennen. Maßnahmen können so entsprechend der Dringlichkeit in besonders gefährdete Gebiete gelenkt werden.
3. Notwendige Ergänzungen des vorgestellten Konzepts sind für die Bewertung von On-site-Schäden auf besonders schützenswerten oder besonders empfindlichen Böden notwendig. Des Weiteren müssen lineare Erosionsformen gesondert bewertet werden. Dazu wurden ergänzende Prüfkriterien vorgeschlagen.

Auch für die Bewertung von Off-site-Schäden muß das Konzept durch weitere Prüfkriterien erweitert werden, da die dem Konzept zugrundeliegende ABAG nur Bodenabträge auf Schlägen bzw. Einzelhängen abzuschätzen vermag. Hierzu müssen noch Prüfkriterien entwickelt werden, die eine schutzgut- und schadstoffbezogene differenzierte Bewertung der zu erwartenden Immissionen ermöglicht.

Literatur

- Feldwisch, N., H.-G. Frede, F. Hecker: Verfahren zum Abschätzen der Erosions- und Auswaschungsgefahr. In: H.-G. Frede & S. Dabbert (Hrsg.): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landsberg/Lech: ecomed, 1998, 22-57.
- Mosimann, T., A. Maillard, A. Musy, J.-A. Neyroud, M. Rüttimann, P. Weisskopf (1991): Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten. Ein Leitfaden für die Bodenerhaltung. Themenbericht des Nationalen Forschungsprogramms „Nutzung des Bodens in der Schweiz“. Liebefeld-Bern (Schweiz).
- Schwertmann, U., W. Vogl, M. Kainz (1990): Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer Verlag. Stuttgart. 64 Seiten.

Tolerierbarer Bodenabtrag - Grenzen seiner Anwendbarkeit

von

FRIELINGHAUS, M., KOCCMIT, A., BORK, H.-R., SCHMIDT, R.

Bei den bisher angewendeten empirischen Modellen spielt der tolerierbare Bodenabtrag als sogenannter nicht zu überschreitender Grenzwert, der dem errechneten langjährig zu erwartenden Bodenabtrag gegenübergestellt wird, eine Rolle (SCHWERTMANN et al, 1987; PIERCE, 1991; SCHERTZ, 1988). Unterzieht man die Erosionsfolgen einer mehr ökologischen Bewertung, verliert der T-Wert seine Berechtigung. Die Bodenneubildung verläuft unter den klimatischen Bedingungen Mitteleuropas äußerst langsam ($< 1 \text{ t je ha und Jahr}$) (KUNTZE et al., 1988; SCHEFFER et al., 1989; BORK et al., 1997). Damit ist der Bodenabtrag durch eine Bodenneubildung quantitativ quasi nicht auszugleichen. Außerdem ist der Abtrag schluff- und tonreicher, lößbeeinflusster Deckschichten über dem Ausgangsgestein ein irreversibler Verlust. Auch auf Sandböden ist der Verlust abschlämmbarer Teilchen und Humusstoffe nicht auszugleichen und bewirkt eine ständige Verschlechterung von Teilflächen. Ein Vergleich mit den bereits erwähnten durchaus lokal vorkommenden Abtragsraten über $100 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ zeigt, daß die Verluste auch über einen langen Zeitraum nicht annähernd ausgeglichen werden können. Als Folge von Erosionsprozessen (Wasser- und Winderosion) nimmt das Bodenvolumen quantitativ auch gegenwärtig noch ab, so daß die Speicher-, die Puffer- und Filterkapazität ebenfalls stark zurückgehen. Auch die Qualität des Bodens als Pflanzenstandort verringert sich, da ein bevorzugter Transport feiner Bodenteilchen des Ton-Humus-Komplexes mit Sorptionseigenschaften erfolgt. Diese Teilchen werden aufgrund ihres geringen Gewichtes besonders weit transportiert und sind die Ursache für die erosionsbedingte Belastung der Gewässer und der Atmosphäre.

Im Zuge der schleichenden oder massiven Bodenerosion entstehen neben verarmten Teilflächen Akkumulationsbereiche mit einer Schadstoffkontamination innerhalb der Erosionsflächen, deren negative Wirkung im Stoffhaushalt (vertikaler Transport in das Grundwasser) noch nicht aufgeklärt ist.

Da das System Boden nicht unbegrenzt belastbar ist, sollte wegen der fehlenden Ausgleichsleistung für die erosionsbedingten Verluste also nicht von einer tolerierbaren Rate ausgegangen werden. Bei Betrachtung der zunehmenden Offsite-Erscheinungen kann Bodenerosion ebenfalls nicht toleriert werden. Der erosionsbedingte Eutrophierungsschub in Gewässern kann beispielsweise durch einzelne lokal verlaufende Emissionen sehr hoch sein und zu bleibenden Schäden führen.

Offen bleibt allerdings im Moment die Frage, wie eine allgemeingültige Bewertung und Kontrolle von Bodenschutzmaßnahmen in Gebieten mit erhöhtem Erosionsrisiko im Zuge der Umsetzung des Bundesbodenschutzgesetzes erfolgen kann. Dazu ist dringender Forschungsbedarf vorhanden.

Die Bedeutung des Begriffes "Tolerierbarer Bodenabtrag" änderte sich mit der stärkeren Betonung der Multifunktionalität der Böden zur Realisierung einer nachhaltigen Entwicklung in Agrarlandschaften. Außerdem werden den durch Bodenerosion verursachten Umweltschäden (Offsite- Schäden) zunehmend in die Bewertung der Folgen einbezogen.

