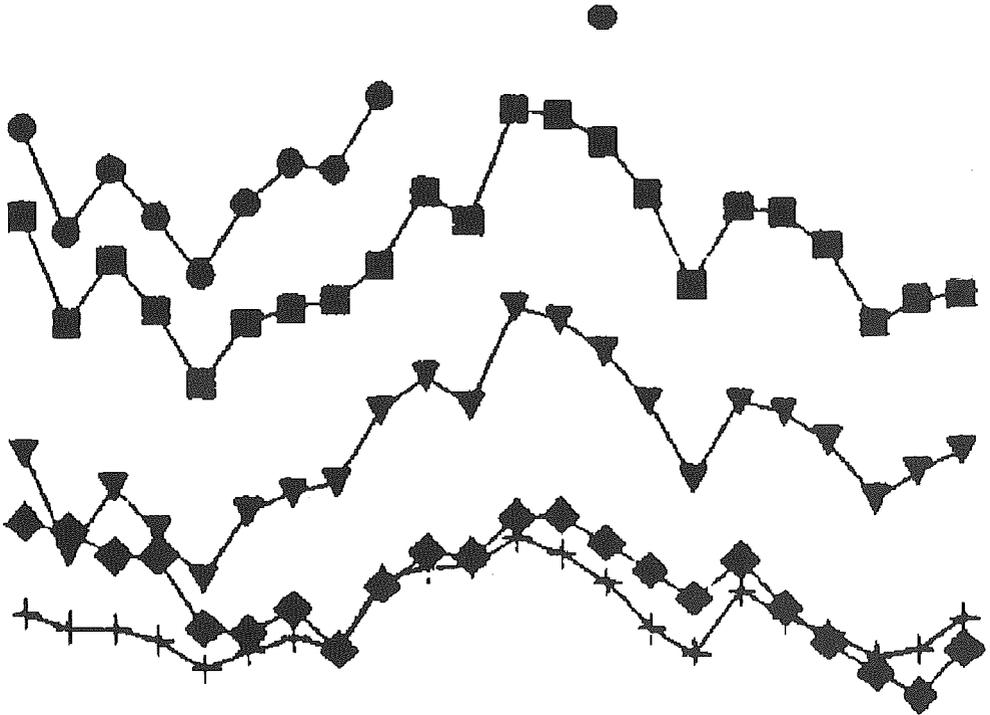
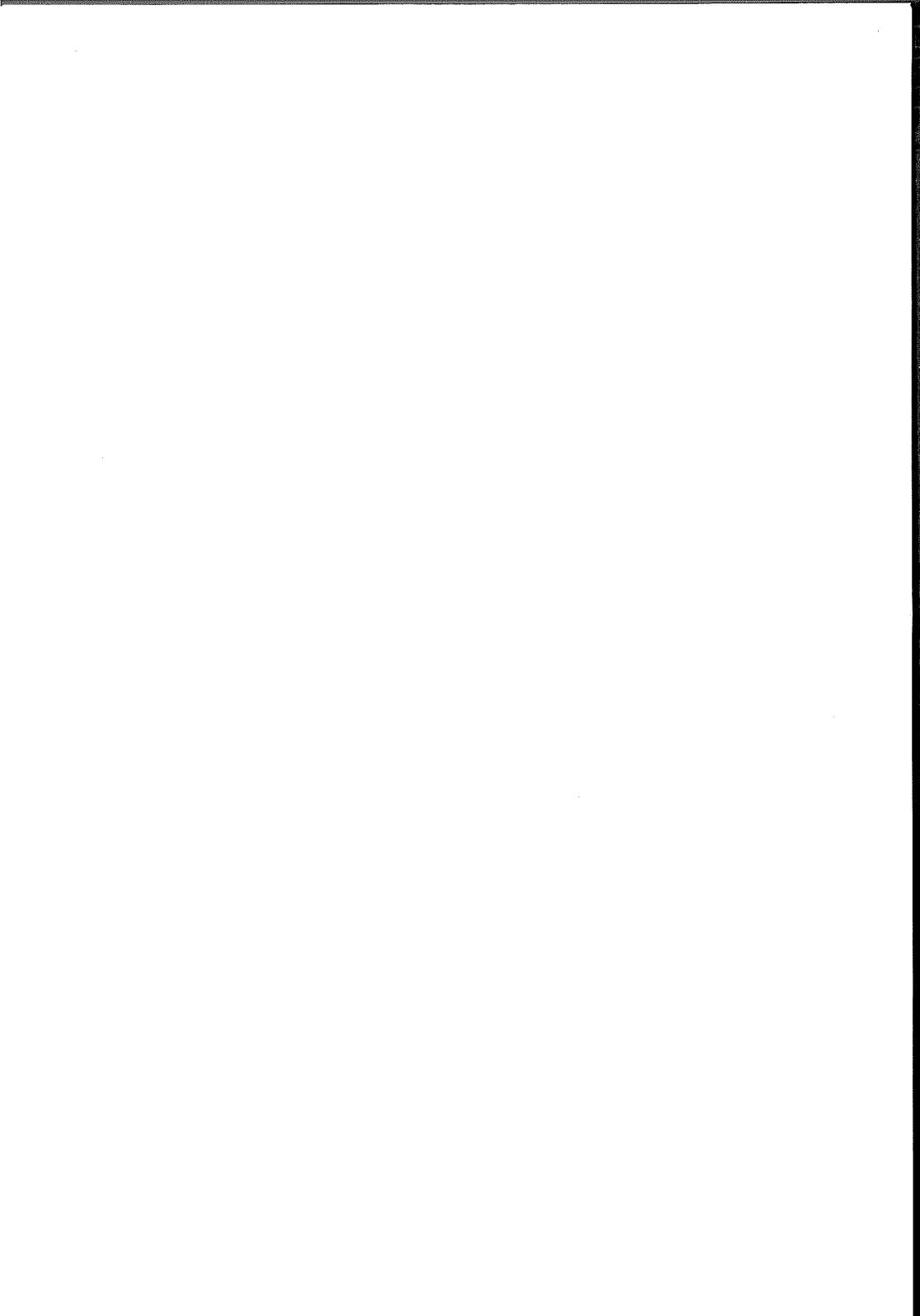


AKTUELLE BODENFORSCHUNG IN DER SCHWEIZ II

2. Symposium der BGS
anlässlich der Jahresversammlung
der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften
vom 7. Oktober 1994 in Aarau





**BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ
SOCIETE SUISSE DE PEDOLOGIE**

DOKUMENT 6

AKTUELLE BODENFORSCHUNG IN DER SCHWEIZ II

**2. Symposium der BGS
anlässlich der Jahresversammlung
der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften
vom 7. Oktober 1994 in Aarau**

ISBN 3 260 05379 4

**Juris Druck und Verlag
Dietikon 1995**

DOKUMENTE

1 Kiesabbau und Landwirtschaft (1984)	ISBN 3 260 05048 5
2 Beurteilung und Schutz der Böden (1985)	ISBN 3 260 05096 5
3 Bodenschädigung durch den Menschen (1986)	ISBN 3 260 05146 5
4 Lysimeterdaten von schweizerischen Messstationen (1989)	ISBN 3 260 05232 1
5 Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz (1994)	ISBN 3 260 05365 4
6 Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz II (1995)	ISBN 3 260 05379 4

Une version en langue française des documents 1 et 2 est à disposition.

Alle Hefte sind zu beziehen bei:

**Dokumentationsstelle BGS
Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale
Länggasse 79
3052 Zollikofen**

**Service des documents SSP
Centrale des moyens d'enseignement agricole
Länggasse 79
3052 Zollikofen**

Tel. 031 / 911 06 68

Titelbild: M. Müller, SIL Zollikofen

ISBN 3 260 05379 4

Copyright: 1995 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz

AKTUELLE BODENFORSCHUNG IN DER SCHWEIZ; Kurzfassungen der Referate und Poster des 2. BGS-Symposiums vom 7. Oktober 1994

Vorwort	5
M. BALMER, B. KULLI, G. GEIGER, B. LOTHENBACH und R. KREBS Der Einfluss von NTA auf die Schwermetallaufnahme durch Pflanzen im Rahmen der sanften Bodensanierung	7
L.D. BIRCH, G. GEIGER, H. BRANDL, G. FURRER, and R. SCHULIN The Influence of Heavy Metals on the Microbial Decompo- sition of Organic Substances	13
T. BÜRGI Dynamik des Bodenwassers - Feldeinsatz von Tensiometern und TDR-Sonden	19
P. COULLERY Interactions sol-plante des métaux lourds Cd, Cu, Ni, Pb et Zn en systèmes cultivés	25
R. DALLA PIAZZA Transfert des éléments traces en solution au cours de l'altération: exemple du Cr dans un sol brun acide (Lutry, Suisse)	31
P. GERMANN Quantitative Charakterisierung von Makroporenflüssen	39
D. LORIERI, and H. ELSENBEER Modeling the Stormflow Chemistry of South Creek, NE Queensland	45
A. MDAGHRI ALAOUI Modélisation de l'écoulement rapide de l'eau dans une colonne de sol par une approche macroscopique	51
D. RIESEN Verteilung von Latexpartikeln nach einer Infiltration in einen ungesättigten, strukturierten Boden	57
B. VON STEIGER, R. WEBSTER, and R. SCHULIN Disjunctive Kriging as a Tool for Mapping Soil Pollution by Heavy Metals	63
J. HOSANG Das Verhalten von Nitrat in einem heterogenen Ackerboden im Winter	69

Vorwort

Mit dem BGS-DOKUMENT/DOCUMENT-SSP 6 werden unseren Mitgliedern die Kurzfassungen von Postern und Vorträgen vorgelegt, welche am 2. BGS-Symposium über

Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz

im Rahmen der 174. Jahresversammlung der *Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften, SANW*, am 7. Oktober 1994 in Aarau zu sehen und zu hören waren. Es ist die Absicht dieser Publikation, rasch auf laufende Projekte im weiten Bereich der bodenkundlichen Forschung in der Schweiz aufmerksam zu machen. Umfassende Manuskripte müssen demnach den entsprechenden Fachzeitschriften eingereicht werden. An dieser Stelle sei das EUROPEAN JOURNAL OF SOIL SCIENCE, die Zeitschrift der kürzlich gegründeten EUROPEAN SOIL SCIENCE SOCIETY, zur Publikation Ihrer Fachbeiträge besonders empfohlen.

Der im BGS-DOKUMENT 5 vorgestellte Jahresablauf der BGS-Aktivitäten scheint sich allmählich einzuspielen. An der Frühjahrstagung in Bieberist zum Thema *Bodenleben* und an der von F. BORER und seinen Mitarbeitern organisierten *Exkursion über Belastete Böden* nahmen insgesamt 120 Mitglieder teil. Diese stolze Beteiligung entsprach etwa einem Drittel der gesamten Gesellschaft. In Aarau wurden insgesamt 22 Beiträge vorgestellt. Die den ganzen Tag andauernden angeregten Diskussionen unter den mehrheitlich jungen Forscherinnen und Forschern zeigte, dass auch diese Aktivität der BGS einem Bedürfnis einer Mitgliedergruppe entspricht, die allerdings noch zuwachsen darf.

Dem öfter ausgedrückten Wunsch, unsere Tätigkeiten und Fähigkeiten in verwandten Gesellschaften zum Ausdruck zu bringen, kann an der nächsten Jahrestagung der SANW vom 6.-9. September 1995 in St.Gallen entsprochen werden. Die BGS wird dort gemeinsam mit der neulich gegründeten *Schweizerischen Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* ein Symposium zum Thema *Vorgänge in der Rhizosphäre* durchführen. Interessentinnen und Interessenten können sich mit unserem Vizepräsidenten, J.-M. GOBAT, Institut de Botanique, Université, Chantemerle 22, 2007 Neuchâtel, in Verbindung setzen. Dazu wird auch unsere doch bereits bewährte Veranstaltung über *Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz* zum dritten Mal durchgeführt.

Den Autoren und vor allem unserem Redaktor MORITZ MÜLLER danke für das Zustandekommen dieses BGS DOKUMENT / DOCUMENT SSP 6.

Bolligen, den 21. Oktober 1994

Peter Germann

**DIE NÄCHSTE SANW-TAGUNG FINDET STATT VOM
6. BIS 9. SEPTEMBER IN ST. GALLEN**

Der Einfluss von NTA auf die Schwermetallaufnahme durch Pflanzen im Rahmen der sanften Bodensanierung

Marianne Balmer, Beatrice Kulli, Gabriella Geiger, Barbara Lothenbach, Rolf Krebs*
 Institut für terrestrische Ökologie, ETHZ, Schlieren, *FAC Liebefeld

Résumé

L'influence du complexant organique NTA (nitrilotriacetate) sur le prélèvement en métaux lourds par du raygrass et des laitues a été étudié lors d'expériences en laboratoire. Nous avons constaté que le NTA mobilise les métaux lourds et provoque une augmentation de la teneur en cuivre et en zinc dans les plantes. Nous avons également observé une diminution des métaux solubles et du NTA, vraisemblablement en conséquence de la dégradation microbologique du NTA. Des améliorations sont nécessaires avant de passer à des expériences sur le terrain, comme par exemple l'optimisation du choix des plantes ou du complexant.

Problemstellung

Im Rahmen der sanften Bodensanierung werden Versuche gemacht, um den Einsatz von Pflanzen zur in-situ-Dekontamination schwermetallbelasteter Böden zu testen.

Es ist bekannt, dass organische Komplexbildner die Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen steigern. Im hier beschriebenen Versuch ging es darum herauszufinden, ob der Komplexbildner NTA (Nitrilotriacetat) eine erhöhte Schwermetallaufnahme durch Pflanzen bewirkt und ob diese Eigenschaft im Rahmen der sanften Bodensanierung von Nutzen sein könnte.

Gefässversuche

Es wurden im Gewächshaus Gefässversuche mit **Lattich** (*lactuca sativa*) und **Raygras** (*lolium perenne*) gemacht, zwei Arten, die schon oft bei Gefässversuchen eingesetzt worden waren. Der verwendete Boden stammte aus einem stark schwermetallbelasteten Untersuchungsgebiet in Domach.

Bodendaten:	kalkhaltige Fluvisole	pH: 7.2
	Totalgehalte	Cu: 540 ppm, Zn: 700 ppm

Eine Woche nach der Aussaat begann die Zugabe von NTA. Zu je vier Töpfen à 7.5 kg Boden (Trockengewicht) mit Raygras und Lattich wurden folgende NTA-Mengen zugegeben:

- Referenz keine Zugabe von NTA
- NTA+ 10mmol NTA pro Monat (2x)
- NTA++ 10mmol NTA pro Woche (7x)
- NTA+++ 100mmol NTA pro Woche (2x)

Nach zwei Monaten wurden die Pflanzen geerntet.

Konzentrationen an Zink und Kupfer in den oberirdischen Pflanzenteilen

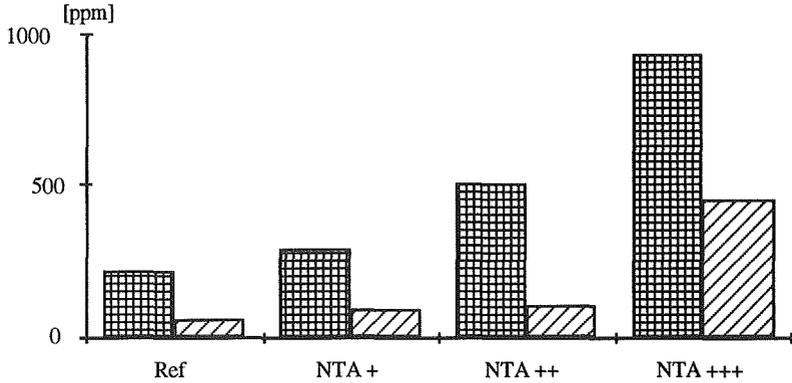


Abb. 1: Zinkkonzentrationen in Lattich und Raygras.

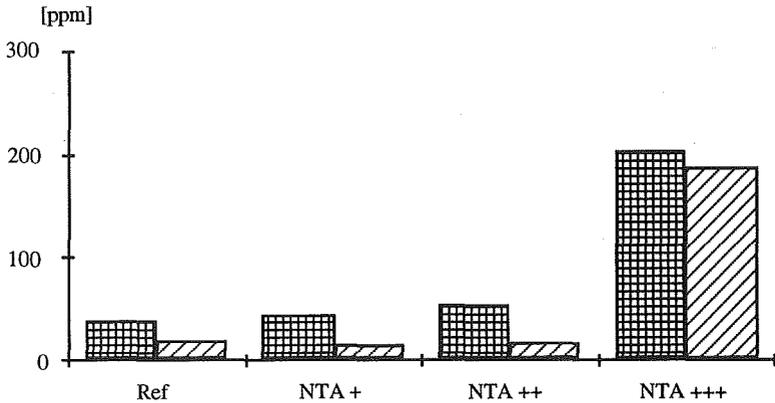


Abb. 2: Kupferkonzentrationen in Lattich und Raygras



Total einem Topf entzogene Schwermetallmengen

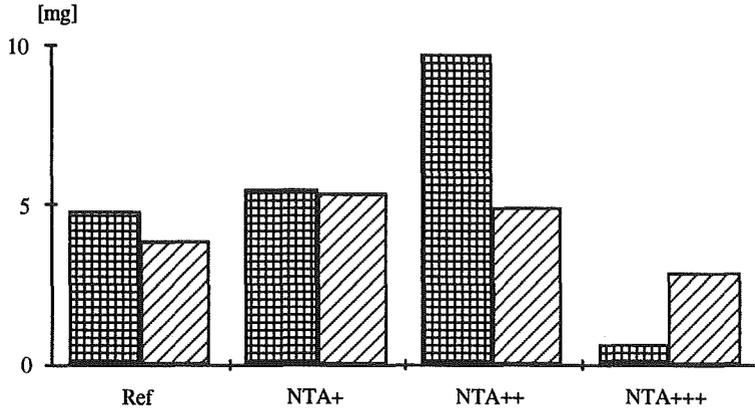


Abb. 3: Total durch die Pflanzen entzogene Zinkmenge

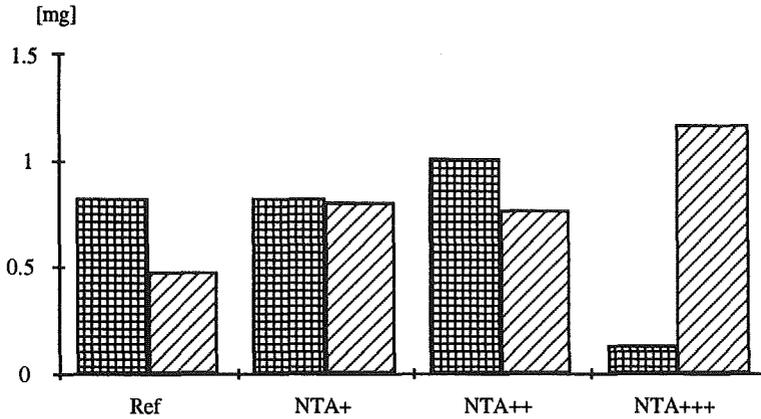
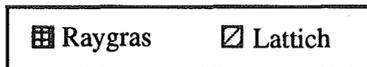


Abb. 4: Total durch die Pflanzen entzogene Kupfermenge



Versuch zur Zeitabhängigkeit

In einem weiteren Versuch wurde der zeitliche Verlauf der NTA-Konzentration und der löslichen Schwermetalle untersucht. Die zugegebene NTA-Dosis entsprach der Kategorie NTA+.

Um den Einfluss der Pflanzen zu berücksichtigen wurde je ein Topf mit beziehungsweise ohne Raygras beprobt. Die Messungen wurden in Abständen von einigen Tagen vorgenommen.

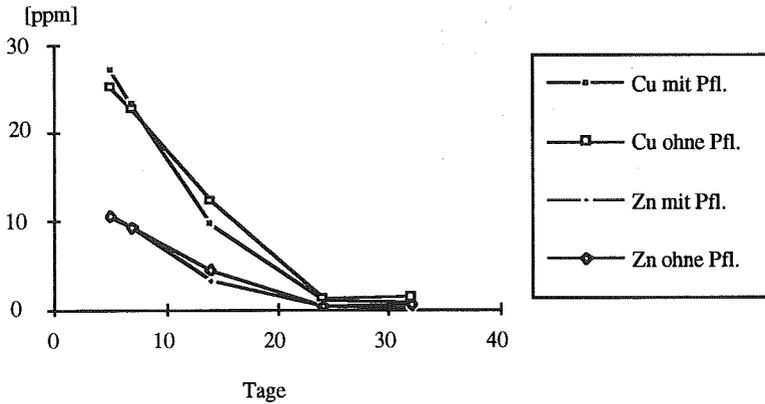


Abb. 5: Abnahme des löslichen Zink- und Kupfergehaltes im Boden

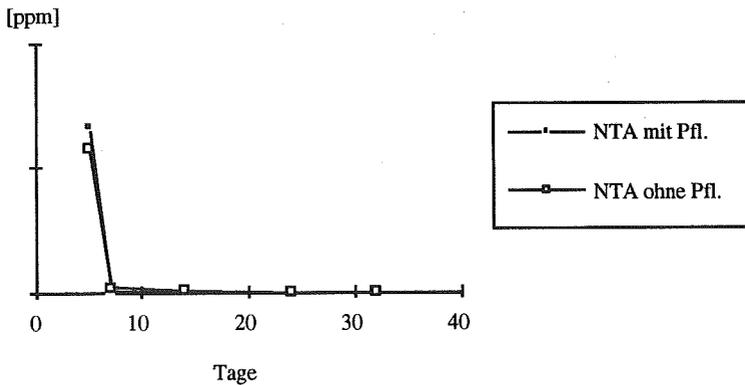


Abb. 6: Abnahme des NTA-Gehaltes im Boden

Resultate

- Obwohl NTA in Säureform zugegeben wurde, sank der **pH** nicht ab.
- Die **Totalgehalte** an Zink und Kupfer in den Töpfen veränderten sich nicht wesentlich.
- Der Gehalt an **löslichen Schwermetallen** nahm mit steigender NTA-Zugabe zu.
- Auch die **Schwermetallkonzentrationen** in den Pflanzen nahmen mit steigender NTA-Zugabe zu.
- Der **Ertrag** der Gefässversuche nahm mit steigender NTA-Zugabe nur leicht ab. Eine Ausnahme bildet die Kategorie NTA+++, bei welcher das Wachstum stark gehemmt war. Deshalb war dort die total dem Boden **entzogene Schwermetallmenge** trotz der hohen Konzentration geringer als bei den übrigen Töpfen.
- Der Zusammenhang von Kupfer- und Zinkgehalten der Pflanzen zeigt, dass das **Verhältnis zwischen Kupfer und Zink** in den Pflanzen sich mit zunehmender Schwermetallkonzentration auf die Seite des Kupfers verschiebt.
- Die NTA-Konzentration im Versuch zur Zeitabhängigkeit sank innerhalb der ersten Tage schnell ab. Die Abnahme der löslichen Schwermetalle war im Vergleich dazu etwas verzögert.

Interpretation

Wir vermuten, dass die Abnahme der NTA-Konzentration mit der Zeit auf mikrobiologischen Abbau zurückzuführen ist.

Die Korrelation zwischen NTA-Zugabe und den Schwermetallgehalten der Pflanzen deutet darauf hin, dass NTA für die erhöhte Schwermetallaufnahme verantwortlich war. Auch die Verschiebung des Verhältnisses zwischen Kupfer und Zink in Richtung des Kupfers bei grosser NTA-Zugabe bekräftigt diese Annahme, da die Komplexbildungskonstante NTA-Kupfer grösser ist als diejenige zwischen NTA und Zink.

Bedeutung für die praktische Anwendung

Eine direkte Übertragung dieses Versuchs auf Feldbedingungen ist nicht möglich. Für eine praktische Anwendung im Rahmen der sanften Bodensanierung müsste das Verfahren optimiert und im Feld getestet werden.

Verbesserungen könnten durch Zucht von schwermetallresistenten oder hyperakkumulierenden Pflanzen und durch Optimierung des Komplexbildners erzielt werden.

THE INFLUENCE OF HEAVY METALS ON THE MICROBIAL DECOMPOSITION OF ORGANIC SUBSTANCES.

L.D. BIRCH¹ and G. GEIGER², H. BRANDL¹, G. FURRER², and R. SCHULIN²

1) Institute of Plantbiology, Department of Microbiology, Zollikerstrasse 107, CH-8008 Zürich,

2) Institute of Terrestrial Ecology, Department of Soil Protection, Grabenstrasse 3, CH-8952 Schlieren

Introduction

Soil pollution by heavy metals is one of the most serious environmental problems at present. Heavy metals which are introduced from above-ground sources tend to accumulate in the topsoil where the biological activity is concentrated. In many locations (such as landfill sites or areas of intense agriculture), concentrations of Cu and Zn have already reached levels at which the capability of soil organisms to degrade organic substances and thereby recycle nutrient elements, is reduced and thus soil fertility is threatened (Fig. 1).

