

BULLETIN

22

Jahrestagung vom 12. und 13. März 1998 in Schlieren und Zürich

Stofftransport im Boden

Referate, Texte zu den Postern

Tätigkeitsberichte

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ

SOCIETE SUISSE DE PEDOLOGIE

Adresse: Geographisches Institut der Universität Zürich (GIUZ)
Winterthurerstrasse 190, CH-8057 Zürich

Telefon 01 635 51 21/11 **Fax** 01 635 68 48

E-mail fitze@geo.unizh.ch

Postcheck-Konto: BGS Bern 30-22131-0 Bern

Vorstand / Comité 1998

Präsident	/ Président:	F. Borer, Solothurn
Vize-Präsident	/ Vice-président:	R. Schulin, Schlieren
Beisitzer	/ Assesneur:	J.-M. Gobat, Neuchâtel
Sekretär	/ Secrétaire:	P. Fitze, Zürich
Rechnungsführer	/ Comptable:	M. Jozic, Ebikon

Redaktion / Rédaction

M. Müller

Schweizerische Fachhochschule für Landwirtschaft, 3052 Zollikofen
Tel. 031 910 21 24/11 Fax 031 910 22 96/99
E-mail Moritz.Mueller@fh-agro.ch

Dokumentationsstelle / Service des documents

Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale LMZ, Länggasse 79,
3052 Zollikofen Tel. 031 911 06 68 Fax 031 911 49 25

Vorsitzende der Arbeitsgruppen / Présidents des groupes de travail

Klassifikation und Nomenklatur:	J. Presler, Zürich
Lysimeter:	J. Brändli, Zürich
Bodenschutz und Werthaltung:	U. Vökt, Bern
Bodenerosion/Bodenkonservierung:	D. Schaub, Basel
Bodenkartierung:	A. Pazeller, Zürich

Koordination Ausstellung und Broschüre BODEN/SOL

U. Zihlmann, Zürich-Reckenholz

01 377 74 08

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ

SOCIETE SUISSE DE PEDOLOGIE

BULLETIN 22

1998

Jahrestagung vom
12. und 13. März 1998 in Schlieren und Zürich

Stofftransport im Boden
Referate, Texte zu den Postern

Tätigkeitsberichte

Schriftleitung: Moritz Müller, Zollikofen

ISSN 1420-6773

ISBN 3 260 05425 1

Juris Druck und Verlag
Dietikon 1998

Publikationen der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz

Bestellungen, Versand: Landw. Lehrmittelzentrale LMZ
Länggasse 79
3052 Zollikofen
Tel. 031 911 06 68
Fax 031 911 49 25

BGS-Bulletins (Preis Fr. 15.- pro Stück ohne Versandkosten)

Nummer	Jahr	Bestellnummer
3	1979	970 801
5	1981	970 802
6	1982	970 803
8	1984	970 805
11	1987	970 808
12	1988	970 809
14	1990	970 811
15	1991	970 812
16	1992	970 813
17	1993	970 814
18	1994	970 815
19	1995	970 816
20	1996	970 817
21	1997	970 818
22	1998	970 819

(No. 1, 2, 4, 7, 9, 10 und 13 vergriffen)

BGS-Dokumente (Preis Fr. 10.- pro Stück ohne Versandkosten)

Nummer	Jahr	Thema	Bestellnummer
1 f	1984	Exploitation du gravier et agriculture	970 840
2 f	1985	Estimation et protection des sols	970 841
3 d	1986	Bodenschädigung durch den Menschen	970 822
4 d	1989	Lysimeterdaten von schweiz. Messstationen	970 823
5 d	1994	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz	970 824
6 d	1995	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz II	970 825
7 d	1995	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz III	970 826
8 d	1996	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz IV	970 827

(No. 1 und 2 deutsch vergriffen)

Weitere Publikationen

Exkursionsführer ISSS 1986 (Alpentransversale)	Bestellnr.	970 860
Gefährdete organische Böden der Schweiz (1982)		970 861

ISSN 1420-6773

ISBN 3 260 05425 1

Copyright: 1998 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz

Tagung vom 13. März 1998: Referate, Texte zu den Postern

E. MURER	
Erfassung und Bewertung der Sickerwasserquantität und -qualität im Grundwassersanierungs-Pilotprojekt "Obere Pettenbachrinne" (Oberösterreich)	5
A. BURGNER	
Versickerungsverhalten von Pestiziden in monolithischen Lysimetern unter Befolgung der normalen landwirtschaftlichen Praxis	11
S. KNAPPE und R. RUSSOW	
Multitracer-Untersuchungen zur Bestimmung der Sickerwasser- und Anionenbewegung in monolithischen Lysimetern mit unterschiedlichen Bodenformen	17
P. LEHMANN und C. FESCH	
Mobilität von gelösten organischen Stoffen in wasserungesättigten Böden	25
P. GERMANN und T. NIGGLI	
Dynamik des Makroporenflusses	33
M. EGLI, M. ACHERMANN, F. DENOTH, S. HEROT und S. HÄFLIGER	
Oberflächliche Abschwemmung und Versickerung von Nährstoffen: ein neuer Ansatz zur Risikobeurteilung	37
A. DESAULES, R. DAHINDEN und P. LISCHER	
Prognosen zur Überschreitung von Richtwerten löslicher Schwermetall- und Fluorgehalte anhand von Totalgehalten und pH-Werten im Boden	41
K. NOWACK und P. MÄDER	
Temporal and spatial variability of soil microbial parameters - a case study for developing soil sampling strategies	45
S. ROLLI und S. MEIER-ZIELINSKI	
Ausscheidung für den Sedimentaustrag relevanter Flächen auf Einzugsgebietsebene (chorische Dimension)	49
Exposé présenté à l'occasion des 100 ans de recherche agricole à Liebefeld	
A. DESAULES	
La protection des sols en Suisse: prévention, diagnostic et thérapie de la pollution	53
Jahresbericht / Rapport d'activités 1997	57
Berichte der Arbeitsgruppen	59
Klassifikation und Nomenklatur	59
Lysimeter	60
Bodenschutz	61
Bodenkartierung	62
Hinweise für Autoren	64

Erfassung und Bewertung der Sickerwasserquantität und -qualität im Grundwassersanierungs-Pilotprojekt "Obere Pettenbachrinne" (Oberösterreich)

Erwin MURER
Bundesamt für Wasserwirtschaft
Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt
Pollnbergstraße 1
A-3252 Petzenkirchen

Résumé

Après la première année de l'essai en plein champ (durée totale: cinq ans), la quantité et la qualité (nitrate) de l'eau de gravitation ont été analysées sur les sols lourds et très profonds ainsi que sur les sols peu perméables. Ensuite, les valeurs ont été calculées pour toute la surface agricole utile de la zone de projet (environ 2 400 ha). L'eau de gravitation et les nitrates lessivés sont mesurés à une profondeur de 1,5 m au moyen d'un lysimètre monolithique sur deux sites de terres assolées et une surface herbagère, les méthodes culturales étant usuelles dans la localité et la pratique. Les nitrates lessivés sont calculés au moyen de modèles de simulation étalonnés en fonction des valeurs mesurées avec les lysimètres. La généralisation des résultats s'effectue sur la base de la carte pédologique autrichienne supposant des rotations-types des cultures d'une exploitation agricole typique, et cela pour la situation actuelle (méthodes culturales actuellement appliquées) et pour la situation avec la réalisation d'un assainissement des eaux souterraines.

Abstract

In this 5 years field experiment, groundwater recharge and leaching of Nitrate will be estimated for the catchment area (2400 ha) of the "Obere Pettenbachrinne" located in Upper Austria. For representative sites (two plots with crop rotation, one plot with pasture) groundwater recharge and Nitrate content will be measured using undisturbed field lysimeters. These measurements are used for calibration of the simulation model STOTRASIM. STOTRASIM will then be used to evaluate the impact of different agronomic measures on the reduction of Nitrate leaching to groundwater for the catchment.

Zusammenfassung

Nach dem ersten Versuchsjahr des für fünf Jahre geplanten Feldversuches wurde auf den schweren und sehr tiefgründigen sowie gering durchlässigen Böden das Sickerwasser in quantitativer und qualitativer Hinsicht (Nitrat) gemessen und für die landwirtschaftliche Nutzfläche des Projektsgebietes (ca. 2.400 ha) berechnet. Die Messung des Sickerwassers und des Nitrataustrages erfolgt in 1,5 m Tiefe an monolithischen Feldlysimetern auf zwei Acker- und einem Grünlandstandort unter orts- und praxisüblicher Bewirtschaftung. Der Nitrataustrag wird mit Hilfe von Simulationsmodellen, die an den Meßergebnissen der Lysimeter kalibriert werden, berechnet. Die Umsetzung auf die Fläche erfolgt auf der Basis der österreichischen Bodenkarte anhand von Modellfruchtfolgen für typische landwirtschaftliche Betriebe für den IST-Zustand der Bewirtschaftung und der Bewirtschaftung mit Maßnahmen zur Sanierung des Grundwassers.

1. Einleitung

Belastungen des Grundwassers mit unterschiedlichen Stoffen anthropogener Herkunft stellen derzeit ein schwerwiegendes Problem des Gewässerschutzes, in weiterer Folge auch der Wasserversorgung, dar. Seit 1991 werden Österreichs Grund- und Quellwässer sowie die Fließgewässer im Wassergüte-Erhebungsprogramm des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft in Kooperation mit den Ländern und dem Umweltbundesamt beobachtet.

Vor allem in den intensiven Ackerbauregionen Österreichs zeigen sich flächenhafte Belastungen des Grundwassers mit Nitrat (Abb. 1). Um wissenschaftliche und praktische Möglichkeiten einer Grundwasserverbesserung aufzuzeigen, wurde das Pilotprojekt zur Grundwassersanierung ins Leben gerufen.

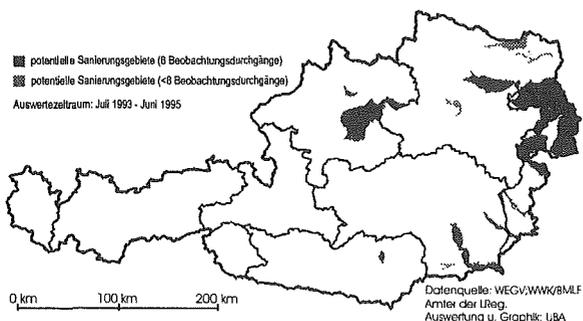


Abb. 1: Potentielle Grundwasser-Sanierungsgebiete für Nitrat (verändert)
(Quelle: http://ftp.ubavie.gv.at/info/wasser/graphik96/san_g154.gif)

Im Pilotprojekt sollen die technischen, organisatorischen und finanziellen Möglichkeiten zur Verbesserung der Grundwassergüte aufgezeigt und erwartbare Auswirkungen vorgeschlagener Maßnahmen in der Praxis überprüft werden. Die Erhebungen im Projektgebiet betreffen die Bereiche Wasserwirtschaft, Wassergüte, Abwasser, Abfallagerung, Gewerbebetriebe und Landwirtschaft. Parallel dazu wurde ein Teilprojekt mit dem Ziel der Erfassung und Bewertung der Sickerwasserquantität und -qualität beauftragt. In diesem Teilprojekt sind einerseits Methoden festzulegen, die für eine Planung und eine laufende Kontrolle von Grundwassersanierungsmaßnahmen unter landwirtschaftlich genutzten Flächen geeignet sind; andererseits ist mit Hilfe von Modellrechnungen und einer flächenhaften Bewertung aufzuzeigen, ob die gesetzten Maßnahmen ausreichen, das Sanierungsziel von 45 mg Nitrat/l im Grundwasser, entsprechend der Grundwasserschwellenwertverordnung (GSwV, 1991), zu erreichen.

2. Beschreibung des Projektgebietes

2.1 Lage, Boden, Klima

Das Projektgebiet liegt südöstlich von Linz im Alpenvorland (Abb. 2). In der Oberen Pettenbachrinne befinden sich über dem wasserstauenden Schlier durchwegs eiszeitliche Deckenschotter mit einer Mächtigkeit von 40 - 50 m. Darüber lagert eine ein bis mehrere Meter mächtige Lehmedecke. Die Böden sind tiefgründig und schwer bis gering durchlässig. Als Hauptbodenformen kommen Braunerde und Parabraunerde vor (Abb. 2). Bei einer Seehöhe zwischen 450 bis 500 m ü. A. fallen im Jahr etwa 1020 mm Niederschlag. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 8,6° C.

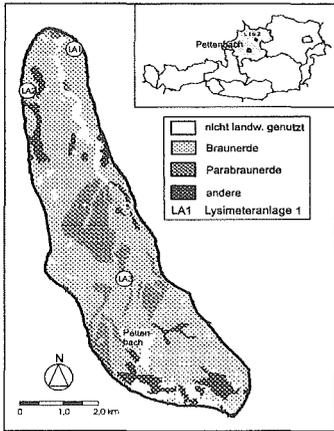


Abb. 2: Lage des Projektgebietes und der Lysimeteranlagen sowie Verteilung der Bodenformen

2.2 Flächennutzung, Grundwassergüte

Die landwirtschaftliche Nutzung des Untersuchungsgebietes ist in Tabelle 1 zusammengestellt:

Tabelle 1		Flächennutzung 1995 im Projektgebiet (Quelle: Landw.-Kammer für OÖ.)
landwirtschaftliche Nutzfläche		2.400 ha
Ackernutzung		1.929 ha
Grünland		471 ha
landwirtschaftliche Betriebe		149
Getreide		974 ha
Mais		434 ha
Öl-Eiweißkulturen		284 ha
Flächenstilllegung		116 ha
sonstige Kulturen		121 ha

Beim Grundwasservorkommen der Pettenbachrinne handelt es sich um ein autochtones Grundwasser, welches zusätzlich durch eine vollständige Versickerung des Pettenbaches gespeist wird. Der Flurabstand beträgt 40 bis 50 m. Grundwasseruntersuchungen ergaben im Jahr 1995 einen durchschnittlichen Nitratgehalt von 51 mg/l.

3. Material und Methodik

Eine flächendeckende Erhebung der Aussickerung von Nitrat unter der landwirtschaftlich genutzten Fläche in den Untergrund ist nicht durchführbar. Es müssen deshalb punktförmige Ergebnisse, die auf typischen Standorten ermittelt wurden, auf die Fläche unter Zuhilfenahme entsprechender Grundlagen wie Bodenkarten, übertragen werden. Darüberhinaus muß von zeitlich begrenzten Untersuchungen auf längere Zeiträume geschlossen werden. Dies ist mit Hilfe von Simulationsmodellen möglich, mit welchen außerdem die Auswirkungen von geänderten Bewirtschaftungsmethoden abgeschätzt werden können. Es werden die Simulationsmodelle SIMWASER (STENITZER, 1988) und STOTRASIM (FEICHTINGER, 1995) herangezogen, die eine standortspezifische Abschätzung der Wasser- und Stickstoffbilanz unter Berücksichtigung von Boden, Klima, Vegetation und Betriebsmitteleinsatz ermöglichen. Zur Eichung der Modelle wird das Sickerwasser in seiner Menge und seiner Qualität in 1,5 m unter Geländeoberfläche an ausgewählten Punkten, in Abhängigkeit der Bodenform und der Bewirtschaftungsweise mittels Lysimeter erfaßt.

An den Ergebnissen der Lysimetermessungen werden das Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodell geeicht. Mit Hilfe der so kalibrierten Simulationsmodelle und der österreichischen Bodenkarte 1 : 25.000 erfolgt die Umsetzung auf die Fläche. Dazu ist es notwendig, das Projektsgelände nach den Vorkommen typischer landwirtschaftlicher Betriebe zu unterteilen. Für die typischen Betriebsformen sind Modellfruchtfolgen mit Düngermengen für den Ist-Zustand der Bewirtschaftung und einer Bewirtschaftung mit Maßnahmen zum Schutze des Grundwassers zu erstellen.

3.1 Lysimeteranlagen

Es wurden drei einheitliche monolithische Feldlysimeter mit einer kreisförmigen Oberfläche von 1 m² hergestellt, wobei die Lysimeterunterkante 1,5 m unter Geländeoberkante liegt. Alle Meßstellen wurden so ausgeführt, daß die Bewirtschaftung praxisüblich möglich ist (MURER, 1995). Die Lysimeteranlagen wurden auf drei verschiedenen bewirtschafteten landwirtschaftlichen Betrieben errichtet. Eine Lysimeteranlage liegt auf Grünland. Der Bewirtschafter des Grünlandes betreibt Schweinezucht und Rindermast mit einer Intensität von ca. 2,5 DGVE pro Hektar. Die beiden übrigen Lysimeteranlagen befinden sich auf Ackerflächen, wobei ein Betrieb intensive Schweinemast und Rinderhaltung mit einer Bewirtschaftungsintensität von ca. 2,5 DGVE pro Hektar betreibt, der andere Betrieb durch Schweinemast, Pferdehaltung und Getreidebau mit einer Besatzdichte von 0,7 DGVE pro Hektar gekennzeichnet ist. Auf den Lysimetern der Ackerflächen befand sich 1994/95 Winterweizen, anschließend wurde eine einjährige Grünbrache angebaut. 1996/97 kam auf die Fläche mit dem Lysimeter Acker 2,5 DGVE/ha Wintergerste und auf die Fläche mit dem Lysimeter Acker 0,7 DGVE/ha Körnererbsen.

Mit der Erfassung der Sickerwassermengen aus den Lysimetern wurde Anfang 1995 begonnen. Die Sickerwassermenge wird täglich ermittelt, die Nitratkonzentration wöchentlich an Sammelproben analysiert.

3.2 Modellfruchtfolgen und Düngung

Für unterschiedliche landwirtschaftliche Betriebsformen (Tab. 2) wurden auf der Basis einer Betriebserhebung Modellfruchtfolgen für den Ist-Zustand erarbeitet. Es wurden typischen landwirtschaftlichen Betrieben (Rinder- und Ackerbaubetriebe) Fruchtfolgen (Tab. 3) und Düngermengen (Tab. 4) zugeordnet.

Tabelle 2	
Typische landwirtschaftliche Betriebsformen	
Kennung	Betriebsform
<i>Rinderbetriebe</i>	
1a	mittelintensiver ackerbetonter Rinderbetrieb
1b	mittelintensiver grünlandbetonter Rinderbetrieb
1c	mäßig intensiver grünlandbetonter Rinderbetrieb
<i>Ackerbaubetriebe</i>	
2a	mittelintensiver Schweinemastbetrieb
2b	mittelintensiver Schweinemast- und -zuchtbetrieb
2c	mittelintensive gemischte Viehhaltung mit dominierendem Ackerbau
2d	intensiver Schweinezuchtbetrieb
<i>Grünlandflächen</i>	
3a	Grünland mit extensiver Bewirtschaftung
3b	Grünland mit intensiver Bewirtschaftung

Tabelle 3 Beispiel von Modellfruchtfolgen (IST-Zustand) für Rinderbetriebe		
1a	1b	1c
Silomais	Silomais	So-Gemenge
Hafer	Winterweizen	Roggen
Winterweizen	Hafer	Rotklee
Körnerrapr	Wintergerste	
Wintergerste	Klee gras	
Raps		

In die Modellfruchtfolgen (IST-Zustand) wurden zur Verminderung des Nitrataustrages die vorgeschlagenen Maßnahmen (Zwischenfruchtanbau, Zwischenfrüchte, Aussaat, Umbruchstermine etc.) aufgenommen und Düngermengen entsprechend den "Richtlinien für die sachgerechte Düngung" (BMLF, 1996) angesetzt (Tab. 4).

Tabelle 4 Düngereinsatz (Stickstoff) der Modellfruchtfolgen		
Fruchtglied	Stickstoff (kg/ha)	
	IST-Zustand	Maßnahmen
Winterweizen	160	138
Wintergerste	130	120
Hafer	90	96
Körnerrapr	140	150
Körnermais	230	156
Silomais	270	156
Klee gras	210	120

3.3 Unterteilung des Projektgebietes

Um die unterschiedlichen Bewirtschaftungsverhältnisse berücksichtigen zu können, wurde das Projektgebiet nach dem Vorkommen typischer landwirtschaftlicher Betriebsformen in fünf Regionen unterteilt (MURER, 1997). Jeder Region wurden typische Betriebsformen und deren geschätztes anteiliges Vorkommen zugeordnet. Die von der Bodenkarte im Projektgebiet ausgewiesenen Bodenformen Braunerde und Parabraunerde nehmen ca. 91 % des Projektgebietes ein und sind zum Großteil ähnlich aufgebaut. Es wurde jede Bodenform einem Lysimeterstandort zugeordnet.

4. Ergebnisse

4.1 Meßergebnisse aus den Lysimetern

Die Meßergebnisse aus den Lysimetern und der Niederschlag für die hydrologischen Jahre 1996 und 1997 sind in der Tab. 5 zusammengestellt.

Tabelle 5 Niederschlag und Lysimetermeßergebnisse für die hydrologischen Jahre 1996 und 1997						
Art	Lysimeter Acker 2,5 DGVE/ha		Lysimeter Acker 0,7 DGVE/ha		Lysimeter Grünland 2,5 DGVE/ha	
	hydr. 96	hydr. 97	hydr. 96	hydr. 97	hydr. 96	hydr. 97
Niederschlag (mm)	1275	1042	1235	991	1237	1064
Sickerwasser (mm)	528	339	543	315	553	377
NO ₃ (mg/l)	45	24	31	23	26	13
NO ₃ -N (kg/ha)	53	18	38	16	33	11

4.2 Modelleichung

Der Vergleich zwischen simulierter und gemessener Grundwasserneubildung und des damit verbundenen Nitrataustrages wurde für die drei Lysimeterstandorte durchgeführt. Eine Gegenüberstellung der gemessenen und berechneten Sickerwassersummen und Summe der Nitratausträge für die einzelnen Fruchtfolgeglieder des Jahres 1995 zeigt eine gute Übereinstimmung (MURER, 1997).

4.3 Simulationsergebnisse

Für die landwirtschaftlich genutzte Fläche im Projektgebiet ergibt die Berechnung des IST-Zustandes der Bewirtschaftung eine mittlere Grundwasserneubildung von 457 mm pro Jahr und einen mittleren Stickstoffaustrag von 51 kg/ha.a. Daraus resultiert eine mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser von 49 mg/l. Die Einbeziehung von Maßnahmen (Zwischenfruchtanbau und sachgerechte Düngung (BMLF, 1996)) reduziert die Grundwasserneubildung um ca. 9 % auf 418 mm pro Jahr. Ebenfalls verringert wird der Stickstoffaustrag um ca. 8 % auf 47 kg/ha.a; die Nitratkonzentration bleibt infolge geringerer Grundwasserneubildung gleich hoch. Die gesetzten Maßnahmen verringern den Nitrataustrag für die einzelnen Modellfruchtfolgen zwischen 4 % - 13 %. Eine wesentliche Verringerung des Nitrataustrages auf den Ackerstandorten (ca. > 10 %) bringen jene Bewirtschaftungsformen, bei denen die Stickstoffdüngung wesentlich (> 15 %) gegenüber der IST-Bewirtschaftung reduziert wurde.

5. Diskussion

Die Modelleichung wurde an Lysimetermeßergebnissen des ersten Versuchsjahres durchgeführt. Da die Vorgeschichte der Lysimeterstandorte nicht bekannt ist und auch bei der Errichtung von monolithischen Lysimetern Störungen auftreten, kann eine Absicherung der Modelleichung erst anhand von längeren Meßreihen durchgeführt werden. Die Einbeziehung vorhandener feldstückbezogener Bewirtschaftungsdaten, wie z. B. ÖPUL-Daten, kann zur Verbesserung der flächenhaften Aussage beitragen. Inwieweit diese Methoden sich für die Planung und laufende Kontrolle der Grundwasseranierungsmaßnahmen nachhaltig eignen, soll der Bewertung am Ende des Pilotprojektes vorbehalten sein.

Literaturverzeichnis

- BMLF, 1996: Richtlinien für die sachgerechte Düngung. 4. Auflage. Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, BMLF, Wien.
- FEICHTINGER, F., 1995: STOTRASIM - Ein Modellansatz zur Nitratdynamik auf Ackerstandorten. Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen (unveröffentlicht).
- GSwV, 1991: Grundwasserschwellenwertverordnung. BGBl. Nr. 502, Jg. 91, 182. Stück, Wien.
- MURER, E., 1995: Wassergüteefassungssysteme in der ungesättigten Bodenzone. Ergebnisbericht aus dem Grundwasseranierungs-Pilotprojekt "Obere Pettenbachrinne", OÖ. Gewässerverträgliche Landbewirtschaftung. Schriftenreihe des BAW, Wien, Bd. 1, S. 160-173.
- MURER, E., 1997: Nitrataustrag im Grundwasseranierungspilotprojekt "Obere Pettenbachrinne, OÖ.". 7. Gumpensteiner Lysimetertagung "Lysimeter und nachhaltige Landnutzung". BAL Gumpenstein, 7. - 9. April.
- MURER, E., S. BRANDSTETTER und A. NADLINGER, 1996: Pilotprojekte zur Grundwasseranierung in Oberösterreich. Der Förderungsdienst, H. 12, 44. Jg., BMLF, Wien.
- STENITZER, E., 1988: SIMWASER - Ein numerisches Modell zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes und des Pflanzenenergies eines Standortes. Mitteilung Nr. 31 der Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen.