Beide Aspekte zwingen zu einer Auseinandersetzung mit dem Terminus „Tolerierbarer Bodenabtrag“, der bisher in Europa ebenso wie in Amerika als Möglichkeit der Abtragskontrolle und -bewertung angesehen wird (BOTSCHKE et al., 1997, MOLLENHAUER et al., 1997)

SMITH (1941, zit. in JOHNSON 1987) definierte den Tolerierbaren Bodenabtrag als Wert, der den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit garantiert. Auf dieser Grundlage entstanden verschiedenste Definitionen und Grenzwertangaben. In der Praxis fanden schließlich die *Bodentiefe* sowie die *-textur* Anwendung zur Festlegung der Toleranzgrenze, wobei die Böden nach *erneuerbar* und nicht *erneuerbar* eingeteilt werden (AUERSWALD et al. 1991). Später setzte sich die Auffassung durch, daß die Toleranzgrenze einem "natürlichen Erosionsmaß" entsprechen sollte. Darunter wurden die Sicherung der Bildung und Erhaltung des urchwurzelbaren Solums als Basis der potentiellen Bodenproduktivität verstanden. (SCS 1985, McCORMACK et al. 1982).

Die Bodenbildungsrate stellt eine wesentliche Grundlage zur Festlegung von Toleranzgrenzen des Abtrags dar. Die Intensität der Bodenneubildung wird außer von den Eigenschaften des Ausgangssubstrates stark vom Wasserhaushalt des Standortes, dem Stoffhaushalt des Bodens, der Vegetation und der Nutzung bestimmt. Belastbare Forschungsergebnisse zur mittleren langfristigen Rate der Bodenneubildung liegen substratbezogen kaum vor. Einzelne Untersuchungsergebnisse lassen vermuten, daß in Mitteleuropa unter natürlicher Waldvegetation auf unverwittertem, kalkarmen oder kalkfreien Festgestein die Bodenneubildungsraten im langjährigen Mittel wahrscheinlich nur selten eine Tonne pro Hektar und Jahr überschreiten (BORK et al., 1997). Die Neubildung von Böden in Festgestein durch physikalische, chemische und biologische Verwitterungs- und Bodenbildungsprozesse verläuft demnach extrem langsam. Sie wird nach MEYER (1960) und AHNERT (1977) von der Mächtigkeit der Verwitterungsdecke gesteuert. Die Verwitterungsrate nimmt nach Überschreitung einer "kritischen Tiefe" exponentiell ab. Deshalb kann die Vorstellung von einer linearen Beziehung zwischen einer Toleranzgrenze des Bodenabtrages und der Bodenneubildung nicht aufrechterhalten werden. Die Bodenneubildung kommt ganz zum Stillstand, wenn der Boden sich im Klimaxstadium befindet.

Ein Vergleich mit den an vielen Standorten gemessenen Abträgen zeigt, daß der Verlust auch über einen langen Zeitraum durch Neubildung nicht annähernd ausgeglichen werden kann. Als Folge von Erosionsprozessen (Wasser- und Winderosion) nimmt das Bodenvolumen quantitativ ständig ab, so daß die Speicher-, die Puffer- und Filterkapazität ebenfalls stark zurückgehen. Demzufolge verringert Bodenerosion in jedem Fall das Solum des erodierten Standortes und gefährdet seine nachhaltige Funktionalität.

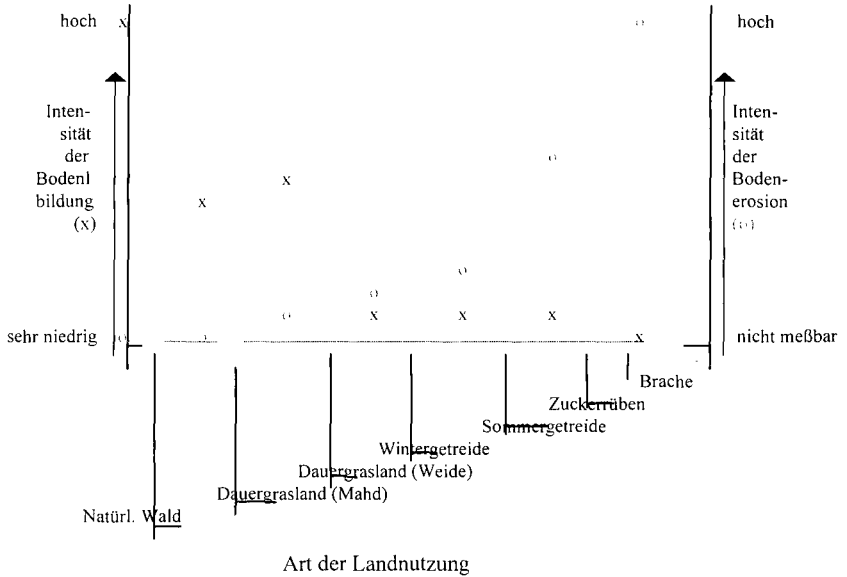
Einschränkend ist allerdings anzumerken, daß Wasser- und Winderosion physikalische Prozesse sind, die bei ackerbaulicher Nutzung in gefährdeten Gebieten nicht vollständig vermieden werden können. Trotzdem müssen sie durch bodenschonende Landnutzung minimiert werden. Eine drastische Reduzierung der heute z. T. hohen Bodenabträge kann vor allem durch einen nahezu ganzjährig geschlossenen Pflanzenbestand erreicht werden (FRIELINGHAUS et al., 1997).

Die bisher angewandten Methoden zur Ermittlung von Toleranzgrenzen der Bodenerosion sind problematisch, weil sie weder die Vielfalt an Ausgangsmaterialien der Bodenbildung noch das Zusammenspiel der pedologischen Prozesse insbesondere unter Ackernutzung berücksichtigen. Zudem ist die Hypothese von der Bodenregeneration auf Erosionsstandorten in Frage zu stellen, so daß angesichts der Endlichkeit der Ressource Boden Bodenabtrag nicht toleriert werden kann. Für seine Minimierung stehen wirksame acker- und pflanzenbauliche

sowie landtechnische Verfahren zur Verfügung, deren Anwendung auch betriebswirtschaftlich sinnvoll wäre.