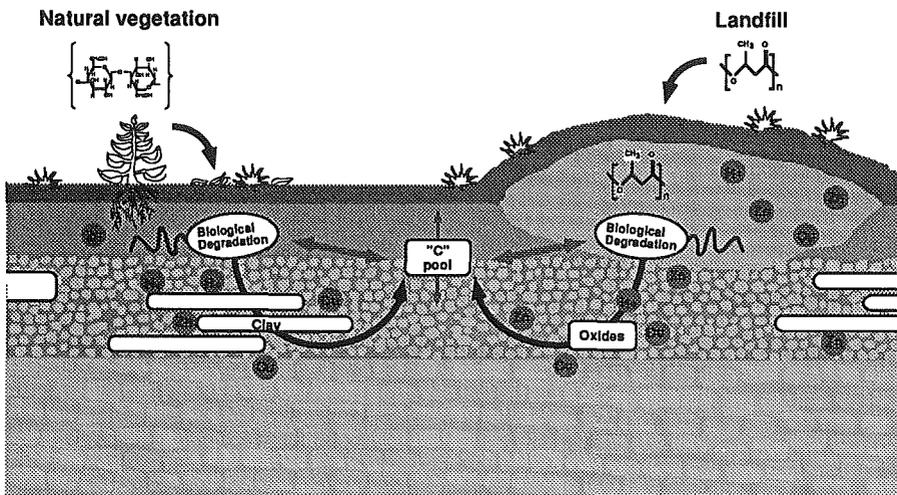


Figure 1.

The objective of this project is to identify the mechanisms by which heavy metals interfere with the decomposition of organic polymers found in soil. The influence of external parameters such as pH, the presence of clay and/or organic matter are of particular interest.

Approach

Soils are complex natural ecosystems where it is difficult to carry out controlled experiments. In order to solve this problem a model soil system in which most parameters can be determined was utilised. The model system consists of:

- organic substrate: two organic polymers have been chosen, cellulose and poly(3)hydroxybutyric acid. Cellulose enters soil through the decay of natural vegetation. PHB enters soil through its decay in landfill sites.
- nutrient salt solution with reduced phosphate and trace element concentrations to decrease the risk of metal precipitation and more closely mimic metal concentrations in soil
- soil microbes: *Acidovorax delafieldii* which degrades PHB and *Cellvibrio mixtus subsp. mixtus* which degrades cellulose
- heavy metals: the chosen heavy metals for this project, Cu, Zn are both essential micronutrients and at the same time of environmental concern as soil pollutants. The metals were given as chlorides to ensure the maximum bioavailability.
- exoenzymes: esterases and cellulases
- a solid mineral matrix: clay minerals and ferric oxides act as adsorption surfaces for extracellular enzymes and greatly influence enzyme activity

Cellulose

Cellulose is the major carbohydrate synthesized by plants (1.3×10^9 t/y, Ebert, 1993). The degradation of cellulosic biomass therefore represents an important part of the carbon cycle within the biosphere. Cellulose is a simple polymer, but it forms insoluble, crystalline microfibrils, which are highly resistant to enzymatic hydrolysis. All organisms known to degrade cellulose efficiently produce a battery of enzymes with different specificities, which act together in synergism.

PHB

Poly(3)hydroxybutyrate is a polyester produced and degraded by microorganisms. It is stored as crystalline granules within the microbial cell, once extracted the granules can be treated to form a thermoplastic polymer with similar handling properties to hydrocarbon based plastics. A copolymer of 78% (3)hydroxybutyrate and 22% (3)hydroxyvalerate is commercially available as a "biodegradable plastic" under the tradename *Biopol* (ICI Ltd., England). When one considers that a considerable proportion of domestic waste consists of plastics and elevated concentrations of heavy metals, it is important to understand the influence metals have on the enzymatic hydrolysis of PHB products.

Experiments

Both bacteria were investigated in batch cultures with various added concentrations of copper and zinc chlorides and the organic polymers as the sole carbon sources. pH, optical density, monomer concentrations, cell counts and oxygen consumption were the parameters used to follow decomposition of the polymers. Figs. 2-4 illustrate the effects of Cu on the oxygen consumption (electrolytically measured by means of a Sapromat) of pure and mixed microbial cultures. All experiments were carried out at 20°C using the modified nutrient medium (reduced phosphate and trace element concentrations). The computer model "Microql" was used to calculate the actual metal activities in the chosen medium.

Results

A) Pure cultures

Both bacteria exhibit an extended lag phase presumably due to the extra time needed to adapt to copper (Figs. 2 and 3). The growth rate in the exponential phase is unaffected at all copper concentrations but the final level of oxygen consumption in the stationary phase is reduced. Other parameters such as protein, pH and monomer content of the cultures also show the same affect with the heavy metals (extended lag phase, reduced stationary phase levels - results not shown).

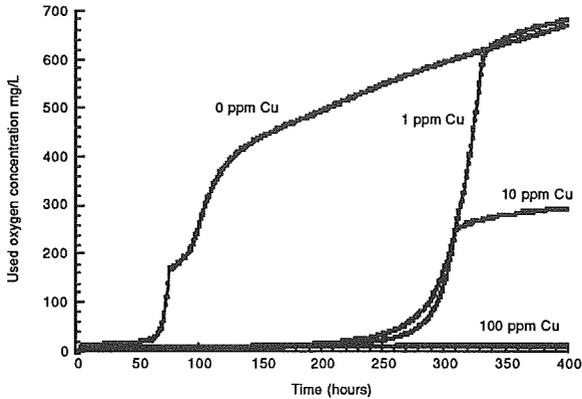


Figure 2. Amount of oxygen used by cultures of *Cellvibrio mixtus subsp. mixtus* growing with cellulose as their sole source of carbon and with various Cu concentrations. The decomposition of cellulose is completely prevented at concentrations of 100ppm Cu whereas PHB decomposition appears to be less affected (see below).

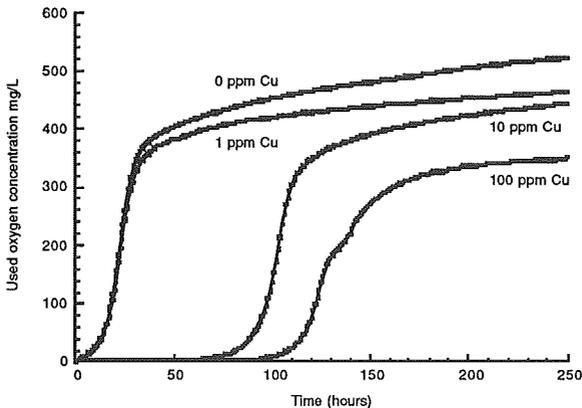


Figure 3. Amount of oxygen used by cultures of *Acidovorax delafieldii* growing with PHB as their sole source of carbon and with various Cu concentrations.

B) Soil

In these experiments heavily contaminated soil (HNO_3 extract: Cu: 525 ppm, Zn: 690 ppm, after dilution approx 1ppm was present in the experimental system) was used as the inoculum. The oxygen consumption of the indigenous microbial population was observed with cellulose as an additional C source. The experiments (Fig. 4), illustrate the decreased toxic effect of Cu in the presence of soil and mixed microbial cultures and emphasise the need to create an appropriate model system to investigate metal toxicity.

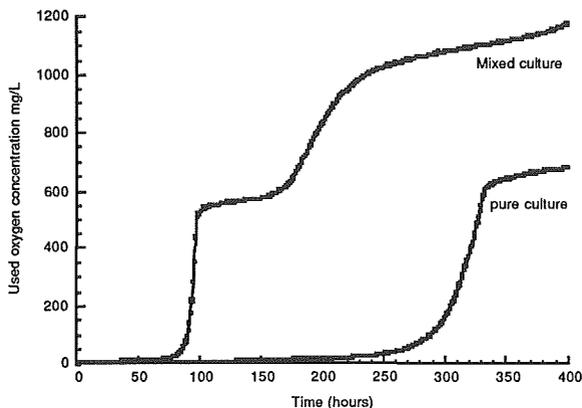


Figure 4. Amount of oxygen used by microorganisms present in a contaminated soil compared with a pure culture, both with cellulose and approx 1ppm Cu.

pH was also seen as an important variable especially in the case of PHB where decomposition produces hydroxy butyric acid, so decreasing the pH during growth. Differences in the initial pH's of the cultures after addition of the metal solutions were observed to be in the order of 0.5 pH units (Fig. 5.). The role of the pH changes in relation to the toxic effects remains to be investigated.

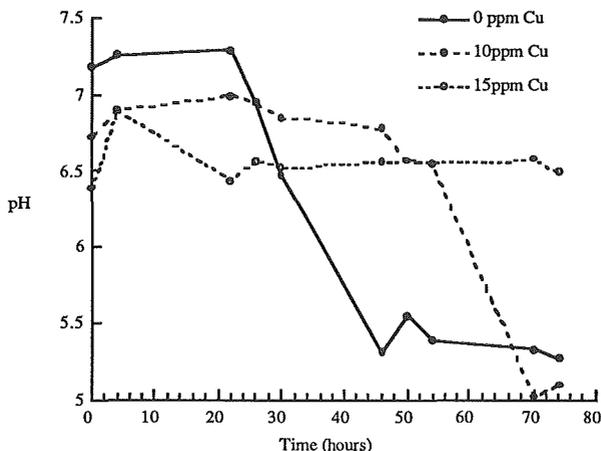


Figure 5. pH changes during the decomposition of PHB, in cultures with various concentrations of Cu. The sensitivity of *Acidovorax delafieldii* growth to pH changes is not known.

Conclusions

- Although pure cultures have been used the initial results indicate that the cultures chosen are a good representation of what happens in a mixed soil culture.
- Cu and Zn cause an inhibition of growth/degradation processes which is manifested as an extended lag phase and a reduced final level of stationary phase O₂ consumption. The actual growth rate does not appear to be affected by the presence of either Cu and Zn.
- The decrease in the final level of stationary phase O₂ consumption is an additional effect of Cu concentration other than the extended lag phase which has been observed for other bacteria. It is an indication that the decomposition of the polymers is influenced by at least one other variable other than Cu concentration. Further studies will concentrate on examining or eliminating the influence of pH.

References

- POOLE, R.K. and GADD, G.M. 1989: Metal-Microbe Interactions. Special Publications of the Society for General Microbiology. Volume 26.
- EBERT, G. 1993: Biopolymere. Teubner, Stuttgart.

Dynamik des Bodenwassers - Feldeinsatz von Tensiometern und TDR-Sonden

Therese Bürgi, Wegmühlegässli 32, 3072 Ostermundigen

Résumé

Le sol joue un rôle important, aussi bien dans le calcul du bilan hydrique que dans les phénomènes se produisant sur les versants d'un bassin (comme par exemple les glissements de terrain). L'humidité du sol et la pression dans le sol sont alors des paramètres qu'il est important de mesurer. On donc a testé, du 6.9.93 au 14.11.93, les aptitudes à l'utilisation sur le terrain d'un enregistreur de données (Datalogger), relié à des tensiomètres et des sondes TDR (Time Domain Reflectometry). Les sondes, installées dans deux fosses, étaient interrogées toutes les 10 minutes par le Datalogger. L'expérience a donné entière satisfaction. Les diagrammes chronologiques des moyennes journalières de la teneur en eau, comme aussi ceux de la pression dans le sol sont très bien corrélés avec les précipitations. L'analyse de plusieurs essais d'arrosage montre une très rapide réponse de toutes les sondes. La vitesse d'écoulement a varié, durant ces essais, entre 0.04 et 1.6 cm/min. L'écoulement latéral a été mis en évidence au moyen de lignes équipotentielles.

Einleitung

Sowohl bei Bilanzierungen des Wasserhaushaltes wie auch bei Hangprozessen (Rutschungen, Solifluktion usw.) spielt der Boden eine grosse Rolle. Innerhalb der Wasserbilanz beeinflusst er im wesentlichen die Speichergrössen, welche meist nur ungenau bekannt sind. Er reguliert über die Prozesse Infiltration und Retention die Abflüsse in den Oberflächengewässern. Gefüge, Textur, Bodenmächtigkeit, Vegetation und Hangneigung beeinflussen dabei im wesentlichen die Fliessbewegungen und damit verbunden die Aufenthaltszeit des Wassers im Boden. Ebenso sind die Prozesse am Hang sehr eng mit dem Boden gekoppelt. Als wichtigste Parameter sind hier die Hangneigung, der Bodenwassergehalt und die Körnung zu nennen. Sie bestimmen die Stabilität bzw. die Instabilität eines Hanges.

Wichtige Grössen bei der Untersuchung der Bodenwasserdynamik sind daher die Bodenfeuchte und die Wasserspannung. Diese können mit der Time Domain Reflectometry Methode (TDR) und mit Tensiometern erfasst werden.

Die Arbeit hatte drei Ziele:

1. Können Bodenfeuchte und Wasserspannung im Feld digital erfasst werden?
2. Wie gross ist die Fliessgeschwindigkeit des Bodenwassers?
3. Kann Lateralfloss nachgewiesen werden?

Methoden

An einem bewusst klein gewählten Hangausschnitt von 1 m x 3.5 m und einer Hangneigung von ca. 30° wurden seitlich zwei Profile ausgehoben; das obere 80 cm, das untere 120 cm tief. Beide Profile waren sehr skeletthaltig. Es handelte sich um eine saure Braunerde (pH 4.5 bis 5) mit einem mittleren Porenvolumen von 64 %.

Zum Einsatz kamen 13 Tensiometer, mit einem Honeywell Micro Switch Drucksensor versehen, 13 TDR-Sonden (je fünf in der oberen und 8 in der unteren Profilwand). Da die Messungen des Wassergehaltes mittels TDR-Sonden stark Temperatur abhängig ist (ROTH et al., 1990), wurde in der unteren Grube eine TDR-Sonde mit integrierter Temperatursonde eingebaut. Alle Sonden wurden im Dauerbetrieb alle zehn Minuten von einem Datalogger abgefragt. An fünf Daten wurde zusätzlich während einer Stunde mit unterschiedlichen Intensitäten beregnet. Die Messperiode dauerte vom 6.9.93 bis 14.11.93

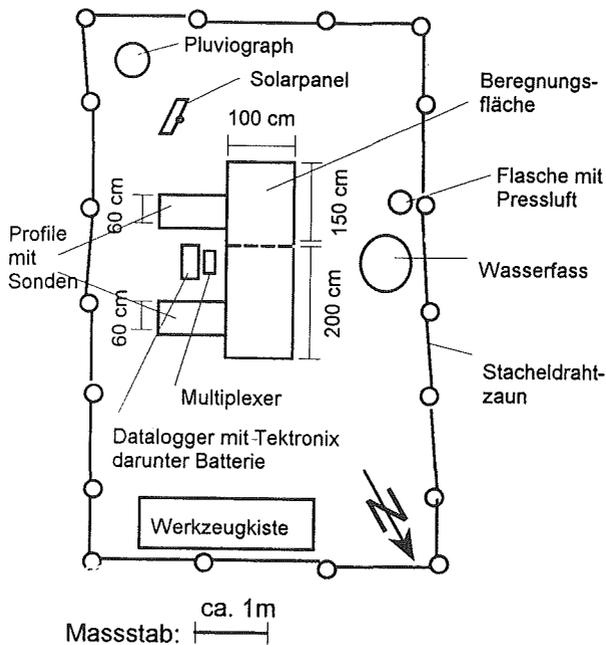


Abb. 1: Situationsplan der Messeinrichtungen im Feld

Resultate

Im allgemeinen lieferten die eingesetzten Geräte sehr zufriedenstellende Daten. Einige Probleme tauchten bei der Wassergehaltmessung auf. Der Stromverbrauch für die TDR-Messungen ist derart hoch, dass es trotz Solarpanel zu Strommängeln und damit zu verschiedenen Messunterbrüchen kam. Die Hauptursache, welche zu den tiefen Spannungen führte, lag bei der Lufttemperatur. Sie sank zeitweise unter den Gefrierpunkt.

a) Messreihen

In Abb.2 sind die Tagesgänge von Niederschlag, Matrixpotential und Wassergehalt während der Zeitspanne vom 6.9.93 bis 30.9.93 dargestellt. Es sind die Tagessummen der Niederschläge und die Tagesmittel des Matrixpotentials und des Wassergehaltes aufgezeichnet. Die Abbildung zeigt, dass sowohl die Tensiometer wie auch die TDR-Sonden deutlich auf die Niederschlagsereignisse ansprechen, wobei die TDR-Sonden etwas verzögert und in abgedämpfter Form reagieren.

Niederschlag, Matrixpotential und Wassergehalt

September 1993

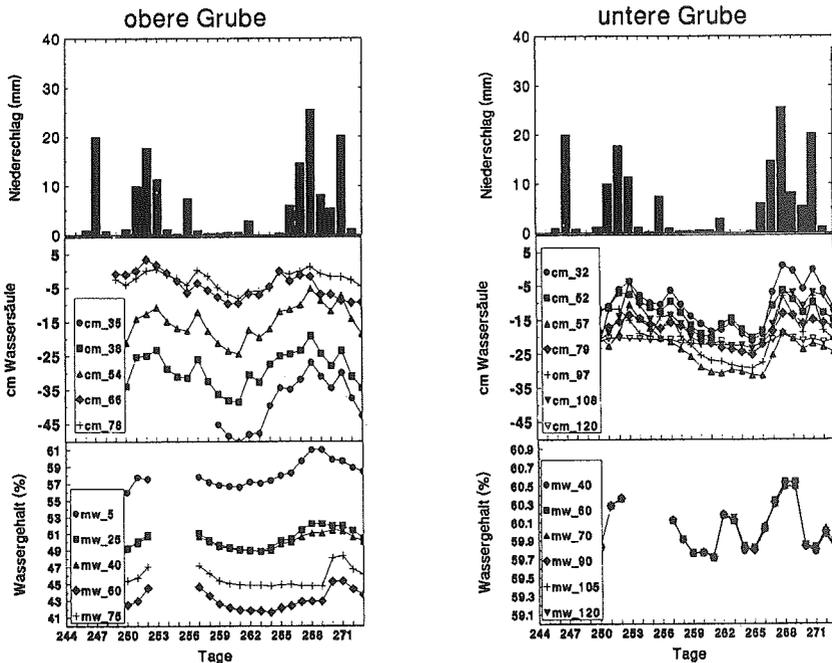


Abb. 2: Darstellung von Niederschlag, Matrixpotential und Wassergehalt für die Zeitspanne vom 6.9.93 bis 30.9.93.

b) Gesamtpotentiale

"Mit der Isobarendarstellung kann der Verlauf des Gesamtpotentials über die Tiefe eines Bodenprofils und über die Zeit aufgezeigt werden. Zusätzlich können zwei verschiedene Standorte miteinander verglichen werden" (BÜRGLI,1993:64). Abb. 3 zeigt, dass sich die beiden Gruben deutlich von einander unterscheiden. In der oberen Grube verlaufen die Isobaren eher vertikal, in der unteren zeigen sie einen horizontalen Verlauf. D.h., dass in der oberen Grube die Bodenfeuchte mit zunehmender Tiefe weniger variiert, also über mehrere Tiefenstufen mehr oder weniger gleich bleibt. Der Boden ist gleichförmig, das Wasser kann vertikal gut versickern. Der Verlauf der Isolinen in der unteren Grube deutet auf eine geschichtete Bodenstruktur hin. Die vertikale Versickerung wird hier durch wechselnde Bodenstruktur gehemmt.

Verlauf der Isobaren im September 1993

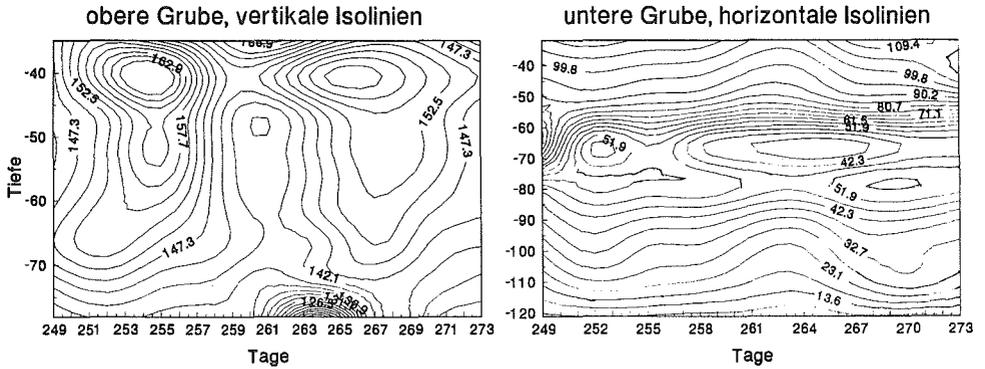


Abb. 3: Darstellung des Gesamtpotentials vom 6.9.93 bis 30.9.93

c) Beregnungsversuche

An fünf verschiedenen Daten wurde der obere Teil der Testfläche während je einer Stunde mit unterschiedlichen Intensitäten beregnet. Ein Vergleich mit dem Niederschlags-Intensitäts-Diagramm von Interlaken (ZELLER et al., 1974) zeigte, dass es sich bei diesen Beregnungsversuchen um Niederschlagsereignisse mit einer Wiederkehrperiode zwischen 10 und 50 Jahren handelte. Bei den natürlichen Niederschlägen, die während der Messperiode fielen, handelt es sich durchweg um Niederschläge mit einer Wiederkehrperiode kleiner als 2 Jahre.

Beregnungsversuch vom 5.10.93

Start: 10.55, Dauer: 1 Std, Intensität: 0.59 (mm/min)

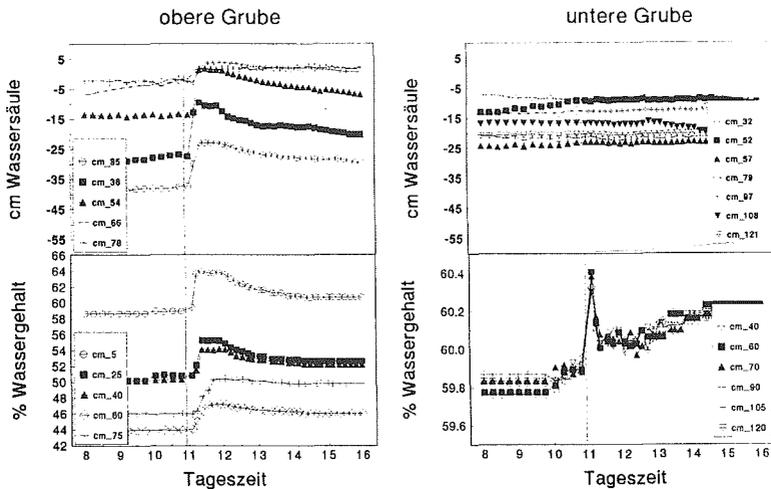


Abb. 4: Beregnungsversuch vom 5.10.93. Alle Sonden zeigen eine deutliche Reaktion: die Tensiometer reagieren innerhalb einer 1/2 Stunde, die TDR-Sonden innerhalb 3-4 Stunden.

d) Fließgeschwindigkeit

"Die Fließgeschwindigkeit ist stark von der Bodenfeuchte abhängig. Liegt ein trockener Boden vor, so kann dieser viel Wasser aufnehmen, das bewirkt aber, dass sich die Fließgeschwindigkeit vermindert. Umgekehrt bleiben bei einem gesättigten Bodenkörper nur geringe Wassermengen an den Bodenteilchen haften und die Fließgeschwindigkeit ist dadurch höher" (BUERGI, 1994:82).

Die untenstehende Abb.5 zeigt den potentiellen und effektiven Verlauf der Fließgeschwindigkeit des Bodenwassers mit zunehmender Bodentiefe bei drei Beregnungsversuchen. Es wird deutlich, dass die effektive Fließgeschwindigkeit (0.04 cm/min bis 1.6 cm/min) kleiner ist als die potentielle. Das bedeutet, dass ein Teil des Beregnungswassers nicht am Infiltrationsprozess beteiligt ist. Da sich der Boden nahe Sättigung befindet, könne drei Gründe für die Wasserverlust aufgeführt werden.

- Verlust durch Interzeption an der Bodenbedeckung
- Verlust im humosen A-Horizont
- Verluste durch Lateralfloss aus dem System hinaus

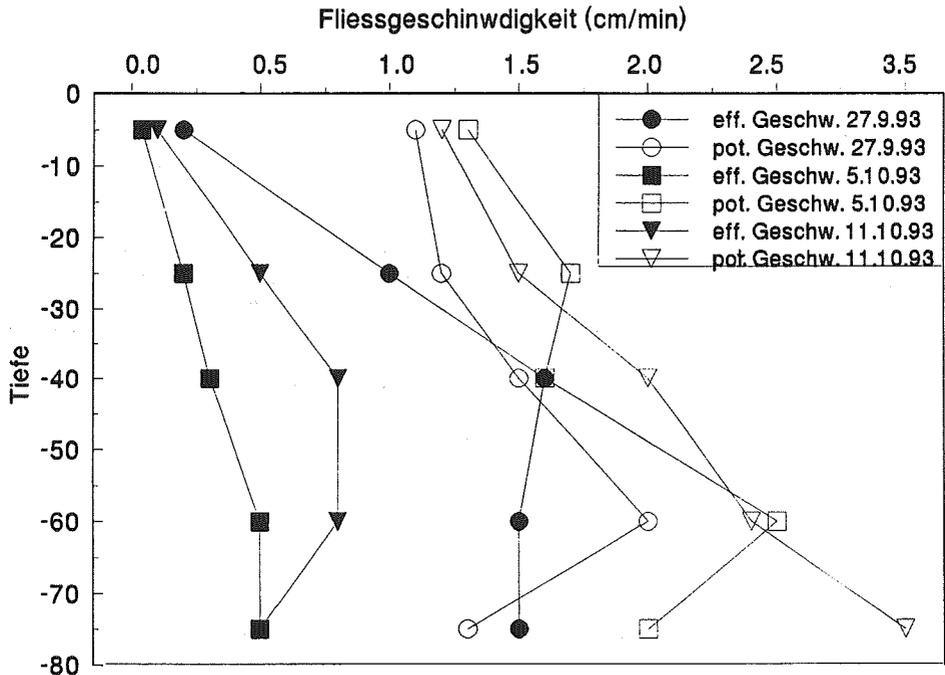


Abb. 5: Potentielle und effektive Fließgeschwindigkeit des Bodenwassers während drei Beregnungsversuchen

e) Lateralfloss

Um einen Lateralfloss bestimmen zu können müssen die Gesamtpotentiale zweier Standorte zu einem bestimmten Zeitpunkt miteinander verglichen werden. Zwischen den Gesamtpotentiale der einzelnen Tensiometer lassen sich durch lineare Interpolation die Aequipotentiallinien einzeichnen. Die Fließrichtung des Bodenwasser verläuft nun senkrecht zu diesen Aequipotentiallinien und immer vom Punkt höheren Potentials zu demjenigen tieferen Potentials.

