



Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz
Société Suisse de Pédologie
Società Svizzera di Pedologia

BULLETIN

26

Jahrestagung vom 22. und 23. März 2002 in Basel

BODEN ALS SENKE / QUELLE FÜR CO₂

Referate, Texte zu den Postern

Weitere Arbeiten



Schweizerische Akademie der Naturwissenschaften SANW
Académie suisse des sciences naturelles ASSN
Accademia svizzera di scienze naturali ASSN
Accademia svizra da ciencias naturalas ASSN
Swiss Academy of Sciences SAS

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ

SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE

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

Telefon 01 635 51 22 oder 01 635 51 21 (Sekretariat) **Fax** 01 635 59 06

E-Mail fitze@geo.unizh.ch

Internet <http://www.soil.ch>

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

Vorstand / Comité 2003

Präsidentin / Présidente:	C. Strehler, Yverdon	024 425 18 88	E-Mail	c.strehler@grande-caricaie.ch
Vizepräsident / Vice-président:	M. Achermann, Luzern	041 228 64 58	E-Mail	matthias.achermann@lu.ch
Beisitzer / Assesseur:	R. Schulin, Schlieren	01 633 60 71	E-Mail	schulini@ito.umnw.ethz.ch
Sekretär / Secrétaire:	P. Fitze, Zürich	01 635 51 22	E-Mail	fitze@geo.unizh.ch
Rechnungsführer / Comptable:	M. Jozic, Root	041 450 26 57	E-Mail	mj@agrolab.ch
Redaktor / Rédacteur	M. Müller, Zollikofen	031 910 21 24	E-Mail	moritz.mueller@shl.bfh.ch

Geschäftsstelle / Bureau exécutif

Leiterin / Responsable Nicole Näf
BABU GmbH, Rautistrasse 13, 8047 Zürich

Telefon 043 311 10 47 Fax 043 311 10 41 E-Mail nicole.naef@babu.ch

Redaktion / Rédaction

M. Müller
Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft, 3052 Zollikofen
Telefon 031 910 21 24/11 Fax 031 910 22 99/96 E-Mail moritz.mueller@shl.bfh.ch

Dokumentationsstelle / Service des documents - ACHTUNG, NEUE INTERNET- & E-MAIL-ADRESSEN!

Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale LMZ, Länggasse 79, 3052 Zollikofen
Telefon 031 911 06 68 Fax 031 911 49 25
E-Mail lmz@edition-lmz.ch Internet <http://www.edition-lmz.ch>

Vorsitzende der Arbeitsgruppen / Président(e)s des groupes de travail

Klassifikation und Nomenklatur:	J. Presler, Zürich	01 388 20 42	E-Mail	j.presler@babu.ch
Bodenschutz und Werthaltung:	S. Tobias, Birmensdorf	01 739 23 49	E-Mail	silvia.tobias@wsl.ch
Bodenkartierung:	M. Knecht, Zürich	01 383 70 71	E-Mail	ambio@bluewin.ch
Reflexion/Strategie	P. Germann, Bern	031 631 38 54	E-Mail	germann@giub.unibe.ch

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ
SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE

Bulletin 26

2002

Jahrestagung vom
22. und 23. März 2002
in Basel

BODEN ALS SENKE / QUELLE FÜR CO₂

Referate, Texte zu den Postern

Weitere Arbeiten

Schriftleitung: Moritz Müller, Zollikofen

ISSN 1420-6773

ISBN 3 260 05461 8

Juris Druck und Verlag
Dietikon 2003

ISSN 1420-6773

ISBN 3 260 05461 8

Copyright: 2003 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz

Referate und Posterbeiträge der Jahrestagung vom 22. und 23. März 2002 sowie weitere Arbeiten

M. ARAGNO & S. TARNAWSKI La plante: un intermédiaire essentiel entre le CO ₂ atmosphérique et le carbone du sol	5
J.-A. NEYROUD Évaluation des possibilités d'augmenter la teneur en carbone organique du sol agricole. Application pratique.	11
A. PRIMAS Das CO ₂ -Bindungspotential der schweizerischen Landwirtschaft; ausgewählte Aspekte zur Quantifizierung von Kohlenstoffsenken	17
M. ARAGNO & S. TARNAWSKI Microbial communities in the rhizosphere: structures and processes	21
S. FALL, S. NAZARET, J. HAMELIN, M. ARAGNO, J.L. CHOTTE & A. BRAUMAN The termite nest of soil feeding termite harbors a highly specific bacterial community at the microenvironment scale	27
R. MAILÄNDER & H. VEIT Stratified Soils on the Central Swiss Plateau	33
P. SCHWAB, R. DAHINDEN & A. DESAULES Einflüsse der Probentrocknung auf Quecksilberkonzentrationen in Bodenproben	39
E. HEPERLE Prüfung und Anerkennung von bodenkundlichen Baubegleitern: eine Analyse aus rechtlicher Optik	43
E. FROSSARD Le 17ème congrès mondial de sciences du sol donne une nouvelle structure scientifique à l'Union Internationale des Sciences du Sol.	53

La plante: un intermédiaire essentiel entre le CO₂ atmosphérique et le carbone du sol

Michel Aragno, Sonia Tarnawski

Institut de Botanique de l'Université, Case postale 2, CH-2007 Neuchâtel

Abstract

Plants are the main intermediates in the transfer from atmospheric CO₂ to organic soil carbon. 15-50 % of photosynthesized matter is transferred to soil by rhizodeposition through the living roots. The plant biomass, upon death, forms the surface and root litters. An important fraction of the litter is decomposed by heterotrophic organisms and soil fauna, using it as carbon and energy source. However, a significant amount accumulates temporarily in soil as humus compounds. Three types of humic materials are distinguished by their chemical nature and biochemical evolution: residual humin, microbial humin, and insolubilisation humin. These humins undergo a slow, but ineluctable degradation by soil enzymes and microorganisms. Intensive soil management practices increase this process. If not compensated by the addition of humigenous matter (e.g. compost), this could lead to a humic deficit in the soil.

Plants, particularly C₃ plants, are concerned by the present rapid increase of atmospheric CO₂ concentration. A doubling from 30 to 60 Pa of CO₂ partial pressure results in an increase by 35% of photosynthetic production by grasses. In nutrient (e.g. nitrogen)-limited conditions, however, *Lolium perenne*, a nitrophilic grass, will only slightly increase its neat production. It is then likely that an increase of atmospheric CO₂ concentration, and therefore of photosynthetic activity, without concomitant increase in net plant production, will result in an increased rhizodeposition, and to a possible increased C accumulation in the soil.

Keywords: Organic matter in soil - microbial activities - elevated CO₂ - C3 plant - carbon cycle.

1. La production végétale

Les végétaux sont des organismes photosynthétiques: en utilisant l'énergie de la lumière et les électrons provenant de l'eau, ils sont à même de fixer le CO₂ atmosphérique, le transformant tout d'abord en sucres (production végétale brute). La photosynthèse a lieu dans les parties aériennes (vertes) de la plante, particulièrement dans les feuilles, et plus précisément dans les chloroplastes, organelles spécialisées à la fois dans l'utilisation de l'énergie lumineuse et dans la fixation du CO₂.

Produits primaires de la photosynthèse, les sucres sont à leur tour transformés par la plante. Une partie est utilisée pour "construire" les cellules et les tissus et donner la biomasse végétale: la plante peut d'ailleurs en stocker une partie sous forme d'amidon, une réserve de carbone et d'énergie qui lui permet d'assurer sa survie à l'obscurité (la nuit), au cours de la mauvaise saison (en particulier dans les parties souterraines), et dans les organes destinés à la reproduction (graines); biomasse et réserves forment la **production végétale nette**. Une autre partie est utilisée pour produire, par la respiration, l'énergie cellulaire indispensable à la vie, tout particulièrement la nuit et dans les parties souterraines de la plante (racines, tubercules).

Une tierce partie est émise dans son environnement par la plante vivante: elle comprend essentiellement les productions de la racine (rhizodéposition, ARAGNO 2002) (Fig. 1) et, dans une moindre mesure, les productions des parties aériennes (ex: miellats).

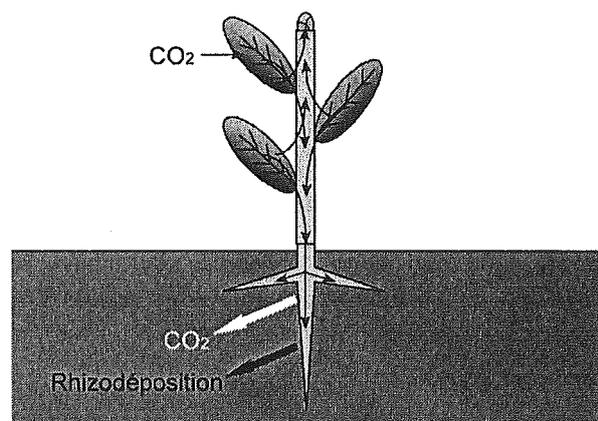


Fig. 1: Le devenir du carbone suite à la photosynthèse par la plante. Le carbone est utilisé, en proportions comparables, pour l'assimilation par la plante (production végétale nette), pour la respiration et pour la rhizodéposition.

La biomasse végétale morte issue des parties aériennes (feuilles, branches, fleurs, fruits,

pluiolessivats) se dépose à la surface du sol, où elle forme la litière. Les racines mortes, d'importance comparable, forment, dans le sol, une rhizolitière (Fig. 2).

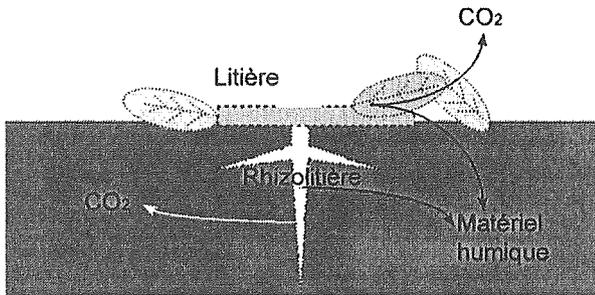


Fig. 2: La litière est dégradée et oxydée par les organismes du sol. Une partie s'accumule à plus long terme, sous forme de matières humiques.

2. Transformation de la matière organique végétale dans les sols

Rhizodéposition et litière constituent l'apport direct de matière organique végétale au sol. Un apport indirect plus modeste est représenté par les matières d'origine animale (fèces, mues, cadavres) et microbienne. Ces apports constituent plus de la moitié de la production végétale brute. Mais cette matière ne va pas s'accumuler sans autre. Des enzymes, des microorganismes et des animaux s'y attaquent et la transforment. La plus grande part entre dans des chaînes alimentaires dont elle constitue l'apport carboné et énergétique. En fin de compte, cette fraction sera oxydée (minéralisée) pour redonner du CO₂ à l'atmosphère, et donc au bouclage du "cycle du carbone" !

Une fraction généralement moins importante, mais néanmoins significative, n'est pas rapidement minéralisée, mais s'accumule transitoirement dans le sol. Cette fraction constitue les matières humiques. Leur demi-vie est souvent considérable: elle peut s'exprimer en années, voire en siècles! Outre leur signification globale dans l'accumulation du carbone dans la biosphère, elles jouent un rôle local capital dans la structure et la fonction des sols: elles sont fortement impliquées dans l'agrégation des particules, conférant au sol sa porosité; elle forment des complexes avec les argiles, assurant la capacité d'échange ionique du sol; elles favorisent aussi les échanges des êtres vivants (racines, microorganismes) avec le sol.

On distingue trois formes d'humines (état final d'évolution des matières humiques) l'humine résiduelle, l'humine microbienne, et l'humine d'insolubilisation (Fig. 3). Ces formes se distinguent par leur origine, leur nature chimique et leur évolution en fonction des conditions du sol

(GOBAT *et al.*, 2003). Leur accumulation dépend grandement des conditions du sol et de la nature de la matière végétale. Celle-ci comprend essentiellement des hydrates de carbone (polymères de sucres, ou polysaccharides), à l'exemple de la cellulose, des hémicelluloses, des pectines et de l'amidon, et des polymères phénoliques, à l'exemple de la lignine, le composé majeur qui imprègne la cellulose pour former le bois. Les polysaccharides végétaux sont hydrolysés relativement facilement par des enzymes microbiennes. En revanche, les polymères phénoliques ne peuvent être hydrolysés. Leur destruction complète exige des enzymes oxydatives (polyphénol-oxydases et peroxydases) et implique la participation, directe ou indirecte, de l'oxygène moléculaire. En absence d'oxygène, ils ne peuvent dès lors être dégradés que très partiellement: leur persistance explique le maintien, aux travers des millénaires, des piquets des palafittes lacustres dans les sédiments des lacs du plateau suisse. De plus, les polysaccharides fortement imprégnés de lignine sont eux aussi efficacement protégés de l'hydrolyse enzymatique.

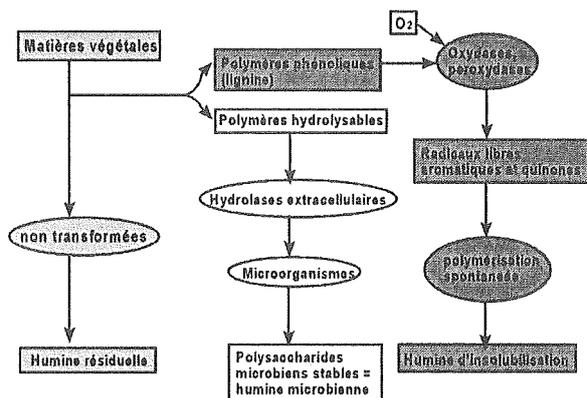


Fig. 3: Les trois formes d'humine et les mécanismes biochimiques de leur formation.

L'humine résiduelle est constituée de matière végétale non ou incomplètement transformée. Son accumulation est particulièrement manifeste dans les milieux anoxiques, où elle donne lieu à la formation des histosols tourbeux. Les histosols constituent une importante réserve de carbone dans la biosphère, soit un tiers du carbone organique accumulé dans les sols (455×10^9 t C), ce qui représente les 3/4 du carbone du CO₂ atmosphérique (600×10^9 t C) (GOBAT *et al.*, 2003).

L'humine microbienne est constituée essentiellement de polysaccharides fabriqués par des bactéries, lesquelles se nourrissent essentiellement des polysaccharides d'origine végétale. Les polysaccharides bactériens sont beaucoup plus résistants que ceux des plantes: ils vont donc s'accumuler et remplacer progressivement ces derniers dans les sols.

L'humine d'insolubilisation est dérivée essentiellement de composés phénoliques, résultant de la dégradation de la lignine ou sécrétés par les racines. Activés par des phénol-oxydases, ces composés deviennent très réactifs (radicaux libres, quinones) et vont s'accoupler spontanément pour donner des molécules denses, complexes et désordonnées, très stables. Ces molécules intègrent également des chaînes de sucres et d'acides aminés (peptides). Au fur et à mesure de leur croissance, ces molécules, qui ont nom d'acides créniques, fulviques, et humiques, passent par différents états de solubilité pour culminer dans la forme la plus insoluble, l'humine d'insolubilisation proprement dite.

Aussi stables soient-elles, les différentes formes d'humine ne sont pas éternelles. Le drainage des sols tourbeux, par exemple, entraîne une destruction (minéralisation) rapide de l'humine d'insolubilisation. Le niveau des sols du Seeland, par exemple, s'est abaissé de plus d'un mètre durant le XXe siècle, à la suite de l'abaissement du niveau des trois lacs du pied du Jura, du drainage consécutif et de l'exploitation de ces anciens sols de marais par des cultures maraîchères. Les humines microbienne et d'insolubilisation ne sont pas, elles non plus, éternelles. Les activités enzymatiques des microorganismes du sol entraînent leur dégradation, lente mais sûre. Ces activités sont favorisées par l'exploitation intensive des sols, qui va donc accélérer ce phénomène. Il est de la plus haute importance, si l'on veut éviter aux sols un déficit humique, d'assurer le renouvellement de l'humus par l'apport d'amendements tel que du compost, simultanément aux engrais. Le maintien durable des sols passe par une gestion cyclique des déchets organiques végétaux qu'ils ont engendré.

3. Conséquences possibles d'un doublement de la concentration atmosphérique du CO₂ sur la production végétale et le carbone du sol

En tant qu'intermédiaires entre le CO₂ atmosphérique et le carbone du sol, les végétaux sont particulièrement concernés par l'évolution de la teneur de l'atmosphère en CO₂. Si la tendance actuelle se maintient, il est à prévoir que cette concentration aura passé de 30 à 60 Pa (300 à 600 ppm, ou cm³/m³) entre 1950 et 2050. Cette augmentation peut avoir pour conséquence des changements physiques (par exemple une augmentation de l'effet de serre et ses conséquences sur le climat) et biologiques. Ces

derniers devraient se manifester essentiellement sur les végétaux, qui dépendent du CO₂ pour leur alimentation carbonée. Des effets plus directs sur les organismes du sol sont peu probables (Fig. 4). En effet, l'air du sol contient beaucoup plus de CO₂ que l'atmosphère: entre 200 et 3500 Pa ! Le flux de CO₂ va donc du sol vers l'atmosphère, et son intensité ne devrait pas être affectée de manière importante par une diminution de la différence de concentration de 1-à 10%.

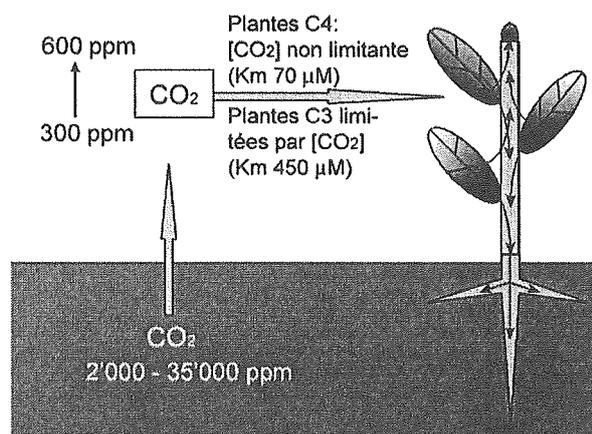


Fig. 4: Effets d'une augmentation du CO₂ atmosphérique sur le sol et sur les plantes à C₃ et à C₄. Explications: voir texte.

Il n'en est pas de même des plantes (Fig. 4). Chez beaucoup d'entre elles, particulièrement dans les régions tempérées, le CO₂ est le facteur limitant majeur de l'activité de la photosynthèse. Ces plantes, dont la forme primaire d'assimilation du CO₂ est un composé organique à trois atomes de carbone (on les appelle pour cette raison "plantes à C₃") présentent une affinité relativement faible pour le CO₂. Les valeurs de K_m (constante de Michaelis-Menten, en :M) expriment l'inverse de l'affinité de la plante pour le CO₂: plus la valeur de K_m est faible, plus l'affinité est élevée. La pression partielle qui permet à la photosynthèse d'atteindre la moitié de sa vitesse maximale est voisine de 45 Pa: une variation de cette pression entre 35 et 60 Pa a donc un effet important sur la production végétale brute. Par exemple, une telle augmentation se traduit, chez la graminée *Lolium perenne*, par une augmentation de 35% de son activité photosynthétique en pleine lumière. Au contraire, les plantes à C₄ (dont la forme primaire d'assimilation du CO₂ est un composé à 4 atomes de carbone, à l'exemple du maïs) présentent une affinité beaucoup plus élevée pour ce gaz. La concentration actuelle (env. 35 Pa) est par conséquent quasi-saturante pour ces plantes, qui ne devraient donc pas montrer une réponse importante à l'augmentation prévue. Plusieurs groupes de recherche, en Suisse et à l'étranger, se sont attaqués à ce problème depuis une dizaine d'années. Leurs études ont porté sur

des cultures en laboratoire, aussi bien qu'en plein champ. Nous mentionnerons ici, à titre d'exemple, les études effectuées à l'institut für Pflanzenwissenschaften" de l'EPF-Z, sous la direction du prof. J. Noesberger. Pour plus d'informations sur les travaux de ce groupe, nous renvoyons le lecteur à la page Internet www.fb.ipw.agrl.ethz.ch/FACE.html. Ces études ont été centrées sur un système FACE (Free Air Carbon dioxide Enrichment) qui permet d'enrichir l'atmosphère à 60 Pa de CO₂ par fumigation au dessus de parcelles de 18 m de diamètre (Fig. 5), sans modifier les autres paramètres environnementaux (en particulier l'humidité de l'air, la vitesse du vent, la température) par rapport aux parcelles témoin non enrichies. Sans vouloir préjuger des conclusions finales de cette étude, qui engloberont des analyses effectuées sur un intervalle de neuf années, de 1993 à 2002, relevons ici une relation intéressante entre l'alimentation azotée et la réponse au CO₂. Le rendement des cultures de trèfle (*Trifolium repens*) a augmenté de 25% en moyenne sous atmosphère enrichie, quel que soit l'apport azoté. Pour la graminée *Lolium perenne*, une augmentation comparable ne s'est manifestée que sur les parcelles fortement enrichies en azote (56 g N/m².an), alors que cette augmentation fut très modeste sur les parcelles faiblement enrichies (14 g N/m².an) (DAEPP *et al.*, 2000). Or, le trèfle, au contraire de la graminée, possède dans ses racines, des nodules symbiotiques avec des bactéries fixatrices d'azote. En cas d'augmentation de sa productivité, il peut, par cette fixation, compenser un apport azoté faible. Ce n'est pas le cas de la graminée, qui est une espèce nitrophile: en condition d'apport azoté limité, c'est l'azote, et non le CO₂, qui est le facteur limitant de la production végétale nette. Mais alors, si la photosynthèse augmente de 35% et que la production nette et probablement aussi l'activité respiratoire ne varient pas, où passe donc le carbone organique? Il est tentant d'imaginer que l'augmentation du CO₂ se traduit ici par une augmentation de la rhizodéposition, et donc du carbone émis dans le sol. Nous avons effectivement observé, dans la rhizosphère de *Lolium perenne* cultivé sous atmosphère enrichie en CO₂, une augmentation importante de la proportion de bactéries du genre *Pseudomonas*, un groupe particulièrement adapté à vivre dans la rhizosphère à partir des exsudats racinaires (MARILLEY *et al.* 1999). Dans les écosystèmes naturels, qui sont dans leur majorité carencés en éléments nutritifs, on peut dès lors s'attendre à ce que l'augmentation du CO₂ atmosphérique se traduise par un accroissement important du flux carboné vers le sol.

Un aspect critique de ce type d'études tient à l'échelle de temps. Le doublement du CO₂ atmosphérique en un siècle sous l'influence

anthropique est très rapide dans l'échelle des temps géologiques. A d'autres périodes de l'histoire de la Terre, des concentrations bien plus élevées en CO₂ atmosphérique se sont manifestées, mais les changements se sont opérés sur des intervalles de temps bien plus longs.

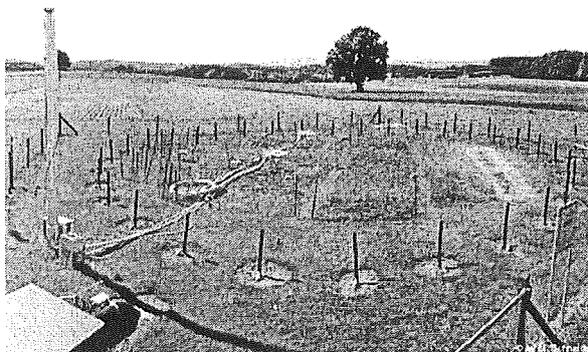


Fig. 5: Un anneau FACE de 18 m de diamètre, installé par l'EPF-Z sur le site d'Eschikon (ZH).

En revanche, ce même siècle est un délai très long, si on le compare à la durée de financement d'un projet scientifique! Dans le système FACE, le mieux adapté actuellement à de telles études, le passage de 35 à 60 Pa s'est fait d'une année à la suivante. Il est probable que les écosystèmes répondent différemment à une transition aussi brutale et à une augmentation progressive au cours d'un siècle. Une observation du groupe de l'EPF-Z corrobore cette idée: le rendement des cultures de *Lolium perenne* à faible fertilisation azotée avait diminué la première année sous enrichissement en CO₂, alors qu'il avait montré une augmentation, modeste mais significative, de 9% après 4 ans (DAEPP *et al.*, 2000). Ce changement de comportement serait-il dû à une adaptation progressive de la microflore de la rhizosphère au cours des ans ?

4. Conclusions

La plante apporte une contribution majeure au transfert de carbone de l'atmosphère au sol, tandis que les microorganismes contribuent à le retourner à l'atmosphère, l'ensemble réalisant une gestion cyclique de cet élément dans l'écosphère. Plantes et microorganismes concourent en outre à l'accumulation, transitoire mais à long terme, de la fraction humique des sols, fragile mais indispensable au fonctionnement de ces derniers. Les plantes jouent aussi un rôle essentiel dans la réponse des écosystèmes à l'augmentation prévisible du CO₂ atmosphérique. On peut ainsi s'attendre à des modifications de la composition et de la diversité des associations végétales, par des altérations de la compétitivité de leurs

populations. Quant à savoir si, par l'intermédiaire des plantes et des processus d'humification, l'accumulation du carbone dans le sol pourra s'opposer significativement à cette augmentation, et dans quelle mesure, la question est posée. Seules des recherches à long terme pourront y répondre.

5. Remerciements

L'auteur remercie les collaborateurs du groupe "rhizosphère" du Laboratoire de Microbiologie de l'UNI-Neuchâtel et ceux du groupe "FACE" de l'EPF-Z, qui sont à la base des réflexions présentées ici. Le Fonds National suisse de la recherche scientifique nous a soutenu par l'octroi de crédits de recherche dans le domaine de la rhizosphère (projet actuel: 3100-068208.02).

