

BULLETIN

30

Erwin Frey zum Gedenken

Mijo Jozic - Ehrenmitglied der BGS

Urs Vökt - Ehrenmitglied der BGS

Jahrestagung vom 15. und 16. März 2007 in Bern

Bodenkundliche Ausbildung in der Schweiz – Bedürfnisse und Angebote

Texte zu den Postern

Association française pour l'étude des sols afes

Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz BGS

Contributions du congrès annuel commun des 7 et 8 février 2008 à Neuchâtel

Jahrestagung vom 5. und 6. Februar 2009 in Wädenswil

Bodenbiologie

Referate, Texte zu den Postern

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ

SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE

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

Telefon 044 635 51 14 oder 044 635 51 21 (Sekretariat) **Fax** 044 635 68 48

E-Mail markus.egli@geo.uzh.ch

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

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

Vorstand / Comité 2010

Präsident / Président:	R. Bono, Liestal	061 552 61 11	roland.bono@bluewin.ch
Vizepräsident / Vice-président:	R. Meuli, Zürich	044 377 75 45	reto.meuli@art.admin.ch
Beisitzer/innen / Assesseeurs:	E. Havlicek, Neuchâtel	032 718 39 44	elena.havlicek@unine.ch
	R. Krebs, Wädenswil	058 934 57 90	rolf.krebs@zhaw.ch
	C. Le Bayon, Neuchâtel	032 718 23 65	claire.lebayon@unine.ch
Sekretär / Secrétaire:	M. Egli, Zürich	044 635 51 14	markus.egli@geo.uzh.ch
Rechnungsführer / Comptable:	A. Kayser, Frauenfeld	052 724 24 79	bgs.caissier@soil.ch
Redaktor / Rédacteur	M. Müller, Zollikofen	031 910 21 24	moritz.mueller@bfh.ch

Geschäftsstelle / bureau exécutif

BGS Geschäftsstelle, Nicole Näf Telefon 041 228 60 60
c/o Umwelt und Energie Kt. Luzern Fax 041 228 64 22
Libellenrain 15 E-Mail bgs.gs@soil.ch
Postfach 3439
6002 Luzern

Dokumentationsstelle / Service des documents

ELVADATA AG Tel. 031 910 61 20 E-Mail info@elvadata.ch
Schützenstrasse 10 Fax 031 910 61 49 Internet <http://www.elvadata.ch>
3052 Zollikofen

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

Klassifikation und Nomenklatur:	M. Zürrer, Uster	043 399 03 80	zuerer@myx.ch
BGS-Plattform Bodenschutz:	S. Tobias, Birmensdorf	044 739 23 49	silvia.tobias@wsl.ch
Bodenkartierung:	M. Knecht, Zürich	044 383 70 71	ambio@bluewin.ch
Reflexion/Strategie	R. Bono, Liestal	061 552 61 11	roland.bono@bluewin.ch

Redaktion / Rédaction

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

Redaktionskomitee / Comité de rédaction

M. Egli, Zürich	markus.egli@geo.uzh.ch
C. Keller, Aix-en-Provence	keller@cerege.fr
J.-A. Neyroud, Lausanne	lytj-neyroud@bluewin.ch
H. Sticher, Zug	hans.sticher@bluewin.ch
S. Zimmermann, Birmensdorf	stefan.zimmermann@wsl.ch

Erwin Frey zum Gedenken

Mijo Jozic - Ehrenmitglied der BGS

Urs Vökt - Ehrenmitglied der BGS

Jahrestagung vom 15. und 16. März 2007 in Bern

Bodenkundliche Ausbildung in der Schweiz – Bedürfnisse und Angebote

Texte zu den Postern

Association française pour l'étude des sols afes

Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz BGS

Contributions du congrès annuel commun des 7 et 8 février 2008 à Neuchâtel

Jahrestagung vom 5. und 6. Februar 2009 in Wädenswil

Bodenbiologie

Referate, Texte zu den Postern

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ

SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE

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

Telefon 044 635 51 14 oder 044 635 51 21 (Sekretariat) **Fax** 044 635 68 48

E-Mail markus.egli@geo.uzh.ch

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

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

Vorstand / Comité 2010

Präsident / Président:	R. Bono, Liestal	061 552 61 11	roland.bono@bluewin.ch
Vizepräsident / Vice-président:	R. Meuli, Zürich	044 377 75 45	reto.meuli@art.admin.ch
Beisitzer/innen / Assesseurs:	E. Havlicek, Neuchâtel	032 718 39 44	elena.havlicek@unine.ch
	R. Krebs, Wädenswil	058 934 57 90	rolf.krebs@zhaw.ch
	C. Le Bayon, Neuchâtel	032 718 23 65	claire.lebayon@unine.ch
Sekretär / Secrétaire:	M. Egli, Zürich	044 635 51 14	markus.egli@geo.uzh.ch
Rechnungsführer / Comptable:	A. Kayser, Frauenfeld	052 724 24 79	bgs.caissier@soil.ch
Redaktor / Rédacteur	M. Müller, Zollikofen	031 910 21 24	moritz.mueller@bfh.ch

Geschäftsstelle / bureau exécutif

BGS Geschäftsstelle, Nicole Näf Telefon 041 228 60 60
c/o Umwelt und Energie Kt. Luzern Fax 041 228 64 22
Libellenrain 15 E-Mail bgs.gs@soil.ch
Postfach 3439
6002 Luzern

Dokumentationsstelle / Service des documents

ELVADATA AG Tel. 031 910 61 20 E-Mail info@elvadata.ch
Schützenstrasse 10 Fax 031 910 61 49 Internet <http://www.elvadata.ch>
3052 Zollikofen

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

Klassifikation und Nomenklatur:	M. Zürrer, Uster	043 399 03 80	zuerrer@myx.ch
BGS-Plattform Bodenschutz:	S. Tobias, Birmensdorf	044 739 23 49	silvia.tobias@wsl.ch
Bodenkartierung:	M. Knecht, Zürich	044 383 70 71	ambio@bluewin.ch
Reflexion/Strategie	R. Bono, Liestal	061 552 61 11	roland.bono@bluewin.ch

Redaktion / Rédaction

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

Redaktionskomitee / Comité de rédaction

M. Egli, Zürich	markus.egli@geo.uzh.ch
C. Keller, Aix-en-Provence	keller@cerege.fr
J.-A. Neyroud, Lausanne	lytj-neyroud@bluewin.ch
H. Sticher, Zug	hans.sticher@bluewin.ch
S. Zimmermann, Birmensdorf	stefan.zimmermann@wsl.ch

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

**BULLETIN 30
2010**

Jahrestagung vom 15. und 16. März 2007 in Bern

**BODENKUNDLICHE AUSBILDUNG IN DER SCHWEIZ –
BEDÜRFNISSE UND ANGEBOTE**

Association française pour l'étude des sols *afes*
Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz **BGS**

Congrès annuel commun des 7 et 8 février 2008 à Neuchâtel

SOL – SOCIÉTÉ – POLITIQUE

Jahrestagung vom 5. und 6. Februar 2009 in Wädenswil

BODENBIOLOGIE

Referate, Texte zu den Postern

Schriftleitung: Moritz Müller, Zollikofen

ISSN 1420-6773

ELVADATA AG
Zollikofen 2010

Druck: ELVADATA AG, 3052 Zollikofen

ISSN 1420-6773

Copyright: 2010 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz / Société Suisse de Pédologie

Erwin Frey zum Gedenken	7
Mijo Jozic - Ehrenmitglied der BGS	8
Urs Vökt - Ehrenmitglied der BGS	9

Jahrestagung vom 15. und 16. März 2007 in Bern

D. HENSEL & P. GERMANN

Bodenkundliche Ausbildung in der Schweiz – Bedürfnisse und Angebote; Zusammenfassung der Referate der BGS-Jahrestagung 2007 in Bern	11
--	----

Posterbeiträge der Jahrestagung vom 15. und 16. März 2007 in Bern

T. ANKEN, W. RICHNER, P. WEISSKOPF & P. STAMP

Pflanzenentwicklung, Stickstoffdynamik und Nitratauswaschung gepflügter und direktgesäter Parzellen	15
--	----

I. HINCAPIÉ & P. GERMANN

Rivulet approach to infiltration in sand boxes assessed with Neutron-Radiography	21
--	----

B. LANGE, P. LÜSCHER & P. GERMANN

Baumwurzeln: Zentraler Faktor der Infiltration?	27
---	----

V. PRASUHN, H. LINIGER, H. HURNI & S. FRIEDLI

Abschätzung des Bodenfaktors für die Übersichtskarte der Bodenerosions- gefährdung der Schweiz	31
---	----

S. SCIACCA, M. HALTER, B. FREY, I. BRUNNER & P. LÜSCHER

Regenerationsfähigkeit von Fahrspuren nach mechanischer Belastung	37
---	----

K. WILD, A. PAZELLER & R. KREBS

Erfolgskontrolle bei Terrainveränderungen und Rekultivierungen mit Hilfe der Bodengefügeanalyse	39
--	----

Association française pour l'étude des sols afes Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz BGS

Contributions du Congrès annuel commun des 7 et 8 février 2008 à Neuchâtel

J.P. GODET, S. DEMUYNCK, C. WATERLOT, A. FOLLET, F. DOUAY,
A. LEPRÊTRE & C. PRUVOT

Intérêt de l'utilisation de la biométrie chez les isopodes terrestres dans l'évaluation de la qualité des sols pollués par des éléments traces métalliques (Cd, Pb, Zn)	43
---	----

POHU A., ROUSSEL H., WATERLOT C., GARÇON G., BIDAR G., PRUVOT C.,
POURRUT B., SHIRALI P. & DOUAY F.

Asymétrie fluctuante des feuilles d' <i>Alnus glutinosa</i> : Indicateur de stress dans le cadre d'une phytostabilisation aidée sur des sols fortement pollués par des éléments traces métalliques	51
--	----

"Bodenbiologie" - Referate und Posterbeiträge der Jahrestagung vom 5. und 6. Februar 2009 in Wädenswil

S. AMMANN	
Bodenbiologische- Dauerbeobachtung: Anforderungen an die Messqualität	57
G. VON ROHR	
Arbeitshilfe der Arbeitsgruppe VBB/BSA zur Anwendung und Interpretation bodenbiologischer Parameter	63
H.-R. OBERHOLZER & P. WEISSKOPF	
Anforderungen an die Langzeitbeobachtung biologischer Bodeneigenschaften mit mikrobiologischen Parametern	69
K. KAUFMANN, N. ROSSIER, H.-R. OBERHOLZER & A. V. NIEDERHÄUSERN	
Vergleich dreier Methoden zur Langzeitbeobachtung der biologischen Bodenaktivität	75
R. KOHLER-MILLERET, C. LE BAYON, S. TARNAWSKI, P. BOIVIN & J.-M. GOBAT	
Earthworm, mycorrhiza and root interactions: their effects on some chemical, physical and biological soil properties	81
O. DANIEL	
Bodenbiologie und Ökotoxikologie	85
C. MAURER-TROXLER	
Bodenbiologische Erhebungen im Kanton Bern	91
N. ROSSIER & A. V. NIEDERHÄUSERN	
Entwicklung bodenbiologischer Parameter im Kanton Freiburg (FRIBO) im Verlauf der letzten 20 Jahre	96
F. OKOPNIK	
Bodenmikrobiologische Untersuchungen im Kanton Aargau - erste Resultate nach 3 Untersuchungsjahren	99
S. HUMBERT, S. TARNAWSKI, F. CONEN, B. SETH, A. BAGNOUD, M.-P. MALLET, N. FROMIN, M. ARAGNO & J. ZOPFI	
Bactéries anammox terrestres: diversité et activité	104
B. FREY, J. KREMER, S. SCIACCA, D. MATTHIES & P. LÜSCHER	
Soil bacterial community structure reacts to compaction of forest soils with heavy logging machinery	109
S. EGLI	
Das Mykorrhizainfektionspotential (MIP) zur Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit	113
F. GRAF, K. BURRI & A. BÖLL	
Mykorrhizapilze und Bodenstabilität im Rahmen ingenieurbioologischer Massnahmen	117
M. GUGGIARI, R. BLOQUE, M. ARAGNO, E. VERRECCHIA & D. JOB	
Role and dynamics of calcium oxalate production by selected Fungi	123
M. ARAGNO, E. VERRECCHIA, D. JOB, G. CAILLEAU, O. BRAISSANT, N. KHAMMAR, K. FERRO, M. MOTA, M. GUGGIARI & G. MARTIN	
Calcium carbonate biomineralization in ferralitic, tropical soils through the oxalate-carbonate pathway	127

B. LANGE, P. LÜSCHER & P.F. GERMANN Drainageverhalten vernässter Böden in Abhängigkeit der Ausprägung von Vernässungsmerkmalen	131
O. HARTMANN, B. LANGE, R. KREBS, R. KÖCHLI & P. LÜSCHER Hochwasserschutz durch Vogelbeerwurzeln?	135
P. SCHWAB Eindringwiderstandsmessung mit dem Penetrometer - Referenzierung von Zeitreihen für die Boden-Dauerbeobachtung	139
M. STOLL, R. KREBS & P. LÜSCHER Vom Boden zum Waldstandortstyp - Unterteilung des Waldmeister- Buchenwaldes mit Hilfe von Bodeneigenschaften	143

Erwin Frei zum Gedenken



Unser geschätzter Kollege und Freund, unser Gründerpräsident und Ehrenmitglied Prof. Dr. Erwin Frei (1914 – 2008) ist nicht mehr unter uns.

Erwin Frei begann seine Forscherlaufbahn nach seinem Agronomiestudium als Assistent bei Prof. Pallmann am agrikulturchemischen Institut an der ETH Zürich. Thema seiner Dissertation war „Morphologische, chemische und kolloidchemische Untersuchungen subalpiner Weide- und Waldböden der Rendzina- und der Podsolserie“.

Ab 1944 arbeitete er als Sachbearbeiter für Bodenuntersuchung und Düngeberatung an der Eidg. Landw. Versuchsanstalt Oerlikon. Mit einer bescheidenen Infrastruktur entwickelte er eine grosse Zahl chemischer und physikalischer Bodenuntersuchungsmethoden, die bis heute eine wichtige Grundlage in der Methodensammlung der Eidg. Landwirtschaftlichen Forschungsanstalten bilden.

In den 50iger Jahren entwickelte Erwin Frei in Anlehnung an seine Studien bei W. L. Kubiëna die Technik der Bodenprofil-Aufnahme und die mikromorphologische Dünnschliffmethode. Als Bodenexperte in Projekten in den USA, Equador, Iran und Indien fand er Eingang in internationale Fachorganisationen wie FAO, OECD und Internationale Bodenkundliche Gesellschaft.

Ab 1969 verhalf er der schweizerischen Bodenkartierung zum Durchbruch, nachdem mit dem Neubau der Eidg. Forschungsanstalt für Landwirtschaftlichen Pflanzenbau in Zürich-Reckenholz (FAP) eine ausreichende Infrastruktur geschaffen

worden war. Gleichzeitig übernahm er die Leitung der Sektion Agrikulturchemie der FAP. Die ausgezeichneten regionalen Bodenkenntnisse ermöglichten es ihm, eine der Schweiz angepasste Bodenklassifikation zu kreieren und das Kartierungsverfahren schrittweise weiterzuentwickeln. Mit seinen Mitarbeitern führte er in allen wichtigen Regionen der Schweiz Testkartierungen für praktische Fragestellungen wie Güterzusammenlegungen, Meliorationen oder Nutzungsplanungen durch. Diese bildeten eine gute Grundlage für die Ausarbeitung und Veröffentlichung von gesamt-schweizerischen Boden-Übersichtskarten in den Massstäben 1: 1 000 000, 1: 500 000, 1: 300 000 und 1: 200 000.

Besondere Verdienste erwarb sich Erwin Frei als Mitbegründer der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz BGS im Jahr 1975. Seine Kontakte zu namhaften Bodenkundlern im In- und Ausland liessen seine Idee für die Gründung der BGS reifen. Gemeinsam mit Hans Sticher versandte er im März 1974 ein Rundschreiben an verschiedene Institute und Einzelpersonen, welches ein sehr positives Echo auslöste.

Am 6. März 1974 ging sein grosser Wunsch in Erfüllung: Auf seine Initiative fand eine erste Zusammenkunft an der Uni Bern statt. Dann ging es Schlag auf Schlag: am 14. März 1975 fand die Gründungsversammlung an der FAP Zürich-Reckenholz statt. Erwin Frei wurde als erster Präsident bestimmt und die Statuten der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz BGS wurden genehmigt. Er war auch der erste Leiter der bis heute aktiven Arbeitsgruppe „Klassifikation und Nomenklatur“.

Nach seinem Rücktritt aus dem Vorstand wurde er 1980 zum ersten Ehrenmitglied der BGS ernannt. In der Laudatio unterstrich der damalige Präsident Michel Pochon die breit gefächerte und doch stets streng wissenschaftlich geprägte pedologische Forschung des Geehrten, die sich in zahlreichen Publikationen niederschlug.

1973 berief das geographische Institut der Universität Bern Erwin Frei als Lehrbeauftragten für das neu geschaffene Fachgebiet Agrarpedologie.

Nach seiner Pensionierung im Jahr 1979 verfasste er eine 400seitige „Dokumentation über die bodenkundlichen Forschungen in der Schweiz im 20. Jahrhundert“, welche er Ende 1995 in Buchform veröffentlichte. In seinem Haus in Zürich-Seebach konnte er bei guter Gesundheit und geistiger Frische auf sein reiches Leben zurückblicken. Er verstarb am 8. April 2008 im Alter von 93 Jahren. Wir sind dem begnadeten Bodenforscher und Lehrer sowie lebenswürdigen Freund zu grossem Dank verpflichtet.