Abbildung 1

Intensität der Bodenbildung und Bodenerosion in Abhängigkeit von der Landnutzung (Bork et al., 1989)



Ausblick

Da „tolerierbarer Bodenabtrag“ also offensichtlich nicht nur eine Frage der Bodenmächtigkeit ist, wird der Terminus als wichtiger Forschungs- und Abstimmungsgegenstand angesehen. Es wird dazu aufgerufen, Forschungsergebnisse dazu mitzuteilen und sich der geplanten Aktivität der AG Bodenerosion (Schwerpunkt auf der kommenden Jahrestagung) und des ESSC (Sonderheft 1999) anzuschließen und Beiträge einzureichen.

(Literatur bei den Autoren)

Indikation der aktuellen Erosionsgefährdung mit Hilfe der Bodenbedeckung

von

WINNIGE, B., CORZELIUS, U., FRIELINGHAUS, M.

1. Problemstellung

Nach der Einschätzung der potentiellen Wasser- und Winderosionsgefährdung, die standortabhängig relativ stabil ist, muß geprüft werden, inwieweit die vorhandene Landnutzung den gefährdeten Boden schützt bzw. aktuell gefährdet.

Die Bodennutzung beeinflusst Beginn, Verlauf, Abtragsmenge und Schäden durch Bodenerosion entscheidend. Flächen unter forstlicher Nutzung sind weit weniger gefährdet als Flächen unter agrarischer Nutzung. Aber auch auf den Agrarflächen bestehen je nach Intensität der Nutzung und der Art der Anbausysteme große Unterschiede.

Eine indirekte Indikationsmethode erlaubt die potentielle Bewertung einzelner Fruchtarten und Anbaufolgen (FRIELINGHAUS 1988).

Abgeleitet aus dem jährlich wechselnden Anbauverhältnis und aus dem Bewirtschaftungsmanagement für die einzelnen Fruchtarten ergibt sich jedoch zwischen den Jahren und innerhalb eines Jahres eine wechselnde aktuelle Gefährdung.

Die Bestimmung der zeitlichen und räumlichen Verteilung der Bodenbedeckung stellt einen Schlüsselfaktor zur Bewertung der aktuellen Erosionsgefährdung in potentiell wassererosionsgefährdeten Gebieten dar, da einerseits gute Erkennungsmethoden mittels verschiedener Hilfsmittel möglich sind und andererseits dieser Faktor in Landnutzungssystemen gesteuert werden kann.

2. Terrestrische Methoden zur Ermittlung der Bodenbedeckung

2.1. Zählmethode

Die Datenaufnahme erfolgt mittels einer 15 m langen Leine. Diese Leine wird mit Hilfe von Markierungen in 100 gleich große Abschnitte geteilt. Die so vorbereitete Leine spannt man diagonal zu den Reihen auf dem zu untersuchenden Feld, geht an ihr entlang und zählt die Schnittpunkte von Pflanzenteilen, die die Markierungen schneiden. Dabei ist darauf zu achten, daß die Pflanzenteile größer als 3 mm sind und die Markierungen vollständig geschnitten werden (Abb. 1).



Abb. 1: Vorgehensweise der Zählmethode

Die Anzahl der Wiederholungen richtet sich nach der Größe des zu untersuchenden Feldes. Bei einer Größe bis zu 10 ha werden 15 Wiederholungen empfohlen, bei einer Größe > 10 ha 25 Wiederholungen. Die Wiederholungen sind so über das Feld zu verteilen, daß die größte Feldlänge erfaßt wird.

2.2. Digitale Bild- und Rasterverarbeitung

Auf dem Feld werden Farbfotos bzw. Dias von $\frac{1}{4} \text{ m}^2$ - 1 m^2 der Ackeroberfläche in 5facher Wiederholung je Variante aufgenommen. Die Aufnahme kann auch mit einer digitalen Kamera erfolgen.

Anschließend erfolgt die Umwandlung der Bildinformationen in digitale Rasterdaten mit kompatiblen Formaten.

Ziel der Bildauswertung ist es, das Eingangsbild so zu bearbeiten, daß die verschiedenen Grauwerte 3 Klassen -Boden, vitale Biomasse, abgestorbene Pflanzenrückstände- zugeordnet werden.

Folgende Arbeitsschritte sind dafür notwendig:

1. Verstärkung der Kontraste des Ausgangsbildes,
2. Bildung der 3 Klassen mit Hilfe der überwachten Klassifikation (Zuordnung der Bildelemente, die bestimmten Ähnlichkeitskriterien genügen, in die entsprechende Klasse),
3. Filterung des klassifizierten Bildes,
4. Ermittlung der Anteile der einzelnen Klassen aus dem Histogramm

2.3. Vergleich der terrestrischen Methoden

Ergebnisse aus Untersuchungen zur Bodenbedeckung bei unterschiedlichen Verfahren der konservierenden Bodenbedeckung im Zuckerrübenanbau (Abb. 2) zeigen, daß die Bedeckungsgrade bei der Zählmethode bei allen untersuchten Varianten höher waren als bei der Bildauswertung. Die Werte der Bildauswertung lagen jedoch im Schwankungsbereich der Werte der Zählmethode und nur bei 2 Varianten unterschieden sich die Ergebnisse der beiden Methoden signifikant voneinander.