6. Bibliographie

ARAGNO, M. 2002. Microbial communities in the rhizosphere: structures and processes. Bull. Soc. suisse Pédol. 26: 21-25

DAEPP, M., SUTER, D., ALMEIDA, J.P.F., ISOPP, H., HARTWIG, U.A., BLUM, H., NÖSBERGER J., and LÜSCHER, A. 2000. Yield response of *Lolium perenne* swards to free air CO₂ enrichment increased over six years in a high-N-input system. Global Change Biology. 6: 805-816.

GOBAT, J.M., ARAGNO, M., et MATTHEY, W. 2002. Le sol vivant. 2^e éd. Presses polytechniques et universitaires romandes, 550 pp.

MARILLEY, L., HARTWIG, U.A. and ARAGNO, M. 1999. Influence of an elevated atmospheric CO₂ content on soil and rhizosphere bacterial communities beneath *Lolium perenne* and *Trifolium repens* under field (FACE) conditions. Microbial Ecology. 38: 39-49

Recherches du groupe FACE à l'EPF-Z: Site internet, www.fb.ipw.agr.ethz.ch/FACE.html.

Evaluation des possibilités d'augmenter la teneur en carbone organique du sol agricole. Application pratique.

Jean-Auguste Neyroud

Station fédérale de recherches en production végétale de Changins, CH-1260 Nyon

Résumé

La teneur en carbone organique d'un sol en site naturel résulte d'un équilibre entre la minéralisation et la réorganisation. En site agricole, la culture débouche sur des équilibres distincts et moins stables. Des modèles permettent de simuler l'évolution du carbone du sol. Les plus performants distinguent des fractions actives et inertes du carbone et tiennent compte de la qualité des substrats. Il est possible de faire évoluer le taux de carbone dans une direction choisie, en jouant principalement sur la couverture du sol et l'intensité du travail du sol, mais l'évolution est toujours lente et facilement réversible. Dans l'application pratique en production intégrée, les données et conseils nécessaires pour atteindre des taux « satisfaisants » d'humus sont disponibles ; les données correspondantes pour assurer la séquestration de longue durée du carbone dans le sol ne semblent pas encore disponibles.

Abstract : A practical evaluation of the possibility of increasing the organic carbon content of agricultural soils

The organic C content of the soil in a natural site is characterised by an equilibrium between mineralisation and reorganisation. When cultivated, the soil organic C content will stabilise at a generally lower content, depending from the mode of cultivation. Several models are able to simulate soil carbon evolution. It is possible to modify the soil organic C content, mainly by changes in soil cover and tillage intensity, but the changes are slow and often reversible. In the practical application of integrated production, methods and advises for reaching a "satisfactory" humus content are available. In order to achieve an efficient carbon sequestration in the soil, the corresponding methods still have to be developed.

Keywords: soil organic carbon, humus, C-sink, mass balance

1. Introduction

La formation d'humus est un des processus essentiels de la pédogenèse. En milieu naturel, non perturbé, le taux d'humus croît jusqu'à atteindre un point d'équilibre (climax), où la formation annuelle d'humus à partir de substrats organiques est compensée par la minéralisation d'une quantité équivalente d'humus du sol. Ce point est déterminé par les propriétés géologiques et climatiques du site. Les substances humiques se lient à la fraction minérale du sol pour former des complexes et des agrégats caractérisant sa structure; elles apportent donc une contribution essentielle à sa fertilité.

Au contact de la réalité, il paraît nécessaire de tenir compte de nombreux autres paramètres pour expliquer la teneur actuelle en humus. Les situations d'équilibre entre le sol et l'association végétale qu'il porte ne sont pas fréquentes, car l'activité humaine est perturbante : exploitation de la forêt, eutrophisation,... L'agriculture quant à elle, par le travail du sol et l'exportation des récoltes, modifie profondément les conditions

d'humification et de minéralisation; il en résulte un abaissement général des taux d'humus dans les sols cultivés par rapport à leurs analogues non cultivés.

La matière organique du sol comprend plusieurs fractions distinctes. La biomasse, les résidus frais ou partiellement décomposés et l'humus proprement dit, ont des compositions chimiques différentes et suivent des chemins distincts d'évolution, mais leur séparation physique est à peu près impossible. Par souci de clarté, on parlera désormais de carbone organique, en restant très conscient de sa diversité.

Dans les lignes suivantes, on évalue la possibilité d'augmenter le taux de carbone organique du sol cultivé. Cette augmentation serait bénéfique, à la fois par l'accroissement de l'activité biologique, l'amélioration de la fertilité et la fonction de puits de CO₂ contribuant à réduire l'augmentation de la concentration de ce gaz dans l'atmosphère.

2. Taux et formes de carbone

Comme pour toute analyse de sol, un prélèvement d'échantillon représentatif est une exigence de base. Plusieurs facteurs contribuent à expliquer l'hétérogénéité de teneur en C sur une surface donnée; un taux proche de la teneur vraie est obtenu par l'analyse d'un échantillon issu de nombreux prélèvements sur le site (POST et al., 2001). La profondeur de prélèvement est particulièrement importante car le gradient de baisse de teneur en C avec la profondeur n'est pas uniforme, il dépend du type de sol et des pratiques culturales. On a par exemple observé en Allemagne occidentale que l'augmentation générale de la profondeur de labour a conduit en 30 ans à une accumulation nette de C. (NIEDER et RICHTER, 2000).

Lors du prélèvement et de la préparation de l'échantillon, les résidus organiques les plus visibles sont éliminés, mais cette opération est loin de ne conserver que le seul humus. Les substances non humiques présentes (racines, exudats, corps microbiens,...) accroissent artificiellement le taux d'"humus". Enfin, le résultat de l'analyse chimique est parfois influencé par certaines étapes de la procédure.

Pour toutes ces raisons, le dosage de carbone du sol en routine présente quelques incertitudes et il est bon d'effectuer les analyses dans un laboratoire certifié utilisant des méthodes reconnues et de vérifier l'origine des différences enregistrées en s'assurant que les sources d'erreurs ci-dessus n'interviennent pas. Il est inutile de préciser qu'un test visuel de la couleur du sol, traduit en teneur en matière organique, n'est pas reproductible.

Les travaux récents montrent que le carbone du sol se partage en plusieurs compartiments actifs et passifs; les premiers sont soumis à un turnover rapide. Ces conclusions sont étayées par les progrès réalisés en (micro-)biologie des sols, des travaux à l'aide d'isotopes et des modélisations sur des essais de longue durée. IZZAURALDE et al. (2001) modélisent l'évolution du carbone à l'aide de 3 compartiments (« crop residues, active and passive organic C »). FALLOON et al. (2000) décrivent une fraction de carbone inerte (« inert organic matter ») dont le temps de résidence est supérieur à 50'000 ans. MARY et GUERIF (1994) proposent un modèle à deux compartiments de carbone qui rend bien compte de son évolution sur un essai de longue durée. Dans la plupart des cas, l'importance relative des fractions est estimée par hypothèse et les auteurs reconnaissent que les valeurs choisies sont très simplifiées car ils observent également d'importantes différences entre différents sites. Les tentatives de distinguer des fractions de carbone organique dans le sol

restent pour l'instant limitées à des recherches ponctuelles et ne peuvent encore être généralisées.

3. Cinétique des transformations du carbone

KUZYAKOV et DOMANSKI (2000) signalent que les quantités de substrats arrivant dans le sol dépendent des masses produites et de la répartition entre parties aériennes et parties souterraines. Certaines espèces, comme par exemple le *Miscanthus* (KAHLE et al., 2001) seraient plus efficaces en termes d'apport de carbone au sol.

La transformation des résidus fait appel à la biomasse. Elle ne s'effectue correctement qu'en conditions favorables. Outre les indispensables conditions d'aération et d'humidité, les quantités de substrats, leurs rapports C/N, la qualité et la fréquence des apports, la qualité du mélange organo-minéral, de nombreux autres facteurs jouent un rôle important. On s'oriente donc vers une caractérisation biochimique des matières organiques, qui prendrait le relais du dosage de carbone total (CHAUSSOD et NOUAIM, 2001).

Les composés minéraux du sol exercent un effet physico-chimique de protection des substances organiques et ralentissent leur dégradation. Cet effet protecteur est d'autant plus fort que le taux d'argile est plus élevé et explique en partie les différences de teneurs en C entre les sols. Une fois saturés les sites capables de fixer des substances organiques, les composés supplémentaires vont se retrouver liés à la fraction plus grossière du sol, où leur protection est moins bien assurée. En particulier, les pratiques culturales peuvent les faire disparaître (HASSINK, 1997). On trouve là une limitation physico-chimique à l'accumulation du carbone dans le sol.

Comme dans un site naturel, le taux de carbone qui s'établit dans un sol cultivé après de nombreuses années de pratiques culturales constantes tend vers un équilibre. Dans un tel cas, l'humification des apports organiques (« maintenance C input ») est balancée par la minéralisation du carbone organique présent. Il est essentiel de comprendre que toute modification des pratiques culturales exerce des effets lents sur cet équilibre délicat. Il en est ainsi par exemple des changements apportés à l'intensité du travail du sol (BALESDENT et al., 2000).

4. Echelles d'observation, complexité des mesures

Dans l'abondante production scientifique sur le sujet, il convient de distinguer entre les travaux

de recherche approfondie portant sur des sites uniques, les travaux où l'on s'efforce de généraliser une situation étudiée, les travaux de modélisation et les travaux d'enquête et de bilan à l'échelle régionale, nationale ou planétaire. Des analyses longues et fouillées sont indispensables dans la première catégorie. Elle ne sauraient être mises en œuvre sur tous les sites. C'est pourquoi la généralisation d'une observation implique à la fois la réduction et la simplification des analyses effectuées et l'abandon du degré de précision initial. Il en est par exemple ainsi d'un indicateur général de teneur du sol en carbone destiné à apprécier les effets de la Production Intégrée ou le maintien de la fertilité du sol. Dans la réflexion sur le puits de CO₂, on est également contraint de procéder à des généralisations parfois abusives. L'actualité de ces problèmes incite à remplacer progressivement les solutions simplifiées par des solutions plus élaborées.

5. Bilan du carbone du sol

La fixation du carbone dans le sol, a priori souhaitable, est accompagnée par d'autres effets moins connus, comme l'accumulation parallèle d'éléments fertilisants soumis à un risque de perte dans l'environnement, la production accrue de CO₂ par la biomasse et les résidus, le coût énergétique accru de l'apport de carbone (SCHLESINGER, 2000) et la possible réversibilité de la séquestration du carbone. Ces aspects ne sont pas abordés ici.

Dans un travail déjà ancien, HENIN et DUPUIS (1945) proposent une méthode de calcul du bilan humique :

$$H_{y+1} - H_y = I \cdot k_1 - H_y \cdot k_2 \quad (1)$$

où H représente la quantité d'humus présente dans le sol à l'année y et à la suivante, I l'apport annuel de substances organiques, k₁ le coefficient exprimant la fraction de I transformée en humus et k₂ le coefficient exprimant la minéralisation annuelle de l'humus. Ce mode de calcul a été largement utilisé en France où il a donné des résultats satisfaisants sur des systèmes culturaux simples et stabilisés.

Des difficultés d'application surviennent lorsque le modèle est appliqué dans des conditions différentes de celles des expériences initiales. Pour obtenir des valeurs conformes à la réalité des essais de longue durée, il faut admettre que les coefficients k₁ et k₂ sont différents dans des systèmes culturaux différents et que la grandeur H_y est constituée de plusieurs compartiments distincts, en particulier d'humus jeune et d'humus stable (« Nährhumus und Dauerhumus »). JENKINSON et RAYNER

(1977) ont été les premiers à envisager ces compartiments distincts. Les modèles multi-compartimentaux fonctionnent en général bien, mais ont pour caractéristique une estimation non vérifiable de la taille de chaque compartiment. Ces travaux rendent attentifs à l'importance de la disponibilité de l'azote accompagnant le carbone: l'azote *mobilisable* devient ainsi le pendant de la fraction *active* du carbone. Un modèle couplé carbone-azote à pas de temps court (MARY et GUERIF 1994) rendrait compte à la fois de l'évolution de carbone et de la fraction d'azote fournie par le sol à la plante, permettant ainsi des économies ciblées en fertilisant minéral.

Des travaux effectués à Changins ont permis de réviser le modèle de Hénin et Dupuis (NEYROUD et al., 1997) dans un contexte d'application pratique, c'est-à-dire en l'absence de nombreux résultats d'analyse sur les sites, en présumant l'absence de modifications importantes récentes des techniques culturales appliquées et en simplifiant l'estimation de l'apport du carbone.

Une première difficulté réside dans l'interprétation du paramètre H_y de l'équation (1). Pour éviter des distorsions causées par l'application du coefficient k₂ à des valeurs excessives ou insuffisantes de H_y, nous utilisons le *taux de carbone souhaitable* au lieu du *taux réel*. Ce choix permet d'éviter les plus grosses erreurs et n'influence que peu le bilan annuel. Le taux souhaitable est calculé sur la base de l'interprétation de la teneur en carbone du sol de nos "données de base sur la fumure". Il ne s'applique pas aux histosols et aux sols très sableux.

Comme précédemment mentionné, le coefficient k₂ de minéralisation du carbone n'est pas une valeur constante. Il dépend principalement de la texture du sol, de son pH, de l'intensité du travail du sol et de la part de prairies dans la rotation. Ces quatre effets sont traduits en quatre équations dont le résultat est une valeur de k₂ adaptée au site et au mode de culture. Les données complètes figurent dans la publication (NEYROUD et al., 1997).

5.1 Validation du modèle sur un premier essai de longue durée

Dans un essai mis en place en 1975, nous comparons six procédés de fumure organique dans une rotation de six ans à dominance céréalière. Les six bilans humiques présentent une perte annuelle de 1020 kg/ha.an et des gains variant entre 570 et 2060 kg humus/ha.an. La figure 1 montre la teneur initiale en humus (%humus = %C x 1.725), la teneur calculée et la

teneur effective après 18 ans sous les six procédés. Le bilan est fortement négatif dans le procédé témoin (TE) et à tendance négative dans les procédés engrais vert et paille. (EV, PA). Dans les procédés à input de C élevé (Fumier 35 et 70 l/ha, Lisier), le bilan calculé ne correspond plus au bilan réel : il est fortement excédentaire par rapport à la réalité, car il ne tient pas compte de l'activation de la vie microbienne par des apports copieux de C, c'est-à-dire de l'augmentation du coefficient k_2 . En fait, ce résultat montre le bien-fondé de l'approche multi-compartimentale précédemment décrite. Par ailleurs, l'effet de la fertilisation minérale N croissante, non présenté sur la figure, se traduit par une augmentation nette des taux d'humus. On voit donc que le modèle s'applique au cas général, mais qu'il s'applique mal aux situations particulières comportant des apports massifs de carbone.

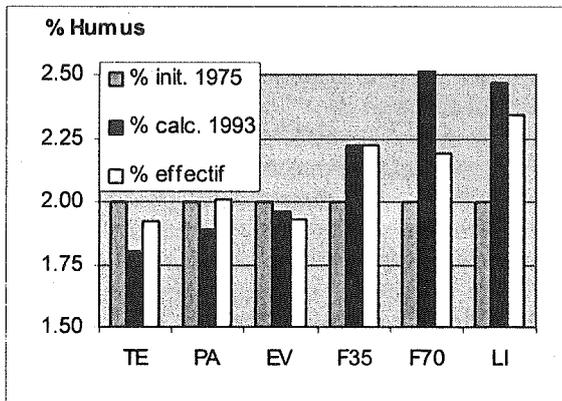


Figure 1. Taux initial d'humus, taux calculé et taux effectif après 18 années sous six procédés de fertilisation organique et complément minéral.

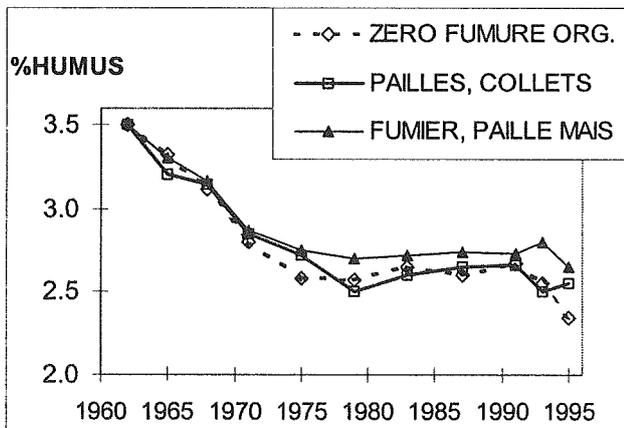


Figure 2. Evolution du taux d'humus après rompage dans un essai de restitution de matières organiques.

5.2 Validation du modèle sur un second essai de longue durée.

Un essai de longue durée a été mis en place en 1960 sur une ancienne prairie. Une partie de la parcelle est dévolue à la comparaison de divers modes de restitution organique. Divers modes de travail de sol sont comparés dans l'autre partie. L'évolution dans le temps des taux d'humus est présentée aux figures 2 et 3.

Dans les deux cas, on observe une importante baisse du taux d'humus durant les quinze premières années. Ce phénomène traduit la mise en place de nouveaux équilibres entre humification et minéralisation liés aux nouvelles pratiques culturales. Les bilans calculés durant cette période ne donnent pas de résultats satisfaisants car les systèmes sont instables. Le modèle du bilan humique ne s'applique donc qu'à des situations stabilisées par plusieurs années de pratiques culturales constantes.

Entre 1975 et 1995, les taux d'humus atteints montrent bien les effets relatifs des restitutions organiques et de la réduction de l'intensité du travail du sol. Les bilans calculés correspondent à la réalité. Il est illusoire de vouloir conserver le taux d'humus de la prairie dans un système assolé.

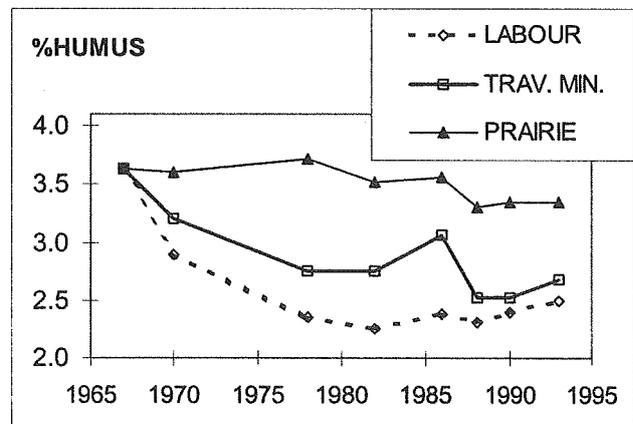


Figure 3. Evolution du taux d'humus après rompage dans un essai de travail du sol.

5.3 Validation de modèle sur un réseau d'exploitations.

Les obstacles rencontrés dans l'application du bilan humique dans la pratique résident dans l'incertitude sur la qualité de l'information relative aux années précédentes : quantités enfouies, travail du sol. Dans quelques exploitations de notre réseau-pilote PI, nous avons calculé des bilans humiques parcellaires sur 8 ans et des bilans humiques annuels sur l'exploitation (bilans humiques sur la rotation et sur l'assolement).

Lorsque toutes les parcelles de l'exploitation étaient soumises à la même rotation, les bilans humiques des rotations et des assolements étaient semblables. Ce fait est particulièrement important, car il autorise le calcul du bilan humique sur l'assolement (cultures de l'année), beaucoup plus facile à exécuter. La synthèse de nos résultats est présentée au tableau 1.

Tableau 1. Synthèse des calculs de bilan humique effectués en 1994 sur 19 exploitations.

No	Surface (ha)	Sarclées sensibles (%)	Prairies temporaires (%)	Coeff. k ₂ net)	Bilan (kg/ha-an)	Appréciation du bilan	Remarques
1	35	0	0	1,15	-345	Très négatif	Ferme sans bétail, pailles non enfouies. Amélioration possible : + 235 kg
2	21	43	0	1,43	-295	Négatif	Ferme sans bétail, peu d'engrais vert. Amélioration possible : + 110 kg
3	31	39	0	1,45	-227	Négatif	Ferme sans bétail, négatif malgré l'enfouissement de pailles et engrais vert
4	24	9	24	1,18	-161	Equilibré	Ferme sans bétail, équilibré par enfouissement de pailles, trèfle et jachère
5	67	0	0	1,23	-160	Equilibré	Ferme sans bétail, pailles et engrais vert enfouis
6	19	13	0	1,32	-107	Equilibré	Ferme sans bétail, toutes pailles enfouies
7	25	17	0	1,39	-81	Equilibré	-
8	46	0	11	1,17	+77	Equilibré	Ferme sans bétail, pailles, jachère et engrais vert enfouis
9	20	0	20	1,13	+85	Equilibré	-
10	34	17	0	1,35	+96	Equilibré	-
11	16	16	31	1,26	+275	Positif	-
12	30	28	22	1,15	+278	Positif	Sols très alcalins (=minéralisation réduite)
13	19	11	3	1,26	+283	Positif	Enfouissement de pailles fréquent
14	33	21	13	1,45	+333	Très positif	Importants apports de fumier, engrais vert fréquents
15	36	21	37	1,34	+342	Très positif	Importants apports de fumier
16	26	16	7	1,43	+418	Très positif	Enfouissement de pailles, boues et engrais vert. Peu de fumier
17	26	32	0	1,42	+545	Très positif	Sols légers et alcalins
18	16	34	32	1,30	+792	Très positif	Très importants apports de fumier
19	34	13	10	1,35	+844	Très positif	Très importants apports de fumier et engrais vert

Pour tenir compte de la part d'incertitude dans les données, on a admis que le bilan humique était équilibré entre -200 et + 200 kg

humus/ha.an. Les bilans déficitaires caractérisent souvent les exploitations sans bétail et rappellent l'importance qu'il convient

d'accorder à la gestion de l'humus dans ces situations. De possibles améliorations sont proposées. Les bilans excédentaires caractérisent les situations d'input importants de carbone, dans lesquelles notre modèle ne tient vraisemblablement pas assez compte de l'accroissement de la minéralisation; ils ne posent en fait pas de problème sérieux de gestion d'humus.

6. Discussion

Les tests de validation du bilan humique mettent en évidence la difficulté d'intégration de tous les cas particuliers dans le modèle et ne s'appliquent qu'à des situations stabilisées par une pratique culturale constante. Le recours au taux d'humus souhaitable et la modulation du coefficient k_2 en fonction des caractéristiques pédologiques et culturales des sites apportent des améliorations certaines. En l'absence de tout autre modèle multi-compartimental éprouvé et facile à mettre en œuvre, le modèle de Hénin et Dupuis amélioré par nos soins permet, compte tenu d'une inévitable marge d'incertitude, de décrire et de qualifier les effets des pratiques culturales sur l'évolution du taux d'humus. Dans ce sens, il constitue un indicateur acceptable de fertilité.

Les essais de longue durée montrent qu'il est possible de piloter le taux d'humus du sol et de l'augmenter si nécessaire par l'accroissement des apports de substrats carbonés, la couverture permanente du sol et la réduction de l'intensité du travail du sol (non labour). Cette augmentation est cependant d'ampleur modeste, elle est de l'ordre d'une dizaine de tonnes de carbone par hectare.

La mise en œuvre de la fonction "puits de CO_2 " du sol doit être envisagée avec circonspection car nos connaissances actuelles sur la réversibilité de l'accumulation du carbone et ses possibles effets néfastes sur l'environnement (eutrophisation,...) sont encore insuffisantes.

Bibliographie

BALESDENT J., CHENU C. and BALABANE M., 2000 : Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research* 53, 215-230.

CHAUSSOD R. et NOUAÏM R., 2001 : Matières organiques et activités biologiques des sols cultivés, des indicateurs d'intérêt agronomique. *Perspectives Agricoles* 272, 46-48.

FALLOON P., SMITH P., COLEMAN K. and MARSHALL S., 2000 : How important is inert organic matter for predictive soil carbon

modelling using the Rothamsted carbon model ? *Soil Biology & Biochemistry* 32, 433-436.

HASSINK J., 1997 : The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil* 191, 77-87.

HENIN S. et DUPUIS M., 1945 : Essai du bilan de la matière organique des sols. *Annales Agronomiques* 15, 161-172.

IZZAURRALDE R.C., MCGILL W.B., ROBERTSON J.A., JUMA N.G. and THURSTON J.J., 2001 : Carbon balance of the Breton classival plots over half a century. *Soil Sci. Soc. Ann. J.* 65, 431-441.

JENKINSON D.S. and RAYNER J.H., 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Sci* : 123, 298-305.

KAHLE P., BEUCH S., BOELCKE B., LEINWEBER P. and SCHULTEN H.R., 2001 : Cropping of *Miscanthus* in central Europe. *Europ J. of Agronomy* 15, 171-184.

KUZYAKOV Y. and DOMANSKI G., 2000 : Carbon input by plants into the soil, review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 421-431.

MARY B. et GUERIF J., 1994 : Intérêts et limites des modèles de prévision de l'évolution des matières organiques et de l'azote dans le sol. *Cahiers de l'Agriculture* 3, 247-257.

NEYROUD J.A., SUPCIK P. et MAGNOLLAY F., 1997 : La part du sol dans la Production Intégrée I : Gestion de la matière organique et bilan humique. *Revue Suisse Agric.* 29, 45-51.

NIEDER R. et RICHTER J., 2000 : C. and N accumulation in arable soils of West Germany and its influence on the environment. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 65-72.

POST W.M., IZZAURRALDE R.C., MANN L.K. and BLISS N., 2001 : Monitoring and verifying changes of organic carbon in soil. *Climatic Change* 51, 73-99.

SCHLESINGER W.H., 2000 Carbon sequestration in soils : some caution amidst optimism. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 82, 121-127.

Das CO₂-Bindungspotential der schweizerischen Landwirtschaft; ausgewählte Aspekte zur Quantifizierung von Kohlenstoffsinken

ALEX PRIMAS

Fachhochschule beider Basel (FHBB), Institut für Umwelttechnik, 4132 Muttenz.