Abb.6 zeigt, dass das Bodenwasser tendenzell von der oberen Grube zur unteren lateral abfließt, wobei die Fließrichtung im Bereich der unter Grube in die Vertikale ändert.

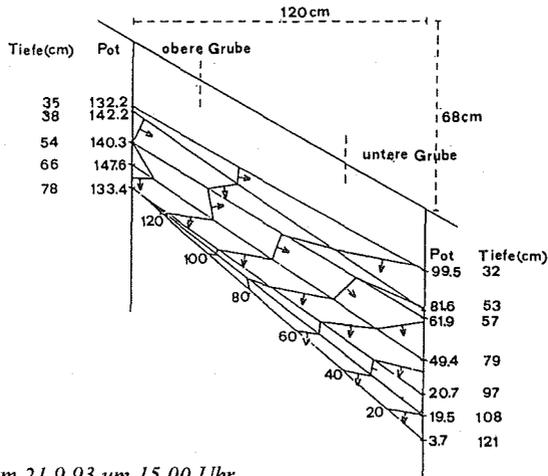


Abb. 6: Lateralfluss vom 21.9.93 um 15.00 Uhr

Diskussion

Der Feldeinsatz von Datalogger, Tensiometer und TDR-Sonden eignet sich bestens für die Untersuchungen der Bodenwasserdynamik. Grössere Probleme tauchten nur bei der Stromversorgung bei winterlichen Temperaturen auf. Da die vorliegende Untersuchung eine sehr kurze Messperiode aufweist, sollten ähnliche Untersuchungen über längere Zeitperioden einschliesslich trockener Bodenverhältnisse gemacht werden.

Dank der kurzen Messintervalle können die Messungen bezüglich Messreihen, schnelle Prozesse wie auch Lateralfluss analysiert werden.

Der Einsatz dieses Instrumentariums ermöglicht Untersuchungen von Stofftransporten im Bodenwasser wie auch von Niederschlag-Abfluss-Prozessen.

Literatur:

- BUERGI, TH. (1993): Bestimmung der Dynamik des Bodenwassers mittels Tensiometern und TDR-Sonden unter Feldbedingungen. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Bern.
- ROTH K., SCHULIN R., FLÜHLER H., ATTINGER W., (1990): Calibration of Time Domain Reflectometry. In: Water Resources Research Vol.26 Nr. 10 S.2267-2273.
- ZELLER J., GEIGER H., RÖTHLISBERGER G. (1974): Starkniederschläge des schweizerischen Alpen- und Alpenrandgebietes, Band 4. Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen Birmensdorf.

Interactions sol-plante des métaux lourds Cd, Cu, Ni, Pb et Zn en systèmes cultivés

Pierre Coullery
IATE-Pédologie, EPFL

Résumé

Une grande partie des sols contaminés par les métaux lourds en Suisse ne nécessitent pas d'assainissement lourd. La question se pose de savoir si ces sols représentent un danger pour l'alimentation humaine.

Cinq parcelles contenant douze plantes ont été mises en places sur des sites faiblement contaminés, selon les valeurs indicatives de l'Osol.

Les résultats de la première période de végétation ont montré que de faibles dépassements des valeurs indicatives des teneurs totales en Cd dans le sol provoquaient des accumulations dépassant les normes dans les légumes feuilles et les céréales.

La norme Osol pour l'extrait NaNO_3 du Cd est trop élevée: des teneurs importantes ont été retrouvées dans certaines plantes, alors que la teneur soluble était très basse.

La présence du Cu en concentration élevée peut engendrer des problèmes de phytotoxicité.

Zusammenfassung

Ein Grossteil der Böden, die in der Schweiz mit Schwermetallen belastet sind, benötigen keine schwerwiegende Sanierung. Die Frage stellt sich, zu wissen, ob diese Böden eine Gefahr für die menschliche Ernährung darstellen. Es wurden fünf Parzellen mit zwölf Pflanzenarten an Standorten errichtet, die gemäss der Richtwerte der VSBo schwach kontaminiert sind.

Die Resultate der ersten Vegetationsperiode haben gezeigt, dass geringe Ueberschreitungen der Richtwerte der Gesamtgehalte von Cd im Boden Akkumulationen hervorrufen, die im Blattgemüse und Getreide die Normen überschreiten.

Die Norm der VSBo für die NaNO_3 -Extraktion von Cd ist zu hoch: in bestimmten Pflanzen wurden hohe Gehalte nachgewiesen, obwohl der lösliche Gehalt sehr nieder war.

Das Auftreten von Cu kann in hohen Konzentrationen pflanzenschädigend wirken.

1. Introduction

L'Ordonnance sur les polluants du sol (Osol), publiée en 1986, a fixé des valeurs indicatives de concentration dans le sol pour 10 métaux et le fluor. Certains sols en Suisse dépassent ces valeurs sans pour autant nécessiter un assainissement lourd, tant du point de vue de l'environnement et de la santé humaine que du point de vue du coût économique.

La Station fédérale de recherches agronomiques de Changins a été mandatée par l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEP) pour évaluer le risque de concentration des métaux lourds dans les parties consommées des plantes, afin de connaître le danger de leur passage dans la chaîne alimentaire humaine. Les métaux étudiés sont le cadmium, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc.

2. Choix des sites

Pour réaliser ce mandat, cinq sites ont été choisis (tableau 1):

- un site à Collex-Bossy (GE) "riche" en nickel d'origine géologique
- un site à Prangins (VD) "riche" en cuivre d'origine viticole
- un site à La Chaux-de-Fonds (NE) "riche" en cadmium d'origine probablement anthropogène
- un site à Reconvilier (BE) "riche" en cuivre et en zinc d'origines industrielles
- un site à Dornach (SO) "riche" en cadmium, en cuivre et en zinc d'origines industrielles

Les sites de Collex-Bossy, Prangins et Dornach sont utilisés pour des grandes cultures. Ceux de La Chaux-de-Fonds et Reconvilier sont des prairies.

tableau 1: valeurs des extractions selon l'Osol des différents sites choisis: les valeurs soulignées sont celles dépassant les valeurs indicatives de l'Osol. Les valeurs des extraits NaNO_3 du plomb sont inférieures à 0.0001 ppm.

	HNO_3 2 M (ppm)					NaNO_3 0.1 M (ppm)				pH (H ₂ O)
	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni	Zn	
Ge	0.11	30	<u>170</u>	17	67	0.0006	0.03	0.12	<0.01	6.6
Vd	0.24	<u>330</u>	44	16	56	0.0003	0.45	<0.01	<0.01	7.9
Ne	<u>1.20</u>	20	16	41	85	0.0065	0.05	0.01	0.08	6.0
So	<u>1.63</u>	<u>470</u>	37	42	<u>670</u>	0.0013	0.67	0.01	0.04	7.7
Be	0.54	<u>66</u>	37	28	<u>220</u>	0.0023	0.19	0.03	0.32	6.2

3. Choix des plantes

Douze plantes ont été choisies en fonction de leur aptitude à accumuler ou non les métaux lourds, et de leur importance dans l'économie agricole suisse. On a donc choisi pour la première période de végétation (l'essai se déroule sur deux périodes):

- Céréales de printemps: blé Frisal et Albis, orge Michka
- Pomme de terre: Matilda
- Légumes: laitues batavia et pommée, carottes, petits pois, haricots
- Fourrages: dactyle et trèfle blanc

De la dent-de-lion a aussi été mise en place sur chaque site en raison de ses qualités bioindicatrices.

Le site de La Chaux-de-Fonds se trouvant à 1000 mètres d'altitude, les blés ont été remplacés par du poireau et de l'orge de printemps Hockey.

Chaque plante a été cultivée en 4 répétitions, selon le principe du rectangle latin.

4. Prélèvements de terre

Chaque site est constitué de 48 microparcelles (12 plantes, 4 répétitions) de 1.5 m². Un prélèvement de terre a été effectué sur chacune d'elles, afin de déterminer la variation horizontale de la teneur en métaux lourds.

On a procédé à 10 piqûres par microparcelle pour obtenir un échantillon aliquote. Pour une de ces 48 microparcelles, les 10 piqûres ont été conservées et analysées séparément, afin d'estimer l'erreur provenant du mode de prélèvement. Lors de l'analyse, un échantillon de terre par site a été analysé 10 fois, pour connaître l'erreur provenant de l'analyse elle-même.

Les coefficients de variation obtenus par la répétition des analyses sont inférieurs à 5% pour les extraits HNO_3 et inférieurs à 15% pour les extraits NaNO_3 (ce coefficient est supérieur en raison des valeurs basses trouvées pour le cadmium), confirmant la validité du procédé analytique.

Les extractions HNO_3 pour les 10 prélèvements d'une microparcelle donnent des coefficients de variation inférieurs à ceux obtenus pour les 48 microparcelles, montrant une bonne homogénéité des microparcelles en fonction de la taille choisie.

Pour les 48 microparcelles, les coefficients de variation maximum sont obtenus pour des éléments polluants d'origine industrielle (SO: Cu 15%, BE: Zn 16%) et pour des éléments se trouvant dans des sols non travaillés (NE: Cu 27%).

Pour les extraits NaNO_3 , les coefficients de variation sont nettement plus grands.

Pour les 10 prélèvements d'une microparcelle le coefficient maximum a été obtenu à La Chaux-de-Fonds pour le cuivre avec 85%. Dans la majorité des cas les coefficients de variation d'une microparcelle sont équivalents ou supérieurs à ceux obtenus pour l'ensemble du site.

Pour les 48 microparcelles les plus grandes variations ont été obtenues sur les sols acides (BE: Zn 76%, NE: Cd 30%).

Ces variations de la disponibilité des métaux se retrouvent dans les teneurs des plantes, les plus grandes variations se trouvant sur les terrains acides et non travaillés (45% de variation pour les teneurs en cadmium des 4 répétitions de pommes de terre à La Chaux-de-Fonds).

5. Récolte et traitement des échantillons de plantes

Chaque plante est récoltée à maturité (exceptés les fourrages). Pour pouvoir comparer les dents-de-lion, elles sont récoltées en fleurs, afin d'avoir le même stade phénologique.

Une fois récoltées, les plantes sont lavées à l'eau déminéralisée et à l'eau millipore. Elles sont ensuite séchées par lyophilisation ou sur silicagel. Les échantillons sont finalement broyés à l'aide d'un tamis en titane de 0.25 mm pour éviter toute contamination.

6. Minéralisation et analyse des plantes

Les échantillons séchés et broyés des plantes ont été minéralisés dans HNO_3 et H_2O_2 à l'aide d'un four à micro-ondes. Les analyses de Cd, Ni et Pb ont été effectuées par absorption atomique avec un four graphite à correction Zeemann. Le Cu et le Zn ont été analysés par émission atomique avec un spectromètre ICP. Afin de pouvoir vérifier la méthode utilisée, des standards de plantes, avec des concentrations en métaux lourds connues, ont été minéralisés.

7. Teneurs en métaux dans les plantes

La législation suisse ne contenant pas encore de valeur indicative pour les teneurs en métaux toxiques dans les plantes, nous avons utilisés les valeurs publiées en Allemagne (ZEBS) pour estimer nos résultats (valeurs indicatives dans la matière fraîche: Cd: 0.05 ppm (carottes) et 0.1 ppm (autres plantes), Pb: 0.8 ppm (légumes feuilles)). Les résultats présentés ici sont ceux obtenus pour la première période de végétation, l'étude se faisant sur deux périodes. Ils correspondent à la moyenne des 4 répétitions. Les résultats sont donnés en ppm sur la matière fraîche, excepté pour la paille, où ils sont donnés sur la matière sèche.

7.1. Cadmium

On observe un dépassement des valeurs indicatives pour la concentration totale en Cd à Dornach et à La Chaux-de-Fonds. La disponibilité du cadmium sur ces deux sites est différente en raison des pH (acide à NE, alcalin à SO). Les extraits NaNO_3 montrent que le Cd est plus mobile à La Chaux-de-Fonds.

tableau 2: teneurs en Cd en ppm sur matière fraîche des plantes cultivées sur les différents sites

	Pommée	Batavia	Albis	Frisal	Michka	Carottes	Dent-de-lion
Reconvilier (Be)	0.04	0.04	0.16	0.09	0.03	0.047	0.07
Collex-B. (Ge)	0.04	0.04	0.06	0.05	0.02	0.016	0.05
Dornach (So)	0.05	0.06	0.27	0.20	0.09	0.039	0.20
Prangins (Vd)	0.03	0.03	0.05	0.05	0.03	0.009	0.07
La Ch.-de-F. (Ne)	0.16	0.13			0.08	0.058	0.16

Les teneurs mesurées dans les légumes de La Chaux-de-Fonds indiquent des dépassements des valeurs indicatives pour les laitues (0.16 et 0.13 ppm), la dent-de-lion (0.16 ppm) et les carottes (0.058 ppm). Excepté la dent-de-lion (0.20 ppm), ces plantes ne posent pas de problème sur le site de Dornach, où les céréales par contre accumulent fortement le cadmium, puisqu'on observe des dépassements pour les variétés de blé Albis (0.27 ppm) et Frisal (0.20 ppm). La comparaison pour les céréales de ces deux sites ne peut se faire que pour l'orge Michka. On constate que pour l'orge, les teneurs en cadmium sont plus élevées à Dornach.

La culture de l'orge peut être conseillée sur ces deux sites, bien que les céréales accumulent fortement le cadmium.

Le pH alcalin à Dornach empêche donc une trop grande disponibilité du cadmium pour les légumes, mais pas pour les céréales.

Le blé Albis poussant sur le site de Reconvilier contient également du cadmium en concentration trop élevée (0.16 ppm). Les concentrations des extraits HNO₃ et NaNO₃ ne permettent pas de prévoir un problème dû au cadmium sur ce site, mais le pH étant légèrement acide et la contamination d'origine anthropogène, ces deux facteurs peuvent expliquer une mobilité accrue du cadmium.

Sur chacun des sites la variété de blé Albis est plus accumulative que la variété Frisal, cette constatation se répétant pour les autres métaux étudiés.

On notera que dans le cadre de cette étude, les légumineuses sont les plantes accumulant le moins le cadmium.

7.2. Cuivre

On a calculé le poids de 1000 grains des céréales de chacun des sites, afin de déterminer l'influence phytotoxique du cuivre. Les rendements subissent l'effet de trop de paramètres pour être comparés.

Le site de Prangins donne les résultats les plus bas pour les deux variétés de blé et pour l'orge. Pour Reconvilier, on observe également un poids plus bas pour les deux variétés de blé, le poids de l'orge n'étant pas affecté. Les grains provenant de ces deux endroits sont mal formés. Sur le site de Reconvilier, la phytotoxicité pourrait être due également au zinc.

Le fait que les céréales de Dornach ne semblent pas subir l'effet phytotoxique du cuivre pourrait provenir d'une biodisponibilité différente, due à l'humidité du terrain, qui n'est pas montrée par l'extrait NaNO₃.

Pour les autres plantes, aucun problème de phytotoxicité n'a été remarqué.

La concentration maximale a été obtenue pour le blé Albis à Dornach (11.5 ppm).

Le pH ne semble pas jouer de rôle dans les concentrations obtenues par l'extraction NaNO₃.

7.3. Nickel

Les résultats de Collex-Bossy montrent que toutes les plantes de cette étude sont sensibles à la teneur élevée en nickel dans le sol de ce site.

Les céréales exceptées, les différences observées avec les autres sites sont bien marquées. Les teneurs les plus élevées dans la matière fraîche se retrouvent dans les légumineuses, avec un maximum pour les petits pois (1.8 ppm).

A Collex-Bossy, on retrouve le moins de nickel dans les carottes (0.22 ppm).

Un pH acide favorise la biodisponibilité du nickel.

7.4. Plomb

Le plomb est connu pour être un élément peu mobile dans le sol. De plus, aucun des sols choisis pour cette étude ne présente une contamination particulière due au plomb. Ces deux faits impliquent que les teneurs trouvées dans les plantes restent basses.

Une seule exception est à signaler. Il s'agit des teneurs obtenues pour les laitues pommées poussant à Reconvilier. L'accumulation en plomb s'est faite de manière très hétérogène, certaines laitues ayant des concentrations comparables aux laitues des autres sites (0.02 ppm), alors que certaines laitues ont accumulé jusqu'à 5 ppm de plomb (valeur indicative allemande: 0.8 ppm).

Les laitues ayant été mises en place relativement tôt dans la saison, il se peut qu'elles aient été stressées en raison du froid, accumulant ainsi anormalement du plomb.

Des laitues pommées ont été plantées à nouveau cette année à Reconvilier, un peu plus tard dans la saison, afin de voir si le phénomène se répète.

7.5. Zinc

Vis-à-vis du zinc, la paille des deux variétés de blé et de la variété d'orge se comporte, pour la matière sèche, comme le plus fort accumulateur sur les sites contaminés (paille orge Michka à Dornach: 180 ppm MS), et le plus faible sur les sites ayant une teneur totale en zinc normale (paille orge Michka à Collex-Bossy: 8 ppm MS).

Pour les parties comestibles des plantes, on trouve les plus fortes accumulations dans les céréales de Dornach (blé Albis: 106 ppm).

Les pommes de terre sont les plantes de cette étude qui accumulent le plus faiblement le zinc (3.8 ppm à Dornach et Reconvilier).

Comme nous l'avons vu ci-dessus, le zinc pourrait être à l'origine des problèmes phytotoxiques observés à Reconvilier.

8. Corrélations entre les extraits NaNO_3 et les teneurs en métaux des plantes

Pour le cadmium, les corrélations sont bonnes pour les légumes et mauvaises pour les céréales. Le site de Dornach est à l'origine de cette mauvaise corrélation. C'est sur ce site que l'on trouve les plus fortes teneurs en cadmium dans les céréales, et en raison du pH élevé, l'extrait NaNO_3 ne libère que 0.001 ppm de cadmium.

Les corrélations pour le cuivre sont bonnes et représentatives de la biodisponibilité de cet élément. L'extrait NaNO_3 seul, ne permet pas, dans les cas étudiés, de prédire un risque de phytotoxicité.

Comme le site de Collex-Bossy est le seul à être contaminé par le nickel, les corrélations pour cet élément sont comparables à une corrélation entre deux points et ne sont donc pas représentatives.

Les extraits NaNO_3 du zinc à Dornach ne montrent pas la contamination de ce site. Les teneurs en zinc dans les plantes de Dornach étant élevées, les corrélations pour cet élément sont mauvaises.

On constate donc que les problèmes de corrélations pour les extraits NaNO_3 sont dus, dans notre cas, au terrain de Dornach, qui en raison d'un pH élevé ne libère pas le cadmium et le zinc dans l'extrait NaNO_3 .

Remerciements

Je remercie Messieurs J. Zieler et J.-P. Clément de l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, mandataires de ce projet.

Bibliographie

- Gupta, S.K., H. Häni (1989): Méthode pour déterminer dans les sols les concentrations de métaux lourds disponibles pour les plantes..., Rapport final COST 681, Les cahiers de la FAC, Liebefeld, Berne.

- Osol, Ordonnance sur les polluants du sol du 9 juin 1986: le Conseil Fédéral, SR 814.12

- Vetter, H. und al., (1983), Cadmiumbelastung von Böden und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland, VDLUFA-Schriftenreihe, Heft 9, Darmstadt.

Transfert des éléments traces en solution au cours de l'altération: Exemple du Cr dans un sol brun acide (Lutry, Suisse)

R.Dalla Piazza
IATE-Pédologie, EPFL

Résumé

L'analyse des eaux naturelles sur leur trajet atmosphère-sol-source à Lutry, a montré que le Cr n'est présent, en quantité significative, que dans les eaux de source. Nos travaux préliminaires nous amènent à penser que le Cr en solution pourrait être liée à l'altération des smectites. En effet, L'étude du système sol-roche dans ce bassin versant, a mis en évidence une relation entre la quantité de smectite et la teneur en Cr dans la molasse (OMM) et dans l'horizon C du sol. De plus nous observons la disparition des smectites dans les horizons de surface. La vérification de l'affinité du Cr pour ce minéral et la détermination de son mode d'altération permettra peut-être de confirmer notre hypothèse.

Zusammenfassung

Die Analyse der natürlichen Wässer auf ihrem Weg zwischen Atmosphäre, Boden und Quelle in Luty hat gezeigt, dass Cr in signifikanten Mengen, nur im Quellwasser vorhanden ist. Unsere ersten Arbeiten lassen annehmen, dass das Auftreten von Cr in der Lösung an die Verwitterung von Smektiten gebunden ist. In der Tat, die Untersuchung des Systemes Boden - Gestein in diesem Wassereinzugsgebiet hat eine Relation zwischen der Menge an Smektit und dem Gehalt an Cr in der Molasse (OMM) und im Horizont C des Bodens gezeigt. Dazuhin können wir feststellen, dass Smektit in den Oberflächenhorizonten nicht mehr auftritt. Der Nachweis, dass Cr bevorzugt an dieses Mineral gebunden ist und die Bestimmung seinen Verwitterungsablaufes wird vielleicht unsere Hypothese bestätigen.

1 INTRODUCTION

Depuis plusieurs années, le laboratoire de géologie de l'EPFL établit une caractérisation chimique des eaux souterraines en fonction du contexte géologique de l'aquifère (Parriaux et al, 1990). Cependant, la roche qui constitue l'aquifère n'est pas le seul facteur qui contrôle la qualité des eaux de source. En effet la contribution en éléments minéraux dissouts des précipitations (pluies et neiges) n'est pas négligeable. Mais le sol reste l'un des facteurs prépondérant qui contrôle le chimisme des eaux avant qu'elles pénètrent dans les roches.

Le laboratoire de pédologie de l'EPFL a été chargé d'évaluer l'influence des couvertures pédologiques sur la composition des eaux de sources. La première étape de cette étude s'est focalisée sur l'analyse des eaux prélevées entre l'atmosphère et la source de plusieurs bassins versant de Suisse occidentale (Atteia, 1992).

Une grande partie des éléments majeurs et traces libérés dans les sols provient des processus d'altération, c'est-à-dire des phénomènes de dissolutions et de transformations des constituants minéraux des sols et des roches. C'est pourquoi, depuis 1992, la poursuite de la recherche s'est orientée vers l'étude de ces processus. Nous nous proposons ici d'illustrer ce travail de recherche à travers l'exemple du sol brun acide de Luty.

2 SITUATION GÉOGRAPHIQUE

Un réseau de stations lysimétriques permettant de récolter, au cours de l'année, les précipitations atmosphériques et les solutions de percolation dans les sols a été implanté sur six bassins versant de Suisse occidentale (Atteia, 1990) (Fig.1). Ce réseau comprend des aquifères calcaires (Jura et Alpes), des aquifères de roches détritiques (molasse du plateau et flysch alpin) et un aquifère gneissique (Alpes).

La station lysimétrique de Lutry, située dans le Jorat à 10 Km au nord-est de Lausanne, a été installée sur un petit bassin d'alimentation homogène de 2,4 ha. La présence de forêt et de clairière a permis de déterminer le rôle du couvert forestier sur la composition chimique des apports atmosphériques. La moyenne pluviométrique, pour les 50 dernières années, est de 1260mm hors couvert, avec 20% d'inteception par les arbres. Le modèle de bilan hydrique établi par Atteia (1992) indique un drainage moyen de 550mm à 80cm de profondeur.

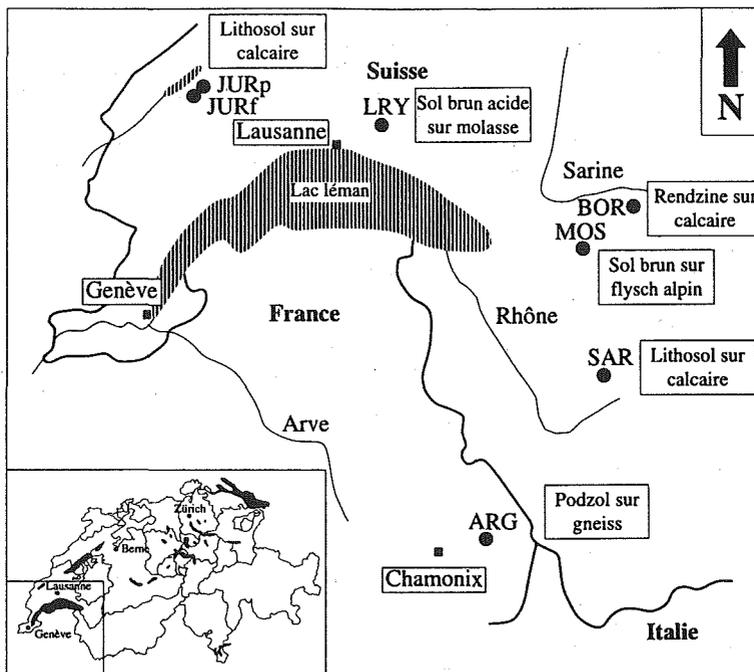


Figure 1: situation géographique des stations lysimétriques installé en Suisse occidentale: (JURp, JURf: Jura sur prairie et sous forêt; LRY: Lutry; BOR: Bornels; MOS: les Mosses; SAR: la Sarve; ARG: Argentière).