Eine übereinstimmende Bodenbedeckung konnte nicht erwartet werden, da die betrachteten Ausschnitte nicht deckungsgleich waren. Während bei der Zählmethode von 15 m Länge die Bodenbedeckung bestimmt wurde, bezog sich die Bildauswertung für die genannten Untersuchungen auf einen Ausschnitt von $\frac{1}{4} \text{ m}^2$ der Bodenoberfläche. Eine weitere Ursache der Abweichungen liegt in der Größe des möglichen Fehlers. Beide Methoden unterliegen der Subjektivität des Bearbeiters. Bei der Zählmethode entscheidet der Bearbeiter an jedem Schnittpunkt der Leine, ob er dazugezählt wird oder nicht. Bei einer falschen Einschätzung bleibt der Fehler klein, da er sich nur auf den einen Punkt bezieht, welcher mit $\pm 1 \%$ Bedeckung in die Auswertung eingeht.

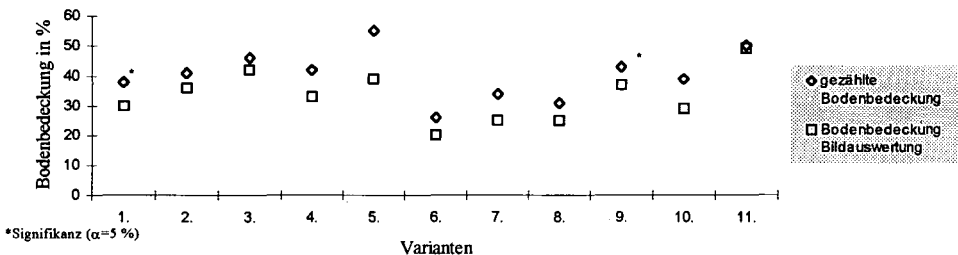


Abb. 2: Methodenvergleich Bodenbedeckung (Mittelwerte)

Im Gegensatz zur Zählmethode beläuft sich bei der Bildauswertung der Fehler auf den Gesamtausschnitt der Fläche. Bei der Bildauswertung entstehen bei der Klassenbildung im Übergangsbereich der Klassen, z. B. Übergang Rückstände-Boden, Unschärfen, wo die eindeutige Zuordnung durch den Bearbeiter erfolgen muß. Weiterhin ist es möglich, daß ein Farbwert, der in

zwei Klassen vorkommt, einer Klasse zugeordnet werden muß, so daß zwangsläufig einer Klasse eine höhere Bedeckung zugeordnet wird. Die Erkennung der einzelnen Klassen ist für die genannten Untersuchungen in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Erkennung der Klassen Pflanze, Stroh und Boden bei der Bildauswertung (in %)

		Pflanze		Stroh		Boden
Mittelwert	Pflanze	99,75	Pflanze	0,27	Pflanze	0,03
Schwankungsbereich		98,79 - 99,98		0 - 1,63		0 - 0,15
Mittelwert	Stroh	0,03	Stroh	96,99	Stroh	1,00
Schwankungsbereich		0 - 0,08		93,49 - 98,39		0,13 - 2,02
Mittelwert	Boden	0,22	Boden	2,74	Boden	98,97
Schwankungsbereich		0,02 - 1,2		0,84 - 6,29		97,98 - 99,87

Die Klassen Pflanzen und Boden sind gut erkannt worden, während es bei der Erkennung des Strohs vorkam, daß ein Teil des Strohs dem Boden zugeordnet wurde. Das könnte die geringeren Bedeckungswerte erklären.

Abgeleitet aus den Ergebnissen wird bei der Einschätzung der Bodenbedeckung über die digitale Bild- und Rasterverarbeitung ein höheres aktuelles Erosionsrisiko ermittelt.

2.4. Vor- und Nachteile der terrestrischen Methoden

Die Zählmethode ist eine einfache praxisnahe Methode zur Bestimmung der aktuellen Bodenbedeckung. Sie ist gut geeignet, um in kurzer Zeit mit geringem Aufwand die aktuelle Bodenbedeckung einzuschätzen.

Durch die Länge der Leine werden verschiedene Bedeckungszustände auf dem Acker erfaßt (Fahrspuren, unterschiedlich dichte Vegetation oder Rückstände), so daß eine subjektive Auswahl der Testfläche weitgehend vermieden wird.

Die Digitale Bild- und Rasterverarbeitung erfordert höheren Zeitaufwand und die entsprechende Bildverarbeitungstechnik. Sie wurde getestet, um einen Vergleich zur Zählmethode zu erhalten. Die Ergebnisse sollen die Grundlage für die weitere wissenschaftliche Bearbeitung zur Luftbild- und Satellitenauswertungen sein, mit denen größere Gebiete in ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität der Bodenbedeckung erfassen werden können.

Die Genauigkeit der Auswertung ist von der Qualität der Datenerfassung und -fortführung sowie der Erfahrung des Auswerters abhängig.

3. Fernerkundliche Methoden zur Ermittlung der Bodenbedeckung

3.1. Datenbasis

Auf der Basis von Landsat TM Aufnahmen des 17.10.1997 und 26.03.1998 und der Kartierung der Landnutzung und des Bedeckungsgrades der Flächen der Agrargenossenschaft Golzow (Oderbruch) im Oktober 1997 und März 1998 wurde eine Methode entwickelt, die es ermöglicht den Bedeckungsgrad von landwirtschaftlich genutzten Flächen mit Hilfe von Satellitenbildern zu ermitteln.

3.2. Vorgehensweise

Nach der Georeferenzierung (Polygon 2. Grades) und Atmosphärenkorrektur der Satellitenbilder ergibt sich eine Auflösung der Pixel von 30 Metern Die beiden Aufnahmetermine sind die Grundlage einer multitemporalen Landnutzungsklassifikation.