Karl Peyser

Mijo Jozic - Ehrenmitglied der BGS



Mit grossem Applaus hat die BGS-Generalversammlung 2007 Mijo Jozic zum Ehrenmitglied gewählt. Mit ihm wurde ein Bodenkundler der Unternehmerseite geehrt. Als Firmeninhaber hat Mijo neben seinem bodenkundlichen Wissen über viele Jahre auch die Sicht der Marktwirtschaft in den Vorstand eingebracht. Das hat unseren Berufsverband mit wichtigen wirtschaftlichen Aspekten wie Konkurrenzfähigkeit, freier Wettbewerb oder Kostentransparenz ergänzt, bereichert und schlussendlich auch gestärkt.

Mijo Jozic hat sich von der praktischen Seite an die Bodenkunde herangewagt. Nach dem Studium der Agronomie in Novi Sad (Serbien) war er in den 70er-Jahren als Mitarbeiter eines 1500 ha Ackerbaubetriebes nördlich von Belgrad tätig. Dort bewirtschaftete er Tschernoseme - die weltweit wohl fruchtbarsten Böden der Steppen. Bei so grossen Betrieben standen neben agronomischen Fragen vorwiegend jene der Logistik und der Betriebswirtschaft im Vordergrund (Personal, Energieversorgung, Beschaffung von Saatgut und tauglichen Erntemaschinen).

Danach war er als Oberassistent für Landtechnik an der Hochschule von Osijek/Zagreb (Kroatien) tätig.

Eine Begegnung 1966 mit einer Schweizerin lenkte Mijos Weg in unser Land. 1969 trat er als Praktikant (!) in die Firma AGBA AG ein, welche von 1975 bis 1986 zur Elektrowatt-Gruppe gehörte. 1986 übernahmen Mijo Jozic, Franz Moos und Benno Richner die Firma und konzentrierten sich auf die Bereiche Melioration, landwirtschaftliche Betriebsberatung und Raumplanung. 1988 gründete Mijo zusätzlich eine eigene Firma, die AgroLab swiss GmbH. 1998 verliess er die AGBA. Dabei nahm er die Tochterfirma AGBA-Instrumente mit und wandelte sie zur Agro Terra GmbH um. Diese Firmenstruktur ermöglicht es, eine umfassende bodenkundliche Dienstleistung anzubieten. Alle Arbeiten, von der Feldaufnahme über die Probenahme und Analytik bis zum Schlussbericht können durch dasselbe Büro erledigt werden. Dieses Angebot brachte nicht nur eine deutliche Qualitätssteigerung, sondern bürgte immer auch für eine speditive Abwicklung der Projekte. Ich kann mich erinnern, wie wir an einem Tag zwischen 07.00 Uhr und 20.30 Uhr 13 Standorte beprobten und die Proben anderntags bereits für die Analytik vorbereitet wurden.

Mijo Jozic hat seine berufliche Tätigkeit stets der Agronomie, der Bodenkunde und dem Bodenschutz gewidmet. Er ist damit sicher einer der ersten Unternehmer in der Schweiz, welcher seine gesamte geschäftliche Tätigkeit erfolgreich auf dieses Segment konzentrierte.

Mijo Jozic ist seit dem Gründungsjahr 1975 Mitglied der BGS. Über 10 Jahre lang arbeitete er als gewissenhafter Rechnungsführer im Vorstand mit. Dort setzte er sich stets für Transparenz und Professionalität bei der Planung, Durchführung und Finanzierung der BGS-eigenen Projekte ein. Dies half zweifellos mit, die Qualität und die Zahl der Projekte der BGS zu steigern - die BGS wurde sowohl für Unternehmer als auch für potentielle Kunden attraktiver.

Wir wünschen Mijo einen erfolgreichen Ausstieg aus dem Berufsleben, damit er vermehrt Zeit in seiner geschätzten Schwarzwald-Region verbringen kann.

Matthias Achermann

Urs Vökt - Ehrenmitglied der BGS



*Nun, so höret die Geschichte,
die freudig ich berichte –
von dem Herrn, der zu Bern,
den Bodenschutz hat eingebracht,
über Nacht ...*

„Über Nacht“ stimmt natürlich nicht, aber es war eine wichtiger Entscheid für Urs Vökt, gegen Ende der 80er Jahre die Bodenschutzfachstelle des Kantons Bern zu übernehmen, um seiner Berufung, nämlich zum Boden Sorge zu tragen, nachleben zu können. Er ist einer der Kollegen, die den Boden noch immer in die Hände nehmen.

Noch als junger Landwirt war er vor allem von den Maschinen begeistert - ein Fundus an Wissen, der ihm später, als er sich schon längst dem Schutz des Bodens verschrieben hatte, immer wieder zu Gute kommen sollte.

Nachdem er in seiner Dissertation an der ETH den verwitterten Silikaten im REM geistig nachgestiegen war, arbeitete er im Rahmen der „Bodeneignungskarte 1:200'000“ als konzeptioneller Bodenkartierer und gewissenhafter Feldbodenkundler. Dort lernte er die Schweizer Böden kennen und konnte sein Flair für moderne Erhebungsmethoden ausleben.

In diese Zeit fällt auch die Gründung der BGS, der sich Urs von Anfang an eng verbunden fühlte und für die er sich stets mit Freude engagierte.

Von 1976 bis 1987 war er Lehrer an der Landwirtschaftlichen Schule Rütli in Zollikofen. Sein oft unkonventioneller Einsatz für den Boden lebt in den zahlreichen Anekdoten seiner Schüler weiter. So war es nur folgerichtig, dass er 1988 zum ersten Leiter der Bodenschutzfachstelle des

Kantons Bern gewählt wurde. Hier engagierte er sich sehr bald für den physikalischen Bodenschutz, und zwar auch im Feld, auf der Baustelle des Grauholztunnels, wo er die bodenkundliche Baubegleitung selber innehatte und - vermutlich als einer der Ersten in der Schweiz - zum Boden auf der Baustelle Sorge trug und dies den Bauleuten auch zu vermitteln verstand: Weil Urs merkte, dass sein Bodenschutz-Anliegen bei den Bau-Profis besser ankam, wenn er in Töff-Montur gekleidet auf seinem 900-er BMW auf der Baustelle erschien, so tat er dies eben, dem Boden (und sicher auch ein bisschen sich selber) zu Liebe. Und er hatte Erfolg damit!

Beim Bau der grosskalibrigen Gasleitungen der Transitgas AG war Urs Vöchts Engagement schon bald gefragt. Als einer der Pioniere des physikalischen Bodenschutzes in der Schweiz war er entscheidend an der Ausarbeitung der Bodenschutzrichtlinien beim Gasleitungsbau beteiligt, in einer Arbeitsgruppe gemeinsam mit den Gasleitungs-Profis. Die Bauingenieure wollten aber nicht Worte, sondern handfeste, messbare Werte in Tabellen oder Diagrammen. So entstand in wochenlanger Nachtarbeit das bekannte Befahrungsnomogramm, welches noch heute ein zentraler, einfacher und wirksamer Bestandteil des physikalischen Bodenschutzes auf Baustellen ist.

Mit „seiner“ Plattform Bodenschutz, einer Arbeitsgruppe der BGS, hat Urs entscheidend zur Verfeinerung und zur Verbreitung dieser Grundlagen beigetragen. Unter seiner geschickten Leitung traf sich eine gesunde Mischung aus Praktikern der kantonalen Bodenschutzfachstellen und des BUWAL, Forschern von Hochschulen und Forschungsanstalten, Bodenspezialisten und -spezialistinnen aus Privatbüros, um sowohl grundsätzliche als auch ganz praktische Fragen des physikalischen Bodenschutzes zu behandeln. Die Gruppe blieb auch nach seinem Rücktritt sehr aktiv. Ergebnisse sind unter anderem die BGS-Dokumente 9 „Physikalischer Bodenschutz“ und 13 „Definition und Erfassung von Bodenschadverdichtungen“.

Urs Vökt ist aber nicht nur ein begnadeter Bodenkundler, sondern auch ein musisch begabter humorvoller Mensch. Immer wieder durften wir erleben, wie er sich spontan ans Klavier setzte und in die Tasten griff oder wie er mit grosser Meisterschaft die kleineren und grösseren Macken der Bodenkunde-Koryphäen und Kollegen parodierte. Lieber Urs, wir danken Dir für das, was Du für den Boden und für uns alle getan hast und freuen uns auf weitere gemeinsame Stunden mit Dir!

Franz Borer

Bodenkundliche Ausbildung in der Schweiz – Bedürfnisse und Angebote; Zusammenfassung der Referate der BGS-Jahrestagung 2007 in Bern

Dagmar Hensel und Peter Germann

Abteilung Bodenkunde, Geographisches Institut, Universität Bern, CH-3012 Bern

1. Anforderungen an die Bodenkunde aus Sicht der kantonalen Bodenschutzfachstellen und der Privatbüros

Von einer guten bodenkundlichen Ausbildung wird sowohl vertieftes theoretisches Wissen in Bodenkunde als auch eine breite Basis in praktischer Feldbodenkunde verlangt. Ergänzend sollte auch ein Einblick in die typischen Berufsfelder eines Bodenkundlers in Verwaltung und privaten Büros vermittelt werden.

In diesen Kernanliegen an die bodenkundliche Ausbildung sind sich Bodenschutzfachstellen und private Unternehmungen einig. Sie wurden vertreten durch drei kantonale Bodenschutzfachstellen und sechs private Büros, welche in je einem Kurzreferat ihre Sicht darstellten.

Die kantonalen Bodenschutzfachstellen wurden vertreten durch:

- Barbara Gfeller Laban, Kanton Fribourg
- Wolfgang Sturny, Kanton Bern
- Thomas Wegelin, Kanton Zürich

Die privaten Büros wurden vertreten durch:

- Thomas Gasche, Basel
- Jiri Presler, BABU GmbH, Zürich
- Werner Rohr, Geotest AG, Zollikofen
- Matthias Stettler, Geotechnisches Institut AG, Bern
- Jan Sutter, Sieber Cassina + Partner AG, Bern
- Martin Zürrer, myx GmbH, Uster

Abweichende Ansichten wurden geäußert über die Bereiche der Bodenkunde, die eine Vertiefung oder eine Erweiterung der Ausbildung erfordern. Die Anliegen stehen in direkter Abhängigkeit zum individuellen Praxisalltag und zum persönlichen Werdegang und dem Erfahrungshintergrund der Diskussionsteilnehmer.

Nachfolgend werden die wichtigsten Punkte der Referate aufgegriffen:

- a) "Anforderungen an die Ausbildung Bodenkunde", inwiefern die Ansichten in den Kernanliegen übereinstimmen, wo nicht und wo Defizite gesehen werden.

b) "Perspektiven zur Optimierung der Ausbildung Bodenkunde": ausgehend von den aufgezeigten Defiziten folgt eine Auflistung der Verbesserungsvorschläge.

1.a) Anforderungen an die Ausbildung in Bodenkunde

Vertiefte pedologische Kenntnisse in Theorie und Praxis sind die wichtige Basis für die Arbeit in Verwaltung, privaten Büros und Unternehmen. Hier herrscht Übereinstimmung.

Im theoretischen Bereich werden Kenntnisse in Allgemeiner Bodenkunde, Bodenchemie, Bodenphysik, Bodenbiologie, Bodenschutz, aber auch aus bodenbezogenen Nachbardisziplinen als wichtig erachtet. Nur in einzelnen Referaten wurde erwähnt, was konkret unter den vertieften theoretischen pedologischen Kenntnissen verstanden wird. Dies zeigt, dass in diesem Bereich der Ausbildung kaum Defizite geortet werden. Eine Ausnahme bilden hier M. Stettler (Geotechnisches Institut AG) sowie J. Presler (BABU GmbH).

M. Stettler wünschte sich in verschiedenen Bereichen vermehrt theoretische Kenntnisse. Er ist der einzige Referent, welcher den praxisorientierten Werdegang vom Landwirt zum Ingenieur Agronom FH gegangen ist.

J. Presler hielt fest, dass die Ausbildung in Bodenkunde durch den Bereich der Ingenieurbodenkunde ergänzt werden sollte. Dies, um die zukünftigen Bodenkundlerinnen und Bodenkundler bereits während der Ausbildung zum lösungsorientierten Arbeiten heranzuführen; denn die praktische Bodenkunde sei eine Ingenieurwissenschaft. Im Weiteren betonte er, dass bis jetzt keine vertiefte Hochschulausbildung existiert, welche den Anforderungen der Praxis zu genügen vermöge. Die notwendige Vertiefung könne zurzeit nur über den Weg der Promotion erlangt werden.

Im praktischen Bereich soll eine Basis in Feldbodenkunde gelegt werden. Als primär wird dabei die Schulung der Fähigkeit zur Bodenansprache und Bodenbeurteilung angesehen, von der

Datenerhebung bis zur Interpretation. Wie wichtig es sei, diesen Bereich gezielt zu schulen, wurde praktisch in allen Referaten betont. Handle es sich doch um eine Grundkompetenz, welche, wie T. Gasche (Basel) es ausdrückte, die Grundlage aller pedologischen Fragestellungen bilde. Im Allgemeinen wird empfunden, dass dieser Teil in der Ausbildung in Bodenkunde zu kurz komme und die Absolventinnen und –absolventen am Ende ihrer Ausbildung über zu wenig bodenkundliches Anwenderkönnen verfügen. Wolfgang Sturny (Bodenschutz, Kanton Bern) scheint es gar, dass die Bodenbeurteilung und Bodenkartierung im Feld in der Ausbildung nahezu inexistent seien. **Einzig M. Stettler fühlt sich auf Grund seines Ausbildungsganges im praktischen Bereich gut gerüstet.**

Der Einblick in die typischen Berufsfelder in Verwaltung und privaten Büros wird als wichtige Ergänzung der bodenkundlichen Ausbildung erachtet. Gerade hier werden Chancen gesehen, wie sich die bodenkundliche Ausbildung vermehrt auf die zukünftige praktische Arbeit fokussieren könnte. Damit könnte auch dem während der Ausbildung geforderten Umsetzungsprozess "von der Theorie zur Praxis", wie es W. Rohr (GEOTEST Zollikofen) ausdrückte, besser Rechnung getragen werden.

Die in den Referaten konkret geäusserten Anliegen für diesen Bereich der Bodenkunde-Ausbildung sind ein Abbild des Praxisalltags. So unterschiedlich sich dieser gestaltet, so verschieden werden gerade hier die Bedürfnisse geortet. Schon alleine bei den drei Bodenschutzfachstellen sind die Wünsche an diesen Ausbildungsbereich nicht dieselben. Während in den Kantonen Fribourg und Bern verschiedene Themen rund um den Schutz des Bodens zur Bearbeitung anstehen, so dreht sich im Kanton Zürich die ganze Arbeit der Bodenschutzfachstelle eigentlich nur um die Thematik Bauwesen. Entsprechend wird gewünscht, dass ihr spezifisches Gebiet bereits in der Ausbildung die entsprechende Gewichtung erfährt. Ähnlich unterschiedlich sieht es aus der Perspektive der privaten Büros aus. Trotzdem lassen sich die Meinungen zu diesem Ausbildungsbereich vom Grundsatz her auf einen Nenner bringen.

Es wird gefordert, dass unter dem Aspekt der Praxisorientierung die zukünftigen Bodenkundlerinnen und Bodenkundler einen Einblick in die Arbeit in Verwaltung sowie privaten Büros und Unternehmungen erhalten. Sie sollen dabei an den Komplex der gängigen Vollzugsmassnahmen herangeführt werden. Dies beinhaltet das Kennenlernen der wichtigsten rechtlichen Grundlagen und deren Anwendbarkeit, sowie die ganzen administrativen und politischen Aspekte, welche damit verbunden sind. Dazu gehöre auch das Vorgehen bei UVPs, Bodenschutzkonzepten und bodenkundlichen Baubegleitungen.

Wichtig sei aber auch, in diesem Zusammenhang eine Brücke zu den benachbarten Berufsfeldern zu schlagen. So könne Verständnis für deren Probleme und Sichtweisen entwickelt werden. Und nicht dass, wie W. Sturny bei Studienabgängerinnen und –abgängern feststellen musste, diese nicht einmal in der Lage seien „die Sprache des Bauern“ zu verstehen.

Nicht zu vergessen sei nebst der fachbezogenen Ausbildung in Bodenkunde die Schulung der „soft skills“, wie zum Beispiel Verhandlungsgeschick, Organisationstalent und Teamfähigkeit. Dies wurde insbesondere seitens der Bodenschutzfachstellen betont. Denn schlussendlich sei, wie B. Gfeller Laban (Bodenschutz, Kanton Fribourg) ausführte, gerade bei der Durchführung der kantonalen Aufträge des Bodenschutzes die Koordination zwischen den beteiligten Partnern in Bezug auf den Bodenschutz, sowie die Gewichtung der unterschiedlichen Interessen ebenso wichtig, wie die fachlichen Kenntnisse.

1.b) Perspektiven zur Optimierung der Ausbildung in Bodenkunde

Trotz Unterschieden in den Ausbildungsgängen fiel das Urteil über Stärken und Schwächen durch die Bodenschutzfachstellen und privaten Büros und Unternehmen ähnlich aus. Im theoretischen Bereich werden kaum Defizite geortet, hingegen wird bemängelt, dass die „Praxisarbeit“ zu kurz komme. Die Fähigkeit zur Bodenbeurteilung im Feld werde zu wenig geschult, gezielte Praktika fehlten; die bodenbezogenen benachbarten Berufsfelder seien bei den Absolventen zuwenig bekannt.