Kontakt: alexander.primas@bluewin.ch

Diese Arbeit wurde im Zusammenhang mit einer Diplomarbeit des Nachdiplomstudiums Umwelttechnik der FHBB erstellt. Betreuer: Claude Lüscher (FHBB), Dr. Andreas Fliessbach (FiBL).

Zusammenfassung

Die durch eine Umstellung der Ackerbewirtschaftung wie z.B. Direktsaat bewirkte Veränderung der Masse organischen Kohlenstoffes (C_{org}) ist in Bezug auf die Gesamtmenge an Kohlenstoff im Boden klein. Daher ist die Gesamtgenauigkeit der Bodenbeprobung von grosser Wichtigkeit für die Quantifizierung von Kohlenstoffsinken. Um vergleichbare Messwerte zu erhalten, müssen die Beprobungen zur gleichen Jahreszeit, dem gleichen Fruchtfolgestand (angebaute Kultur) sowie bei identischer Bodenfeuchtigkeit durchgeführt werden. Der C_{org}-Gehalt und die Lagerungsdichte muss über den gesamten durchwurzelbaren Raum beprobt werden. Dabei ist eine feine Probehorizontaufteilung von Vorteil. Für den Vergleich von Bodeninventaren müssen sich die C_{org}-Massen auf äquivalente Bodenmassen beziehen. Aufgrund der grossen Unsicherheiten bei der Beprobung scheint es unwahrscheinlich, dass durch Bewirtschaftungsänderungen im Ackerbau erzielten Akkumulationen von Kohlenstoff im Boden innerhalb der 5-jährigen Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls zuverlässig zu quantifizieren sind.

Abstract

The variation in the mass of soil organic carbon (SOC) caused by changing the crop management regime (as for example from plough tillage to reduced- or no tillage) is small compared to the total mass of SOC stored within the soil. Therefore the total accuracy of the SOC measurement and the sampling procedure is of great importance for the quantification of carbon sinks. To obtain comparable values, the soil sampling must be carried out at the same season, the same state within the crop rotation (crop) as well as at identical soil moisture. The SOC content and the soil bulk density have to be quantified for the whole rooting depth. For accurate results the investigated horizon has to be subdivided into several thin sample layers. For the comparison of soil inventories the organic carbon masses must refer to equivalent soil masses.

Due to the large uncertainties within soil sampling it seems improbable that the amount of SOC sequestered by changes in the crop management regime may be quantified reliable within the 5-year commitment period of the Kyoto protocol.

Keywords: carbon sequestration, soil organic carbon, soil sampling, equivalent mass

1. Einleitung

Landwirtschaftlich genutzte Böden können je nach Nutzungsart als Quelle oder Senke für CO₂ wirken. Unter gewissen Bedingungen wird im Boden mehr CO₂ gebunden als emittiert und dadurch Kohlenstoff im Boden gespeichert. Der Boden als mögliche CO₂-Senke ist im Zusammenhang mit den Verhandlungen über die konkreten Bestimmungen des Klimaschutzprotokolls von Kyoto ins Gespräch gekommen. Damit stellt sich auch für die Schweiz die Frage, wie gross das CO₂-Bindungspotential der landwirtschaftlich genutzten Böden ist, und ob diese

Senken zuverlässig zu quantifizieren sind. Diese Fragestellung wurde anhand von Resultaten ausgewählter Langzeitfeldversuche untersucht. Dabei zeigte sich, dass die Genauigkeit der Bodenbeprobung einen entscheidenden Einfluss auf die Aussage über das Senkenpotential des Bodens hat. Je nach Beprobungsart entstehen systematische Messfehler, welche das Resultat stark beeinflussen können. In dieser Arbeit wurde die Grösse dieser systematischen Messfehler mit einer Modellrechnung untersucht.

2. Probleme bei der Quantifizierung des CO₂-Bindungspotentials

2.1 Quantifizierung von Kohlenstoffsinken durch Bodenbeprobung

Bei der Bewertung von Senken muss berücksichtigt werden, dass die Veränderung pro Zeiteinheit direkt nach der Bewirtschaftungsänderung am grössten ist und danach langsam abnimmt, bis ein neues Fließgleichgewicht erreicht ist. Zudem sind die Massnahmen zur Kohlenstoffbindung im Boden reversibel. Für die Quantifizierung des CO₂-Bindungspotentials einer Senke ist die durch die Bewirtschaftungsänderung erreichte Differenz der C_{org}-Masse im Boden von Interesse. Zur Beurteilung der Stabilität des gebundenen Kohlenstoffs sind zudem die Anteile der Pflanzenresten (Grob-, Feinwurzeln) sowie der einzelnen Bodenfraktionen (Sand, Schluff, Ton) an der gesamten C_{org}-Masse wichtig. So kann der in Pflanzenresten vorhandene Kohlenstoff schnell wieder abgebaut werden und damit zu CO₂ Emissionen führen, während Kohlenstoff in der Tonfraktion stabil ist und nur schwer zu CO₂ umgesetzt werden kann. Um zusätzliche, von der Bewirtschaftung unabhängige Faktoren, wie Klimaeinflüsse oder die CO₂-Konzentration der Luft, zu berücksichtigen muss eine relative Differenz zu einem parallel beprobten Vergleichsfeld gebildet werden. Wird nur eine Absolutdifferenz gemessen, so verhindert dies eine klare Zuordnung der Wirkung zur Massnahme.

Die Bodenbeprobung ist eines der wichtigsten Hilfsmittel zur Inventarisierung der Kohlenstoffmengen im Boden. In Bezug auf die Gesamtmenge an Kohlenstoff im Boden ist die durch eine Bewirtschaftungsänderung bewirkte Veränderung der C_{org}-Masse klein (Grössenordnung: 0.1 - 1% a⁻¹). Daher ist die Grösse des gesamten Messfehlers bei der Bestimmung der C_{org}-Masse des Bodens entscheidend für die Beurteilung einer Senke.

2.2 Fehlereinflüsse bei der Probenahme

Um vergleichbare Messwerte zu erhalten, müssen die Bodenbeprobungen zur gleichen Jahreszeit, am gleichen Fruchtfolgestand (angebaute Kultur) sowie bei identischer Bodenfeuchtigkeit durchgeführt werden. Im Jahresverlauf können Veränderungen des C_{org}-Gehaltes von 1 - 2 g C kg⁻¹ auftreten (FORSTREUTER, 1999), was auf C_{org}-Masse umgerechnet einer Veränderung von 4 - 8 t C ha⁻¹ entspräche

(Dichte: 1300 kg m⁻³, Horizont: 0 - 30 cm). Diese Variation überdeckt damit im Jahresverlauf klar die langjährige C_{org}-Akkumulation einer Senke (Grössenordnung: 0.1 - 1 t C ha⁻¹ a⁻¹).

Die minimal detektierbare C_{org}-Massendifferenz aus 2 Probenahmeterminen ist zudem abhängig von der räumlichen Variabilität des Bodens (Heterogenität) und der Anzahl Bodenproben. Mit einem Beprobungsaufwand von z.B. 16 Proben pro Feld können daher bei einem Variationskoeffizient der gemessenen C_{org}-Massen von 5% bzw. 25% nur Veränderungen von 5% bzw. 30% der Bodenkohlenstoffmasse mit genügender statistischer Sicherheit ($\alpha = 0.05$, $\beta = 0.1$) nachgewiesen werden (GARTEN UND WULLSCHLEGER, 1999).

Werden von der Grösse her relevante Messdifferenzen (z.B. im Unterboden) aufgrund ihrer starken Streuung als nicht signifikant taxiert und damit nicht mehr berücksichtigt oder gar nicht gemessen, kann dies zu einer Fehleinschätzung der Kohlenstoffbindung führen. YANG UND WANDER (1999) schlagen aufgrund von Resultaten eines 11-jährigen Feldversuches (Pflugbearbeitung und Direktsaat) vor, bei einem Vergleich der Bodenkohlenstoffspeicherung im Minimum den gesamten durchwurzelbaren Raum (Ober- und Unterboden) zu betrachten. Andere Langzeitversuche (DOK-Versuch, Therwil: ALFÖLDI et al., 1993; Direktsaatversuche, Giessen: GROCHOLL, 1991) zeigten, dass die beobachteten Veränderungen im Unterboden einen wichtigen Einfluss auf die Grösse des Senkenpotentials (C_{org}-Bindung pro Zeiteinheit) haben können.

2.3 Systematische Fehler bei der Berechnung der Bodenkohlenstoffmasse

Ungünstig gewählte Probehorizonte oder eine vereinfachte Berechnung (z.B. aufgrund fehlender Messwerte von C_{org}-Gehalt und Lagerungsdichte) können die Aussagekraft der ausgewiesenen C_{org}-Differenz einer Bewirtschaftungsmassnahme in Frage stellen. Diese systematischen Berechnungsfehler entstehen zusätzlich zu den Messfehlern der Analytik (Fehler etwa $\pm 2 - 3\%$ der C_{org}-Masse) und der Probenahme (Zeitpunkt, Ausführung). Wird der Boden innerhalb der Ackerkrume verdichtet, so würde man z.B. bei derselben Kohlenstoffmasse im gesamten Boden in einer Vergleichsmessung auf Volumenbasis in den obersten 20 cm eine höhere C_{org}-Masse feststellen, da eine grössere Bodenmasse beprobt wird. ELLERT UND BETTANY (1995) schlagen vor, bei der Bestimmung der Bodenkohlenstoffmasse gleiche (äquivalente) Bodenmassen zu berücksichtigen (siehe Abbildung 1).

Mit einem einfachen Rechenmodell, das über eine Profiltiefe von 100 cm in Schritten von 0.1 cm die Bodenmasse sowie die Bodenkohlenstoffmasse berechnet, wurden diese systematischen Fehler untersucht (PRIMAS, 2000).

In Tabelle 1 sind die Resultate für einen Berechnungsfall dargestellt, in dem nur eine Erhöhung der Bodendichte, jedoch keine Veränderung der C_{org} -Masse angenommen wurde. Eine absolut exakte Messung müsste also vor und nach der Verdichtung, unabhängig vom Beprobungshorizont, dieselbe C_{org} -Masse ergeben. Durch die Wahl der Beprobungshorizonte sowie der Berechnungsmethode (Massen- oder Volumenäquivalent) ergaben sich im berechneten Beispiel systematische Abweichungen von bis zu

3.4 t C ha^{-1} oder 7.5% der C_{org} -Masse im Horizont 0 - 20 cm (45.3 t C ha^{-1}).

Es zeigte sich, dass bei massenäquivalenter Berechnung die Differenz der C_{org} -Massen tendenziell unterschätzt und bei volumenäquivalenter Berechnung klar überschätzt wird. Bei grober Probehorizontaufteilung und volumenäquivalenter Berechnung kann der systematische Fehler auf über 10% der C_{org} -Masse im Betrachtungshorizont ansteigen. Auch bei fein unterteilten Probehorizonten und mit massenäquivalenter Berechnung muss mit einem Fehler (durch die Linearisierung der Messwerte) von 1 - 2% gerechnet werden. Für eine möglichst exakte Bestimmung der C_{org} -Massen müssen in jedem Fall die Dichtewerte aller Probehorizonte bekannt sein.

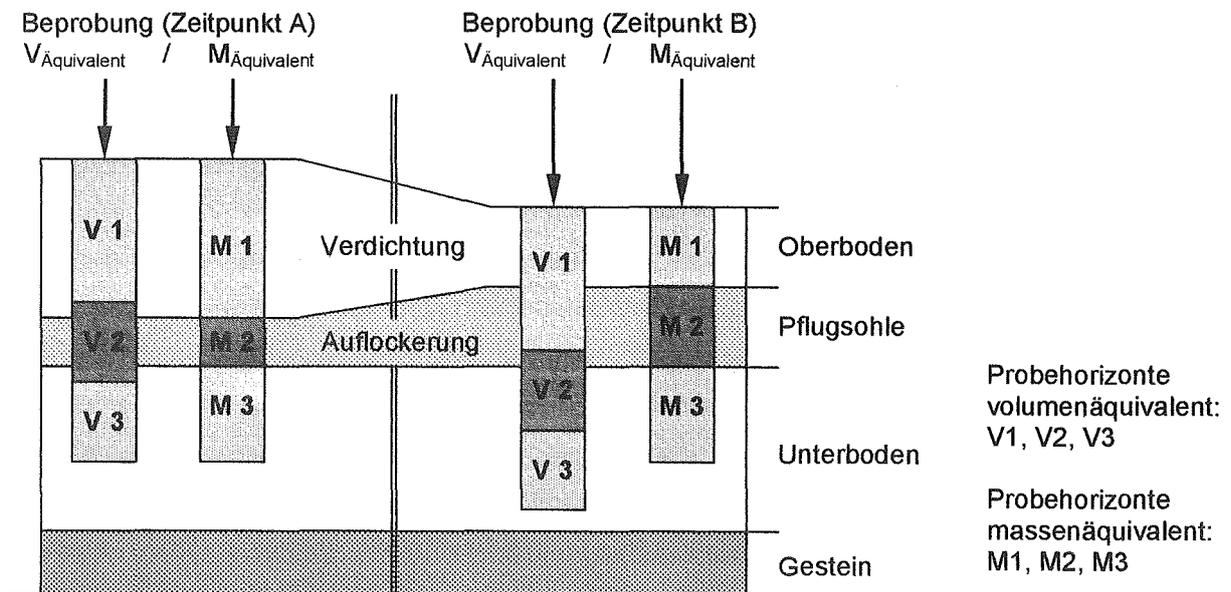


Abbildung 1: Volumenäquivalente und massenäquivalente Beprobung zu 2 verschiedenen Zeitpunkten. Bei volumenäquivalenter Beprobung werden unterschiedliche Bodenmassen verglichen, was zu Berechnungsfehlern bei der Bestimmung der C_{org} -Masse führt.

Tabelle 1: Resultate der Modellberechnung. Systematische Berechnungsfehler bei einer Erhöhung der Bodendichte ohne Veränderung der C_{org}-Masse.

Berechnungsfall	Einheit	Beprobungshorizonte (cm)							
		0-20		0-5, 5-10, 10-20		0-20, 20-30, 30-50		0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-50	
		M _{Äq.}	V _{Äq.}	M _{Äq.}	V _{Äq.}	M _{Äq.}	V _{Äq.}	M _{Äq.}	V _{Äq.}
exakte Berechnung	kg C m ⁻²	4.53		4.53		6.93		6.93	
vor Verdichtung ¹	kg C m ⁻²	4.64	4.64	4.55	4.55	7.05	7.05	6.96	6.96
nach Verdichtung ²	kg C m ⁻²	4.35	4.94	4.46	4.89	6.93	7.13	6.87	7.08
Differenz	kg C m ⁻²	-0.29	0.3	-0.09	0.34	-0.12	0.08	-0.09	0.12

Berechnungsart: M_{Äq.} = Massenäquivalent; V_{Äq.} = Volumenäquivalent.

¹ Berechnete Werte vor der Verdichtung. Bezugsgrösse für die äquivalente Masse. Dichtefunktion: $\rho_z = 1000 * Z^{0.1}$ [kg/m³]; Funktion für Kohlenstoffgehalt: $C_z = 3 * e^{-(0.05 * Z)}$ [%]; Z = Profiltiefe in cm.

² Berechnete Werte nach der Verdichtung Dichtefunktion: $\rho_z = 1258 * Z^{0.1}$ [kg/m³]; Z = Profiltiefe in cm.

3. Folgerungen

Die Ausgestaltung von griffigen Bestimmungen für die Messung und Überwachung von Kohlenstoffsenken im Rahmen des Kyoto-Protokolls ist schwierig. Der Messaufwand darf nicht gross sein, damit sich solche Massnahmen überhaupt realisieren lassen. Andererseits ist bei kleinem Messaufwand mit grossen Unsicherheiten zu rechnen.

Daher scheint es unwahrscheinlich, dass die durch Bewirtschaftungsänderungen im Ackerbau (wie z.B. Direktsaat) erzielte Kohlenstoffbindung innerhalb der 5-jährigen Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls zuverlässig zu quantifizieren ist. Die Gefahr besteht, dass nur der oberste Bodenhorizont überwacht wird, da dort die grösste Veränderung erwartet wird und sicher nachgewiesen werden kann. Dies führt jedoch zu einem erheblichen Risiko, dass man eine „Scheinsenke“ mit realen Treibhausgasemissionen aus der Verbrennung fossiler Energieträger verrechnet.

4. Literatur

ALFÖLDI, T., MÄDER, P., OBERSON, A., SPIESS, E., NIGGLI, U. UND BESSON, J.-M., 1993: DOK-Versuch: Vergleichende Langzeituntersuchungen in den drei Anbausystemen Biologisch-dynamisch, Organisch-biologisch und Konventionell. III. Boden: Chemische Untersuchungen, 1. und 2. Fruchtfolgeperiode. Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung 32 (4), 479-507.

ELLERT, B.H. UND BETTANY, J.R., 1995: Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. Canadian Journal of Soil Science 75, 529-538.

FORSTREUTER, T., 1999: Bodenfruchtbarkeitskennwerte und Kulturpflanzenenertrag in zwei

Bodennutzungssystemen. Dissertation Georg-August-Universität Göttingen.

GARTEN, C.T., WULLSCHLEGER, S.D., 1999: Soil carbon inventories under a bioenergy crop (switchgrass): measurement limitations. Journal of Environmental Quality 28 (4), 1359-1365.

GROCHOLL, J., 1991: Der Einfluss verschiedener Bodenbearbeitungssysteme auf den mikrobiologischen Status von Böden verschiedener Standorte unter besonderer Berücksichtigung der C-Umsetzungen. Giessen: Wissenschaftlicher Fachverlag.

PRIMAS, A., 2000: Das CO₂-Bindungspotential der schweizerischen Landwirtschaft, Ausgewählte Aspekte zur Quantifizierung der Kohlenstoffsenken in Abhängigkeit von verschiedenen Bewirtschaftungsformen. Diplomarbeit, Institut für Umwelttechnik (IFU). Muttenz: Fachhochschule beider Basel.

YANG, X.-M. UND WANDER, M.M., 1999: Tillage effects on soil organic carbon distribution and storage in a silt loam soil in Illinois. Soil & Tillage Research 52, 1-9.

Microbial communities in the rhizosphere: structures and processes

Michel Aragno, Sonia Tarnawski

Laboratoire de Microbiologie (LAMUN), Institut de Botanique de l'Université, CH-2007 Neuchâtel

Résumé

La rhizosphère est la région du sol sous l'influence de la racine. Il s'agit d'une interface dans laquelle des communautés microbiennes exercent un contrôle actif sur les échanges entre la plante et le sol. La production racinaire de matières organiques dans le sol (rhizodéposition) représente 15-50% de la matière brute photosynthétisée. Elle contribue grandement à moduler l'activité et la structure des communautés microbiennes de la rhizosphère. En retour, ces communautés exercent souvent une influence favorable à la croissance de la plante (effet PGPR), soit en stimulant celle-ci (hormones, nutrition minérale et hydrique) soit en la protégeant contre les parasites du sol. Si la culture répétée d'une même plante au même

endroit a souvent un effet négatif à court terme, on a montré dans certains cas qu'elle finit par sélectionner des populations de bactéries capables de protéger la plante contre ses parasites en rendant le sol suppressif. Les prairies de graminées vivaces sont un exemple d'un tel enrichissement en populations bactériennes favorables. La rotation des cultures, en revanche, peut avoir pour effet d'annuler cette sélection, comme c'est le cas dans la culture alternée du blé (sols oxiques) et du riz (sols anoxiques), pratiquée dans une grande partie de l'Inde. Des pratiques conservant des zones de sol aérées servant de "réservoir" d'organismes aérobies pendant la culture du riz sont testées actuellement avec succès.

1. Structure of the rhizosphere

The rhizosphere is commonly defined as the region of the soil under the direct influence of the root. In a wider sense, it includes the rhizoplane (surface of the root) and the endorhizosphere (endophytic, intratissular habitats, in so far as no characteristic symbiotic structure (e.g. nodule) is formed) (Gobat et al., 1998). Along their longitudinal axis (Fig. 1), plant roots show different regions with different activities related to their influences and exchanges with the soil: the root cap, producing detached cells and mucilaginous polysaccharides; the elongation zone, with a maximum of soluble organic secretions; the root hairs zone, with a maximum of water and dissolved ion absorption and mucigel secretion; and the ageing zone, showing autolysis of the cortical webs and, the case being, differentiation of secondary meristem. Therefore, they affect soil in a multiple, spatiotemporal gradient: axial, radial (distance to the root) and temporal (root growth).

2. Rhizodepositon

Microbial activities in the rhizosphere will be greatly affected by root products and activities. The total root production of organic compounds in

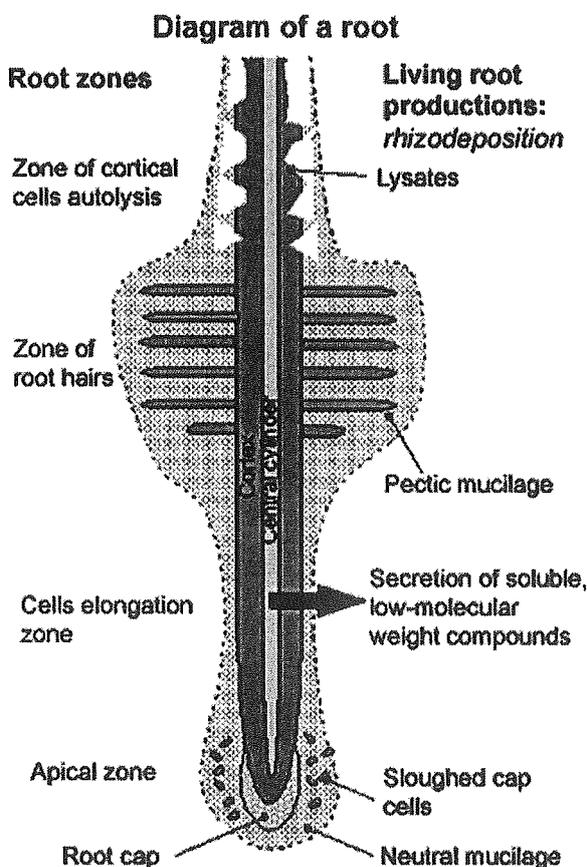


Fig. 1 Diagram of a rootlet and its productions

the soil (rhizodeposition) amounts to 15-50% of the total photosynthetic production. Rhizodeposition includes secretion of mucilaginous polysaccharides and of soluble, low-molecular weight organic compounds (among which signalling molecules), detachment of root cap cells and autolysis of cortical webs. Plant root activities include respiration (O₂ consumption), proton secretion or uptake (effect by pH), uptake of minerals and of water, the latter increasing soil air diffusion.

3. Microbial activities

Conversely, microbial activities will influence root growth and functions. Many of these activities may exert a positive effect on plant growth (plant growth promoting rhizobacteria, PGPR) including production of bacterial polysaccharides (bacterial humine), secretion of phytohormones and signal molecules, production of growth inhibitors against root parasites, induction of protection mechanisms in the root, solubilization and/or concentration of minerals, production of plant-compatible siderophores for iron assimilation, and dinitrogen fixation.

Shannon-Weaver index

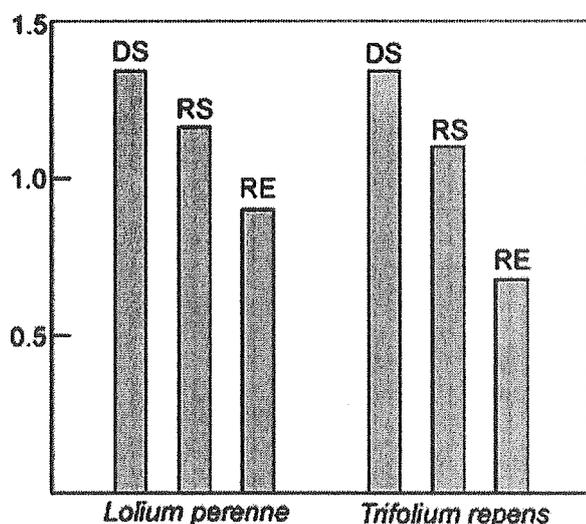


Fig. 2 Bacterial diversity (Shannon-Weaver index H'), in function of root distance, in Ryegrass (*Lolium perenne*) and White Clover (*Trifolium repens*). Data from Marilley and Aragno (1998). DS: distant soil. RS: rhizosphere soil. RE: rhizosphere + root webs (endorhizosphere)

Bacterial polysaccharides are more stable than plant ones. They act as "lubrifying" agents helping apical root growth, and as intermediate "sponges" improving water transfer from the soil to the root. Phytohormones modulate root growth. Some (e.g. the rhizobial *Nod* factors) act as signal

molecules preparing a more intimate plant-bacterial interaction (e.g. root hair curling and prenodule formation in legumes, Van Rhijn and Vanderleyden, 1995; Geurts and Franssen, 1996). Growth inhibitors, including 2,4 diacetylphloroglucinol, pyoluteorin, pyrrolitricin, phenazine compounds and hydrogen cyanide, exert their activity on a wide-spectrum of fungal and bacterial root parasites (Keel and Défago, 1997). Growth inhibitors-producing organisms were shown to be enriched in suppressive soils, i.e. in soils in which plants are protected against introduced parasites (Raaijmakers et al., 1997). Microorganisms may solubilize minerals, like phosphates or Fe(III) oxides, through the production of acids or chelating agents. Iron chelating compounds (siderophores) produced by *Pseudomonas* spp. were shown to be compatible with iron uptake systems of plants (Bar-Ness et al., 1991).

A special case is the triangular interaction between mycorrhizae, bacteria and roots: some bacteria (e.g. fluorescent *Pseudomonas*) were shown to positively influence the formation and function of mycorrhizae. The "mycorrhiza helper bacteria" (MHB) may act at the level of fungal root penetration or at the extraradicular mycelium.