Anhand der schlaggenauen Kartierung des Bedeckungsgrades (Zählmethode, s.o) auf den landwirtschaftlichen Flächen zum jeweiligen Zeitpunkt der Satellitenbilddaufnahmen läßt sich mit Hilfe

des NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), eine Klassifikation erstellen. Dazu wurde ein schon bestehende digitale Schlagkarte überarbeitet

3.3. Multitemporale Landnutzungsklassifikation

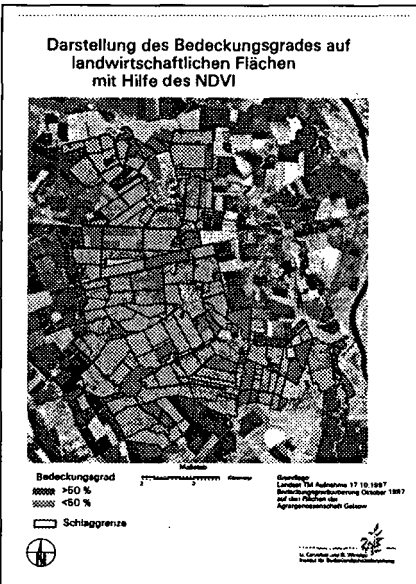
Die Zusammenfügung (Layer Stack) der Satellitenbilder vom 17.10.1997 und 26.03.1998 mit allen Kanälen läßt eine grobe, artenspezifische Klassifizierung der Landnutzung zu. Es wurde eine überwachte Klassifikation im Bereich der Testflächen mit dem statistischen Verfahren „Maximum-Likelihood“ durchgeführt.

3.4. Angewandte Methode – NDVI zur Klassifikation des Bedeckungsgrades

Der NDVI berechnet sich aus den Kanäle 3 und 4 des jeweiligen Satellitenbildes.

$$\frac{\text{Kanal4} - \text{Kanal3}}{\text{Kanal4} + \text{Kanal3}}$$

Der NDVI bildet ein Maß für die Vitalität der Bodenbedeckung. Durch eine überwachte Klassifikation, die ebenfalls mit dem Maximum-Likelihood-Verfahren berechnet wird, ist es möglich den Bedeckungsgrad auf den Schlägen in 2 Klassen darzustellen. Mit der angewendeten Methode des NDVI ist nur eine eindeutige Einteilung in die Klassen $< 50\%$ und $> 50\%$ zu erreichen. Die Einteilung in drei Klassen ($< 30\%$, $30\text{-}70\%$, $> 70\%$), in Anlehnung an die Skalierung anderer Methoden, ist mit diesem Verfahren nicht eindeutig möglich.



4. Zusammenfassung

Es besteht die Notwendigkeit der direkten Indikation von Landnutzung und des Bedeckungsgrades, um zu einer Einschätzung der tatsächlichen Gefährdung von landwirtschaftlichen Flächen zu gelangen.

Hierzu bieten sich einfache, praktikable und objektive Methoden wie die Zählmethode an.

Zur indirekten Indikation von Flächen kann die Fernerkundung durch die hohe zeitliche und räumliche Erfassung von Landnutzungsinformationen einen aktuellen Überblick geben.

5. Ausblick

Die Zählmethode kann von Beratern an die Landwirte herangetragen werden, um den aktuellen Bedeckungsgrad der Schläge zu überprüfen. Die digitale Bild- und Rasterverarbeitung ist auf ihre Praktikabilität hin zu untersuchen. Die fernerkundlichen Erkennungsmethoden müssen weiterentwickelt werden und benötigen eine Überprüfung der Methoden zu anderen Aufnahmetermi- nen und ggf. mit anderen Aufnahmesystemen. Es wäre sinnvoll die Ergebnisse in ein Geländemodell einfließen zu lassen um zu aktuellen Ausweisungen von Gefährdungsgebieten zu gelangen.

Literatur

FRIELINGHAUS, MO. (1988): Wissenschaftliche Grundlagen für die Bewertung der Wassererosion auf Jungmoränenstandorten und Vorschläge für die Einordnung des Bodenschutzes. In: Diss. AdL, Berlin

Schlaggröße, Heterogenität, Bodenschutz - gute fachliche Praxis

von

HIEROLD, W.

Problemstellung

Unter „guter fachlicher Praxis“ in der landwirtschaftlichen Bodennutzung, die als (notwendiges, wohl aber oft nicht hinreichendes) Kriterium für die Sicherung des Bodenschutzes definiert wird (BBodSchG, § 17), werden in der Regel Produktionsverfahren (einzelne Verfahrensschritte bis ganze Verfahrenskomplexe) verstanden und bewertet. Dies trifft das vornehmliche Handlungsfeld des Landwirts, so sind z.B. erosionsmindernde Wirkungen u.a. durch Mulchen, Zwischenfruchtanbau, günstige Termin- und Technikwahl etc. zu erreichen. Angesichts der im Osten Deutschlands weiterhin vorherrschenden Großflächenwirtschaft wird aber schnell deutlich, daß auch auf der Ebene agrarstruktureller Maßnahmen Grundlagen zum Bodenschutz zu legen sind, Risiken z.B. bzgl. Wind- oder Wassererosion gemindert werden können und müssen. Im Allgemeinen kann man sicher davon ausgehen, daß große Schläge neben den bis zu einer bestimmten Größe kalkulierbaren technologischen Vorteilswirkungen in verschiedenen Bodenlandschaften (im unterschiedlichen Maße) erhöhte Risiken bzgl. Erosion (große Transportstrecken ohne Hindernisse), Grundwassergefährdung (Teilareale höherer Durchlässigkeit u./o. Grundwassernähe), schadhafter Bodenverdichtung (ungleiche Befahr-/Bearbeitbarkeit) etc. aufweisen. So weist BORK (1998) in einer Analyse des historischen Erosionsgeschehens seit dem frühen Mittelalter nach, daß Phasen schädlicher Bodenveränderungen durch Erosion durch das Zusammenfallen erosionsauslösender Witterungsverhältnisse mit offenen, strukturarmen, ungeschützten Ackerlandschaften gekennzeichnet sind, sprich mit agrarstrukturellen Defiziten.