3 LES CARACTÉRISTIQUES DU SOL

Le sol de Lutry est un sol brun acide (CPCS, Dystric Cambisol, FAO) développé sur molasse "Burdigalienne", couverture qui représente une grande partie du plateau suisse. Il est composé d'une litière de type mul moder d'environ 5cm d'épaisseur sur un horizon A1/Bh de 4 à 5cm marqué par une forte imprégnation de matière organique (Fig 2). Une transition diffuse marque le passage à un horizon B1 de texture limono-sableuse. A 45cm de profondeur apparaît l'horizon B2g, marqué par l'apparition de taches bleues gris-clair entières d'un ciment ocre-roux. Cet horizon présente des caractéristiques d'hydromorphie liées probablement à la mise en place par intermittence d'une nappe perchée. A environ 100cm apparaît l'horizon Bc qui présente toutes les caractéristiques de la molasse (structure litée, texture sableuse et densité élevée). Il correspond à la transition avec l'horizon C qui se situe à 240cm sous le front de décarbonatation. La molasse "Burdigalienne" (OMM) fraîche apparaît environ à 260cm, c'est un grès quartzo-feldspathique à ciment carbonaté généralement riche en micas.

Les critères analytiques de base caractéristiques d'un sol brun acide (Atteia, 1992) sont représentés sur la figure 2.

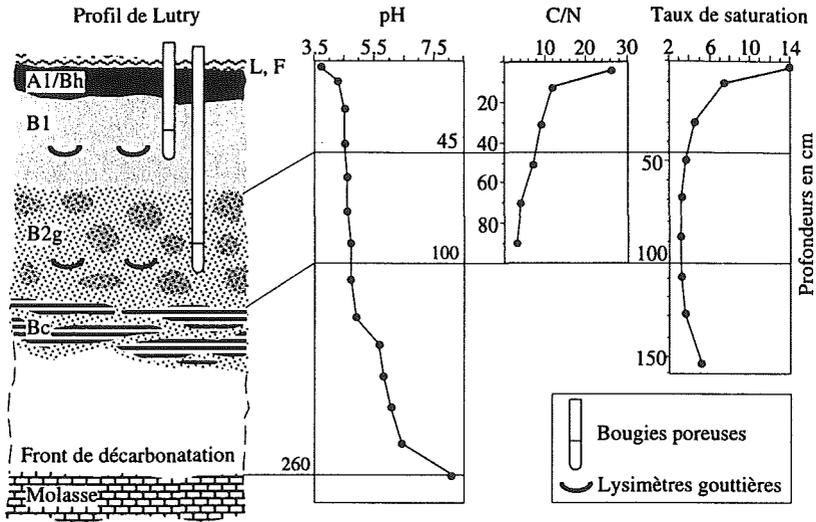


Figure 2: caractéristiques et critères analytiques du sol brun acide de Lutry.

4 LES SOLUTIONS SUR LEUR TRAJET DE L'ATMOSPHÈRE À LA SOURCE

4.1 Echantillonnage

Les stations lysimétriques sont équipées de pluviomètres pour récolter les pluies hors des couverts forestiers et d'un système de gouttières installé sous les arbres pour prélever les pluies sous couvert forestier (pluiolessivats). La récolte des solutions dans le sol est effectuée à l'aide de lysimètres gouttière sans tension qui permettent d'échantillonner les eaux gravitaires. Mais la texture limono-sableuse du sol de Lutry induit des difficultés à cause de l'écoulement d'une majorité de l'eau de drainage sous forme capillaire. L'eau gravitaire n'a pu être récoltée à l'aide des lysimètres gouttières que lorsque le sol était sursaturé en eaux. Pendant les périodes plus sèches, nous utilisons à la fois des bougies poreuses en céramique et des bougies à membrane (Fig 2).

4.2 Synthèse des résultats obtenus sur l'ensemble des stations

L'analyse par ICP-MS (Bensimon & Parriaux, 1990) des eaux naturelles prélevées sur leur trajet Atmosphère->Sol->Source a permis d'évaluer l'influence de chacun de ces compartiments naturels sur la qualité des eaux souterraines. La comparaison des résultats obtenus sur toutes les stations a permis de dégager quatre groupes d'éléments (Atteia, 1992):

- les éléments généralement originaires de l'atmosphère: (Cl, SO₄, NO₃, Na), (Cu, Pb)
- les éléments libérés dans tous les types de sols: (K, V, Rb, Cr), (Si, B, Ba)
- les éléments dont la dynamique dépend du type de sol: (Mn, Zn), (Al, Fe, Ni, Co)
- les éléments libérés par les aquifères: (Ca, Mg, Sr), (K, Na, Si, As, Mo, U)

Le Mn et le Zn ne sont libérés qu'à pH inférieur à 5; Al, Fe, Ni et Co sont retenus en milieu calcaire, lixiviés dans les horizons profonds des sols acides et redistribués de l'horizon éluvial dans l'horizon spodique des podzols.

Ca, Mg et Sr sont les éléments typiquement libérés par les aquifères calcaires, le groupe du K, Na et Si par l'aquifère gneissique.

4.3 Illustration des résultats à travers l'exemple de Lutry

Nous avons sélectionné cinq éléments, tirés des résultats de la station lysimétrique de Lutry, pour illustrer la synthèse obtenue sur l'ensemble des stations (Fig 3).

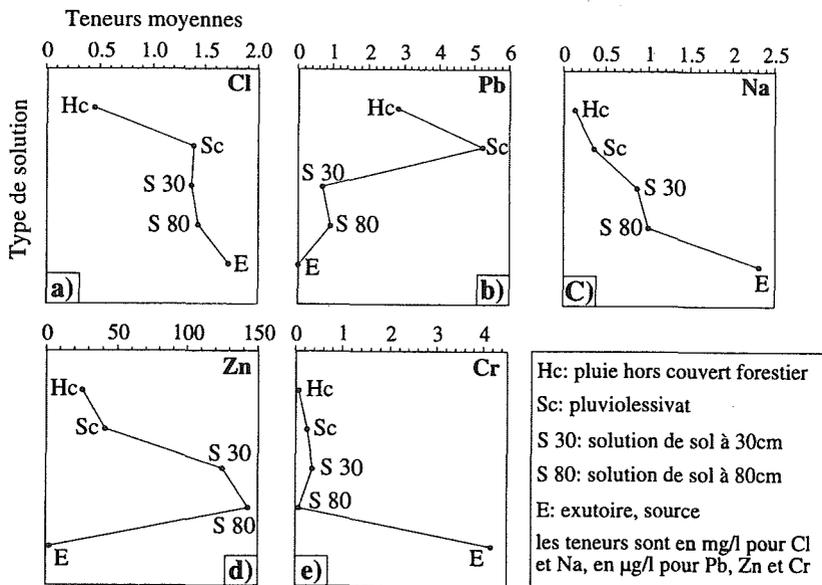


Figure 3: illustration du comportement de 5 éléments sur le trajet atmosphère->sol->source à Lutry.

Le Cl, d'origine atmosphérique, présente un comportement invariant (Fig 4a). En effet, sa teneur moyenne dans les pluviollessivats n'évolue de façon significative ni dans le sol, ni dans l'aquifère. La teneur moyenne de Cl, plus élevée sous couvert forestier, s'explique par l'évaporation d'une fraction des précipitations.

La teneur moyenne de Pb, élevée dans les pluies, diminue fortement dans les solutions de sol prélevées à 30cm (Fig 3b). Le Pb est donc fixé à la surface du sol.

Le Na, présent dans les pluies, est surtout libéré par le sol (Fig 3c).

Le Zn très nettement mis en solution dans le sol à 30 et 80cm est pratiquement absent dans les eaux de la source (Fig 3d). Cet élément est libéré dans les horizons où le pH est inférieur à 5 et refixé à partir de 140cm.

Le Cr pratiquement absent dans les précipitations et les solutions de sol est présent en teneur significative dans les eaux de la source de Lutry (Fig 3e). La présence de Cr en solution s'étendant à tous les aquifères de molasse "Burdigalienne" (OMM) (Hesske, 1994), nous avons décidé de chercher l'origine de cet élément dans le système roche-sol de Lutry.

5 ORIGINE DU Cr DANS LE SYSTÈME SOL-ROCHE DE LUTRY

Les résultats qui suivent ont été obtenus par l'analyse de 3 échantillons de molasse saine prélevés dans le bassin versant de Lutry, entre la source et la station lysimétrique en amont.

5.1 Analyses chimiques et minéralogique de la molasse

Composition chimique

La teneur en CaCO_3 des trois échantillons de molasse est homogène et oscille entre 25 et 27% poids. Une importante variation de granulométrie du résidu insoluble différencie ces trois échantillons; le premier présente une texture de sable grossier, le second de sable fin et le dernier de

limon grossier. L'analyse par fluorescence X nous a permis de mettre en évidence l'homogénéité chimique de la roche qui constitue l'aquifère, tout en détectant une importante anomalie en Cr dans l'échantillon de molasse limoneuse (Fig 4).

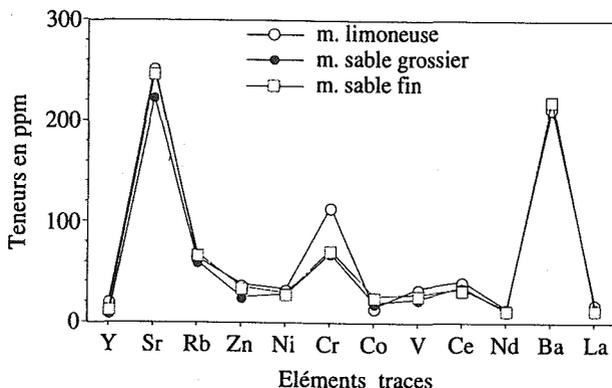


Figure 4: homogénéité chimique en éléments traces de la molasse (OMM) et mise en évidence d'une anomalie en Cr dans le faciès limoneux.

Homogénéité minéralogique de la fraction supérieure à 20 μ m de la molasse

L'observation au microscope optique de 18 lames minces effectuées dans les trois échantillons de molasse, couplée à l'analyse par diffraction rayons X sur poudres désorientées des fractions granulométriques supérieures à 20 μ m, n'ont permis de mettre en évidence aucune discontinuité minéralogique. La composition moyenne de ces fractions est illustrée dans le tableau 1. D'après les résultats de microsonde électronique, aucun de ces minéraux ne contient du Cr en quantité significative.

Tableau 1: composition moyenne de la fraction supérieure à 20 μ m de la molasse du bassin versant de la source de Lutry.

quartz	albite	K-feld.	biotite	illite	chlorite	glauconie	épidotes
≈ 50%	≈ 15%	≈ 5%	≈ 4%	≈ 8%	≈ 1%	≈ 15%	≈ 2%

Composition minéralogique de la fraction inférieure à 20 μ m

La diffraction rayon X sur poudre orientée des fraction 0-2 μ m, 2-5 μ m et 5-20 μ m des trois échantillons de molasse et du sol au front de décarbonatation a révélé que la smectite est le minéral argileux dominant (Fig5). L'analyse semi-quantitative montre en effet que le pourcentage en poids de smectite oscille entre 61-78% pour la fraction 0-2 μ m, entre 28-55% pour la fraction 2-5 μ m et entre 30-61% pour la fraction 5-20 μ m.

Relation entre la teneur en Cr et la quantité de smectite

L'anomalie en Cr pourrait s'expliquer par une plus grande quantité de smectite dans l'échantillon de molasse limoneuse (Tab. 2). L'affinité du Cr pour la smectite a déjà été démontrée (Mosser, 1980). On peut donc supposer, dans le cas de Lutry, que le Cr est contenu dans les smectites.

Tableau 2: comparaison de la teneur en smectite de la fraction 0-20 μ m des trois échantillons de molasse et de l'horizon C avec la teneur en Cr recalculée sans carbonate.

	m. sable grossier	m. sable fin	m. limoneuse	horizon C
%pds smectite	4.2	4.9	8.1	5.4
ppm de Cr	93	97	159	124

5.2 Evolution minéralogique de la fraction inférieure à 20 μm au cours de l'altération

En comparant les diffractogrammes de la fraction argileuse glycolée de la roche-mère et des différents horizons du sol de Lutry, on observe que la smectite (réflexion à 16.8Å) disparaît à partir de l'horizon Bc (Fig 5). Les phases argileuses qui dominent les horizons de surface sont la vermiculite, la chlorite (réflexion à 14.2Å) et l'hydrobiotite (réflexion à 24Å). La réflexion à 10Å correspond aux micas, c'est-à-dire à la biotite, aux micas blancs et à la glauconie observés dans la fraction supérieure à 20 μm . La smectite s'altère dans les horizons de surface.

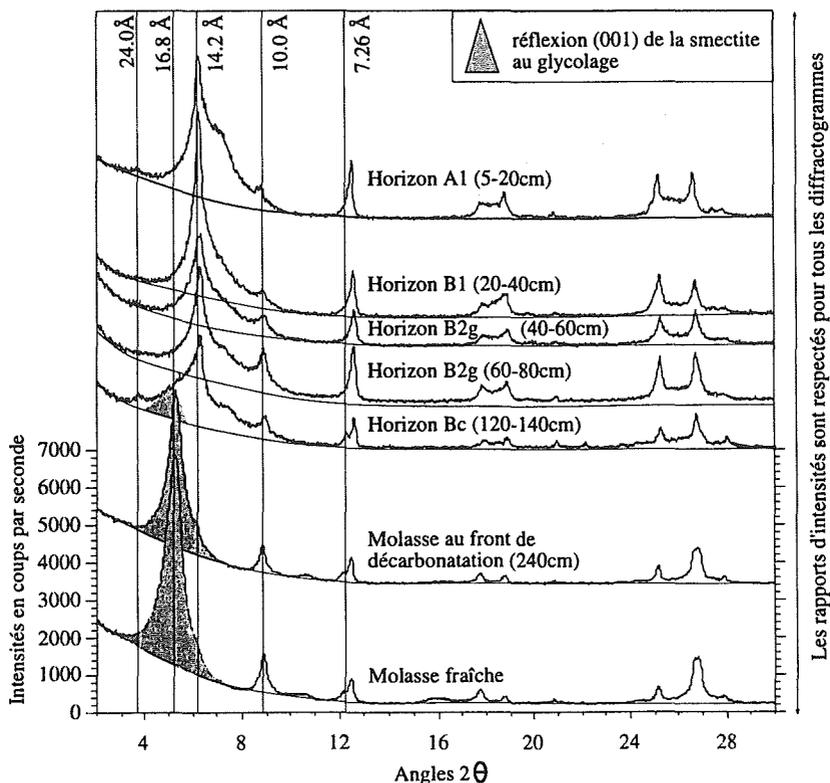


Figure 5: diffractogrammes de la fraction 0-2 μm , après glycolage, à travers le profil de sol brun acide de Lutry montrant la disparition de la smectite à partir de 0.8m de profondeur.

5.3 Libération du Cr

L'altération des smectites dans le sol de Lutry, s'explique par leur instabilité dans ce type de couverture pédologique. En effet, la smectite est stable dans des milieux peu drainés, à pH neutre avec un lessivage lent du Si et des bases (principalement Ca et Mg) (Dixon & Weed, 1977). Les horizons de surface du sol de Lutry, ne présentent aucune de ces conditions. L'instabilité de ce minéral provoque sa dissolution, sa transformation en kaolinite ou en chlorite pédogénétique par adsorption de couches d'hydroxyde d'Al. L'altération des smectites à l'interface de l'horizon Bc et B2g du sol de Lutry pourrait être à l'origine de la libération de Cr à partir de 80cm de profondeur (Fig 4), et expliquer la présence de cet élément dans les eaux de la source de Lutry. Il reste néanmoins à définir précisément le ou les processus d'altération de la smectite (dissolution ou transformation). Dans le cas de son éventuel transformation, il faudra prouver que son produit d'altération n'incorpore pas ou peu de Cr.

6 CONCLUSION

L'étude de l'altération basée sur:

- l'identification et la quantification des minéraux du sol et de sa roche-mère
- la localisation dans les minéraux du sol et de la roche des éléments traces présents en solution
- l'établissement des relations entre l'évolution minéralogique du sol et la composition des eaux qui le drainent

permet d'expliquer l'origine et le devenir des éléments traces dans les eaux des systèmes naturels sol-roche. Dans le cas de la source du bassin versant de Lutry, elle nous a permis d'expliquer l'anomalie en Cr du faciès limoneux de la molasse "Burdigalienne" (OMM) par une quantité plus élevée de smectite par rapport aux faciès sableux. La poursuite de la recherche permettra, à travers l'analyse chimique des smectites, de confirmer l'affinité du Cr pour ce minéral. L'étude plus poussée des processus d'altération de la smectite nous permettra peut-être de prouver que la présence de Cr dans les eaux de la source de Lutry, provient bien de sa destabilisation à l'interface entre l'horizon Bc et B2g du sol.

Remerciements

Je remercie le Pr. J-C. Védý mon directeur de thèse et le Pr. A. Parriaux directeur du projet, ainsi que le Fond national suisse de la recherche scientifique pour le financement de ce travail (projet No 20-39735.93). Les analyses par diffraction rayons X ont été effectuées à l'institut de minéralogie de l'Université de Lausanne sous la direction du Pd P. Thélin. Les analyses par fluorescence X ont été effectuées au centre d'analyse minérale de l'UNIL sous la direction du Pr. H.R. Pfeifer.

bibliographie

- ATTEIA, O., 1992: Rôle du sol dans le transfert des éléments traces en solution - Application à l'étude de quelques écosystèmes d'altitude. EPFL Lausanne, Thèse de doctorat No 1031, 253 p.
- ATTEIA, O., VEDY, J-C., PARRIAUX, A., DAMBRINE, E., 1990: Soil influence on the physical-chemical evolution of recharge water of aquifers: Aquisol project. Mémoire of the XXIIInd congress of IAH, Lausanne vol. XXII.
- BENSIMON, M., et PARRIAUX, A., 1990: Application of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) to the determination of trace elements in water resources. Mémoire of the XXIIInd congress of IAH, Lausanne vol. XXII.
- DIXON, J.B., et WEED, S.B., 1989: Minerals in soil environments. Soil science society of America, Madison, Wisconsin USA, 1244 p.
- HESSKE, S., 1994: Typisierung von Molasse Quellwässern zwischen Chambéry (F) und Linz (A): Konzept, Vorgehen und erste allgemeine Datenauswertung. Actes officiels de la rencontre internationale des jeunes chercheurs en géol. appliquée. Lausanne EPFL, p 115-119.
- MOSSER, C., 1980: Etude géochimique de quelques éléments traces dans les argiles des altérations et des sédiments. Université Louis Pasteur de Strasbourg, Mémoire No 63, 229 p.
- PARRIAUX, A., DUBOIS, J.D., MANDIA, Y., BASABE, BENSIMON, M., 1990: The AQUITY project: towards an aquifer typology in the alpine orogen. Mémoire of the XXIIInd congress of IAH, Lausanne: 254-262.

Quantitative Charakterisierung von Makroporenflüssen

P. Germann, Abt. Bodenkunde, GIUB, Hallerstrasse 12, 3012 Bern

Résumé

Dans cet article, nous présentons une méthode théorique et expérimentale qui permet de définir le type de flux dans un sol structuré: flux préférentiel ou flux obéissant à l'équation de RICHARDS. L'approche est fondée sur la théorie des ondes cinématiques, telle que: $v = \beta \gamma^\alpha$, où $v[L/T]$ est la densité du flux, $\beta[L/T]$ est le paramètre de la conductivité, et $\gamma[L^3L^{-3}]$ est la teneur en eau participant au flux. L'exposant α entre 2 et 3 indique un flux préférentiel, pour $3 < \alpha < 6$ le flux est intermédiaire et pour $\alpha > 7$ le flux obéit à l'équation de RICHARDS. α dépend de l'intensité de l'infiltration.

1. Einleitung

Wie neulich auch FLURY ET AL. (1994) gezeigt haben, ist Makroporenfluss (präferentielles Fliessen, by-pass flow) in Böden eher die Regel als die Ausnahme. Seine Ausmasse, wie Eindringtiefe und Flussdichte, hängen unter anderem von der Zufuhrate an der Bodenoberfläche und von der Ausgangsbodenfeuchte ab. Makroporenfluss ist gekennzeichnet durch rasche Fliessvorgänge, die aber nicht den gesamten benetzten Porenraum umfassen. Dadurch entstehen Widersprüche zur herkömmlichen, auf der RICHARDS (1931)-Gleichung basierenden Behandlung der Wassersickerung im Boden: Entweder ermöglicht die hydraulische Leitfähigkeit $K [L/T]$ die Geschwindigkeit des Fliessvorganges korrekt nachzuvollziehen und die dazugehörige Wassergehaltsveränderung $\Delta\theta [L^3L^{-3}]$ fällt dann unrealistisch gross aus, oder $\Delta\theta$ wird korrekt modelliert, dafür hinkt der modellierte Fliessvorgang der Realität beträchtlich hinterher.

Wenn immer derartige Diskrepanzen zwischen Modellierung und Beobachtung auftreten, werden Makroporenflüsse vermutet. Hier wird ein experimentell bestimmbares Mass vorgestellt, mit dem beurteilt werden kann, wann diese Flüsse auftreten. Dazu wird die Theorie der kinematischen Wellen vorgestellt, mit der die

Wassersickerung im Boden sowohl unter den Bedingungen von RICHARDS als auch unter jenen von Makroporenfluss nachvollzogen werden kann. Sie beruht auf der Analyse eines laminaren Grenzschichtflusses (GERMANN, 1990) und lässt sich von der Navier-Stokes Gleichung herleiten (DIPIETRO, 1993). Sie ist verschiedentlich auf die Sickerung in porösen Medien angewendet worden: SISSON ET AL. (1980) setzten sie für die Drainage und SMITH (1983) für die Infiltration in Böden ein, COLBECK (1974) und DEQUERVAIN (1972) wandten sie auf die Wassersickerung in isothermen Schneedecken an.

2. Theorie

Die Volumenflussdichte $v[L^3/(L^2T)]$ wird als Potenzfunktion des sich am Fließvorgang beteiligenden Wassergehaltes $\gamma[L^3L^{-3}]$ betrachtet ($\gamma \leq \theta$).

$$v = \beta \gamma^\alpha \quad [1]$$

Dabei ist $\beta[L/T]$ die Konduktanz und α ist ein dimensionsloser Exponent. Wasser kann nur an der Bodenoberfläche in die Fließpfade gelangen. Es wird ferner angenommen, dass diese beliebig weit in den Boden hineinreichen (semi-infinite Bodensäule) und dass das Wasser die Fließpfade weder verlässt noch zu diesen hinzutritt (d.h., die feineren Poren, welche die Fließpfade umgeben, nehmen kein Wasser auf). Dann gilt die folgende Bilanzgleichung:

$$\partial v / \partial t + c \partial v / \partial z = 0 \quad [2]$$

Die Celerität $c[L/T]$ ist jene Geschwindigkeit, mit der sich eine Veränderung von v nach unten bewegt:

$$c = dv/d\gamma = \alpha \beta^{1/\alpha} v^{(\alpha-1)/\alpha} \quad [3]$$

Nun wird die Ausbreitung eines auf die Bodenoberfläche aufgetragenen Rechteckpulses (Volumenflussdichte $v_s[L^3/(L^2T)]$, Dauer $t_s[T]$) verfolgt. Die Feuchtefront mit der Position $z_w(t)[L]$ bewegt sich als kinematische Schockwelle in die Tiefe. Ihre Celerität $c_w[L/T]$ beträgt:

$$c_w = v/\gamma = \beta^{1/\alpha} v_s^{(\alpha-1)/\alpha} \quad [4a]$$

Nach einmaliger Integration folgt aus $c_w = dz_w/dt$

$$z_w(t) = t \beta^{1/\alpha} v_s^{(\alpha-1)/\alpha} \quad [4b]$$

$$t_w(z) = z / [\beta^{1/\alpha} v_s^{(\alpha-1)/\alpha}] \quad [4c]$$

Zum Zeitpunkt t_s bewegt sich eine Drainagefront mit der Position $z_D(t)$ und mit der Celerität $c_D[L/T]$ in die Tiefe. Gemäss Gl.[3] gilt:

$$c_D = \alpha \beta^{1/\alpha} v_s^{(\alpha-1)/\alpha} \quad [5a]$$

und:

$$z_D(t) = (t-t_s) \alpha \beta^{1/\alpha} t_s^{(\alpha-1)/\alpha} \quad [5b]$$

$$t_D(z) = t_s + z / (\alpha \beta^{1/\alpha} t_s^{(\alpha-1)/\alpha}) \quad [5c]$$

Gl. [4b,c] und [5b,c] werden als Charakteristiken der Feuchte- und der Drainagefront bezeichnet. Mit ihrer Hilfe kann die partielle Differentialgleichung [3] in eine gewöhnliche Differentialgleichung überführt werden.