4. Microbial diversity in the rhizosphere

The rhizosphere exerts an altogether elective and selective effect on the microbial populations: elective, because it provides them with relatively high concentrations of specific carbon compounds and polysaccharides; selective, because of the production of signal molecules, like flavonoids, exerting differential effects on the bacteria. Moreover, rhizoplane and endorhizosphere are still more selective environments, because they will select for bacteria able to attach to the root surface and/or to penetrate root webs. Therefore, and contrary to what was often supposed, the microbial diversity normally decreases from the distant soil to the root, as we observed in the bacterial communities associated with ryegrass and clover rhizospheres (Fig. 2, Marilley and Aragno, 1998, 1999). Specific bacterial populations, like - Proteobacteria, among which fluorescent *Pseudomonads*, were shown to be strongly favoured in the rhizosphere, whereas others, like the non-cultivable "Acidobacter-Holophaga" group, decrease with root proximity (Fig. 3)

It is therefore probable that well adapted rhizospheric bacterial communities, including PGPR populations, will be particularly favourable

to improving plant growth and productivity.

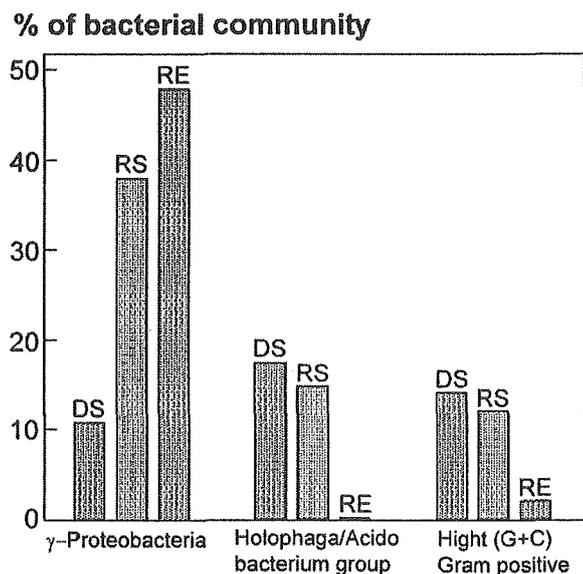


Fig. 3 Distribution of soil / rhizosphere bacterial taxa in function of root distance, in Ryegrass (*Lolium perenne*). Taxa were characterized by cloning-sequencing from DNA extracted from the samples. Data from Marilley and Aragno (1999). DS: distant soil. RS: rhizosphere soil. RE: rhizosphere + root webs (endorhizosphere)

5. Rhizosphere bacterial populations and plant survival

The normal practice to avoid soil-borne diseases is crop rotation. The repeated cultivation of the same crop at the same place is generally accompanied by a strong decline due to the accumulation of parasitic microorganisms, like *Gäumannomyces graminis*, the agent of take-off disease. However, Raaijmakers and Weller (1998) have shown that long-term repeated cultivation of wheat did restore healthy growth. The soil therefore became suppressive and this was correlated with the acclimation of antagonist organisms to *G. graminis*, among them phloroglucinol-producing fluorescent pseudomonads.

A still longer-term and continuous adaptation of bacterial communities is achieved in the rhizosphere of perennial plants. This was shown in *Molinia coerulea* prairies in the south shore of Neuchâtel lake. The continuous root-soil "dialogue" occurring in these low nitrogen prairies over decades did result in the selection of a few specific rhizosphere dinitrogen-fixing populations (Hamelin et al. 2001, 2002).

Annual crops with rotations show the opposite

situation. During the intercrop period, rhizobacterial populations may or may not survive in the soil or dead root remains. Depending on their specificity, they could wait inoculate the alternative crop, or simply "wait" for the next seeding of the original one, or will decline and eventually disappear. An extreme case is represented by the wheat-rice rotation system that we are at present studying in the framework of an Indo-Swiss project of collaboration in biotechnology (ISCB). This project deals with the diversity of wheat rhizosphere communities and its effect on wheat growth and yield under nutrient limitation. In the classical system, after wheat harvest (e.g. in May), the field will be uniformly flooded, and rice cultivated during the monsoon season, (e.g. July to October). Then, the soil will be tilled, and wheat seeded again (e.g. end of November). This will cause a severe stress within the microbial populations. After flooding for rice, the soil will become rapidly anoxic, and most strict aerobes will asphyxiate or survive as dormant cells (e.g. spores). Eventually, during rice growth, oxygen will be brought through the root's aerenchyme (a special cortical web containing large air-conducting spaces) to the rhizosphere, allowing aerobic bacteria to reinstall.

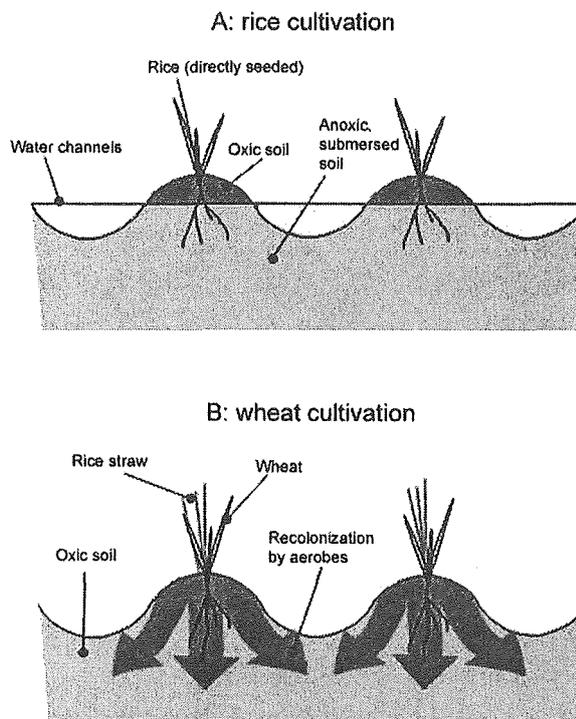


Fig. 4 Principle of elevated beds, no tillage cultivation system with rice / wheat rotation. A: rice cultivation. B: wheat cultivation. Explanations: see text.

But it was shown that this practice considerably reduced the microbial biodiversity. For example, in the field chosen for our studies (east of Delhi,

in Ganga plain, loess with low organic matter content), the content in arbuscular mycorrhizae was much lower in comparison with wheat fields not submitted to field/rice rotation, and the variety was restricted to two species only. We are at present studying the consequences of application of no-tillage alternative practices on microbial (bacterial and mycorrhizal) biodiversity and biomass, as well as on the yield and need of fertilizers.

Among these systems, our Indian colleagues, under the guidance of Dr. Alok Adholeya, imagined to use elevated beds system (Fig. 4): after flooding, before rice seeding, only the gaps between beds will be under water. The upper part of beds will be kept oxic (Fig. 4A), and therefore provide a "refuge" for aerobic organisms, mycorrhizal fungi and bacteria. They will then progressively recolonize the soil (Fig. 4B) when water levels decrease. The beds will last for at least three years before being re-shaped. Both rice (in July) and wheat (in November) will be seeded without tillage, just opening a gap at the bed summit, and simultaneously introducing seeds and fertilizer. Old roots will be kept in the soil when seeding the new crop, this "rhizolitter" bringing an enrichment in soil organic matter.



Fig. 5 Rice/wheat rotation test fields with elevated beds, in the Ganga plain (India). Wheat season, February 14, 2001. In the foreground, the pioneer farmer who first introduced this cultivation system.

First field tests showed distinct improvements with this elevated beds technique (Fig. 5). Wheat

yield was increased, whereas rice yield was slightly decreased; water use was decreased by 50%, seed and fertilizer use was decreased by 25%. The number of arbuscular mycorrhizae spores was 10 times higher, and there was a much higher number of species present. The farmers were very sceptical at the beginning of these assays, and only one courageous farmer accepted to test the system in his fields in 1999-2000 (fig. 5). Having seen the success of the operation, many others tried the same procedure, and, in the region of our tests, the surface cultivated in elevated beds increased tenfold during 2000-2001 !

6. Conclusions

The rhizosphere is an interface environment which controls root-soil exchanges. The activities of roots on one hand, and bacterial functions and secretions on the other, constitute a "dialogue" often beneficial to both partners as well as to the other members of soil living community. An in depth knowledge of bacterial communities and of the processes they control is a key to explicative plant ecology. This also allows to develop new concepts for sustainable developments in agriculture.

7. Acknowledgments

Researches mentioned here were financed in part by Swiss National Fund grant 31-55899-98 and by ISCB, Swiss Agency for Development and Cooperation, grant SA-7. We are thankful to our Indian partners, Dr A. Adholeya, Dept of Mycorrhizal research, TERI, Delhi, and Prof. B.N. Johri, Dept of Microbiology, G.B.Pant University, Pantnagar, for their kind welcome and introduction to their new concepts of sustainable agriculture in India. Many of the ideas developed here arose from discussions within the Rhizosphere group in our laboratory (Laurent Marilley, Nathalie Fromin, Pierre Rossi, Sylvie Teyssier-Cuvette, Sonia Tarnawski, Jérôme Hamelin, David Roesti). Thanks to Patrick Guérin for critical reading of the manuscript.

Literature

Bar-Ness, E., Chen, Y., Hadar, Y., Marschner, H., Romheld, V. 1991. Siderophores of *Pseudomonas putida* as an iron source for dicot and monocot plants. In: Iron nutrition and interactions in plants. Chen, Y. and Adar, Y. (eds) Kluwer Acad. Publ. Dordrecht NL, pp. 271-281

Geurts, R. and Franssen, H. 1996. Signal transduction in *Rhizobium*-induced nodule formation. *Plant Physiol.* 112: 447-453

Gobat, J.M., Aragno, M. and Matthey, W. 2002. *Le Sol Vivant*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, 550 pp.

Hamelin J., Fromin N., Syed N., Teyssier-Cuvelle S., Duvanel N. eAragno M. 2001. Inventaire moléculaire des bactéries fixatrices d'azote associées à la rhiphère de *Molinia coerulea*. Bulletin de la Société Suisse de Pédologi 25: 29-34

Hamelin J., Fromin N., Teyssier-Cuvelle S., Tarnawski S. et Aragno M. 2002 *nifH* gene diversity in the bacterial community associated to the rhizosphere of *Molinia coerulea*, an oligonitrophilic perennial grass. Environmental Microbiology 4: 477-481

Keel, C. and Défago, G. 1997. Interactions between beneficial soil bacteria and root pathogens: mechanisms and ecological impact. In: Multiple interactions in terrestrial systems (Gange, A.C. and Brown, V.K. eds), pp. 27-46

Marilley, L. and Aragno, M. 1998. Bacterial diversity in the bulk soil and rhizosphere fractions of *Lolium perenne* and *Trifolium repens* as revealed by PCR restriction analysis of 16S rDNA. *Plant and Soil*, 198: 219-224

Marilley, L. and Aragno, M. 1999. Phylogenetic diversity of bacterial communities differing in degree of proximity of *Lolium perenne* and *Trifolium repens* root. *Appl. Soil Ecol.* 13: 127-136

Raaijmakers, J.M. and Weller, D.M. 1998. Natural plant protection by 2,4 diacetylphloroglucinol-producing *Pseudomonas spp.* in take-all decline soils. *Molecular Plant-Microbe Interactions* 11: 144-152

Raaijmakers, J.M., Weller, D.M. and Thomashow, L.S. 1997. Frequency of antibiotic-producing *Pseudomonas spp.* in natural environments. *Appl. Environ. Microbiol.* 63: 881-887

Van Rhijn, P. and Vanderleyden, J. 1995. The *Rhizobium*-plant symbiosis. *Microbiol. Rev.* 59: 124-142

THE TERMITE NEST OF SOIL FEEDING TERMITE HARBORS A HIGHLY SPECIFIC BACTERIAL COMMUNITY AT THE MICRO-ENVIRONMENT SCALE

S. FALL¹, S. NAZARET², J. HAMELIN³, M. ARAGNO³, J.L. CHOTTE¹, AND A. BRAUMAN¹

1-Laboratoire d'Ecologie Microbienne des Sols Tropicaux d'IBIS IRD-ISRA, BP 1386, Dakar, SÉNÉGAL. 2-CNRS, UMR 5557, Université Lyon 1, FRANCE. 3-Laboratoire de microbiologie de l'Université de Neuchâtel (LAMUN), SUISSE.

Abstract

An emerging hypothesis is that soil ecosystem engineers such as termites organize the tropical soil in functional compartments (aggregate, galleries, and termite mound), governing both the activity and the diversity of microorganisms. We previously confirmed this hypothesis showing that the soil feeding termites mound harbor a bacterial community significantly different compare to the surrounding savannah soil. We also showed that termite building activity induces a different aggregation pattern resulting in the formation of new microenvironments (aggregate size fractions). Therefore, the aim of this study was, to precise the impact of this termite species on the bacterial soil community in these various microenvironments of the mound. For that, five microenvironments (corresponding to aggregates :>200µm, 50-200µm, 20-50µm, 2-20µm and <2µm) were isolated by physical fractionation. Whatever the soil (mound and reference soil), bacteria were preferentially distributed (70 to 80 % of total cells) in the fine fractions (clay and micro-aggregate 2-20 µm). However, the macro-aggregate fractions (>200 µm and 50-200 µm) of the mounds harbor a higher density of bacteria (about 12 % of total cells) than that of the reference soil. The genetic structure of the bacterial pools associated with the different fractions was estimated by rRNA intergenic spacer analysis (RISA). Multivariate analyses of automatic RISA profiles showed that the genetic structure of the bacterial community of all the mounds fractions were different from that of the reference soil. These results suggest a significant impact of soil feeding termite building activity on the density and the structure of bacterial community of savannah soil at the microenvironment scale.

Key words: Soil feeding termite, mound, aggregates size fraction, ARISA; 16S rDNA; bacterial community.

1. Introduction

Soil microbial compartment can be considered as the main soil biotic actor, since more than 90% of the mineralization process originate from the bacterial activity (DAVET 1996). Despite their ecological significance, the mechanisms driving the activity and diversity of the soil microbial community and their relationships with other soil biotic actors remain poorly documented. Recent studies showed that soil heterogeneity constitutes one of the main factors of soil bacterial diversity and activity (LAVELLE 1997; LAVELLE 2000). In tropical ecosystems like savannah, soil macrofauna with their building activities constitutes one of the main sources of soil heterogeneity. They organize the soil in different functional compartments such as earthworm cast, galleries and termite mound (LAVELLE 1997). In the semi arid tropical ecosystems, the termite mound constitutes one of the most important

biogenic structure (GRASSÉ 1984), which could recover more than 10 % of the surface land. The mound of the soil feeding termite, which encompasses more than 60 % of termite species (BRAUMAN 2000), is built with feces mixed with soil mineral particles (GRASSÉ 1984). This fecal matter is the result of a highly alkaline (pH 10-12), sequential digestive process in the gut (KAPPLER and BRUNE 1999), which radically modifies the properties of the ingested soil (GARNIER-SILLAM and HARRY, 1995). Our recent studies (FALL et al. 2001) showed that termite building activity results in the formation of new stabilizing aggregates (20-50: 50-200 µm), rich in organic matter. Therefore, the mound seems to constitute in the poor and arid soil savannah a specific biotope in term of organic matter content and physico-chemical characteristics. This study deals with the characterization of the microbial component (density and genetic structure) of these new microenvironments in the mound

(aggregate size fractions) originated from the termite building activity.

2. Material and Methods

2.1. Mound

Three epigeal mounds (1, 2 and 3) of *Cubitermes niokoloensis* (soil feeding termite) were sampled in a 10 year-old fallow at Sare Yorrobana (12° 49' N and 14° 53' W) according to the procedure described by FALL et al. (2001). Each mound was peeled with a knife to collect the external wall (EW), corresponding to mound compartment in touch with the atmosphere. A common reference soil of the three mounds was constituted by pooling 10 sub samples taken from the 0-10 cm soil layer at least 10 m away from the mounds. The physical and chemical properties of these EW and reference soil are shown in Table 1.

2.3. AODC

The total number of cells was determined by acridine orange direct count (AODC) as described by HOBBI et al. (1977). The stained cells were counted with an epifluorescence microscope (Leica Mikroskopie und System GmbH) on a flat Millipore membrane (Isopore™ membrane filters, Millipore, Ireland).

2.4. DNA extraction and purification

Total DNA from whole soil (equal to unfractionated soil) and aggregate size fractions were extracted using the direct extraction procedure described by PORTEOUS et al. (1997) modified by FALL (2002). Briefly, a sub-sample (0.5 g) were added to with 0.5 g of glass beads (0.1 mm diameter, Biospec Products, Inc., Bartlesville, Oklahoma) and 925 µl of sodium dodecyl sulfate buffer (4% w/v) in a 2 ml eppendorf (polypropylene, Poly Labo, France).

Table 1. Physical and chemical properties of Mound (External Wall) and reference soil

Micro-habitats	External wall			Reference soil		
	Texture	mg C 100g ⁻¹ soil	C/N	Texture	mg C 100g ⁻¹ soil	C/N
> 200 µm	9.0	36.9 ± 1.48	22	66.1	4.1 ± 1.36	51
50-200 µm	9.8	44.8	18	17.6	3.0 ± 1.03	36
20-50 µm	28.8	29.0	16	6.8	5.5 ± 0.90	23
2-20 µm	25.4	44.4 ± 1.57	17	3.6	21.3 ± 0.58	15
0-2 µm	22.8	55.8 ± 1.20	12	5.8	35.8 ± 0.66	12
recovery %	95.8			99.9		

2.2. Soil Fractionation

A sub-sample (equivalent to 100 g oven-dried soil) of external wall was fractionated according to the procedure described by JOCTEUR MONROZIER et al. (1991). All the laboratory vessels and water were sterilized before handling. Briefly, the soil was suspended in sterile water (200 ml) and the suspension was turned end-over-end (50 rpm) for 16 hours, in an enclosed cold room (4°C). The suspension was successively wet-sieved to yield coarse and fine sand-size fractions (>200 µm, and 50-200 µm, respectively), and the coarse silt fraction (20-50 µm). The silt size (2-20 µm) and clay size (0-2 µm) fractions were separated by centrifuging. The silt size (2-20 µm) fraction separated by centrifuging at 1000 rpm for 5 min was repeatedly dispersed in sterile water and centrifuged until the supernatant became clear (7 to 8 cycles). The clay suspension was concentrated by centrifuging at 8000 rpm for 20 minutes. A sub-sample was used to determine the dry weight of each aggregate size fraction. Samples were stored in the freezer (-20°C) until molecular analysis. Two replicates of fractionation were carried out for each soil sampled.

Sub-samples were shaken at a maximum speed for 5 min using a Biospec 8™ Mini-Bead Beater. After incubation for 1 hour at 68°C, 300 µl of 5M NaCl was added, mixed using a vortex and stored for 5 minutes in ice. This step precipitated the clay to provide optimum DNA recovery. The DNA was precipitated using 40% polyethylene glycol and 2.5M ammonium acetate successively. The crude DNA was purified using a Spin columns HR S400 (Pharmacia Amersham, Freiburg Germany) fast DNA purification kit and then a Qiagen Mini column (Qiagen, ind. France) using the procedure described by RANJARD et al. (2000).

2.5. RISA fingerprinting of DNA samples

The Automated Ribosomal Intergenic Spacers Analysis (ARISA) was used as previously described by RANJARD et al. (2001). The primers S-D-Bact-1522-b-S-20 (eubacterial rRNA small subunit, 5'-TGCGGCTGGATCCCCCTCCTT-3') and L-D-Bact-132-a-A-18 (eubacterial rRNA large subunit, 5'-CCGGGTTTCCCCATTCGG-3') (NORMAND et al. 1996) were used to amplify the bacterial intergenic spacers between the small- and large-subunit rRNA genes. Amplified sequences contained the IGS *plus* about 150 bp

corresponding to the 20 nucleotides of the S-D-Bact-1522-b-S-20 primer and about 130 bp in the 23S rRNA gene. PCR conditions were described by RANJARD et al. (2001).

A RISA fragments were resolved on 6% polyacrylamide gels and run under denaturing conditions for 12h at 1500 V on an ABI 373 and the data were analyzed by using the GeneScan 3.1 software program (Perkin-Elmer).

The software converted fluorescence data into electrophoregrams. The peaks represented fragments of different sizes and the heights of the peaks represent the relative proportion of the fragments. A principal component analysis (PCA) was used in order to better evaluate similarities between bacterial communities from different samples. PCA was performed for the data matrix (bacterial communities as rows and bands as columns) using the ADE-4 software (THIOULOUSE et al., 1997). Before the PCA, automated RISA data from the GeneScan program was converted into a table summarizing band position (i.e. peak) and intensity (i.e. height or area of peak).

3. Results and discussion

3.1. Weight distribution of aggregate size fractions

The weight distribution of aggregate size fractions isolated from the mound and the reference soil was different (Fig. 1). These differences were significant for all aggregate size fractions except for the 200-50 μm fraction. Compared to the reference soil, the weight of the fine fractions (< 50 μm) was increased and represented about 60% of the total weight in the mounds. These changes of weight distribution confirmed the selection of fine mineral particles by termites for the mound construction (WOOD, 1988; GARNIER-SILLAM and HARRY, 1995).

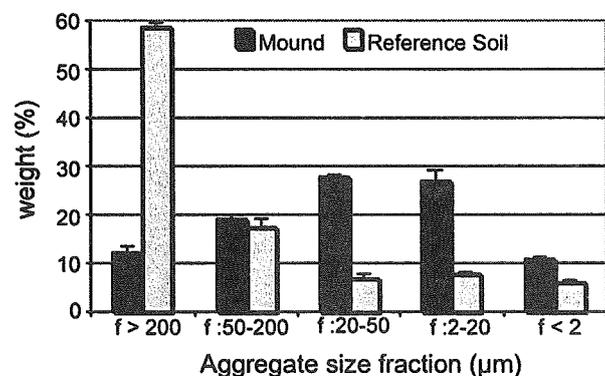


Fig. 1. Weight distribution of aggregate size fractions isolated from the mounds and the reference soil

The weight of the coarse fraction (>200 μm) in the mound decreased and represents only 11% of the total weight (compared to 58% in the reference soil). These fractions differed also in their composition. Our previous study (FALL et al. 2001) showed that the coarse fractions (>50 μm) in the termite mound were mostly constituted by aggregates originated from termite activity. In contrast, these coarse fractions were constituted by coarse sand in the reference soil.

3.2. Distribution of cells evaluated by AODC in aggregate size fractions isolated in mounds and reference soil

Cell distribution within the aggregate size fractions isolated from the three mounds and the common reference soil (Fig. 2) showed a similar pattern. However, some differences were noticed especially in the macroaggregates (>200 μm and 50-200 μm). Cells associated with the aggregate size fractions >50 μm accounted for 12% and 1% of the total cells in the termite mound and reference soil, respectively. These differences might be attributed to the significant increase of the organic matter content in the aggregate size fractions > 50 μm of the EWs compared to those of the reference soil (about 9 times for the carbon [Table 1]). This enrichment in the mounds of soil feeding termite was attributed to capacity of termites to select organic matter and/or clay particles in poor savannah soil (GARNIER-SILLAM and HARRY, 1995; FALL et al. 2001). In contrast, the large majority of the bacteria (80% of the total cells) were associated to the fine fractions (<20 μm) in others soil (RANJARD et al., 2000; CHOTTE et al., 1998; KANAZAWA and FILIP, 1986). This close association of the bacterial soil community with the finer fraction is due to their higher carbon content. In this study, the cell density measured in macroaggregates may be underestimated as the fractionation procedure used, permits the transfer of some bacteria from the macroaggregates to the fine fractions (2-20 μm and <2 μm).

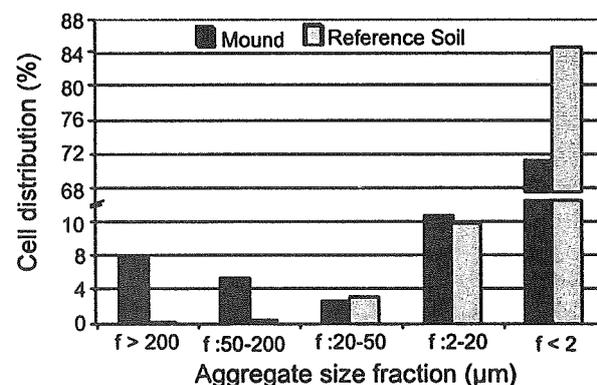


Fig. 2 Distribution of cells evaluated by AODC in aggregate size fractions isolated from the mounds and the reference soil

3.3. Structure of bacterial communities of aggregate size fractions

The genetic structure of bacterial communities in the EWs and reference soil was investigated using ARISA fingerprinting. This method generates complex profiles (i.e. high number of different bands per profile) that yield a representation of the genetic structure of the community of the samples. However, the bacterial population associated with these profiles could not be characterized due to the richness and evenness. Indeed, one band may originate from different species or one cell may be represented by several bands. The complexity of these genetic profiles imposes the use of multivariate analyses (Principal Component Analysis or PCA) to compare the genetic structure of the soils studied.

PCA analysis performed between ARISA profiles of aggregate size fractions from the EWs and those from the reference soil was illustrated by the figure 3. The first and the second principal components accounted for 13 and 11% of the total variance, respectively. This low percentage (24 % of the total variability) was due to the number of variable used (matrices of 24 colonnes x 572 lines) in the PCA. This PCA showed clearly three distinct clusters (Fig. 3) formed by the aggregate size fractions from the mounds and those from the reference soil. These results evidence a difference of the genetic structure of bacterial community at the microenvironments (aggregate fractions) level between termite mounds and the reference soil.