Zur Optimierung der Ausbildung Bodenkunde wurde Folgendes vorgeschlagen:

- Den Anteil an praktischer Feldarbeit in der Ausbildung verstärken; auch wenn dies intensive Betreuungsverhältnisse erfordert.
- Praxisnahe Vertiefung des theoretischen Wissens (Beispiel: Baustellenbegehung)
- Die Förderung von mehr Praktikumsplätzen für Auszubildende in privaten Büros und kantonalen Fachstellen.
- Bodenkunde als Schwerpunktsthema innerhalb universitärer Lehrgänge (Geographie, Agronomie ...), oder im Universitätsverbund anbieten.
- Schaffung eines Nachdiplomstudienganges in Bodenkunde

2. Bodenkundliche Ausbildungsangebote der Fachhochschulen und Hochschulen in der Schweiz

Bodenkundliche Ausbildung wird in der Schweiz mindestens an den folgenden Fachhochschulen und Hochschulen angeboten:

- Universität Basel, Institut für Umweltgeowissenschaften
- Universität Bern, Geographisches Institut
- Haute école spécialisée de suisse occidentale: Ecole d'ingénieurs de Changins, Ecole d'ingénieurs de Lullier
- EPF Lausanne, Institut d'aménagement des terres et des eaux IATE
- Université de Neuchâtel
- Hochschule Wädenswil
- Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft, Zollikofen (SHL)
- ETH Zürich
- Universität Zürich, Geographisches Institut

Charakteristisch ist, dass Bodenkunde überall als ein integrierter Bestandteil eines Ausbildungsganges gelehrt und nirgends als eigenständiges Fachstudium angeboten wird. So ist sie Teil der Studienrichtungen Agronomie, Biologie, Forstwirtschaft, Geographie, Umweltingenieur- und Umweltnaturwissenschaften. Daher stammt auch die Vielseitigkeit in den Studienrichtungen und Ausbildungsprofilen.

Generell basieren die Lehrangebote in allgemeiner Bodenkunde auf gemeinsamen naturwissenschaftlichen Grundlagen. Da jedoch Bodenkunde als Spezialgebiet innerhalb der jeweiligen Institutionen unterrichtet wird, ist sie entsprechend vernetzt. Auch die Exkursionen, Feldkurse und Laborpraktika sind fachlich ausgerichtet. Die Ausrichtung nach den Bedürfnissen der übergeordneten Institution nimmt mit zunehmender Vertiefung zu und die Abgrenzung zu nicht-bodenkundlichen Lehrinhalten ist oft schwierig. Einerseits wird durch diese Verknüpfung ein Vergleich der Lehrangebote unter den Institutionen erschwert. Andererseits bieten die Verknüpfungen mit den übergeordneten Institutionen ein Potenzial zur breiten und dynamischen Bereitstellung bodenkundlichen Wissens, das mit Hilfe der BGS besser genutzt werden könnte.

3. Mögliche Rolle der BGS

Die BGS repräsentiert die bodenkundlichen Interessen der Praxis, der Verwaltungen und der Hochschulen. Daher sollte sie den Fluss des bodenkundlichen Wissens aus der Forschung in die Bildung und in die Anwendung und die entsprechenden Rückflüsse koordinieren.

Vorgeschlagene Massnahmen:

- Die BGS definiert das Fähigkeitsprofil von Studienabgängerinnen und -abgängern im Dialog zwischen Hochschulen und Praxis.
- Die BGS stimmt periodisch die Studiengänge mit potenziellen Arbeitgebern ab. Sie bietet eine Plattform an für die nötigen formellen Kontakte und wirkt auf Verbindlichkeiten hin.
- Die BGS fördert die Schaffung von Praktikumsplätzen. Dazu führt sie eine Liste von Anbietern.
- Die BGS fördert die Fortbildung indem sie
 - a) eine Übersicht über die Ausbildungsschwerpunkte der Lehrangebote erstellt,
 - b) zusammen mit den Bildungsinstituten ein praxisbezogenes Fortbildungsangebot bereitstellt.

Pflanzenentwicklung, Stickstoffdynamik und Nitrat- auswaschung gepflügter und direktgesäter Parzellen

Thomas Anken¹, Walter Richner¹, Peter Weisskopf¹ und Peter Stamp²

¹Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, CH-8356 Ettenhausen

²Eidgenössische Technische Hochschule Zürich (ETH), CH-8092 Zürich

Zusammenfassung

Wie beeinflussen die beiden Bestellverfahren "Pflug" (PF) und "Direktsaat" (DS) die Stickstoffdynamik des Bodens und die Nitrat- auswaschung? Ein mehrjähriger Feldversuch in Tänikon (Schweiz) hatte das Ziel, diese Fragen praxisnah zu untersuchen. Der Boden bestand aus einer tiefgründigen Parabraunerde mit 22 % Ton, 34 % Schluff und 1,6 % organischem Kohlenstoff. Zur Erfassung der Sickerwassermengen und der Mengen ausgewaschenen Nitratstickstoffs wurden in den Verfahren PF und DS monolithische Lysimeter mit einer Oberfläche von 1 m² und einer Tiefe von 1,5 m erstellt.

Nach dem ersten Maisanbaujahr 1999 wurden unter dem Winterweizen bei DS 70 kg NO₃-N/ha ausgewaschen. Bei PF betrug dieser Wert 40 kg NO₃-N/ha. In den folgenden Jahren kam es bei beiden Verfahren zu vergleichbaren Nitrat- auswaschungen von 20-50 kg NO₃-N/ha.

Die Gehalte an mineralischem Stickstoff im Boden, erhoben über N_{min}-Proben und der Nitratgehalt im Bodenwasser entnommen mittels Saugkerzen, zeigten bei beiden Verfahren ein ähnliches Muster im Jahresverlauf. Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der Lysimeter waren nicht mit denjenigen des Bodenwassers (Saugkerzen) korreliert.

Im vorliegenden Versuch wirkten sich die beiden Bestellsysteme mit Ausnahme des ersten Versuchsjahres nicht unterschiedlich auf die Stickstoffmineralisierung des Bodens und die Nitrat- auswaschung ins Grundwasser aus.

Abstract

Plant development, nitrogen dynamics and nitrate leaching of ploughed and untilled plots

In how far do "mouldboard ploughing" (PF) and "no-tillage" (DS) cultivation techniques influence nitrogen mineralisation of the soil, and nitrate leaching? This issue has been investigated in a field trial in Tänikon (Switzerland) for several years. The soil was a Luvisol containing 22 % clay, 34 % silt and 1,6 % organic carbon. Monolithical lysimeters with a 1 m²-surface and a depth of 1.5 m were installed to record the amounts of percolating water and leached nitrate-nitrogen.

After the first year of maize cultivation (1999), 70 kg NO₃-N/ha were leached beneath winter wheat with DS, 40 kg NO₃-N/ha with PF. In the following years, 20-50 kg NO₃-N/ha were leached in each of the tillage regimes.

In both tillage systems soil nitrate concentrations recorded at different depths using soil samples (N_{min}) and suction cups showed a similar pattern in the course of the year. The nitrate concentrations of the percolation water of the lysimeters were not correlated to those of the soil water (suction cups).

With exception of the first year of the field trial, PF and DS affected soil nitrogen mineralisation and nitrate leaching to ground water in much the same way.

Keywords: mouldboard plough, no-tillage, nitrate, leaching

1. Einleitung

Die Trinkwasserversorgungen von zirka 350 Gemeinden in der Schweiz weisen zu hohe Nitratgehalte auf (BLW 2002). Lässt sich die Nitrat- auswaschung ausser durch Ändern der Fruchtfolgen, Erhöhen des Anteils an Begrünungen und Reduzieren der Stickstoffdüngung auch durch den Verzicht auf die Bodenbearbeitung (Direktsaat) vermindern? In der Literatur ist der Zusammenhang zwischen der Bodenbearbeitung und der Nitrat- auswaschung umstritten. Verschiedene Arbeiten wiesen bei Direktsaat im Vergleich zu gepflügten oder bearbeiteten Parzellen geringere Mengen an ausgewaschenem Nitrat nach. Im

Gegensatz dazu zeigten vornehmlich Versuche, die mittels Lysimetern oder Drainagesystemen durchgeführt wurden, keine Unterschiede zwischen den Bestellverfahren (Anken et al. 2003). Die Resultate des vorliegenden Feldversuches sollen den Einfluss von Pflug- und Direktsaat- systemen auf die Stickstoffdynamik im Boden, die Nitrat- auswaschung und die Pflanzenentwicklung unter schweizerischen Standortbedingungen mit einer typischen, vielgliedrigen Fruchtfolge aufzeigen. Dieser Artikel gibt die wichtigsten Resultate wieder, die im Tänikon- er Feldversuch von Agroscope ART zusammen mit der ETH ermittelt wurden.

2. Material und Methoden

Standort, Verfahren und Erhebungen

Der Vergleich der beiden Bestellverfahren "Pflug" (PF) und "Direktsaat" (DS) erfolgte in einem Feldversuch mit 3 Blöcken. Das Verfahren PF wurde jährlich mit einem Zweischarpflug 25 cm tief bearbeitet. Die Saatbettbereitung erfolgte mit einer Kreiselegge. Die Parzellen des Verfahrens DS wurden während der ganzen Versuchsdauer nie bearbeitet. Die Fruchtfolge war Mais - Winterweizen - Mais - Winterweizen - Wintergerste - Kunstwiese. Zwei Jahre vor Versuchsbeginn bedeckte eine Kunstwiese die Versuchspartellen, welche ohne Bodenbearbeitung ins Verfahren DS übergeführt wurden.

Bei PF und DS wurden je drei Feldlysimeter nach dem Vorbild von Murer (1995) eingebaut. Deren Fläche betrug 1 m² und deren Tiefe 1.5 m. Sie bestanden aus einem Zylinder, geformt aus 2 mm dickem Chromstahlblech. Sämtliche Bodenbearbeitungs-, und Pflegearbeiten erfolgten auch auf den Lysimetern mit praxisüblichen, landwirtschaftlichen Maschinen. Vor der Maschinenüberfahrt wurde der oberste Lysimeterring gezogen und danach wieder eingebaut. Bei PF betrug die Ringhöhe 30 cm, bei DS 10 cm. Der mineralische Stickstoffgehalt des Bodens wurde mittels Bodenproben von 0-90 cm Tiefe (5 Wiederholungen pro Parzelle ausserhalb der Lysimeter) analysiert, das Bodenwasser wurde mit Saugkerzen (3 Wiederholungen pro Parzelle) gewonnen. Details siehe Anken (2003).

3. Resultate und Diskussion

Pflanzenbauliche Erträge

1999 erzielten die Parzellen von DS über 50 % weniger Kornertrag als diejenigen von PF (Tab. 1). Dieser grosse Minderertrag stellte eine Ausnahme dar. Während der anderen vier Jahre wies DS zirka 7 % weniger Kornertrag auf als PF. Die Stickstoffentzüge der Pflanzentrockenmasse der beiden Bestellverfahren unterschieden sich statistisch gesehen nur 1999.

Mit Ausnahme von 1999 decken sich die leicht tieferen Kornerträge von DS im Vergleich zu PF mit den ortsüblichen Erfahrungen. Beim Stickstoffentzug des gesamten Sprosses waren die Unterschiede weniger ausgeprägt. DS erzielte sogar während zweier Jahre einen leicht höheren Stickstoffentzug als PF. Dies zeigt auf, dass vermutlich nicht die Stickstoffversorgung der Pflanzen den Minderertrag bewirkte.

Tab. 1: Kornerträge und Stickstoffentzüge des Sprosses. In der Spalte "stat" bezeichnet * signifikante Unterschiede für $p < 0.05$, bei nicht signifikanten Unterschieden ist der p -Wert der Varianzanalyse angegeben.

Jahr	Kultur	Kornertrag [Mg/ha]		stat	Stickstoffentzug Spross [kg N/ha]		stat
		PF	DS		PF	DS	
1999	Silomais	11.34	5.49	*	177.9	99.1	*
2000	Winterweizen	7.93	7.38	*	167.3	166.8	0.94
2001	Silomais	10.41	9.51	*	176.9	189.1	0.63
2002	Winterweizen	5.47	5.21	0.17	185.6	164.0	0.13
2003	Wintergerste	4.99	4.67	0.58	143.1	151.8	0.66

Die schlechte Jugendentwicklung der Pflanzen von DS im Jahr 1999 war der wichtigste Grund für den hohen Ertragsausfall. Die Jungpflanzen von DS erzielten im Vergleich zu PF im 3- und 6-Blattstadium lediglich 10 respektive 13 % der Sprossbiomasse von PF. Mit zunehmendem Alter glich sich dieser Unterschied etwas aus. Messungen zeigten, dass sich die schlechte Jugendentwicklung, weder durch tiefere Bodentemperaturen, noch durch Nährstoff- oder Wassermangel erklären liess (Anken 2003). Es ist anzunehmen, dass die starken Niederschläge vom Mai-Juni 1999 (über 400 mm regelmässig verteilter Niederschlag) in Verbindung mit stark angepressten Saatrillen und einer kompakten Bodenstruktur einen sehr tiefen Sauerstoffgehalt der Bodenluft bewirkten. Messungen im Folgejahr zeigten, dass auf dem vorliegenden Standort der Sauerstoffgehalt der Bodenluft bei hoher Bodenfeuchte bei DS im Oberboden (10 cm Tiefe), im Gegensatz zu PF, tiefe, wachstumshemmende Werte aufwies (Weisskopf et al. 2003). Das tiefe Grobporenvolumen von 6 % in 10 cm Tiefe stützte diesen Sachverhalt. Topp und Reynolds (1998) wiesen bei direktgesäten im Vergleich zu gepflügten Parzellen ebenfalls tiefere Sauerstoffgehalte der Bodenluft nach. In der Literatur ist der Einfluss des Sauerstoffgehaltes in der Bodenluft bis anhin erst rudimentär untersucht.

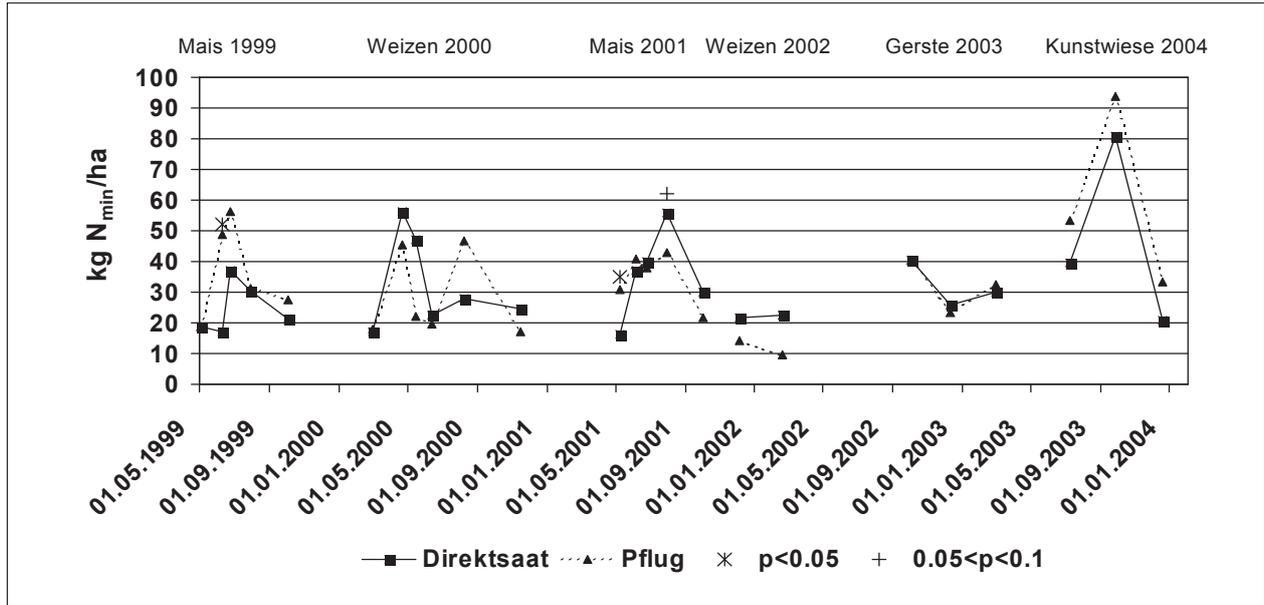


Abb. 1: Mineralischer Stickstoffgehalt des Bodens (N_{min}) der beiden Bestellverfahren Direktsaat und Pflug von 1999-2004.

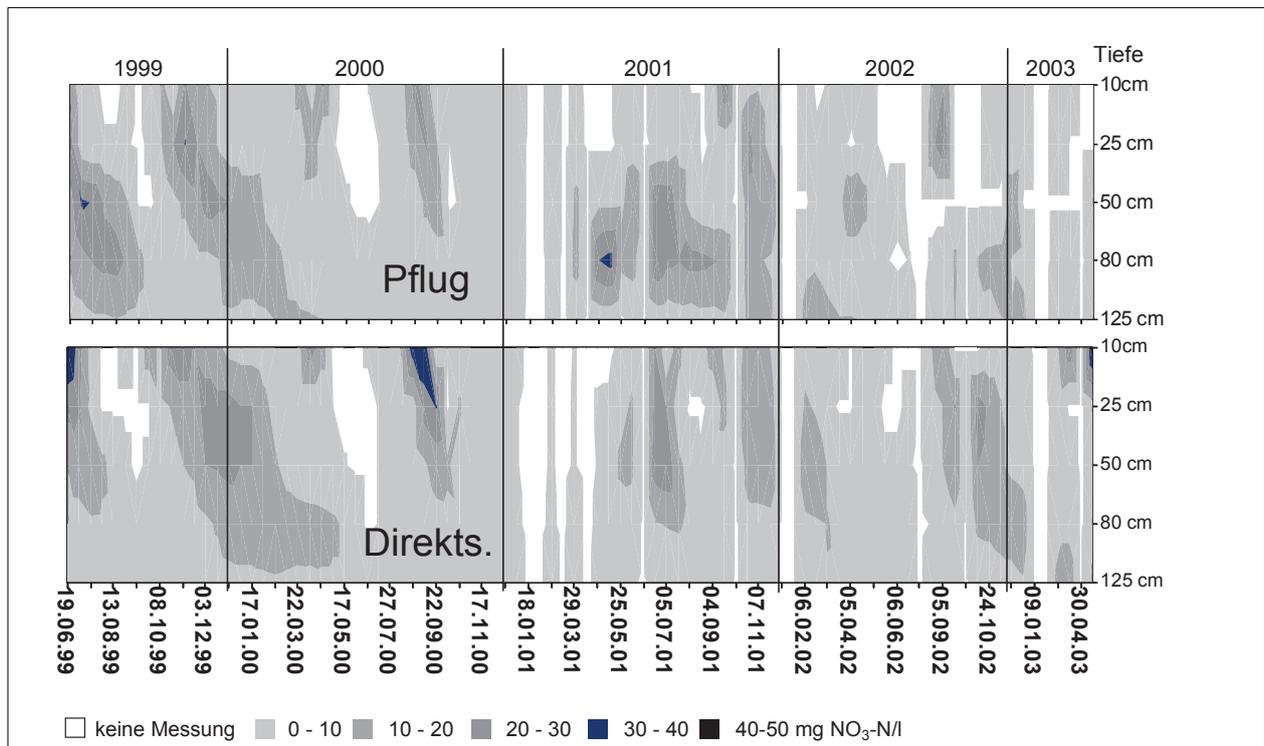


Abb. 2: Nitratkonzentrationen der Verfahren Pflug und Direktsaat im Bodenwasser erhoben mittels Sauggeräten in Block 2.