Weiter gilt für $t > t_s$:

$$\alpha = c_D/c_W = t_W(Z) / (t_D(Z) - t_s) \quad [6]$$

Zwischen der Drainagefront bei $z_D(t)$ und der Bodenoberfläche entwickelt sich eine Schleppe mit

$$v(z,t) = \{z / [(t-t_s) \alpha \beta^{1/\alpha}] \}^{\alpha/(\alpha-1)} \quad [7]$$

Da die Drainagefront sich um den Faktor α schneller in die Tiefe bewegt als die Feuchtefront, wird die erstere die letztere zum Zeitpunkt $t_i[T]$ und in der Tiefe $z_i[L]$ einholen:

$$t_i = t_s \alpha / (\alpha - 1) \quad [8a]$$

$$z_i = t_s \alpha / (\alpha - 1) \beta^{1/\alpha} t_s^{(\alpha-1)/\alpha} \quad [8b]$$

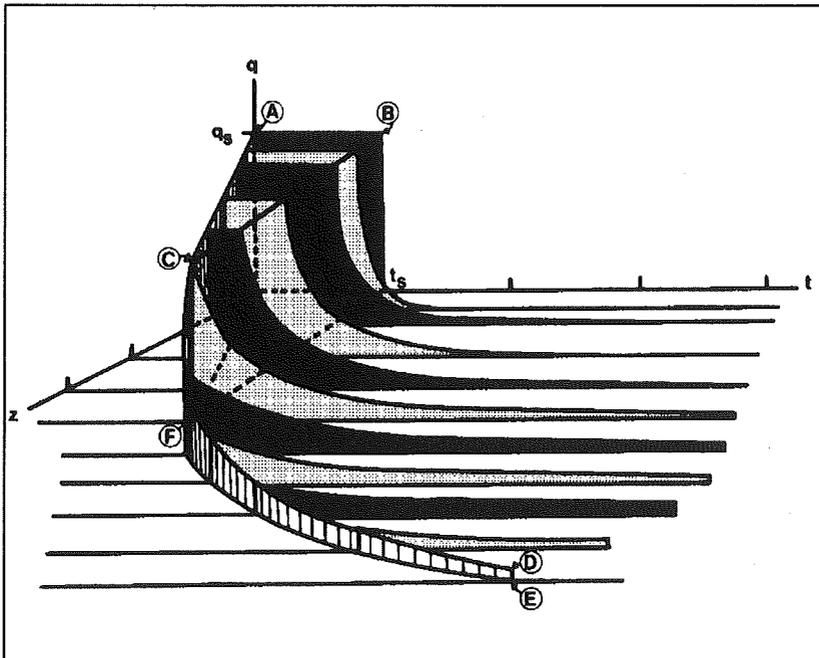


Abbildung 1: Schema einer kinematischen Welle

Die Ausbreitung des Rechteckpulses ist in Abb. 1 dargestellt: A-B- t_s : Rechteckpuls; (0,0)-F: Charakteristik der Feuchtfrent; t_s -F: Charakteristik der Drainagefront und F entspricht (z_i, t_i) ; für Einzelheiten siehe GERMANN(1985). Für den Fall von Wasserverlusten von den Fließspfad in die sie umgebenden feineren Poren wird auf GERMANN UND BEVEN (1985) verwiesen.

Aus der Herleitung der Gleichungen für laminare viskose Grenzschichtflüsse folgt $\alpha=2$ für das Fließen in einem zylindrischen Rohr (Gesetz von Hagen-Poiseuille) und $\alpha=3$ für das Fließen in einem planaren Riss (Cubic Law). Die Sickerung in porösen Medien wird mit $4 \leq \alpha \leq \approx 26$ beschrieben, wobei nach COREY (1969) Werte um 4 die Sickerung in gut strukturierten porösen Medien erfasst. In der Literatur findet man Werte für α wie sie etwa in Tab. 1 aufgeführt sind.

Der Exponent α lässt sich experimentell bestimmen. Gl.[6] bietet sich im Prinzip an. Doch ist die Bestimmung von $t_w(Z)$ zu ungenau wegen der zeitlichen Unschärfe, mit der die Feuchtfrent in der Tiefe $Z[L]$ (z.B. am unteren Ende einer Säule ungestörten Bodens) ankommt. Auch Gl.[7] bietet sich an, wie der Beitrag von MDAGHRI ALAOUI (1994, dieses BGS-Dokument) zeigt.

Tabelle 1: Beispiele für den Exponenten α

α	Bodenart	Autor
< 4.0	highly structured soils	COREY (1969)
4.0	soil, porous rocks	
> 4.0	unconsolidated sands	
11.1	sand	CLAPP UND HORNBERGER (1978) (Modell: CAMPBELL, 1974)
11.8	loamy sand	
12.8	sandy loam	
13.6	silt loam, loam	
18.5	silty clay loam	
20.0	clay loam	
23.8	silty clay, sandy clay	
25.8	clay	

Mit dem hier vorgestellten Verfahren kann man von Fall zu Fall entscheiden, ob der Fließvorgang eher als Makroporen- oder als RICHARDS-Fluss stattgefunden hat. Eindeutig konnten die bis jetzt beobachteten Fließvorgänge allerdings weder dem einen noch dem anderen Fließverhalten zugeordnet werden, es sei denn die Inputraten v_s werden derart gering gewählt, dass kein Makroporenfluss auftreten kann. Damit ist bereits angedeutet, dass $\alpha(v_s)$. Es liegt offenbar eine ähnlich unscharfe Einteilung der Fließverhalten vor, wie sie bei der Unterscheidung von turbulentem gegenüber laminarem Fließen in Gerinnen festgestellt wird. In der Theorie liegt dort die Grenze bei der Reynolds-Zahl $\mathfrak{R} = 1$, in der Praxis liegt voll ausgebildetes turbulentes Fließen erst ab $\mathfrak{R} \geq \approx 500$ vor. Für eine analoge Unterteilung in Makroporen- und RICHARDS-Fluss haben GERMANN UND DIPIETRO(1995) die dimensionslose Zahl Γ eingeführt.

3. Experimenteller Nachweis von $\alpha(t_s)$

DIPIETRO UND LAFOLIE(1991) haben experimentell gezeigt, dass $\alpha(t_s)$. Die Natur dieser Funktion ist allerdings noch nicht geklärt. Die Autoren stellten ein stabiles dual-poröses Medium her, indem sie Platten aus gebranntem Ton zerschlugen und die Scherben in ein Glasrohr füllten. (Einzelheiten, siehe DIPIETRO, 1990). Mit einer γ -Strahl-Doppelsonde wurde zu Beginn eines jeden der vier Infiltrationsexperimente die gleiche Ausgangsfeuchte in den Feinporen der Tonscherben festgestellt. Aus dem abklingenden Ast der Drainagehydrographen wurden unter vier verschiedenen Inputraten die Exponenten α bestimmt. Die Resultate sind in Tab. 2 festgehalten.

Tabelle 2: Daten zu den Experimenten von DIPIETRO (1990)

	Experimente			
	1	2	3	4
t_s [m/s]	9.16×10^{-6}	1.55×10^{-5}	3.50×10^{-5}	2.14×10^{-4}
$t_{w1}(Z)$ [s] ⁽¹⁾	3'000	2'222	839	180
$t_{w2}(Z)$ [s] ⁽²⁾	3'600	2'760	1'260	299
t_s [s]	4'800	4'800	4'800	1'512
t_b [s]	5'220	5'040	4'860	1'559
α	8.13	7.28	4.41	4.36
r^2 ⁽³⁾	0.64	0.93	0.99	0.99

⁽¹⁾ Beginn der Drainage

⁽²⁾ Beginn des stationären Flusses

⁽³⁾ Bestimmtheitsmass

4. Schlussfolgerungen

- Mit Hilfe der Theorie der Kinematischen Wellen kann beurteilt werden, ob Makroporen- oder Richardsfluss vorliegt. Der Übergang vom einen zum anderen ist unscharf.
- Das Ausmass des Makroporenflusses in einem strukturierten Boden hängt auch von der jeweiligen Inputrate ab. Die Beziehungen zwischen der Inputrate und den übrigen Fließvorgängen sind nicht-linear. Der Grad der Nicht-Linearität hängt unter anderem auch von der Inputrate ab.

5. Literatur

- CAMPBELL, G.S. (1974) A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. *Soil Sci.* 117:311-314.
- CLAPP, R.B., AND G.M. HORNBERGER (1978) Empirical equations for some soil hydraulic properties. *Water Resour. Res.* 14(4): 601-604.
- COLBECK, S.C. (1974) Water flow through snow overlaying an impermeable boundary. *Water Resour. Res.* 10(1):119-123.
- COREY, A.T. (1969) Flow in porous media. Class Notes 68-69-5 to AE 728 and AE 730, Colorado State University Agricultural Engineering Department, 258 p.
- DEQUERVAIN, M.R. (1972) Snow structure, heat and mass flux through snow. In: *The role of snow and ice in hydrology. Proceedings of the Banff Symposia, September 1972, Vol 1.* Published by UNESCO-WMO-IAHS.
- DIPIETRO, L. (1990) Transfert d'eau en milieu structuré. *Memoire, Académie de Montpellier, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier II, 83 p.*
- DIPIETRO, L. (1993) Transferts d'eau dans des milieux à porosité bimodale: Modélisation par la méthode de gaz sur réseaux. *Thèse de Doctorat, Académie de Montpellier, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier II, 251 p.*
- DIPIETRO, L., AND F. LAFOLIE (1991) Water flow characterization and test of a kinematic-wave model for macropore flow in a highly contrasted and irregular double-porosity medium. *J. Soil Sci.* 42:551-563.
- FLURY, M., H. FLÜHLER, W.A. JURY, AND J. LEUENBERGER (1994) Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study. *Water Resour. Res.* 30(7): 1945-1954.
- GERMANN, P.F. (1985) Kinematic wave approach to infiltration and drainage into and from soil macropores. *Trans ASAE* 28(3):745-749.
- GERMANN, P.F. (1990) Preferential flow and the generation of runoff. 1. Boundary layer flow theory. *Water Resour. Res.* 26(12):3055-3063.
- GERMANN, P., UND K. BEVEN (1985) Kinematic wave approximation to infiltration into soils with sorbing macropores. *Water Resour. Res.* 21(7):990-996.
- GERMANN, P., AND L. DIPIETRO (1995) When is porous media flow preferential? Manuscript submitted to *Europ. J. Soil Sci.*
- MDAGHRI ALAOU, A. (1994) Modélisation de l'écoulement rapide de l'eau dans une colonne de sol par un approche macroscopique. *BGS-Dokument 6 (diese Publikation).*
- RICHARDS, L.A. (1931) Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics* 1:318-333.
- Sisson, J.B., A.H. Ferguson and M.Th. van Genuchten (1980) Simple method for predicting drainage from field plots. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:1147-1152.
- SMITH, R.E. (1983) Approximate soil water movement by kinematic characteristics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47:3-8.

Modeling the Stormflow Chemistry of South Creek, NE Queensland

Daniel Lorieri and Helmut Eisenbeer
(Institute of Geography, Berne, Switzerland)

Frühere Studien in einem tropischen Einzugsgebiet in Nordost Queensland, Australien, zeigten, dass der Oberflächenabfluss als Fliessweg und bezüglich der Wasserchemie des Vorfluters eine zentrale Rolle spielt. Mit Hilfe von natürlichen Tracern und EMMA wurden die Fliesswege des Wassers für zwei Niederschlagsereignisse in der Regenzeit 1993 analysiert und quantifiziert und mit den Resultaten einer Ganglinientrennung, die mit einer Massenbilanz berechnet wurden, verglichen. In dieser Studie werden die Resultate für Kalium und die Säureneutralisationskapazität vorgestellt. Es konnte gezeigt werden, dass der Oberflächenabfluss, je nach Mikrotopographie, vorangegangenen Feuchteverhältnissen, Niederschlagsdauer und -intensität, den Vorfluterabfluss dominiert und in schwankendem Ausmass Signale von altem und neuem Wasser annimmt.

Introduction

The analysis of streamflow chemical patterns has become a popular tool to infer flowpath contributions of old- and new-water components. The basic technique consists of a hydrograph separation based on a mass-balance approach. The original two-component model with one old-water and one new-water component has been extended to three components when either discharge of one of the components was known, or when two tracers were used simultaneously. A new technique to perform hydrograph separation, and to predict proportions of contributing sources, is based on an end-member mixing analysis (EMMA); it assumes that stream-water chemistry reflects a mixture of subsurface sources with distinct chemical compositions. In contrast to the mass-balance approach, EMMA relies on the solution of a constrained, linear, least-squares estimation problem.

Both approaches assume that the tracers used behave conservatively, and that the chemical composition of components or end-members is constant in space and time. Neither of the two approaches implies a particular runoff process or requires knowledge of hydrological pathways.

We modified the usual EMMA approach by accommodating a priori knowledge of flowpaths and the time-dependency of their chemical composition.

Here, we report the selection of end-members and their contributions to stormflow, a test of model validity, and a comparison of EMMA and mass-balance based hydrograph separations.

Field Site and Methods

The South Creek catchment is located in the Graham Range near Babinda on the Queensland coast (17° 20' S, 145° 58' W; Figure 1). Its area is 26 ha, and elevation ranges from 25 to 190 m.a.s.l. The steep sideslopes are covered by Inceptisols, grading

into Oxisols on the interfluvies. The lithology is dominated by amphiboles. Mean annual precipitation is 4141 mm with a concentration of rainfall in the wet season December to April. The whole catchment is covered by cyclone-disturbed rainforest.

Overland flow (OF), together with streamflow, was sampled during two events in February 1993, in gullies A and C which differ in the extent of their incision. Potential end-members and contributing sources - groundwater, shallow and deep soilwater - were sampled frequently ($n = 65, 20, 50$, respectively) throughout that month, in addition to baseflow. Chemical analysis involved major anions and cations, dissolved silica, alkalinity and acid neutralisation capacity (ANC).

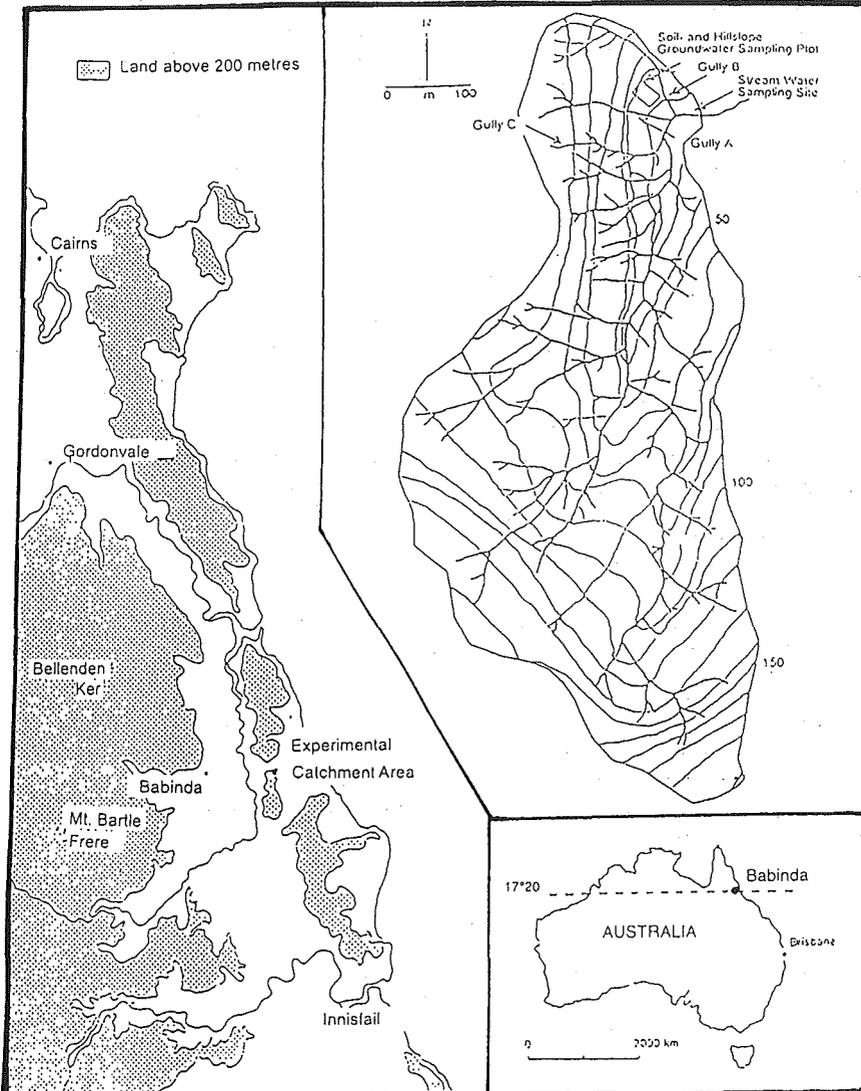


Figure 1. The South Creek research catchment in northeast Queensland with sampling sites

End-member contributions were determined by solving the normal equations:

$$\sum_j c_j * x_j = s \quad (1)$$

where $j = 1 \dots n$

under the constraint,

$$\sum_j x_j = 1 \quad \text{and} \quad x_j \geq 0 \quad (2)$$

where

x_j	fraction of EM j
c_j	concentration of the tracer in EM j
s	total concentration in the stream
n	number of EM.

An end-member was retained only if, for a given tracer, its contribution was statistically significant, regardless of the visual impression from mixing diagrams. The validity of the selection was checked by comparing observed with predicted stormflow chemographs.

The composite nature of OF from the markedly incised gully A - in contrast to the poorly defined gully C - was also studied with EMMA.

A two-component, mass-balance approach was used to separate the stormflow hydrographs into old and new water portions according to:

$$Q_t = Q_p + Q_n \quad (3)$$

$$C_t * Q_t = C_p * Q_p + C_n * Q_n \quad (4)$$

where

Q	discharge
C	concentration of tracer
n	new water
p	pre-event water.

Results

Figure 2 shows that streamflow observations are stretched along a line from an end-member with low K and high ANC, to one with the reverse ratio. A third end-member is not necessary to encompass streamflow observations. The analysis for K and ANC (Table 1) confirms the mixing plot evidence: only overland flow and groundwater are significant, regardless of the source of OF. In the case of K, OF appears to be the only contributor if represented by gully A (incised flowpath). The choice of an OF sampling site determines the second significant end-member (Table 1): if sampled from an incised flowpath - gully A - the second end-member is deep soilwater for event 1, but not for event 2. If OF is sampled from a concentrated-flow line - gully C - the second end-member is groundwater for both events. Table 2 resolves this apparent discrepancy: OF from gully A is itself influenced by groundwater. Based on gully C as representative of OF and ANC as tracer, the contributions of OF to stormflow are about 75 and 50% for event 1 and 2, respectively. This difference reflects the distinct antecedent moisture conditions.

Figure 3 confirms the validity of the proposed two-end-member mixing analysis by comparing observed and predicted K and ANC stormflow concentrations.

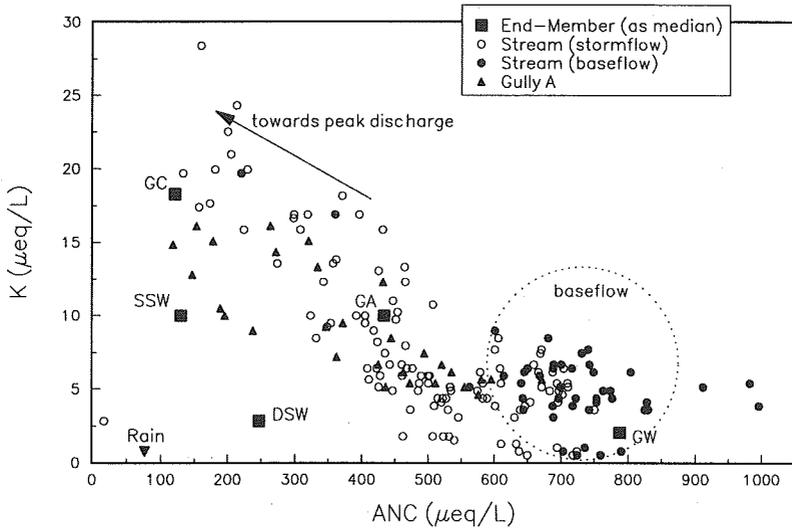


Figure 2. Potassium and ANC mixing diagrams

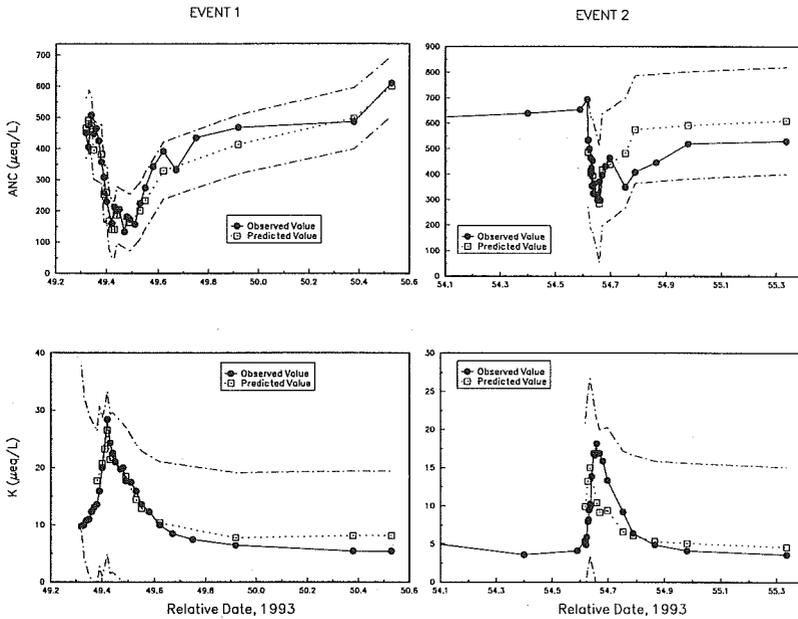


Figure 3. Predicted and observed stream water concentrations for the events of February 18, 1993 (event 1, left-hand plots) and February 23, 1993 (right-hand plots). The dashed lines enclose the 95% confidence band.

Figure 4 compares an EMMA-based hydrograph separation into fast and slow flowpaths with a mass-balance based separation into old- and new-water sources. While the fast flowpath OF dominates the hydrograph in both events, OF can be equated with the new-water source only during event 1. In event 2, old-water, too, contributes to stormflow via OF.

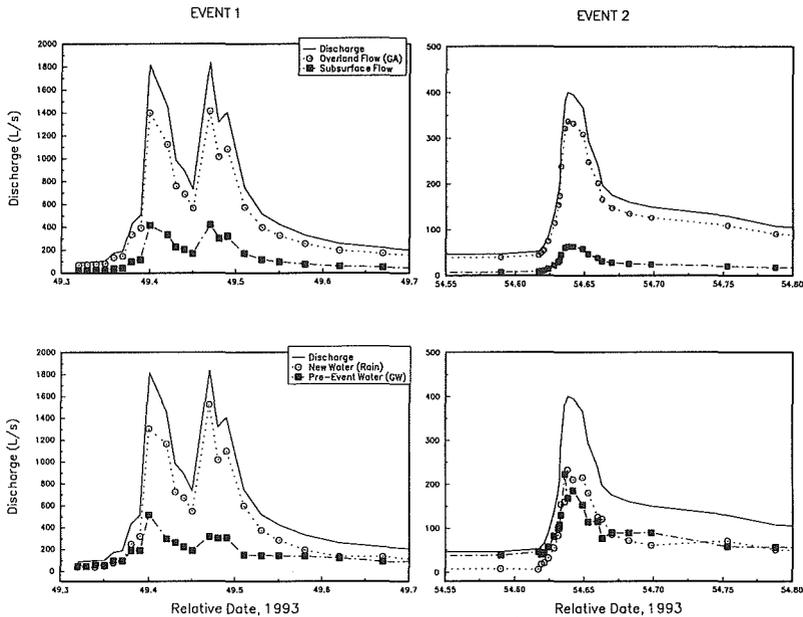


Figure 4. Hydrograph separations based on EMMA with gully A as representative of overland flow (top plots); and hydrograph separations based on a mass-balance approach with rain as representative of new water (bottom plots). Calculations based on ANC as tracer.

Table 1. Significant End-Members and their Fractions according to an End-Member Mixing Analysis of South Creek Stormflow with Gully A as Representative of Overland Flow

Event 1 (February 18, 1993)

ANC	DSW	0.18
	GA	0.82
K	GA	1.44

Event 2 (February, 23, 1993)

ANC	GW	0.16
	GA	0.84
K	GA	1.00

Table 2. Significant End-Members and their Fractions according to an End-Member Mixing Analysis of Gully A

Event 1 (February 18, 1993)		
ANC	GW	0.30
	GC	0.70
K	GW	0.36
	GC	0.64
Event 2 (February, 23, 1993)		
ANC	GW	0.16
	GC	0.84
K	GW	0.59
	GC	0.41

Conclusions

The proposed two end-member mixing model, with only one subsurface source and overland flow as additional end-member, adequately reproduces the observed stormflow chemographs. The inclusion of more end-members, while intuitively appealing, is not supported by mixing diagrams or statistical analysis.