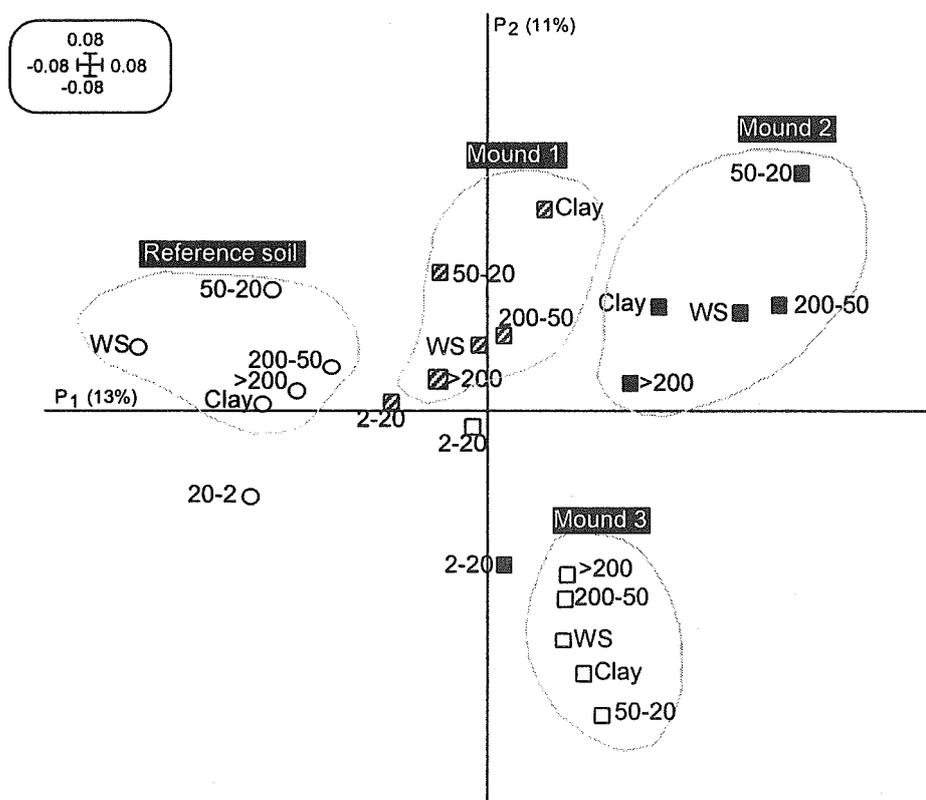


Fig. 3 Principal component plot of ARISA fingerprints of aggregate size fraction isolated from three mounds (▨, ■, □) and reference soil (○). In fact, 572 different bands position at 24 ARISA profiles from 20 aggregate size fractions and 4 whole (unfractionated) soils (WS) were analyzed. Two lines corresponding to position 198 and 278 have been detected.

Also, the PCA analysis pointed out that the genetic structure of bacterial community associated with the aggregate size fraction were distinct. This suggests that the structure of the bacterial community of the termite mound relies more on its origin (termite mound) than to its localization in a specific aggregate size fraction. Interestingly, genetic structure of bacterial community of the whole soil (unfractionated soil)

is closed to the bacterial community of the fraction >20µm (Fig. 3). These results suggested that the bacterial community associated with this coarse fraction is the most representative of bacterial community at the whole termite mound.

4. Conclusion

The building activity of the soil feeding termite results in the formation of a specific structure (the mound) in the savannah soil ecosystem. This mound is build with a fecal matter. This fecal matter is the result of a highly alkaline (pH 10-12), sequential digestive process in the gut, which radically modifies the properties of the ingested soil. In this study, we have shown that the mound

of soil feeding termite in savannah soil i) is associated with a dense bacterial cells and ii) the genetic structure of this bacterial community is specific at the unfractionated (whole) and at the fractionated (the aggregate size fractions) soil. The ecological significance of these changes needs to be further investigated.

References

- BRAUMAN, A., D.E. BIGNELL, and I. TAYASU, (2000): Soil-feeding termites: Biology, Microbial Association and Digestive Mechanisms. In: ABE T., D.E. BIGNELL, M. HIGASHI, (Eds), *Termites: Evolution, Sociality, Symbioses, Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, P. 233-259.
- CHOTTE, J.L., J.N. LADD, and M. AMATO, 1998: Sites of microbial assimilation and turnover of soluble and particulate C-labelled substrates decomposing in a clay soil. *Soil Biology. Biochemistry* 30, 205-218.
- DAVET, P., (1996): *Vie Microbienne du Sol et Production Végétale*. INRA Paris, 383 P.
- FALL, S., A. BRAUMAN, and J.L. CHOTTE, 2001: Comparative distribution of organic matter in particle and aggregate size fractions in the mounds of termites with different feeding habitats in Senegal: *Cubitermes niokoloensis* and *Macrotermes bellicosus*. *Applied Soil Ecology*. 17, 131-140.
- FALL, S., (2002): Réponse des communautés microbiennes d'un sol sahélien à la modification de ses habitats : cas de l'activité de construction d'un termite humivore *Cubitermes niokoloensis*. In *Ecole doctorale : EVOLUTION, ECOSYSTÈME, MICROBIOLOGIE ET MODÉLISATION de l'université Claude Bernard Lyon1* (Lyon: Université Claude Bernard Lyon1), P. 175.
- GARNIER-SILLAM, E., and M. HARRY, 1995: Distribution of humic compounds in mounds of soil-feeding termite species of tropical rainforests: its influence on soil structural stability. *Insectes sociaux* 42, 167-185.
- GRASSE, P.P, 1984: *Fondation des Sociétés - Constructions*. *Termitologia*, tome II, Masson Paris. 728 P.
- HOBBIE, J.E., R.J. DALEY, and S. JASPER, 1977: Use of Nuclepore Filters for Counting Bacteria by Fluorescence Microscopy. *Applied and Environmental Microbiology* 33, 1225-1228.
- JOCTEUR MONROZIER, L., J.N. LADD, R.W. FITZPATRICK, R.C. FOSTER, and M. RAUPACH, 1991: Components and microbial biomass content of size fractions in soils of contrasting aggregation. *Geoderma* 49, 37-62.
- KANAZAWA, S., and Z. FILIP, 1986: Distribution of microorganisms, total biomass, and enzyme activities in different particles of brown soil. *Microbial Ecology* 12, 205-215.
- KAPPLER, A., and A. BRUNE, 1999: Influence of gut alkalinity and oxygen status on mobilization and size-class distribution of humic acids in the hindgut of soil-feeding termites. *Applied Soil Ecology* 13, 219-229.
- LAVELLE, P., 1997: Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in ecological research* 27, 93-130.
- LAVELLE, P., 2000: Ecological challenges for soil science. *Soil Science* 165, 73-86.
- NORMAND, P., C. PONSONNET, X. NESME, M. NEYRA, and P. SIMONET, (1996): ITS Analysis of Prokaryotes. In: AKKERMANS DL, J.D., VAN ELSAS, E.I., de BRUIJN (ed.) *Molecular Microbial Ecology Manual*, Kluwer Academic Publishers, Amsterdam, P. 1-12.
- PORTEOUS, L.A., R.J. SEIDLER, and L.S. WATRUD, 1997: An improved method for purifying DNA from soil for PCR amplification and molecular ecology applications. *Molecular Ecology* 6, 787-791.
- RANJARD, L., F. POLY, J. COMBRISSE, A. RICHAUME, F. GOURBIÈRE, J. THIOULOUSE, and S. NAZARET, 2000: Heterogeneous cell density and genetic structure of bacterial pools associated with various soil microenvironment as determined by enumeration and DNA fingerprinting approach (RISA). *Microbial Ecology* 39, 263-272.
- RANJARD, L., F. POLY, J.C. LATA, C. MOUGEL, J. THIOULOUSE, and S. NAZARET, 2001: Characterization of bacterial and Fungal Soil Communities by Automated Ribosomal Intergenic Spacer Analysis Fingerprinting: Biological and methodological Variability. *Applied and Environmental Microbiology* 67, 4479-4487.
- THIOULOUSE, J., D. CHESSE, S. DOLÉDEC, and J.M. OLIVIER, 1997: ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistic Computer* 7, 75-83.
- WOOD, T.G., 1988: Termites and the soil environment. *Biology and Fertility Soils* 6, 228-236.

Stratified Soils on the Central Swiss Plateau

Reiner Mailänder* and Heinz Veit

Department of Geography, Berne University, 12, Hallerstrasse, CH-3012 Bern

*Corresponding author. Current address: Geotechnisches Institut AG, Gubelstrasse 28, CH-8050 Zürich.

Email: reiner.mailaender@geo-online.com

Abstract

The soils of the central Swiss Plateau are shown to be regularly developed from stratified soil parent materials, which are derived from Pleistocene periglacial processes (cryoturbation, solifluction, loess deposition). The occurrence of these processes could be constrained by comparing periglacial layers on glacial sediments with different ages. Reworking due to human activities, however, is common and led to the alteration of the initial layers, thereby producing stratified soils as well (soil erosion sediments). Outside the glaciation of the last glacial cycle, the influence of Middle Pleistocene weathering on modern soils is a widespread phenomenon. This finding can be used for relative dating of sediments with previously unknown age. The understanding of modern soils benefits substantially from taking the evolution of landscape, climate and human history into account.

Keywords: Pleistocene, periglacial, cover-beds, soil evolution, erosion, landscape evolution

Zusammenfassung: Geschichtete Böden im zentralen Schweizer Mittelland

Es wird aufgezeigt, dass sich die Böden im zentralen Schweizer Mittelland regelhaft in geschichteten Ausgangsmaterialien entwickelt haben, welche von pleistozänen periglazialen Prozessen (Kryoturbation, Solifluktion, Lössablagerung) herkommen. Das Auftreten dieser Prozesse konnte dadurch eingegrenzt werden, dass periglaziale Lagen auf verschiedenen alten glazialen Sedimenten verglichen wurden. Menschliche Aktivitäten haben die ursprünglichen Lagen weitflächig verändert, dabei aber wiederum geschichtete Böden (Kolluvien) erzeugt. Ausserhalb der letztkaltzeitlichen Vereisung beeinflusst die mittelpleistozäne Verwitterung weitflächig die heutigen Böden. Dies kann für die relative Datierung von Sedimenten genutzt werden, deren Alter bisher unbekannt war. Das Verständnis der heutigen Böden wird durch den gemeinsamen Einbezug der Entwicklung von Landschaft und Klima sowie der menschlichen Einflüsse in historischer Zeit wesentlich verbessert.

Introduction

Soils on the central Swiss Plateau were investigated to get clues on how their characteristics are related to geomorphologic and pedogenetic processes of the Late Quaternary. On the one hand, this study focuses on the stratification of soil parent materials (cover-beds), resulting from periglacial processes (cryoturbation, solifluction, deposition of aeolian materials). On the other hand, Pleistocene palaeosols are studied with respect to their effects on modern soil parent materials. In

addition, they are used to get information about glacier advances during the Middle and Late Pleistocene and the periglacial mass wasting during the Last Glaciation. It is the first study on the Swiss Plateau, systematically connecting stratigraphical methods, palaeopedology, micromorphology and soil geochemistry, in order to link the development and characteristics of soils to the Pleistocene climate and landscape evolution.

The central Swiss Plateau comprises glacial and fluvioglacial deposits, which originate from the Pleistocene merged Rhône/Aare-Glacier and

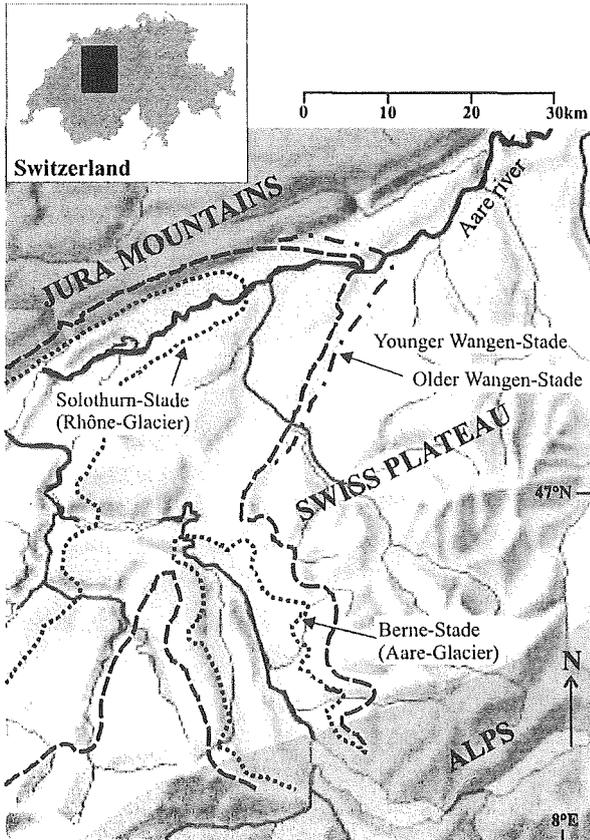


Figure 1: Map showing the central Swiss Plateau and the glacier stades described:
..... late Pleniglacial stades
- - - Last Glacial Maximum (LGM)

span ages from Late Glacial to Middle Pleistocene (Fig. 1). Prominent moraine belts reported within the study area date from the late Pleniglacial (Berne-Stade of the receding Aare-Glacier, ~14'000 ¹⁴C yr B.P. after Schlüchter 1988) and from the Last Glacial Maximum (LGM, represented by the Younger Wangen-Stade, YWS). A so-called Older Wangen-Stade, surpassing the YWS by several kilometres, is commonly believed to represent the greatest glacier extension of the LGM (Jäckli 1962; Hantke 1980; Gerber and Wanner 1984). This has been doubted recently by Christen (1999). After Schlüchter (1989) and Schlüchter and Kelly (2000) glacier advances surpassing the extent of the LGM predate the penultimate glaciation, and the Most-Extensive Glaciation covering the whole Swiss Plateau is older than four glacial cycles at the minimum.

Distribution of cover-beds

At locations not disturbed by human activities soil parent materials were shown to be generally stratified. They consist of colluvial sediments (so-called cover-beds), resulting from periglacial processes. Their distribution was found to be related to the age of the subjacent deposits (Mailänder and Veit 2001; Fig. 2).

Within the whole study area a surficial layer originating mainly from cryoturbation/solifluction covers nearly all relief positions. It displays relatively constant thickness around 50 cm, low bulk density with an increase abruptly beneath its lower boundary, and relatively high silt content originating from the admixture of aeolian material. Due to these characteristics the term "Upper Layer" of the German classification (AG Boden 1994; AK Bodensystematik 1998) applies to this sediment. As it occurs also on the deposits of the late Pleniglacial Berne-Stade, it has been formed during the Late Glacial. It differs from the Upper Layer in the German Alpine Foreland described by Kösel (1996) in greater thickness and in the fact that it was nowhere found to be separated into two beds.

Beneath the Upper Layer, sediments resulting from prevalent aeolian processes (Intermediate Layers after AG Boden 1994) were found to be restricted to wind-sheltered relief positions outside the late Pleniglacial Berne-Stade. On the other hand, Intermediate Layers occur on till of the LGM. According to these results, this kind of periglacial slope deposit was formed during the Pleniglacial but merely up to the late Pleniglacial. After that, environmental conditions enabling the formation of mainly loess-derived layers never returned in the Swiss Alpine Foreland. This finding is significant, as age handles on Intermediate Layers in Central Europe are generally lacking.

In central Europe Basal Layers underlying Upper and Intermediate Layers are widespread (Semmel 1993, AG Boden 1994), originating exclusively from local material by slope wash and solifluction. Such a kind of sediment could not be proven within the study area. This is not a clear sign of the absence of Basal Layers on the Swiss Plateau, as it may result from problems in identification. Orientation of clasts, which is

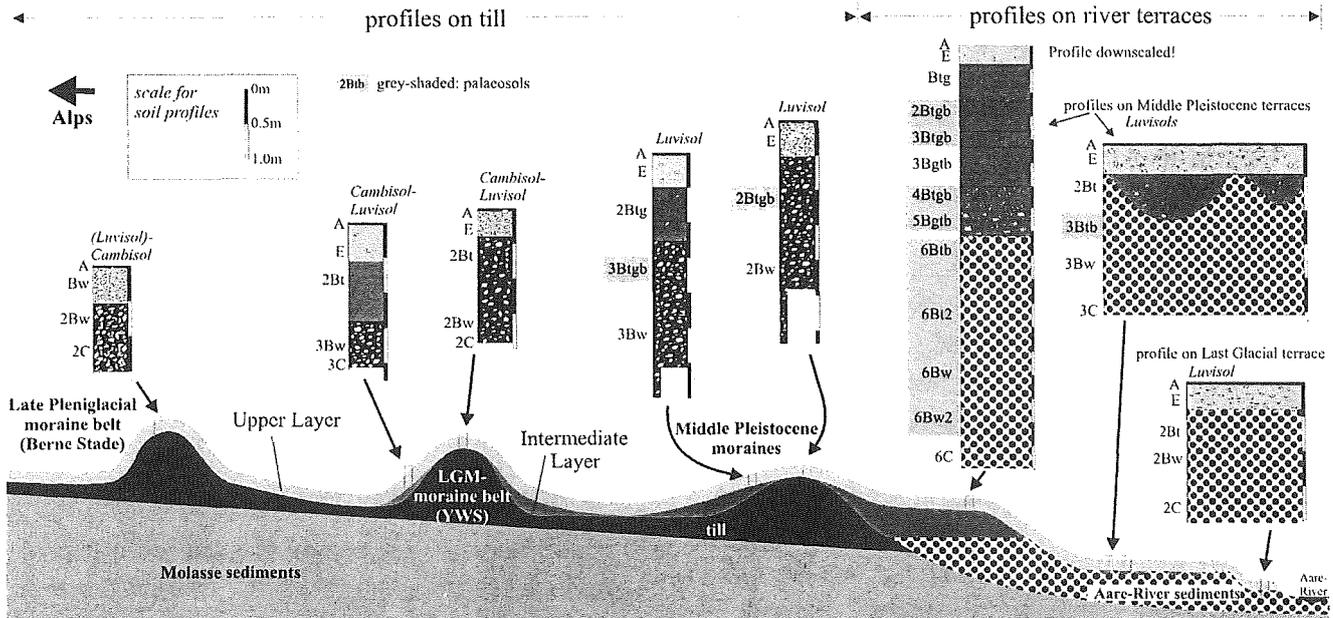


Figure 2: Spatial distribution of cover-beds and palaeosols on the central Swiss Plateau (schematic). Designations of soil horizons are according to FAO (1988). Adapted from Veit et al. (2002).

typical for Basal Layers and indicates transport along the slope, is almost impossible to ascertain within till and gravel of the study area, as their clasts are usually well rounded. High bulk density, also typical for Basal Layers, was found to occur in sediments beneath Upper and Intermediate Layers mainly at locations outside the YWS. However, this seems to be insufficient evidence to assume that Basal Layers are restricted to this area.

Hence, with the possible exception of the Basal Layer the stratigraphic sequence characteristic for sites in Central Europe (Semmel 1985) was found to be common also on the central Swiss Plateau. Within this topic the main contribution of this study is the constraint of the formation time of Intermediate Layers. Glacial and fluvio-glacial deposits are regarded as “autochthonous” in the following with respect to periglacial processes.

Palaeosols on till

Outside the YWS the periglacial cover-beds overlie pre-Würmian sediments, which are denoted as “autochthonous” here with respect to periglacial processes. There, aeolian sediments were found to be somewhat more abundant than within the YWS. However, they accumulated to greater thickness only at spatially very restricted

locations, and no unweathered aeolian materials were observed. Where accumulation was thick enough to uncouple the Holocene soil evolution from entirely autochthonous Middle Pleistocene deposits to some extent, remnants of a buried soil were detected within the Middle Pleistocene deposits. In the field this soil can be distinguished from the surface soil mainly by clay coating intensity, colour, and signs of water logging caused by high bulk density. The palaeosol remnants also occur on till belonging to the so-called Older Wangen-Stade, which is commonly believed to represent the LGM (Jäckli 1962; Hantke 1980; Gerber and Wanner 1984). Therefore, the Older Wangen-Stade has to be regarded as resulting from an earlier glacier advance.

Applying the results concerning cover-beds, soils within pedostratigraphically equivalent deposits on both sides of the YWS were compared by means of pedological and geochemical methods (Mailänder and Veit, submitted b). It turned out that weathering degree and soil development differ regularly on both sides of the YWS. The most striking differences are found within the entirely autochthonous deposits underlying Upper and Intermediate Layers. Middle Pleistocene deposits (outside the YWS) display stronger

depletion of bases (Ca, Na, Mg, K), higher kaolinite contents, and a palaeo-Bt horizon reworked by periglacial perturbation processes, implying more intense weathering and soil development compared to Last Glacial sediments (within the YWS). Due to the intensity of weathering and the fact that the majority of the illuviated clay is reworked, a pre-Würmian soil formation within these deposits is most likely, possibly reflecting several glacial cycles. In contrast, previously unweathered aeolian sediments contributed significantly to the Upper and Intermediate Layers, resulting in apparent retardation of total weathering within soil profiles outside the YWS. If not taken into account, this effect may cause misleading results when interpreting element balances along soil chronosequences, which extend over different glacial cycles.

Concerning the methods, the distinctions between the soils of different ages are most expressed for total element analyses, micromorphological investigations and clay mineralogy. Iron oxides, in contrast, are shown to be a less reliable criterion, owing to higher variability and ambiguous interpretation. The findings enable the relative dating of sediments with previously unknown age.

An interesting additional outcome of the comparison is that the buried soil occurring outside the YWS is not only preserved at lower relief positions, which are favourable to accumulation. Palaeosol remnants were found to persist also on the higher relief positions, where they are obscured by the Holocene soil evolution. Firstly, that implies low erosion in the periglacial area during the Last Glaciation, which was unable to remove the previously weathered surficial sediments. These conclusions are consistent with those of Völkel et al. (2002), who observed the preservation of Tertiary saprolites even within the relatively steep relief of the Bavarian Forest. The authors deduced that slope erosion played a minor role in Central Europe during the whole Quaternary.

A second implication is that soil welding is a widespread phenomenon on locations outside the YWS. This result corresponds well to findings of the Swiss national soil survey (NABO), reporting

weaker bonding of heavy metals on areas uncovered by glaciers during the Last Glaciation (Keller and Desaulles 2001). Viewed in a broader context, these findings raise the question whether Middle Pleistocene palaeosol remnants are a common phenomenon within areas of Central Europe unaffected by Würmian glaciers. They also contribute to our understanding of the spatial variability of the present surface soils, as they help to explain soil characteristics on different relief positions, which do not correspond to the present soil-forming factors.

Soils on Aare River terraces

In the eastern foreland of the Wangen-Stades, fluvioglacial terraces of the Aare River, draining the Pleistocene merged Rhône-/Aare-Glacier, offer the possibility to study Pleistocene records complementary to those on till (Fig. 2). With the exception of the uppermost terrace level, which is ascribed to the Rissian Glaciation, all these sediments are generally thought to be formed since the LGM (Graul 1962, Gerber and Wanner 1984, Isler et al. 1984). On the most extensive terrace levels, the distribution of cover-beds was found to be comparable to those on till outside the YWS (Mailänder and Veit, submitted a). The Upper Layer forms a continuous, silt-rich layer covering gravel with a thickness around 50 cm, whereas Intermediate Layers (mainly aeolian sediments) are restricted to depressions within gravel resulting from cryoturbation (Fig. 2). In these situations the same evidence for palaeosol remnants were observed as on the locations on till. Palaeopedological findings, micromorphology, and pedochemical analyses suggest a pre-LGM, probably a Middle Pleistocene age of the terraces, contradicting previous opinions.

On the uppermost terrace level, up to 3.6 m of predominantly aeolian cover-beds overlie deeply weathered gravel (Fig. 2). The profile contains three palaeosol remnants for which an interglacial formation is most likely, as clay illuviation, weathering degree and thickness surpass those typical for the Holocene soil. Therefore, this site represents the first record of this kind described on the central Swiss Plateau, reaching well back into the Middle Pleistocene. Signs of glacial erosion or till-derived deposits younger than the

penultimate interglacial are absent. Hence, the location has not been covered by glaciers at least since Marine Isotope Stage 7 (the penultimate interglacial), although the distance to the LGM moraines is only a few kilometres. These results agree with those of Schlüchter (1989) and Schlüchter and Kelly (2000), but they are not consistent with a view of the penultimate glaciation as corresponding to Rissian moraines, which exceed the LGM by far. With the help of dating methods (luminescence), the Kestenholz site has the potential to provide more information about the Middle Pleistocene glacier advances of the northern Alpine foreland including the Most Extensive Glaciation after Schlüchter and Kelly (2000).

Thus, using the complementary information of periglacial cover-beds and palaeosols, the chronology of the Aare River terraces as well as that of glacial sediments has been revised.

Human influence on soils illustrated on the Baarburg Plateau (Canton of Zug)

Human influence on soils has been massive not only during the last few centuries, but already since prehistoric times. As a consequence, undisturbed sites within the study area are rather an exception, and especially the existence of a surficial layer resulting from upslope soil erosion may lead to ambiguous interpretations. One example of human-induced soil erosion was studied on the Baarburg Plateau in the Canton of Zug (Benguerel et al. 2001). Artifacts dating from the Iron Age (*Hallstatt* and *Latène* periods) were covered by about 1.5 m of weathered sediment in the northern part of the plateau. On the other hand, soil profiles upslope are truncated, as indicated by the fact that periglacial cover-beds are totally absent, whereas sediments (gravel and till) with high bulk density are close to the surface. When compared to other findings on the Central Swiss Plateau, this is atypical for undisturbed sites (Mailänder and Veit 2001), and particularly the Upper Layer can be regarded as a suitable indicator of environmental history (Semmel 2002). It could be concluded that soil erosion on the uppermost parts of the Baarburg Plateau caused

substantial soil degradation. Hence, these results demonstrate the potential of using periglacial cover-beds for investigating past human agriculture.