Versickerungsverhalten von Pestiziden in monolythischen Lysimetern unter Befolgung der normalen landwirtschaftlichen Praxis

AMADE BURGNER

RCC Umweltchemie AG, CH-4452 Itingen BL

1 Einleitung

Wie sich Pflanzenschutzmittel im Boden abbauen und verlagern, ist ein wesentliches Kriterium für ihre Zulassung. Um diese Frage eindeutig zu beantworten wird in Freilandlysimeter-Versuchen unter möglichst praxisnahen Bedingungen untersucht, ob ein Pflanzenschutzmittel durch Niederschläge in tiefere Bodenschichten eingewaschen werden kann.

Solche Versuche werden an unserem Institut nach festgelegten Richtlinien der deutschen Zulassungsbehörde durchgeführt. Seit 1990, wurde das Umwelt- und Versickerungsverhalten von 25 Pflanzenschutzmittel in Lysimetern unter Freilandbedingungen geprüft. Die Pestizide wurden entsprechend der empfohlenen Aufwandmenge auf die Lysimeter appliziert. Die Testsysteme werden während der Versuchszeitdauer von 2 bis 3 Jahren gemäss der normalen landwirtschaftlichen Praxis bestellt.

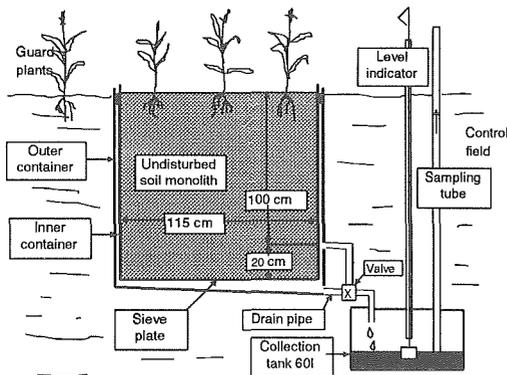
Die Richtlinie 4-3 der Biologischen Bundesanstalt kommt für neu zu registrierende Pflanzenschutzmittel zur Anwendung, wenn der zu registrierende Wirkstoff ein oder mehrere der folgenden Kriterien erfüllt:

- Die Halbwertszeit im Boden beträgt mehr als 21 Tage.
- Der Wert DT-90 d. h. die benötigte Zeit für 90%-igen Abbau im Boden ist grösser als 100 Tage.
- Mehr als 5% Wirkstoff und/oder Metaboliten wurden mit künstlicher Beregnung von 200 mm Niederschlag aus Laborsäulen ausgewaschen.
- Die Wasserlöslichkeit beträgt mehr als 30 mg/l.
- Die Sorptionskonstante Koc ist kleiner als 500.

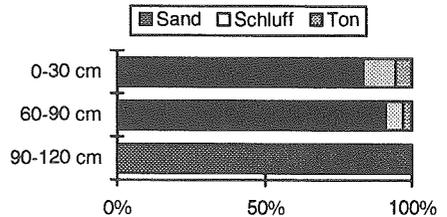
2 Material und Methoden

2.1 Lysimeter

Die aus rostfreiem Stahl hergestellten Lysimeter sind zylindrisch und bestehen aus einem inneren und äusseren Behälter. Die 1.2 m hohen Lysimeter haben eine Oberfläche von 1 m². Der innere Zylinder enthält den gestochenen Boden. Eine unten angebrachte Siebplatte erlaubt den Durchgang des Sickerwassers in den Aussenbehälter. Dieser hat zwei Ausgänge für das Sickerwasser. Beim Schliessen des unteren Ausgangs kann ein Grundwasserspiegel auf 1 m Tiefe simuliert werden. Das im Tank gesammelte Wasser wird je nach Anfall durch das Entnahmerohr herausgepumpt.



Figur 1: Vertikales Schnittbild



Figur 2: Bodencharakteristik

2.1 Anlage

Total 33 Lysimeter sind in einer 190 m² messenden Anlage installiert. Ein Betonfundament verhindert das Eindringen von grabenden Nagetieren. Ueber dem Grund dient ein Nylonnetz als Vogelschutz. Die Lysimeter sind in Kleinparzellen mit vergleichbarem Boden eingebettet. Mit dieser Einrichtung können die kombinierten Effekte der boden- und pflanzeigenen Faktoren unter Einschluss der klimatischen Faktoren auf das Schicksal der radioaktiv markierten Substanzen über die ganze Vegetationsperiode verfolgt werden.

2.2 Boden

Die Studien werden ausgeführt mit sandigen Böden, deren Charakteristik den „worst-case“ Anforderungen der deutschen Registrierungsbehörde entsprechen. Da solche Sandböden in der Schweiz nicht vorkommen, mussten wir die Lysimeter in Niedersachsen, in der Umgebung von Hannover stechen. Zur Entnahme wird der Lysimeter mit einem Stahlrahmen verstärkt und mit einem Bagger in den Boden gepresst. Nach Erreichen der maximalen Füllhöhe von 1.2 m wird der Boden mit Spezialwerkzeugen geschnitten und die Siebplatte an der unteren Oeffnung montiert.

Der sandige Boden enthält einen geringen Anteil and Lehm und ist selbst im A-H Horizont, welcher etwa 30 cm misst, arm an Ton. Der Sandanteil in den obersten 30 cm beträgt etwa 85%, der Gehalt an organischem Kohlenstoff ist rund 1%. Unterhalb 30 cm ist der Sandanteil grösser als 90% und der organisch C-Gehalt geht gegen null.

3 Versuchsdurchführung

3.1 Applikation

Die Applikation der Testsubstanz erfolgt mit einer automatischen Sprayeinrichtung. Die formulierte Testsubstanz wird entsprechend der landwirtschaftlicher Praxis (bezüglich Kultur, Stadium, Zeitpunkt und Aufwandmenge) auf die Lysimeteroberfläche gesprayt.

Der Einsatz von ^{14}C -markierten Substanzen ist ein Muss zur Bestimmung des Versickerungsverhaltens des zu prüfenden Pestizides. Daneben können Fragen über die Bioverfügbarkeit, über die Verlagerung im Boden und über die Verflüchtigung studiert werden. Der Hauptzweck einer Lysimeterstudie jedoch ist die Quantifizierung von Spuren der applizierten Prüfsubstanz und dessen Metaboliten in den gesammelten Wasserproben.

3.2 Bewirtschaftung

Die pflanzenbaulichen Massnahmen wie Düngung, Einsatz von Spritzmitteln und Fruchtfolge, lehnen sich ebenso an die landwirtschaftliche Praxis. Sämtliche Aktionen der unter GLP laufenden Studien, werden protokolliert. Die Wetterdaten der eigenen Wetterstation werden kontinuierlich erfasst. Die jährliche Niederschlagsrate beträgt in Itingen knapp 1000 mm.

4 Resultate

Sickerwasser

In Figur 3 wird der Konzentrationsverlauf an total ausgetragener Radioaktivität eines über 2, respektive 4 Jahren getesteten Herbizides gezeigt. Die gezeigten Resultate sind verschlüsselt und beziehen sich vorwiegend auf ein Herbizid, das im Obstbau Verbreitung findet. Dieses Herbizid wird in den Graphiken mit A dargestellt. Die präsentierten Daten zeigen typische Situationen.

Das Peakmaximum von etwa $5 \mu\text{g/l}$ wurde im Wasser beider Lysimeter im ersten Winter nach der Behandlung erreicht. Lysimeter A1, welcher nach einem Jahr ein zweites Mal behandelt wurde, zeigte ein 2. Maximum im zweiten Versuchswinter. Die Reproduzierbarkeit der Lysimeterpaare bis zum Zeitpunkt der 2. Behandlung nach einem Versuchsjahr ist in der Regel sehr gut. Beachtlich sind jedoch die Konzentrationsunterschiede die zwischen den verschiedenen Testsubstanzen.

Eine grosse Menge ausgetragener Radioaktivität heisst nicht zwangsläufig, dass die Testsubstanz ein potentieller Leacher ist, solange nichts über die Natur der Radioaktivität bekannt ist. Erst nach umfassender Charakterisierung der Radioaktivität mittels validierten Aufarbeitungsverfahren und Radio-HPLC Trennmethode lassen sich Rückschlüsse auf die Gefährdung des Grundwassers ziehen. Im vorliegenden Beispiel wurden bis zu neun Metaboliten wiedergefunden, welche jedoch nicht mit bisher bekannten Referenzen übereinstimmten (Figur 4). Sehr häufig sind die Metaboliten sehr polarer Natur und stellen fast ebenso häufig - mit den üblichen Analysetechniken nicht identifizierbare Fraktionen dar. Die unpolare Ausgangssubstanz wurde im Wasser des vorliegenden Beispiels nicht detektiert. Daraus lässt sich ein schneller biologischer Abbau im Boden erahnen.

Boden

Die Böden werden am Versuchsende in 10 cm Schichten geschnitten, homogenisiert und auf Rückstände untersucht. Der weitaus grösste Teil der im Boden wiedergefundenen Radioaktivität ist jeweils in der obersten Bodenschicht absorbiert (Figur 5). In dieser Schicht kann meistens auch die Testsubstanz noch nach 3 Jahren nachgewiesen werden, während sich in der Regel nur polare Metaboliten und Konjugate in tiefere Schichten verlagern. Diese Beobachtung stimmt gut mit den bei den Wasseranalysen erhobenen Daten überein.

Massenbilanz

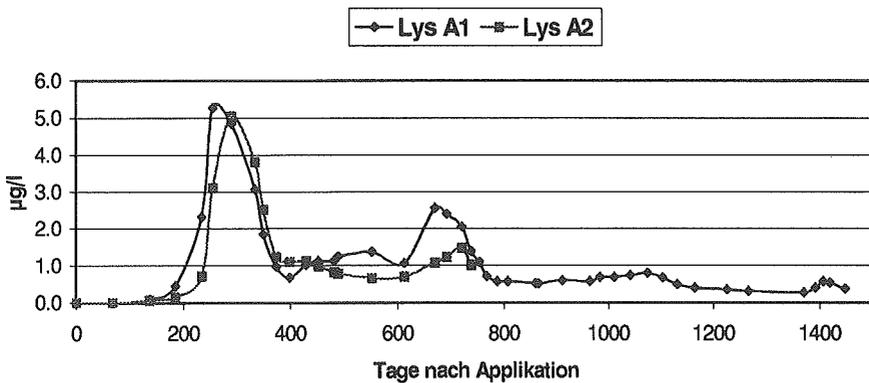
Um die erhobenen Resultate zu sichern, wird der Versuch meistens im Doppel ausgeführt (Figur 6). Man versucht so einen Kompromiss zwischen Glaubwürdigkeit und tragbaren Kosten zu finden. In der Regel wird unter den im Doppel angesetzten Lysimetern eine gute Reproduzierbarkeit erhalten. In Einzelfällen wurden aber auch schon Abweichungen um bis zu einer Grössenordnung, bezüglich Konzentration an Radioaktivität im Sickerwasser festgestellt.

Die Verteilung der applizierten Radioaktivität unterschiedlicher Pestizide kann je nach Substanzeigenschaften komplett verschieden aussehen. Begründungen können dazu meist durch Betrachtung der physikalisch oder chemischen Parametern wie Adsorptionskonstante oder Halbwertszeit gefunden werden.

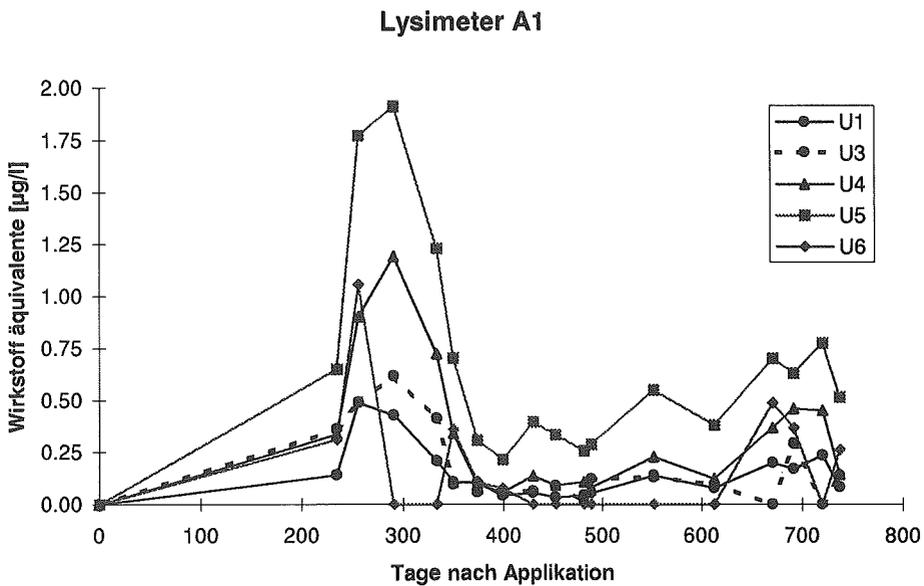
5 Schlussfolgerung

Für das hier präsentierte Beispiel, sowie für die meisten der bisher 25 getesteten Pflanzenschutzmittel wurde kein, oder nur ein geringes Versickerungspotential festgestellt. Somit lässt sich eine Gefährdung des Grundwassers durch die bei „worst-case“ Bedingungen getesteten Substanzen nahezu ausschliessen. Bisher wurde nur in einem Fall eine mittlere Konzentration an Testsubstanz grösser des umstrittenen EC Grenzwertes von 0.1 µg/l wiedergefunden. Dieses Produkt erhielt dann auch keine Zulassung.

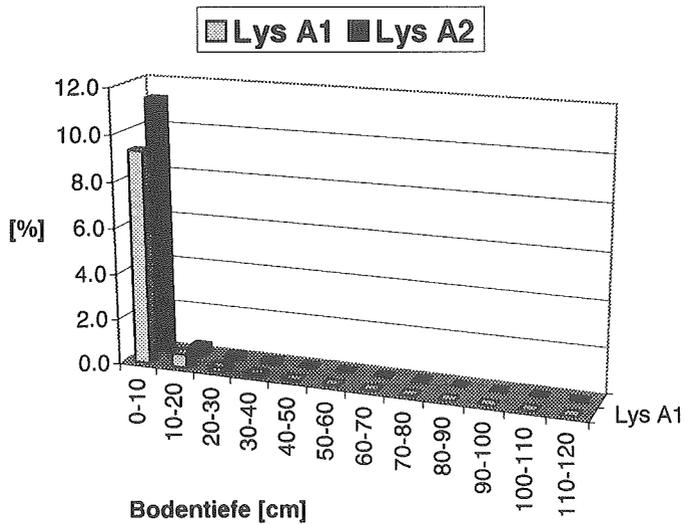
Fragen über eine Grundwassergefährdung durch gebildete Metaboliten, bleiben jedoch offen. Um diese Fragen zu klären, führen wir als Folgestudien, ökotoxikologische Versuche durch. Dabei wird das im Lysimeterversuch gesammelte und kontaminierte Sickerwasser als Testmedium verwendet. Der Einfluss des Wassers auf das Algenwachstum und das Verhalten von Wasserflöhen oder Fische gibt schlussendlich Auskunft über das toxikologische Gefahrenpotential des Pestizides.



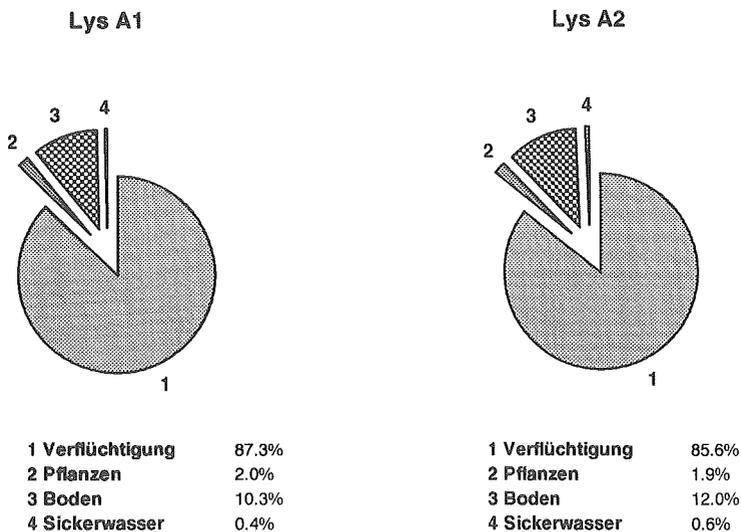
Figur 3: Konzentrationsverlauf, total ausgetragene Radioaktivität des Herbizid A [$\mu\text{g/l}$]



Figur 4: Konzentrationsverlauf im Sickerwasser bestimmter Metaboliten [$\mu\text{g/l}$]



Figur 5: Verteilung der applizierten Radioaktivität im Boden am Versuchsende



Figur 6: Gesamtverteilung der Radioaktivität über die Versuchszeit in % der applizierten Radioaktivität.

Multitracer-Untersuchungen zur Bestimmung der Sickerwasser- und Anionenbewegung in monolithischen Lysimetern mit unterschiedlichen Bodenformen

S. Knappe und R. Russow

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Permoserstr. 15, D-04301 Leipzig

1. Problemstellung

Im Rahmen von umfangreichen Untersuchungen bei der Zerlegung von langjährig in Lysimetern genutzten Bodenmonolithen (KEESE und KNAPPE, 1996) bestand die Möglichkeit, stabilisotope Traceruntersuchungen zur Bestimmung der Sickerwasser- und Anionenbewegung an ungestörten Böden durchzuführen und nach der Zerlegung der Lysimeter über entsprechende Analysen des Bodens Aussagen zum Verbleib der nicht perkoliereten Tracer in verschiedenen Bodentiefen zu treffen. Zusätzlich sollte das von anderen Autoren (KLOTZ, 1982; BOWMANN, 1984; YUANG-ZAHNG YANG et al., 1984; BEHRENS, 1986; BOWMANN und RICE, 1986; BUCHTER et al., 1995) bereits genutzte Bromid-Anion als sogenannter konservativer Tracer eingesetzt werden.

Als Zielstellung der vorliegenden Untersuchungen ergaben sich:

- Messung der Wasserbewegung und -verweilzeit mittels D_2O -Markierung.
- Messung der Nitratbewegung eines markierten Nitrat- (düngungs) impulses von [^{15}N] Nitrat.
- Anwendung von Bromid als konservativer Tracer und Vergleich mit dem idealen Wassertracer D_2O .
- Vergleich von [^{15}N] Nitrat und Bromid zur Einschätzung des Einflusses bodenbiologischer Wechselwirkungen auf die Nitratverlagerung und Auswaschung
- Vergleichende Bewertung herkömmlicher Lysimeterergebnisse (Sickerwasser- und Nitrataustragskurven im Rahmen von Landnutzungsänderungen) mit den Resultaten der Traceruntersuchungen.

2. Material und Methoden

2.1 Lysimeter und untersuchte Böden

Als Versuchsobjekte standen monolithisch gewonnene, 3 m tiefe und $1m^2$ große, wägbare Lysimeter aus der Lysimeteranlage Brandis/Leipzig zur Verfügung. Die Lysimeter wurden über einen Zeitraum von 15 Jahren landwirtschaftlich genutzt. Eine umfangreiche Beschreibung der Bodenprofile sowie der Daten der landwirtschaftlichen Nutzung findet man bei KEESE und KNAPPE (1996) sowie KNAPPE und KEESE (1997). Bei den ausgewählten Lysimetergruppen handelt es sich um zunehmend tiefgründigere, sorptionsstärkere und höhere Wasserkapazität aufweisende Böden aus der Parthe-Niederung am Rande des Mitteldeutschen Trockengebietes und des Mittelsächsischen Lößhügellandes.

2.2 Tracerapplikation

Es kamen folgende Tracermengen je Lysimeter ($1m^2$) zum Einsatz:

1,5l D_2O , ca. 90 At.-%; 25g KBr; 10g [^{15}N]KNO₃, ca.95 At.-%

Applikation der Tracer am 10.12.93 bei Wassergehalt etwa Feldkapazität. Bromid und Nitrat wurden im Deuterium gelöst, gleichmäßig auf die Lysimeter verteilt und mit 2 l Wasser eingespült (Gesamtwassermenge entspricht 3,5 mm Niederschlag).

2.3 Beprobung

Perkolat: 9 Monate (12/93 - 8/94) als Monatssammelprobe bis zum Zerlegen (KEESE und KNAPPE, 1996) der Lysimeter.

Boden: Bei der Zerlegung Mischproben von jeder Schicht (innen und außen) für N-Analytik und von Innen für die Deuteriumbestimmung.

2.3. Analytik

Perkolat: Bestimmung der Ammonium- und Nitratgehalte nach BREMNER und KEENEY (1966) mit anschließender emissionspektrometrischer Messung der ^{15}N -Häufigkeiten (FISCHER und MEIER, 1992).

Massenspektrometrische Messung des Deuteriumgehaltes.

Bromid-Bestimmung mittels Ionenchromatographie.

Bodenproben: N_r -Gehalt und ^{15}N Häufigkeiten mittels Elementaranalysator- Massenspektrometer-Kopplung (RUSSOW, 1995b).

$\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und Bromid im 1 m KCl-Extrakt wie beim Perkolat.

Abtrennung des Bodenwassers aus den Bodenproben durch kalte Destillation im Hochvakuum und massenspektrometrische D-Messung.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Tracer-Austrag mit dem Perkolat

Bei den Lysimetern 5 und 7 (Sandlöß) ist in den 9 Monaten nach der Tracer-Applikation, d.h. bis zum Zerlegen der Lysimeter in 9/94 bereits ein erheblicher Tracer-Austrag zu verzeichnen (Abb. 1 und 2). Das Lysimeter 10 (Löß-Schwarzerde) wies dagegen nur in den Monaten März bis Mai 94 einen meßbaren Perkolatanfall von insgesamt 79 l und somit nur einen sehr geringen Austrag an Bromid von 0,01 % auf (nicht dargestellt).

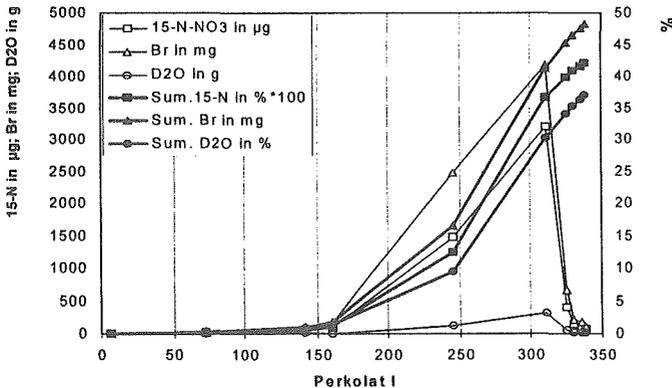


Abb. 1 Austrag an [^{15}N]Nitrat, Bromid und D_2O in Abhängigkeit von der Perkolat-Menge für Lysimeter 5

Die Diskussion dieser Austrags- (Durchbruchs-) Kurven soll auf der gleichen theoretischen Basis vorgenommen werden wie sie bereits in einer früheren Arbeit dargelegt wurde (RUSSOW u.a., 1995a, 1996; siehe auch PIPPEL, 1978). Die Auswertung der damaligen Ergebnisse ergab, daß eine graphische Darstellung des Austrages in Abhängigkeit von der Perkolatmenge in Litern/m² aussagefähiger ist als die Darstellung als Funktion der Versuchszeit.

Aus diesen volumenabhängigen Darstellungen (Abb.1 und 2) können die Durchbruchsvolumina direkt abgelesen werden. Die entsprechenden Werte für die Lysimeter 5 und 7 sind aus Tabelle 1 zu entnehmen.

Als weiterführende Auswertung erfolgt die Berechnung der mittleren Aufenthaltszeit, d.h. die Verweilzeit $t_{1/2}$ (VWZ) für Wasser, Nitrat und Bromid. Bezogen auf den applizierten Tracer ist die VWZ die Zeit, nach der 50 % des Tracers das Lysimeter wieder verlassen haben. Da die Sickerwasserbildung pro Zeiteinheit sehr großen Schwankungen unterliegt, ist es, analog zum Durchbruchsvolumen, vorteilhafter das Verweilzeitvolumen (VWZV = Perkolatmenge, mit der 50 % des Tracers ausgetragen wurden) statt der Verweilzeit zu benutzen.