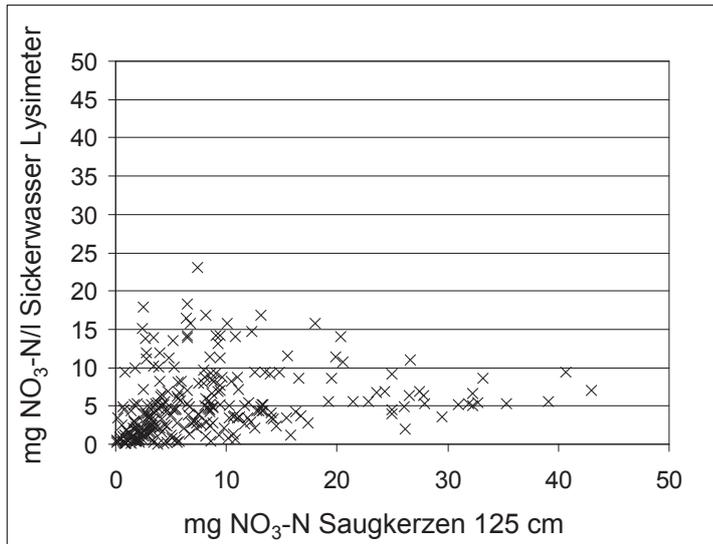


Abb. 3: Beziehung der Nitrat-N-Konzentrationen des Sickerwassers der Lysimeter und des Bodenwassers der Saugkerzen, die innerhalb der Lysimeter in 125 cm Tiefe installiert waren.

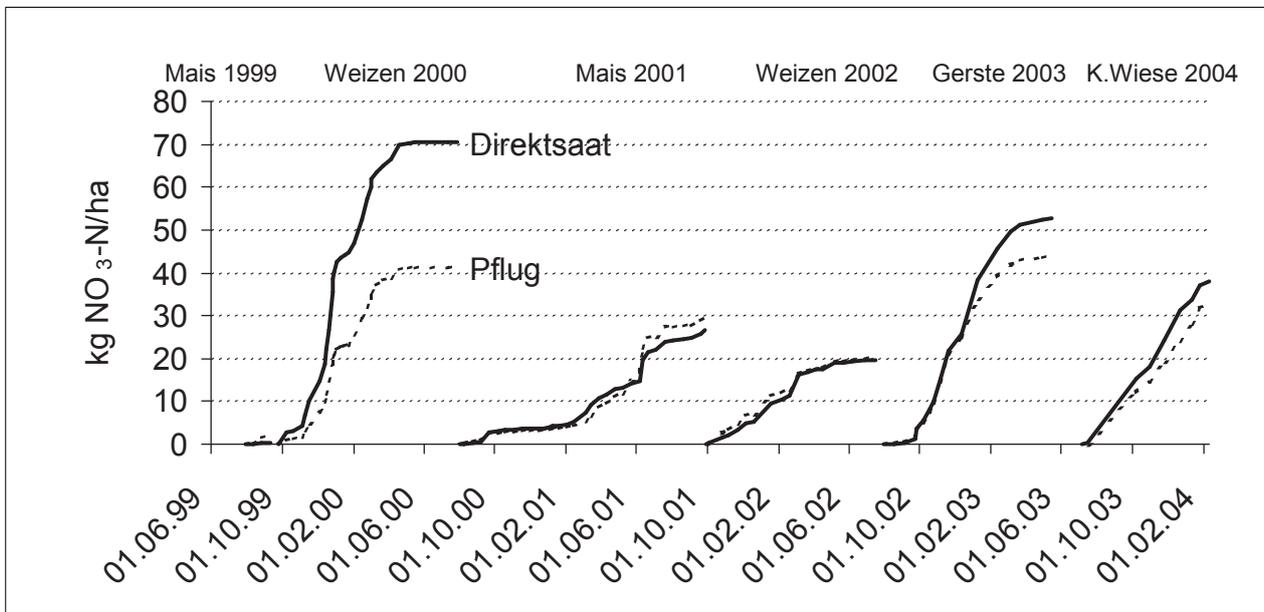


Abb. 4: Kulturspezifisch aufsummierte Nitrat-Auwaschung [kg NO₃-N/ha] der beiden Bestellverfahren Direktsaat und Pflug, erhoben mittels Feldlysimetern.

Gehalte an mineralischem Stickstoff im Boden und im Bodenwasser

Der mineralische Stickstoffgehalt des Bodens (Abb. 1) wies bei beiden Bestellverfahren einen ähnlichen Verlauf auf. Statistisch gesehen unterschieden sich die beiden Verfahren nur zu drei Zeitpunkten. Unterschiede traten in den Jahren 1999 und 2001 in der Jugendphase des Mais auf, wo einerseits PF höhere Gehalte als DS aufwies, andererseits trat 2001 zur Blüte der umgekehrte Fall ein. Mit Gehalten von 10-90 kg mineralischem Stickstoff pro Hektare wurden für schweizerische Verhältnisse relativ bescheidene Werte bestimmt.

Die häufig zitierte Aussage, dass die Mineralisierung bei DS im Vergleich zu PF im Frühjahr träger verlaufe (Köller und Linke 1997) konnte nur ansatzweise nachvollzogen werden. Die Unterschiede überstiegen nie 30 kg N_{min}, was als geringer Unterschied einzustufen ist.

Der Gehalt an mineralischem Stickstoff im Bodenwasser, erhoben mittels Saugkerzen (Abb. 2), zeigte ein ähnliches Bild wie der N_{min}-Gehalt des Bodens. Die beiden Verfahren wiesen bezüglich der Dynamik des Stickstoffgehaltes nur kleine Unterschiede auf. Zihlmann et al. (2002) kamen in anderen schweizerischen Erhebungen zum selben Schluss

Die NO₃-N-Konzentration im Sickerwasser der Lysimeter und der in den Lysimetern installierten Saugkerzen in 125 cm Tiefe wiesen keine enge

Korrelation auf (Abb. 3). Die Datenreihen liessen auch keine systematische zeitliche Verschiebung erkennen, wie sich dies auf Grund der unterschiedlichen Erhebungstiefen vermuten liesse. Es schien, dass diese Unterschiede vor allem auf die unterschiedliche Erhebungsmethodik zurückzuführen waren. Saugkerzen und Lysimeter ermitteln unterschiedliche Aspekte des mineralischen Stickstoffs im Boden. Saugkerzen saugen zeitlich und örtlich punktuell Bodenwasser aus Grobporen ab. Beim angesetzten Unterdruck von 20 hPa beziehen sie das Wasser der Mittel- und Feinporen nicht mit ein. Im Gegensatz dazu stellt die Konzentration des Nitrats im Sickerwasser die zeitliche und räumliche Integration aller Prozesse dar, erfasst aber nur den Nitratgehalt des mittels der Gravitationskraft versickernden Wassers.

Nitratauswaschung und Sickerwassermenge

Die beiden Bestellverfahren DS und PF wiesen bezüglich der gemessenen Sickerwassermengen keine Unterschiede auf. Während der gesamten Versuchsperiode wurde neben dem Nitrat- auch der Ammoniumstickstoffgehalt im Sickerwasser bestimmt. Da durchwegs vernachlässigbare Konzentrationen an Ammoniumstickstoff auftraten, wird hier nicht näher darauf eingegangen. Der Nitratgehalt des Sickerwassers wirkte also bestimmend auf die Menge an ausgewaschenem Nitrat (Abb. 4). Zwischen den beiden Verfahren ergaben sich im Jahr 2000 unter Winterweizen sowie 2003 unter Kunstwiese signifikante Unterschiede, als DS eine höhere Auswaschung als PF aufwies. Ansonsten wiesen die beiden Bestellverfahren sehr ähnliche Verläufe der Nitratauswaschung auf.

Mit 70 kg Stickstoff pro Hektare floss unter dem Winterweizen 1999/2000 am meisten Nitrat aus den Lysimetern. Während der beiden folgenden Kulturen fand mit 20-30 kg Nitratstickstoff nur eine mässige Verlagerung statt.

Von der total ausgewaschenen Menge Nitratstickstoff wurden fast 80 % während des Winterhalbjahrs (Okt. - März) ausgewaschen. Die Bodenbearbeitung schien dabei die Nitratauswaschung nur schwach zu beeinflussen.

Bezüglich der Menge ausgewaschenen Nitrates unterschieden sich die beiden Bestellverfahren PF und DS auf dem vorliegenden Standort nicht systematisch.

4. Schlussfolgerungen

Der grosse Minderertrag des Silomais im Jahr 1999 von DS im Vergleich zu PF ist als Ausnahme zu betrachten. Bodenphysikalische Gegebenheiten (tiefes Grobporenvolumen, tiefe Luftdurchlässigkeit, stark rückverfestigte Saatrille) in Kombination mit intensiven Niederschlägen führten

vermutlich zu anaeroben Bedingungen im Boden, was bei DS starke Wachstumseinschränkungen bewirkte.

Die Unterschiede der N_{\min} -Werte des Bodens und der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der beiden Bestellverfahren waren während der ganzen Versuchsperiode gering. Ausser einzelner Unterschiede bei Versuchsbeginn im Frühjahr 1999, im Herbst 1999 und im Frühjahr 2001 wiesen die beiden Verfahren keine systematischen Unterschiede auf.

Die Lysimetermessungen belegten, dass auf dem vorliegenden Standort DS im Vergleich zu PF keine geringere Nitratauswaschung bewirkte.

5. Literatur

Anken T., 2003. Pflanzenentwicklung, Stickstoffdynamik und Nitratauswaschung gepflügter und direktgesäter Parzellen. Eidgenössische Technische Hochschule ETH Zürich, Diss. Nr. 15393. 115 S.

Anken T.; Walther U.; Richner W.; Weisskopf P.; Nievergelt J.; Stamp P.; Schmid O. and Mäder P., 2003. Nitrogen dynamics, nitrate leaching and plant development using mouldboard ploughing and no-tillage cultivation techniques. Proceedings of the 16th ISTRO conference, 13.-18. July, Brisbane, Australia.

BLW, 2002. Nitrat gehört nicht ins Wasser. Pressemitteilung des Bundesamtes für Landwirtschaft. 27. Mai. 1 S.

Köller K. und Linke C., 1997. Direktsaat. Merkblatt DLG. 301, 16 S.

Murer E., 1995. Wassergüteeerfassungssysteme in der ungesättigten Bodenzone - Ergebnisbericht aus dem Grundwassersanierungs-Pilotprojekt "Obere Pettenbachrinne", OÖ, In: "Gewässerverträgliche Landwirtschaft", Oesterreichisches Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 160-173.

Topp G.C. and Reynolds W.D., 1998. Time domain reflectometry: a seminal technique for measuring mass and energy in soil. soil and tillage research 47 (1-2), 125-132.

Weisskopf P.; Oberholzer H.J.; Rek J. and Anken T., 2003. Dynamics of soil structure during vegetation periods depending on soil tillage and drilling system. Proceedings of the 16th ISTRO conference, 13.-18. July, Brisbane, Australia, 1360-1366.

Zihlmann U.; Weisskopf P.; Bohren C. und Dubois D., 2002. Stickstoffdynamik im Boden beim Maisanbau. Agrarforschung. 9 (9), 392-397.

Rivulet approach to infiltration in sand boxes assessed with Neutron-Radiography

Ingrid Hincapié und Peter Germann

Abteilung Bodenkunde, Geographisches Institut, Universität Bern, CH-3012 Bern

Summary

The domain of preferential infiltration (rivulet flow) is squeezed between the two classical domains of flow in porous media i.e. Darcy's law and the domain of the Richards' equation. Rivulets are tiny water streaks, that are gravity driven and are considered the basic units of preferential infiltration. Rivulet approach assumes that flow is continuous.

We monitored the infiltration-drainage process in sand boxes with Neutron-Radiography (NR). Soil moisture variations during and after infiltration, velocity of wetting fronts, contact length and film thickness are reported. Questions whether wetting front velocities in the sand boxes and the geometry of flow characterize preferential flow will be discussed.

Keywords: rivulet flow, preferential infiltration, Neutron-Radiography

Zusammenfassung: Abschätzung der Infiltration in Sandkästen mit Hilfe von Neutronenradiographie und dem Rivulet-Ansatz

Der Bereich der präferenziellen Infiltration (Rivulet-Fluss) wird zwischen die zwei klassischen Bereiche des Flusses in den porösen Medien d.h. Darcys Gesetz und Richards Gleichung eingerückt. Rivulets sind kleine Wasserfäden, sie bewegen sich mit der Schwerkraft und bilden die Grundlage der präferenziellen Infiltration. Wir benutzten Neutronenradiographie (NR) um den Infiltrations-Drainage Prozess in Sandkästen zu messen. Fragen, ob die Feuchtfrotgeschwindigkeiten und die Geometrie des Flusses den präferenziellen Fluss kennzeichnen, werden besprochen.

Stichworte: Rivulet, präferenzielle Infiltration, Neutronenradiographie

1. Introduction

The water flow in soil is often irregular and exhibits markedly non-uniform patterns. Preferential flow paths have been observed and studied in the last twenty years, KUNG et al. (1990), JARVIS (1994) and GERMANN and DI PIETRO (1996). Such non-uniform flow processes are not properly described by the two classical domains of flow in porous media (i.e. Darcy's law, and Richards' equation), where water flow in unsaturated soils is basically described by the Richards' equation and Darcy's law applies to water-saturated soils.

The equation postulated by RICHARDS (1931) describes the movement of water through the macroscopically uniform porous medium. Any change of soil moisture (θ) is thought to immediately equilibrate with its potential (h), and vice versa, (SPOSITO, 1986).

On the other hand, DARCY'S law (1856) implies a linear relationship between the hydraulic gradient and the volume flux density in water saturated soils (i.e., $\theta_{sat} = \epsilon$, where θ is volumetric soil moisture and ϵ is porosity). Richards'

equation is assumed to apply to flow in soils whenever $\theta < \theta_{sat}$.

Therefore, the investigation of non-equilibrium flow under transient conditions calls for alternative approaches. For instance, KUNG et al. (2005) characterized preferential flow using transient transport of dye in a steady stream of water during drainage. DI PIETRO et al. (2003) combined Kinematic wave theory with diffusion to accommodate drainage from preferential flow. GERMANN and ZIMMERMANN (2005) applied the velocities of wetting fronts to derive geometric parameters of assumed water films. Observed velocities of wetting fronts are often higher than the velocities expected from flows that are driven by the gradients of gravity and capillarity (GERMANN and HENSEL, 2006). CARMINATI et al. (2006), LEHMANN et al. (2006) investigated infiltration and flow process using neutron-radiography and neutron-tomography.

Also, GERMANN et al. (2007) used the Rivulet approach, which is based on the hypothesis that flow shows continuous features. We propose that

the domain of rivulet flow is squeezed between the two classical domains of flow in porous media (i.e. Darcy's law, where all the pores are filled with water, and Richards' equation, where the diffusion of capillary potential increasingly dominates flow as soil moisture decreases). Rivulets are tiny water streaks, which are gravity driven and are considered the basic units of preferential infiltration, and their superposition allows to simulate moisture waves.

Flowing rivulets can be superimposed under the two conditions of (i) gravity being the only flow-driving force and (ii) gravity being immediately balanced by viscosity. In order to simulate a moisture wave, the superposition of rivulets takes in account the following facts: The drainage front is related to the arrival of the wetting front, the amplitude of the wave (given by the difference between maximum and final water contents), will provide the hydraulic parameters necessary to describe the infiltration process. Also, the velocities of the wetting front are related to the film thickness of the rivulet. It is expected that the thicker the rivulet the faster it advances while the thinner rivulets are slower. Thus, the rivulet approach to flow provides for a framework for dealing with fast flow that is usually associated with preferential flow.

Rivulet approach was applied to simulate flow process. We used Neutron-Radiography (NR) as a tool to monitor the infiltration-drainage process in sand boxes and to study the behavior of wetting fronts obtained from the radiographies of sand samples, in terms of continuity, discontinuity, saturation, water content, velocity, contact length and film thickness, which offer further possibilities for investigating features of flow in different sand grain.

2. Media and Method

Sand

The sand used for this experiment was taken from Reiden, Canton Luzern (Switzerland). We used three sand grain sizes for the experiment, which were classified as fine (smaller than 0.2 mm), medium (between 0.2 and 0.5 mm) and coarse (between 0.5 and 1 mm). The sand was packed in aluminum sample holders (40x20x0.5 and 1.0 cm), the volume of sand was 400 cm³ and 800 cm³.