Depending on whether overland flow is sampled from incised or non-incised pathways, information about the temporal variation of its composition is essential: a time-invariant chemical signal cannot be assumed a priori.

If flow components are to be associated with old- and new- water sources, it must be recognised that overland flow may represent a mixture of old and new water, depending on where - effect of microtopography - and when - effect of rainfall characteristics - it was sampled.

Since the selection of end-members for field sampling was facilitated by a previous investigation of hydrological pathways, we emphasize the importance of a combined hydrologic-hydrochemical approach, especially for geo-ecosystems in which fast pathways are dominant.

Modélisation de l'écoulement rapide de l'eau dans une colonne de sol par une approche macroscopique

Mdaghri Alaoui A.

Section des Sols, GIUB, Hallerstrasse 12, 3012 Bern

ZUSAMMENFASSUNG

An einer Bodensäule wurden Infiltrationsexperimente mit Wasser durchgeführt. Die bevorzugten Fliesswege „Bypass-Flow“ wurden mit der Theorie der kinematischen Welle, einer makroskopischen Annäherung, untersucht. Das Modell erlaubt Abflusskurven korrekt zu simulieren. In diesem Fall ist die Feuchtefront nur schwach dispers und verlagert sich wie eine Schockwelle.

INTRODUCTION

On ne peut parler d'écoulement rapide dans la zone non saturée sans évoquer le rôle des voies préférentielles. GERMANN (1981), dans son concept décrivant le flux dans les macropores durant une infiltration, indique que le flux macroscopique n'a lieu que si le taux d'infiltration au dessus de toute la surface du sol dépasse celui affluant à la matrice du sol.

La quantité d'eau traversant le sol par les voies rapides dépend du rapport entre la vitesse de l'écoulement dans les macropores et la capacité de la matrice du sol à absorber l'eau. Ces vitesses dépendent à la fois de la structure, de la géométrie, de la continuité des pores et de la teneur en eau (THOMAS et PHILLIPS, 1979).

L'existence de ce type d'écoulement rapide „by-pass Flow“ dans le réseau des macropores des sols non saturés est mis en évidence soit par l'observation directe sur le terrain, soit par des techniques de traçage, ou encore par l'analyse des courbes d'élution lors d'expériences de déplacement d'eau dans des colonnes de sol ou sur le terrain.

Parmi les méthodes directes et non destructives pour l'identification des macropores, les techniques d'examen au scanner nécessitent l'application de l'énergie électromagnétique tels que „x-ray computed tomography“ (WARNER et NIEBER, 1991).

Le bleu de Méthylène a été utilisé pour déterminer les caractéristiques morphologiques, tels que le volume et les dimensions des macropores (HATANO et BOOLTINK, 1992).

FLURY et al. (1994) ont démontré par traçage au „Bleu Brillant FCF“ (C.I. Food Blue 2) que les sols structurés favorisent mieux le flux préférentiel que les sols non structurés.

MATÉRIEL ET MÉTHODE

Les essais d'infiltration ont été effectués dans une colonne de sol de 43 cm de hauteur et 39 cm de diamètre interne. Le matériel provient du lac de l'île St. Pierre en Suisse où la sédimentation a permis de déposer un matériel fin composé de sable, silt et argile (porosité = 0.45 - 0.50, pH = 7)

La colonne est équipée de 3 sondes TDR (Time Domain Reflectometry) pour mesurer l'humidité à 12, 26 et 33 cm. La succion est mesurée à l'aide de 3 tensiomètres fixés dans la colonne à 12, 26 et 40 cm. Un simulateur de pluie permet de répartir les précipitations sur la surface du sol d'une manière uniforme et régulière. L'intensité peut être variée. Un débitmètre à la base permet de mesurer le flux de sortie. Tous ces paramètres sont enregistrés automatiquement par un acquieseur de données „Datalogger“ et stockés à l'aide d'une carte qui permet ensuite de les transférer sur un ordinateur.

DESCRIPTION SOMMAIRE DU MODÈLE DES ONDES CINÉMATIQUES

Le modèle proposé par BEVEN et GERMANN (1981) utilise la théorie des ondes cinématiques (LIGHTHILL et WHITHAM, 1955). Il a été appliqué par GERMANN (1985) pour le cas simple d'un apport d'eau de type pulse carré. Dans ce cas, l'auteur considère que la microporosité ne participe pas à l'écoulement et que les échanges entre micro- et macroporosité sont négligeables. L'auteur suppose que l'écoulement de l'eau dans la macroporosité est décrit par une onde cinématique.

Le flux dans la macroporosité ($q[L/T]$) dépend de la teneur ($w[L^3/L^3]$) de celle-ci selon la relation :

$$q = b \cdot w^a \quad [1]$$

a et b [L/T] sont des paramètres expérimentaux. En combinant l'équation [1] avec l'équation de continuité, on obtient :

$$\partial q / \partial t + c \cdot \partial q / \partial z = 0 \quad [2]$$

où q [L/T] est la densité volumique du flux dans les macropores, c [L/T] est la vitesse de l'onde cinématique (LIGHTHILL et WHITHAM, 1955); $w(m^3/m^3)$ est la teneur en eau dans les macropores, z et t sont respectivement la profondeur et le temps.

$$c = dq/dw = a \cdot b^{1/a} \cdot q^{(a-1)/a} \quad [3]$$

Dans le cas d'une infiltration et d'une redistribution d'un pulse carré d'intensité q_s et de durée t_s , les conditions initiales sont $q = w = 0$ pour $0 < z < \infty$ et $t < 0$.

z [L] étant la profondeur du flux dans la macroporosité, t [T] est le temps.

Les conditions aux limites sont :

$$\begin{aligned} q(0) &= 0, & z &= 0 \text{ et } t < 0 \\ q(0) &= q_s, & 0 &\leq t \leq t_s \\ q &= 0, & t_s &\leq t \end{aligned}$$

L'écoulement est décrit en 3 phases : l'infiltration du pulse carré, le développement d'un front de drainage et enfin l'atténuation du pic. Le lecteur peut se référer à l'article de GERMANN (1985).

L'estimation des paramètres du modèle est effectuée à partir des équations suivantes :

$$a = c_d/c_w = t_w(Z)/[t_d(Z)-t_s] \quad [4]$$

c_d et c_w sont respectivement la vitesse du front de drainage et la vitesse du front d'humectation, $t_w(Z)$ et $t_d(Z)$ sont respectivement le temps d'arrivée du front d'humectation et celui de drainage à la profondeur Z (base de la colonne).

$$b = [Z/t_w(Z)]^a \cdot q_s^{(1-a)} \quad [5]$$

$$q(Z,t) = q_s \cdot [t_w(Z)/a \cdot (t-t_s)]^{a(a-1)} \quad [6]$$

Descrivant la phase de tarissement des hydrogrammes, cette équation permet de calculer le paramètre a à partir des termes expérimentaux (q_s , t_w et t_s). Cette estimation se fait au moyen d'une régression non linéaire. a est retenu pour le meilleur ajustement (minimisant la somme des carrés des résidus) entre $q(Z,t)$ observé et $q(Z,t)$ calculé.

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Au début du drainage, un régime „pseudopermanent“ est d'abord atteint puis remplacé progressivement par le régime permanent.

Les paramètres du modèle ont été déterminés selon 6 infiltrations dont 4 sont en régime permanent (figure 1 et tableau 1). Les 2 dernières ont été arrêtées sans atteindre le régime permanent (figure 2 et tableau 2).

Pluie	1	2	3	4
q_s [m/s]	4.1 E-6	1.06 E-5	2.2 E-5	2.3 E-5
t_s [s]	13900	10000	4100	4500
a	9.6	8.3	5.6	6
r^2	0.67	0.87	0.94	0.93
b [m/s]	0.026	5.5 E+3	24.7	31.7

Tabl. 1. Paramètres (a et b) estimés d'après le modèle pour les essais 1 à 4 (régime permanent).

Pluie	5	6
q_s [m/s]	2.63 E-5	2.6 E-5
t_s [s]	1600	1500
a	4	5
r^2	0.98	0.94
b [m/s]	0.79	9.3

Tabl. 2. Paramètres (a et b) estimés d'après le modèle pour les essais 5 et 6 (régime transitoire).

Dans le cas d'apport à intensité faible, le paramètre a s'éloigne de l'intervalle [2-4] défini par GERMANN (1985). Dans le cas contraire, le front d'humectation est faiblement dispersé et se déplace de façon très similaire à une onde de choc, ce qui implique des valeurs de a proche de 4. Les mêmes observations ont été faites par DI PIETRO et LAFOLIE (1991). L'équation [5] montre que le paramètre b dépend de $t_w(Z)$, de q_s et de a ; Z étant la longueur de la colonne.

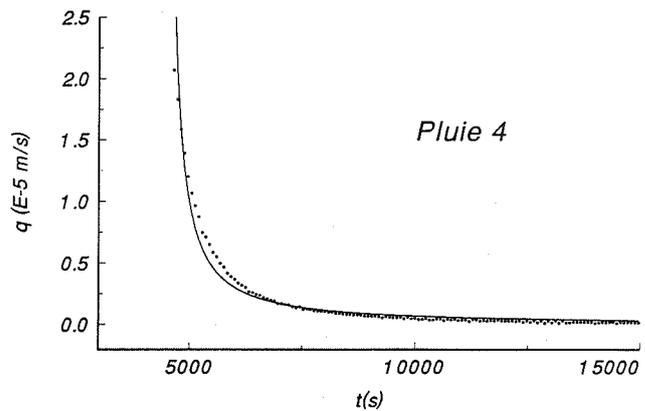
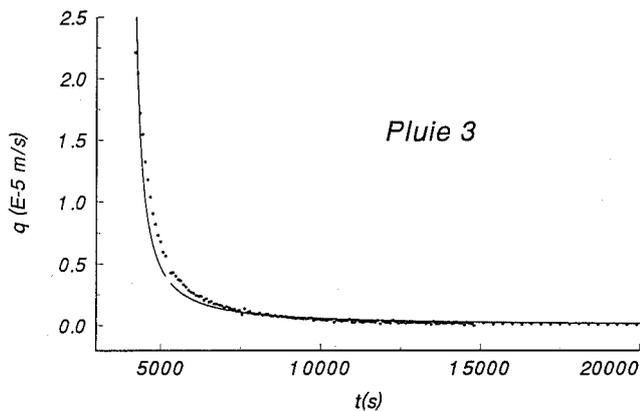
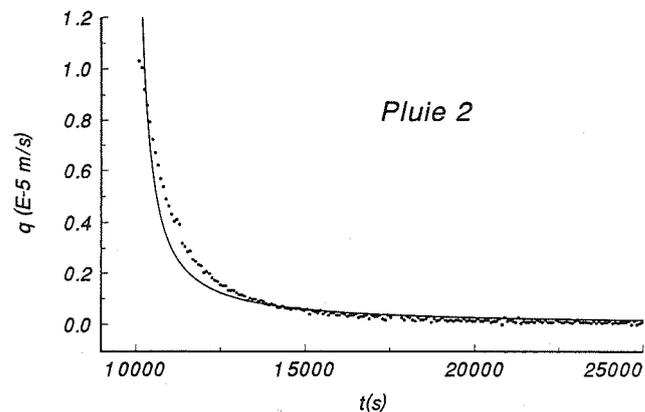
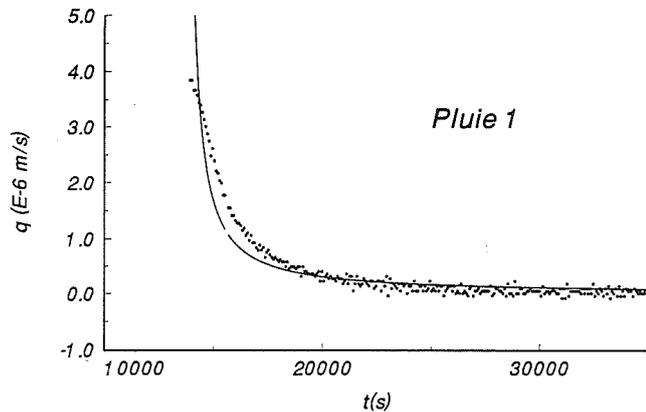


Fig. 1. Simulation de la phase de tarissement par le modèle (ligne pleine), les valeurs expérimentales sont représentées par des points, infiltrations 1 à 4

Le meilleur ajustement a été obtenu pour l'infiltration 5 (figure 2) en régime transitoire. Dans ce cas, la teneur en eau initiale ($t=0$) et celle enregistrée à l'exfiltration ($t=t_w$) relativement faibles par rapport à celles de l'essai 6 montrent que la matrice a un rôle secondaire dans le processus de flux rapide. Lors de cet essai, l'intensité et la durée de l'apport relativement élevée ont permis l'établissement d'un régime proche du régime permanent.

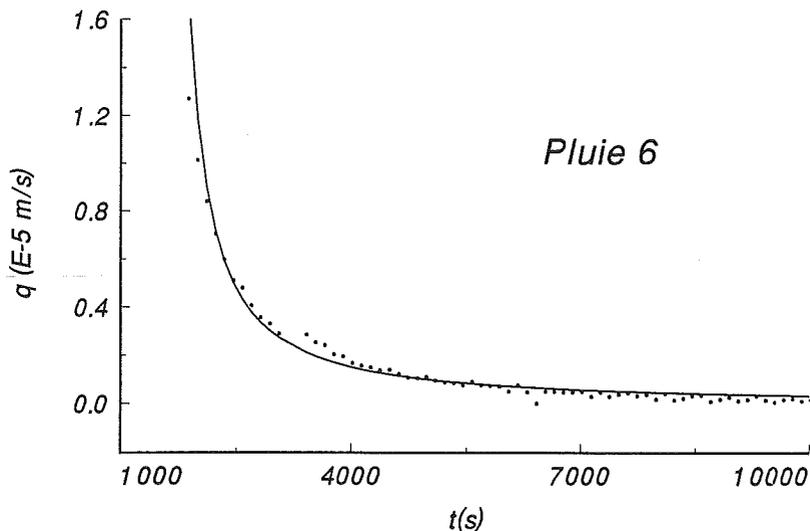
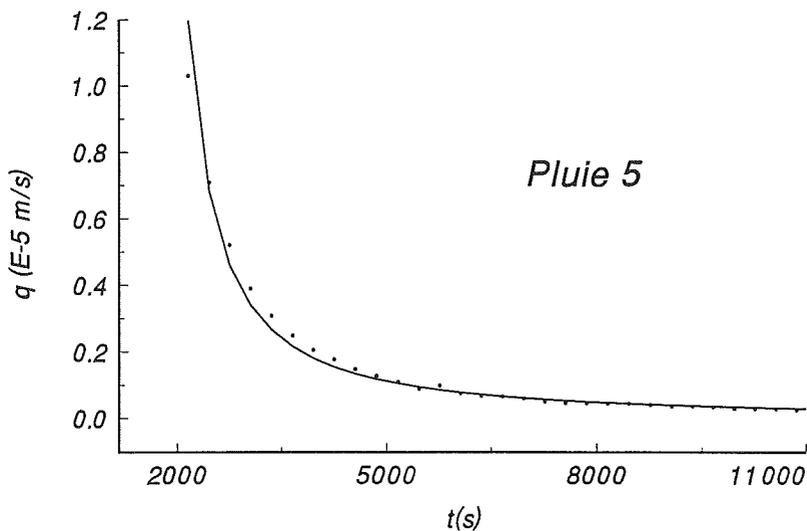


Fig. 2. Simulation de la phase de tarissement par le modèle (ligne pleine), les valeurs expérimentales sont représentées par des points, infiltrations 5 et 6

En outre; le temps d'arrivée du front de drainage relativement supérieur à t_s et la baisse brutale du flux à $t \geq t_d$ permettent une bonne corrélation entre le modèle et la réalité pour des valeurs de a proches de 4.

La courte durée d'infiltration et le flux $q(z,t)$ relativement faible de l'essai 6 ne permettent pas au flux d'occuper toutes les voies préférentielles ($a=5$).

CONCLUSIONS

Au début du drainage, un régime „pseudopermanent“ est rapidement atteint, puis remplacé progressivement par un régime permanent.

Le modèle permet de simuler correctement les hydrogrammes du drainage. Les valeurs de a s'éloignent de 4 pour des intensités faibles. Dans le cas contraire, le front d'humectation est faiblement dispersé et se déplace comme une onde de choc (a proche de 4).

En plus de l'intensité, le flux préférentiel dépend de la durée d'injection et/ou de la teneur en eau initiale.

La matrice joue un rôle secondaire dans le processus de flux rapide.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été supporté par le Fonds National Suisse de la Recherche Scientifique, requête n° 21-36281.92.

RÉFÉRENCES

- BEVEN K. and GERMANN P. 1981. Water flow in soil macropores II. A combined flow model. *J. of Soil Science*, 32, 15-29.
- DI PIETRO L. and LAFOLIE F. 1991. Water flow characterization and test of a kinematic-wave model for macropore flow in a highly contrasted and irregular double-porosity medium. *J. of Soil Science*, 42, 551-563.
- FLURY M., FLÜHLER H., JURY W. A. and LEUENBERGER J. 1994. Susceptibility of soils to preferential flow of water : A field study. *Water Resour. Res.*, 30(7), 1945-1954.
- GERMANN P. 1981. Untersuchungen ueber den Bodenwasserhaushalt im hydrologischen Einzugsgebiet Rietholzbach. *Mitteilungen der VAW*, 51, 1-35, ETH Zurich.
- GERMANN P. 1985. Kinematic Wave Approach to Infiltration and Drainage into and from Soil Macropores. *Transactions of the ASAE*. Published by the American Society of Agricultural Engineers, 28(3), 745-749.
- HATANO R. and BOOLTINK H. W. G. 1992. Using fractal dimensions of stained flow patterns in a clay soil to predict bypass flow. *J. Hydrol.* 135, 121-131.
- LIGHTHILL G. J. and WHITHAM G. B. 1955. On kinematic waves: I, Flood movement in long rivers. *Proc. Roy. Soc. London, Ser. A*, 229, 281-316.
- THOMAS G. W. and PHILLIPS E. 1979. Water movement in macropores. *J. Environ. Quality* 8(2), 149-152.
- WARNER G. S. and NIEBER J. L. 1991. Macropore distributions in Tilled vs. Grass-Surfaced Cores as Determined by Computed Tomography. Preferential Flow, Proceedings of the National Symposium, Chicago, Illinois, 192-210. Published by the American Society of Agricultural Engineers.

VERTEILUNG VON LATEXPARTIKELN NACH EINER INFILTRATION IN EINEN UNGESÄTTIGTEN, STRUKTRIERTEN BODEN

Dagmar Riesen, GIUB, Abt Bodenkunde, Hallerstrasse 12, 3012 Bern

ZUSAMMENFASSUNG

Ein Boden wurde in situ, auf einer Fläche von 700 [cm²] mit einem Partikelcocktail infiltriert und nach drei Stunden in 5 - 10 [cm] dicken Schichten abgetragen. Die Proben wurden luftgetrocknet, abgetrennt, in Suspension gebracht und zentrifugiert. In den Bodenlösungen konnten anschliessend die Partikelkonzentrationen mit einem Fluorimeter gemessen werden und ihre Tiefenverteilung eruiert werden. Im Labor zeigte es sich, dass der Hauptteil der infiltrierten Partikel vor der eigentlichen Feuchtefront in die Tiefe verlagert werden. Die grössten Partikel: 1.67[μm] erreichten die doppelte Summe (14.9%) bezüglich ihrer Ausgangskonzentration als die kleineren Partikel: .21[μm], .05[μm] mit 7.59% respektive 7.1%.

RESUMEE

Un mélange de 3 sortes de particules a été infiltré „in situ“ sur une portion de sol de 700 [cm²]. Après 3 heures, des portions de sol de 5 à 10 [cm] de hauteur ont été prélevées. Un échantillonnage dans le sol séché a été effectué selon un maillage assez représentatif. Le sol est ensuite imbibé d'eau puis centrifugé. La solution obtenue pour chaque profondeur a été analysée par Fluorimétrie. Au laboratoire, des infiltrations sur une colonne de sol similaire ont été effectuées. Elles montrent que le pic du nuage des particules progresse plus rapidement que le pic du front d'humidité. Le pourcentage des particules de grande taille (1.67[μm]) représente environ le double de celui des 2 autres fractions composées chacune de particules de taille inférieure: 0.21[μm] (7.59%) et 0.5[μm] (7.1%).

EINLEITUNG

PARTIKELKENNGROESSEN

Die verwendeten Partikel bestehen aus Latex und sind mit fluoreszierenden Farbstoffen durchtränkt. In Tabelle A1 ist eine Zusammenstellung der verwendeten Partikel und der Grössen eines einzigen Partikels.

Farbe	ϕ [μm]	r [μm]	Rauminhalt [cm ³]	Masse [g]
YG Lab.	0.21	0.105	4.85E-15	5.09E-15
YG Feld	0.51	0.255	6.95E-14	7.29E-14
PC-Red	1.0	0.5	5.24E-13	5.5E-13
BB	1.67	0.835	2.44E-12	2.56E-9

TabelleA1: Partikelgrössen, Rauminhalt und Masse pro Teilchen

BODENKENNGROESSEN

Beim untersuchten Boden handelt es sich um eine strukturierte Parabraunerde, die aus Moränenmaterial hervorgegangen ist. Beim Standort handelt es sich um einen Tannen und Buchenwald der nordwestexponiert ist und eine Hangneigung von 20° aufweist. Unten (Tabelle A2) sind die Bodenkenngrößen aufgeführt, die an 100[cm³] Zylinderproben bestimmt wurden.

Tiefe [cm]	Grav. WG	schein. Dichte	vol. WG	Porosität	Sättigung
0-4	0.43	1.1	0.47	0.59	1.87
12-16	0.35	1.26	0.44	0.53	2.39
19-23	0.26	1.56	0.40	0.41	3.81
26-30	0.32	1.36	0.44	0.49	2.77
30-34	0.32	1.32	0.42	0.50	2.62
36-40	0.35	1.32	0.47	0.50	2.61
45-49	0.26	1.51	0.40	0.43	3.5
51-55	0.24	1.59	0.38	0.40	3.94
56-60	0.32	1.26	0.40	0.52	2.4
68-72	0.29	1.38	0.40	0.48	2.87
90-94	0.31	1.39	0.44	0.47	2.93
83-87	0.33	1.34	0.44	0.49	2.71
105-109	0.23	1.64	0.38	0.38	4.33

Tabelle A2: Bodenparameterbestimmung durchgeführt mit 100[cm³] Zylinderproben der Bantigersäule.

FELDVERSUCH 23. AUGUST 1993

METHODE

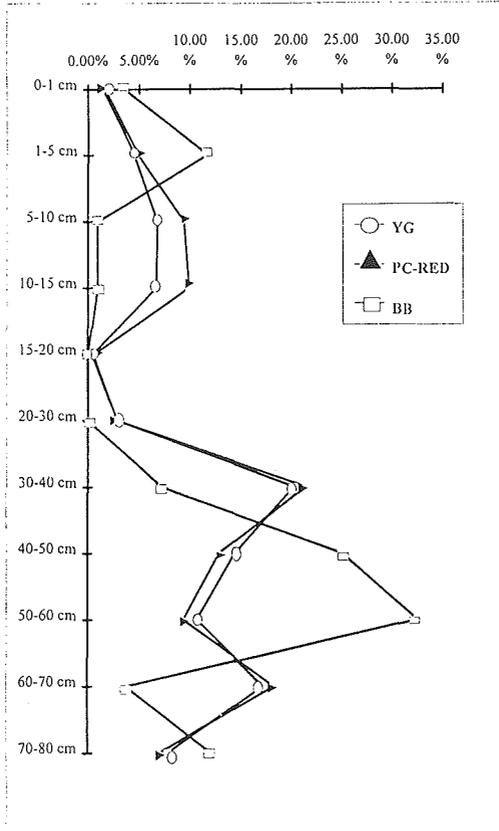
Unterhalb des Bantigers wurde über eine Peristaltikpumpe eine Partikelsuspension (Tab. F1) aufgebracht. (Wenige Meter neben dem Standort der Laborsäule) Nach 3 [h] Sickerzeit wurde um die berechnete Fläche herum eine Säule ausgestochen und alles Material in Segmenten von 5-10 [cm] in Plasticsäcke abgefüllt. Die Proben wurden bei Zimmertemperatur getrocknet, zerrieben und durch einen Probenteiler gelassen. Daraus wurden je 3 Proben à 50 [g] abgetrennt, mit 1000 [ml] Wasser und 10 [ml] Alcopon versetzt und geschüttelt (Dispergieren der Tonteilchen). Dieses Gemisch wurde abdekantiert und 10 Min in eine Zentrifuge (5000 Umdrehungen/Min) gegeben. Anschliessend wurden die Suspensionen abdekantiert, mit Ammoniak auf pH 9 gebracht und gemessen.

Feldsäule Bantiger:Parabraunerde			
Säulenlänge:	80		[cm]
Säulendurchmesser:	30		[cm]
Berechnungsrate:	4.71E-4		[mm]/[s]
Berechnungsintervall:	1200		[s]
Wasserhöhe:	5.7		[mm]
Gesamtvolumen:	4		[L]
Berner Leitungswasser (Infiltrationsmedium):			
pH:	7.54		
Leitfähigkeit:	402		[µS]
Partikelsuspension Co:			
YG	0.51 [mm]	6.84E+11 P _{tot}	1.71E+8 [P/mL]
PC-Red	1.0 [mm]	9.08E+10 P _{tot}	2.27E+7 [P/mL]
BB	1.67 [mm]	4.88E+11 P _{tot}	1.22E+8 [P/mL]

Tabelle F1: Berechnungsbedingungen, Zusammensetzung und Konzentrationen der auf die „Feldsäule“ Bantiger infiltrierten Suspension.