Ziel einer anzustrebenden Verbesserung der derzeitigen Situation kann dabei nicht die Erreichung einer pauschalen Höchstflächengröße, sondern eine landschaftsspezifische Anpassung sein. Zurecht werden in den „Leitlinien der ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Bodennutzung“ für das Land Brandenburg (MELF/MUNR 1997) Forderungen für die „Gestaltung der Feldflur“ an erster Stelle genannt. Wesentlicher Aspekt einer Feldflur sind die in ihr vorkommenden Größenverhältnisse der Ackerflächen und ihre Nachbarschaftsbeziehungen.

Vorgehen und Ergebnisse

Aus Betriebsanalysen in Nordostbrandenburg ist bekannt, daß in Großbetrieben kaum eine wesentliche Verkleinerung der Schlaggrößen gegenüber 1989 erfolgt ist, oft Einzelschläge größer als 60 ha, z.T. auch über 100 ha sind. Innerhalb des BMBF+DBU-geförderten Forschungsvverbundes „Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft a.B. des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin“ wurde in einem großen Untersuchungsraum exemplarisch 1 Betrieb aufgrund von Landschafts- und Landnutzungsanalysen und der Vorgabe von Leitbildern und Umweltqualitätszielen Empfehlungen zur Neuordnung der Schlagstrukturen erarbeitet, mit dem Betrieb diskutiert und umgesetzt. Trotz der Schwerpunktsetzung auf Naturschutzaspekte war eines der Hauptziele des Vorhabens die Sicherung und Förderung der landwirtschaftlichen Produktion u.a. zur Stabilisierung des ländlichen Raumes und der Erhaltung der agrarisch geprägten Kulturlandschaft.

Bei der Bewertung der Ausgangssituation wurden die bestehenden Schlagstrukturen analysiert, die Standorteigenschaften der Betriebsfläche mittels Bodenschätzungs- und Reliefdaten (vgl. HIEROLD & MICHEL 1998) bewertet, regionsspezifische Umweltqualitätsziele formuliert und mit betrieblichen Möglichkeiten und Erfordernissen in Diskussion gebracht.

* Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. (ZALF), Forschungsstation Eberswalde, 16225 Eberswalde, Dr.-Zinn-Weg 18

Abb. 1 macht deutlich, daß eine nachhaltige Entwicklung von Schlagstrukturen in einem Betrieb in einem breiten Abwägungsumfeld zu treffen sind, in dem boden- und standortbedingte Kriterien (z.B. Wind- und Wassercrerosionsgefährdung) sicher wesentliche, aber nicht alleinige Entscheidungsgrundlagen bilden.

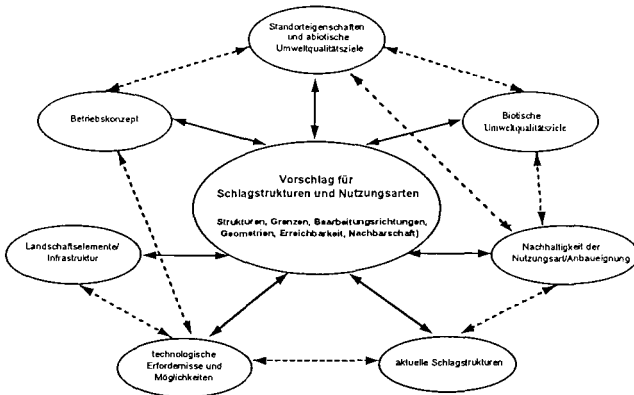


Abb. 1: Entscheidungsumfeld zur nachhaltigen Entwicklung von Schlagstrukturen

Zu den Ergebnissen des Beispielsvorhabens gehören u.a.

- die Herausnahme besonders erosionsgefährdeter bisheriger Ackerflächen und Umwandlung in hofnahe Weide,
- die Ausweisung von zwei 8-gliedrigen Fruchtfolgebereichen mit weitgehend einheitlichen Schlaggrößen,
- die Bereicherung der Feldflur durch Hecken, Flurgehölze, Ackerrandstreifen in Anlehnung an die neuen Schlagstrukturen.

Die mittlere Schlaggröße wurde von 31 ha (max. 69 ha) auf 22 ha (max. 26 ha) reduziert und damit ein tragbarer Konsens zwischen Naturschutz und Landwirtschaft erreicht. Prognostisch wird eine Erosionsminderung erwartet. Eine deutliche Reduzierung der flächeninternen Bodenheterogenität, einfach zu verdeutlichen an der Ackerzahlenspanne eines Schlages, konnte in der Jungmoränenlandschaft nicht erreicht werden, da die Boden- und Substratverhältnisse z.T. unter 1 ha-Größen extrem variieren.

Begünstigende Umstände für die tatsächlich erfolgte Umsetzung neuer Schlagstrukturen waren u.a. die Bereitschaft des 500 ha-Betriebes, nach Neugründung ein neues Bewirtschaftungskonzept zu entwickeln, die Anwesenheit des Projektes im Raum mit seinem fachlichen Potential sowie das Engagement des Landschaftspflegeverbandes Uckermark/Schorfheide.

Allen Vorhabensbeteiligten und den Geldgebern BMBF und DBU sei an dieser Stelle nochmals gedankt.