Instrumentation and Sensitivity

Neutron-Radiography (NR) is a non-destructive technique which is highly sensitive to small amounts of hydrous materials (PLEINERT and LEHMANN, 1997), for instance water is

considerably visible regarding to other soil components. A NR system consists of a nearly parallel neutron beam and a detector system. The investigated sample is placed in the beam and the detector measures the transmitted neutrons (HASSANEIN, 2006). Neutrons can be absorbed or scattered, or they can pass undisturbed through the sample.

The intensity of the neutron flux behind the sample is detected by a scintillator plate, which carries the information about the mass and thickness of the neutron-attenuating components, like water (CARMINATI, 2007). A scintillator screen in combination with a CCD camera is the most efficient digital detector for NR.

Despite of the high sensitivity of the method (quantification of mass and thickness of the sample components), several disturbing effects must be taking into account, i.e. Neutron scattering, polyenergetic neutron beam, background scattering and energy dependent cross-section of the detectors. Those effects were corrected according to HASSANEIN (2006).

The open beam value of all the images was 60'000 (i.e. the intensity of the beam without attenuation). Equation 1 shows the transmission value of the pixels.

$$T = 60.000 \exp(-\Sigma_c \cdot tc - \Sigma_s \cdot t \cdot \Theta_s - \Sigma \cdot t \cdot \Theta_w) \quad (\text{eq.1})$$

where,

- $\Sigma_{c, w, s}$ = attenuation coefficients of container, water and sand, respectively
- t_c = thickness of the container walls
- t = thickness of the container
- Θ_s = volumetric content of sand
- Θ_w = volumetric content of water

The pixel values contain the water content obtained by the above equation, scaled by a factor of 100'000 (i.e. a pixel value 50'000 corresponds to the water content 50%).

Experiments

The experiments were performed at the thermal neutron radiography and tomography facility, NEUTRA, Paul Scherrer Institute (PSI, Villigen Switzerland). Irrigation experiments and series of radiograms were carried out in air dried samples and in samples which were equilibrated with water (H₂O) and heavy water (D₂O, deuterium) prior the runs. Table 1 depicts the details of the experiments. The samples were weighed before and after equilibration, and after sprinkling.

Table 1. Classification of experiments

Block No.	Sand grain size mm			Type of fluid	Dry	Drainage	Sample holder dimensions cm
	Sample No.						
	1	2	3				
1.	0.2	0.5	1.0	H ₂ O	-	Yes	40x20x0.5
2.	0.2	0.5	1.0	D ₂ O	-	Yes	40x20x0.5
5.		0.5		-	Air	Yes	40x20x1.0
6.		0.5		-	Air	No	40x20x1.0

The experimental set up at NEUTRA consisted of the sample holders packed with sand, a stainless steel sprinkler (40 holes, $\varnothing=0.2$ mm), a pump that supplied water to the reservoir, and a balance to get the drainage flow. Every sample was sprinkled at least two times. The infiltration rate was $> 40 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ and the duration time of sprinkling was between 900 and 3600 s.

An average of 300 radiograms was taken within an interval of 20 min. The set of radiograms shows the infiltration-drainage process through the samples of sand.

3. Results and data interpretation

Qualitative analysis

According to the qualitative analysis, the wetting fronts move downwards following the paths from sand packing, the movement is continuous and it shows a concave shape for fine sand; medium sand shows the same type of shape but the front breaks (reminding funnel flow) and in coarse sand the front moves as fingers. Figure 1.

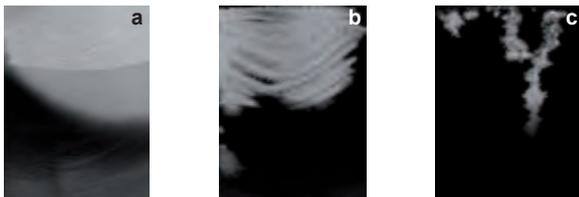


Figure 1. Wetting front visualization. a. Fine sand (Block 1), b. Medium sand (Block 2), c. Coarse sand (Block 1). Light region of the radiograms represent wetness and dark regions dryness.

Block 1 and 2

The radiograms show a well established boundary (Figure 1.a.), because the samples of Block 1 and 2 were equilibrated with H₂O and D₂O respectively prior the irrigation.

These boundaries did not change during infiltration and drainage. The initial amount of liquid in fine sand was around 90 cm^3 , for medium 50 cm^3 and 20 cm^3 for coarse sand. The qualitative analysis did not distinguish any difference between H₂O and D₂O.

The drainage front followed markedly the sand packing paths and the concave shape was also shown (figure 2. a. and b.). For coarse sand, the drainage front also imitated the finger form; there were areas where moisture, θ , did not increase.

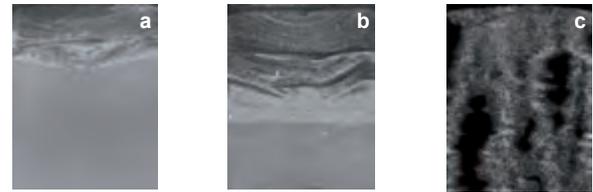


Figure 2. Drainage front visualization. a. Fine sand (Block 1), b. Medium sand (Block 2), c. Coarse sand (Block 1). Light region of the radiograms represent wetness and dark regions dryness.

The amount of liquid remained in the samples after infiltration-drainage process fluctuated between 33 and 43 cm^3 for Block 1 and 23 to 40 cm^3 for Block 2, in this case there is a mixture of H₂O and D₂O. We did not separate the type of waters, however, we assume that D₂O was flushed with the sprinkling water.

Block 5 and 6

For these two blocks we used only medium sand and the sample holder was 1.0 cm thick (sand volume was 800 cm^3). The wetting fronts showed the same concave and “funnel” behavior. (Figure 3. a.). The drainage front followed the same paths, Figure 5. b.

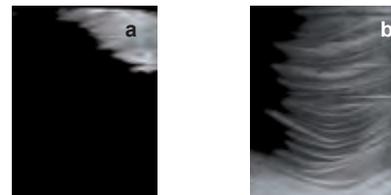


Figure 3. Front visualization, Block 5. a. Wetting front and b. Drainage front. Light region of the radiograms represent wetness and dark regions dryness.

The water remained in Block 5 after drainage was 120 cm^3 of water. In Block 6 we did not allow drainage, then the amount of water remained after the sprinkling and saturation was 217 cm^3 .

Quantitative analysis

The radiograms were corrected according to Eq. (1) (HASSANEIN, 2006). With this information the corrected transmission images represented the water content, θ , from every image in time and space. The velocities of wetting fronts and the geometry of flow, contact lengths and the film thickness, resulted from the application of Rivulet approach to the data.

Velocity of wetting fronts

Figure 4 shows the average wetting front velocities, C_w , and rate of change, $\Delta\theta/\Delta t$. For the same infiltration rate, qS ; the fine sand shows the lowest velocity, followed by the medium sand and the highest velocity is in the coarse sand.

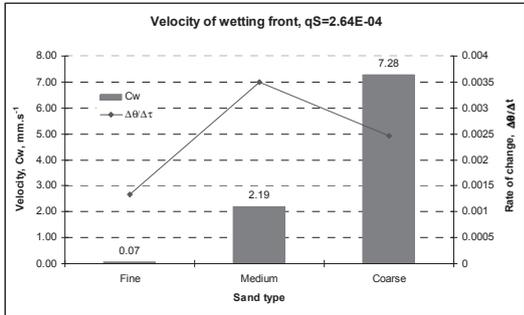


Figure 4. Average of wetting front velocities.

Velocity increases with the grain size. The wetting front velocities are considered to be in the range of preferential flow (i.e. $> 0.04 \text{ mm s}^{-1}$), according to SELKER et al. (1992), KUNG et al. (2005) and GERMANN and HENSEL (2006).

Rivulet approach

We applied the Rivulet approach to observed moisture waves to get the contact length and film thickness. The parameters were: The time of arrival of the wetting front t_w , the maximum time of arrival, t_{max} , the infiltration rate, qS , the duration of the event, t_D , and the depth, Z , at which the moisture wave was observed. Figure 5 and 6 depict the simulation and superposition of rivulets in order to simulate the moisture waves in both fine and coarse sand.

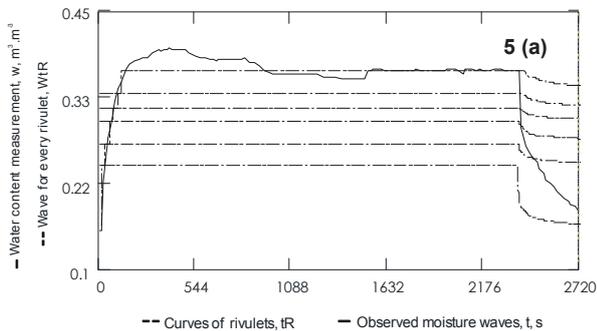


Figure 5. Simulation of moisture wave at 15 cm depth.

5.a. Ensembles of rivulets. Solid line, measured moisture wave; dashed line, rivulets.

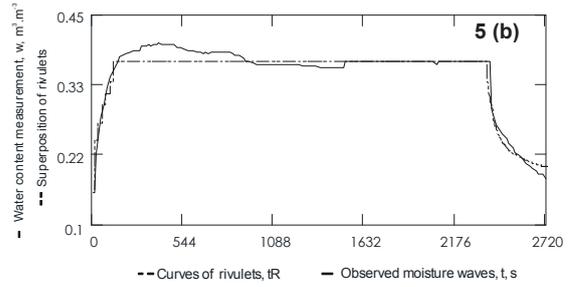


Figure 5. Simulation of moisture wave at 15 cm depth.

5.b. Superposition of rivulets. Solid line, measured moisture wave; dashed line, rivulets.

Figure 5 shows the simulation of the moisture wave for fine sand Block 1. The $\theta_{ini} = 0.15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, $\theta_{max} = 0.35 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ and $\theta_F = 0.16 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. No significant differences were found between the measured and superimposed moisture contents.

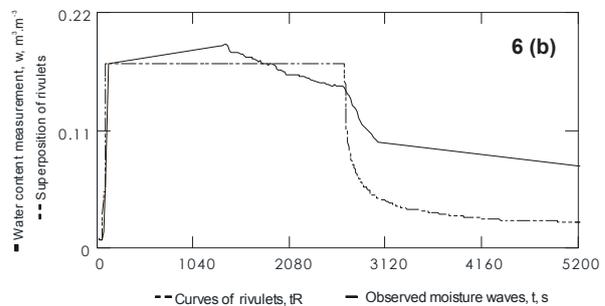
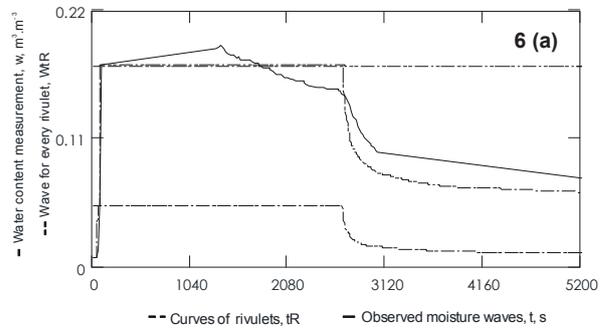


Figure 6. Simulation of moisture wave at 2 cm depth.

6.a. Ensembles of rivulets. 6.b. Superposition of rivulets. Solid line, measured moisture wave; dashed line, rivulets.

The approach agrees well with the measurements, even when fingers occurred, in this case, the increment from initial moisture to the maximum arrival moisture as well as the arrival times of wetting and drainage fronts were well simulated, the $\theta_{ini} = 0.03 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, $\theta_{max} = 0.16 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ and $\theta_F = 0.10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. However, there is an underestimation of the drainage front moisture when the rivulets are superposed. Figure 6. a. shows three rivulets, the second one shows the best simulation.

Contact length and film thickness

The fine sand shows the longest contact length and the shortest film thickness, while coarse sand present the shortest contact length and the greater film thickness (Figure 7).

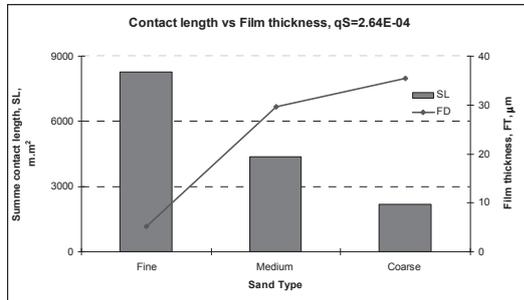


Figure 7. Average of contact length and film thickness of the rivulets.

Table 2 compiles the film thicknesses and velocities. They increase with grain size. The rates of change, $\Delta\theta/\Delta t$, are in the same order of magnitude, being the lowest for fine sand (low velocity) and the greatest for coarse sand (high velocity) indicating that the velocities are also related with the pore structure of the material.

Table 2. Experimentation Results

Grain size mm	Velocity $C_w = Z/t\theta_w$ mm·s ⁻¹	Rate of change $\Delta\theta/\Delta t$	Contact length m·m ⁻²	Film Thickness max. µm
0.2	0.07	1.3×10^{-3}	8.2×10^4	5.3
0.5	2.19	3.4×10^{-3}	4.3×10^3	29.7
1.0	7.28	3.9×10^{-3}	2.2×10^3	35.5

4. Conclusions

The samples under investigation showed concave wetting fronts and finger fronts. All of them depicted moisture waves. These waves allowed the Rivulet approach to be applied with good agreement between the experimentation data and the superposition of rivulets. However, the poorly defined drainage front in the coarse samples, where finger fronts took place, might be the reason for underestimation of the moisture waves

Velocities of wetting fronts are in the range of preferential flow (i.e. $> 0.04 \text{ mm s}^{-1}$). The results obtained using three different types of grain size, suggest that preferential flow may occur in the very small pores and in those which are filled with air prior the irrigation.

The film thickness of the film is also increasing with the grain size of the sand likewise the velocities of wetting front. And as expected the thicker rivulets arrive earlier then get easily stuck, they also have a greater contact length and they help to build the moisture wave as shown in the results. Therefore the thinnest rivulets arrive later and slower and they move on as the drainage front. All types of sand showed the same behavior.

To conclude, the superposition of rivulets is directly applicable to measured moisture waves. The approach can also be applied when fingers occur, but there are limits we still have to investigate.

Rivulet approach can be used as a prognostic tool for theoretical concepts; it is easily applicable to soil hydrological field research and related modelling.

Acknowledgements

We acknowledge the support with the experimentation and data corrections from Ing. Peter Vontobel and Dr. René Hassanein at the Paul Scherrer Institut, PSI, Villigen, Switzerland. The Swiss National Science Foundation supported the investigation with the projects SNSF 101562 and 116303.

References

- CARMINATI, A., KAESTENER, A., HASSANEIN, R., IPPISCH, I., VONTOBEL, P., and FLÜHLER, H. 2006. Water infiltration through soil aggregates: neutron radiography and modelling. *Adv. Wat. Res.*
- CARMINATI, A. 2007. Unsaturated water flow through soil aggregates. *Dissertation ETH Zürich No. 17011.*
- DARCY, H. 1856. Les fontaines publiques de la ville de Dijon. Dalton, Paris.
- DI PIETRO, L., S. RUY, and Y. CAPOWIEZ. 2003. Predicting preferential flow in soils by traveling-dispersive waves. *J. Hydrol.* **278**: 64-75.
- GERMANN, P.F., and DI PIETRO, L. 1996. When is porous media flow preferential? An hydromechanical perspective. *Geoderma* **80**: 153-168.
- GERMANN, P.F., and ZIMMERMANN, M. 2005. Water balance approach to the *in-situ* estimation of volume flux densities using slanted TDR-wave guides. *Soil Science* **170** (1): 3-12.

- GERMANN, P.F., and HENSEL, D. 2006. Poiseuille flow geometry inferred from velocities of wetting fronts in soils. *Vadose Zone J.* **5**:867-876.
- GERMANN, P.F., HELBLING, A., and VADILONGA, T. 2007. Rivulet approach to rates of preferential infiltration. *Vadose Zone J.* **6** (2).
- HASSANEIN, R. 2006. Correction methods for the quantitative evaluation of thermal neutron tomography. *Dissertation ETH Zürich No.* 16809.
- JARVIS, N.J. 1994. The MACRO model version 3.1: Technical description and sample simulation. Monogr. Reports and Diss. 19. Dep. of Soil Sci., Swedish Univ. of Agric. Sci., Uppsala, Sweden.
- KUNG, K.-J. S. 1990. Preferential flow in a sandy vadose zone: 1, field observations. *Geoderma* **46**:51-58.
- KUNG, K.-J. S., M. HANKE, C. S. HELLING, E. J. KLADIVKO, T. J. GISH, T. S. STEENHUIS, and D. B. JAYNES. 2005. Quantifying pore size spectra of macropore-type preferential pathways. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **69**: 1196-1208.
- LEHMANN, P., WYSS, P., FLISCH, A., LEHMANN, E., VONTOBEL, P., KRAFCZYK, M., KAESTENER, A., BECKMANN, F., GYGI, A., and FLÜHLER, H. 2006. Tomographical imaging and mathematical description of porous media used for prediction of fluid distribution. *Vadose Zone J.* **5**:80-97.
- PLEINERT, H., and LEHMANN, P. 1997. Determination of hydrogeneous distributions by neutron transmission analysis. *Physica B.* **234**:1030-1032.
- RICHARDS, L. A. 1931. Capillary conduction of liquids in porous mediums. *Physics* **1**, 318-333.
- SELKER, J., PARLANGE, J.-Y., and STEENHUIS, T. 1992. Fingering flow in two dimensions. 2. Predicting finger moisture profile. *Water Resour. Res.* **28** (9): 2523-2528.
- SPOSITO, G. (1986) The "Physics" of soil water physics. *Water Resour. Res.* **22** (9): 83S-88S.