RESULTATE

Die Messergebnisse sind auf Figur F1 dargestellt. Die Maxima der Partikelkonzentrationen liegen bei YG und PC-Red in einer Tiefe von 30-40, bei BB in einer Tiefe von 50-60 [cm]. Die Gesamtsummen der einzelnen Partikel muss mit etwas Vorsicht genossen werden, da hier eine Hochrechnung über die Boden-Gesamtmasse gemacht wurde. Eine Hochrechnung über das Volumen wurde nicht gemacht, weil dies nur anhand von Zylinderproben möglich gewesen wäre und so eine statistische Erfassung der Partikelverteilung über die Schicht verunmöglicht hätte.



Figur F1: Tiefenverteilung unterschiedlich grosser Partikel nach einer Infiltration im Feld. Angaben in C/Co . C = Konzentration des Partikeltypes in der Tiefe z ; Co = Ausgangskonzentration von Part..

DISKUSSION

Dieser Versuch wurde deshalb durchgeführt um die Felddauglichkeit der Geräte und die Analysemöglichkeiten zu testen. Es würde eine schnelle, noch etwas auszubauende (grosser Stechzylinder: Volumen!) Methode darstellen, an einem Standort Transportsimulationen durchzuführen. Auch wenn der hier gezeigte Versuch noch nicht ausgereift ist, lässt sich doch sagen, dass ein Grossteil der Partikel mindestens eine Tiefe von 40[cm] erreichte. Bei Kontaminationen könnte dies eine Möglichkeit darstellen, die Gefährdung eines Grundwasserleiters abschätzen zu können, bei gleichzeitiger Messung des momentanen hydraulischen Zustandes des Bodens.

LABORVERSUCH 29. MAI 1994

METHODE

Die Laborsäule wurde mit einem Gemisch unterschiedlich fluoreszierender Latexpartikel der Firma Polyscience infiltriert. Die Berechnungs- und Suspensionsbedingungen sind in Tab. L1. zusammengestellt.

Die Exfiltrate wurden mit Ammoniak einem pH - Wert von ~9 angeglichen und auf einem Perkin-Elmer Fluorimeter gemessen. Der pH - Ausgleich ist notwendig, weil sowohl die Latexpartikel im sauren Milieu einen kationischen Charakter annehmen und an Tonmineralien adsorbieren können als auch die Fluoreszenzintensitäten pH abhängig sind.

Laborsäule Bantiger:Parabraunerde			
Säulenlänge:	85		[cm]
Säulendurchmesser:	30		[cm]
Berechnungsrate:	4.72E-4		[mm]/[s]
Berechnungsintervall:	900		[s]
Wasserhöhe:	4.2		[mm]
Gesamtvolumen:	3		[L]
Berner Leitungswasser (Infiltrationsmedium):			
pH:	7.54		
Leitfähigkeit:	402		[µS]
Partikelsuspension Co:			
YG	0.21 [mm]	1.6E+11 P _{tot}	5.3E+7 [P]/[mL]
PC-Red	1.0 [mm]	6.4E+10 P _{tot}	2.1E+7 [P]/[mL]
BB	1.67 [mm]	1.8E+12 P _{tot}	6.0E+8 [P]/[mL]

Tabella L1: Berechnungsbedingungen, Zusammensetzung und Konzentrationen der auf die Laborsäule Bantiger infiltrierten Suspension.

RESULTATE

In untenstehender Tabelle L2 sind die Zeiten nach Infiltrationsbeginn der Konzentrationsmaxima aufgetragen sowie die entsprechenden Geschwindigkeiten bis zum unteren Rand der Säule.

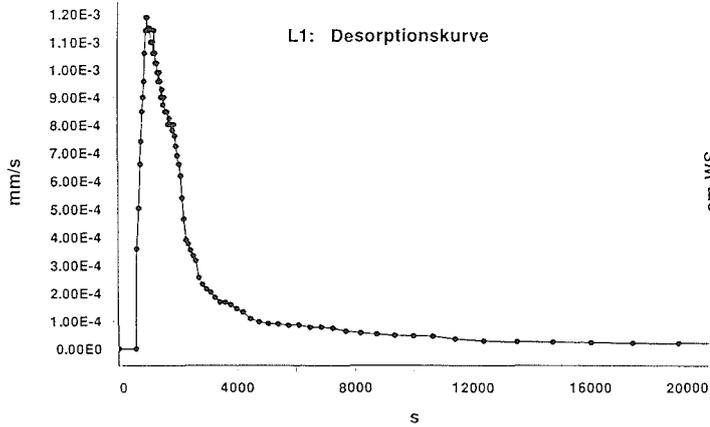
Exfiltrationsbeginn:	579 [s]	1.47E-3 [m]/[s]	Summe der exf. Part C/Co:	
Exfiltrationsmaximum:	971 [s]	8.75E-4 [m]/[s]		
YG max :	856 [s]	9.93E-4 [m]/[s]	YG:	7.59%
PC-Red max :	736 [s]	1.15E-3 [m]/[s]	PC-Red:	7.10%
BB max :	889 [s]	9.56E-4 [m]/[s]	BB:	14.9%

Tabella L2: Geschwindigkeiten und Zeitintervall nach Beregnungsbeginn bis zu den Konzentrationsmaxima. Sowie die Summe der exfiltrierten Partikel

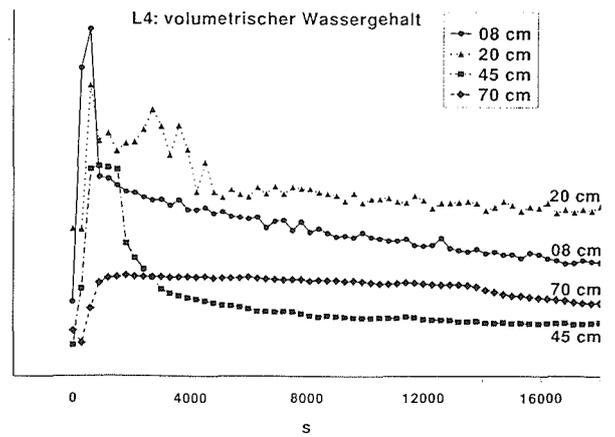
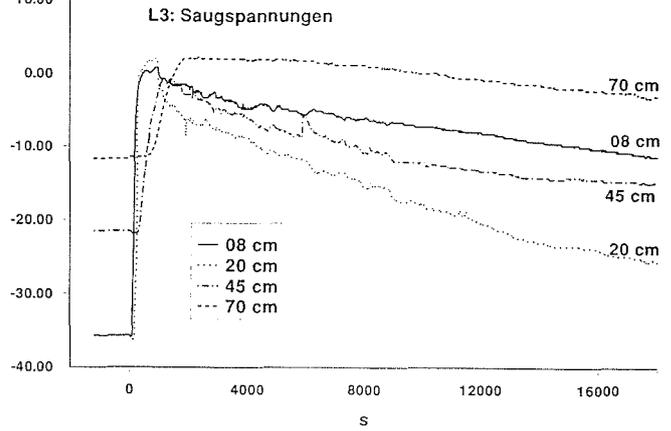
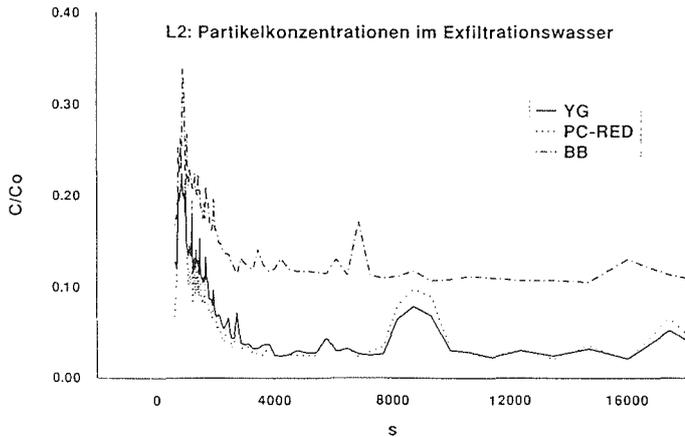
Schon in der allersten Drainagelösung treten Partikel auf und erreichen ihr Konzentrationsmaximum vor dem Exfiltrationsmaximum. Im Gesamtexfiltrat konnten bezüglich der aufgetragenen Konzentrationen folgende Werte gemessen werden.:

YG: 7.59%, PC-Red: 7.1% und BB: 14.9%.

In den Figuren L1-L4 sind die Durchbruchskurve (L1), die Konzentrationsverläufe der Partikel (L2), {welche während der Hauptexfiltrationszeit stark fluktuieren} die Tensiometeransprachen



Figur L1: Drainagekurve.
 Figur L2: Verteilung verschiedener Partikeltypen in de Exfiltrationslösung nach einer Infiltration.



Figur L3: Saugspannungsverläufe in vier Tiefen
 Figur L4: Volumetrischer Wassergehalt r

(L3) {die den Durchgang der Wasserfront dadurch nachzeichnen, dass je tiefer der Messpunkt der Sonde liegt, ihre maximalen Wassersäulenwerte länger auftreten, ihr „Peak“ breiter wird} und der volumetrische Wassergehalt (L4) {der gleichfalls in zwei Tiefen: 08 und 45 [cm], einen schnellen Wasserdurchgang nachzeichnet, einen Stauhorizont in einer Tiefe von 20[cm] widerspiegelt und am unteren Rand der Säule einen konstanten Wert annimmt} dargestellt.

DISKUSSION

Das Auftreten der Partikel im ersten Exfiltrationswasser zeigt, dass schnelle Fließwege vorliegen (Makroporenfluss). Das Erreichen der Konzentrationsmaxima aller Partikel vor dem Exfiltrationsmaximum stützt die Ergebnisse von Wan&Wilson (1993), die beschreiben, dass die Partikel an der Grenzschicht Gas-Wasser vor der eigentlichen Feuchtefront hergeschoben werden. Der Einfluss der Dichte (Partikeldichte 1.059 g/cm^3 , Wasser $15^\circ \text{ C} = 1.0000 \text{ g/cm}^3$) und die Oberflächenstruktur könnten hier eine entscheidende Rolle spielen.

Die Summe der exfiltrierten Partikel könnte von ihrer jeweiligen Masse (Tab. A1) abhängen und von der Chemie des Fluoreszenzfarbstoffes. Eine grössere Masse benötigt mehr Kraft um beschleunigt zu werden, aber ebenso muss eine grössere Kraft aufgewendet werden, um das Teilchen zu bremsen. Es muss mehr (Kapillar)-Kraft aufgebracht werden um grössere Partikel zu sorbieren.

LITERATUR

J. Wan & J.L. Wilson (1994): „Visualization of the role of the gas-water interface on the fate and the transport of colloids in porous media.“ *Water Resources Research*, 30 (1), 11-23.

Disjunctive Kriging as a Tool for Mapping Soil Pollution by Heavy Metals

Berchtold von Steiger, Richard Webster and Rainer Schulin,
Institut für Terrestrische Oekologie, ETH Zürich, Grabenstrasse 3, 8952 Schlieren

Introduction

The assessment of the extent and areal distribution of soil contaminants is an important task in environmental pollution surveys. Authorities have to take decisions in order to protect or remediate the soil on the basis of such surveys, to minimize the risk and consequences of taking wrong decisions.

"Disjunctive kriging" is a geostatistical method for estimating the probability that a contaminant at a given point exceeds a specified threshold value (Webster, 1991) or, complementary, for quantifying the risk of misclassification. Therefore, disjunctive kriging estimates are of potential benefit in the risk assessment of pollutants in soil.

Objectives

- To explore the suitability of disjunctive kriging in a test case.
- To study the feasibility of combining the data of different soil surveys for geostatistical analysis.
- To study the effects of pooling the data from areas of different land use on kriging.

Test case

Soil pollution surveys covering an area of about 50 km² around the town of Weinfelden in eastern Switzerland provided the test case (Kanton Thurgau, 1994). Figure 1 shows a rough overview of the region. Three different surveys had to be combined in order to use all available sampling points for mapping soil pollution. The sampling sites and their type of land use are also given in figure 1. We studied the statistical distribution of the lead content of the top soil (0 - 20 cm depth) measured in 204 samples using a 2M HNO₃ extract (Pb_HNO₃).

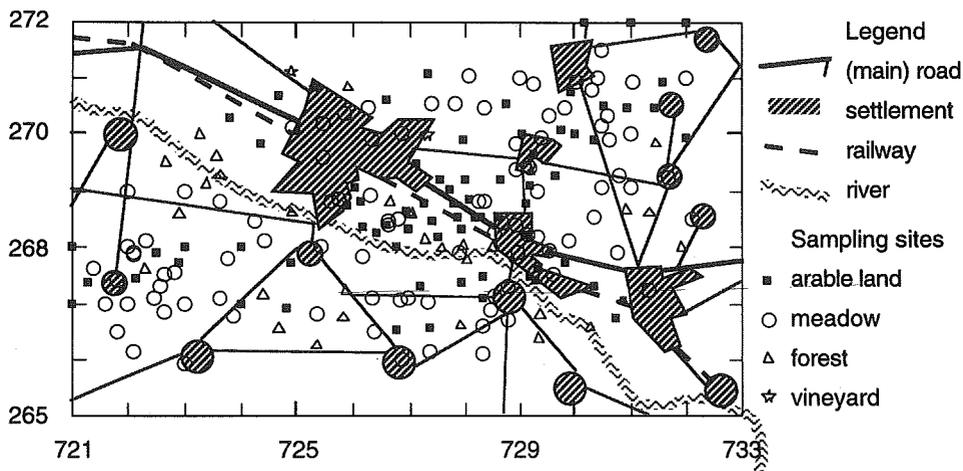


Figure 1. Geographical overview and sampling sites (scale 1:100'000 approx.).

Results

The lead content Pb_HNO_3 ranged from 6.7 to 110 mg kg^{-1} . The sample distribution was strongly skewed to the right with only 8 observations exceeding 50 mg kg^{-1} . These values were not considered as outliers. However, the distribution of lead in vineyards appeared to be different from the other areas of land use. Consequently, we investigated the effect on the disjunctive kriging estimates of pooling them as compared to omitting them.

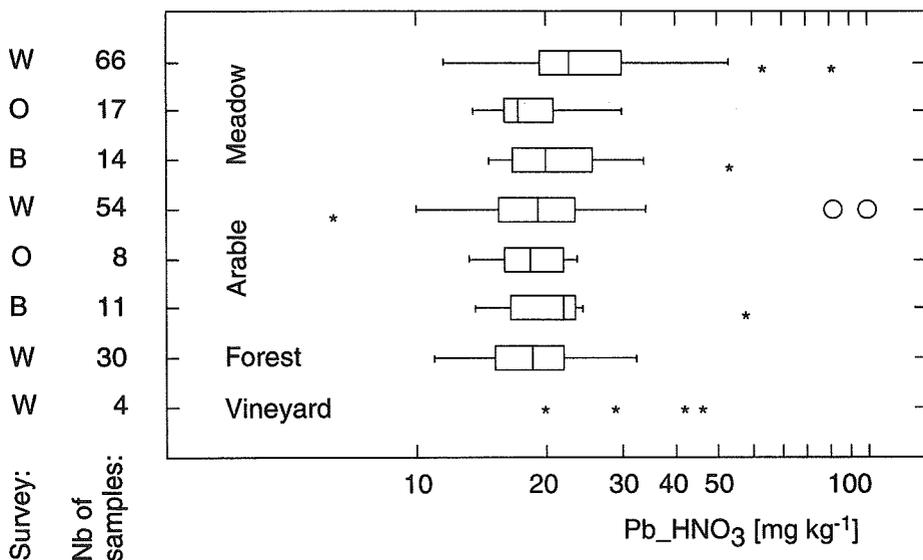


Figure 2. Lead concentrations

Comparing the results of the three surveys denoted by B, O and W for arable land and meadow separately (Figure 2) showed that they could be combined for mapping.

Disjunctive kriging

After transforming the data into a standard normal distribution using Hermite polynomials (Figure 3) by

$$Pb_HNO_3 = F\{Pb_HERM\} = f_0 + f_1H_1\{Pb_HERM\} + f_2H_2\{Pb_HERM\} + \dots$$

we estimated the spatial correlation of the transform (experimental variogram of Pb_HERM). We fitted a spherical variogram model and estimated the probabilities of exceeding a threshold of 50 mg kg⁻¹ lead content using disjunctive kriging.

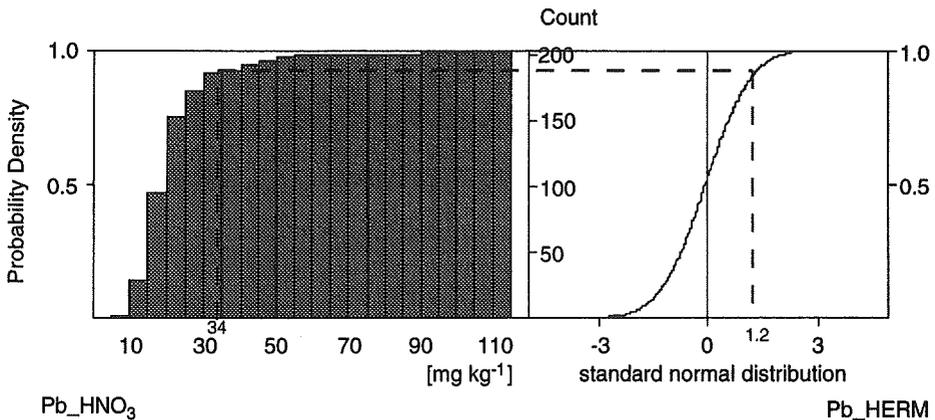


Figure 3. Transformation of Pb_HNO_3 into a standard normal distribution Φ using Hermite polynomials H .

The lead contents transformed into a standard normal distribution using Hermite polynomials, Pb_HERM showed a rather strong spatial correlation. The experimental variogram was best fitted using a spherical model with a correlation range of 1.15 km. Small changes in the experimental variogram were observed excluding the lead contents of vineyards. The nugget of the spherical model without vineyards is 0.1 and the correlation range reduces to about 1 km.

The total area exceeding the threshold value of 50 mg kg⁻¹ was found to be only 0.2 km² in size with a probability of more than 0.5 (Figure 4). The area where the probability of exceeding the threshold value was more than 0.1 was found to be about 9.1 km² (8.8 km² without vineyards).

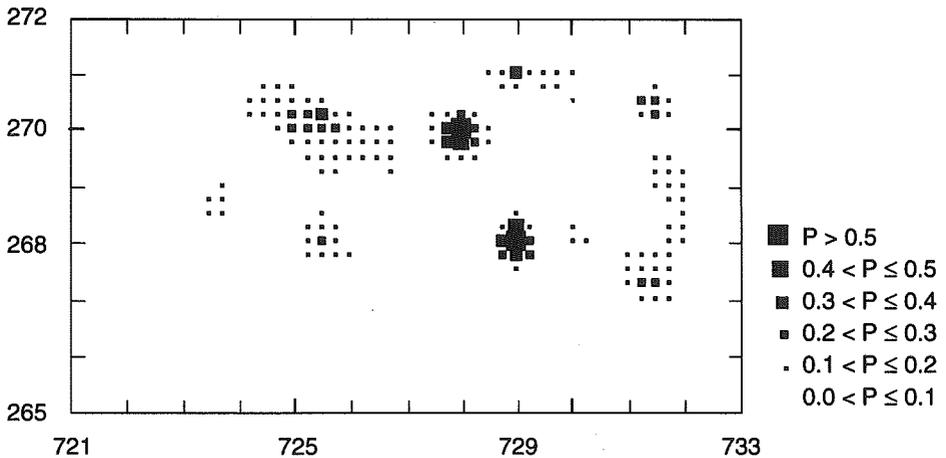


Figure 4. Probability of exceeding $50 \text{ mg kg}^{-1} \text{ Pb_HNO}_3$ (without vineyards).

Disjunctive kriging allows the back transformation of the estimates into the original scale of measurement (Figure 5).

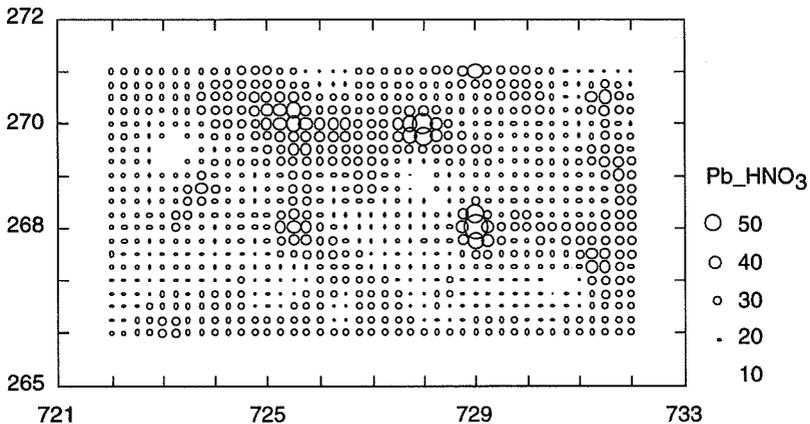


Figure 5. Kriging estimates of Pb_HNO_3 [mg kg^{-1}].

Discussion

The map of the probabilities of exceeding 50 mg kg^{-1} has a similar pattern to that of the estimates (Figures 4 and 5). However, the estimates are subject to error, and if that error is not taken into account it is easy to over interpret them. The probabilities enable users to judge the uncertainty.

We could not explain the exceptionally large lead concentrations ($> 50 \text{ mg kg}^{-1}$) on physical grounds, and so the only way estimating the risk of pollution at unsampled sites is statistical. The map of probabilities shows this risk.

Conclusions

The applicability and the potential benefit of disjunctive kriging for soil pollution surveys could be demonstrated. Combining the data of different soil surveys was feasible. Pooling data from areas with different land use did not strongly influence the estimates.

References

Kanton Thurgau, 1994. Schwermetallgehalte der Böden in der Region Weinfelden/Bürghlen. Amt für Umweltschutz, CH-8500 Frauenfeld, 46 p.

Webster R., 1991. Local disjunctive kriging of soil properties with change of support. *Journal of soil science*, **42**, 301-318.

Funding

Environmental Protection Agency of the Kanton Thurgau

Das Verhalten von Nitrat in einem heterogenen Ackerboden im Winter

Jürg Hosang

Geographisches Institut der Universität, Abteilung Geoökologie, Spalenring 145, 4055 Basel
Aktuelle Adresse: Ciba-Geigy, Crop Protection Division, R-1093.1.35, 4002 Basel

Im Winter 1991/92 wurde der Stickstoffhaushalt eines Ackers im Rahmen einer Dissertation des Geographischen Instituts der Universität Basel untersucht. Zu Beginn und am Ende des Winters wurden an 40 Stellen Nitrat-Tiefenprofile gemessen. Parallel dazu angelegte Bromid-Experimente dienten dazu, die Transporteigenschaften des Bodens abzuschätzen. Die Konvektions-Dispersions-Gleichung und eine Beschreibung der Nitrifizierung als Prozess 0. Ordnung bildeten dann die Basis für die Modellierung der Nitratmessungen. Die am Ende des Winters gemessenen Konzentrationen an den einzelnen Messstellen konnten mit diesem Ansatz nicht zufriedenstellend reproduziert werden. Dies wird hauptsächlich auf die räumliche Heterogenität der Düngung zurückgeführt. Dagegen lieferte dasselbe Modell eine befriedigende Beschreibung des über den gesamten Acker gemittelten Konzentrationsprofils. Daraus wird geschlossen, dass Phänomene, die auf der lokalen Ebene komplex sind, sich bei Betrachtung auf grösseren Skalen soweit vereinfachen können, dass sie mit linearen Modellen beschreibbar werden.

Le budget d' azote d' un champ fut étudié pendant l' hiver 1991/92 dans le cadre d' une thèse de doctorat à l' Institut de Géographie de l' Université de Bâle. Au début et à la fin de l' hiver, les profils en concentrations de nitrate furent mesurés à 40 endroits. Des expériences parallèles sur le bromide servirent à évaluer les caractéristiques de transport du sol. Le modèle de transport convectif-dispersif et une description de la nitrification en tant que réaction d' ordre zéro formèrent la base d' une modélisation des mesures de nitrate. Les concentrations mesurées aux différents endroits à la fin de l' hiver ne purent être reproduites de manière satisfaisante en utilisant cette approche. Ceci fut attribué principalement à l' hétérogénéité spatiale du fumage. Par contre, le même modèle livra une description satisfaisante du profil des concentrations moyen du champ entier. Conclusion: Les phénomènes complexes au niveau local se simplifient lorsqu' ils sont considérés à plus grande échelle. Ainsi, on est capable de les décrire à l' aide de modèles linéaires.