Concluding remarks

This is the first study which deals systematically with stratified soils on the Swiss Plateau, combining evidence from periglacial cover-beds with palaeopedological and geochemical investigations. It demonstrates that the stratification of soil parent materials on the Central Swiss Plateau is the rule and not an exception. The connection of soil characteristics to the evolution of landscapes, climate and human history on the Swiss Alpine Foreland enhances a profound understanding of these soils as a whole.

References

- AG Boden der Geologischen Landesämter (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller), Stuttgart.
- AK Bodensystematik (1998): Systematik der Böden und bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 86, 1-180.
- Benguerel S., Kilchör U., Lanzrein A., Mailänder R., Schaer N., Nielsen E., Simonetti D. (2001): Archäologische Grabungen auf der Baarburg 1996, 1997 und 1999. *Tugium* 17, 99-132.
- Christen G. (1999): Pedogenese im Solothurnischen Gäu. Unpubl. Dipl.-thesis, Berne University.
- FAO (1988): FAO-Unesco Soil map of the world - Revised legend. World Soil Resources Report No. 60, Rome.
- Gerber M.E., Wanner J. (1984): Erläuterungen zum Geologischen Atlas der Schweiz 1:25.000, Blatt 1128 (Langenthal). Basel.
- Graul H. (1962): Geomorphologische Studien zum Jungquartär des nördlichen Alpenvorlandes. Teil I: Das Schweizer Mittelland. *Heidelberger Geogr. Arb.* 9, 1-104.
- Hantke R. (1980): Das Eiszeitalter, Vol. 2. Ott, Thun.

- Isler A., Pasquier F., Huber M. (1984): Geologische Karte der zentralen Nordschweiz 1: 100.000. Nagra und Schweiz. Geol. Komm.
- Jäckli H. (1962): Die Vergletscherung der Schweiz im Würmmaximum. *Eclogae Geol. Helv.* 55, 285-294.
- Keller T., Desales A. (2001): Kartiergrundlagen zur Bestimmung der Bodenempfindlichkeit gegenüber anorganischen Schadstoffeinträgen in der Schweiz. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich Reckenholz.
- Kösel M. (1996): Der Einfluss von Relief und periglazialen Deckschichten auf die Bodenbildung im mittleren Rheingletschergebiet von Oberschwaben. *Tübinger Geowiss. Arb. D 1*, 1-147.
- Mailänder R., Veit H. (2001): Periglacial coverbeds on the Swiss Plateau: Indicators of soil, climate and landscape evolution during the Late Quaternary. *Catena* 45,251-272.
- Mailänder R., Veit H. (submitted a): Soils and periglacial cover-beds on Aare River terraces (central Swiss Plateau): Implications for Middle and Late Pleistocene landscape evolution. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.*
- Mailänder R., Veit H. (submitted b): Soil evolution on the central Swiss Plateau: Comparing Middle Pleistocene with Last Glacial sediments. *Z. f. Geomorph. N.F.*
- Schlüchter C. (1988): The deglaciation of the Swiss Alps: A paleoclimatic event with chronological problems. *Bull. Assoc. Française Et. Quat.* 2 (3),141-145.
- Schlüchter C. (1989): A non-classical summary of the Quaternary stratigraphy in the Northern Alpine Foreland of Switzerland. *Bull. Soc. Neuchâtel. Géogr.* 32/33, 143-157.
- Schlüchter C., Kelly M. (2000): Das Eiszeitalter in der Schweiz - Eine schematische Zusammenfassung. *Geol. Inst. d. Univ. Bern & IGCP-378*, Uttigen.
- Semmel A. (1985): Periglazialgeomorphologie. *Erträge d. Forsch.* 231, 116p.
- Semmel A. (1993): Grundzüge der Bodengeographie. 3rd ed., Teubner, Stuttgart.
- Semmel A. (2002): Hauptlage und Oberlage als umweltgeschichtliche Indikatoren. *Z. Geomorph. N.F.* 46,167-180.
- Veit H., Mailänder R., Vonlanthen C. (2002): Periglaziale Deckschichten im Alpenraum: bodenkundliche und landschaftsgeschichtliche Bedeutung. *Petermanns Geogr. Mitt.* 146(4), 6-14.
- Völkel J., Leopold M., Mahr A., Raab T. (2002): Zur Bedeutung kaltzeitlicher Hangsedimente in zentraleuropäischen Mittelgebirgslandschaften und zu Fragen ihrer Terminologie. *Petermanns Geogr. Mitt.* 146 (2), 50-59.

This paper summarizes the PhD of R. Mailänder (head: H. Veit). The whole PhD will be gladly sent to you in pdf-format on request.

Einflüsse der Probentrocknung auf Quecksilberkonzentrationen in Bodenproben

P. Schwab, R. Dahinden & A. Desales

Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), 8046 Zürich-Reckenholz

Zusammenfassung

Im Vergleich zu anderen Schwermetallen überwiegen die relativen zeitlichen Konzentrationsveränderungen von Quecksilber (Hg) in Böden deutlich (BUWAL 2000), dazu ist Hg relativ flüchtig. Dies war der Anlass für eine experimentelle Studie zum möglichen Einfluss der Probentrocknung auf die Konzentrationen von Hg und dem Vergleichselement Zink (Zn) in einem mineralischen und organischen Boden.

Die Ergebnisse zeigen abnehmende Hg-Konzentrationen mit zunehmender Temperatur (5 Tage bei 30, 40 und 50°C). Dagegen nehmen die Hg-Konzentrationen mit zunehmender Trocknungsdauer zu (2, 5 und 7 Tage bei 40°C). Eine mögliche Erklärung ist der Hg-Austausch zwischen Bodenprobe und Umgebungsluft welche stark von der Bodenfeuchte abhängig ist (Gillis et al. 2000). Die relativen Veränderungen der Hg-Konzentrationen überwiegen jene von Zn deutlich, obwohl auch Zn nicht vollständig stabil ist. Der Einfluss der Trocknungsdauer zwischen 2 und 5 Tagen bei 40°C kann für die zeitliche Veränderung der Hg-Konzentration bedeutend sein. Er beträgt zwischen 9 und 19% für den organischen und zwischen 53 und 60% für den mineralischen Boden. Eine Standardisierung der Trocknungsdauer scheint angezeigt, doch bereiten die zahlreichen verschiedenen Böden und Zustände der Bodenfeuchte bei der Probennahme Schwierigkeiten.

Schlüsselwörter: Bodenproben, Probentrocknung, Quecksilber, Zink

Résumé: Influences du séchage sur les concentrations de mercure dans des échantillons des sols.

Les variations relatives dans le temps des concentrations de mercure dans les sols sont de loin les plus importantes comparées aux autres métaux lourds (BUWAL 2000); à cela s'ajoute le fait que le mercure est relativement volatil. Il a donc été décidé de réaliser une étude sur l'impact éventuel du séchage des échantillons de deux sols (minéral et organique) sur les concentrations de mercure et zinc (élément de référence).

Les résultats montrent que les concentrations de mercure diminuent plus la température augmente (5 jours à 30, 40 et 50°C). En revanche, elles augmentent plus la durée du séchage est longue (2, 5 et 7 jours à 40°C). Une explication possible est l'échange de mercure entre les échantillons et l'air ambiant qui est fortement influencé par l'humidité du sol. (Gillis et al. 2000). Les variations relatives des concentrations de mercure sont nettement plus importantes que celles du zinc qui n'est pas tout à fait stable non plus. L'impact de la durée du séchage entre 2 et 5 jours à 40°C peut être considérable pour les variations mesurées dans le temps des concentrations de mercure. Il fluctue entre 9 et 19% pour le sol organique et entre 53 et 60% pour le sol minéral. Une standardisation de la durée du séchage semble donc inévitable, mais elle se heurte surtout aux multiples types de sols et aux conditions d'humidité des échantillons prélevés.

Mots-clés: échantillons de sols, séchage, mercure, zinc

1 Einleitung

Die Messresultate der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) über zeitliche Veränderungen von anorganischen Schadstoffgehalten ergaben für Quecksilber (Hg) die weitaus bedeutendsten Zu- aber auch Abnahmen (BUWAL 2000). Da Hg im Vergleich zu anderen Schwermetallen relativ flüchtig ist, könnte ein möglicher Einfluss bei der

Probentrocknung liegen. In einem Experiment werden die Hypothesen überprüft, ob die Hg-Gehalte im Vergleich zu Zink (Zn) bei zunehmender Trocknungstemperatur oder Trocknungsdauer entsprechend abnehmen.

2 Material und Methoden

An zwei NABO-Standorten (BUWAL 1993) unter Ackerbau mit ähnlichen Hg-Konzentrationen, aber sehr unterschiedlichen Humusgehalten von 1.9 % org.C (mineralischer Boden, 44 Hendschiken) und 18.5 % org.C (organischer Boden, 15 Ins) wurden in vier-facher Wiederholung total 20 Mischproben des Oberbodens (0-20 cm) gezogen, gemäss dem nachstehenden Versuchsplan (Fig. 1) in 5 verschiedenen Varianten (A-E) getrocknet und die Totalgehalte von Hg und Zn nach VBo (1998) gemessen.

Es wurde erwartet, dass Zn stabil bleibt und die Hg-Konzentrationen mit zunehmender Trocknungstemperatur und möglicherweise auch Trocknungsdauer abnehmen. Konzentrationsunterschiede gelten als signifikant, wenn sich bei den Trocknungsvarianten die Spannen der 4 Wiederholproben nicht überlappen. Dies entspricht einer Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha=2.9\%$ ($p < 0.05$). Als Relevanzgrenze werden Konzentrationsunterschiede von mehr als 5% des entsprechenden Richtwerts (RW) angenommen (BUWAL 2000): Hg-RW = 0.5 mg/kg, 5% = 0.025 mg/kg und Zn-RW = 150 mg/kg, 5% = 7,5 mg/kg.

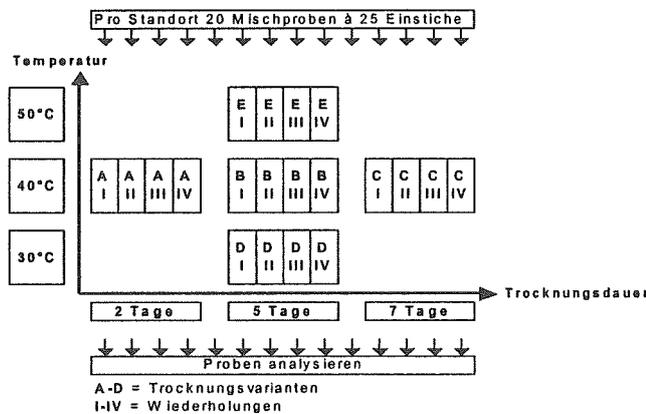


Fig. 1: Versuchsplan

3 Ergebnisse und Diskussion

Einfluss der Trocknungstemperatur

Die Ergebnisse (Fig. 2) bestätigen die Hypothese, dass bei einer Erhöhung der Trocknungstemperatur die Hg-Konzentrationen abnehmen. Bei beiden Böden kann eine signifikante Abnahme der Konzentration zwischen den Varianten D (30°C) und E (50°C) festgestellt werden.

Die grössten Unterschiede der Hg-Konzentration (Varianten D (30°C) und E (50°C)) betragen beim mineralischen Boden 4.6% des RW und sind somit noch knapp unter der Relevanzgrenze von 5%.

Entgegen den Erwartungen konnten aber auch bei Zn z.T. signifikante Konzentrationsunterschiede festgestellt werden. Die grössten Unterschiede wurden zwischen den Varianten D (30°C) und B (40°C) der organischen Bodenproben (Ins) festgestellt und betragen 1.3% des RW. Da sowohl Zu- wie auch Abnahmen vorkommen, kann kein direkter Zusammenhang zwischen Trocknungstemperaturen und Zn-Gehalt postuliert werden.

Einfluss der Trocknungsdauer

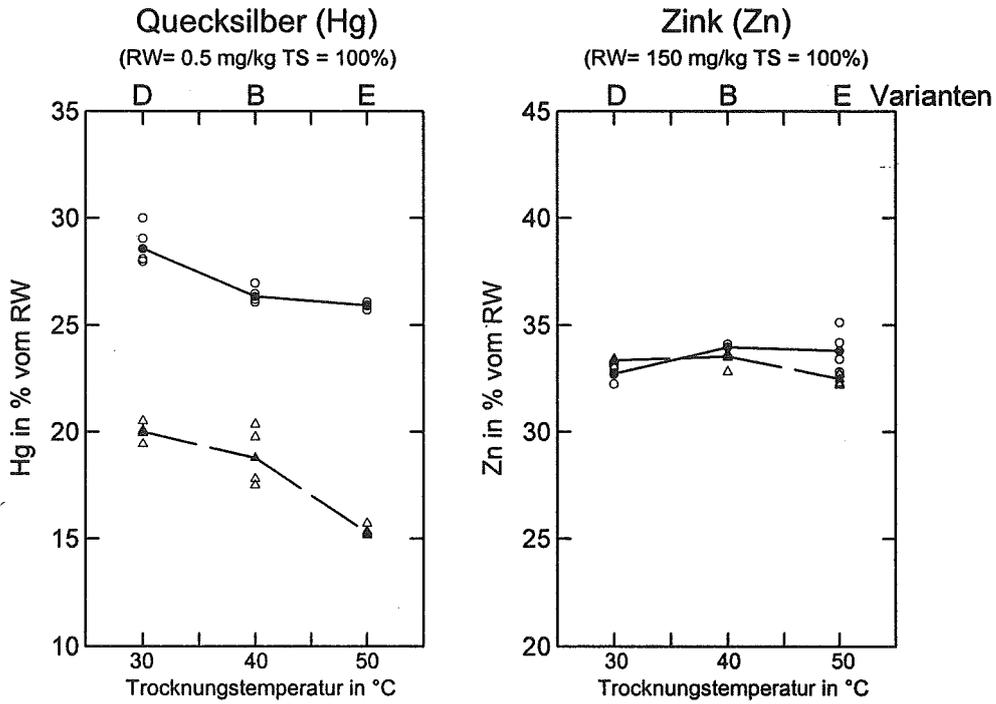
Bei beiden Böden (organisch und mineralisch) ist nach der siebentägigen Trocknungsdauer bei 40°C die Hg-Konzentration signifikant höher als nach zwei Tagen. Beim mineralischen Boden sind die Unterschiede mit 8% des RW deutlich relevant (Fig. 2). Entgegen der Hypothese nehmen die Hg-Konzentrationen mit zunehmender Trocknungsdauer nicht ab, sondern deutlich zu.

Eine mögliche Erklärung für den Konzentrationsanstieg bei Verlängerung der Trocknungszeit ist die sekundäre Adsorption von flüchtigem Hg aus der Umluft durch trockene Bodenproben (Gillis et al. 2000).

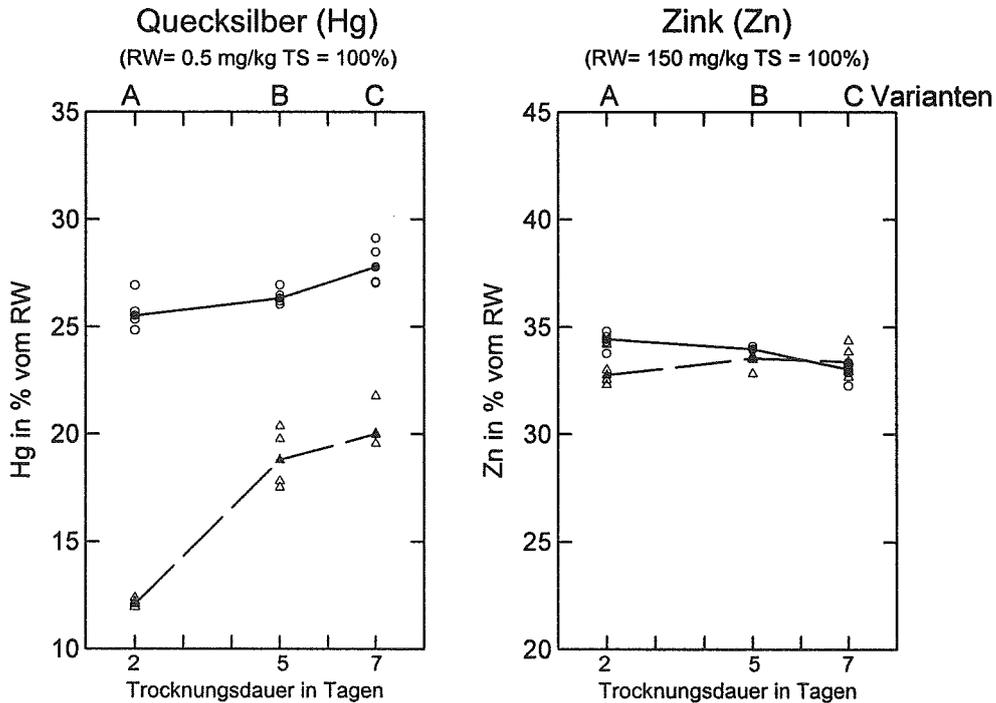
Beim Zn konnten signifikante Konzentrationsunterschiede nur bei den organischen Bodenproben festgestellt werden. Die grössten Konzentrationsabnahmen (zwischen Varianten A und C) liegen bei 1.7% des RW und sind daher unterhalb der Relevanzgrenze.

Die Ergebnisse des Trocknungsversuches ergeben für die Veränderungen von Hg-Konzentrationen nach 5 und 10 Jahren der beiden NABO-Standorte 44 Hendschiken (mineralischer Boden) und 15 Ins (organischer Boden) (BUWAL 2000) folgende Unsicherheiten: Eine geringe Temperaturschwankung von 39 und 41°C ($\pm 1^\circ\text{C}$) zwischen den einzelnen Probentrocknungen kann eine Auswirkung auf die gemessenen Konzentrationsveränderung von 4-8% haben. Der Einfluss unterschiedlicher Trocknungsdauer zwischen 2 und 5 Tagen bei 40°C kann 9 -19% (15 Ins) bzw. 53-60% (44 Hendschiken) betragen.

Einfluss Trocknungstemperatur (Trocknungsdauer: 5 Tage)



Einfluss Trocknungsdauer (Trocknungstemperatur: 40°C)



Organischer Boden: ○ Einzelwerte —●— Median und Veränderung
 Mineralischer Boden: △ Einzelwerte —▲— Median und Veränderung

Fig. 2: Quecksilber- und Zinkkonzentrationen in % vom Richtwert (RW) in Abhängigkeit von Trocknungstemperatur und Trocknungsdauer

4 Folgerungen

Die Probentrocknung kann Hg-Konzentrationen in Bodenproben signifikant beeinflussen. Durch unterschiedliche Trocknung können relevante Konzentrationsunterschiede entstehen, die deutlich über 5% des RW liegen. Die experimentellen Ergebnisse zeigen, dass beim mineralischen Boden der Einfluss grösser ist. Daraus folgt, dass die Auswirkungen bei verschiedenen Bodenarten aber auch bei unterschiedlicher Bodenfeuchte unterschiedlich gross sein können. Wider erwarten ist Zn aus ungeklärten Gründen bei der Probentrocknung nicht durchwegs stabil.

Die Probentrocknung bei der vorgeschriebenen Referenztemperatur von 40°C kann zu einer signifikanten Verminderung der Hg-Konzentration führen. Die Reproduzierbarkeit ist bei unterschiedlicher Trocknungszeit nicht gewährleistet. Die genaue Einhaltung der vorgeschriebenen Trocknungstemperatur von 40°C und vor allem die Standardisierung der Trocknungsdauer sind deshalb wichtige Voraussetzungen für die Erfassung zeitlicher Veränderungen von Hg-Konzentrationen. Schwierigkeiten bei der Evaluation eines standardisierten Trocknungsverfahrens ergeben sich aber aus der Vielfalt der Bodenarten und der initialen Bodenfeuchte.

Literatur

- BUWAL, 1993: Nationales Bodenbeobachtungsnetz: Aufbau und erste Ergebnisse. Schriftenreihe Umwelt Nr. 200. BUWAL, 3003 Bern.
- BUWAL, 2000: Nationales Bodenbeobachtungsnetz: Veränderung von Schadstoffgehalten nach 5 und 10 Jahren. Schriftenreihe Umwelt Nr. 320. BUWAL, 3003 Bern.
- GILLIS, A.A., DAVID R. MILLER, 2000: Some local environmental effects on mercury emission and absorption at a soil surface. *The Science of the Total Environment* 260: 191-200.
- VBBo, 1998: Verordnung über die Belastungen des Bodens vom Juli 1998. SR 814.12.

Prüfung und Anerkennung von bodenkundlichen Baubegleitern: Eine Analyse aus rechtlicher Optik

Erwin Hepperle

ETH Zürich, Institut für terrestrische Ökologie, Grabenstrasse 11a, CH-8952 Schlieren

Zusammenfassung

Die auf Baustellen eingesetzten bodenkundlichen Baubegleiter sollen gewährleisten, dass die bodenschutzrechtlichen Auflagen und Bedingungen während der Bauarbeiten beachtet werden. Sie haben damit eine besondere Stellung im Vollzug des Bodenschutzrechts. Die Fachstellen benötigen Selektionskriterien, nach denen sie die dafür geeigneten Personen akzeptieren.

Die vorliegende Untersuchung beleuchtet die rechtliche Tragweite der Prüfung und Anerkennung bodenkundlicher Baubegleiter durch die BGS. Es ergibt sich, dass die von der BGS publizierte Liste von anerkannten Fachpersonen für die Behörden zwar nicht verbindlich ist, diesen aber die Prüfung der fachlichen Qualifikation von Bewerbern abnimmt. Das Umweltrecht unterstützt eine solche praxisbezogene Zusammenarbeit von Verwaltung und privaten Organisationen.

Im Sinne der Qualitätssicherung sind die Fachstellen gut beraten, sich bei der Anerkennung von Baubegleitern an die Liste zu halten. Abweichungen sind möglich, sie bedürfen aber entsprechender Rechtfertigung. Es wird empfohlen, dieser faktischen Bedeutung bei der Ausgestaltung des Anerkennungs- und Einspracheverfahrens Rechnung zu tragen: Wo sich das Reglement ausschweigt, soll ersatzweise Verwaltungsprozessrecht zur Anwendung gelangen.

Résumé: Examen et reconnaissance des spécialistes de la protection des sols sur les chantiers: Analyse sous le point de vue juridique

Les spécialistes de la protection des sols sur les chantiers (SPSC) sont engagés pour veiller au respect des charges et conditions du droit de protection des sols. Ils ont ainsi une fonction particulière dans l'exécution de ce droit. Les services cantonaux ont besoin de critères de sélection, selon lesquels ils acceptent les personnes qualifiées pour une telle tâche.

La présente étude éclaire les conséquences juridiques de l'examen et de la reconnaissance des SPSC par la Société Suisse de Pédologie. Il ressort que la liste SSP des spécialistes expérimentés, bien qu'elle ne soit pas impérative pour les autorités, constitue une aide importante dans l'examen de la qualification professionnelle des candidats. Le droit de l'environnement soutient une telle coopération pratique entre l'administration et les organisations privées.

Les services cantonaux ont le devoir d'assurer la qualité de l'exécution du droit de l'environnement. De ce fait, ils sont bien conseillés de s'en tenir à la liste lors de la reconnaissance des SPSC. Des dérogations dans le choix des spécialistes restent possibles; elles requièrent toutefois une justification correspondante. Il est recommandé de prendre en compte l'importance effective de la liste lors de l'arrangement des modalités des procédures de reconnaissance et d'opposition contre la décision. Pour les aspects qui ne sont pas traités dans le règlement SSP, il est indiqué d'appliquer le droit de la procédure d'administration.

Key words: expert approval / soil protection / soil protection policies / construction

VBBo Art. 6 - Vermeidung von Bodenverdichtung und -erosion

¹ Wer Anlagen erstellt oder den Boden bewirtschaftet, muss unter Berücksichtigung der physikalischen Eigenschaften und der Feuchtigkeit des Bodens Fahrzeuge, Maschinen und Geräte so auswählen und einsetzen, dass Verdichtungen und andere Strukturveränderungen des Bodens vermieden werden, welche die Bodenfruchtbarkeit langfristig gefährden.

² Wer Terrainveränderungen vornimmt oder den Boden bewirtschaftet, muss mit geeigneter Bau- und Bewirtschaftungsweise, insbesondere durch erosionshemmende Bau- oder Anbautechnik, Fruchtfolge und Flurgestaltung, dafür sorgen, dass die Bodenfruchtbarkeit nicht durch Erosion langfristig gefährdet wird. Sind dazu gemeinsame Massnahmen mehrerer Betriebe nötig, so ordnet der Kanton diese an, insbesondere bei der Erosion durch konzentrierten Oberflächenabfluss (Talwegerosion).

VBBo Art. 7 - Umgang mit ausgehobenem Boden

¹ Wer Boden aushebt, muss damit so umgehen, dass dieser wieder als Boden verwendet werden kann.

² Wird ausgehobener Boden wieder als Boden verwendet (z.B. für Rekultivierungen oder Terrainveränderungen), so muss er so aufgebracht werden, dass:

- a. die Fruchtbarkeit des vorhandenen und die des aufgebrachten Bodens durch physikalische Belastungen höchstens kurzfristig beeinträchtigt werden;
- b. der vorhandene Boden chemisch nicht zusätzlich belastet wird.