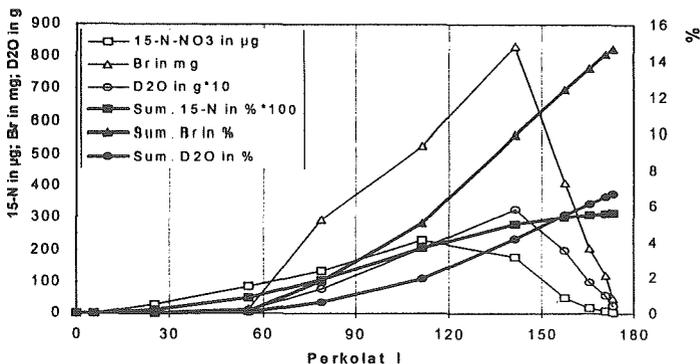


Abb. 2 Austrag an [¹⁵N]Nitrat, Bromid und D₂O in Abhängigkeit von der Perkolatmenge für Lysimeter 7

Wie die Summenkurven in Abb. 1 und 2 zeigen, ist nach der Zeit von 9 Monaten (Zerlegung der Lysimeter) beim Lysimeter 7 der Austrag noch nicht annähernd abgeschlossen. Beim Lysimeter 5 (Braunerde/Sandlöß) wurden die Tracersubstanzen zu 48 % eluiert. In diesem Fall kann eine Abschätzung des VWZV erfolgen. Die Ergebnisse (Tab. 1) zeigen, daß der Transport von Anionen (Nitrat, Bromid) erwartungsgemäß zwar eng an den Wassertransport gekoppelt ist, doch die Anionen eine höhere Verlagerungsgeschwindigkeit (kleineres VWZV) gegenüber der Geschwindigkeit der Wasserbewegung (höheres VWZV) haben.

Tabelle 1 Aus den Austragskurven ermittelte Durchbruchsvolumen und Verweilzeitvolumen der Tracer D₂O, Bromid und Nitrat

Lysimeter	Durchbruchsvolumen in l			Verweilzeitvolumen in l	
	D ₂ O	Bromid	Nitrat	D ₂ O	Bromid
5/4	ca. 70	≤ 50	25-57	300	285
7/6	ca. 55	ca. 25	≤ 25	-	-
10/3	-	-	-	-	-

Aus den vorliegenden Angaben zum Porenvolumen und dessen Verteilung (KEESE UND KNAPPE, 1996) in den Lysimeterböden konnte unter der Annahme, daß bei Einstellung der Feldkapazität alle Poren < 50 µm mit Wasser gefüllt sind (pF = 1,8), das Wasservolumen im Boden der Lysimeter berechnet werden. Für das Lysimeter 5 beträgt es 408 l (13,5 Vol.-%). Unter den idealen Bedingungen einer Pfropfenströmung entspräche dieser Wert dem theoretischen VWZV-Volumen. Der experimentell ermittelte Wert von durchschnittlich 299 l ist deutlich kleiner (73 %). Das bedeutet, daß die Feldkapazität des Bodenmonolithes im Durchschnitt nur teilweise mit Wasser gefüllt war und/oder ein bestimmter Anteil an by pass-Strömung (preferential flow) durch Kanalbildung vorliegen muß.

Im Gegensatz zum Bromid (konservativer Tracer) führen die beim Nitrat ablaufenden biologischen Prozesse (Pflanzenaufnahme, Transformationen im Boden) zu dem sehr geringen Austrag von < 0,5 % des eingesetzten [¹⁵N]Nitrates während des neunmonatigen Beobachtungszeitraumes (Bromid 15-48 %). Durch den konservativen Bromid-Tracer wird also das Verhalten von als Stickstoffdünger verabreichten Nitrat in diesen Sandlöß-Böden mit Pflanzenbewuchs nicht simuliert. Gleichzeitig bestätigt dieser im Verhältnis zum Bromid sehr geringe Austrag an [¹⁵N]Nitrat den bereits in anderen Arbeiten beschriebenen Effekt (GYSI, 1994; MEISSNER et al., 1993; RUSSOW et al., 1995a), daß der applizierte

Dünger-N unmittelbar nur einen unbedeutenden Beitrag zum Nitrat-Leaching liefert. Die Hauptmenge des mit dem Perkolat ausgetragenen Nitrates entstammt der Mineralisierung der organischen Bodensubstanz (OBS).

3.2 Vergleich von Wasserbewegung und Bromidverlagerung am Beispiel der Tracerverteilung im Bodenprofil der Löß-Schwarzerde

Im Gegensatz zu den Lysimetern 5 und 7 (Sandlöß) enthält die Löß-Schwarzerde des Lysimeters 10 noch nahezu die gesamte Menge an Bromid und D_2O (Abb. 3). Zu erkennen ist eine deutliche Differenzierung im Konzentrationsprofil zwischen Wasser und Bromid. Der H_2O -Peak befindet sich erst in der Schicht 75-100 cm, der Br-Peak bereits in der Schicht 100-150 cm, d.h. die Wasserbewegung war deutlich langsamer als die der Br-Verlagerung.

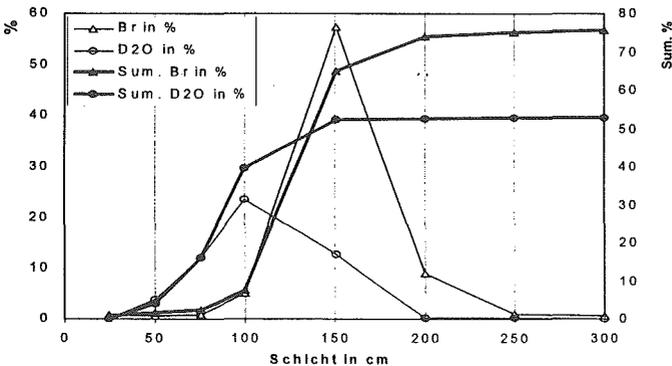


Abb. 3 Verteilung von Bromid und D_2O im Bodenprofil der Löß-Schwarzerde (Lysimeter 10)

Erklären lassen sich diese Befunde mit der negativen Ladung der Ton-Humus-Komplexe, die auch für die Kationenaustauscher-Eigenschaften der Böden verantwortlich sind. Diese negativen Sorptionplätze bewirken, daß die Anionen von den Ton-Humus-Komplexen im Boden abgestoßen werden (Ionenausschluß), das neutrale H_2O -Molekül jedoch ungehindert in die Poren des Bodens diffundieren kann. Auch Behrens (1986) sowie Bowman und Rice (1986) fanden bei Untersuchungen zum Transport von Bromid und Wasser in geschütteten Bodensäulen ein meßbares Vorseilen des Bromids gegenüber dem Wasser.

3.3 Anwendung der ermittelten Verweilzeitvolumina zur Zuordnung von Landnutzungen auf den Nitratgehalt im Sickerwasser

In Abbildung 4 ist die Nitratgehaltsdynamik im Sickerwasser von vier Lysimetergruppen mit leichten und zunehmend bindigeren Böden bei unterschiedlicher Landnutzung aufgezeigt. Für die Zeiträume zwischen Nutzungswechseln (entspricht einem angenommenen grundlegendem Wechsel in der N-Dynamik im Boden) und einem zeitlich folgenden, gemessenen Wechsel im Nitratgehalt des Sickerwassers (nähere Angaben siehe KNAPPE und KEESE, 1997) sind die in diesen Perioden gemessenen Sickerwassermengen in Tabelle 2 angegeben. Ohne auf Einzelheiten einzugehen, kann unter Annahme einer natürlichen hohen Streuung festgestellt werden, daß die über Tracerversuche gefundenen Verweilzeitvolumina von 280-300mm insbesondere bei leichteren Böden eine Zuordnung von Nitratgehaltsveränderungen im Sickerwasser zu einschneidenden Landnutzungsänderungen zulassen. Kurzzeitige Wechsel im N-Pool der Böden lassen sich bei zu geringem Sickerwasseranfall nicht einzeln über die Verweilzeitvolumina zuordnen. In diesen Fällen kann lediglich über die Durchbruchvolumina der Beginn einer Gehaltsänderung im Sickerwasser dem entsprechenden Landnutzungswechsel zugewiesen werden.

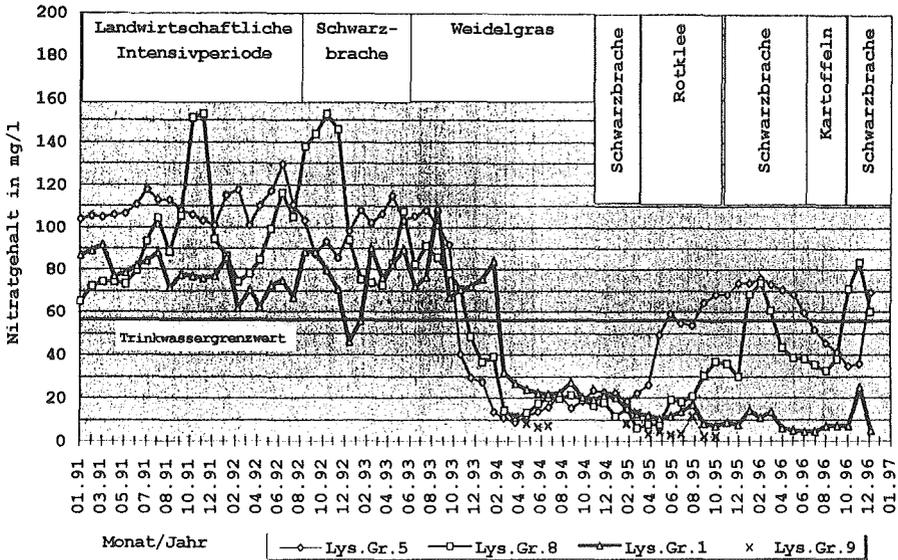


Abb. 4 Nitratgehalte im Sickerwasser von vier Bodenformen in drei Meter tiefen, monolithischen Lysimetern bei landwirtschaftlich intensiver Nutzung mit anschließenden Flächenstilllegungsmaßnahmen und Übergang zum ökologischen Landbau.

Tabelle 2 Aus Abbildung 4 abgeleitete, geschätzte Zeitspannen zwischen Durchbruch und Verweilzeit einer Nitratgehaltsänderung infolge Nutzungsänderung sowie damit gemessene Sickerwasserausträge.

Termin Landnutzungs- änderung	Termin Einfluß auf Nitratgehalte	Nutzungseinfluß	Durchsickerung in mm		
			Lys. Gr.5	Lys. Gr.8	Lys. Gr.1
07/92	1/94	Schwarzbrache, gering entwickelte Weidelgrasansaat	289	228	207
9/93	4/94	Etablierung eines gut entwickelte Weidelgrasbestandes	339	330	297
3/94	4/95	Gut entwickelter Weidelgrasbestand im 2. Jahr	364	331	288
2/95	3/96	Umbruch des Weidelgrases mit folgender Schwarzbrache (?)	223	192	124
2/95	10/96	Weidelgrasumbruch, Schwarzbrache, Rotklee (?)	253	222	131

4 Zusammenfassung

Zur Untersuchung der Wasser- und Anionen- (Bromid, Nitrat) Bewegung in drei Lysimeter-Bodenmonolithen (Braunerde/Sandlöß, Staugley/Sandlöß, Löß-Schwarzerde) wurden stabilisotope (D_2O , [^{15}N]Nitrat) und konservative (Bromid) Tracer eingesetzt. Nur bei den leichten Sandlöß-Böden trat bis zum Versuchsabbruch nach 9 Monaten (Zerlegung der Lysimeter) ein Tracer-Durchbruch im Perkolat auf. Die Durchbruchvolumina betragen für Nitrat und Bromid < 50 l sowie für D_2O durchschnittlich 60 l. Im Braunerde/Sandlöß ist das Verweilzeit-Volumen für Bromid 284 l und Wasser 299 l. Eine Angabe für Nitrat aus mineralischer Düngung ist auf Grund des geringen Austrages von $< 0,5$ % nicht möglich. Die gegenüber den Wasservolumina bei Feldkapazität kleineren VWZ-Volumina weisen auf eine nur teilweise Auffüllung der Feldkapazität und/oder einen merklichen Anteil an by pass-Strömung hin. Die Verteilung der Tracer in der Löß-Schwarzerde nach der Zerlegung des Lysimeters (Tracer noch vollständig im Boden) zeigen einen deutlichen Unterschied zwischen Wasser und Bromid. Der H_2O -Peak befindet sich erst in der Schicht 75-100 cm, der Br-Peak bereits in der Schicht 100-150 cm. Die Wasserbewegung war somit langsamer als die Br-Verlagerung, was mit einem Anionenausschluss-Effekt infolge der negativ geladenen Ton-Humus-Komplexe erklärbar ist. Durch Anwendung der mit Tracern ermittelten Durchbruchs- und Verweilzeitvolumina auf Nitratgehaltskurven von Lysimetern mit ähnlichen Bodenformen, konnten die gewonnenen Daten verifiziert werden. Bei Kenntnis von Durchbruchs- und Verweilzeitvolumina wird es dadurch möglich, Veränderungen im Nitratgehalt des Sickerwassers bestimmten, durch Nutzungsänderungen hervorgerufenen Veränderungen in der Nitratdynamik der durchwurzelten Zone zuzuordnen.

4 Summary

The water flow and the transport of anions (bromide, nitrate) in three undisturbed soils (cambi-sol/sandy loess, gleysol/sandy loess, haplic phaeozem/loess black earth) long-term used in lysimeters was investigated by stable isotopic (D_2O , [^{15}N]nitrate) and conservative (bromide) tracers. Until subdividing the lysimeter monoliths (after 9 month) a breakthrough of the tracers was observed in the sandy loess soils only. The breakthrough volumes were < 50 l for bromide and approximately 60 l for water. The volume based residence time (residence volume) is 284 l and 299 l for bromide and water, respectively. The residence time of nitrate can not be estimated due to the small recovery of $\leq 0,5$ % for ^{15}N . The smaller residence volumes compared to the water amounts in the case of full field capacity indicate that the soil pores are filled up only partially and/or the water flow is by passed. The tracer distribution in the loess black earth soil (soil still contains the tracers almost quantitatively) shows a clear differentiation between water and bromide movement. The water peak is situated in a depth of 75-100 cm and bromide is already transported to a depth of 100-150 cm. Thus, the anions translocation is clearly faster than the water flow. This result can be explained by the anion exclusion effect due to the negatively charged clay-humus complexes of soil. By utilization of the breakthrough volume and the volume based residence time, found out with tracers, on the content of nitrate of lysimeters with similar soils it was possible, to confirm the results. Knowing the breakthrough volume and the volume based residence time it will be possible, to correlate the changes in the content of nitrogen in the soil and the content of nitrate in the infiltration water with changes of the dynamic of nitrate in the root zone, caused by variances in consideration of the soil use.

4 Résumé

Pour l'analyse du mouvement de l'eau et des anions (bromure, nitrate) dans trois lysimètres à sols monolithiques (sol brun/loess sableux, gley/loess sableux, loess-terre noire), on a mis en oeuvre des traceurs à isotopes stables (D_2O , nitrate [^{15}N]) et des

traceurs conservatifs (bromure). Jusqu'à l'arrêt de l'expérience après 9 mois (décomposition des lysimètres), ce n'est que dans les sols légers de loess sableux qu'un traceur a entièrement traversé le substrat de percolation. Les volumes de traversée étaient < 50 l pour le nitrate et le bromure, et en moyenne de 60 l pour D₂O. Dans le sol brun/loess sableux, le volume de temps de séjour est de 284 l pour le bromure et de 299 l pour l'eau. En raison du faible volume de matières entraînées < 0,5 %, il n'a pas été possible d'acquérir des données pour le nitrate provenant de la fertilisation minérale. Dans la capacité de champ, les volumes de temps de séjour inférieurs aux volumes d'eau indiquent un complément uniquement partiel de la capacité de champ et/ou une proportion sensible d'écoulement en by-pass. La répartition des traceurs dans le loess-terre noire après la décomposition du lysimètre (traceur encore entier dans le sol) montre une nette différence entre l'eau et le bromure. Le pic H₂O se trouve seulement dans la couche 75-100 cm, le pic Br dans la couche 100-150 cm. Le mouvement de l'eau était par conséquent plus lent que le déplacement du bromure, ce qui peut s'expliquer par un effet d'exclusion d'anions par suite des complexes argile-humus chargés négativement. L'application des volumes de traversée et de temps de séjour calculés à l'aide des traceurs sur les courbes de teneur en nitrate de lysimètres avec des formes de sol similaires a permis de vérifier les données acquises. En connaissant les volumes de traversée et de temps de séjour, il est possible d'imputer des modifications dans la teneur en nitrate de l'eau d'infiltration à des modifications déterminées, causées par des changements d'utilisation, dans la dynamique du nitrate de la zone traversée.

5 Literatur

- BEHRENS, H.: Water tracer chemistry-A factor determining performance and analytics of tracers. Proc. 5th Int. Symp. Underground Water Tracing, Athen, 1986, 121-133
- BOWMAN, R.S.: Evaluation of some new tracers for soil water studies. Soil Sci. Soc. Am. J. **48**(1984) 987-993
- BOWMAN, R.S.; RICE, R.C.: Transport of conservative tracers in the field under intermittent flood irrigation. Water Resources Research **11**(1986) 1531-1536.
- BREMNER, J.M.; KEENEY, D.R.: Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: 3. Exchangeable ammonium, nitrate, and nitrite by extraction-distillation methods. Soil Sci. Soc. Am. Proc. **30**(1966) 504-507
- BUCHTER, B.; HINZ, C.; FLURY, M.; FLÜHLER H.: Heterogeneous flow and solute transport in an unsaturated stony monolith. Soil Sci. Soc. Am. J. **59**(1995) 14-21
- FISCHER, H.; MEIER, G.: ¹⁵N-Isotopenmessung mit dem Emissionsspektrometer NOI-6PC. Isotopenpraxis Environ. Health Stud. **28**(1992) 96-100
- GYSI, C.: Wasser- und Stickstoffverlagerung im Jahresverlauf. Agrarforschung **4**(1994) 173-178
- KLOTZ, D.: Verhalten hydrologischer Tracer in ausgewählten fluvio-glazialen Kiesen, Hangschutt-Kiesen und tertiären Kies-Sanden aus Bayern. Beiträge zur Geologie der Schweiz - Hydrologie **28**(1982) 245-256
- KEESE, U.; KNAPPE, S.: Problemstellung und allgemeine Analyse zu vergleichenden Untersuchungen zwischen Lysimetern und ihren Herkunftsflächen am Beispiel von drei typischen Böden Mitteldeutschlands unter landwirtschaftlicher Nutzung. Arch. Acker-Pfl. Boden **40** (1996) 409-429
- KNAPPE, S.; KEESE, U.: Lysimeteruntersuchungen zur Wirkung von Flächenstilligungsmaßnahmen auf den Stickstoff- und den Wasserhaushalt von vier Bodenformen. Mitt. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch. **85** (1997) 937-940
- MEISSNER, R.; SEEGER, H.; RUPP, H.; SCHONERT, P.: Der Einfluß von Flächenstilligungen und Extensivierungen auf den Stickstoffaustrag mit dem Sickerwasser. Vom Wasser **81**(1993) 197-215

- PIPPEL, W.: Verweilzeitanalyse in technologischen Strömungssystemen. Akademie-Verlag Berlin, 1978
- RUSSOW, R.; KNAPPE, S.; FÖRSTEL, H.; MEISSNER, R.: Doppeltracer-Studie zur Wasser- und Nitratbewegung in tiefengestaffelten Lysimetern. 5. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein/Österreich, (1995a) 13-18
- RUSSOW, R.; SCHMIDT, G.; FAUST, H.: Elemental analyzer-quadrupole MS coupling - A low cost equipment for the simultaneous determination of carbon/¹³C and nitrogen/¹⁵N in isotopically enriched soil and plant samples. Isotopenpraxis Environ. Health Stud. 31 (1995b) 211-218
- RUSSOW, R.; SEGSCHEIDER, H.-J.; FÖRSTEL, H.: Vergleich der Wasser- und Anionenbewegung in agrarisch genutzten Sandlöß- und Löß-Schwarzerde-Böden an Hand von Multitracer-Untersuchungen. Arch. Acker-Pfl. Boden 40 (1996) 453-471
- RUSSOW, R.; KNAPPE, S.; MEISSNER, R.: Vergleich der Tracer D₂O, [¹⁵N]Nitrat und Bromid zur Untersuchung des Wasserflusses und der Nitratverlagerung in Böden: Eine Lysimeterstudie. Isotopes in Environ. Health Stud. 33 (1997) im Druck
- YUAN-ZHANG YANG; KLOTZ, D.; OLIV, F.: Verhalten hydrologischer Tracer in ausgewählten Sanden aus der Oberpfalz. GSF-Bericht R 373, Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung München, ISSN 0721/1694, München 1984

Mobilität von gelösten organischen Stoffen in wasserungesättigten Böden

Peter Lehmann¹ und Claudia Fesch²

¹Institut für terrestrische Ökologie, ETH Zürich, Fachbereich Bodenphysik, Grabenstrasse 3, 8952 Schlieren

²Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG), 8600 Dübendorf

Résumé

Le transfert de substances solubles est différent dans les sols non-saturés par rapport aux sols saturés en eau. Dans le cas de substances sans adsorption, la dispersion est plus grande dans les sols non-saturés à cause de la présence d'air.

Dans ces sols, seuls les pores fins sont saturés en eau. Ces pores ont une grande surface réactive par unité de volume. C'est la raison pour laquelle, en cas d'adsorption, le facteur retard augmente avec la désaturation en eau.

1. Einleitung

Die Wasserbewegung in wasserungesättigten Böden kann sich extrem stark von jener in gesättigten Böden unterscheiden. Während in gesättigten Böden der Wasserfluss hauptsächlich in den grossen Poren rasch abläuft, ist gerade dieser Bereich unter ungesättigten Bedingungen luftgefüllt. Die ganze Wasserdynamik vollzieht sich dann langsam in den engen, noch wassergefüllten Poren.

Da die Wasserbewegung unter ungesättigten Bedingungen somit in ganz anderen Porenbereichen stattfindet, ist anzunehmen, dass auch die Verlagerung von gelösten Stoffen von der jeweiligen Wassersättigung des Bodens abhängt. Allerdings kann der Einfluss der Sättigung stark von Austausch-, Sorptions- und Abbauprozessen überlagert sein. Um die Verlagerung von Stoffen in Böden überhaupt vorherzusagen und verstehen zu können, muss untersucht werden, welcher Prozess für den Transport eines bestimmten Stoffes dominant ist und unter welchen Bedingungen der Einfluss der Wassersättigung entscheidend ist.

Um die verschiedenen Einflüsse voneinander unterscheiden zu können, wurden Durchbruchversuche mit Bodensäulen durchgeführt (Fesch et al., 1998). Anhand der Form und der Lage der Durchbruchkurven lassen sich wichtige Prozesse hervorheben.

2. Grundlagen

2.1 Physik der ungesättigten Zone

Da in weiten Poren die Kapillarkräfte am geringsten sind, entleeren sich diese Poren unter ungesättigten Bedingungen zuerst. Dies hat für den Wasser- und Stofftransport folgende Konsequenzen:

- Die Anzahl offener Transportwege (Poren) nimmt ab.
- Die weiterhin offenen engen Transportwege sind einer verhältnismässig grösseren Wandreibung ausgesetzt und vermögen Wasser nur sehr langsam weiterzuleiten.
- Diese Transportwege führen in weiten Umwegen um die luftgefüllten Porenabschnitte herum. Das Verhältnis zwischen der tatsächlichen Transportdistanz zur geometrisch kürzest möglichen Verbindung ('Luftlinie') nimmt zu.
- Schliesslich ist in engen Poren das Verhältnis zwischen Oberfläche (Kontaktfläche mit Festsubstanz) und Volumen der Pore grösser. Einem Wasserpaket in einer engen Pore steht also mehr reaktive Kontaktfläche zur Verfügung. Die Reaktivität nimmt folglich zu.

2.2 Verwendete Substanzen

Drei gelöste organische Stoffe mit unterschiedlichen chemischen Eigenschaften wurden verwendet:

- Thio-Harnstoff ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{S}$): Sorbiert nicht an Festsubstanz. Ein solcher Stoff wird konservativ genannt. Die Teilchen werden einerseits passiv mit den Wasserpaketen transportiert, andererseits durchmischen sich die Teilchen aufgrund kleinräumiger Unterschiede der Stoffkonzentrationen (Mischung durch molekulare Diffusion) und der Transportgeschwindigkeiten (Mischung durch hydromechanische Dispersion).
- Cresol ($\text{C}_7\text{H}_8\text{O}$): Sorbiert linear an organische Substanz. Die sorbierte Masse nimmt proportional mit zunehmender Konzentration in der Lösung zu.
- Dinitro-Benzol ($\text{C}_6\text{H}_4\text{N}_2\text{O}_4$): Ein Nitroaromat, das zwar auch linear an organische Substanz sorbiert, sich aber zudem an Tonmineralien anlagert. Allerdings ist dieser zweite Sorptionsvorgang nicht-linear (je grösser die Konzentration in der Lösung, umso geringer ist die zusätzlich an die Festsubstanz sorbierte Stoffmenge). Zudem ist dieser Sorptionsprozess verhältnismässig langsam, so dass die Stoffteilchen vom Wasser wieder mitgerissen werden, bevor sie vollständig an die Matrix sorbieren.