Literatur

- BORK, H.-R. (Hrsg. 1998): Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa. Gotha: Klett-Perthes, 336 S.
- HIEROLD, W. & R. MICHEL (1998): Bodenschätzung und Bodenschutz in Brandenburg. Mittlgn.Dtsch.BodenkdI.Ges., im Druck
- HIEROLD, W. & U. SCHUMACHER (1998): Kennzeichnung und Bewertung von Standortbedingungen auf Schlagebene. Eberswalde: Berichtsteil im Abschlußbericht des BMBF-DBU-Verbundprojekts „Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft“ (in Redaktion)
- MELF/MUNR (1996/97): Leitlinien der ordnungsgemäßen landwirtschaftlichen Bodennutzung. (Rundbrief für Behörden und Einrichtungen der Naturschutzverwaltung und Agrarverwaltung des Landes Brandenburg)

Bericht zum Papier der KTBL-Arbeitsgruppe „Bodenbearbeitung und Bodenschutz“. - Problem „Bodenerosion“.

von

FRIELINGHAUS, M.

Die erosionsbedingte Umweltbelastung zwingt zur Integration von Schutzmaßnahmen in Landnutzungssysteme für erosionsdisponierte Gebiete mit einem hohen Anteil von intensivem Ackerbau. Diverse Maßnahmen und Verfahren sind bekannt und erprobt, werden aber nicht ausreichend akzeptiert und angewendet. Das ist in erster Linie darauf zurückzuführen, daß es in der Regel Einzelmaßnahmen sind, deren betriebswirtschaftliche Einordnung nicht geklärt ist. Oftmals ist keine standortspezifische Erprobung erfolgt, so daß mit bestimmten neuen Verfahren und Strategien verbundene Risiken nicht beherrschbar scheinen.

Nachfolgend wird die Schrittfolge dargelegt, die als Entscheidungshilfe zur Risikoabschätzung und Entwicklung von adäquaten Schutzkonzepten dienen können (Übersicht 1). Als Grundlage dient das modifizierte "STATE- RESPONSE- PRESSURE"- Konzept des OECD (1994) (Abbildung 1).

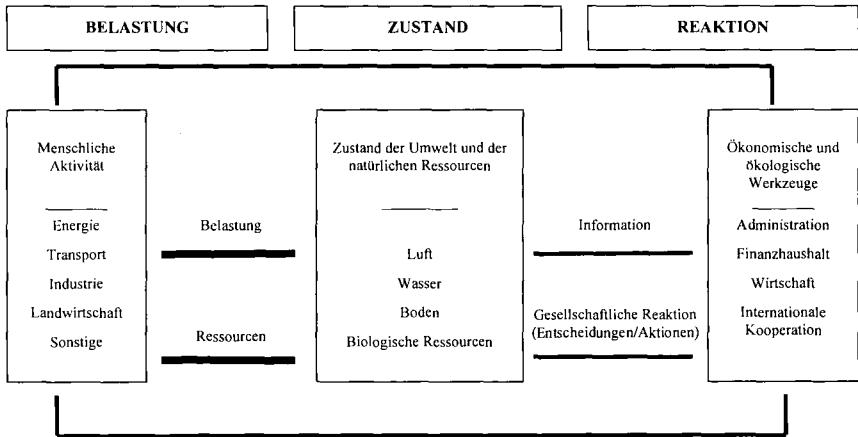


Abbildung 1: Pressure-State-Response-Ansatz (OECD (1994) modifiziert)

Mit der abgestuften Bewertung der Belastbarkeit der Standorte und der Belastung durch eine nicht standortangepaßte Landnutzung wird eine Zuordnung von Schutzstufen (Maßnahmenkomplexe) nach dem tatsächlichen Grad der Gefährdung oder bereits eingetretener Schädigung möglich. Ein solches Vorgehen wird wesentlich zur Akzeptanzhöhung des Bodenschutzes beitragen. Nachfolgend werden Erläuterungen zu den Übersichten 1 und 2 gegeben.

Die Bewertung des Standortes (A) kann nach verschiedenen Verfahren oder Modellen erfolgen. Während in Süddeutschland vielfältig die Datenbanken für die Risikoabschätzung mittels der ABAG zur Verfügung stehen, wird in Niedersachsen ein variiertes Vorgehen im Rahmen von NIBIS bevorzugt (Müller et al., 1992).

In den neuen Bundesländern liegen die Datenbanken der MMK flächendeckend vor (Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung, Lieberoth et al., 1983). Alle Verfahren erlauben gleichermaßen eine Bestimmung der Gebiete, die potentiell gefährdet sind. In jedem Fall ist eine Präzisierung des Gefährdungspotentials über die Identifikation von bevorzugten morphologisch bedingten Abflußbahnen mittels Digitaler Höhenmodelle möglich und sollte schrittweise vorgenommen werden.

Die Bewertung der Landnutzung (B) muß hinsichtlich der Belastung für gefährdete Standorte möglichst genau erfolgen und eine Einschätzung der aktuellen Gefährdung erlauben. Hier wird eine Bewertung über den C- Faktor nicht ausreichen, sondern es sollte ein stufenweise zu ergänzendes System der Indikation entwickelt werden, das auf die in den einzelnen Regionen verbreiteten Landnutzungssysteme zugeschnitten ist. Begonnen werden kann mit der Bestimmung der Bodenbedeckung. Dafür sind sowohl einfache terrestrische Indikationsmethoden vorhanden bzw. eine Indikation kann über eine indirekte Bewertung der Bodenbedeckungsklassen für Anbausysteme erfolgen (Frielinghaus et al., 1998). Folgen muß eine Bewertung der Häufigkeit und Tiefe von Fahrspuren als bevorzugten Erosionsrinnen in Anbausystemen.

Die nachfolgende kombinierte Bewertung (C) läßt die Interpretation der Bodenqualität (nachhaltig gesichert, nicht nachhaltig gesichert, geschädigt) zu. Auf dieser Basis kann entschieden werden, ob vorsorgender Bodenschutz (Gute Fachliche Praxis) ausreicht oder ob eine direkte Indikation empfohlen wird oder zwingend erforderlich wird (D, E).