1. Ausgangslage

Im Laufe der praktischen Umsetzung bodenschützerischer und bodenschutzrechtlicher Anliegen hat sich immer deutlicher gezeigt, wie wichtig es ist, bei grösseren Erdarbeiten spezifisch ausgebildete Personen als BaubegleiterInnen einzusetzen. Die zuständigen Behörden sind zur Überzeugung gelangt, dass auf grossen Baustellen eine solche Begleitung geradezu unumgänglich ist. Den BaubegleiterInnen ist also eine besondere Funktion im Vollzug der bodenschutzrechtlichen Anforderungen zugeordnet (Anordnungen aufgrund von Art. 6 und 7 VBBo). Die Bodenschutzrichtlinien beim Bau von Gasleitungen¹ sehen explizit die Begleitung der Projektierungs-, Bau- und Rekultivierungsarbeiten durch BodenschutzeinsteigerInnen vor, die in Rücksprache mit den kantonalen Bodenschutzfachstellen ausgewählt werden (näheres dazu hinten Ziff. 1.2.1.).

1.1. Funktion der BaubegleiterInnen

Die Aufgabe der BaubegleiterInnen besteht darin, sicherzustellen, dass die umweltrechtlichen Auflagen während der Bauarbeiten beachtet werden. Die kantonalen Fachstellen haben erkannt, dass sie den enormen Aufwand für Kontrolle und Überwachung aus eigenen Mitteln nicht bestreiten können. Man kommt nicht darum herum, externe Leute mit den entsprechenden Aufgaben zu beauftragen. Diese Form der Auslagerung von

¹ Richtlinien zum Schutze des Bodens beim Bau unterirdisch verlegter Rohrleitungen (Bodenschutzrichtlinien), Bundesamt für Energiewirtschaft (BEW), Bern 1997 (Ziff. 6.1; Anhang 8).

Vollzugsaufgaben ist im Gesetz explizit vorgesehen (Art. 43 USG).

Private, die zur Erfüllung von Vollzugsaufgaben herangezogen werden, unterstehen bei der Umsetzung denselben Regeln wie die Verwaltung. Die BaubegleiterInnen sind verpflichtet, auf der Baustelle die am Bau Beteiligten entsprechend anzuweisen und zu intervenieren, wenn die Vorgaben nicht befolgt werden. Die Funktion der BaubegleiterInnen definiert sich nicht über das Projekt, sondern über die Verwaltungsaufgabe. Es ergeben sich grundsätzlich zwei Alternativen:

- Entweder die Bauherrschaft integriert den Bodenschutz in ihr Baustellenkonzept, indem sie eine Fachperson einstellt, die zur Sicherstellung des Vollzugs gegenüber der Bauleitung weisungsbefugt ist und das Vertrauen der Bodenschutzfachstelle genießt,
- oder die Bodenschutzfachstelle beauftragt selbst eine solche Person mit der Überwachung der Baustelle und stellt der Bauherrschaft entsprechend Rechnung.

In beiden Fällen benötigt die Fachstelle Selektionskriterien, nach denen sie die geeigneten Personen auswählt oder akzeptiert. Die sachgerechte Wahrung der Bodenschutzinteressen ist eine anspruchsvolle Aufgabe. Sie erfordert fundierte Kenntnisse über die massgeblichen Zusammenhänge und einen ausreichenden Erfahrungshorizont. Auf der Baustelle müssen häufig aus der augenblicklichen Situation heraus Entscheidungen gefällt werden, die einen direkten Einfluss auf die Böden haben und die später nicht mehr korrigiert werden können. Die Fachstellen müssen deshalb den Personen, die gewissermassen als ihr „verlängerter Arm“ auftreten, in

USG Art. 43 - Auslagerung von Vollzugsaufgaben

Die Vollzugsbehörden können öffentlichrechtliche Körperschaften oder Private mit Vollzugsaufgaben betrauen, insbesondere mit der Kontrolle und Überwachung.

USG Art. 41a - Zusammenarbeit mit der Wirtschaft

¹ Der Bund und, im Rahmen ihrer Zuständigkeit, die Kantone arbeiten für den Vollzug dieses Gesetzes mit den Organisationen der Wirtschaft zusammen.

² Sie können Branchenvereinbarungen durch die Vorgabe mengenmässiger Ziele und entsprechender Fristen fördern.

³ Vor dem Erlass von Ausführungsvorschriften prüfen sie freiwillige Massnahmen der Wirtschaft. Soweit möglich und notwendig, übernehmen sie Branchenvereinbarungen ganz oder teilweise in das Ausführungsrecht.

fachlicher wie in persönlicher Hinsicht das nötige Vertrauen entgegenbringen können.

1.2. Konkretisierung der Aufgaben

Art. 41a USG gebietet Bund und Kantonen, für den Vollzug des Umweltschutzgesetzes mit den Organisationen der Wirtschaft zusammenzuarbeiten. In Bezug auf die Eingliederung von Bodenschutzanliegen in die Bauvorhaben hat diese Zusammenarbeit bis heute zu folgenden Konkretisierungsinstrumenten geführt:

1.2.1. Bodenschutzrichtlinien Rohrleitungsbau²

Für den Bau von Erdgasleitungen sollen die Richtlinien die Anforderungen an die Gesuchserteilung, an das Bewilligungsverfahren, an die Projektbeurteilung und an die Formulierung von Bedingungen und Auflagen vereinheitlichen. An der Ausarbeitung der Richtlinien waren Fachleute aus folgenden Institutionen beteiligt: Bundesamt für Energiewirtschaft (heute: Bundesamt für Energie), BUWAL, Eidgenössisches Rohrleitungsinspektorat, ETHZ, kantonale Bodenschutzfachstellen, Erdgaswirtschaft sowie ein selbständiger Bodenschutzexperte. Die Richtlinien finden Eingang in die Plangenehmigungsverfügung, für deren Erteilung das Bundesamt für Energie zuständig ist³.

Die Bodenschutzrichtlinien sehen vor, dass das Bauprojekt, die Bauarbeiten und die Rekultivierung jeweils von Bodenfachleuten zu begleiten sind. Die Auswahl der BaubegleiterInnen erfolgt in Rücksprache mit den betroffenen kantonalen Bodenschutzfachstellen. Sie sorgen zusammen

mit der Bauleitung für die Einhaltung der Richtlinien. Es ist ein Pflichtenheft zu errichten, das vom Konzessionär im Einvernehmen mit den kantonalen Bodenschutzfachstellen erstellt wird. Von den Richtlinien kann im Einzelfall abgewichen werden, aber nur im gegenseitigen Einverständnis von Bundesamt, betroffenem Konzessionär und zuständiger kantonalen Bodenschutzfachstelle.

1.2.2. Verbandsnorm der Vereinigung Schweizerischer Strassenfachleute (VSS)⁴

Die VSS-Norm „Erdbau, Boden“ regelt umfassend den Bodenschutz beim Eingriff in den Boden, während des Baus und beim anschliessenden Bodenaufbau. Die bodenkundliche Baubegleitung erhält einen zentralen Stellenwert.

Als Norm eines technischen Verbandes stellt sie keine staatliche Regelung dar. Sie ist deshalb auch nicht rechtsverbindlich. Das gilt unabhängig davon, ob sich das BUWAL und andere Bundesämter an seiner Ausarbeitung beteiligt haben oder nicht⁵. Die VSS-Norm stellt auch keine Branchenvereinbarung dar, denn ihre Einhaltung ist den Mitgliedern des VSS nicht verbindlich vorgeschrieben⁶. Hingegen darf die Verwaltung sich an fachlich genügend abgestützten privaten Normen orientieren, sofern die Randbedingungen, die den privaten Normen zugrunde liegen, mit jenen des USG im Wesentlichen übereinstimmen⁷. Wenn also die Norm festhält, dass das Pflichtenheft der bodenkundlichen Baubegleitung bei Grossprojekten ein Bestandteil der Bewilligungsaufgaben

² Zitat in Fussnote 1.

³ Vgl. zur Plangenehmigung Art. 2, 3, 17 und 21 ff. Bundesgesetz über Rohrleitungsanlagen zur Beförderung flüssiger oder gasförmiger Brennstoffe (Rohrleitungsgesetz, RLG1) sowie Art. 5 ff. Rohrleitungsverordnung (RLV). Das Plangenehmigungsverfahren hat per 1.1.2000 das Konzessionsverfahren abgelöst.

⁴ Als Schweizer Norm (SN) 640583 eingetragene Norm der Schweizerischen Normen-Vereinigung.

⁵ URSULA BRUNNER, Kommentar USG, N 17 zu Art. 43

⁶ BRUNNER, Kommentar USG, N 51 zu Art. 41a USG

⁷ Vgl. ANDRÉ SCHRADE / THEO LORETAN, Kommentar USG, N 20 a zu Art. 14

sein soll⁸, so ist das in diesem Sinne zu verstehen: Die Norm kann die Behörden zwar nicht verpflichten, das Pflichtenheft in die Auflagen aufzunehmen, die Behörden dürften die Bewilligung aber berechtigterweise entsprechend ausgestalten. Dadurch wird die Norm faktisch dennoch verbindlich.

1.2.3. Neuer Entwicklungsschritt: Weiterbildung und Verallgemeinerung

Insbesondere der Bau von Erdgasleitungen hat praktische Erkenntnisse zutage gefördert, die das Anforderungsprofil für bodenkundliche BaubegleiterInnen betreffen. Aufbauend auf diesen Erfahrungen hat sich das Bedürfnis entwickelt,

- einen Ausbildungsgang anzubieten, der entsprechend qualifizierten Fachleuten die Weiterbildung zum bodenkundlichen Baubegleiter erlaubt und der alle notwendigen Bereiche umfasst;
- ein Anerkennungsprofil aufzustellen und basierend darauf eine Liste jener Fachspezialisten zu führen, welche aus bodenkundlicher Sicht als BaubegleiterInnen anerkannt werden können;
- die Federführung für die Anerkennung einer Institution zu übertragen, welche die Wahrung der Anliegen des Bodenschutzes fachlich gewährleisten kann.

Die künftigen BaubegleiterInnen sollen bei allen grösseren Baustellen zum Einsatz gelangen. Sie sollen dabei Aufgaben, wie sie in den Bodenschutzrichtlinien Rohrleitungsbau und in der VSS-Norm vorgesehen sind, übernehmen können. In der Kommission, die über die einzelnen Anträge befindet, wollte man entsprechend möglichst viele interessierte Kreise vertreten wissen (Wissenschaft, Behörden, Bauwirtschaft, Berufsverbände). Im Hinblick auf die Funktion der Liste ist es sodann selbstverständlich, dass eine Anerkennung nur erhalten kann, wer auch über ausreichende Berufserfahrung verfügt.

2. Trägerschaft

Das neue Prüfungs- und Anerkennungsreglement (=PAR) basiert auf Vorarbeiten der sanu⁹ und wurde in Zusammenarbeit mit dem Vorstand der BGS, sowie aufgrund der Ergebnisse einer Dreiersitzung sanu-BGS-BUWAL modifiziert. Die Ausarbeitung der Anerkennungsanforderungen ist also das Resultat eines breit angelegten Gedankenaustauschs unter Ausbildungsexperten, Verwaltung und Bodenschutzfachleuten. Das Resultat dieser Bemühungen erhielt mit der Genehmigung des Reglements durch die Generalversammlung der BGS vom 15. März 2001 die

⁸ Ziff. 3 der VSS-Norm 640 583.

⁹ Schweizerische Ausbildungsstätte für Natur- und Umweltschutz, Biel.

notwendige fachlich-bodenkundliche Legitimation. Auf eine öffentliche Zertifizierung wurde bewusst verzichtet. Die Anerkennung soll nach dem Willen der Beteiligten einen privaten, nichtstaatlichen Charakter haben. Man kann in diesem Sinne von einem „anerkannten bodenkundlichen Baubegleiter BGS“ sprechen. Das ändert nichts daran, dass die Liste der anerkannten BaubegleiterInnen vor allem den Behörden dient.

Die BGS trägt nach Art. 1 Abs. 2 PAR die Verantwortung für das Anerkennungsverfahren der bodenkundlichen BaubegleiterInnen. Sie wählt die Mitglieder der Auswahl- und Anerkennungskommission (AAK) und jene der Rekurskommission. Diese Verantwortlichkeit ist nicht nur eine formale, sie bezieht sich auch auf die Inhalte des Verfahrens, namentlich auf die Kriterien zur Beurteilung der Fähigkeit der Bewerber. Die BGS beansprucht dabei eine Art Oberaufsicht, um die Qualität der Ausbildung und Anerkennung zu gewährleisten. In der Durchführung liegen jedoch die wesentlichen Entscheidungskompetenzen bei der AAK. Die Grundsatzverantwortung wird also von der Entscheidungsverantwortung (Verwirklichung der reglementarischen Anforderungen)

Prüfungs- und Anerkennungsreglement (PAR)

Art. 1: Ziele und Verantwortungen

² Die Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz (BGS) trägt die Verantwortung für das Anerkennungsverfahren der BBB. Sie bildet zu diesem Zweck eine „Auswahl- und Anerkennungskommission (AAK)“

getrennt.

Die sanu ist demgegenüber für die Ausbildung und die Prüfung besorgt. Sie stellt ausserdem das Sekretariat für die Prüfungen und für die AAK. Als sekretariatsführende Organisation erscheint sie als diejenige Partei, die das gesamte Prozedere der Prüfung und Anerkennung nach aussen vertritt. Dies begründet allerdings kein Monopol im Bereich der Ausbildung; die Möglichkeit, Kurse anzubieten, steht auch anderen Ein-

Prüfungs- und Anerkennungsreglement (PAR)

Art. 2: Die Selektions- und Anerkennungskommission

⁷ Die Aufgaben und Kompetenzen der AAK umfassen:

...

- Anerkennung von den sanu-Kursen gleichwertig erachteten Kursen

richtungen offen (Art. 2 Abs. 7 PAR).

Das BUWAL war für eine Anschubfinanzierung der Ausbildung besorgt und übernimmt es, die Liste der anerkannten BaubegleiterInnen an die kantonalen Fachstellen weiterzuleiten, wodurch

USG Art. 49 - Ausbildung und Forschung

¹ Der Bund kann die Aus- und Weiterbildung der mit Aufgaben nach diesem Gesetz betrauten Personen fördern.

VBBo Art. 12 – Empfehlungen des Bundes

¹ Das BUWAL und die anderen betroffenen Bundesstellen erlassen gemeinsam Empfehlungen über die Anwendung dieser Verordnung. Sie arbeiten mit den Kantonen und den betroffenen Organisationen der Wirtschaft zusammen.

² Sie prüfen dabei, ob sich freiwillige, in Branchenvereinbarungen der Wirtschaft vorgesehene Massnahmen für die Anwendung dieser Verordnung eignen.

diese den Charakter einer Empfehlung erhält, welche Personen sich für den Einsatz als BaubegleiterInnen eignen. Es stützt sich für sein Engagement auf die bereits erwähnten Art. 41a und 43 USG sowie insbesondere auf Art. 49 USG (Förderung der Aus- und Weiterbildung) und auf Art. 12 VBBo. Dem BUWAL steht ebenfalls ein Sitz in der AAK zu. Alles in allem trägt das BUWAL entscheidend zur *Verwirklichung* der Hauptanliegen bei, ohne aber in irgendeiner Weise die Funktion einer Trägerschaft zu übernehmen.

3. Rolle der Ausbildungs- und Anerkennungskommission (AAK)

Die Selektion und die Anerkennung der Bewerber geschieht in der AAK, die wohl von der BGS gewählt wird, in der diese selbst aber nur einen einzigen offiziellen Vertreter hat (der immerhin den Vorsitz führt). Die übrigen Mitglieder der Kommission werden zwar faktisch mehrheitlich ebenfalls Mitglieder der BGS sein, dies ist aber nicht eine Wählbarkeitsvoraussetzung.

Die AAK ist die zentrale Entscheidungsinstanz in der konkreten praktischen Umsetzung der regulatorischen Anforderungen¹⁰. Durch das Vorschlagsrecht der vertretungsberechtigten Gruppen (BGS, Hochschulen, kantonale Fachstellen, BUWAL, Berufsverbände, Bauherrschaft und Bauwirtschaft) erhält sie die erwünschte breite Abstützung. Ihre Zusammensetzung ist so angelegt, dass die wichtigsten Ansprechpartner darin vertreten sind. Personell kommt der BGS kein entscheidendes Gewicht zu. Ihre besondere Stellung kommt anderswo zum Ausdruck: Erstens hat sie den Vorsitz, zweitens ist sie Wahlorgan und drittens verfügt sie über die wesentlichen institutionellen Mittel (Genehmigung des Reglements), die den Ausbildungsstandard bestimmen.

¹⁰ Vgl. dazu den Aufgabenkatalog in Art. 2 Abs. 7 PAR und die Präzisierungen in Art. 4 Abs. 4, Art. 5 Abs. 3 und 4, Art. 6 Abs. 2, Art. 7 Abs. 2 und 3, Art. 8 Abs. 2 und 3, Art. 16 Abs. 1 und Art. 17 Abs. 3.

Hinter der Beteiligung der verschiedenen Stellen und Organisationen stehen entsprechende Vereinbarungen. Insofern ist die Zusammensetzung der AAK auch Ausdruck einer Selbstverpflichtung aller Parteien, an der Selektion mitzuwirken. Ausserdem kann man davon ausgehen, dass allen Beteiligten der Sinn der Anerkennung und insbesondere der Zweck der damit verbundenen Liste klar ist. Es darf unterstellt werden, dass die entsprechenden Organisationen sich ausdrücklich oder stillschweigend mit diesem Vorgehen einverstanden erklären. Das heisst aber noch nicht, dass es sich dabei um eine eigentliche Branchenvereinbarung im Rechtssinne handelt (dazu Abschnitt 4.2.).

4. Rechtliche Tragweite der „Liste der anerkannten BBB“

4.1. Vollzugsauftrag der Bodenschutzfachstellen

Vom Umweltschutzgesetz her ist der Vollzug der bodenschutzrechtlichen Bestimmungen den Kantonen übertragen. Kommt dem Gemeinwesen in einem bestimmten Sachbereich die Handlungskompetenz zu, so darf es nach allgemeiner Lehre und Praxis diese auch privatisieren¹¹. Den BaubegleiterInnen kommt in diesem Sinne eine massgebliche Funktion in der Umsetzung des Bodenschutzrechts zu.

Den kantonalen Fachstellen ist es - im Rahmen der bundesrechtlichen Vorschriften - grundsätzlich unbenommen, selbst zu entscheiden, nach welchen Kriterien sie ihre Praxis ausbilden. Das BUWAL kann und soll aber empfehlend einwirken (Art. 12 VBBo) und insbesondere nähere Angaben machen, wie die Art. 6 und 7 VBBo (Vermeidung von Bodenverdichtung und -erosion / Umgang mit ausgehobenem Boden) in der Praxis umgesetzt werden können. Das Bundesamt

¹¹ URSULA BRUNNER, Übertragung von Umweltschutzaufgaben an Dritte, Gutachten zuhanden des BUWAL, Bern 1989, SRU Nr. 108 S. 65f.

arbeitet dabei mit den Kantonen und den betroffenen Organisationen der Wirtschaft zusammen. Es soll insbesondere geprüft werden, ob sich freiwillige, in Branchenvereinbarungen der Wirtschaft vorgesehene Massnahmen für die Anwendung dieser Verordnung eignen.

4.2. Keine Branchenvereinbarung

Zunächst ist festzuhalten: Auch wenn die Anerkennung auf einem Reglement basiert, das von der BGS erlassen wurde, die sich unter anderem als Interessenvertretung der bodenkundlichen Berufe versteht (Art. 2 der Statuten), so handelt es sich doch nicht um eine Branchenvereinbarung. Branchenvereinbarungen sind privatrechtliche Vereinbarungen unter einzelnen Unternehmen, d.h. die einzelnen Unternehmen müssen den Branchenvereinbarungen namentlich beitreten. Weder beim Prüfungs- und Anerkennungsreglement noch bei der zitierten VSS-Norm handelt es sich um Branchenvereinbarungen in diesem Sinne. Es sind keine Verträge zwischen potenziell betroffenen Unternehmungen in der Art, dass sich z.B. die massgeblichen Tiefbauunternehmungen dieses Landes darin verpflichten, bei Grossvorhaben nur BaubegleiterInnen einzustellen, die auf der Liste der anerkannten BBB stehen. Auch die BGS, verstanden als Berufsverband, hat nicht die Möglichkeit, ihre Mitglieder zu verpflichten, sich einem solchen Anerkennungsprozedere zu unterwerfen. Für eine Branchenvereinbarung fehlt jeweils die Verbindlichkeit.

4.3. Anforderungen an die BaubegleiterInnen aus rechtlicher Sicht

Beim Einsatz von bodenkundlichen BaubegleiterInnen steht nicht Art. 41a USG (Zusammenarbeit mit der Wirtschaft) im Vordergrund, sondern Art. 43 USG (Auslagerung von Vollzugsaufgaben). Die Beauftragten sollen sich für die vorgesehene Aufgabe fachlich und von der personellen sowie ausrüstungsmässigen Dotierung her eignen¹². Es ist durchaus zulässig, die fachliche Eignung der KandidatInnen anhand eines klar messbaren formalen Kriteriums wie dem Erwerb eines Diploms oder der Absolvierung einer Prüfung etc. zu beurteilen¹³.

Wenn eine kantonale Fachstelle Vollzugsaufgaben auslagert, so sind auch die herbeigezogenen Privaten in der Erfüllung ihrer Aufgabe an die allgemeinen rechtsstaatlichen Prinzipien gebunden. Das bedeutet zunächst einmal *Bindung an die gesetzlichen Vorgaben*. BaubegleiterInnen

¹² BRUNNER, Kommentar USG, N 13 zu Art. 43.

¹³ Vgl. dazu einen Entscheid des zürcherischen Verwaltungsgerichts [RB 1996 Nr. 97], der sich allerdings nicht auf die Auslagerung einer Vollzugsaufgabe bezieht, sondern auf die Zulassung als Zahnarzt.

müssen im Stande sein, die geeigneten, erforderlichen und zwecktauglichen Massnahmen gegenüber der Bauleitung zu ergreifen. Das muss auf jeden Fall gewährleistet sein. Das Privatisieren von Vollzugsaufgaben darf auch nicht dazu führen, dass die ordentliche Aufsicht der Bodenschutzfachstellen umgangen wird.

In der Wahrnehmung ihrer Funktion haben die mit Vollzugsaufgaben Betrauten oft eine Mehrzahl von Umsetzungsmöglichkeiten. Diese Spielräume dürfen aber nicht als Freiräume verstanden werden, innerhalb derer nach Belieben vorgegangen werden kann. Ermessen ist die Aufforderung, unter den Handlungsmöglichkeiten pflichtgemäss entsprechend dem Vollzugsauftrag die sinnvollste auszuwählen¹⁴. Wegleitend dafür sind wie gesagt die rechtsstaatlichen Grundsätze. Zu ihnen zählt auch das *Verhältnismässigkeitsprinzip*. Es besagt unter anderem, dass die Massnahme für die zu schützenden Bodenfunktionen notwendig sein muss und dass unter mehreren gleichwertigen Lösungen die mildeste zu wählen ist. Dem Projekt sollen also nicht unnötig Steine in den Weg gelegt werden, sondern es ist nach Möglichkeiten zu suchen, die der Projektverwirklichung entgegenkommen.

Die Bodenschutzinteressen sind dabei so einzubringen, wie sie im Pflichtenheft umschrieben sind. Das Pflichtenheft gibt in Verbindung mit den dahinter stehenden gesetzlichen Anforderungen den erlaubten Rahmen an, innerhalb dessen situationsgerecht nach Lösungen zu suchen ist. Damit wird die *bodenkundliche Qualifikation* der Entscheidungsträger für die Umsetzung entscheidend. Die Fachstellen müssen den Personen in fachlicher wie in persönlicher Hinsicht vertrauen können, gerade und erst recht auch dann, wenn sie vom Bauherrn eingestellt werden.

Während das Pflichtenheft je nach Vorhaben unterschiedlich ausgestaltet sein kann, geht es im Zusammenhang mit der *Ausbildung* von BaubegleiterInnen um die Beurteilung, wer für eine solche Aufgabe grundsätzlich in Frage kommt. Das Prüfungs- und Anerkennungsreglement kann das Pflichtenheft nicht ersetzen. Hingegen sollen die anerkannten BaubegleiterInnen ganz allgemein und unabhängig vom in Frage stehenden Bauvorhaben in der Lage sein, die möglicherweise anfallenden Aufgaben zu erledigen.

4.4. Tragweite der Empfehlung durch das BUWAL

Die Anerkennungsliste wird gestützt auf das Prüfungs- und Anerkennungsreglement erarbeitet. Jenes wurde von der Generalversammlung der BGS in Kraft gesetzt. Die Liste der anerkannten Fachleute ist folglich eine BGS-Liste. Es handelt sich bei der Anerkennung um eine rein

¹⁴ Vgl. Aargauische Gerichts- und Verwaltungsentscheide 1997, S. 303; BGE 107 Ia 202 E. 3.

private Qualifikation. Der damit verfolgte Zweck - die Qualitätssicherung - liegt im Rahmen der Zweckbestimmung der BGS-Statuten (Art. 2 der Statuten). Ähnliche von Vereinen vergebene Spezialqualifikationen kennt man im Bereich der medizinischen Berufe.

Werden Private für Vollzugsaufgaben herangezogen, so untersteht die Auswahl der möglichen Aufgabenträger den Grundsätzen der Rechtsgleichheit und der Wettbewerbsneutralität¹⁵. Wegen ihrer privaten Natur kann die Aufnahme in die Liste nicht verhindern, dass auch andere, nicht auf der Liste figurierende Personen in Einzelfällen als BaubegleiterInnen eingesetzt werden. Es besteht dementsprechend seitens der Behörden keine Pflicht, nur Personen heranzuziehen die auf der Anerkennungsliste stehen. Hingegen muss es sich im Sinne der vorangehenden Bemerkungen um BewerberInnen handeln, die sich für die Aufgabe eignen.