Die Konzentrationen der drei Substanzen in Lösung wurden photometrisch ermittelt.

2.3 Säulenversuche

Transparente PVC-Säulen (15 cm Länge, 5.3 cm innerer Durchmesser) wurden mit folgender homogener Sandmischung gepackt

- Sandfraktionen zwischen 80 und 1'250 μm .
- Körner zwischen 80 und 250 μm waren umhüllt mit einem organischen Kunststoff, auf den Tonmineralien (Montmorillonit) geklebt wurden.
- Die Porosität ist $0.37 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$
- Die für die Säulenversuche verwendete Wassersättigung (Volumenanteil des Wassers am ganzen Porenvolumen) lag zwischen 45 und 95 %.

Mit zwei installierten Tensiometern und einer TDR-Sonde wurde die Einstellung eines konstanten Wassergehaltes innerhalb der Säule kontrolliert.

3. Nicht-sorbierender Stoff

3.1 Wassergefülltes Porenvolumen

Um Durchbruchkurven bei unterschiedlicher Wassersättigung vergleichen zu können, muss die Durchbruchzeit normiert werden. Gemessen wird das am Säulenende ausfliessende Volumen nach Beginn der Stoffzugabe. Als Einheit dieser Volumenmenge wird das vom Sättigungsgrad abhängige gesamte Wasservolumen der Säule gewählt. Diese Einheit wird im folgenden wassergefülltes Porenvolumen genannt.

3.2 Dispersion

Aus dem Durchbruch von Thioharnstoff kann herausgelesen werden, wie stark die Transportgeschwindigkeiten der Stoffteilchen variieren. Zwar wird erwartet, dass unabhängig vom Sättigungsgrad die meisten Teilchen mit der mittleren Porenwassergeschwindigkeit v_{Pore} (auf den wasserführenden Fliessquerschnitt bezogener Wasserfluss) verlagert werden, doch haben einzelne Teilchen grössere oder geringere Geschwindigkeiten. Diese Streuung der Transportgeschwindigkeiten wird als Dispersion D bezeichnet. Sie ist abhängig von v_{Pore} und von einer charakteristischen Länge, der Dispersivität λ . Die Dispersivität wird veranschaulicht als Grösse des mittleren Fliesshindernisses (bei gesättigten Böden der Korndurchmesser). In Abbildung 1 a) ist gezeigt, dass die Dispersion (Streuung) mit abnehmender Wassersättigung zunimmt. Mit dem Ansatz $D = v_{\text{Pore}} \cdot \lambda$ kann aus der gemessenen Streuung der Durchbruchkurve und der mittleren Porenwassergeschwindigkeit die Dispersivität λ berechnet werden. Die Dispersivität nimmt mit abnehmender Wassersättigung (zunehmender Luftgehalt) stark zu (Abbildung 1 b).

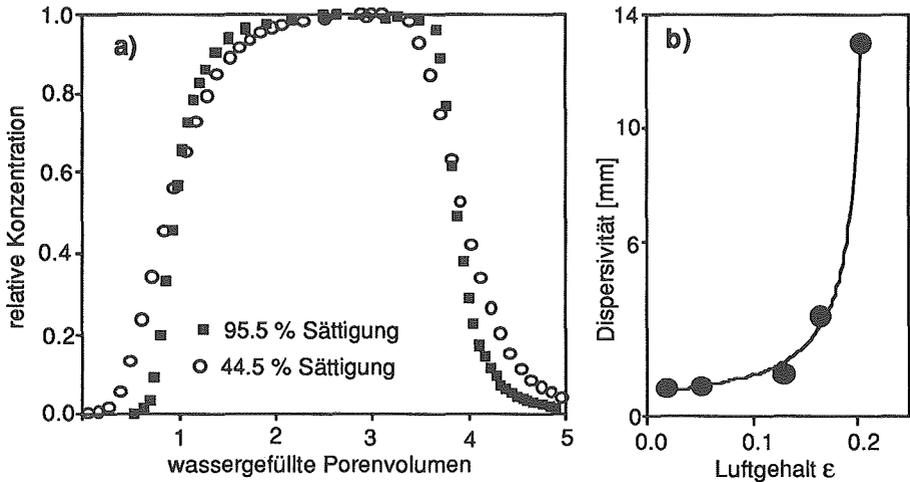


Abbildung 1: Durchbruch des nicht-sorbierenden Stoffes bei zwei verschiedenen Sättigungsgraden (a). Die Dispersivität (Messung: Punkte; Modell: Linie) steigt mit zunehmendem Luftgehalt an (b).

Bei knapp 20 % Volumenanteil der Gasphase wird bei diesem sandigen Material die Gasphase kontinuierlich (Dury et al., 1998). Und genau in diesem Bereich nimmt die Dispersivität extrem stark zu. Die Anordnung der Gasphase scheint folglich für die Zunahme der Dispersivität von grosser Bedeutung zu sein.

3.3 Perkolationstheorie

Die Perkolationstheorie ist eine Disziplin der statistischen Physik, die die Verteilung von Elementen auf einem regelmässigen Gitter beschreibt. In Abbildung 2 a) wurden beispielsweise 10 Kugeln zufällig auf einem Gitter mit 100 Gitterknotenpunkten verteilt. Neben acht isolierten Kugeln bildet sich eine 2-er Gruppe aus zwei sich überschneidenden Kugeln. In Abbildung 2 b) ist die Verteilung von 59 Kugeln dargestellt. Es gibt nur noch zwei isolierte Kugeln, dafür mehrere Gruppen mit zwei bis sechs Kugeln. Zudem entstand eine Gruppe, die sogenannte Perkulationsgruppe, die das ganze Gitter durchquert.

Die Perkolationstheorie beschreibt für verschiedene Gittertypen

- Bei welcher Besetzung der Gitterplätze eine Gruppe entsteht, die das ganze Gitter durchquert (Perkulations-Schwellenwert). Beim Gittertyp in Abbildung 2 beträgt dieser Schwellenwert 59 %.
- Wie gross die durchschnittliche Gruppengrösse ist, wenn die Besetzung unterhalb des Perkulations-Schwellenwertes liegt.

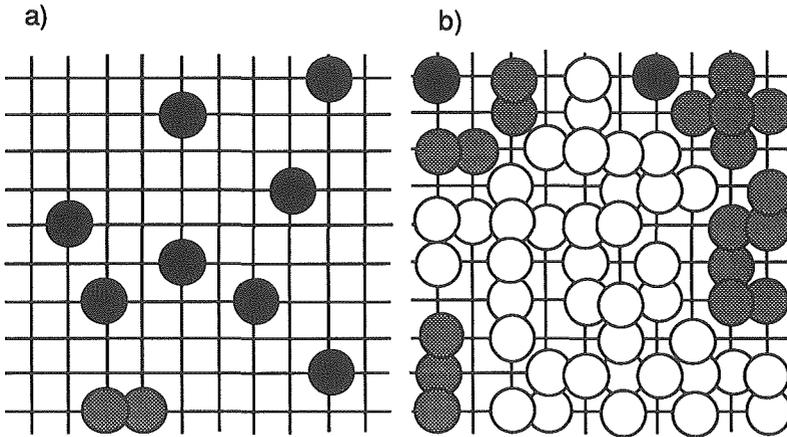


Abbildung 2: Beispiele der Perkolations-theorie. Bei 10 % besetzter Gitterplätze entsteht nur eine 2-er Gruppe (grau) (a). Bei 59 % besetzter Gitterplätze entsteht eine Perkolationsgruppe (weiss), die das ganze Gitter durchquert (b).

3.4 Erklärung der Dispersivität

Ein dreidimensionales Perkolationsgitter diene als Modell für den homogenen Sand. Die Geometrie des Gitters wurde so gewählt, dass bei einer Besetzung von 20 % eine Perkolationsgruppe entsteht. Dies entspricht den von Dury et al. (1998) gemessenen Eigenschaften der Gasphase. Die Besetzung des Gitters mit 'Luftkugeln' wurde mit dem volumetrischen Luftgehalt gleichgesetzt. Aus der Perkolations-theorie wurde nun die Zunahme der durchschnittlichen Luftgruppengrösse mit zunehmender Besetzung des Gitters mit 'Luftkugeln' entnommen. In Abbildung 1 b) ist der Verlauf der Luftgruppengrösse der gemessenen Dispersivität als Funktion des Luftgehaltes überlagert. Die Zunahme der Dispersivität geht also mit einer Grössenzunahme der eingeschlossenen Luftgruppen einher. Diese Übereinstimmung steht im Einklang mit der Interpretation der Dispersivität als Grösse des durchschnittlichen Fliesshindernisses.

4. Sorbierende Stoffe

4.1 Retardation

Im Vergleich mit konservativen Stoffen erfolgt der Durchbruch der sorbierenden Stoffe später. Erst wenn der durchfliessende reaktive Stoff alle zugänglichen Sorptionsstellen besetzt hat, erscheint dieser im Ausfluss am Säulenende. Das Verhältnis der Durchbruchzeiten des reaktiven und des nicht-reaktiven Stoffes wird Retardationskoeffizient genannt.

4.2 Durchbruchskurven

Cresol, das an organische Substanz sorbiert, wurde durch die organische Kunststoffummhüllung der Sandpartikel nur geringfügig retardiert (Retardationskoeffizient zwischen 1.02 und 1.08). Daraus kann gefolgert werden, dass die starke Retardation der Nitroaromate (Abbildung 3 a) fast ausschliesslich auf die Sorption an die Tonminerale zurückzuführen ist. Aber auch der Transport dieses stark sorbierenden Stoffes ist abhängig von der Wassersättigung. Mit abnehmender Wassersättigung verzögert sich der Durchbruch der Nitroaromate (3 b).

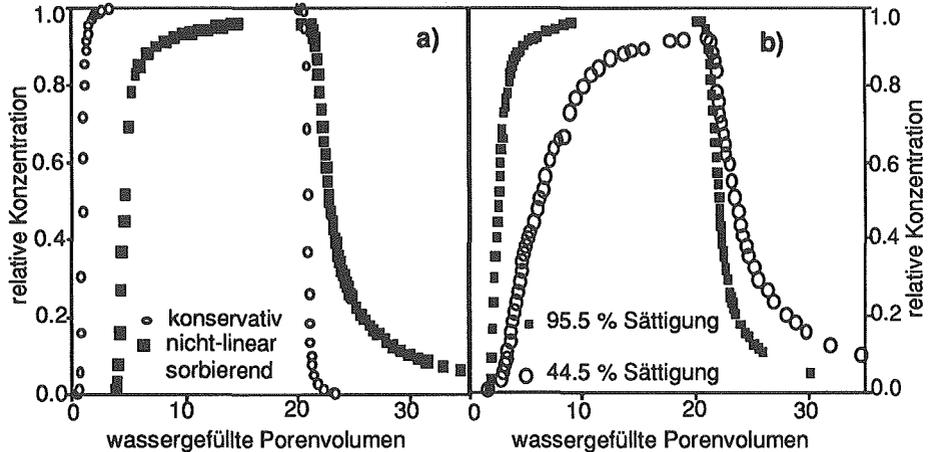


Abbildung 3: Durchbruch des nicht-linear sorbierenden Stoffes. Im Vergleich mit dem konservativen Stoff bei einer Wassersättigung von 66.4 % (a) und in Abhängigkeit vom Sättigungsgrad (b).

Neben der Lage der Durchbruchskurven ist auch deren Form unterschiedlich. Unter ungesättigten Bedingungen scheinen nicht-lineare Effekte an Bedeutung zu gewinnen.

4.3 Kapillarenmodell

Wie in Abschnitt 2.1 erwähnt, sind in ungesättigten Böden nurmehr die engen Poren mit verhältnismässig grosser Oberfläche wassergefüllt. Daraus könnte die Zunahme der Retardation mit abnehmender Wassersättigung erklärt werden. Um diese Vermutung zu untermauern, muss gemessen werden, wie gross die bei einer bestimmten Sättigung noch wasserführenden Poren sind. Wird an einem gesättigten Boden eine bestimmte Saugspannung angelegt, entleeren sich jene weiten Poren, deren Kapillarkräfte zu gering sind, um die Saugspannung zu kompensieren. Die Gesetzmässigkeit zwischen angelegter Saugspannung und Kapillarenradius, der nötig ist, um mittels Kapillarkräfte die Saugspannung zu kompensieren, ist bekannt (Jury et al., 1991).

Mit verschiedenen angelegten Saugspannungswerten lässt sich deshalb abschätzen, wieviel Wasser in einer bestimmten Porengrössenklasse gebunden ist. Der Porenraum wurde durch Messung der Wassergehaltsänderung bei mehreren Saugspannungswerten in zehn Porengrössenklassen unterteilt. Als Vereinfachung wurde angenommen, dass die Kapillaren parallel angeordnet sind. In Abbildung 4 a) ist ein Ausschnitt dieses Modells gezeigt. Für jede Porengrössenklasse wurde die Wasserleitfähigkeit und das Oberflächen/Volumen-Verhältnis berechnet. Unter der Annahme, dass sich auf jeder Oberflächeneinheit gleichviele Sorptionsstellen befinden, gibt es pro Wasservolumen mehr Sorptionsstellen in engen Poren. Die Retardation ist folglich in engen Poren grösser. Da zum totalen Retardationskoeffizienten der Säule nur die wassergefüllten Poren beitragen, ist der Anteil der engen reaktiveren Poren am gesamten Wasservolumen und damit auch die totale Retardation unter ungesättigten Bedingungen grösser (Abbildung 4 b). So kann, zumindest qualitativ, die erhöhte Retardation unter ungesättigten Bedingungen veranschaulicht werden.

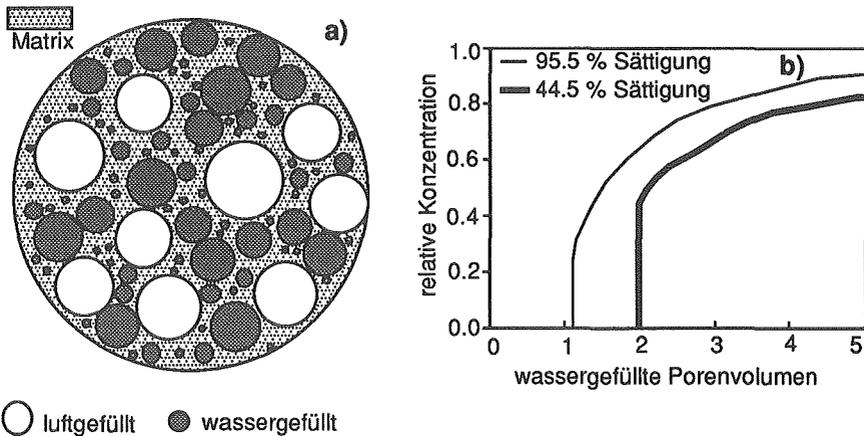


Abbildung 4: Kapillarenmodell. Unter ungesättigten Bedingungen sind nur die kleineren Poren mit grossem Oberflächen/Volumen-Verhältnis wassergefüllt (a). Dies führt zu erhöhter Retardation bei der Durchbruchskurve (b).

5. Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Wassersättigung beeinflusst den Transport reaktiver und nicht-reaktiver Stoffe im Boden. Einerseits verändert sich die Verteilung der Gasphase mit der Wassersättigung, andererseits nimmt die Bedeutung der engen Poren an den Transportprozessen mit abnehmender Wassersättigung zu. Um Transportvorgänge in natürlichen Böden auch unter ungesättigten Bedingungen abschätzen zu können, muss die Verteilung der Wasser- und Gasphase bekannt sein. Bereits werden erste Erfahrungen gesammelt, den Porenraum mit Dünnschliffanalyse oder Röntgenstrahl-Computertomographie dreidimensional sichtbar zu machen (Vogel, 1997; Gähwiler, 1997) und auszumessen (Vogel, 1997).

6. Literatur

- Dury, O., Fischer, U. und Schulin, R., 1998: Dependence of air permeability measurements on column length using the stationary liquid method. *Soil Science Society of America Journal*, submitted.
- Fesch, C., Lehmann, P., Haderlein, S.B., Hinz, C., Schwarzenbach, R. und Flühler, H., 1998: Effect of water content on solute transport in a porous medium containing reactive micro-aggregates. *Journal of Contaminant Hydrology*, 32 (3-4), in press.
- Gähwiler, P., 1997: Strukturen im Kleinbereich - Röntgentomographisches Bild der räumlichen Struktur eines marmorierten Braunerde-Pseudogley-Bodens in Rafz. Diplomarbeit, Institut für terrestrische Ökologie, Abteilung für Umweltnaturwissenschaften, ETH Zürich.
- Jury, W.A., Gardner, W.R und Gardner, W.H, 1991: *Soil physics*. John Wiley & Sons, 5. Ausgabe, 328 Seiten.
- Vogel, H.J, 1997: Morphological determination of pore connectivity as a function of pore size using serial sections. *European Journal of Soil Science*, 48 (3), 365 - 377.

Dynamik des Makroporenflusses

Peter Germann und Thomas Niggli

Abteilung Bodenkunde, Geographisches Institut der Universität Bern
Hallerstrasse 12, 3012 Bern

PGERMANN@giub.unibe.ch

Abstract

Drainage flow and a tracer experiment in the lysimeter Rietholzbach revealed that wetting fronts from preferential flow move about 100 times faster than the wetting fronts move in the soil matrix. Rapid soil moisture readings with TDR-probes show similar fast wetting front movements. However, soil layers with lower hydraulic conductivities, and not containing adequate macropores may inhibit macropore flow. The vertical extent of a macropore system is assessed from rapid TDR-moisture readings at various depths in soil profiles during and shortly after irrigation. Minimal, but yet unknown, momentum of infiltration is postulated as a co-requisite for the initiation of macropore flow. Experimental and theoretical considerations lead to an uncomfortably wide range of macropore widths from about 10 μ m to 10 mm.

1. Einführung

Die Bedeutung kontinuierlicher, profilumfassender Grobporen ist für die Entwässerung und die Durchlüftung landwirtschaftlich genutzter Böden unbestritten. Gerade diese Grobporen werden durch unsachgemässe Befahrung oft zerquetscht. Weil die Beeinträchtigung häufig tiefer als die Pflugsohle reicht, ist die Wiederherstellung durch die übliche Bodenbearbeitung nicht gewährleistet. Eine Charakterisierung der Fließvorgänge in den Grobporen wird dringend benötigt, nicht zuletzt weil die Struktur unter den physikalischen Gesichtspunkten des Bodenschutzes gesetzlich geschützt wird.

2. Zwei Beobachtungen

Aus Färbversuchen kennt man die Ausdehnung von Grobporensystemen. Hingegen ist wenig bekannt über den Beitrag, den sie an die Sickerung leisten können. Die *in-situ* Charakterisierung von Flüssen in Grobporen steckt noch in den Anfängen. Aus den Tracerversuchen von DEMUTH *et al.* (1993) ist bekannt, dass der Durchbruch des Bromidpeaks in 2,2 m Tiefe im Lysimeter Rietholzbach ungefähr 200 Tage nach der Applikation erfolgte. Während der rund 400 Tage dauernden Beobachtungszeit

überwanden Niederschlagspulse etwa 20 Mal dieselbe Tiefe innerhalb von 1-2 Tagen. In fließaktiven Grobporen kann sich demnach die Feuchtefront etwa 100 Mal schneller in die Tiefe bewegen als in der feinerporösen Matrix.

Derart schnelle Wasserbewegungen zeigen sich auch in einer entsprechend schnellen Veränderung des Wassergehaltes, wie Abbildung 1 zeigt. Die Wassergehaltsänderungen wurden mit einer TDR-Sonde in den Tiefen 15, 55, 75 und 95 cm gemessen während und nach einer künstlichen Beregnung, die 75 min dauerte und eine Intensität von 100 mm/h aufwies. Die Reaktionen der oberen zwei Horizonte zeigen die Merkmale präferentiellen Fließens, bei dem der Wassergehalt rasch ansteigt und am Ende der Beregnung ein typisches Auslaufen zeigt. In der Tiefe 95 cm war keine gleich deutliche Wassergehaltsabnahme festzustellen. Bei 75 cm nahm der Wassergehalt rasch zu, die Drainage verlief jedoch viel langsamer. Das Verhalten an den beiden unteren Messtiefen ist auf eine schwer durchlässige Schicht zwischen den beiden Messhorizonten zurückzuführen, die praktisch kein Wasser nach unten durchlässt, das ankommende Wasser in 75 cm Tiefe zurückstaut und nur allmählich wegdrainieren liess. Die Zunahme des Wassergehaltes in 75 cm Tiefe erfolgte etwa 1 Std. nach dem Beginn der Beregnung. Die Feuchtefront hat sich demnach mit einer Geschwindigkeit von etwa 1 cm/min nach unten bewegt.

3. Einige Überlegungen

Im ungesättigten Boden wird das Wasser durch Kapillarkräfte festgehalten. Damit ein Teil davon sich mit etwa 100-facher Geschwindigkeit in die Tiefe bewegen kann, muss es aus dem übrigen Verband gelöst werden. Hierzu sind zwei Voraussetzungen nötig: Zum einen muss der Impuls (Produkt aus Masse und Geschwindigkeit; die zeitliche Impulsänderung ergibt eine Kraft) des ankommenden Wassers gross genug sein, um die Kapillarkräfte überwinden zu können, zum anderen muss dieser Impuls auch erhalten bleiben, wozu eine kontinuierliche Grobporenstruktur nötig ist. Offenbar hat die Infiltrationsrate, mit der DEMUTH *et al.* den Bromidtracer aufbrachten, nicht zur Überwindung der Kapillarkräfte genügt. Hohe Niederschlagsintensitäten und insbesondere die hohe Infiltrationsrate bei der künstlichen Beregnung reichten aber aus, das präferentielle Fließen entlang der Makroporen eingang zu setzen. Auch zeigen die Drainagen im Lysimeter, dass die durch die Niederschläge erzeugten Impulse bis in eine Tiefe von 2,2 m gelangen können.

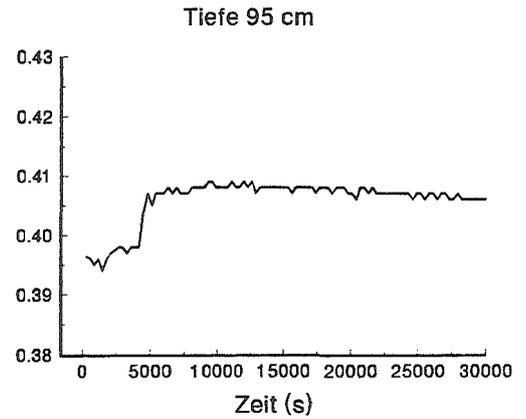
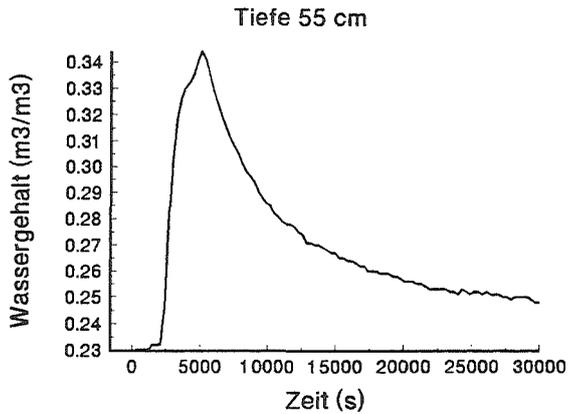
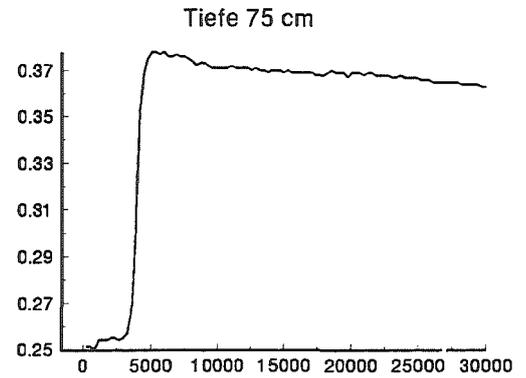
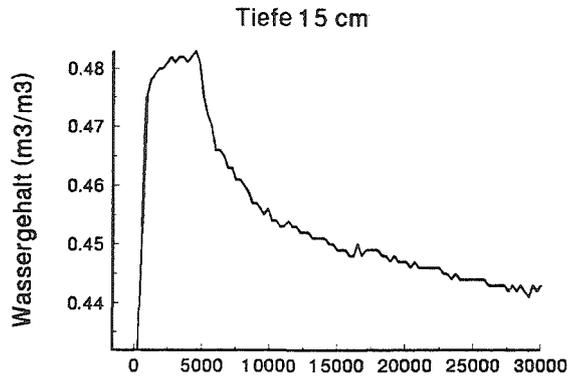


Abbildung 1: Wassergehaltsänderungen seit Beginn der Beregnung

Andrerseits können sie durch eine undurchlässigere Schicht, die anscheinend keine Grobporen aufweist, zum Erliegen kommen. Aus der tiefenabhängigen Abfolge der Wassergehaltsveränderungen während und nach einer Beregnung kann also qualitativ auf die An- oder Abwesenheit fließaktiver Grobporen geschlossen werden.