1. Einleitung

Es existiert heute eine Vielzahl von Modellen zur Beschreibung des Stickstoffverhaltens im Boden. Diese Modelle unterscheiden sich sowohl in ihrer Prozessauflösung als auch darin, ob sie eher transport- oder transformationsorientiert sind. Interessiert man sich nicht für den gesamten Stickstoffkreislauf, sondern lediglich für die Dynamik von Nitrat, so vereinfacht sich eine Analyse des Stickstoffhaushalts wesentlich. Als Umsatzprozesse treten dann die Freisetzung von Nitrat aus dem organischen Stickstoffpool, die Aufnahme von Nitrat durch Organismen sowie die Denitrifikation auf. Diese Umsätze können als Quellen- und Senkenprozesse angesehen werden, die sich dem Transport von Nitrat überlagern.

Mechanistische Modelle des Stofftransports im Boden basieren meist auf numerischen Lösungen der Richards-Gleichung und der Konvektions-Dispersions-Gleichung. Für die Beschreibung der Transformationsprozesse werden kinetische Modelle verwendet, deren Parameter i.d.R. Funktionen von Temperatur und Bodenfeuchte sind. Im allgemeinen sind sowohl die Transport- als auch die Transformationsprozesse in hohem Masse nicht-linear und zeigen eine enorme räumliche Variabilität sowohl in der Vertikalen als auch in der Horizontalen. Auch wenn man die oben genannten Modelle als gültige Beschreibungen der Prozesse akzeptiert, so bleibt also dennoch die Schwierigkeit, alle benötigten Parameter mit der erforderlichen Genauigkeit und räumlichen Auflösung zu messen – oft eine aussichtslose Aufgabe. Aus diesem Grund werden Feldexperimente meist unter einer Reihe vereinfachender Annahmen analysiert. Dazu gehören: makroskopische Homogenität des Bodens, stationäre Strömungsbedingungen und Reaktionsraten. Dies entspricht der Auffassung des Bodens als lineares

System. Ob lineare Modelle gültige Beschreibungen der Prozesse im Boden sind, hängt von den Bedingungen ab, unter denen das System arbeitet sowie von der Skala der Analyse.

Im folgenden wird an einem Feldexperiment gezeigt, dass Prozesse, die auf kleinen Raumskalen komplex sind, sich auf grösseren Raumskalen soweit vereinfachen können, dass sie mit linearen Modellen beschreibbar werden.

2. Messungen

Der praktische Teil der Untersuchung wurde auf einem 3.25 ha grossen Acker in der Nähe von Basel durchgeführt. Das Feld war im Sommer vor dem Experiment für den Maisanbau genutzt und dann mit einer Grasmischung eingesät worden. Der Deckungsgrad dieser Grasvegetation betrug während des Experiments ständig 100%. Bei den Böden handelt es sich um typische Lössbodenformen, wie Parabraunerden, kalkige- und vielfach kolluviale Braunerden sowie Pararendzinen (*Kanton Basel-Landschaft, Volkswirtschafts- und Sanitätsdirektion und Amt für Landwirtschaft, 1991*). Die obersten 25 cm dieser Böden sind als Pflugsohle ausgebildet. Darunter finden sich im Fall der kolluvialen Braunerden und der Pararendzinen keine markanten Schicht- oder Horizontgrenzen. Dies steht im Gegensatz zu den übrigen Bodentypen, in denen teilweise markante Struktur- und Texturwechsel mit der Tiefe auftreten.

Bromid

Zur Untersuchung der Transporteigenschaften des Bodens im Versuchsfeld diente Bromid als konservativer, nicht adsorbierender Tracer. Das Bromid wurde am 14. November 1991 als KBr homogen auf 40 quadratische Parzellen mit 3 m Seitenlänge appliziert, wobei die Parzellen auf einem Gitter mit 20×30 m Maschenweite angeordnet waren. Die Erfassung der Vertikalverlagerung des Tracers in den einzelnen Parzellen erfolgte mittels Bohrkernmessungen zu zwei Zeitpunkten (25. Februar 1992, 167 mm kumulierter Niederschlag und 18. März 1992, 216 mm kumulierter Niederschlag). Detaillierte Angaben zu den Bromidmessungen finden sich bei *Hosang (1993)*.

Nitrat

Zur Erfassung der Stickstoffgehalte des Bodens wurden Bohrkernentnahmen zu Beginn und am Ende des Experiments durchgeführt. Die erste Beprobung erfolgte am 19. und 21. November 1991, nach 49 bzw. 62 mm kumuliertem Niederschlag. Diese Beprobung umfasste alle 40 Bromid-Messstellen, wobei die Proben ca. 1 bis 2 m ausserhalb der Parzellen entnommen wurden. Diese Massnahme diente einerseits dazu, die Parzellen möglichst wenig durch Probenahmen zu stören. Andererseits wurde so sichergestellt, dass die Stickstoffumsätze in den beprobten Bodenvolumen nicht durch die hohen Bromid- oder Kalium-Konzentrationen in den Messparzellen beeinflusst waren. In jeder Parzelle wurden 5 Bohrkern bis 1 m Tiefe entnommen (Innendurchmesser des Bohrgeräts: 30 mm), in 20-cm-Abschnitte zerteilt und tiefenweise zu einer Mischprobe vereinigt. Dieselbe Vorgehensweise wurde auch bei der zweiten Probenahme (18. März 1992, 216 mm kumulierter Niederschlag) angewandt. Die Bodenproben wurden bis unmittelbar vor der Analyse bei -20° C gelagert. Im Labor wurde ein Teil jeder Probe für die Messung des Wassergehalts verwendet. Der Rest wurde mit destilliertem Wasser extrahiert und die Konzentrationen von NO_3^- und NH_4^+ bestimmt. Die im Extrakt gemessenen Konzentrationen wurden schliesslich auf das Bodenvolumen bezogen.

Als weitere Glieder des Stickstoffhaushalts wurden die Stickstoffeinträge in den Acker durch Niederschlag und Düngung gemessen bzw. vom Bewirtschafter des Ackers mitgeteilt. Detaillierte Angaben zu den Messungen finden sich bei *Hosang (1994)*.

3. Resultate

Wasserhaushalt

Während des Experiments fielen insgesamt 216 mm Niederschlag. Die maximale Zeitspanne zwischen zwei Niederschlägen betrug 15 Tage. Die kühl-feuchten Witterungsbedingungen und die weitgehende Vegetationsruhe während des Experiments lassen ausserdem Verdunstungsmengen erwarten, die gegenüber dem Niederschlag vernachlässigt werden können. Die Wassergehaltmessungen, welche im Rahmen der Probenahmen durchgeführt wurden, gestatten folgende Aussagen:

- Die über die obersten 100 cm und alle Messtermine gemittelten Wassergehalte lagen in den einzelnen Messparzellen zwischen 0.32 und 0.41 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$.

- In allen Parzellen und an allen Probenahmeterminen war der obere Bereich des Bodens feuchter als der untere. Dabei betrug die mittlere Differenz zwischen den Tiefenabschnitten 0-20 und 80-100 cm weniger als $0.1 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$.
- Die zeitliche Variation war noch geringer als jene mit der Tiefe. Sie betrug in allen Tiefenabschnitten im Mittel weniger als $0.05 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$.

Daraus schliesse ich, dass der Wasserfluss mit hinreichender Genauigkeit als stationär zu beschreiben ist.

Bromid

Ein Überblick über das Tracer-Experiment kann anhand der vertikalen Positionen der Konzentrationspeaks gewonnen werden. Zum Zeitpunkt der ersten Beprobung nahm die Häufigkeit der Peakpositionen von der obersten (0-10 cm) zur untersten (40-50 cm) Messtiefe kontinuierlich zu. Die zweite Probenahme zeigte eine bimodale Verteilung der Konzentrationspeaks mit einem primären Häufigkeitsmaximum in 60-80 cm und einem sekundären in 20-40 cm Tiefe. Die bimodale Verteilung der Peaks ist Ausdruck der unterschiedlichen mittleren Transportgeschwindigkeiten in den Parzellen und geht nicht auf ein verbreitetes Aufspalten der Tracerpulse zurück. Lediglich in drei Parzellen wurden bimodale Vertikalverteilungen des Tracers gefunden.

Nitrat

Während des Experiments gelangte Stickstoff mit einer mittleren Flächendichte von insgesamt $9.12 \mu\text{mol cm}^{-2}$ auf den Acker. Der grösste Teil dieses Eintrags geht auf eine Schweinegülle-Applikation von $8.11 \mu\text{mol cm}^{-2}$ am 27. November 1991 zurück. Bedeutende Stickstoffanteile der Gülle lagen als Ammonium vor. Weil jedoch in keiner Bodenprobe $>0.03 \mu\text{mol NH}_4^+ \text{ cm}^{-3}$ Boden gemessen wurden, schliesse ich – unter der Annahme, dass die Ammoniakverfügbarkeit vernachlässigbar ist – dass die Nitrifikation unter den vorherrschenden Bedingungen schnell verläuft. Die allgemein niedrigen NH_4^+ -Levels rechtfertigen es ausserdem, auf eine Betrachtung dieser Stickstoff-Fraktion zu verzichten.

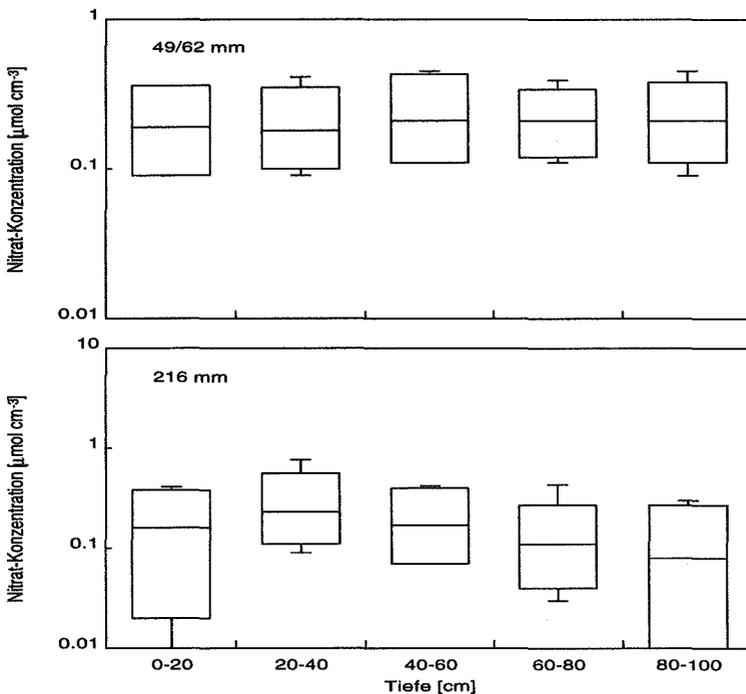


Abb. 1: Häufigkeitsverteilung der Nitrat-Konzentrationen in verschiedenen Bodentiefen. Die Beprobungen wurden nach kumulierten Niederschlägen von 49 bzw. 62 mm und 216 mm durchgeführt (erste Beprobung: $N=40$; zweite Beprobung: $N=38$).

Betrachtet man wiederum die Vertikalpositionen der Konzentrationspeaks, so zeigt sich bei der ersten Probenahme eine bimodale Verteilung mit Häufigkeitsmaxima bei 40-60 und 80-100 cm. Bei der zweiten Beprobung lag das Häufigkeitsmaximum der Konzentrationspeaks bei 20-40 cm. Weiteren Aufschluss über die gemessenen Konzentrationen erhält man aus den Häufigkeitsverteilungen der Konzentrationen in den verschiedenen Bodentiefen (Abb. 1). Bei der ersten Probenahme waren sowohl der Mittelwert als auch die Variation der Konzentration weitgehend konstant über alle Tiefen. Bei der zweiten Messung zeigte sich dagegen ein klares Maximum der mittleren Konzentration bei 20-40 cm Tiefe. Dieser Peak geht auf die Schweinegülle-Düngung sowie das durch Nitrifizierung während des Experiments produzierte Nitrat zurück. Die Nitratprofile waren zu Beginn des Experiments an den einzelnen Messstellen unterschiedlich und wurden ausserdem zu verschiedenen Zeitpunkten erfasst (2 Tage Zeit- oder 13 mm Niederschlagsdifferenz). Aus diesen Gründen können die am Ende des Experiments gemessenen Daten nicht unmittelbar interpretiert werden. Immerhin kann festgestellt werden, dass die mittlere Tiefenverteilung von Nitrat im Gegensatz zu Bromid unimodal ist. Dies kann entweder durch Quellen- und Senkenprozesse oder durch kompliziertere Anfangs- und Randbedingungen verursacht sein, denen das Nitrat im Vergleich zu Bromid unterworfen ist.

Ein weiterer Aspekt der Nitrat-Konzentrationen im Acker ist ihre horizontale räumliche Variation. Ein Vergleich der Variationskoeffizienten zu Beginn und am Schluss des Experiments zeigt, dass die horizontale Variation in allen Tiefen markant zugenommen hat (Tab. 1). Nebst den natürlicherweise ablaufenden Stickstoff-Umsatz- und Transportprozessen ist die Variation der Nitrat-Konzentrationen bei der zweiten Beprobung durch die Gülledüngung beeinflusst. Aus diesem Grund kann vermutet werden, dass diese Düngemassnahme die Hauptursache für die Erhöhung der Variabilität ist.

Tiefe [cm]	CV [%]	
	1. Beprobung	2. Beprobung
0-20	0.499	0.822
20-40	0.493	0.728
40-60	0.478	0.639
60-80	0.476	0.902
80-100	0.452	0.940

Tab. 1: Horizontale Variationskoeffizienten der Nitrat-Konzentrationen in verschiedenen Bodentiefen

Die angegebenen Zahlen wurden aus den Daten der beiden Beprobungen berechnet (erste Beprobung: $N=40$; zweite Beprobung: $N=38$).

4. Modellierung

Für die Analyse der experimentellen Daten wird von folgenden Hauptannahmen ausgegangen:

- (i) Der Boden ist makroskopisch homogen, d.h. Stofftransport ist ein eindimensionaler Prozess mit räumlich konstanten Parametern.
- (ii) Die Geometrie des Porenraums, welcher am Transport beteiligt ist, ist zeitlich konstant. Damit werden die Transportparameter konstant, wenn die Zeit durch die kumulierte Infiltration ersetzt wird.
- (iii) Der gesamte mineralische Stickstoff liegt als Nitrat vor. Dies impliziert, dass die Umwandlung von allen andern mineralischen Formen von Stickstoff zu Nitrat rasch und vollständig ist.
- (iv) Es findet kein Stickstoffentzug aus dem Boden statt – weder durch Pflanzen, noch durch Mikroorganismen oder Ammoniakverdampfung.
- (v) Stickstoff-Mineralisierung kann als Prozess 0. Ordnung beschrieben werden, mit Ratenparametern, die von der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte abhängen.

Die Bromid-Daten liessen sich durch die Konvektions-Dispersions-Gleichung gut reproduzieren (Hosang, 1993). Entsprechend wird auch für die Modellierung der Nitrat-Daten dieser Ansatz verwendet. Das Profil der Nitrat-Konzentration des Bodens zu Beginn des Experiments entspricht der Anfangsbedingung $C_i^r(z, 0)$. Unter den Randbedingungen

$$\frac{1}{\vartheta} C_i^r(0, I) - \frac{\lambda}{\vartheta} \frac{\partial C_i^r(0, I)}{\partial z} = 0 \quad \text{und} \quad (1)$$

$$C_i^r(\infty, I) = 0 \quad (2)$$

kann die Konvektions-Dispersions-Gleichung analytisch gelöst werden (Jury & Roth, 1990)

$$C_i^T(z, I) = \int_0^\infty \frac{C_i^T(\xi, 0)}{2\sqrt{\pi\lambda\frac{I}{\vartheta}}} \exp\left(-\frac{(\xi - z + \frac{I}{\vartheta})^2}{4\lambda\frac{I}{\vartheta}}\right) d\xi + \exp\left(\frac{z}{\lambda}\right) \int_0^\infty \frac{C_i^T(\xi, 0)}{2\sqrt{\pi\lambda\frac{I}{\vartheta}}} \exp\left(-\frac{(\xi + z + \frac{I}{\vartheta})^2}{4\lambda\frac{I}{\vartheta}}\right) d\xi - \frac{1}{2\lambda} \exp\left(\frac{z}{\lambda}\right) \int_0^\infty C_i^T(\xi, 0) \operatorname{erfc}\left(-\frac{\xi + z + \frac{I}{\vartheta}}{2\sqrt{\lambda\frac{I}{\vartheta}}}\right) d\xi. \quad (3)$$

Hierbei ist z die Bodentiefe [L], I die kumulierte Infiltration [L], ϑ der scheinbare Volumenanteil des Bodens, welcher am Transport beteiligt ist [L^3L^{-3}] und λ die Dispersivität [L]. Die obere Randbedingung des Experiments wird durch (1) nicht richtig wiedergegeben, da während des Experiments Stickstoff in den Boden eingetragen wurde. Dieser Massenfluss wird mit $J(I)$ bezeichnet [molL^{-3}]. Die Stickstoff-Mineralisierung in den obersten 20 cm des Bodens wird formuliert als $dC_i^T/dI = \mu(T, \theta)$. Dabei ist μ die Mineralisierungsrate [L^{-1}], T die Temperatur und θ der volumetrische Wassergehalt des Bodens [L^3L^{-3}].

Dieses Modell wird nun benutzt, um die am Ende des Experiments in allen Parzellen gemessenen Nitrat-Profile zu reproduzieren. Die benötigten Parameter ϑ , λ und μ wurden dabei alle unabhängig bestimmt: ϑ und λ aus dem Bromid-Experiment und $\mu(T, \theta)$ aus der Literatur (Lochmann et al., 1989). Die Bodentemperaturen wurde als horizontal homogen angenommen und simuliert (Hosang, 1994), die Wassergehalte lagen aus dem Bromid-Versuch als Messwerte vor. Die Ergebnisse der lokalen Simulationen zeigt Abb. 2.

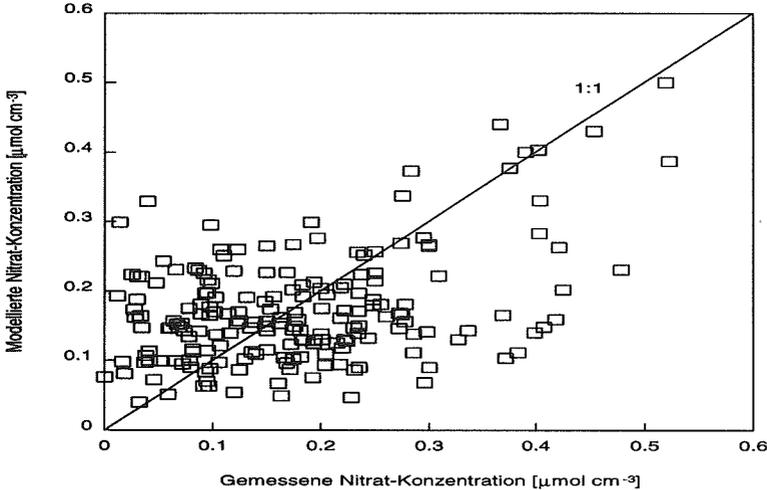


Abb. 2: Vergleich von gemessenen und modellierten Nitrat-Konzentrationen auf der lokalen Ebene. Der Vergleich umfasst sämtliche, am Schluss des Versuchs entnommenen Proben ($N=190$).

Offensichtlich werden die lokalen Messungen durch das Modell nur unbefriedigend wiedergegeben. Es fällt jedoch auf, dass das Modell nicht systematisch von den Daten abweicht. Dieser visuelle Eindruck wird durch ein statistisches Mass, nämlich den *coefficient of residual mass* bestätigt (Loague et al., 1988), der mit 0.0567 sehr wenig vom Idealwert Null abweicht.

Die Nitrat-Modellierung lieferte auf der lokalen Ebene bedeutend schlechtere Ergebnisse als die Bromid-Modellierung. Dieser Unterschied kann durch eine ungenau spezifizierte obere Randbedingung oder durch ungenau beschriebene Quellen oder Senken verursacht werden. Der Stickstoff-Eintrag durch Niederschläge wurde unmittelbar neben dem Acker gemessen und dürfte innerhalb des Feldes nur wenig variieren. Dazu kommt, dass dieses Glied des Stickstoffkreislaufs verglichen mit der Mineralisierung und dem Düngereintrag mengenmässig unbedeutend ist. Die Stickstoff-Mineralisierung war der wichtigste Teil des Stickstoff-Kreislaufs. Dementsprechend stark würde sich eine laterale Variation auf die Güte der Modellbeschreibung auswirken. Die homogenisierenden Effekte der Bewirtschaftung lassen jedoch auch diesen Faktor als Ursache für das schlechte Modellverhalten unwahrscheinlich erscheinen. Als letzte Möglichkeit bleibt also die laterale Heterogenität der Düngung, die das

zweitwichtigste Stickstoffumsatz-Glied darstellt. Obwohl eine homogene Ausbringung angestrebt wurde, dürfte aus technischen Gründen – es wurde ein praxisüblicher Tankwagen eingesetzt – die räumliche Heterogenität beträchtlich sein. Die Düngung als Ursache der lateralen Variation wird auch durch Tab. 1 nahegelegt.

Wären die mässigen Resultate der lokalen Modellierung auf die Heterogenität der Gülle-Applikation zurückzuführen, so müsste das Modell das über das gesamte Feld gemittelte Konzentrationsprofil besser reproduzieren als die lokalen Profile. Dass dies zutrifft, zeigt Abb. 3.

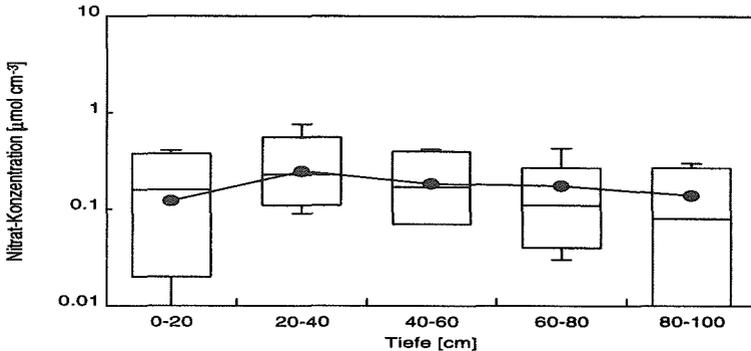


Abb. 3: Vergleich von gemessenem und modelliertem mittlerem Nitrat-Konzentrationsprofil. Die modellierten Werte sind als Kreise, die gemessenen als "Box-Whiskers" dargestellt ($N=38$).

5. Diskussion und Schlussfolgerungen

Der gezeigte Ansatz ist sehr einfach – die Raum- und Zeitabhängigkeit der Transportprozesse wird ausser acht gelassen und die Stickstoff-Mineralisierung ist der einzige Quellenmechanismus, welcher berücksichtigt wird. Trotz dieser drastischen Vereinfachung wird auf der Skala des gesamten Ackers eine zufriedenstellende Übereinstimmung mit den experimentellen Daten erreicht. Dagegen müsste detaillierte Information zur räumlichen Verteilung der Düngerdosis vorliegen, um auf der Skala der einzelnen Parzellen ähnlich gute Ergebnisse zu erhalten. Abgesehen von der Schwierigkeit, diese Information zu beschaffen, ist eine räumlich detaillierte Aussage oft auch gar nicht notwendig. Für viele Fragen des Grundwasserschutzes etwa ist man eher an den Stoffflüssen grösserer Gebiete in die unterliegenden Grundwasserkörper interessiert, als an räumlich differenzierten Aussagen.

Die Bedingungen während des Feldversuchs (häufige Niederschläge, geringe Verdunstung) führten dazu, dass die Flüsse im Boden schon in geringer Tiefe annähernd konstant wurden. Ausserdem fanden sich keine Anzeichen für präferentielle Transportphänomene. Solche Situationen sind durch lineare Modelle gut beschreibbar. Daneben existieren jedoch Fälle, in denen lineare Modelle nicht anwendbar sind. Dies ist z.B. bei Böden mit geringen Grundwasserflurabständen der Fall oder in Situationen, in denen weitreichender präferentieller Transport stattfindet. Unter diesen Umständen werden laterale Unterschiede in den Transportprozessen durch die Dissipation im Boden nicht gedämpft, sondern können sich bis ins Grundwasser fortpflanzen. Für die Beschreibung solcher Situationen muss auf kompliziertere Modelle zurückgegriffen werden.

Hosang, J. (1993): Field-Scale Solute Transport – Spatially Interpolating the Parameters of a Transfer Function Model. *Geoderma*, 60, 119–133.

Hosang, J. (1994): Behavior of Nitrate in a Heterogeneous Field Soil – Measurements and Modeling on Different Spatial Scales. Eingereicht bei *Ecological Modelling*.

Jury, W.A. & K. Roth (1990): Transfer Functions and Solute Movement through Soil. Theory and Application. Birkhäuser, Basel.

Kanton Basel-Landschaft, Volkswirtschafts- und Sanitätsdirektion und Amt für Landwirtschaft (Hrsg.) (1991): Bodenkarte für die Gemeinde Allschwil und Erläuterungen. Liestal, unveröffentlicht.

Loague, K.M., R.E. Green & L.A. Mulkey (1988): Evaluation of Mathematical Models of Solute Migration and Transformation: an Overview and an Example. Proceedings of the International Conference and Workshop on the Validation of Flow and Transport Equations for the Unsaturated Zone, 231–248. Ruidoso, NM.

Lochmann, R., R.R. van der Ploeg & B. Huwe (1989): Zur Parametrisierung der Stickstoff-Mineralisierung in einem Ackerboden unter Feldbedingungen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 152, 319–324.