Baumwurzeln: Zentraler Faktor der Infiltration?

Benjamin Lange^{1,2}, Peter Lüscher¹, Peter Germann²

¹Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf

²Abteilung Bodenkunde, Geographisches Institut der Universität Bern, Hallerstrasse 12, CH-3012 Bern

Zusammenfassung

Dieser Beitrag zeigt auf, wie weit Baumwurzeln von Fichte, Tanne und Buche durch die Bildung von Poren gewisse hydrologische Parameter in vernässten Böden beeinflussen.

Es sind Beregnungsversuche und gleichzeitig Messungen des Bodenwassergehaltes mittels TDR-Sonden durchgeführt worden. Zudem wurden Wurzelproben entnommen und ausgemessen.

Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Wasserspeicherkapazität wie auch die Geschwindigkeit der Drainage nach Beendigung der Beregnung in den oberen 50 cm des Bodens relativ gut mit der Wurzellänge korrelieren, unter der Voraussetzung, dass der Boden vor der Beregnung einen hohen Wassergehalt aufweist. Dagegen ist der Einfluss der Wurzeln auf die Speicherkapazität von trockenen Böden im Untersuchungsgebiet gering.

Eine abflussvermindernde Wirkung des Waldes muss demnach differenziert je nach vorgängigem Bodenwassergehalt und zeitlichem Verlauf des abflussbildenden Niederschlagsereignisses betrachtet werden.

Abstract

In this paper, the influence of tree roots of spruce, fir and beech on hydrological parameters in wet soils is presented.

Sprinkler irrigations were made and the soil moisture was currently measured with TDR probes. Furthermore, root probes were collected and the root geometry of the probes was measured.

The results show a correlation between the water storage capacity, the velocity of the drainage after the irrigation and the root length in the upper 50 cm of soil. The correlation is getting better with increasing soil moisture. In contrast, the influence of tree roots on the water storage capacity of dry soils is small.

The effect of tree roots on surface runoff depends therefore on the soil moisture before the precipitation and on the temporal course of the rainfall.

Keywords: Preferential flow, tree roots, infiltration, forest soils

1. Einleitung

Seit über 100 Jahren wird von einer Wirkung des Waldes auf den Wasserhaushalt von Böden ausgegangen. Es existiert heute ein breiter Konsens darüber, dass der Wald die Interzeption und die Verdunstung gegenüber anderen Vegetationstypen erhöht.

Widersprüchlich sind dagegen die Aussagen hinsichtlich der Hochwasserschutzwirkung von Waldstandorten. Viele Studien billigen dem Wald eine abflussvermindernde Wirkung zu (z.B. ENGLER 1919), insbesondere bei eher kleinen Hochwasserereignissen. Andere Studien (z.B. BURCH et al. 2003) kommen zum Schluss, dass der Wald je nach Struktur und Aufbau kaum einen Einfluss auf erhöhten Oberflächenabfluss aufweist.

Das Ausmass der Hochwasserschutzwirkung ist massgeblich von der Wasserspeicherkapazität der Böden abhängig. Böden, welche aufgrund geologischer Gegebenheiten bzw. der Pedogenese an sich bereits eine geringe Speicherkapazität aufweisen, können durch Bewaldung nicht in dem

Masse beeinflusst werden, dass bei Niederschlagsereignissen eine signifikante Abnahme des Oberflächenabflusses registrierbar ist.

HEGG et al. (2004) haben gezeigt, dass bei gewissen Waldstandortstypen der Zustand des Waldes (Baumartenzusammensetzung, Deckungsgrad, Struktur usw.) einen grossen Einfluss auf die Speicherwirkung hat. Je besser bzw. naturnaher der Waldzustand, desto höher ist die Wasserspeicherkapazität. Dies trifft insbesondere auf tiefgründige aber gehemmt durchlässige Standorte, wie sie in den Flyschzonen der Voralpen häufig sind, zu.

Diese Untersuchung geht der Frage nach, wie weit die unterschiedlichen Wurzelsysteme von Tanne (Pfahlwurzel), Fichte (Senkerwurzel) und Buche (Herzwurzel) auf vernässten Standorten die Wasserhaushaltseigenschaften von Böden beeinflussen.

2. Methoden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im "Unter Scheidwald" in der Gemeinde Rüschegg, ca. 30 km südlich von Bern auf einer Höhe von 1000 m ü. M. Die Waldgesellschaft entspricht nach ELLENBERG und KLÖTZLI (1972) einem Heidelbeer-Fichten-Tannenwald (*Vaccinio myrtilli-Abieti-Piceetum*). Die Böden sind durch Vernässungsmerkmale geprägt, unterscheiden sich aber aufgrund des Mikroreliefs (Kuppe/Mulde) in geringem Masse. Im Stammbereich sind vernässte Braunerden auf wechselfeuchtem Untergrund zu finden, im Zwischenkronenbereich nimmt die Vernässung zu (Gleye). Einige Standorte weisen zudem eine Stauschicht in einer Tiefe von 30 bis 50 cm auf.

In unterschiedlichen Abständen zur Stammbasis von ausgewachsenen Fichten (*Picea abies*), Tannen (*Abies alba*) und Buchen (*Fagus sylvatica*) sind Beregnungsversuche durchgeführt worden. Dabei wurde eine Fläche von einem Quadratmeter während einer Stunde mit einer Intensität von 70 mm/h beregnet. Die Beregnung wurde pro Standort im Abstand von 23 Stunden drei Mal wiederholt. Somit sind Daten mit unterschiedlicher Bodenfeuchte bei Beregnungsbeginn vorhanden.

Im Verlaufe des Experimentes sind die volumetrischen Wassergehalte mittels TDR-Sonden horizontweise alle 60 s aufgezeichnet worden. Nach dem Experiment wurden auf den Untersuchungsflächen drei bis sechs Bohrproben (10 cm Durchmesser, mindestens 50 cm Länge) entnommen. Daraus wurden die Wurzeln separiert und anschliessend mittels dem PC-basierenden Programm "winRHIZO" digital ausgemessen. Zudem wurden horizontweise Bodenproben entnommen und der pH, die Bodenart und die Lagerungsdichte analysiert.

3. Resultate

Wassergehaltsänderungen

Die Wassergehaltsänderungen im Boden während und nach den Beregnungen lassen sich grundsätzlich in drei Typen unterscheiden. Der erste Typ ist durch einen raschen Anstieg des Wassergehaltes bei einsetzender Bewässerung und eine rasche Abnahme des Wassergehaltes nach Abbruch der Beregnung charakterisiert. Dieses Verhalten ist typisch für Wasserflüsse in Makroporen wie zum Beispiel in Wurzelkanälen und wird präferenzialer Fluss genannt. Der zweite Typ zeigt einen deutlichen Anstieg des Wassergehaltes bei einsetzender Beregnung aber kaum eine Drainage nach Ende der Wassergabe. Das Wasser wird in Feinporen zurückgehalten. Gewisse Horizonte wiederum reagierten kaum auf den Eintrag von Wasser durch Niederschlag

(Typ 3). Dieses Verhalten war vor allem bei stark vernässten, bereits vor Beginn der Beregnung wassergesättigten Horizonten zu beobachten. Abbildung 1 zeigt die Typen der Wassergehaltsänderung. Das Ende der Beregnung nach 3600 s ist mit einer Linie markiert.

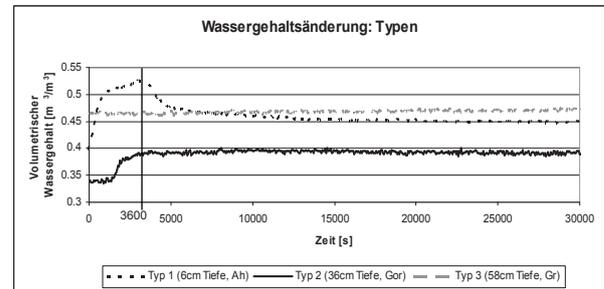


Abbildung 1: Typen von Wassergehaltsänderungen während und nach Beregnungen

Es ist zu erwarten, dass ein gewisser Zusammenhang zwischen der Durchwurzelungsintensität und den Typen der Wassergehaltsänderung besteht. Es treten ab einer Wurzeldichte von rund 200 cm/dm³ Boden ausschliesslich präferenziale Flüsse auf. Unterhalb von 100 cm/dm³ kann eine Absorption des Wassers durch die Matrix vorkommen. Aus der Differenz zwischen den maximalen und minimalen Wassergehalten vor, während und nach der Beregnung bei präferenziellem Fliessverhalten lassen sich die Speicherkapazitäten der jeweils repräsentierten Horizonte berechnen.

Speicherkapazität

Die Wasserspeicherkapazität wurde für die obersten 50 cm des Bodens berechnet. Dabei wird angenommen, dass die Messwerte einer TDR-Sonde für den gesamten Horizont repräsentativ sind, in dem die Sonde eingesetzt ist. Berechnet wurden zwei verschiedene Speicherkapazitäten. Die einstündige Speicherkapazität entspricht der Differenz des volumetrischen Wassergehaltes kurz vor der Beregnung und dem Maximalwert gegen Ende der Beregnung. Die 23 Stunden dauernde Speicherkapazität entspricht der Differenz zwischen dem maximalen Wassergehalt während der Beregnung und demjenigen nach 23 h Drainage. Da die Werte der ersten Beregnung stark von der vorgängigen Bodenfeuchte abhängig sind, werden nur die Resultate der zweiten und dritten Beregnung gezeigt.

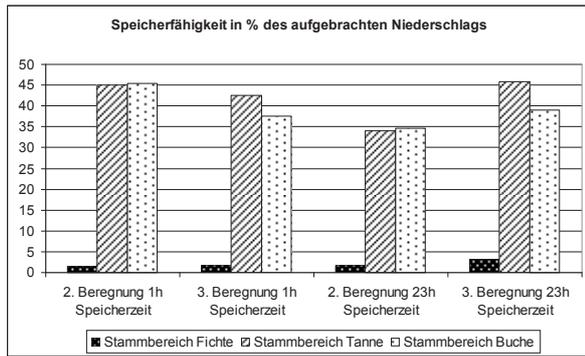


Abbildung 2: Prozentuale Speicherfähigkeit der obersten 50 cm Boden im Stammbereich der Bäume

Der Boden im Stammbereich der Fichte weist bei allen Beregnungen die mit Abstand geringste Speicherwirkung auf. Maximal 3.5 Prozent des aufgetragenen Niederschlags werden in den obersten 50 cm gespeichert. Böden in unmittelbarer Nähe der Buche und der Tanne zeigen eine Speicherfähigkeit zwischen 34 und 46 Prozent. Ein einstündiges Starkniederschlagsereignis von 70 mm Niederschlag kann somit unter den gegebenen Bedingungen im Untersuchungsgebiet in den obersten 50 cm des Bodens nur teilweise aufgenommen werden.

Speicherkapazität und Wurzelgeometrie

Die Speicherfähigkeit lässt sich mit den Wurzelparametern vergleichen. Eine horizontspezifische Regressionsanalyse aller Standorte zwischen der Gesamtwurzellänge und der einstündigen Wasserspeicherfähigkeit zeigt, dass sich mehr als die Hälfte ($R^2=0.6484$) der Variabilitäten der Speicherfähigkeit der Horizonte mit der Gesamtwurzellänge erklären lassen.

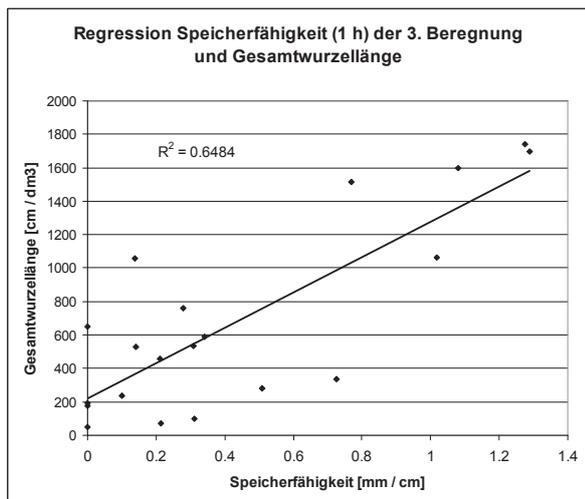


Abbildung 3: Korrelation zwischen der Speicherfähigkeit einzelner Horizonte und der gemessenen Wurzellänge

Interessanterweise nimmt das Bestimmtheitsmass mit zunehmender Bodenfeuchte zu. Bei der ersten Beregnung beträgt das R^2 für den Zusammenhang zwischen Gesamtwurzellänge

und der einstündigen Speicherfähigkeit des Bodens 0.1722, bei der zweiten bereits 0.4212 und bei der dritten wie bereits erwähnt 0.6482. Je höher also der vorgängige Wassergehalt im Boden ist, desto eher kann von einem Zusammenhang zwischen der Wurzellänge und der Wasserspeicherkapazität ausgegangen werden. Dieser Verlauf des Bestimmtheitsmasses ist auch bei der 23-stündigen Speicherkapazität ersichtlich, wobei das Bestimmtheitsmass der ersten Beregnung 0.2039, der zweiten 0.6003 und der dritten 0.6226 erreicht.

Werden nur diejenigen Horizonte betrachtet welche deutliche Vernässungsmerkmale (Mangan-konkretionen, Rostflecken, Nassbleichungen oder Marmorierungen) aufweisen, ist der Zusammenhang von Gesamtwurzellänge und Speicherfähigkeit weit weniger stark. Die Werte des Bestimmtheitsmasses variieren in der Bandbreite von 0.001 bis 0.2301, wobei kein Trend bezüglich der vorgängigen Bodenfeuchte feststellbar ist. Die Vermutung, dass die Wasserspeicherkapazität vor allem in vernässen Horizonten eng mit der Wurzellänge korreliert, hat sich nicht erhärtet.

Die Lagerungsdichte weist ebenfalls eine gewisse Korrelation mit der Speicherkapazität auf. Mit einem maximalen Bestimmtheitsmass von 0.3316 bei der dritten Beregnung und einer Speicherkapazität von einer Stunde ist die Stärke des Zusammenhanges aber geringer als die zwischen der Gesamtwurzellänge und der Speicherfähigkeit. Auch hier nimmt R^2 mit zunehmender Bodenfeuchte zu. Abbildung 4 zeigt die Resultate der dritten Beregnung bei einstündiger Speicherfähigkeit.

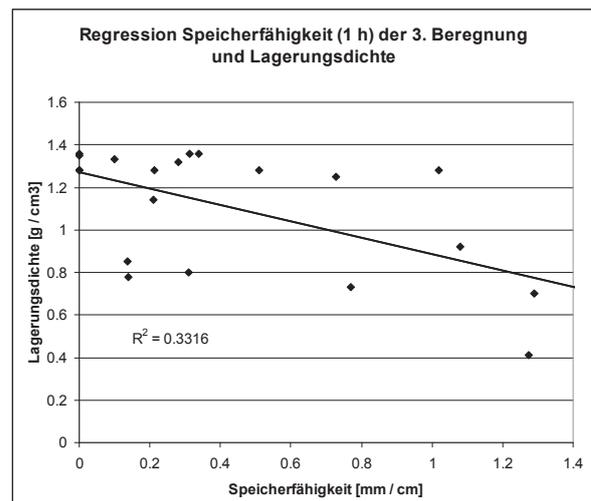


Abbildung 4: Korrelation zwischen der Speicherfähigkeit einzelner Horizonte und deren Lagerungsdichte

4. Diskussion

Im Untersuchungsgebiet scheint mit zunehmender Bodenfeuchte der Einfluss der Wurzellänge auf die Speicherkapazität der Böden zuzunehmen.

Diese Ergebnisse können dahingehend interpretiert werden, als dass bei der jeweiligen ersten Beregnung die Wasserspeicherkapazität primär von den Wassergehalten der Böden vor der Beregnung abhängig ist. 23 h nach Ende der ersten Beregnung sind die Makroporen drainiert, die Speicherkapazitäten der folgenden Beregnungen sind kurzzeitig stark von Wasserbewegungen in präferenziellen Fließwegen abhängig. GERMANN et al. (2007) weisen ausserdem darauf hin, dass ein bodenspezifischer minimaler Wassergehalt vorhanden sein muss, damit Makroporenfluss auftreten kann.

Bei der Betrachtung der Wirkung des Baumbestandes auf Hochwasser muss auf den untersuchten Flächen zwischen verschiedenen Entstehungsarten von Hochwasserereignissen unterschieden werden. Bei einem Gewitter nach vorgängiger trockener Witterung ist der Einfluss der Durchwurzelungssituation gering. Bei Ereignissen, bei welchen die schnelle Drainage nach Niederschlägen für den Rückhalt von weiterem Niederschlagswasser zentral ist, können Baumwurzeln einen Einfluss auf die Speicherkapazität ausüben. Somit kann durch waldbauliche Massnahmen die Speicherkapazität der Böden im "Unter Scheidwald" beeinflusst werden, mit der Einschränkung, dass die Speicherkapazität nur unter gewissen, witterungsbedingten Voraussetzungen erhöht werden kann.

5. Ausblick

Auch wenn das Projekt einige Fragen bezüglich der Hochwasserschutzwirkung einzelner ausgewachsener Bäume unter den gegebenen Umständen geklärt hat, sind doch noch viele Punkte offen geblieben. Insbesondere die Berechnung weiterer bodenhydrologischer Parameter aus den Messdaten lassen genauere Analysen zu.

Zukünftig soll auch ein upscaling vom einzelnen Baum auf die Stufe des Bestandes vorgenommen werden. Interessant wird dabei die Frage, wie sich Bestandeszusammensetzung und -Struktur auf Wasserhaushaltseigenschaften auswirken. Weiter soll eruiert werden, wie lange die durch die Wurzeln gebildeten Porenstrukturen nach dem Absterben der Bäume hydrologisch aktiv bleiben.