Durch Impulse generierte Flüsse und die Impulserhaltung werden mit der Theorie der kinematischen Wellen modelliert (GERMANN *et al.*, 1997). Das Modell lässt sich sowohl auf Drainageflüsse als auch auf rasche Wassergehaltsänderungen anwenden, womit aus den letzteren die Makroporenflüsse geschätzt werden können.

Der Wassergehaltsunterschied zwischen dem Maximum und dem Endzustand der kinematischen Welle entspricht dem minimalen Volumenanteil der Makroporen. In der Tiefe 55 cm in Abb. 1 kann dieser mit etwa $0.09 \text{ m}^3/\text{m}^3$ angegeben werden. Aus theoretischen und experimentellen Überlegungen ergibt sich leider für die minimale Öffnung von Makroporen ein Bereich von $10 \mu\text{m}$ bis etwa 10 mm (GERMANN *et al.*, 1997) mit der Tendenz, dass in den größeren Poren eher Flüsse nach der Impulserhaltung und in den feineren Poren eher kapillardominierte Flüsse auftreten.

Der Impuls der Infiltration ist proportional zum Quadrat der lokalen und aktuellen Fließrate. Das Auftreten von Makroporenflüssen ist demnach stark von der Rauigkeit der Bodenoberfläche abhängig. Zudem dürfte die aktuelle Niederschlagsintensität mitentscheiden, ob präferentielles Fließen auftritt oder nicht. Die zeitliche Auflösung der üblicherweise als Stundensummen publizierten Regenfälle dürfte für die Beurteilung des Auftretens von Makroporenflüssen wahrscheinlich zu gering sein.

Literatur

- DEMUTH, N., LORIERI, D., UND L. WENZEL (1993) Zur Dynamik der Sickerwasserbewegung in einem Lysimeter - Ergebnisse eines Tracer-versuches. Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Gesell. 71:119-122.
- GERMANN, P., DI PIETRO, L., AND SINGH, V. P. (1997) Momentum of flow in soils assessed with TDR-moisture readings. Geoderma 80: 153-168.

Oberflächliche Abschwemmung und Versickerung von (Nähr)Stoffen: ein neuer Ansatz zur Risikobeurteilung

MARKUS EGLI^{1,2}, MATTHIAS ACHERMANN¹, FRITZ DENOTH², SVATOBOR HEROT³ & SABINE HÄFLIGER⁴

¹Kantonales Amt für Umweltschutz, Klosterstrasse 31, 6002 Luzern

²Geographisches Institut, Universität Zürich-Irchel, Winterthurerstrasse 190, 8057 Zürich

³AGBA AG, Zentralstrasse 42, 6031 Ebikon

⁴GIS Koordinationsstelle des Kantons Luzern, Hirschengraben 36, 6002 Luzern

Zusammenfassung

Das hier vorgestellte Verfahren zur Risikobeurteilung der Böden hinsichtlich potentieller (Nähr)Stoffverluste basiert auf der getrennten Beurteilung der Prozesse Abschwemmung und Versickerung. Das Vorgehen lehnt sich zum Teil an die systemtheoretischen Ansätze der Landschaftsökologie. Die Auswertung topographischer und pedologischer Informationen ermöglicht die eigentliche Analyse der Prozesse mit einem Geographischen Informationssystem (GIS).

Résumé (La décharge superficielle et la percolation des éléments nutritifs): une nouvelle disposition de l'analyse de risque

Le présent modèle pour l'analyse de risque des sols par rapport aux pertes potentielles des éléments (nutritifs) se base sur le jugement spécifique des procès "décharge superficielle" et "percolation". L'approche du modèle proposé utilise partiellement les principes théorétiques de l'écologie du paysage. Les calculs de classification sont effectués par l'utilisation des systèmes d'informations géographiques en exploitant des informations topographiques et pédologiques.

1. Einleitung und Ausgangslage

Die Abwassersammlung und Abwasserreinigung mit Phosphat-Fällung in den Kläranlagen im Einzugsgebiet des Baldegger- und Hallwilersees bewirkten, dass die Phosphorbelastung seit 1976 stark gesunken ist. Die intensive und häufig den lokalen Verhältnissen nicht angepasste landwirtschaftliche Nutzung ist heute massgeblich verantwortlich für die hohen Nährstoffeinträge (insbesondere Phosphor) in die Oberflächengewässer. Nährstoffverluste aus landwirtschaftlich genutzten Flächen führten zudem zu problematischen Nitratanreicherungen im Grund- und Quellwasser. Nebst einer allgemeinen Reduktion der Nährstoffeinträge in die Böden müssen möglichst präzise Unterlagen über die Sensibilität bzw. Risikoanfälligkeit der Böden hinsichtlich ihres potentiellen Nährstoffaustrags vorliegen, damit ein erfolgreicherer Gewässer- und Bodenschutz vollzogen werden kann. Die wichtigsten Austragsprozesse sind Erosion, oberflächliche Abschwemmung und Versickerung (Eintrag ins Grundwasser).

Im Rahmen von Bodenkartierungen werden häufig Risikokarten in bezug auf den Stoffaustrag erstellt. Diese Risikokarten beinhalten eine zusammengefasste Aussage über die Versickerungs- und Abschwemmungsgefährdung. Aus einer solchen Karte kann somit nicht ohne weiteres herausgelesen werden, wie stark der betreffende Standort nun abschwemmungsgefährdet oder versickerungsgefährdet ist. Vor allem auch im Zusammenhang mit möglichen Ausgleichszahlungen (vgl. neuer Art. 62a, rev. Gewässerschutzgesetz), muss in Zukunft diese Frage besser beantwortet werden können.

2. Methodischer Ansatz

Der in diesem Artikel vorgestellte, neue Modellansatz umfasst die beiden Prozesse "Abschwemmung" und "Versickerung" (Abb. 1). Die Analyse der Prozesse erfolgte mit einem Geographischen Informationssystem (GIS). Die Risikokartierung wurde im Rahmen der Bodenkartierungsarbeiten für das Blatt Hitzkirch (1:5'000) durchgeführt. Der dabei angewandte Modellansatz für die Abschätzung der Abschwemmungsgefährdung basierte auf bereits gemachte Erfahrungen im Einzugsgebiet des Sempachersees (DENOTH, 1997; DENOTH et al., 1998).

3. Abschwemmung

Landwirtschaftsflächen und somit die Böden sind unterschiedlichen Abschwemmriskien ausgesetzt. Im Hinblick auf seeexterne Massnahmen ist die Bezeichnung von besonders gefährdeten Geländeteilen wünschenswertes Ziel. Das angewandte Bewertungsverfahren zur Abschätzung der P-Abschwemm-Gefährdungsstufe vermittelt zwischen der Komplexität der beteiligten Einflussgrössen und dem Bedürfnis der Praxis nach effizient ableitbaren Aussagen. Damit steht es in der Tradition des systemtheoretischen Ansatzes der Landschaftsökologie und ist methodisch angelehnt an die von MARKS *et al.* (1989) vorgeschlagene Anleitung, um das Leistungsvermögen des Landschaftshaushaltes zu bewerten. Das methodische Vorgehen erfasst dabei die durchschnittlichen Ausprägungen der Einflussgrössen. Die im Modell verarbeiteten Informationen sind im wesentlichen drei unterschiedlichen Datensätzen entnommen: (a) *Bodenkarte*, (b) *digitales Geländemodell* (DGM) und (c) *landwirtschaftliche Klimateignung* (JAENNERET *et al.*, 1977). Zur Anwendung gelangte die kommerzielle GIS-Software ARC/INFO™, die sowohl vektor- wie auch rasterbasierte Daten ineinander umzuwandeln und zu verarbeiten vermag. Dies kommt dem Umstand entgegen, dass die für die Bewertung herangezogenen Grundlagedaten in Vektorform vorliegen, die Analyse und die Ergebniskarten jedoch im Rasterformat ausgeführt werden.

Das Bewertungsmodell berücksichtigt folgende für die Abschwemmung von Phosphor relevanten Grössen bzw. ihre Indikatoren.

1. *Durchlässigkeit*: Die im Einzugsgebiet kartierten Bodeneinheiten wurden entsprechend ihrer Durchlässigkeit für Niederschlagswasser in vier Gruppen gegliedert. Als Mass dient der kf-Wert (geschätzt und klassiert nach AGB, 1994).

2. *Speicherkapazität*: Zwischen der Wasserspeicherkapazität und der für Pflanzenwurzeln erschliessbaren Profilmächtigkeit besteht eine direkt proportionale Beziehung. Daraus wird im Modell abgeleitet, dass ein Boden mit geringer Mächtigkeit weniger Wasser speichern kann als ein tiefgründiger Bodenkörper.

3. *Durchschnittliche Wassersättigung*: Die durchschnittlich anzutreffende Wassersättigungsgrade werden im Rahmen einer Bodenkartierung erhoben. Je öfter ein Boden wassergesättigt ist, desto grösser ist die Wahrscheinlichkeit einer Wassersättigung, und damit eines potentiellen Oberflächenabflusses.

4. *Verdichtungsgefährdung*: Die Berechnung der potentiellen Verdichtungsgefährdung basiert auf dem nach WEISSKOPF *et al.* (1988) vorgeschlagenen Prinzip. Dieser Index berücksichtigt Boden- und Klimateigenschaften.

5. *Topographie*: (a) Die Oberflächenform bestimmt darüber, ob oberflächlich abfließendes Hangwasser konvergiert bzw. divergiert. Extrahiert werden Hang-Hohlformen, die entweder in Richtung des grössten Gefälles oder aber in Richtung der Höhenlinie konkav gekrümmt sind. An diesen Geländestellen ist ein vermehrt wassergesättigter Boden zu erwarten (BURT and BUTCHER, 1985). Die konkaven Geländeformen (Tobel, Hangabflachungen, etc.) wurden auf der Grundlage des DGM (digitales Geländemodell) rechnerisch ermittelt. (b) Der Einfluss der Neigung auf die Abschwemmgefährdung ist gemäss FAL (1997) nur bei steilen Geländeteilen von grösserer Bedeutung.

Die Addition der Beitragsklassen führt zu Summenzahlen, die wiederum einer Klasse von 1 bis 4 zugeordnet werden. Flächen mit einer Neigung < 3% werden als nicht abschwemmgefährdet ausgeschieden. Die Summe aus den Beitragsklassen ergibt die *potentielle (natürliche) P-Abschwemmungsgefährdung* bzw. die *Gefährdungsstufe des potentiellen P-Eintrags* (Abb. 1). Ihre Ausprägung wird gemäss ihres im Modell postulierten Beitrags zur Gesamtgefährdung einer Klasse von 1 bis 4 zugeordnet.

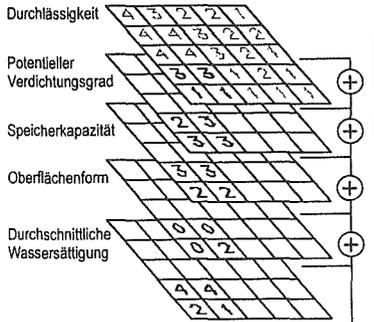
4. Versickerung/Auswaschung

Bei der Risikoabschätzung des Grundwassers hinsichtlich der Anreicherung gelöster Fremdstoffe kommt der Filterfunktion der Böden eine entscheidende Bedeutung zu. Das Abschätzen dieser Gefährdungen beruht auf der Beurteilung der Filtereigenschaften der Böden, d.h. deren Fähigkeit, gelöste oder suspendierte Stoffe aus dem Sickerwasser im

Böden zu binden. Aufgegliedert nach den wichtigsten Eigenschaften der Böden in

Abschwemmung

Einflussgrößen:



Gefährdungsstufe:

Klassierung der Summe zur Gefährdungsstufe der Potentiellen P-Abschwemmung

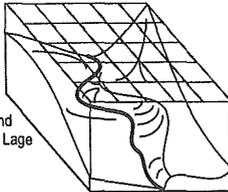
4	3	3	3	2
4	3	3	3	2
3	4	2	1	1
4	2	1	1	1
1	1	1	1	1

Berücksichtigung von Geländeteilen mit einer Neigung < 3%

Gefährdungsstufe des Potentiellen P-Eintrags

4	3			
4	3	3		
3	4	2	1	
4	2	1	1	
1	1	1	1	

Topographie und geographische Lage



Interpretation des Befundes im Gelände

Auswaschung

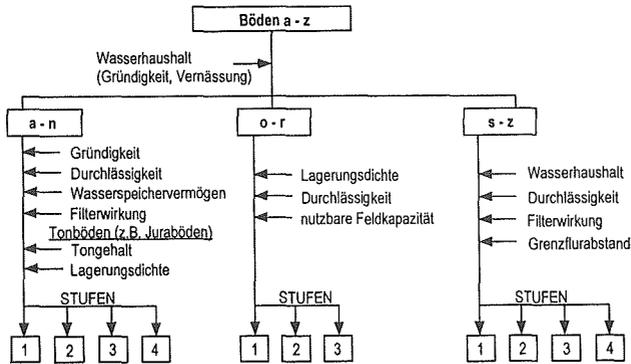


Abb. 1. Bestimmung der Abschwemmungs- und Auswaschungsgefährdung (Übersicht).

bezug auf die Wasserbewegung und den Wasserumsatz, wickelte sich die weitere Beurteilung über folgende Bodenhauptgruppen ab:

- perkolierte Böden (Wasserhaushaltsgruppe a - n)
- stauwasser geprägte Böden (Wasserhaushaltsgruppe o - r)
- hang- und grundwasser geprägte Böden (Wasserhaushaltsgruppe s - z)

Für die Risikobeurteilung der einzelnen Bodengruppen wurden folgende Einflussgrößen berücksichtigt (vgl. Abb. 1):

- **Durchlässigkeit:** Die Durchlässigkeit des Bodens wird in unterschiedliche Stufen aufgrund des geschätzten kf-Wertes aufgegliedert.
- **Mächtigkeit des Filterkörpers (Gründigkeit):** Im Modell wird abgeleitet, dass ein

Boden mit einer geringen pflanzennutzbaren oder physiologischen Gründigkeit auch eine geringere Retentionskapazität besitzt.

- *Wasserspeichervermögen*: Das Wasserspeichervermögen eines Bodens wird aufgrund seiner nutzbaren Feldkapazität klassiert.

- *Filterwirkung*: Aufgrund der Luftkapazität (bzw. des Grobporenvolumenanteils) und des Austauschpotentials wurden die Böden hinsichtlich ihrer Stoffspeicherkapazität gemäss AGB (1994) gruppiert.

- *Tongehalt im Unterboden*: Der Tongehalt wird als Einflussgrösse bei flachgründigen und mässig tiefgründigen Böden beigezogen unter der Annahme, dass bei hohem Tongehalt und höherer Lagerungsdichte die Luftkapazität abnimmt.

- *Lagerungsdichte*: Als Kenngrösse für die Ausbildung des Grob- und Feingefüges und somit indirekt für den Wassertransport im Boden wurde die Lagerungsdichte im Unterboden nach AGB (1994) klassiert.

- *Wasserhaushalt des Bodens*: Der Wasserhaushalt liefert Hinweise auf die mögliche Präsenz von grösseren Hang- oder Grundwasservorkommen (klassiert nach Wasserhaushaltsgruppen und Grundvernässung gemäss FAL, 1997).

- *Grenzflurabstand*: Drainagen oder eine starke Grundvernässung haben einen entscheidenden Einfluss auf den Transport von Stoffen in Böden (vgl. FAL, 1997).

Der weitere Schritt der Beurteilung erfolgte innerhalb der 3 Bodengruppen anhand jener Eigenschaften, die für die jeweilige Bodengruppe aus der Sicht der Filterfähigkeit massgebend sind. Die limitierendste Eigenschaft ist dabei die bestimmende. Mit Ausnahme der stauwasser geprägten Böden (welche nur im Wertebereich von 1 bis 3 liegen), variieren die resultierenden Gesamtgefährdungswerte zwischen 1 und 4.

5. Schlussfolgerungen

Das Modell verarbeitet bereits erfasstes Datenmaterial und daraus ableitbare Grössen. Es bedingt topographische und pedologische Informationen mit einer entsprechend hohen Auflösung. Vergleiche der erhaltenen Gefährdungskarten mit bekannten Problemgebieten gaben durchwegs gute Übereinstimmungen. Die vorgenommenen Klassenzuordnungen mögen zwar inhaltlich begründbar sein, sind aber zu einem gewissen Grad auch subjektiv geprägt. Diese methodenabhängigen Schwierigkeiten dürfen nicht überspielt werden. Das Modell ist hingegen offen strukturiert: Die verwendeten Parameter werden für eine Beurteilung zwar als notwendig betrachtet; ihre Erhebung kann jedoch überprüft und weiterentwickelt werden. Die Ergebniskarten stellen in anschaulicher Weise problemrelevante Informationen hinsichtlich der Abschwemmungs- und Auswaschungsgefährdung flächendeckend für das gesamte Einzugsgebiet dar. Die Verwendung eines GIS bietet die Möglichkeit, über den Weg attraktiver Informationsübertragung betroffenen Akteure weiter zu sensibilisieren. Die Düngeberatung kann davon genauso profitieren wie die Bewirtschaftenden selbst.

Literatur

- AGB (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE), 1994: Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. Hannover.
- BURT, T.P. and BUTCHER, D.P., 1985: Topographic controls of soil moisture distributions. *Journal of Soil Science* **36**, 469-486.
- DENOTH, F., 1997: Oberflächenabfluss und Phosphorverlust auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Eine räumliche Analyse. Diplomarbeit, Geographisches Institut, Universität Zürich.
- DENOTH, F., EGLI, M. und ALLGÖWER, B., 1998: Phosphorverluste durch Abschwemmung - Ein Bewertungsmodell. *Agrarforschung* **5**, 181-184.
- FAL (Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau), 1997: Kartieren und Beurteilen von Landwirtschaftsböden. Schriftenreihe der FAL 24, Zürich.
- JEANNERET, F., VAUTIER, P., MESSERLI, B. und CAPUTA, J., 1977: Klimateignungskarten für die Landwirtschaft in der Schweiz. Bundesamt für Raumplanung und Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- MARKS, R., MÜLLER, M.J., LESER, H. und KLINK, H.-J., 1989: Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BALVL). Trier.
- WEISSKOPF, P., SCHWAB, P., JÄGGLI, F., KRÄMER, E., PEYER, K. und STUDER, R., 1988: Die Verdichtungsgefährdung schweizerischer Ackerböden. Ursachen, Ausmass und Vermeidung von Verdichtungen. NFP 22 (Boden), Heft 20. Bern.

Prognosen zur Überschreitung von Richtwerten löslicher Schwermetall- und Fluorgehalte anhand von Totalgehalten und pH-Werten im Boden

A. Desaules, R. Dahinden & P. Lischer

Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL),
Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft (IUL), 3003 Bern

Résumé

L'Ordonnance fédérale sur les polluants du sol (Osol, 1986) prescrit des valeurs indicatives des teneurs totales et solubles en Cd, Cu, Ni, Pb, Zn et F. Dans la pratique, on constate d'une part, qu'une bonne moitié des valeurs solubles mesurées sont en dessous de la limite de détermination (Tab.1) et que de l'autre, les valeurs indicatives des teneurs solubles peuvent être dépassées avant que les valeurs indicatives des teneurs totales du même élément n'aient été atteintes (Fig. 1). D'un point de vue économique et écologique, il semble donc indispensable de mettre au point une méthode de pronostic des dépassements des valeurs indicatives solubles. A cet effet, nous avons eu recours, pour chaque élément, aux rapports plus ou moins proportionnels entre les teneurs totales et solubles, en fonction de la réaction du sol (pH) (Fig. 1).

Nous avons donc représenté la proportion des teneurs solubles par rapport aux teneurs totales, en fonction des différentes classes de pH (Fig. 2). On constate que plus le pH baisse, plus la proportion des teneurs solubles augmente, et ce dans l'ordre suivant: Cd > Zn > Ni > Cu > Pb. En terrain alcalin, les teneurs solubles en Cu, Ni et Zn augmentent légèrement. Le F a un comportement inverse aux métaux lourds. Sa solubilité maximum se situe aux environs du domaine de pH neutre. Les percentiles des pourcentages des teneurs solubles permettent de déduire, par extrapolation linéaire, les teneurs totales et classes de risques (10%, 50%, 90%) correspondantes, susceptibles d'entraîner un dépassement des valeurs indicatives fixées pour les teneurs solubles (Tab. 2).

Ces résultats doivent permettre aux services de protection des sols de définir des critères de mesure des valeurs solubles. Etant donné que pour le Pb et, dans une moindre mesure pour le F également, les valeurs indicatives des teneurs solubles n'étaient dépassées que si les valeurs indicatives des teneurs totales correspondantes étaient elles-mêmes dépassées. En revanche, les dépassements des valeurs indicatives des teneurs solubles en Cd, Ni et Zn observés principalement dans des sols acides étaient déjà bien en dessous des valeurs indicatives fixées pour les teneurs totales; pour le Ni et le Zn, le même phénomène se produit en terrain alcalin. Se pose alors la question de savoir si l'observation de ces trois éléments à partir des teneurs totales est suffisante.

1. Einleitung

In der Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBö) von 1986 sind für die sechs Elemente Cd, Cu, Ni, Pb, Zn und F sowohl Richtwerte für Total- und lösliche Gehalte festgelegt. In der Vollzugspraxis liegt einerseits ein sehr hoher Anteil der löslichen Messwerte unter der Bestimmungsgrenze (Tab. 1). Andererseits werden z.T. lösliche Richtwerte überschritten, bevor die weitaus häufiger gemessenen Totalgehalte entsprechende Richtwerte überschreiten (Fig. 1). Diese beiden Sachverhalte verlangen aus ökonomischen und ökologischen Gründen eine praxistaugliche Methode zur Prognose von Richtwertüberschreitungen löslicher Gehalte.

2. Datenmaterial und Methode

In Tab. 1 ist die Anzahl der verwendeten Datensätze mit Total-, löslichen Gehalten und pH-Werten angegeben, die aus 11 verschiedenen Quellen (Vergleichsbedingungen) stammen.

Tab. 1: Anzahl Datensätze mit Anteil der löslichen Gehalte unter der Bestimmungsgrenze (<)

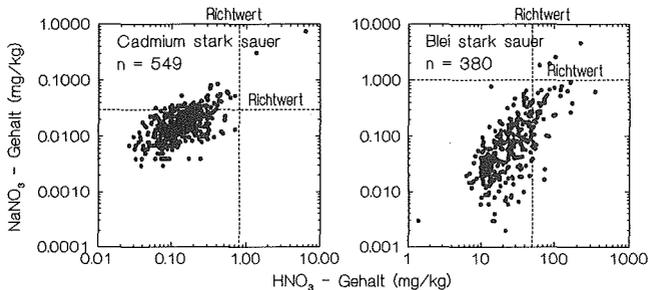
Cd		Cu		Ni		Pb		Zn		F		Total
n	<	n	<	n	<	n	<	n	<	n	<	
3809	53%	3623	17%	2249	43%	1875	42%	3539	32%	1159	1%	16254

Für die Prognosen wurden die element- und pH-spezifisch mehr oder weniger engen proportionalen Beziehungen zwischen Total- und löslichen Gehalten beigezogen (Fig. 1), wie sie für Schwermetalle z.B. HORNBURG & BRÜMMER 1993 und CÉLARDIN 1995 und für Fluor WENZEL & BLUM 1991 dargestellt haben. Aus den Prozentanteilen der löslichen Gehalte von den entsprechenden Totalgehalten (Fig. 2), lassen sich aufgrund der Perzentile, für alle Elemente und pH-Klassen, durch lineare Extrapolation die Risiken von Totalgehalten berechnen, die zu einer Überschreitung entsprechender löslicher Richtwerte führen (Tab. 2).

3. Resultate

In Fig. 1 sind beispielhaft die elementspezifisch unterschiedlich engen Beziehungen zwischen Total- und löslichen Gehalten von Cd und Pb für dieselbe Reaktionsklasse (pH) dargestellt. Im Gegensatz zu Pb überschreiten bei Cd bereits etwa 10 % der Proben den Richtwert der löslichen Gehalte bevor jener für Totalgehalte erreicht ist.