Übersicht 2:

Die direkte Indikation erfolgt zur Einzelfallprüfung. Es stehen eine Reihe von Prüfwerten/Methoden zur Verfügung, um den Grad der erosionsbedingten Bodenveränderungen oder der Offsite-schäden bewerten zu können. Auf dieser Basis ist eine Korrektur der kombinierten Bewertung möglich.

Abschließend wird dargelegt, welche Maßnahmenkomplexe den erforderlichen Schutzstufen etwa adäquat sind. Diese Komplexe stellen eine Auswahl dar.

Komplex 1a: kurz- und mittelfristig durchsetzbare Ziele auf dem Gebiet der bodenschonenden Bewirtschaftung gefährdeter Ackerflächen mit intensiver Nutzung

Komplex 1b: kurz- und mittelfristig durchsetzbare Ziele zur Verminderung der Lasteneinträge und Spurenbelastung erosionsgefährdeter Flächen

Komplex 2: mittelfristig durchsetzbare Ziele auf dem Gebiet einer bodenbedeckenden Anbaugestaltung in erosionsgefährdeten Regionen

Komplex 3: mittel- und langfristig durchsetzbare Ziele auf den Gebieten einer wind- und wasserbremsenden Infrastruktur und Flurgestaltung

Ausblick

Das Papier wurde im Rahmen einer KTBL-Arbeitsgruppe zum Thema: „Bodenbearbeitung und Bodenschutz- Empfehlungen für gute fachliche Praxis“ erstellt und wird z. Z. von Sommer, C. et al. in der KTBL Schriftenreihe herausgegeben. Die einzelnen Themenbereiche sind: Bodenbearbeitung und Bodenerosion, Bodenbearbeitung und Bodenschadverdichtungen, Bodenbearbeitung und Bodenleben, Bodenbearbeitung und Nährstoffaustrag. Über die weitere Präzisierung und länderspezifische Untersetzung wird zur Zeit weiter intensiv beraten. Die Bodenspezialisten der Länder werden auf Anraten der Agrarminister dieses Papier gründlich prüfen und zur Grundlage von Empfehlungen machen. Das KTBL Papier Teil Bodenerosion kann Interessenten zugeschickt werden.

Übersicht 1

1. Prinzipschema zur Beurteilung des Standort- und Nutzungsrisikos

1. Bewertungsebene \Rightarrow Indirekte Indikation

Bewertung Standort (A) (state)				Bewertung Landnutzung (B) (pressure)				Kombinierte Bewertung von Standort und Landnutzung (C)		Schlußfolgerungen für den Vollzug (D) (response)
Bewertungs- note *	Indikation der Belastbarkeit	Gefährdungs- potential		Bewertungs- note *	Indikation der Belastung	Schutz- potential		Bewertungs- note nach erfolgter Indikation	Interpretation	Erforderliche Schutzstufe
1	sehr hoch	sehr gering		1	geringe Belastung	ausreichende Schutzwirkung		1 bis 2	Bodenqualitäts- ziel nachhaltig gesichert	vorsorgenden Bodenschutz gewährleisten
2	hoch	gering	+	2	erhöhte Belastung	ungenügende Schutzwirkung	=	3 bis 4	Bodenqualitäts- ziel nicht nach- haltig gesichert <i>Anfangsverdacht</i>	direkte Indikation empfohlen (E)
3	reduziert	mäßig								
4	gering	hoch		3	sehr starke Belastung	keine Schutzwirkung		5 bis 8	Verdacht auf schädliche Bodenverände- rungen oder Stoffausträge <i>Gefährdung</i>	Direkte Indikation Einzelfallprüfung Pflicht (E) <i>akuter Handlungs- bedarf</i>
5	sehr gering	sehr hoch								

* Gruppierung und Klasseneinteilung je nach Bewertungsmethode veränderbar, diese Einteilung gilt für die Bewertung der Bodenerosion und der Schadverdringung

Übersicht 2

2. Prinzipschema zur Einzelfallprüfung bei erhöhtem Risiko für die Sicherung Bodenqualitätsziele

2. Bewertungsebene ⇒ direkte Indikation

Einzelfallprüfung (Untersuchung vor Ort) (E)			
Direkte Indikation	Prüfwerte	Bewertung	Entscheidungshilfe
Bewertung der physikalische, chemische und biologische Qualität und Funktionalität	Grenzwerte / Meßparameter Critical Loads	schädliche Veränderungen der Bodenfruchtbarkeit, der Speicher-, Filter- und Pufferkapazität (ja / nein)	Stufe 1 KTBL- Papier Komplex 1a u. 1b Schutzmaßnahmen (§17/2 BBoSCHG: Gute fachliche Praxis)
Bewertung der Onsite-Schäden Boden- und Humusverlust, Profil- und Horizontveränderungen	Catenatypenspezifische Profilvergleiche, Schadenskartierung	Bodendegradierung durch Bodenabtrag und -auftrag, starke Reduzierung der Bodenfunktionalität (ja / nein)	Stufe 2 KTBL Papier Komplex 2 Schutzmaßnahmen
Bewertung der Offsite-Schäden Boden- und Schadstoffverlagerung in tiefere Bodenschichten, Teilflächenkontamination, Stoffaustrag aus den Flächen und Eintrag in benachbarte oder entfernte Ökotope	Kolluvientiefenbohrung, Erosionskartierung, Gewässerrandstreifenkartierung Flurgehölzkartierung	Eutrophierung und Belastung durch Wasser- oder Winderosion (ja / nein)	Stufe 3 KTBL Papier Komplex 3 Schutzmaßnahmen