Die Publikation der Liste erleichtert diese Selektion erheblich, insbesondere wenn sie, wie hier, breit abgestützt ist. Indem die in Art. 2 Abs. 3 PAR genannten Kreise ihre Mitwirkung nicht nur zusagten sondern auch wahrgenommen haben, haben auch diese ihr Einverständnis damit bekundet. Das Anerkennungsverfahren kann in diesem Sinne als ein bei den entscheidenden Institutionen akzeptiertes Verfahren bezeichnet werden. Deshalb verschafft schon allein die Publikation einer Liste von anerkannten bodenkundlichen BaubegleiterInnen diesen einen Wettbewerbsvorteil. Die Fachstelle muss sich im Einzelfall nicht von ihren Qualifikationen überzeugen. Seitens des Vollzugs wird dies durch die Emp-

Prüfungs- und Anerkennungsreglement (PAR)

Art. 2: Die Selektions- und Anerkennungskommission

³ Die Sitze verteilen sich wie folgt:

- 1 Vertreter der BGS
- 1 Vertreter der Hochschulen (Fachbereich Bodenkunde)
- 2 Vertreter der kantonalen Fachstellen für Bodenschutz
- 1 Vertreter des BUWAL
- 2 Vertreter der Berufsverbände auf Vorschlag des Schweizerischen Ingenieur- und Architektenvereins (sia) und des Schweizerischen Verbandes der Umweltfachleute (SVU)
- 2 Vertreter der Bauwirtschaft, der eine auf Vorschlag der Vereinigung Schweizerischer Strassenfachleute (VSS) und der andere als Vertreter der öffentlichen Bauherren (Bundesamt für Strassenbau).

fehlung des BUWAL unterstrichen, das mit der Verteilung der Liste seine Überzeugung kund tut, dass das Aufnahmeverfahren der BGS für eine ausreichende Befähigung bürgt.

Das BUWAL kann sein Engagement auf die Pflicht des Bundes stützen, für einen bundesweit gleichmässigen, kohärenten und wirksamen Gesetzesvollzug zu sorgen. Die Aus- und Weiterbildung des Vollzugspersonals ist ein adäquates Mittel um dies zu gewährleisten¹⁶. Das gilt nicht nur für Staatsangestellte, sondern auch für Private, wenn sie für Vollzugsaufgaben herbeigezogen werden¹⁷. Sollen nach Erscheinen der Liste andere (nicht auf der Liste stehende) BewerberInnen denjenigen vorgezogen werden, die sich auf der Liste befinden, so erzeugt dies einen erheblichen Rechtfertigungsbedarf betreffend ihrer Qualifikation.

Die BGS-Anerkennung kann andererseits, weil es sich um eine private Liste handelt, auch nicht gewährleisten, dass die Behörden die betreffende Person in jedem Fall als geeignet akzeptieren. Insbesondere können bei der Aufnahme in die Liste die kommunikative Kompetenz sowie das Durchsetzungsvermögen und der Durchset-

Prüfungs- und Anerkennungsreglement (PAR)

Art. 18: Liste der anerkannten Fachleute

⁴ Alle 5 Jahre müssen die BBB der AAK beantragen, dass ihr Name auf der Liste verbleibt. Diesem Antrag ist eine kurze Zusammenfassung über die Tätigkeiten mit Bezug auf den Kursinhalt in den letzten 5 Jahren beizulegen.

zungswille der KandidatInnen nur summarisch geprüft werden. Zu Tage tretende Mängel in diesem Bereich können unter Umständen dazu führen, dass die nach fünf Jahren notwendig werdende Erneuerung des Eintrags (Art. 18 Abs. 4 PAR) nicht mehr gewährt wird.

5. Entscheid der Auswahl- und Anerkennungskommission

Das Verfahren vor der AAK hat den Vorteil, dass den verschiedenen in der Praxis auftauchenden Aspekten ausreichend Beachtung geschenkt wird. Sichertgestellt wird dies, indem

- die BGS als gesamtschweizerische Vereinigung der Bodenschutzfachleute für das Prüfungs- und Anerkennungsreglement einsteht
- eine breit abgestützte Anerkennungskommission aufgrund der inhaltlichen Vorgaben den Qualitätsmassstab setzt.

¹⁵ BRUNNER, Kommentar USG, Note 13a zu Art. 43.

¹⁶ Vgl. dazu REGINA KIENER, Kommentar USG, N 1, 2 und 47 zu Art. 49.

¹⁷ KIENER N 15 zu Art. 49.

Gegen dieses Vorgehen ist nur dann etwas einzuwenden, wenn die Grundanforderungen so hoch geschraubt werden, dass sie in keinem Verhältnis mehr zur praktischen Bedeutung der Tätigkeit als BaubegleiterIn stehen. Ein solcher Vorwurf würde bedeuten, dass Massstäbe angewendet werden, die für den Vollzug der Art. 6 und 7 VBBö irrelevant sind. Dann könnte man dem Auswahlverfahren vorwerfen, es würde sachfremde Kriterien verwenden, um die Eignung der KandidatInnen zu beurteilen. Daran dürften sich weder Bund noch Kanton halten. Die AAK sollte daher ihre Praxis entsprechend ausrichten, zumal sie schweizweit zwar nicht rechtlich, aber doch faktisch eine Monopolstellung innehat. Alternative, gleichwertige Anerkennungsverfahren sind in der Schweiz zurzeit nicht in Sicht.

Das ändert allerdings nichts daran, dass die Verträge zwischen KursteilnehmerInnen, PrüfungskandidatInnen oder GesuchstellerInnen einerseits und der sanu oder der BGS andererseits privatrechtlicher Natur sind. Indem die BewerberInnen den Vertrag eingehen, anerkennen sie die Modalitäten von Ausbildung, Prüfung und Anerkennung.

Die im Verfahren nach Kapitel 2 des Reglements erfolgte Anerkennung dürfte keine Probleme aufwerfen, die von solchen anderer Ausbildungsgänge abweichen. Konfliktträchtiger sind die Entscheidungen nach Art. 17 PAR (Ausnahmen von den Anerkennungsbedingungen). Die AAK wird hier eine eigene vertretbare Linie finden müssen. Das Reglement belässt ihr hierfür den nötigen Ermessensspielraum.

Wenn ein Bewerber sich mit dem Argument gegen einen Nichtanerkennungsentscheid wehrt, es würden ganz generell zu hohe Hürden aufgestellt, so kann dies zweierlei bedeuten: Entweder rügt er, die AAK übe ihr Ermessen im Allgemeinen unrichtig aus (näheres dazu im folgenden Abschnitt). Oder er ist der Ansicht, das Reglement selbst stelle zu grosse Anforderungen. Im zweiten Fall verlangt er implizit, dass die Kantone tiefere Anforderungen an BaubegleiterInnen stellen sollten, als dies das Reglement vorsieht. Das muss mit der jeweiligen Fachstelle ausgefochten werden und nicht mit den Verantwortlichen für die reglementsgemässe Durchführung der Prüfung und Anerkennung. Dabei hat auch das BUWAL, in seiner Funktion als Organ der Bundesaufsicht, ein Wort mitzureden. Das Ergebnis einer solchen Diskussion kann natürlich wieder Rückwirkungen auf die Anerkennungspraxis haben. Das steht aber auf einem anderen Blatt.

Denkbar ist sodann, dass gegen das eine oder andere Mitglied der Prüfungskommission in speziellen Fällen berechtigte Vorbehalte angebracht sind. Dann ist die betreffende Person auszuwechseln, soll der Entscheid vor den Kantonen standhalten. Die Ablehnungs- und Ausstandsregeln des Amtsrechts gelten auch für herbeigezo-

gene Experten. Man sollte also damit rechnen, dass Ersatzmitglieder nominiert werden müssen.

6. Rekurs

Prüfungs- und Anerkennungsreglement (PAR)

Art. 20: Beschwerden

² Die BGS wählt eine von der AAK unabhängige Rekurskommission für Entscheide über Beschwerden. Ihr Entscheid ist endgültig.

Zusammensetzung und Grösse der Rekurskommission sind vom Reglement her in die Hände der BGS als deren Wahlorgan gelegt (Art. 20 Abs. 2 PAR). Zurzeit besteht sie aus drei Mitgliedern. Über das Verfahren werden – ausser gewissen Anforderungen an die Eingaben – keine näheren Angaben gemacht.

Wo das Reglement sich nicht zum Rekursverfahren äussert, ist davon auszugehen, dass ersatzweise die allgemeinen prozessualen Regeln zum Zuge kommen (z.B. Fristenlauf, Akteneinsicht, Beweismittel, Ausstand/Ablehnung usw.). Die Rekurskommission urteilt unabhängig. Das Reglement auferlegt der Rekurskommission auch keine Beschränkungen hinsichtlich ihrer Überprüfungsbefugnis. Geht man, weil eine gegenteilige Vorschrift fehlt, von einer umfassenden Überprüfungsbefugnis aus, so können folgende Fehler gerügt werden:

- Die Verletzung reglementarischer oder (soweit auf sie zurückgegriffen werden muss) gesetzlicher Vorschriften,
- Die unrichtige und unvollständige Feststellung des rechtserheblichen Sachverhalts. Damit ist gemeint, dass entweder die falschen Vorschriften auf den richtig ermittelten Sachverhalt angewendet wurden oder die richtigen Vorschriften auf einen falsch ermittelten Sachverhalt. Die falsche Sachverhaltsermittlung spielt aber nur eine Rolle, wenn dies für die Anwendung der Vorschriften von Bedeutung ist.
- Unangemessenheit des Entscheids. Gerügt werden kann, dass die AAK den ihr zustehenden Ermessensspielraum unrichtig oder unzumutbar ausgeübt hat. Das geht etwas weiter als die blossen Rüge von Ermessensmissbrauch oder Ermessensüberschreitung. Der Entscheid, den die AAK nach dem ihr zustehenden Ermessen getroffen hat, kann auch darauf hin überprüft werden, ob er nicht zweckmässigerweise hätte anders ausfallen sollen.

Unangemessenheit ist eine Wertungsfrage. Die Rekurskommission ist gut beraten, wenn sie sich bei der Überprüfung der Ermessensausübung zurückhält. Die AAK zeichnet sich durch besonderen Sachverstand aus. Als Folge ihrer breiten

Beispiel zur so genannten Ohne-Not-Praxis

betreffend technisches Ermessen

VPB [=Verwaltungspraxis der Bundesbehörden] 58 [1994] Nr. 74 S. 561:

Der Bundesrat als Beschwerdeinstanz „auferlegt sich immer dann eine gewisse Zurückhaltung, wenn es um die Beurteilung von Fachfragen geht, die Spezialkenntnisse erfordern; in diesen Fällen erhält die Bewertung der Beschwerdesache durch die fachkundige Vorinstanz besonderes Gewicht, weshalb dieser vom Bundesrat ein gewisser Beurteilungsspielraum eingeräumt wird (so genanntes technisches Ermessen).“

in Bezug auf Prüfungen

VPB 42 [1978] Nr. 65, S. 282:

Le Conseil fédéral „ne s'écarte pas sans nécessité de l'opinion de l'autorité inférieure et n'annule la décision attaquée que si elle apparaît insoutenable, soit que les experts aient émis des exigences excessives ou manifestement sous-estimé la valeur de l'examen, soit qu'ils aient traité un candidat de façon inégale par rapport à d'autres candidats ou qu'ils aient violé les règles de la procédure d'examen.“

Abstützung kann sie zumeist auch die tatsächlichen Verhältnisse besser einschätzen als die Rekurskommission. Die Rekurskommission sollte sich daher an die bewährte Formel anlehnen, wonach eine Beschwerdeinstanz „nicht ohne Not“ in Ermessensentscheide eingreifen soll (vgl. Kasten).

Tauchen im Rekursverfahren neue Aspekte auf und braucht es dazu eine fachliche Beurteilung, so kann die Rekurskommission, statt selbst zu entscheiden, den Entscheid der AAK aufheben und die Sache zur Neubeurteilung an diese zurückweisen. An die Zusammensetzung der Rekurskommission sind daher nicht dieselben Anforderungen zu stellen wie an jene der AAK. Von der Grösse her ist ein Dreiergremium üblich.

7. Revision und Wiedererwägung

Bei der Revision und bei der Wiedererwägung geht es jeweils um die Neuüberprüfung eines formell rechtskräftig zustande gekommenen Entscheids. Verfahrensmässig handelt es sich bei der Revision um die Wiederaufnahme des Verfahrens vor der Rekurskommission. Angefochten wird deren eigener Entscheid, der in einem qualifizierten Sinne als fehlerhaft erscheint. Prozessrechtlich gilt die Revision als ein Rechtsmittel, d.h. die Rekurskommission muss auf die Revision eintreten. Im Gegensatz zur Revision ist die Wiedererwägung vor der AAK einzureichen.

Im Prüfungs- und Anerkennungsreglement werden weder die Revision noch die Wiedererwägung erwähnt. Das Reglement wiederum bildet einen Bestandteil der Vertragsvereinbarungen im Rahmen des Prüfungs- und Anerkennungsvertrags. Diese unterliegen naturgemäss nicht dem staatlichen Prozessrecht.

Der Prüfungs- und Anerkennungsvertrag enthält keine derartige Klausel. Weil aber das Verfahren in erster Linie den Kantonen die Auswahl unter

den Bewerbern erleichtern soll und somit eine Aufgabe erfüllt, die sonst die Kantone selbst vornehmen müssten, so müssen sich die Kantone darauf verlassen können, dass der Entscheid in einem vergleichbaren Verfahren korrekt zustande gekommen ist. Dies verlangt namentlich, dass der Grundrechtsschutz im selben Ausmass gewährleistet ist, wie im öffentlichen Recht.

Kann das Zustandekommen des Entscheides später vor der kantonalen Fachstelle mit gutem Recht angezweifelt werden, so bringt man die Kantone in arge Verlegenheit. Wenn die AAK nicht bereit ist, auf ihre Entscheidung zurückzukommen, so können sich die Kantone nicht mehr auf deren Fachkompetenz stützen. Es müsste ein Ersatzgremium gesucht werden, das aber aus Rechtsgleichheitsgründen nach denselben Kriterien wie die AAK entscheidet. Solche Komplikationen können vermieden werden, wenn Revision und Wiedererwägung im üblichen Umfang auch von der Anerkennungs- und der Rekurskommission zugelassen werden, auch wenn sie im Reglement nicht besonders erwähnt werden. Man wird sich hierfür an den bestehenden Prozessrechten orientieren.

Weil die sekretariatsführende sanu ihren Sitz in Biel hat, während die BGS ihren Sitz mit der Adresse des geschäftsführenden Vorstandsmitglieds wechselt (Art. 1 der Statuten), und weil die Anerkennungsliste in erster Linie der Verwaltung als Entscheidungsgrundlage dient, erscheint es vernünftig, ersatzweise das bernische Gesetz über die Verwaltungsrechtspflege (VRPG) zur Anwendung bringen. Wiedererwägung (im bernischen Recht Wiederaufnahme des Verfahrens genannt, VRPG Art. 56 ff.) und Revision (VRPG Art. 95 ff.) sind danach insbesondere dann möglich, wenn die betreffende Partei nachträglich erhebliche Tatsachen erfährt oder entscheidende Beweismittel auffindet, die sie im früheren Verfahren nicht anrufen konnte. Ausgeschlossen von dieser Regelung sind Tatsachen und Beweismit-

tel, die erst nach dem fraglichen Entscheid entstanden sind. Das Revisionsbegehren muss innert 60 Tagen seit Entdeckung des Revisionsgrundes gestellt werden (VRPG Art. 96).

8. Fazit

Die Art und Weise, wie das Prüfungs- und Anerkennungsreglement zustande gekommen ist, kann in Kombination mit der Weiterverbreitung der Liste anerkannter BaubegleiterInnen durch das BUWAL als gutes Beispiel einer fortschreitenden Zusammenarbeit im Bereich der Ausbildung¹⁸ angesehen werden. Indem eidgenössische und kantonale Fachstellen einbezogen werden, wird den Bedürfnissen des Vollzugs Rechnung getragen. Wissenschaft und Praxis schliessen sich über die Beteiligung von Hochschulen, Fachverbänden und Baufachleuten zusammen und tragen dazu bei, dass praxisbezogene und zugleich nach dem Stand der Wissenschaft bodenschonende Lösungen gefördert werden.

Mit der Ausbildung und Anerkennung von bodenkundlichen Baubegleitern wurde der Grundstein für eine breitere Berücksichtigung der Bodenschutzanliegen und damit einen nachhaltigeren Umgang mit dem Boden gelegt. Die BGS hat damit ihre statutarische Verantwortung im Bereich Bodenschutz wahrgenommen. Ob allerdings diese Bemühungen auch tatsächlich ihren landesweiten Niederschlag finden, bleibt den einzelnen BaubegleiterInnen anvertraut. Ihr persönlicher Einsatz für die Sache des Bodens, der Einfühlungsvermögen, Geschick im Verhandeln und im Umgang mit Konflikten, ein dickes Fell und grosse Standfestigkeit verlangt, kann nicht genug gewürdigt werden.

¹⁸ Art. 12 Abs. 1 VBBo in Kombination mit Art. 49 USG.

Le 17ème congrès mondial de sciences du sol donne une nouvelle structure scientifique à l'Union Internationale des Sciences du Sol.

Emmanuel Frossard

Station de Recherche d'Eschikon, Institut des Sciences Végétales, École Polytechnique Fédérale de Zurich, CH-8315 Lindau

Suite aux réflexions qui ont eu lieu au sein de l'Association Internationale de Science du Sol (AISS) pendant les dernières décades et plus particulièrement pendant ces dernières années au sein de son comité permanent «statut et structure», le nom de l'association a été changé en Union Internationale des Sciences du Sol (IUSS) et possède depuis le 16ème congrès mondial de nouveaux statuts (IUSS, 1998). Une différence majeure avec les anciens statuts est qu'à présent ce sont les sociétés nationales qui sont membres de l'IUSS et, au travers d'elles, tous leurs membres. Le nouveau nom reflète le statut de membre de l'IUSS dans l'International Council of Science (ICSU) et ses nouveaux statuts, et il souligne les multiples facettes des sciences du sol (VAN BAREN et al., 2000).

Après une période de transition pendant laquelle les nouveaux statuts étaient appliqués mais pendant laquelle la structure scientifique était restée similaire à celle de l'AISS, les nouvelles structures scientifiques de l'IUSS ont été adoptées en août 2002 à la fin du 17ème congrès mondial de sciences du sol à Bangkok. L'IUSS est à présent structurée en 4 divisions au sein desquelles sont regroupées des commissions. Les thèmes des divisions et des commissions ainsi que les noms et adresses électroniques des présidents de ces instances sont donnés dans le tableau 1. Les noms des vice-présidents et des secrétaires des divisions et des commissions peuvent être obtenus à partir du site web de l'IUSS (www.iuss.org). Cette nouvelle structure scientifique, plus charpentée que la précédente, reflète les importants développements des sciences du sol. Ce petit nombre de divisions permettra à chacune d'atteindre une masse critique et de développer une forte activité tout en gardant des contacts étroits avec le bureau de l'IUSS et avec les différentes commissions qui feront l'essentiel du travail scientifique, les divisions gardant un rôle plus stratégique.

BLUM (2002) a esquissé les grandes orientations de chacune des divisions. En ce qui concerne la

division 1 «Soil in Space and Time», il rappelle que nous sommes encore loin de comprendre correctement le rôle de la morphologie du sol et la distribution des sols dans le paysage et que le développement et l'amélioration des systèmes de classifications du sol au niveau global, régional et local reste une priorité. En ce qui concerne la division 2 «Soil Properties and Processes» BLUM (2002) rappelle que la compréhension du système sol a comme pré requis une connaissance fine des processus chimiques, physiques, biologiques et minéralogiques se déroulant à différentes échelles d'espace et de temps. Le développement de nouvelles techniques, en particulier à l'échelle moléculaire (SPARKS, 2002), devrait permettre de rapides avancées dans ces domaines. Cela suppose une collaboration très étroite avec les sciences de bases comme la physique, la chimie, la biologie, l'écologie et les mathématiques, qui devrait être facilitée par le nouveau statut de l'IUSS comme membre de l'ICSU. La troisième division «Soil Use and Management» a pour but de donner des bases scientifiques et des outils permettant d'atteindre une utilisation durable des sols (agricoles, forestiers, urbains) afin de répondre aux besoins de la population croissante de la planète. Enfin la quatrième division «The Role of Soils in Sustaining Society and the Environment» sera avant tout une plate-forme ayant pour mission de faciliter les discussions et les coopérations entre les chercheurs en science du sol d'un côté et les scientifiques d'autres disciplines ainsi que les autres acteurs de la société de l'autre.

Cette structure est toute fraîche. Elle demande à être rodée! N'oubliez pas que en tant que membre de la société suisse de pédologie vous êtes aussi membre de l'IUSS. Donc n'hésitez pas à contacter les responsables des différentes divisions et commissions si vous désirez faire des propositions!

BLUM, W.E.H., 2002: The role of soils in sustaining society and the environment: realities and challenges for the 21st century. Plenary session, Keynote lecture at the 17th WCSS, 14-21 August 2002, Thailand, 66-86.

IUSS, 1998: Rules of the International Union of soil sciences. IUSS, Vienna.

SPARKS, D.L., 2002: It's about scales and interfaces: frontiers in basic soil science research. Plenary session, Keynote lecture at the 17th WCSS, 14-21 August 2002, Thailand, 26-51.

VAN BAREN, H., A.E. HARTEMINK, and P.B. TINKER, 2000: 75 years The International Society of Soil Science. *Geoderma* 9, 1-18.

Tableau 1: Structures de l'union internationale de science du sol

IUSS Officers

PRESIDENT: Prof. D. SPARKS; USA; dlsparks@udel.edu

VICE-PRESIDENT: Prof. G. PETERSEN; USA; gwp2@psu.edu

SECRETARY-GENERAL: Dr. S. NORTCLIFF; UK; IUSS@rdg.ac.uk

DEPUTY SECRETARY GENERAL: Dr. A. HARTEMINK; The Netherlands; Hartemink@isric.nl

TREASURER: Dr. P. LUESCHER; Switzerland; peter.luescher@wsl.ch

List of divisions and commissions

DIVISION 1 Soil in Space and Time: A. MERMUT; Canada; mermut@sask.usask.ca

COMMISSION 1.1 Soil Morphology: G. HUMPHREYS; Australia; ghumphre@els.mq.edu.au

COMMISSION 1.2 Soil Geography: R. JAHN; Germany, jahn@landw.uni-halle.de

COMMISSION 1.3 Soil Genesis: V. TARGULIAN; Russia, targul@centro.ru

COMMISSION 1.4 Soil Classification: R. AHRENS; USA; bob.ahrens@nssc.nrcs.usda.gov

DIVISION 2 Soil Properties and Processes: N. SENESI; Italy; senesi@agr.uniba.it

COMMISSION 2.1 Soil Physics: M. PAGLIAI; Italy; pagliai@issds.it

COMMISSION 2.2 Soil Chemistry: A. PICCOLO; Italy; alpiccol@unina.it

COMMISSION 2.3 Soil Biology: V. GUPTA; Australia; gupta.vadakattu@csiro.au

COMMISSION 2.4 Soil Mineralogy: R. FITZPATRICK; Australia; rob.fitzpatrick@csiro.au

DIVISION 3 Soil Use and Management: W. BURGHARDT; Germany; wolfgang.burghardt@uni-essen.de

COMMISSION 3.1 Soil Evaluation and Land Use Planning: R. RALISCH; Brazil

COMMISSION 3.2 Soil and Water Conservation: D. SUAREZ; USA; dsuarez@ussl.ars.usda.gov

COMMISSION 3.3 Soil Fertility and Plant Nutrition: J. RYAN; Syria; j.ryan@cgiar.org

COMMISSION 3.4 Soil Engineering and Technology: R. HORN; Germany; rhorn@soils.uni-kiel.de

Publikationen der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz

Bestellungen, Versand: Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale LMZ
Länggasse 79
3052 Zollikofen
Tel. 031 911 06 68
Fax 031 911 49 25
E-Mail lmz@edition-lmz.ch
Internet <http://www.edition-lmz.ch>

BGS-Bulletins Preis: Fr. 15.- (ab No. 24 Fr. 25.-) pro Stück **ohne** Porto und Verpackung

Nummer	Jahr	Bestellnummer	Nummer	Jahr	Bestellnummer
3	1979	970 801	18	1994	970 815
5	1981	970 802	19	1995	970 816
6	1982	970 803	20	1996	970 817
8	1984	970 805	21	1997	970 818
11	1987	970 808	22	1998	970 819
12	1988	970 809	23	1999	970 870
14	1990	970 811	24	2000	970 871
15	1991	970 812	25	2001	970 872
16	1992	970 813	26	2002	970 873
17	1993	970 814			

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

BGS-Dokumente Preis: Fr. 15.- (ab No. 9 Fr. 25.-) pro Stück **ohne** Porto und Verpackung

Nummer	Jahr	Thema	Bestellnummer
1 f	1984	Exploitation du gravier et agriculture	970 840
2 f	1985	Estimation et protection des sols	970 841
3 d	1986	Bodenschädigung durch den Menschen	970 822
4 d	1989	Lysimeterdaten von schweizerischen Messstationen	970 823
5 d	1994	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz	970 824
6 d	1995	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz II	970 825
7 d	1995	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz III	970 826
8 d	1996	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz IV	970 827
9 d	1999	Physikalischer Bodenschutz	970 828
9 f	1999	Protection des sols contre les atteintes physiques	970 842
10 d	2000	Umfrage Bodenkartierung	970 829
11 d	2001	Bodenkunde und Bodenkundler in der Schweiz 1855 – 1962	970 830

No. 1 und 2 deutsch vergriffen

Weitere Publikationen Preis: Fr. 15.- pro Stück **ohne** Porto und Verpackung

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