Fig. 1: Beziehung zwischen Total- (HNO_3) und löslichen Gehalten (NaNO_3) unter Vergleichsbedingungen am Beispiel von Cd und Pb für stark saure Böden ($\text{pH}(\text{CaCl}_2) > 4.3$)

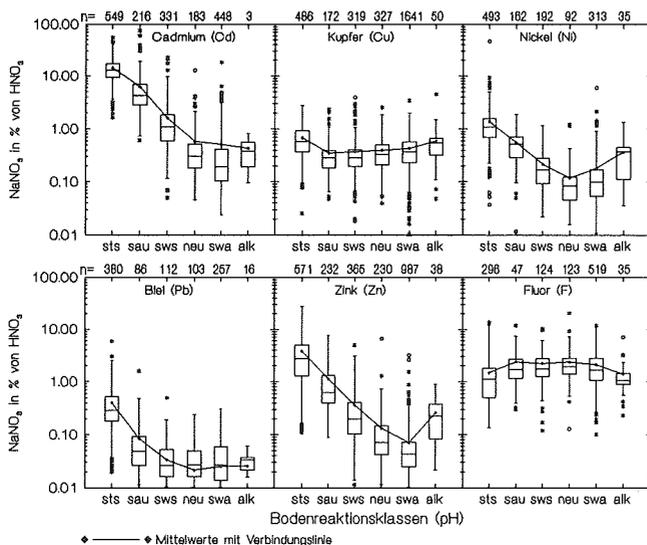


In Figur 2 ist der Anteil der löslichen Gehalte an den entsprechenden Totalgehalten in Abhängigkeit der Bodenreaktion (pH) für die sechs untersuchten Elemente auf einer logarithmischen Skala als Box-Plots aufgezeichnet. Generell ist eine mehr oder weniger spreitenschiefe Verteilung der Resultate festzustellen (Mittelwert > Median), wie es in der Spurenanalytik üblich ist.

Bei allen sechs Elementen ist ein funktionaler Zusammenhang zwischen löslichem Anteil und der Bodenreaktion (pH) sichtbar. Die untersuchten Schwermetalle zeigen zunehmende lösliche Anteile bei abnehmenden pH-Werten in der Reihenfolge $\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Pb}$. Eine geringe Erhöhung der Löslichkeit im alkalischen Bereich ist bei Cu und auch bei Ni erkennbar. Die Schwermetallergebnisse sind damit im Einklang mit der Studie von HORNBURG & BRÜMMER (1993) und werden in dieser Arbeit durch Ni ergänzt. Der wasserlösliche Anteil von F verhält sich zumindest im sauren Bereich invers zu den untersuchten Schwermetallen. Die höchste F-Löslichkeit liegt um den neutralen pH-Bereich herum. Trotz Verwendung derselben F-Analytik stimmen die Resultate nicht mit jenen von WENZEL & BLUM (1991) überein. Diese finden genau umgekehrt, die geringste Fluorlös-

lichkeit im schwach sauren Bereich und Zunahmen im sauren und alkalischen Bereich. Gründe für diesen kontroversen Befund sind uns nicht bekannt.

Fig. 2: Prozentanteile löslicher Gehalte (NaNO_3) von Totalgehalten (HNO_3) in Abhängigkeit der pH-Klassen



In Tab. 2 sind für alle sechs untersuchten Elemente aufgrund der löslichen Anteile des 10., 50. und 90. Perzentils, die Totalgehalten mit Risikostufen berechnet, die zu einer Überschreitung der löslichen Richtwerte führen.

Tab. 2: Berechnete Totalgehalten die mit 10%-, 50%-, 90%igem Risiko zu einer Überschreitung der löslichen Richtwerte führen (nach Reaktionsklassen)

Element / Richtwerte (mg/kg)	Reaktionsklasse	pH (CaCl ₂)	Totalgehalten in mg/kg			Anzahl Proben n
			Risikostufen			
			10%	50%	90%	
Cadmium RWT 0.8 RWL 0.03	stark sauer	< 4.3	0.12	0.23	0.45	549
	sauer	4.3 - 5.0	0.29	0.71	1.54	216
	schwach sauer	5.1 - 6.1	0.97	2.73	8.10	331
	neutral	6.2 - 6.7	2.88	9.90	27.18	183
	schwach alkalisch	6.8 - 7.6	3.67	15.69	43.51	448
	alkalisch	7.7 - 8.2	-	-	-	3
Kupfer RWT 50 RWL 0.7	stark sauer	< 4.3	53	120	282	482
	sauer	4.3 - 5.0	108	251	558	172
	schwach sauer	5.1 - 6.1	119	248	570	319
	neutral	6.2 - 6.7	95	212	537	327
	schwach alkalisch	6.8 - 7.6	89	188	462	1641
	alkalisch	7.7 - 8.2	82	128	470	50
Nickel RWT 50 RWL 0.2	stark sauer	< 4.3	9	18	43	493
	sauer	4.3 - 5.0	21	39	104	162
	schwach sauer	5.1 - 6.1	48	119	320	192
	neutral	6.2 - 6.7	111	237	657	92
	schwach alkalisch	6.8 - 7.6	65	206	663	313
	alkalisch	7.7 - 8.2	27	54	299	35

Tab. 2: Fortsetzung

Blei	stark sauer	< 4.3	128	350	1140	380
	sauer	4.3 - 5.0	606	2189	7326	86
	schwach sauer	5.1 - 6.1	1305	6124	19549	112
RWT 50	neutral	6.2 - 6.7	2010	12050	46318	103
RWL 1.0	schwach alkalisch	6.8 - 7.6	1467	10125	48131	257
	alkalisch	7.7 - 8.2	2525	4113	13225	16
Zink	stark sauer	< 4.3	6	19	74	571
	sauer	4.3 - 5.0	20	79	240	232
	schwach sauer	5.1 - 6.1	63	250	822	365
RWT 200	neutral	6.2 - 6.7	237	726	2256	230
RWL 0.5	schwach alkalisch	6.8 - 7.6	339	1233	3679	987
	alkalisch	7.7 - 8.2	90	223	1333	38
Fluor	stark sauer	< 4.3	843	2267	8023	296
	sauer	4.3 - 5.0	579	1463	3179	47
	schwach sauer	5.1 - 6.1	589	1436	3269	124
RWT 400	neutral	6.2 - 6.7	679	1290	2764	123
RWL 25	schwach alkalisch	6.8 - 7.6	619	1488	3536	519
	alkalisch	7.7 - 8.2	1077	2367	4176	35

RWT = Richtwert für Totalgehalt in mg/kg

RWL = Richtwert für löslichen Gehalt in mg/kg

fett Richtwert des löslichen Gehaltes ist vor dem Richtwert für den Totalgehalt überschritten

4. Folgerungen und Ausblick

- Bei Pb und weniger krass bei F treten lösliche Richtwertüberschreitungen nur bei weit über dem Richtwert liegenden Totalgehalten auf. Eine Richtwertbeurteilung aufgrund der Totalgehalte genügt.
- Bei Cd, Ni und Zn treten lösliche Richtwertüberschreitungen vorwiegend in sauren Böden schon weit unter den Richtwerten für Totalgehalte auf. Dasselbe gilt abgeschwächt für Ni und Zn in alkalischen Böden. Eine Richtwertbeurteilung aufgrund der Totalgehalte genügt nicht.
- Die vorgestellte Methode kann bei genügender Datenlage auch für die Prognose der Überschreitung von Prüf- und Sanierungswerten löslicher Gehalte angewendet werden.
- Mit der vorgestellten Arbeit lässt sich für alle untersuchten Elemente in Abhängigkeit der Reaktionsklasse und für ausgewählte Risiken ökonomisch und vollzugsrelevant entscheiden, wann es sinnvoll ist, auch lösliche Gehalte zu messen.

Literatur

- CÉLARDIN, F., 1995: Métaux lourds dans les sols - Estimation simple de la fraction mobile de Cd, Pb et Zn. Bull. der Bodenkundl. Ges. Schweiz 19: 129-132.
- HORNBERG, V. & BRÜMMER, G.W., 1993: Verhalten von Schwermetallen in Böden: 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. Zeitschr. Pflanzenern. u. Bodenk. 156: 567-477.
- WENZEL, W.W. & BLUM, W.E.H., 1991: Löslichkeit und Spezierung von Fluor in Wasserauszügen belasteter Böden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 66/1:431-434.

Der ausführliche Bericht kann bei den Autoren bezogen werden.

Dank

Wir danken den Bodenschutzfachstellen der Kantone AG, BL, OW, SG, SH, SO, SZ, TG, TI und ZH für die zur Verfügung gestellten Daten.

Temporal and spatial variability of soil microbial parameters - A case study for developing soil sampling strategies

Karin Nowack and Paul Mäder

Research Institute of organic agriculture, Ackerstrasse, Postfach, CH-5070 Frick

email: nowack@fibl.ch

1. Introduction

Soil microorganisms play a major role in nutrient cycling processes and soil structure formation. Therefore soil microbial parameters are suitable indicators of soil fertility. The soil microbial biomass and its activity reacts sensitively to farming practices and pollutants, but reflects also seasonal variations of soil temperature and humidity. Hence, the soil sampling date is crucial in comparative studies applying soil microbial characteristics. The early spring (middle of February to the beginning of April in Central Europe) has proved to be a suitable period for soil sampling and is often recommended (e.g. ALEF 1991, SAG 1988, SCHINNER et al. 1993, VBB 1997). At this time readily decomposable plant residues are largely mineralized. Moreover the influence of the rhizosphere of the standing crop is expected to be minimal. Furthermore the soil microbial activity decreases generally at cold temperatures in winter and may reveal stable values in soils water-saturated in spring. Consequently soil microorganisms are expected to reach a steady state in spring with minimal variations from year to year. Thereby the following conditions for soil sampling have to be observed (VBB 1997): after thawing of soils, when soils are no longer saturated with water, before soil tillage, before manuring, before the beginning of plant growth, and before the beginning of pasturing.

The optimal soil sampling period is very short if all these recommendations are observed. However a sampling period may last several weeks in monitoring programs including many sites. No conclusive studies were found in the literature examining temporal variation in early spring of soil microbial parameters (MAEDER et al. 1994). In the present case study we investigated the temporal variations of several microbial parameters within a time span of 6 weeks in early spring. Moreover the spatial variation of several bulked samples taken from topographically and pedologically homogeneous sites was determined.

These investigations were conducted within the scope of the validation of a soil sampling strategy that was proposed by the Swiss working group «Application of Soil Biology» (VBB 1997). This uniform strategy shall guarantee the comparability of different studies. Application of this sampling concept shall finally lead to a database that allows a classification of the data from different soils, climates and land use types.

2. Material and Methods

We selected 6 sites with different land use and soil types in the surroundings of Basel/Switzerland (Table 1). The 3 meadow sites and the winter wheat site were not treated in the sampling period; the grass clover site was rolled at the beginning of April and the winter rye was manured and harrowed down before the second sampling.

Table 1: Characteristics of 6 selected sites

Site No.	Crop/land use	Treatment during soil sampling period	Soil type	pH (CaCl ₂)	C _{org} (%)
1	Meadow, fertilized with manure	-	Silt-loamy Luvisol on loess	5.6	2.5
2	Meadow, not fertilized	-	Sandy-clayey Cambisol on gravel	5.1	3.8
3	Meadow, not fertilized	-	Silt-loamy Luvisol on loess	5.0	2.8
4	Winter wheat 2nd year	-	Silt-loamy Luvisol on loess	5.2	1.3
5	Grass clover 1st year	2.4.96 rolling	Sandy Cambisol on gravel	5.8	2.4
6	Winter rye	14.3.96 semi-liquid manure 20m ³ /ha; 19.3.96 harrowing down	Sandy Cambisol on gravel	4.5	2.0

The 3 sampling dates were 6.3, 20.3 and 4.4.1996. From the beginning until the 14th of March the average temperature was about 0 °C. From the 14th until the 19th of March the temperature was about 5 to 10 °C and during the nights frosts occurred. From the 20th until the 26th of March followed some days with 10 to 15 °C, with a maximum of 20 °C on the 24th of March. Then temperatures dropped again, reaching 2 to 6 °C. There was only little precipitation during the whole sampling period, only on the 20th and 25th of March at about 20 mm each day. In general, March in 1996 was excessively dry and cold in comparison with the long-term mean values.

At each site we selected topographically and pedologically homogeneous plots. Within each main plot we distributed 4 subplots of 10 by 10 meters. In each subplot 20 soil cores were taken with a soil auger of 3 cm diameter and pooled to a bulked sample. The plots were exactly the same for each sampling date. The sampling depth was 10 cm in the meadows and 20 cm in the arable land. The samples were 2 mm sieved and stored in the dark for several weeks at 4 °C in polyethylene bags. The storage time was the same for each sample to exclude storage effects.

The substrate-induced respiration method (SIR, ANDERSON and DOMSCH 1978) and the fumigation-extraction method (FEM, VANCE et al. 1987) were applied to estimate soil microbial biomass-C. The basal respiration was measured using the Isermeyer equipment (JAEGGI 1976) and the activity of dehydrogenase by means of TTC (Triphenyltetrazoliumchlorid) reduction (THALMANN 1968). Before the analysis of biomass (SIR) and basal respiration the samples were preincubated 7 days at 20 °C and 50 % of water-holding capacity.

From each bulked sample three replicates were carried out for each parameter.

3. Results and Discussion

Temporal variability within 6 weeks, expressed as percentage variation of total mean was on average over the 6 sites 4.7 % for microbial biomass (SIR and FEM), 6.7 % for basal respiration and 10.0 % for dehydrogenase activity. Table 2 shows the detailed results for each site. In Figure 1 the mean values of each site and the standard deviation of the 4 subplots are shown. This temporal variation is similar to the values found in the literature (MAEDER et al. 1994); however it is difficult to make a comparison with other investigations because of very different sites, climates and sampling periods.

Table 2: Percentage deviation (PD) from mean value at the 3 sampling dates and at the 6 sites

Sites	1	2	3	4	5	6
Biomass (FEM)						
Mean value [µg/g dm]	977	1224	1010	422	499	450
PD 6.3.1996	-2.0 %	3.8 %	4.6 %	-10.4 %	-5.8 %	-1.5 %
PD 20.3.1996	#	#	#	#	#	#
PD 4.4.1996	2.0 %	-3.8 %	-4.6 %	10.4 %	5.8 %	1.5 %
Biomass (SIR)						
Mean value [µg/g dm]	928	947	921	384	535	392
PD 6.3.1996	-4.6 %	-10.4 %	-1.0 %	-2.8 %	-8.9 %	-12.5 %
PD 20.3.1996	6.3 %	4.9 %	-0.4 %	1.0 %	1.5 %	5.2 %
PD 4.4.1996	-1.7 %	5.5 %	1.4 %	1.9 %	7.4 %	7.2 %
Basal respiration						
Mean value [µgCO ₂ /g dm]	2.5	3.0	3.0	0.8	1.5	1.1
PD 6.3.1996	3.2%	-0.3%	5.7 %	-14.6 %	-5.7 %	-16.4 %
PD 20.3.1996	-5.1 %	-3.8 %	-4.5 %	11.0 %	10.7 %	20.3 %
PD 4.4.1996	1.9 %	4.1 %	-1.1 %	3.7 %	-5.0 %	-3.9 %
Dehydrogenase activity						
Mean value [µg TTF/24 h * g dm]	386	458	380	170	240	169
PD 6.3.1996	-11.6 %	-16.4 %	-10.5 %	-24.9 %	-13.3 %	-12.8 %
PD 20.3.1996	6.1 %	7.6 %	-1.1 %	9.2 %	4.6 %	6.1 %
PD 4.4.1996	5.5 %	8.9 %	11.6 %	15.7 %	8.7 %	6.7 %

dm: dry matter soil

#: not determined

Often, temperature and humidity have been found to be significant influences on microbial activity. In our study weather was relatively well balanced, which may be the reason why variations were slight.

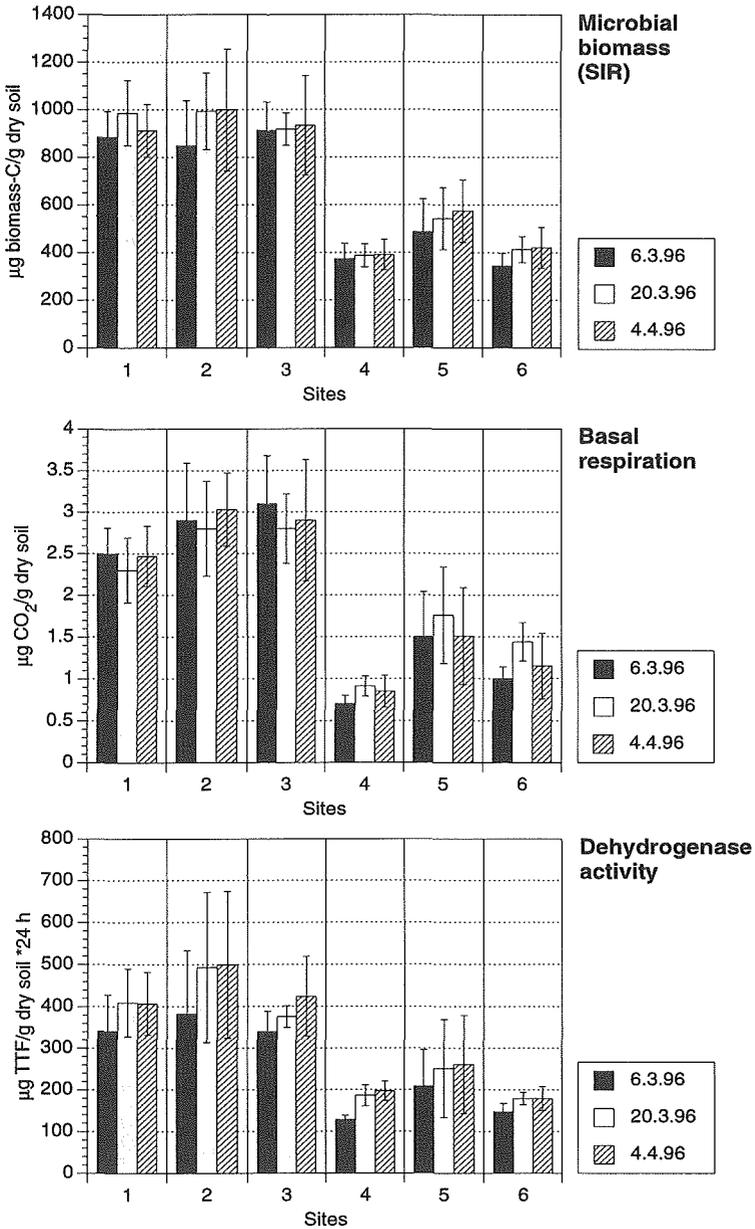


Fig. 1: Temporal and spatial variability of microbial biomass (SIR), basal respiration and dehydrogenase activity of 6 different sites. Mean values of 4 subplots and standard deviation.

The special treatments on sites 5 and 6 (rolling on site 5, manuring and harrowing down on site 6) also seemed to have no definite effects on microbial parameters.

Spatial variation of the 4 subplots, expressed as coefficient of variance of the mean value, was on average over 5 sites 14.3 % for microbial biomass (FEM, only two dates), 16.0 % for microbial biomass (SIR), 18.3 % for basal respiration and 19.2 % for dehydrogenase activity (site 5 excluded) (see also Fig. 1). Site 5 as an arable site was rather inhomogenous, which was already obvious at sampling.

Focusing on each subplot separately the same temporal trends were found as for the mean value (data not shown). Therefore one single subplot would be sufficient to observe temporal variability of a plot. However, to characterize a site representatively it is recommended to take bulked samples in different subplots or perhaps a bulked sample of the whole field. The spatial variability in our study was somewhat higher compared with values frequently found in the literature (BECK and BECK 1994, OBERHOLZER and JAEGGI 1994, NOWACK and MAEDER 1996). However, in these investigations samples had been taken in subplots closer together or the investigated sites were exclusively arable sites.

4. Conclusions

Temporal variation of microbial parameters at the six investigated sites was relatively low within 6 weeks. Hence, early spring seems to be a relatively stable period, even when temperature increases occur and treatments are made. Nevertheless differences were found between sampling dates, and measurements intended for comparison should be taken under the same conditions if ever possible. Values for spatial variations show the relative homogeneity of the sites. When sites are not truly topographically and pedologically homogeneous, it is suggested to separate them into several areas and sample these separately.

Acknowledgements

We thank Kathrin Engelage, Martin Koller, Kirschi Schindler and Karen Wolewinski for their technical assistance. This work was funded by the Federal Office of Environment, Forests and Landscape, Bern, Switzerland.

5. References

- ANDERSON, J. P. E. and K. H. DOMSCH, 1978: A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* **10**, 215-221.
- ALEF, K., 1991: Methodenbuch Bodenmikrobiologie. Ecomed, Landsberg-Lech. 284 p.
- BECK, T., 1983: Die N-Mineralisierung von Böden im Laborbrutversuch. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* **146**, 243-252.
- BECK, T. and R. BECK, 1994: Die mikrobielle Biomasse in landwirtschaftlich genutzten Böden. I. Mitteilung: Die räumliche Verteilung der Biomasse in Böden. *Agribiol. Res.* **47**, 284-294.
- JAEGGI, W., 1976: Die Bestimmung der CO₂-Bildung als Mass der bodenbiologischen Aktivität. *Schweiz. landw. Forschung* **15**, 371-380.
- MAEDER, P., K. NOWACK and T. ALFOELDI, 1994: Literaturstudie zur Wahl der Methode für die Schätzung der mikrobiellen Biomasse im Boden sowie zur zeitlichen und räumlichen Variabilität der mikrobiellen Biomasse, der Bodenatmung und des Zelluloseabbaus. Im Auftrag der Bodenschutzfachstellen der Kantone Aargau, Bern und Solothurn. Available from: Baudepartement des Kt. Aargau, Entfelderstrasse 16, CH-5001 Aarau.
- NOWACK, K. and P. MAEDER, 1996: Stichprobenvarianz von bodenmikrobiologischen Kennwerten - eine Fallstudie im Hinblick auf die Entwicklung von Probenahmestrategien. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* **81**, 381-384.
- OBERHOLZER, H. R. and W. JAEGGI, 1994: Bodenmikrobiologische Kennwerte verschiedener Ackerstandorte des Kantons Zürich - Horizontale Streuung und vertikale Verteilung. *BGS-Bulletin* **18**, 41-44.
- SAG: Bund-Länder-Sonderarbeitsgruppe "Informationsgrundlagen Bodenschutz", 1988: Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. In: D. Rosenkranz (Ed.) *Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch*. Erich Schmidt, Berlin. p. 9401
- SCHINNER, F., R. OEHLINGER, E. KANDELER and R. MARGESIN, 1993: *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer, Berlin. 389 p.
- THALMANN, A., 1968: Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität im Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid. *Landwirtsch. Forschung* **21**, 249-258.
- VANCE, E. D., P. C. BROOKES and D. S. JENKINSON, 1987: An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* **12**, 703-707.
- VBB: Arbeitsgruppe Vollzug Bodenbiologie, 1997: *Bulletin* Nr. 1. Available from: Research Institute of organic agriculture (FiBL), Ackerstrasse, Postfach, CH-5070 Frick.

Ausscheidung für den Sedimentaustrag relevanter Flächen auf Einzugsgebietsebene (chorische Dimension)

Simon Rolli & Stefan Meier-Zielinski

Departement für Geographie der Universität Basel,
Abteilung Physiogeographie und Landschaftsökologie, Spalenring 145, 4055 Basel

1. Einleitung und Problemstellung

Am Geographischen Institut der Universität Basel werden seit 1974 die Prozesse der Bodenerosion unter realen Feldbedingungen und mit einer mehrstufigen Messmethodik (Testparzellen, Sedimentfangkästen und Gebietsaustrag) untersucht. Die langjährigen Messreihen in den Untersuchungsgebieten (UG) zeigen, dass bei den diffusen Schwebstoffeinträge in Oberflächengewässer sowohl die Eintragsmenge als auch die beteiligten Stoffquellen je nach naturräumlicher Ausstattung der betrachteten Gebiete sehr unterschiedlich sein können. Die in Tab. 1 zusammengefassten Messdaten machen deutlich, dass die im Vorfluter gemessenen Schwebstoffausträge, nicht nur von der Höhe des Bodenabtrages im Gebiet sondern auch von anderen Parametern abhängig sind. Wichtig für das Verhalten des abgetragenen Bodenmaterials zwischen den erosionsbetroffenen Ackerflächen und dem Eintritt in den Vorfluter sind vor allem die Ausprägung der Flurelemente mit hoher Retentionsleistung (z.B. Uferstreifen und Hecken) und die Beschaffenheit der als präferentielle Fliesspfade wirkenden Flurelemente (z.B. Strassen, Feldwege, Tiefenlinien).