6. Literatur

BURCH, H., FORSTER, F., SCHLEPPI, P., 1996: Zum Einfluss des Waldes auf die Hydrologie der Flysch-Einzugsgebiete des Alptals. Schweiz. Z. Forstwes. 147, 12: 925-937.

ELLENBERG, H. und F. KLÖTZLI, 1972: Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. Mitteilungen EAFV 48, 587-930.

ENGLER A., 1919: Einfluss des Waldes auf den Stand der Gewässer. Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen 12: 1-626.

GERMANN, P., HELBLING, A., VADILONGA, T. 2007: Rivulet Approach to Rates of Preferential Infiltration. Vadose Zone Journal 6, 207-220.

HEGG, C., THORMANN, J.J., BÖLL, A., GERMANN, P., KIENHOLZ, H., LÜSCHER, P., WEINGARTNER, R. (Eds.) 2004: Lothar und Wildbäche. Schlussbericht eines Projektes im Rahmen des Programms "LOTHAR Evaluations- und Grundlagenprojekte". Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL, 79 Seiten.

Abschätzung des Bodenfaktors für die Übersichtskarte der Bodenerosionsgefährdung der Schweiz

Volker Prasuhn¹, Hanspeter Liniger², Hans Hurni² und Simon Friedli²

¹ Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, CH-8046 Zürich

² Geografisches Institut Universität Bern, Centre for Development and Environment CDE, CH-3008 Bern

Zusammenfassung

Aus der Bodeneignungskarte der Schweiz im Massstab 1:200'000 wurde die Erosionsanfälligkeit der Böden für die Erstellung einer Bodenerosionsgefährdungskarte der Schweiz abgeleitet. Die geringe räumliche Auflösung und unzureichende oder fehlende Angaben zu Bodenparametern wie Körnung, Humusgehalt, Aggregatgrösse und Wasserdurchlässigkeit machten für eine Unterteilung in fünf Klassen vor allem Expertenwissen nötig. Entsprechend kann die Karte auch nur einen groben nationalen Überblick über die Erosionsanfälligkeit der Schweizer Böden liefern. Die auf den Ackerböden des Mittellandes überwiegend vorkommenden sandigen bis tonigen Lehme sind als gering bis mittel erosionsanfällig einzustufen, wobei die meisten Böden im westlichen und zentralen Mittelland erosionsanfälliger sind als die im östlichen Mittelland.

Abstract: Estimation of the soil erodibility factor of the soil erosion risk map for Switzerland

The soil suitability map of Switzerland at the scale of 1:200,000 was used to determine the soil erodibility factor of the soil erosion risk map for Switzerland. Expert knowledge was essential for the subdivision of soils in five erodibility classes because the spatial resolution of the map is low and soil information such as particle-size distribution, organic matter content, soil structure and profile permeability are insufficient or missing. Therefore the soil erodibility map gives only a national overview of the extent to which soils in Switzerland are at risk of erosion. Most of the soils of the arable land of the Swiss plateau are sandy or clayey loams. These soils were classified as low or medium soil erodible. However, most soils in the western and central part of the Swiss plateau are more erodible than those in the eastern part.

Keywords: soil erosion, soil erodibility, K-factor, soil map

1. Einleitung

Im Rahmen einer Diplomarbeit (FRIEDLI 2006) wurde eine digitale Bodenerosionsgefährdungskarte der Schweiz erstellt (PRASUHN et al. 2007 a, b, c). Die Berechnung erfolgte auf der Grundlage einer an die Schweizerischen Witterungsverhältnisse angepassten Version der Universal Soil Loss Equation (USLE) bzw. Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) (SCHWERTMANN et al. 1990) und stellt eine Weiterentwicklung der Erosionsgefährdungskarte der Schweiz von SCHAUB und PRASUHN (1998) dar. Dabei werden die wichtigsten erosionsbestimmenden Parameter durch sechs Faktoren separat erfasst und anschliessend miteinander verrechnet. Einer dieser Faktoren, der so genannte K-Faktor, gibt die Erosionsanfälligkeit der Böden (Erodibilität) wieder. Zur exakten Bestimmung des K-Faktors sind quantitative Angaben zur Körnung (Gehalt an Schluff und Feinstsand (Staubsand) der Korngrösse 0,002-0,1 mm sowie Gehalt an Sand ab-

züglich Feinstsand der Korngrösse 0,05-0,1 mm), zum Gehalt an organischer Substanz, zur Aggregatgrössenverteilung und zur Wasserdurchlässigkeit notwendig.

Die Bodeneignungskarte der Schweiz im Massstab 1:200'000 (BEK200) ist die thematische Karte im grössten Massstab, die Bodeninformationen für die gesamte Schweiz flächendeckend enthält und die auch digital vorliegt. Sie zeigt geomorphologisch und bodenkundlich ausgeschiedene Kartierungseinheiten, die anschliessend nach ihren land- und forstwirtschaftlichen Nutzungsmöglichkeiten beurteilt wurden (EJPD 1980). Sie soll überregional anwendbare Grundlagen für raumplanerische Untersuchungen und Entscheide bieten. Der Massstab erlaubt keine Darstellung von Bodenindividuen, wesentliche Bodenunterschiede mussten generalisiert werden. So werden nur grössere Einheiten dargestellt, die bodenkundlich durch die wichtigsten vorkommenden Bodentypen und deren häufigsten

Bodeneigenschaften charakterisiert sind. Die Einteilung der ausgeschiedenen Einheiten erfolgte nach geografischen, geologischen und petrografischen Gesichtspunkten. 138 verschiedene Kartierungseinheiten wurden ausgeschieden und beschrieben.

2. Methodisches Vorgehen

Da die eingangs erwähnten quantitativen Angaben zur exakten Bestimmung des K-Faktors in der BEK200 nicht vorhanden sind, musste behelfsmässig vorgegangen werden. So wurde zunächst eine qualitative Einstufung der Erosionsanfälligkeit aller Kartierungseinheiten in fünf Klassen vorgenommen (Tab. 1). Aus der Legende der BEK200 wurden vor allem Angaben zum Skelettgehalt, zur Wasserdurchlässigkeit und zum Formenelement der Landschaft zur Beurteilung der Erosionsanfälligkeit herangezogen. Je höher der Skelettgehalt ist, desto geringer ist die Erosionsanfälligkeit. Die 15 Kartierungseinheiten in der Klasse „extrem skelettreich“ (>50% Skelettgehalt) wurden ausnahmslos der Stufe der geringsten Erosionsanfälligkeit zugeteilt. Die 40 Kartierungseinheiten der Klasse „skelettreich“ (20-50% Skelettgehalt) wurden in Abhängigkeit anderer Parameter überwiegend als sehr gering erosionsanfällig klassiert, teilweise aber auch nur als gering erosionsanfällig.

Die Wasserdurchlässigkeit lässt Rückschlüsse auf die Körnung zu. Übermässige Wasserdurchlässigkeit lässt auf sehr sandige und/oder skelettreiche Böden schliessen, stark gehemmte oder gehemmte Wasserdurchlässigkeit auf eher tonige Böden. Alle 24 Kartierungseinheiten der Wasserdurchlässigkeitsklasse „übermässig“ wurden als sehr gering erosionsanfällig eingestuft. Moore und Torfareale (2 Kartierungseinheiten) wurden ebenfalls der geringsten Erosionsanfälligkeitsstufe zugeordnet. 41 der insgesamt 138 Kartierungseinheiten konnten so in einem ersten Schritt als sehr gering erosionsanfällig ausgeschieden werden.

Kartierungseinheiten mit dem Hinweis „Löss“ in der Formenelementbeschreibung (3 Kartierungseinheiten) wurden als sehr hoch erosionsanfällig aufgrund des hohen Schluffanteils der Lössböden klassiert. Kartierungseinheiten mit dem Hinweis „siltige, feinsandige Molasse“ oder „siltige, feinkörnige Alluvionen“ (6 Kartierungseinheiten) wurden wegen des hohen Anteils an Schluff und Feinsand als hoch erosionsanfällig eingestuft. Die Einstufung der übrigen Kartierungseinheiten in die Klassen „mittel“ und „gering“ erwies sich als schwieriger. Hierzu wurde auf die 13 existierenden Bodenkarten 1:25'000 (BK25) zurückgegriffen. Jede Kartierungseinheit der BEK200 wurde auf einer BK25 gesucht. Aufgrund der Angaben zur Körnung der dominanten Kartierungseinheit in der BK25 in der jeweiligen Kartierungseinheit der

BEK200 wurde die Zuteilung der Erosionsanfälligkeit gemacht. Schluffige und sandige Lehme wurden als erosionsanfälliger als tonige Lehme und lehmige Tone angesehen.

Die so vorgenommene Zuteilung aller Kartierungseinheiten in die fünf Klassen der Erosionsanfälligkeit wurde mit Bodenexperten von Agroscope Reckenholz-Tänikon ART (J. Nievergelt, U. Zihlmann, H. Brunner, H. Conradin) diskutiert und aufgrund von Expertenwissen in einigen Fällen noch modifiziert.

3. Resultate

Die Berechnung der Erosionsanfälligkeit der Böden erfolgte für die Gesamtfläche der Schweiz, für die landwirtschaftlich genutzte Fläche und für das Ackerland (Tab. 1). Die Karte der Erosionsanfälligkeit der Böden für die Gesamtschweiz zeigt Abbildung 1. Die Karte nur für das Ackerland ist in FRIEDLI (2006) abgebildet. Die Auswertung für die Gesamtfläche der Schweiz bezieht sich dabei auf die Fläche, für die Bodeninformationen aus der BEK200 vorliegen (3'254'204 ha bzw. 79% der Gesamtfläche). Grössere Siedlungsflächen, Gletscher, Fels und Seen bleiben unberücksichtigt.

Sehr hoch erosionsanfällige Böden finden sich nur in kleinem Umfang (13'579 ha bzw. 0,4%) im Norden auf lössbedeckten Plateaus und Hängen des Tafeljuras (BEK200-Einheiten A7, A8, A9).

Als hoch erosionsanfällig wurden 95'837 ha bzw. 3% eingestuft. Es handelt sich hierbei einerseits um Einheiten des mittleren Molassehügellandes mit feinsandiger unterer Süsswassermolasse (BEK200-Einheiten K1, K2, K4) sowie um siltige, feinkörnige Alluvionen (BEK200-Einheiten G4, Q1, Z1). Inwieweit die Alluvionen tatsächlich erosionsanfällig sind, ist unsicher, da keine gemessenen K-Faktoren als Referenzwerte für diese Einheiten vorliegen. Da es sich aber um Talböden mit keiner oder minimaler Neigung handelt, ist dies für die generelle Erosionsgefährdung wenig relevant.

Eine mittlere Erosionsanfälligkeit weisen 25% bzw. 818'243 ha auf. Vor allem weite Teile des westlichen und zentralen Mittellandes (bis Linie Aarau und Sursee) fallen in diese Klasse.

Als gering erosionsanfällig wurden 32% aller Böden bzw. 1'023'621 ha eingestuft. Sie befinden sich vor allem im Jura, in den Voralpen und im östlichen Mittelland.

Mit 40% bzw. 1'302'924 ha wurde der grösste Teil der Böden als sehr gering erosionsanfällig eingestuft. Hierunter fallen vor allem die skelettreichen, flachgründigen Böden in den Alpen und Voralpen.

Tabelle 1: Erosionsanfälligkeit der Schweizer Böden.

Erosionsanfälligkeit	Anzahl Kartierungseinheiten BEK200	Gesamtfläche (3'254'204 ha)	Landwirtschaftlich genutzte Fläche (1'518'532 ha)	Ackerfläche (400'947 ha)
		(%)	(%)	(%)
sehr gering	41	40	29	11
gering	59	32	34	27
mittel	29	25	32	52
hoch	6	3	4	8
sehr hoch	3	0.4	0.6	2

Die Verteilung der Böden auf die Erosionsanfälligkeits-Klassen für die landwirtschaftlich genutzte Fläche (gemäss Arealstatistik, also inklusive alpwirtschaftlich genutzter Fläche) zeigt ein ähnliches Bild (Tab. 1).

Die Betrachtung der Erosionsanfälligkeit der Ackerböden (400'947 ha, inklusive Kunstwiesenfläche) zeigt, dass über 50% der Ackerböden als „mittel erosionsanfällig“ klassiert wurden (Tab. 1). Der prozentuale Anteil an „hoch“ und „sehr hoch“ erosionsanfällig eingestuftter Böden steigt deutlich gegenüber der landwirtschaftlich genutzten Fläche und der Gesamtfläche. D.h. die erosionsanfälligen Böden werden zu einem grossen Teil ackerbaulich genutzt (51% der Gesamtfläche der Klasse „sehr hoch“ und 35% der Gesamtfläche der Klasse „hoch“). Sehr gering erosionsanfällige Böden kommen vergleichsweise wenig vor (11% aller Ackerböden bzw. 3% der Gesamtfläche der Klasse „sehr gering“). Hierbei handelt es sich vielfach um Moore oder Schotterebenen (BEK200-Einheiten F1, F2, G2, H7).

Im Hinblick auf die Berechnung der Erosionsgefährdung mit dem verwendeten Modellansatz mussten dieser qualitativen Klasseneinteilung Werte bzw. Wertebereiche zugeordnet werden (Tab. 2). Die Einteilung erfolgte in Anlehnung an GÜNDRA et al. (1995), MOSIMANN et al. (1991) und RÜTTIMANN und VÖKT (2005) sowie auf der Grundlage von gemessenen Referenzwerten zum K-Faktor aus der Literatur. Angaben zu gemessenen K-Faktorwerten gibt es in der Schweiz nur wenige, z.B. von SCHAUB (1989) für Lössböden im Möhlener Feld (AG) mit K-Faktoren zwischen 0,48 und 0,68 bei einem Mittelwert von 0,55; PRASUHN (1991) im Jura (BL) mit Werten zwischen 0,1 und 0,41 bei einem Mittelwert von 0,29; MOSIMANN et al. (1991) im Mittelland (BE) mit Werten zwischen 0,20 und 0,55 und im Mittelland (VD) mit Werten zwischen 0,25 und 0,48; ROHRER (1985) in den Voralpen (obere Langete) mit Werten zwischen 0,20 und 0,45; RÜTTIMANN (2001) im Mittelland (ZH, AG, FR) mit Werten von 0,26 bis 0,36, im Tösstal (ZH) mit 0,32 und in Buckten (BL) mit 0,20 bis 0,23.

Tabelle 2: Verwendete K-Faktoren für die Erosionsanfälligkeitsklassen.

Qualitative Klasse	Wertebereich (kg*h*N ⁻¹ *m ⁻²)	Mittelwert (kg*h*N ⁻¹ *m ⁻²)
sehr gering	0.11 – 0.20	0.15
gering	0.21 – 0.30	0.25
mittel	0.31 – 0.40	0.35
hoch	0.41 – 0.50	0.45
sehr hoch	0.51 – 0.60	0.55

Der berechnete Mittelwert der K-Faktoren für die Böden der Schweiz beträgt 0,24, für die landwirtschaftlich genutzte Fläche 0,25 und für das Ackerland 0,31. Bei den Mittelwerten der K-Faktoren des Ackerlandes der Kantone zeigen sich keine grossen Unterschiede (Tab. 3). Werte über 0,3 und viele Ackerflächen in den Erosionsanfälligkeitsklassen „mittel“, „hoch“ und „sehr hoch“ zeigen die Kantone Basel-Landschaft, Bern, Freiburg, St. Gallen, Jura, Waadt und Schaffhausen, K-Faktoren unter 0,3 und viele Ackerflächen in den Klassen „sehr gering“ und „gering“ die Kantone Neuenburg, Genf, Zürich, Thurgau und Aargau.