Tab. 1: Bodenerosion und Gebietsaustrag in zwei benachbarten Einzugsgebieten mit ähnlicher naturräumlicher Ausstattung im Tafeljura. Es zeigt sich ein klarer Einfluss der Landnutzung auf die Bodenabtragsraten, nicht jedoch auf den Schwebstoffaustrag aus dem Untersuchungsgebiet (aus D. SCHAUB ET AL. 1997).

Einzugsgebiet	Mess- Periode	Anteil Ackerfläche	Bodenabtrag [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Schwebstoffaustrag [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]
Riedmattbachtal (0.45 km ²)	1979-1990	63%	733	337
Länenbachtal (2.70 km ²)	1984-1990	24,5%	93	271

In dem neu angelaufenen Forschungsprojekt soll diese Dynamik des Schwebstoffeintrages in Oberflächengewässer für die Naturraumtypen Tafeljura (tonreiche Substrate) und Hochrheintal (Quartäres Hügelland) räumlich und zeitlich präziser analysiert werden. Grundlage der Untersuchungen bildet die Feststoffbilanz. Die dazu notwendigen Feldmessungen und -experimente berücksichtigen speziell, die in partikulärer Form verlagerten Stoffe mit Tracerfunktion (z.B. Phosphor, org. Kohlenstoff) und deren Ablagerungs- und Remobilisationsprozesse in den präferentiellen Fliesspfaden.

Auf der Modellierungsebene werden die Feststoffumlagerungen mit einem zweistufigen Ansatz analysiert (Abb. 1). I.A. CAMPELL (1985) und V. NOVOTNY (1986) raten nicht komplexe Gesamtgebietsmodelle zu erstellen, sondern zuerst Verfahren zu entwickeln, mit welchen diejenigen Flächen erkannt werden können, von denen Prozesse mit Fernwirkungen ausgehen. Deshalb wird von uns auf der ersten Stufe ein empirisches, GIS-gestütztes Verfahren entwickelt, dass für grosse Raumausschnitte (z.B. Kartenblatt 1: 25'000) die Teileinzugsgebiete mit hohem Potential zum Schwebstoffausttrag ausscheidet. Für diese beitragenden Teileinzugsgebiete kann dann in einer zweiten Stufe, mit einem deterministischen Erosionsmodell, das Umlagerungsgeschehen für einzelne Abtragsereignisse detaillierter nachvollzogen und der Schwebstoffeintrag in die Oberflächengewässer berechnet werden. Weil der Aufwand zur flächendeckenden Parametrisierung sehr hoch ist und die Anzahl der rechenbaren Rasterzellen beschränkt ist, sind ereignisbezogenen deterministischen Erosionsmodelle nur für kleine Raumausschnitte (Teileinzugsgebiete) ohne Generalisierungsverluste anwendbar. Die Ergebnisse können dann aber auf die entsprechenden, mit dem einfachen Verfahren ausgeschiedenen Gebiete übertragen werden.

2. Aufbau des empirischen Ausscheidungsverfahrens

Ziel des empirischen GIS-gestützten Ausscheidungsverfahrens der ersten Stufe ist es, mittels statistischer Beziehungen zwischen Witterungsgeschehen, geomorphologischen Merkmalen, Bodeneigenschaften sowie Landnutzung und Flurstruktur (Strassen, Hecken, Siedlung etc.) die Teileinzugsgebiete mit hohem Austragspotential auszuscheiden. Die statistischen Beziehungen können aus den langjährigen Schwebstoffmessungen der Gebietsausträge, den quantitativen Erosionskartierungen nach Schadensereignissen und den Messergebnissen von Sedimentfangkästen abgeleitet werden. Das Ausscheidungsverfahren basiert auf drei Schritten:

1. Schritt: Die Untersuchungsgebiete werden basierend auf einem digitalen Höhenmodell (an morphographisch wichtigen Stellen verbessertes Basismodell DHM 25 der Landestopographie) durch eine GIS-gestützte Einzugsgebietsanalyse (Kombination aus single und multiple flow Algorithmen) in Teileinzugsgebiete (zero order watersheds) aufgeteilt.
2. Schritt: Die Teileinzugsgebiete werden anhand der in Tab. 2 aufgeführten Schlüsselvariablen für die verschiedenen im Jahresgang wechselnden Landschaftszustände anhand ihres Abtragspotentials qualitativ reklassifiziert. Berücksichtigt werden die im Jahresgang statischen Variablen: Grösse des Einzugsgebietes, Reliefpotential (Anzahl und Länge der Tiefenlinien, Hangneigung), Leitlinien für Oberflächenabfluss (Dichte des Wegnetzes, versiegelte Flächen), Hindernisse für Oberflächenabfluss (Hecken, Grünstreifen, Ackerrandfurchen) und die dynamischen Variablen: Ackernutzung (Anteil Ackerfläche mit geringer Bedeckung etc.), Bodenfeuchte und Bodenaggregatstabilität.
3. Schritt: Aus der Retentionsleistung der Uferbereiche (Kartierung nach F. REHM & D. SCHAUB 1995, Bestimmung der Retentionsfähigkeit mit Feldexperimenten) wird der Anbindungsgrad der Teileinzugsgebiete an das Gewässernetz und somit das Austragspotential der Teileinzugsgebiete qualitativ bestimmt.

Durch die Fokussierung auf die Feststoffbilanz können später auch Aussagen über den Austrag von umweltwirksamen Stoffe erstellt werden, die bevorzugt in partikulärer Form verlagert werden (z.B. Phosphor und organischer Kohlenstoff). Zudem soll das Ausscheidungsverfahren durch den Einbezug von flächendeckend erhältlichen offiziellen Daten in der Umweltplanung (topische bis chorische Dimension), z.B. als Entscheidungshilfe für die Anlage von Extensivierungsflächen (ökologische Ausgleichsflächen) und als Massnahmen für den Boden- und Gewässerschutz, verwendet werden können.

Tab. 2: Arbeitsabläufe und Schlüsselgrößen zur Ausscheidung von sedimentliefernden Teileinzugsgebieten beim einfachen empirischen Ausscheidungsverfahren,

Key variable	Change in time of year	Key properties	Data sources
--------------	------------------------	----------------	--------------

Step 1: Split up the research area (first order watershed) into zero order watersheds

subbasins	negligible	size and length	improved digital elevation model (DHM 25 from the Federal Office of Topography 1: 25'000), field mapping
-----------	------------	-----------------	--

Step 2: Analysis and reclassification of the subbasins based on their ability to produce or to retent sediment fluxes.

a. relief	negligible	slope, length and number of flowlines, upslope area	digital elevation model, GIS-based relief analysis.
b. artificial flowlines	negligible	density of field-paths, paved roads and settlement	official VECTOR 25 from the Federal Office of Topography (1: 25'000, with 162 different classes of objects)
c. retention, barriers	negligible	length of hedges, vegetativ filter strips and bushes	official VECTOR 25 map
d. farming intensity	important	cover, land-use practise, area ratio between winter cereals and spring planted row crops	field mapping (four times a year), community statistics, VECTOR 25 map
e. soil moisture	important	saturated void space	relief analysis, land-use, soil map, rainfall (sum), field measure
f. aggregate stability	important	areas with low aggregated soils	land-use, land-use practices, rainfall (intensity), soil map

Step 3. Including the connection to the stream

riparon zone	negligible	river bank, vegetation	field mapping of riparon zone (F. REHM & D. SCHAUB 1995)
--------------	------------	------------------------	--

3. Nächste Schritte

Wie D. DRÄYER (1996) für einzelne Hangabschnitte im Tafeljura gezeigt hat, bringen deterministische Erosionsmodelle (PEPP und EROSION2D) ohne vorherige Anpassung an die naturräumlichen Gegebenheiten (z.B. exfiltrating subsurface flow im Tafeljura) nur ungenügende Resultate. Die für unsere Fragestellungen geeigneten physikalisch-deterministischen Modelle EROSION2D/3D (J. SCHMIDT ET AL. 1996), LISEM (A.J.P. DE ROO 1996) oder das analytisch-deterministische Modell AGNPSm (S. GRUNWALD 1997) müssen deshalb zuerst für die speziellen schweizerischen Verhältnisse (kleinparzellerte Flurstruktur, heterogene Naturraumausstattung) angepasst und kalibriert werden.

Zur ereignisbezogenen und flächenhaften Parametrisierung der Modelle wird das vorgestellte Ausscheidungsverfahren so erweitert, dass neben der Ausscheidung der feststoffliefernden Teileinzugsgebieten auch aus den berechneten Schlüsselgrößen die benötigten Eingangsparameter abgeleitet werden können (Abb. 1).

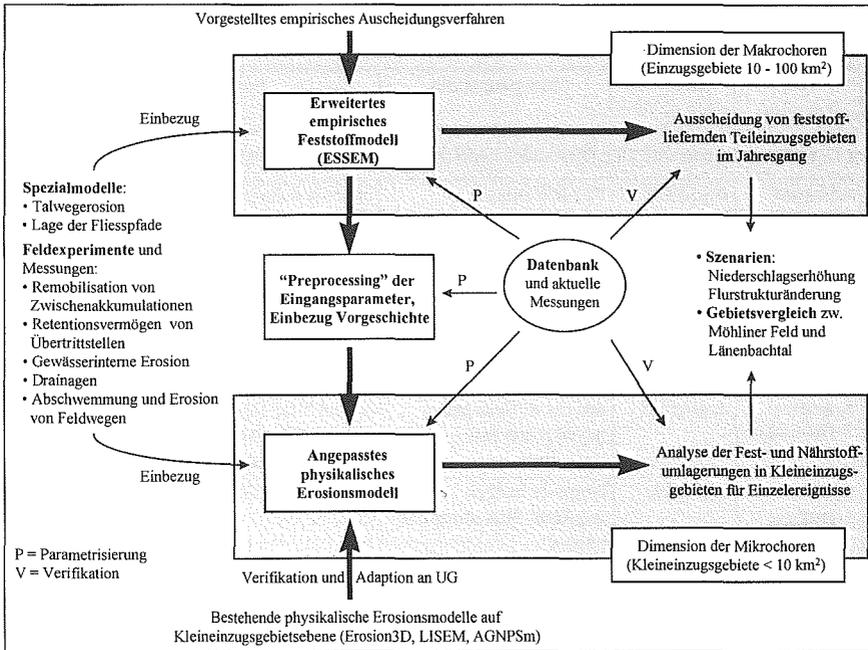


Abb. 1: Schematische Darstellung des zweistufigen (zeitlich und räumlich) Ansatzes zur Modellierung der Feststoffumlagerungen und Schwebstoffausträgen in chorischer Dimension.

4. Literatur

- CAMPBELL, I.A. (1985): The spatial area concept and its application to the problem of sediment source areas. In: El-Swaify, S.A.; Moldenhauer, W.C. & A. Lo (Eds.): Soil erosion and conservation, Soil Cons. Soc. Am., Ankeny, Iowa, p. 128 - 137.
- DE ROO, A.P.J.; WEESELING, V.G. & C.J. RITSEMA (1996): LISEM, a single event physically-based hydrologic and soil erosion model for drainage basins. I.: theory, input and output. Hydrological processes 10, s. 1107 - 1117.
- DRÄYER, D. (1996): GIS-gestützte Bodenerosionsmodellierung im Nordwestschweizerischen Tafeljura. Erosions-Schadenskartierungen und Modellergebnisse. Physiogeographica, Basler Beiträge zur Physiogeographie, Bd. 22, 234 p.
- GRUNWALD, S. (1997): GIS-gestützte Modellierung des Landschaftswasser- und Stoffhaushaltes mit dem Modell AGNPSm. Boden und Landschaft, Band 14, Justus-Liebig-Universität Giessen, 172 S.
- NOVOTNY, V. (1986): A review of hydrologic and water quality models used for simulation of agricultural pollutions. In: Giorgini, A. & F. Zingales (Eds.): Agricultural nonpoint source pollutions: Model selection and application. Developments in Environmental Modelling, 10, Elsevier, Amsterdam 1986, p. 9 - 35.
- REHM, F. & D. SCHAUB (1995): Die Wirksamkeit von Uferstreifen zur Verminderung diffuser Stoffeinträge. In: Regio Basiliensis, Basel, Bd. 37/3, p. 205 - 213.
- SCHAUB, D.; WÜTHRICH, C. & C. SEIBERTH (1997): Einfluss der Bodenerosion auf den Stoffhaushalt in unterschiedlichen schweizerischen Agrarlandschaften. In: Mitt. Dt. Bodk. Ges., 83, 463-466.
- SCHMIDT, J.; WERNER VON, M. & A. MICHAEL (1996): Erosion2D/3D, ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Sächsische Landesanst. f. Landw., Leipzig, Band I-III.

La protection des sols en Suisse: prévention, diagnostic et thérapie de la pollution

André Desaulles

Station fédérale en agroécologie et agriculture (FAL),
Institut de recherches en protection de l'environnement et en agriculture (IUL), Liebefeld,
3003 Berne

Version abrégée d'un exposé présenté à l'occasion des 100 ans de recherche agricole à Liebefeld, le 3 septembre 1997

Zusammenfassung

Zur Darstellung kommt, warum chemischer Bodenschutz auch in der Schweiz notwendig ist und wie er ansatzweise betrieben wird. Mit der Analogie zum Gesundheitswesen wird auf die Gefahr für den Bodenschutz hingewiesen, die Vorsorge auf Kosten von Diagnose und vor allem nachsorgende Therapie bzw. Sanierung zu vernachlässigen.

1. Introduction

L'impact de l'homme sur les sols est généralement plus grand qu'on ne le perçoit en réalité. Ainsi, la majeure partie du Plateau suisse, jadis recouverte de forêts de feuillus et de marais, a été convertie en terres agricoles et terrains de construction. Les forêts, elles aussi, ont connu de profondes transformations, parmi lesquelles la plantation de vastes étendues de résineux. Enfin, les alpages subissent également l'influence de l'homme et du bétail. Aujourd'hui, l'utilisation des sols en Suisse est répartie comme suit: terres agricoles et alpages 48 %, forêts 38 %, zones urbaines et trafic 7 % et enfin végétation dite non productive 7 % (OFS 1992). Plus de la moitié ont donc fait l'objet d'interventions anthropiques directes plus ou moins importantes, à la seule fin d'améliorer nos conditions de vie et notre confort. Ces améliorations foncières ont coûté globalement des milliards, voire des centaines de milliards de francs. Mais toute médaille a son revers: les effets de notre civilisation ne sont pas sans poser certains problèmes.

Dans sa campagne « Sols en péril », le WWF (1996) estime - sur la base de travaux du programme nationale de recherche n° 22 "Utilisation des sols" (HÄBERLI et al.1991) et de l'observation nationale des sols NABO (KELLER & DESAULES 1997) et autres sources - qu'actuellement 1'240'000 ha, soit 38 % des sols suisses, sont détruits, endommagés, voire sérieusement menacés. Les retombées anthropiques qui touchent même les sols les plus reculés, arrivent en tête des causes de contamination avec au moins 18 %, suivies des atteintes physiques et chimiques dues aux zones urbaines et au trafic avec 10 % et de l'agriculture intensive avec 7 %. La contamination est donc généralisée et touche sérieusement 25 % des sols.

Ce bilan est perçu et évalué de manière très différente selon les intérêts de chacun, des institutions et autres lobbies. Certains le refoulent ou font mine de l'ignorer, d'autres l'amplifient. Ainsi, une récente étude du canton de Soleure sur l'évaluation des risques de l'environnement met en évidence la nécessité de faire passer la protection des sols avant la protection des eaux et de l'air (AFU/SO 1996). Les dépenses réelles parlent un tout autre langage: un bilan pour 1992/93 révèle que la protection de l'air et celle des eaux ont coûté 38 et 46 fois plus que la protection des sols qui elle se chiffre à 37 millions de francs (OFS 1996). Quoi qu'il en soit, il semble que nous nous trouvions dans une phase transitoire et que l'amélioration foncière cède peu à peu le pas à la protection des sols. La réforme agraire en cours (PA 2002), basée sur le principe de la durabilité, peut être interprétée dans ce sens. Reste à savoir quels seront les effets bénéfiques réels de ces mesures pour les sols.

2. La pollution des sols

La nécessité de protection des sols contre les atteintes chimiques repose sur le fait écologique que le cycle biogéochimique véhicule également des polluants persistants et que c'est précisément dans le sol que leur temps de séjour est le plus long. Il y a donc menace réelle d'accumulation, d'inhibition de la fertilité des sols et de transfert dans la chaîne nutritive et dans les eaux souterraines. Les priorités et stratégies adoptées en matière de protection des sols dépendent du contexte et de la volonté politique fortement influencés par l'économie et la perception que l'on a du problème. Comme pour la santé publique, la protection des sols peut être divisée en mesures préventives, diagnostiques et curatives.

2.1 Prévention

Le concept législatif de la protection des sols contre les atteintes chimiques n'est que partiellement préventif. Il fixe des valeurs limites d'émission et d'immission (Opaire 1985, Osust 1986), mais aussi des valeurs indicatives des polluants dans le sol (Osol 1986). Vouloir établir une liste des milliers de substances potentiellement toxiques pour l'environnement relève de l'impossible, celles-ci étant souvent encore mal connues, voire inconnues. Il est néanmoins important de noter que les valeurs existantes sont en partie incohérentes et qu'elles ne tiennent pas encore compte des micropolluants organiques alors que ce sont précisément ces substances qui, de nos jours, sont le plus souvent libérées dans l'environnement.

L'exemple des boues d'épuration montre que, tout en respectant les valeurs limites et les charges maximales tolérées, des dépassements des valeurs indicatives peuvent être atteints en moins d'un siècle pour le cuivre et le plomb (KELLER & DESAULES 1997). La protection des sols telle que le prévoit la législation actuelle, n'est donc pas une protection durable, mais un compromis pragmatique. Une protection durable exigerait que les apports de substances n'entraînent pas une augmentation de la concentration des polluants dans les sols.

Une mesure prometteuse est l'instauration de la production intégrée et de la production biologique qui couvrent déjà environ les 2/3 de la surface agricole actuelle; un résultat dû principalement à l'attrait financier. En 1996, les paiements directs ont atteint plus d'un demi milliard de francs (OFA 1997). L'efficacité concrète de ces mesures pour réduire l'augmentation de la charge des polluants dans les sols devra être prouvée par le Réseau national d'observation des sols (NABO) et les réseaux cantonaux.

Mais la mesure la plus efficace à long terme est certainement l'information et surtout l'éducation. Le sol est toujours un grand inconnu, largement ignoré des programmes scolaires. Il incombe donc aux institutions publiques d'investir dans la vulgarisation et de mandater des professionnels chargés de sensibiliser la population à la problématique du sol.

2.2 Diagnostic

Il s'agit de l'évaluation de la charge en polluants par le biais de l'observation des sols réglementée dans l'Osol (1986, actuellement en révision). Il lui revient un rôle charnière entre les mesures préventives et curatives. D'un côté, les résultats du diagnostic servent à encourager et légitimer les mesures préventives et enfin, à évaluer leur impact. De l'autre, le diagnostic est à la base de toute thérapie ou mesure curative. L'observation nationale des sols (NABO) est un exercice pluridisciplinaire qui s'intègre dans l'observation nationale de l'environnement et dans les activités des cantons et des instituts de recherche (fig. 1). Le concept comprend plusieurs modules:

- Réseau d'observation des sols à long terme (monitoring direct): diagnostic et vérification dans le temps. Actuellement 105 sites sont en place et la troisième campagne d'échantillonnage est en cours avec une périodicité de 5 ans (OFEFP 1993)
- Etudes de contamination dans l'espace: diagnostic et vérification au niveau spatial. Trois études d'envergure nationale ont été publiées jusqu'ici (OFEFP 1992, STUDER et al. 1995, KELLER & DESAULES 1997).

- Enquêtes sur les flux de polluants (monitoring indirect): dépistage et prévisions. Evaluation périodique des apports de polluant par l'air et par l'agriculture pour tous les sites NABO (OFEFP 1993).
- Bases méthodiques: essais interlaboratoires p. ex. Cet essai auquel participent une quarantaine de laboratoires a lieu depuis 1989 déjà et sert à la comparabilité des analyses dans le cadre de l'Osol (1986).
- Banque de données sur la contamination des sols en Suisse. Un projet courant a pour objectif d'intégrer également les analyses cantonales à une évaluation nationale.
- Information: publications et vulgarisation. En plus des rapports techniques et des publications scientifiques, une brochure de vulgarisation a été publiée en français, allemand et italien (FAC 1994).

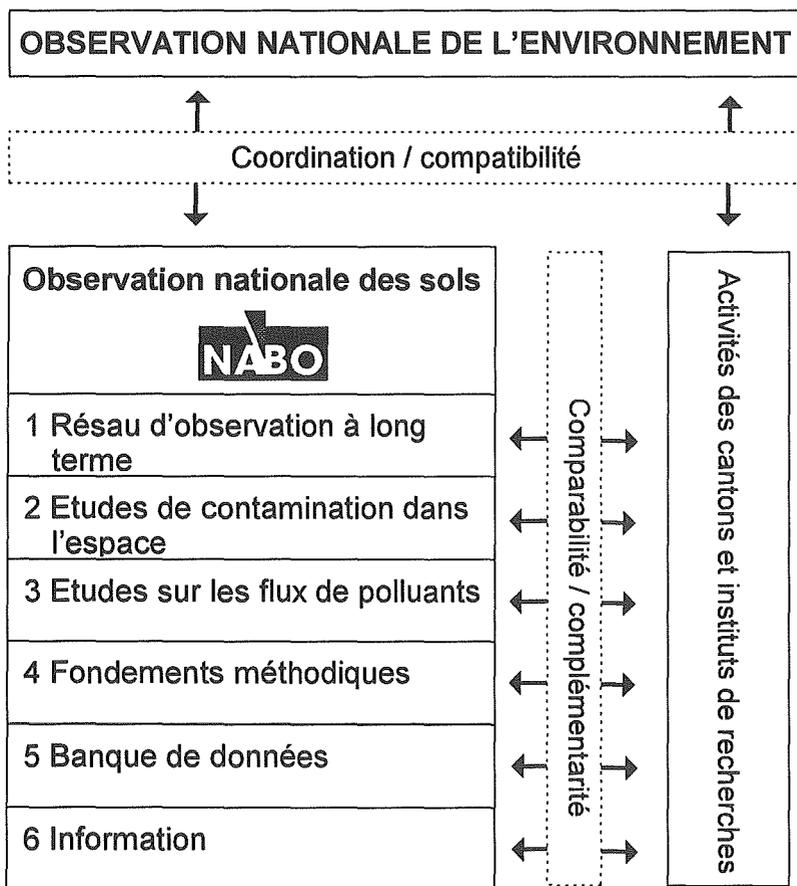


Figure 1: Concept d'observation nationale des sols

2.3 Thérapie

Actuellement, les milieux de la recherche et les médias s'y intéressent tout particulièrement. En 1996, parmi les thèmes consacrés à la protection des sols, c'est l'assainissement qui a été le plus souvent repris dans les médias (43 %) (DESAULES 1997). Et ceci pour une surface concernée d'environ 10'000 ha (0.3 % de la surface des sols suisses) selon l'OFEFP (LPE_{év} 1993). Les mesures curatives comprennent des mesures "dures" (excavation et lavages acides p. ex.) et "douces" (immobilisation et phytoremédiation p.ex.). Ces nouvelles techniques doivent encore faire leur preuve au niveau pratique.

De toutes les disciplines de la protection de l'environnement, les sols représentent le domaine le plus récent, doté des plus petits moyens et, en conséquence, le moins connu. Il est donc impératif de tirer profit des expériences et erreurs des disciplines voisines. Ainsi, il reste à espérer que l'évolution de la protection des sols ne suivra pas celle de la santé publique où la prévention est unanimement proclamée première priorité mais où les investissements majeurs concernent les mesures diagnostiques et surtout curatives. Si comme pour la santé publique, le diagnostic est déterminant pour engager la bonne thérapie, il ne s'agit pas uniquement de gagner la collaboration du patient, en l'occurrence le sol, mais bien plus difficile encore, celle de l'acteur qui est l'homme.

Bibliographie

- AFU/SO, 1996: Umwelt-Risiko-Bewertung für den Kanton Solothurn. Amt für Umweltschutz des Kantons Solothurn, 4509 Solothurn.
- DESAULES, A., 1997: La protection des sols dans les médias en 1996 - Avec rétrospective pour 1995. Station fédérale en agroécologie et agriculture - Institut de recherches en protection de l'environnement et en agriculture, Liebefeld; 3003 Berne. (Résumé en français).
- FAC, 1994: Le réseau national d'observation du sol - un instrument de protection du sol. Station fédérale de recherches en chimie agricole et sur l'hygiène de l'environnement, Liebefeld.
- HÄBERLI, R., LÜSCHER, C., PRAPLAN CHASTONAY, B. & WYSS, Ch., 1991: L'affaire sol. Georg éditeur, Genève.
- KELLER, Th. & DESAULES, A., 1997: Flächenbezogene Bodenbelastung mit Schwermetallen durch Klärschlamm. Les cahiers de la FAL 23. Station fédérale en agroécologie et agriculture - Institut de recherches en protection de l'environnement et en agriculture, Liebefeld; 3003 Berne. (Résumé en français).
- LPE_{év} 1993: Message relatif à une révision de la loi fédérale sur la protection de l'environnement (LPE) du 7 juin 1993. RS 93.053.
- OFA, 1997: Paiements directs versés à l'agriculture en 1996. Office fédéral de l'agriculture, 3003 Berne.
- OFEFP, 1992: Bodenverschmutzung durch den Strassen- und Schienenverkehr in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt Nr. 185. Office fédéral de l'environnement, de la forêt et du paysage, 3003 Berne. (Résumé en français).
- OFEFP, 1993: NABO - Réseau national d'observation des sols: Période d'observation 1985-1991. Cahier de l'environnement no 200. Office fédéral de l'environnement, de la forêt et du paysage, 3003 Berne.
- OFS, 1992: Statistique de la superficie 1979/85. Office fédéral de la statistique, 3003 Berne.
- OFS, 1996: Umweltausgaben und -investitionen in der Schweiz 1992/93. Raum, Landschaft und Umwelt Nr. 2. Office fédéral de la statistique, 3003 Berne.
- Opair, 1985: Ordonnance sur la protection de l'air du 16 décembre 1985. RS 814.318.142.1.
- Osol, 1986: Ordonnance sur les polluants du sol du 9 juin 1986, RS 814.12.
- Osubst, 1986: Ordonnance sur les substances dangereuses pour l'environnement du 9 juin 1986. RS 814.013.
- STUDER, K., GSPÖNER, R. & DESAULES, A., 1995: Evaluation de l'étendue au niveau spatial de la charge de cuivre de sols viticoles en Suisse. Les cahiers de la FAC 20. Station fédérale de recherches en chimie agricole et sur l'hygiène de l'environnement, Liebefeld. (Résumé en français).
- WWF, 1996: Die Gefährdung der Böden in der Schweiz. WWF Schweiz, 8010 Zürich. (Résumé en français).

Jahresbericht / Rapport d'activités 1997

Le rapport de cette année, le deuxième et dernier de mes deux ans à la présidence, sera divisé en deux. La première partie sera traditionnelle, avec le survol des activités de l'année écoulée. Dans la seconde, j'aimerais transmettre quelques réflexions plus personnelles suite à mes deux ans de présidence.

L'Assemblée 1997 a eu lieu à Soleure (13-14 mars), dans le superbe cadre de l'Ancien Hôpital des Bourgeois. Magnifiquement organisée par Franz Borer et son équipe, elle fut bien fréquentée, tant dans sa partie administrative que scientifique. Nous y avons inauguré le système des « Posters-spots », de manière à améliorer la présentation des posters. Cela fut très concluant et nous renouvellerons désormais ce principe. Avant l'assemblée, nous avons pu découvrir les traces de dinosaures de Lommiswil, avec le géologue cantonal. Un point important lors de cette assemblée a été la création du groupe de travail sur la Cartographie des sols, à l'initiative d'Albert Pazeller.

La deuxième activité principale fut l'excursion d'été, en Suisse centrale (29-30 août), où nous avons été très chaleureusement reçus. Merci infiniment à l'équipe de préparation, en particulier Mathias Ackermann et Mijo Jozic, coordinateurs de l'organisation. J'ai ressenti un réel plaisir, chez les organisateurs et les intervenants cantonaux, à accueillir, pour la première fois, la SSP en Suisse centrale. Une des meilleures preuves en est la présence en personne d'un membre du gouvernement uranais lors d'une demi-journée entière. Lors de cette excursion en Suisse centrale, j'ai en particulier et une nouvelle fois apprécié la diversité du programme, mettant bien en évidence les domaines variés qui font notre société.

La troisième activité fut, du point de vue de la Société de pédologie, moins réussie. Je veux parler de notre participation à l'Assemblée annuelle de l'ASSN/SANW à La Chaux-de-Fonds (8-10 octobre). Le comité avait décidé de ne pas y tenir une assemblée scientifique mais de mettre sur pied un Colloque en commun avec la Société d'agronomie et l'Association de phytosociologie. Si cette formule avait bien fonctionné à St-Gall, à La Chaux-de-Fonds, il n'y eut, sauf 2 ou 3 exceptions, que des représentants régionaux de la SSP, alors que les deux autres Sociétés avaient des membres de l'ensemble de la Suisse. Ceci a amené le comité à réfléchir sur notre future participation à ces assemblées de l'ASSN; un concept a été établi.

Parmi d'autres activités, j'aimerais aussi signaler que le comité est de plus en plus sollicité, de manière officielle, pour des prises de position en vue de modifications législatives. Les délais de réponse sont souvent très brefs. En commun avec le groupe Protection du sol, nous avons par exemple livré une réponse très détaillée au nouveau projet d'Ordonnance sur la protection du sol. Ces sollicitations en augmentation sont une des raisons de discuter sérieusement de l'adaptation de notre Société à la pédologie actuelle et à ses nouvelles contraintes.

Nous avons aussi régulièrement à répondre à des demandes de subventions financières pour des projets divers: aide pour des réunions scientifiques, soutien de projets d'aménagements régionaux, etc. Tout en comprenant les raisons de telles sollicitations, le Comité a défini une ligne de conduite assez stricte – et

généralement à réponse négative – face à ces demandes. J'oublie volontairement plusieurs autres domaines ou activités, parfois fort importants, mais je préfère garder un peu de temps pour une réflexion plus personnelle sur mes deux ans à la présidence. Ce ne sera pas un bilan au sens financier mais plutôt une suite de quelques remarques et réflexions.

L'aspect général qui m'a le plus marqué, je crois, durant mes deux ans de présidence, est la mise en route de plusieurs chantiers importants, consécutifs à des réflexions, des questions, des interpellations de personnes diverses, à l'intérieur ou à l'extérieur de la SSP. Par exemple: les réflexions sur l'avenir de la SSP, la Base de données pédologiques suisses, les idées importantes que nous avons émises vis-à-vis de nouvelles lois ou ordonnances en préparation, un début d'ouverture plus grande vers les médias, etc.

Toutes ces initiatives, ces défis importants pour l'avenir et qu'il s'agira d'assumer, de suivre et de concrétiser, ont été rendues possibles par la bonne ambiance, les excellentes relations personnelles qui ont régné au sein du comité, mais aussi dans l'ensemble de la Société. Si la base (vous et nous) tient bon, il est possible de lancer des défis peut-être plus importants qu'à l'habitude. Je crois que c'est une nécessité absolue, tant la Science du sol a évolué ces dernières années, dans ses aspects fondamentaux et appliqués. Quel est le rôle du président dans ce contexte? Je crois que le président est essentiel à deux choses:

- D'abord, créer le climat, l'atmosphère de travail et de discussion, permettre à chacun de s'exprimer. Merci à mes amis du comité d'avoir bien compris ceci, par vos interventions aussi nombreuses qu'intéressantes.
- Ensuite, le président est aussi là pour canaliser les énergies, les répartir judicieusement, éventuellement sentir les limites à ne pas dépasser lors d'une remise en question trop forte de certains acquis ou de certaines habitudes. Là aussi, je crois que le comité a parfaitement joué le jeu.

Dans cette volonté de changement « dans certaines limites », il m'apparaît qu'une de nos activités joue un rôle essentiel, je veux parler des excursions annuelles. Je crois que c'est là que bat réellement le coeur de la SSP; c'est là que se mêlent et se croisent au mieux les diverses facettes de notre Société. Dans les réflexions sur l'avenir de la SSP, les excursions et ce qu'elles représentent devront occuper une place de choix.

J'ai eu une seule véritable déception dans ces deux ans de présidence, c'est de n'avoir pas su mieux se faire interpénétrer les diverses régions linguistiques de la Suisse. C'était une de mes ambitions, et je n'ai pas réussi. Pourtant, ce ne sont pas les contacts personnels qui ont manqué! Mais, quand je constate que nous ne sommes que deux Romands à l'excursion en Suisse centrale et qu'il n'y a que deux Alémaniques à La Chaux-de-Fonds, je me pose réellement des questions. La SSP/BGS n'existerait tout simplement plus si les uns et les autres ne traversons pas la Sarine. L'attraction centrifuge des sociétés de pédologie des pays voisins est très forte. Il faudra penser à ce point aussi lors des réflexions sur l'avenir de la Société.

Neuchâtel, le 27.4.1998

Signé: Prof. J.-M. Gobat, président sortant

Berichte der Arbeitsgruppen

Arbeitsgruppe „Bodenklassifikation und Nomenklatur“

Tätigkeitsbericht 1997/98

Im vergangenen Jahr hat sich die Gruppe in die FAO-Klassifikation eingearbeitet. Es wurden vier Sitzungen abgehalten, an welchen jeweils ca. 10 Personen teilgenommen haben. Gegenwärtig werden die in der Schweiz häufig vorkommenden Böden nach der FAO-Klassifikation beschrieben. In einem späteren Zeitpunkt sollen die Ergebnisse den BGS-Mitgliedern zugänglich gemacht werden (evtl. im BGS-Bulletin).

In der neuen Fassung der „World Reference Base for Soil Resources (WRB)“ sollen Stagnosole nicht mehr vorhanden sein. Dank der Einarbeitung in die FAO-Klassifikation waren wir in der Lage, eine Stellungnahme zu dieser Änderung abzugeben. Wir haben zusammen mit der „Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG)“ darauf aufmerksam gemacht, dass mit der Abschaffung der Stagnosole die in Europa häufig vorkommenden staunassen Böden mit der WRB nicht klassiert werden können.

Der durch die Arbeitsgruppe erarbeitete Schlüssel zur Klassifikation der Bodentypen der Schweiz liegt nun auch in französischer Fassung vor.

Zürich, 11. März 1998

Jiri Presler

Jahresbericht 1997 der Arbeitsgruppe Lysimeter der BGS

Unsere jährliche Arbeitsgruppensitzung fand am 4. Oktober 1997 in Burgdorf statt. Unser Dank geht an Herrn Peter Kaufmann, Dozent an der ISB, für die Organisation am Tagungsort und das Gastrecht an der Ingenieurschule Burgdorf. Am Nachmittag erklärte uns Herr Beat Petri von der ISB die Gründach-Versuchsanlage und präsentierte einige Versuchsergebnisse.

Einige von der Arbeitsgruppe Lysimeter behandelte Themen:

Stand der Auswertung der Sickerwasseranalysen

35 Sickerwasserproben aus Lysimetern wurden im Winter 96/97 analysiert und die Ergebnisse von Hr. Jakob Nievergelt in Tabellen und Graphikform zusammengestellt und präsentiert. Ich bedanke mich im Namen der Arbeitsgruppe für diese grosse Zusatzarbeit. Um weitere Ergebnisse zu erzielen werden 1998 die Sickerwassermengen der verschiedenen Lysimeter aus dem Untersuchungszeitraum zusammengetragen.

Mitarbeit der AGr Lysimeter an der Jahrestagung der BGS vom 12. und 13. März 1998 an der ETH Zürich

Am Nachmittag des 12. März organisiert das ITÖ zusammen mit der FA WSL eine Besichtigung der Lysimeteranlage in Birmensdorf. Am 13. März findet die Wissenschaftliche Tagung zum Thema "Stofftransport" statt. Darin eingeschlossen ist ein Symposium der Arbeitsgruppe Lysimeter mit drei Vorträgen. An dieser Stelle möchte sich unsere Arbeitsgruppe bei Herrn Prof. Hans Sticher vom ITÖ und beim Vorstand der BGS für das Einbringen der Lysimeterthematik in das Thema Stofftransport recht herzlich bedanken.

Sitzung 1998

Die nächste Sitzung findet voraussichtlich am 30. Oktober 1998 statt. Als mögliche Sitzungsorte werden Novartis (Neue Lysimeteranlage) in Stein am Rhein, und die Abt. Hydrologie des GIETHZ (Standort Datenbank Lysimeter) vorgeschlagen.

Zürich, den 23. Januar 1998

Jakob Brändli

Plattform Bodenschutz

Jahresbericht 1997/98

Aufgrund des letzten Jahresberichts dieser Gruppe hätte man annehmen können, dass es sich nur noch um ein bis zwei Sitzungen handeln würde, bis die beiden Ziele:

1. das "Konzept physikalischer Bodenschutz" zu bereinigen und
2. einen Text für die Vernehmlassung der neuen VBBo zu formulieren, erreicht wären.

Das Zusammenführen, die Abstimmung und die nochmalige Diskussion der verschiedenen Textvorlagen zum "Konzept physikalischer Bodenschutz" in einer sehr aktiven und diskussionsfreudigen Gruppe bedeutete aber eine gewaltige Mehrarbeit. Für den grossen substantiellen Input sei allen Mitgliedern, vor allem aber Silvia Tobias, auch für die grosse Ausdauer, ganz herzlich gedankt.

Genau so aufwendig wurde es, eine Einigung bezüglich der physikalischen Kriterien im Sinne von Richtwerten zu finden, welche den noch tolerierbaren Bodenzustand charakterisieren. Dank der kritischen und unermüdlichen Zusammenarbeit aller Beteiligten, konnten wir uns zu einer von allen getragenen Formulierung der kritischen Bodenparameter durchringen. Sogar Rainer Schulin hat uns aus Australien Unterstützung durchgemailt.

Leider konnte ich bei der abschliessenden Sitzung wegen eines akuten Rückenleidens nicht mehr dabei sein. Franz Borer ist für mich eingesprungen und hat vor allem den ganzen Text für die Vernehmlassung ausformuliert und nach einer Blitzvernehmlassung unter den Plattformteilnehmern aktualisiert. Ihm möchte ich meinen ganz persönlichen Dank aussprechen.

Münchenbuchsee, 27.02.98

sig. Urs Vökt

Jahresbericht 1997/98 der Arbeitsgruppe Bodenkartierung

1. Übersicht

Die Arbeitsgruppe hat sich im ersten Jahr ihres Bestehens formiert und ihre Aufgabe angepackt. Die Aufgabe hiess, sich für die Kontinuität der Bodenkartierung in der Schweiz einzusetzen und die Übergabe der Geschäfte an ein zukünftiges Institut für Bodenkartierung vorzubereiten. Nach dem Elan der Gründung kam für uns eine Zeit intensiver Arbeit, die uns mit der ersten Plenarsitzung in Bern im Juli einen kleinen Erfolg brachte. Es ist uns gelungen, Vertreter von BUWAL, BLW und der landwirtschaftlichen Forschung an einen Tisch zu bringen und das Problem ausführlich darzustellen.

In der Zeit vom Herbst bis Winter entstand eine Pause, denn die Feldarbeiten und die angespannte wirtschaftliche Lage erforderten von vielen, Ihre Kräfte auf den Gang ihrer eigenen Geschäfte zu richten. Im neuen Jahr werden wir die Verhältnisse konsolidieren und mit Effizienz weiter arbeiten.

Mein Dank geht an alle Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter für Ihren unermüdlichen Einsatz für unsere Sache. Dieser Einsatz war stets ehrenamtlich. Ein Dank auch an alle Gäste und Partner, die mit ihrer Erfahrung in unzähligen Diskussionen zur Meinungsbildung beigetragen haben.

Ich sehe die Gruppe in diesem Jahr weiterschreiten. Unser Ziel ist, in einem Jahr ein Grundlagenpapier zur Situation der Bodenkartierung in der Schweiz mit konkreten Vorschlägen für ein neues Institut vorzulegen. Die Kontinuität in der Bodenkartierung ist wichtig, und das muss allen entscheidenden Stellen bewusst werden. Es geht um die Erhaltung des fachlichen Wissens und der Grundlagendaten, die Weiterentwicklung der Methoden und die Qualitätssicherung. Bodenkartierung bleibt ein Thema!

2. Geschäfte

Es haben sieben Sitzungen (siehe Agenda) und unzählige informelle Besprechungen stattgefunden. Am 15. Juli hat sich die Arbeitsgruppe am Geographischen Institut in Bern zu einer ersten Plenarsitzung zusammengefunden. Diese Sitzung stand allen BGS-Mitgliedern offen, eingeladene Gäste von BUWAL (J-P. Clément), Landeshydrologie und -geologie (P. Heitzmann), BLW (H.J. Lehmann), LBL (E. Waldmeier) und FAL (K. Peyer) referierten über ihre Vorstellungen bzw. über das Weiterführen der Kartiertradition in der Schweiz. Es konnte so das Problem auf breiter Basis diskutiert und nach Lösungen gesucht werden. Es liegt ein Protokoll vor, das unter der Leitung von W. Rohr von allen Referenten gegengelesen und bestätigt wurde. Wir haben somit ein fundiertes Arbeitspapier.

Unsere Mitglieder haben unser Anliegen an verschiedenen Veranstaltungen vertreten und in ihren Fachorganisationen und Instituten darauf aufmerksam gemacht.

Um die Effizienz der Arbeit zu steigern, sind zur Zeit Bestrebungen im Gang, eine Sekretariatsstelle für die laufenden Geschäfte einzurichten.

2.1 Gruppe Bedarfsnachweis

Die Bodenkartierung hängt grundsätzlich vom Bedarf der Kantone (bzw. deren Fachstellen) an weiteren Kartierungen ab. Die Projektgruppe Bedarfsnachweis hat deshalb unter der Leitung von M. Knecht eine Umfrage unter den Kantonen geplant und einen entsprechenden Fragebogen ausgearbeitet. Die Ziele dieser Umfrage sind eine Marktanalyse bei potentiellen Anwendern von Bodendaten und -karten sowie deren Vorstellungen zu einer künftigen Koordinationsstelle. Die Auswertung des Fragebogens dient dem Konzept für eine solche Stelle.

Der Fragebogen wird nach einer letzten Ergänzung und Überarbeitung dem Plenum zur Stellungnahme vorgelegt.

2.2 Gruppe Kontakte

Die Gruppe hat mit verschiedenen Personen und Institutionen Kontakt aufgenommen (siehe Agenda) und das Problem eingehend diskutiert. Als vorläufiges Ergebnis konnte erreicht werden, dass die Diskussion in alle wichtigen Institutionen und in die Firmen getragen wurde.

3. Struktur

3.1 Leitungsgruppe

Angesichts der Grösse der Arbeitsgruppe hat sich relativ schnell ein inoffizieller Kern gebildet, der die laufenden Geschäfte bewältigt. Dieses Engagement stellt für alle eine zusätzliche und erhebliche Arbeitsbelastung dar, da viele Arbeiten unter einem gewissen Zeitdruck geleistet werden. Damit ist zugleich auch eine Grenze gezeigt, als dieses Engagement nicht auf unbeschränkte Zeit weitergeführt werden kann.

Aus dem obengenannten Grunde sind zur Zeit Bemühungen im Gange, für eine gewisse Zeit eine Person zur Führung eines Sekretariates für die laufende Geschäftstätigkeit anzustellen. Es wurde uns zwar bereits eine finanzielle Unterstützung zugesichert, doch müssen noch verschiedene organisatorische Fragen klären.

Die Leitungsgruppe bilden gegenwärtig M. Knecht, W. Rohr, A. Ruedf und A. Pazeller. Wer sich berufen fühlt, darf gerne Aufgaben übernehmen!

Anm: eine Diskussion der offiziellen Organisationsstruktur ist für den 12. März vorgesehen.

3.2 Mitglieder

Die Arbeitsgruppe zählt zur Zeit 22 Mitglieder, wovon über die Hälfte in der Privatwirtschaft ist sind. Für diese ist die Frage der Bodenkartierung auch von wirtschaftlicher Bedeutung. Entsprechend kam von dieser Seite auch am meisten Interesse und Engagement.

4. Fazit

Das wichtigste Ergebnis des ersten Geschäftsjahres: Das Problem wurde an den massgebenden Stellen bewusst gemacht und die Diskussion in Gang gebracht.

In einer Zeit der Redimensionierung der staatlichen Institutionen und der Privatisierung wird ein künftiges Institut mit einer wesentlichen Beteiligung der Privatwirtschaft zu gründen und zu tragen sein. Die Ideen und Vorschläge reichen dabei von einer Firma bis zu einem Verein oder einer Genossenschaft, die allen Interessierten, also auch den Auftraggebern, offenstände. Ein einfaches Delegieren des Problems an den Staat wird also heute kaum noch in Frage kommen.

Eines ist klar: ein Weiterbestehen der Bodenkartierung ist in jedem Fall nur möglich, wenn auch die nötigen Aufträge vorhanden sind. Den Nachweis der Notwendigkeit von Bodeninformationen wollen wir in diesem Jahr in Form eines Grundlagenberichtes erbringen.

Zürich, 9. März 1998, Adalbert Pazeller

DOKUMENT BGS - HINWEISE FÜR AUTOREN

1. Allgemeines, Schriftgrösse, Papier

Alle Beiträge sind als **druckfertige Vorlagen** abzuliefern. Sie werden direkt ab diesen Vorlagen reproduziert und dabei **von A4 auf A5 verkleinert**. Bei der Wahl der Schriftgrösse ist auf diesen Umstand Rücksicht zu nehmen: **in der Vorlage sollten Grossbuchstaben nur ausnahmsweise kleiner als 2,5 mm, nie aber kleiner als 1,5 mm sein.**

Für die Vorlagen ist **ausschliesslich weisses Papier** zu verwenden.

2. Umfang der Arbeit

Texte zu Referaten: Maximal 6 Seiten; in begründeten Ausnahmefällen maximal 8 Seiten.

Texte zu Postern: Maximal 4 Seiten.

Aus drucktechnischen Gründen ist eine **gerade Seitenzahl** erwünscht.

3. Satzspiegel, Schriftbild, Zeilenabstand

Satzspiegel, Seitenränder (Format A4): oben: 2,5 cm;
 unten: 2 cm;
 links und rechts: 2 cm.

Der innerhalb dieses Rahmens liegende Platz soll voll ausgenützt werden.

Zeilenabstand: 1.

Schrifttyp: PC: Courier IBM 12, Helvetica 12 oder ähnlich;
 Schreibmaschine: Letter Gothic 12 oder ähnlich.

Bitte Schrift nicht mit Raster unterlegen!

4. Tabellen

- Kleinere Tabellen im Hochformat.
- Grössere Tabellen im Querformat.
- Extrem grosse Tabellen ausnahmsweise auf 2 Seiten aufteilen; linke Hälfte: gerade Seitenzahl; rechte Hälfte: ungerade Seitenzahl.
- Schriftgrösse: Gleich wie im Text, siehe unter 1.
- Die Titel zu den Tabellen stehen **über** den Tabellen. Enthält der Text mehrere Tabellen, sind diese fortlaufend zu numerieren.

5. Abbildungen

Die Abbildungen (Figuren) sind dort, wo sie im Druck erscheinen sollten, in den Text zu integrieren.

Bei der Wahl von Schriftdicke und Schriftgrösse ist der Verkleinerung beim Druck Rechnung zu tragen. Schriftgrösse: Gleich wie im Text, siehe unter 1.

Die Titel zu den Abbildungen stehen **unter** den Abbildungen.

Raster: Bei Graphiken bitte möglichst grobe, unterschiedliche Raster verwenden. Zu feine Raster erscheinen im Druck häufig entweder schwarz oder weiss.

Fotos: Nur in Ausnahmefällen und nach Rücksprache mit dem Redaktor.

Hinweise für Autoren, Fortsetzung

6. Zusammenfassung

Bei deutschen Texten ist eine französische, bei französischen Texten eine deutsche Zusammenfassung erforderlich.
Eine englische Zusammenfassung ist wünschenswert.

7. Literatur

Im Text: ... (AUTOR(EN), Jahrzahl) ...

Im Verzeichnis: alphabetisch aufführen

Beispiel:

SOLDATINI, G.F., RIFFALDI, R., and LEVI-MENZI, R., 1976: Pb Adsorption by soils. Water, Air and Soil Pollution 6, 111-118.

8. Gestaltung der ersten Seite

siehe Abbildung

Titel der Arbeit (fett oder GROSSBUCH-
STABEN, nicht unterstrichen)

AUTOR(EN)
Institut, Forschungsanstalt, Adresse

1. Kapitel (nicht unterstrichen)

1.1. Unterkapitel (nicht unterstrichen)

Textbeginn ...

Auf der ersten Seite, am unteren
Seitenrand, muss für die Fussleiste,
welche von der Redaktion eingefügt wird,
2 cm Platz frei bleiben. Bitte keine
Linien anbringen.