4. Diskussion

Auf der Grundlage der BEK200 wurde eine Beurteilung der Erosionsanfälligkeit der Schweizer Böden in Hinblick auf die Berechnung der Erosionsgefährdung mit dem Modell ABAG durchgeführt. Die zunächst nur qualitative Zuordnung in fünf Klassen erfolgte aufgrund von Beschreibungen der einzelnen Kartierungseinheiten in der zur Karte zugehörigen Attributtabelle und aufgrund von Expertenwissen. Die zur Modellberechnung notwendige Umwandlung in quantitative Werte ist unsicher und mit Vorsicht zu betrachten. Das gewählte Verfahren scheint dennoch berechtigt, da der K-Faktor innerhalb des Modells vergleichsweise wenig sensitiv ist (AUERSWALD 1987). D.h. eine Veränderung in der Höhe des K-Faktors hat nur einen vergleichsweise kleinen Einfluss auf die berechnete Abtragsmenge. Die Spannweite des K-Faktors liegt

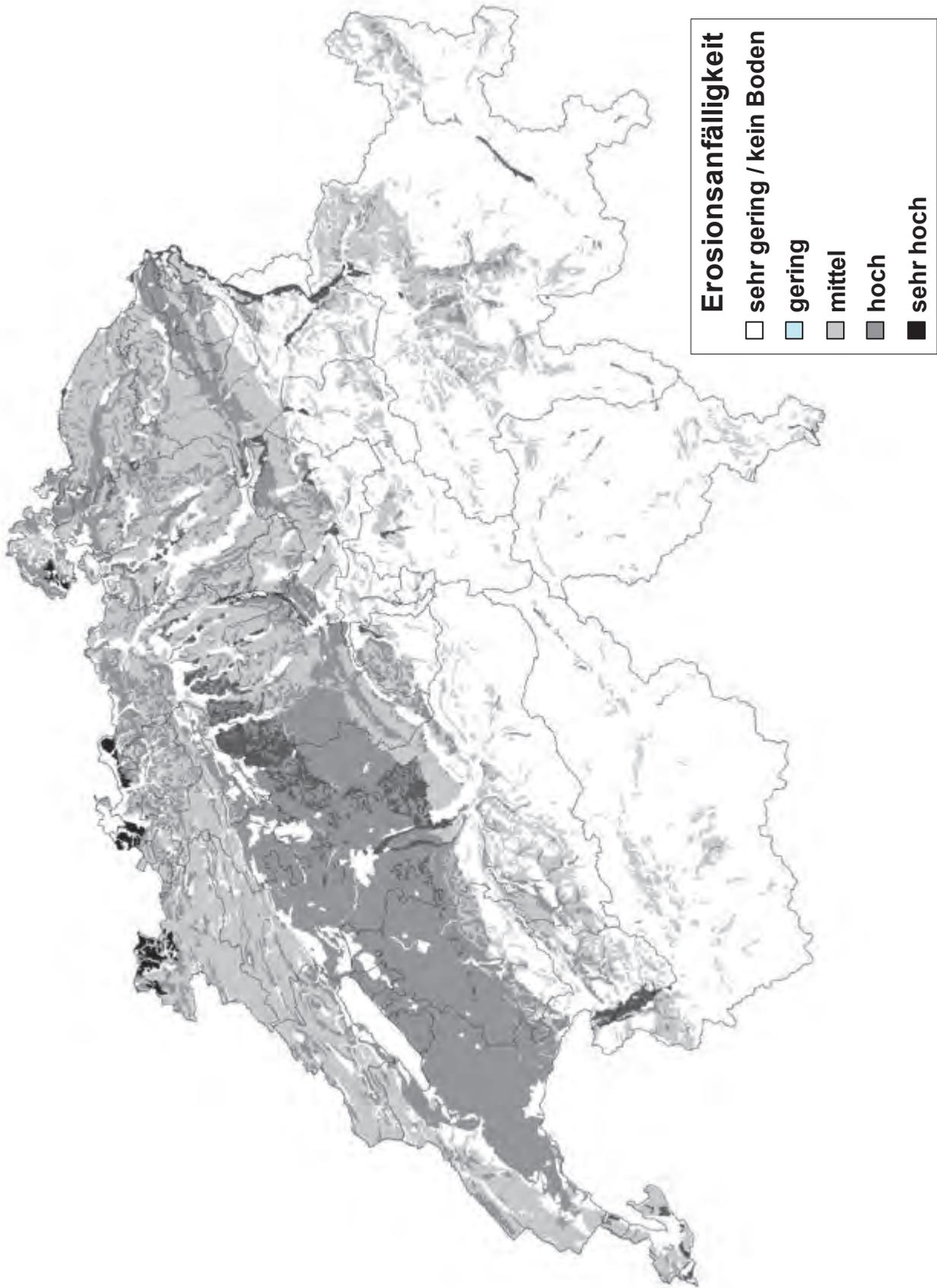


Abb. 1: Erosionsanfälligkeit der Böden der Schweiz auf der Grundlage der Bodeneignungskarte 1:200'000 (Quelle: FRIEDLI 2006, verändert)

Tabelle 3: Mittelwerte des K-Faktors des Ackerlandes und prozentualer Anteil des Ackerlandes in den Erosionsanfälligkeitsklassen pro Kanton (nur Kantone mit mehr als 5'000 ha Ackerfläche berücksichtigt).

Kanton	Ackerfläche (ha)	K-Faktor Mittelwert	sehr gering (%)	gering (%)	mittel (%)	hoch (%)	sehr hoch (%)
Basel-Landschaft	8'834	0.34	5	27	52	0	16
Bern	86'970	0.34	10	8	65	16	0
Freiburg	36'233	0.34	4	1	96	0	0
St. Gallen	7'229	0.33	2	53	4	41	0
Jura	17'152	0.33	0	55	24	0	20
Waadt	71'106	0.32	12	5	80	3	0
Schaffhausen	8'954	0.32	16	26	45	0	13
Solothurn	15'402	0.30	18	12	69	0	1
Luzern	25'019	0.30	5	54	24	17	0
Aargau	36'223	0.28	19	42	25	11	2
Thurgau	21'803	0.28	2	67	30	2	0
Zürich	37'925	0.27	12	58	26	4	0
Genf	6'978	0.27	12	70	2	16	0
Neuenburg	8'368	0.26	23	43	34	0	0
Schweiz	400'947	0.31	11	27	52	8	2

in der Schweiz zwischen 0,1 und 0,68, das heisst etwa bei Faktor 7, die Spannweite des C-Faktors (Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor) liegt dagegen zwischen 0,008 und 0,278, also bei Faktor 35.

Die Karte der Erosionsanfälligkeit der Böden soll – wie auch die Erosionsgefährdungskarte – nur einen groben, nationalen Überblick geben sowie Anhaltspunkte liefern, wo mit grösseren Arealen erosionsanfälliger Böden zu rechnen ist. Für die landwirtschaftliche Beratung oder den Vollzug gesetzlicher Grundlagen im Bereich Bodenschutz sind deutlich höher aufgelöste Karten und Felduntersuchungen notwendig. In einigen Kantonen, in denen bessere Bodenkarten vorliegen, wurden entsprechende Bodenerodibilitäts- und Erosionsgefährdungskarten erstellt (Kt. Solothurn: RÜTTIMANN und VÖKT 2005, RÜTTIMANN et al. 2004, Kt. Luzern: RÜTTIMANN und MOSIMANN 2004, Kt. Genf: RÜTTIMANN 2005, Kt. Zürich: SCHMID und PRASUHN 2000).

Die räumliche Auflösung der BEK200 ist in diesem kleinen Massstab naturgemäss schlecht. So hat der aus der BEK200 abgeleitete K-Faktor auch die schlechteste Auflösung aller verwendeten Modellfaktoren der ABAG bei der Erstellung der Erosionsgefährdungskarte der Schweiz. Da neben der schlechten räumlichen Auflösung auch die quantitative Bestimmung aufgrund mangelhafter Datengrundlagen unsicher ist, weist der K-Faktor die grösste Unschärfe und Unsicherheit auf. Aufgrund der schon erwähnten geringen Sensitivität des K-Faktors ist dies für das Endresultat

– die Erosionsgefährdungskarte der Schweiz – nicht so gravierend. Trotzdem wäre eine besser aufgelöste, flächendeckende Bodenkarte der Schweiz z.B. im Massstab 1:50'000 oder 1:25'000 mit Angaben zu Körnung und anderen Bodenparametern unbedingt wünschenswert.

Bei der Beurteilung der Erosionsanfälligkeit der Ackerböden muss weiterhin berücksichtigt werden, dass die räumliche Erfassung der Ackerflächen mit Fehlern behaftet ist. Da keine digitale Karte des Ackerlandes der Schweiz existiert, musste diese aus Daten der Arealstatistik und Betriebstrukturerhebungsdaten unter Berücksichtigung von Reliefkriterien sowie Bodeneignungs- und Klimaeignungsdaten erst erstellt werden (vgl. FRIEDLI 2006). Dadurch können einige Ackerflächen räumlich falsch platziert und deshalb einer anderen Kartierungseinheit und somit auch einer anderen Erosionsanfälligkeitsklasse zugeteilt worden sein. Der Fehler dürfte aber aufgrund der grossen Kartierungseinheiten eher gering sein.

Trotz der geschilderten Schwächen des Verfahrens lassen sich folgende Erkenntnisse für die Schweizer Böden zusammenfassend ableiten: Hoch erosionsanfällige, schluffreiche Böden kommen aufgrund der geringen Lössverbreitung in der Schweiz nur wenig vor. Die auf den Ackerböden des Mittellandes überwiegend vorkommenden sandigen bis tonigen Lehme sind als gering bis mittel erosionsanfällig einzustufen, wobei die meisten Böden im westlichen und zentralen Mittelland erosionsanfälliger sind als die im östlichen Mittelland. Die Böden der Alpen, der

Voralpen und des Juras sind aufgrund des hohen Skelettanteils, der geringen Gründigkeit, der hohen Wasserdurchlässigkeit oder des hohen Tonanteils überwiegend als gering oder sehr gering erosionsanfällig einzustufen.

5. Literatur

- AUERSWALD, K. (1987): Sensitivität erosionsbestimmender Faktoren. – Wasser und Boden 1, 34-38.
- EJPD (Eidg. Justiz- u. Polizeidept., Bundesamt für Raumplanung) (1980): Bodeneignungskarte der Schweiz Massstab 1:200'000. Grundlagen für die Raumplanung, Bern, 145 S. + Kartenband.
- FRIEDLI, S., (2006): Digitale Bodenerosionsgefährdungskarte der Schweiz im Hektarraster – unter besonderer Berücksichtigung des Ackerlandes. – Diplomarbeit Geogr. Inst. Univ. Bern und Agroscope FAL Reckenholz, 110 S.
- GÜNDRA, H., JÄGER, S., SCHROEDER, M. und R. DIKAU (1995): Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg. – Agrarforschung in Baden-Württemberg Band 24, Ulmer, Stuttgart, 76 S.
- MOSIMANN, T., MAILLARD, A., MUSY, A., NEYROUD, J., RÜTTIMANN, M., und P. WEISSKOPF (1991): Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten. Ein Leitfaden für die Bodenerhaltung. – Themenbericht des Nationalen Forschungsprogrammes "Nutzung des Bodens in der Schweiz", Bern, 186 S.
- PRASUHN, V. (1991): Bodenerosionsformen und -prozesse auf tonreichen Böden des Basler Tafeljura (Raum Anwil, BL) und ihre Auswirkungen auf den Landschaftshaushalt. – Physiogeographica, Basler Beiträge zur Physiogeographie 16, Basel, 372 S.
- PRASUHN, V., LINIGER, H.P., HURNI, H. und S. FRIEDLI (2007a): Bodenerosionsgefährdungskarte der Schweiz. – Agrarforschung 14/3, 120-127
- PRASUHN, V., LINIGER, H.P., HURNI, H. und S. FRIEDLI (2007b): Carte du risque d'érosion du sol en Suisse – Revue Suisse Agric. 39/2, 53-59
- PRASUHN, V., LINIGER, H.P., HURNI, H. and S. FRIEDLI (2007c): The soil erosion risk map for Switzerland. – In: Book of abstracts International Conference COST634: Soil and hillslope management using scenario analysis and runoff-erosion models: a critical evaluation of current techniques, Florence, Italy, 86-93.
- ROHRER, J. (1985): Quantitative Bestimmung der Bodenerosion unter Berücksichtigung des Zusammenhanges Erosion-Nährstoff-Abfluss im Oberen Langete-Einzugsgebiet (Napfgebiet, südlich Huttwil). - Physiogeographica, Basler Beiträge zur Physiogeographie 6, Basel, 242 S
- RÜTTIMANN, M. (2001): Boden-, Herbizid- und Nährstoffverluste durch Abschwemmung bei konservierender Bodenbearbeitung und Mulchsaat von Silomais. – Physiogeographica, Basler Beiträge zur Physiogeographie 30, Basel, 241 S.
- RÜTTIMANN, M. (2005): Hinweiskarte 1:25'000 der erosionsbedingten Bodengefährdung im Kanton Genf (unveröffentlicht).
- RÜTTIMANN, M. und T. MOSIMANN (2004): Hinweiskarte der erosionsbedingten Bodengefährdung im Luzerner Mittelland 1:25'000. – Geoinformation Kanton Luzern.
- RÜTTIMANN, M. und U. VÖKT (2005): Hinweiskarte 1:25'000 der erosionsbedingten Bodengefährdung im Kanton Solothurn. Grundlagen und Prognosemodell. – Digitale Geoinformation 01, Amt für Umwelt, Solothurn, 35 S.
- RÜTTIMANN, M., MOSIMANN, T. und N. EMCH (2004): Wahrscheinlichkeitsbasierte Hinweiskarte als Grundlage für den Erosionsschutz in der Landwirtschaft. – BGS-Bulletin 27, 73-78.
- SCHAUB, D. (1989): Die Bodenerosion im Lössgebiet des Hochrheintales (Möhliner Feld – Schweiz) als Faktor des Landschaftshaushaltes und der Landwirtschaft. - Physiogeographica, Basler Beiträge zur Physiogeographie 13, Basel, 228 S.
- SCHAUB, D. and V. PRASUHN (1998): A soil erosion map of Switzerland as a planning tool for sustainable land use. – Advances in GeoEcology 31, 161-168.
- SCHMID, C. und V. PRASUHN (2000). GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Zürich. – Schriftenreihe der FAL 35, 114 S.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. und M. KAINZ (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmassnahmen. – Ulmer, Stuttgart, 64 S.

Regenerationsfähigkeit von Fahrspuren nach mechanischer Belastung

Stéphane Sciacca, M. Halter, B. Frey, I. Brunner, P. Lüscher, WSL, FE Bodenwissenschaften

Résumé

Après le passage de l'ouragan Lothar en 1999, des aulnes glutineux et des saules furent plantés dans des ornières avec comme objectif principal de régénérer les qualités physiques et biologiques du sol. La respiration du sol [$\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$] s'est avérée ne pas être un indicateur fiable de régénération des sols. Par contre la croissance en hauteur des arbres laisse présager d'une amélioration notable de la qualité des sols. Les aulnes glutineux mesuraient entre 2.2 et 4.3 m deux ans après leur plantation (plantation 0.2 m).

Abstract

After the windstorm Lothar in 1999, *Alnus glutinosa* and *Salix viminalis* were planted in the ruts to restore the physical and biological properties of the soils. The soil respiration measurements [$\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$] did not provide useful results and could not be used as an indicator for regeneration. On the other hand, measurements of tree growth suggest that some regeneration processes are taking place. Two years after planting, an average height of the *Alnus glutinosa* trees between 2.2 and 4.3 m was observed (average tree height by planting 0.2 m).

1. Einführung

Nach dem Sturm Lothar im Dezember 1999 sind auf den Räumungsflächen gravierende Bodenschäden durch die Holzernte mit schweren Forstmaschinen entstanden. Als Sanierungsmassnahme zur Beschleunigung der Regeneration und Wiederherstellung der Wurzelraumfunktionen wurden im Jahr 2003 auf Lothar-Reservatsflächen in Habsburg (AG), Messen (SO) und Brüttelen (BE) Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*) und Korbweiden (*Salix viminalis*) in die Fahrspuren gepflanzt.

2. Projektvorstellung

Dieses WSL Vorhaben über Regenerationsfähigkeit von Fahrspuren mit und ohne Sanierungsmassnahmen wird durch das BAFU (Bundesamt für Umwelt) unterstützt und verfolgt folgende Ziele:

- Untersuchung der Regenerationsmöglichkeit von Fahrspuren
- Evaluierung der verschiedenen Sanierungsmassnahmen (Pflanzungen)
- Erarbeitung von Empfehlungen für die Praxis

3. Methode

Nach der Auswahl der Testflächen wurde als Erstes eine Kartierung der Bodenbeeinträchtigungen erstellt (vgl. Abb.1). Es wurde zwischen 5 Spurtypen unterschieden (vgl. Beschreibung der Spurtypen im Beitrag im BGS Bulletin 05).

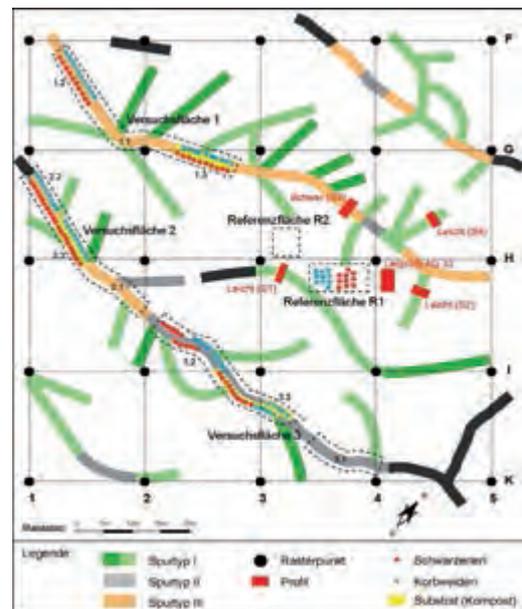


Abb. 1: Fahrspuren auf der Lothar-Reservatfläche Habsburg mit Versuchs- und Referenzflächen; Spurtyp I: leicht beeinträchtigt, Spurtyp II: mittel beeinträchtigt, Spurtyp III: stark gestört (geschädigt) (Stand 2003).

Fahrspuren der Typen II (mittel beeinträchtigt) und III (stark gestört, geschädigt) wurden mit Schwarzerlen (20 cm gross) und mit Stecklingen von Korbweiden bepflanzt, jeweils mit oder ohne Kompost (aus Pflanzenresten z.T. verholzt).

Die Bodenatmung [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$] wurde in den Jahren 2003 und 2004, im Mai, Juni, August und Oktober gemessen und das jährliche Baumhöhenwachstum zwischen 2003 und 2005 erfasst.

4. Resultate in Habsburg

Bezüglich der Bodenatmung zwischen 2003 und 2004 haben wir folgendes festgestellt. Erstens weisen nicht bepflanzte, unbefahrene Referenzen höhere Werte als die bepflanzten Vergleichsflächen auf.

Zweitens zeigen nicht bepflanzte Fahrspuren höhere Werte als die bepflanzten Fahrspuren (Sommertrockenheit im Jahr 2003 und 2004).

Drittens gibt es eine leichte Tendenz, dass die Bodenatmung mit der Beeinträchtigungsintensität abnimmt.

Das Höhenwachstum zwischen 2003 und 2005 zeigt uns interessante Ergebnisse; die Bäume wachsen besser in den Fahrspuren als auf den Referenzflächen und sie gedeihen besser in den Fahrspuren mit Kompost als ohne Kompost (LÜSCHER et al. 2005 a). Schwarzerlen wachsen generell besser als Korbweiden (vgl. Abb. 2).

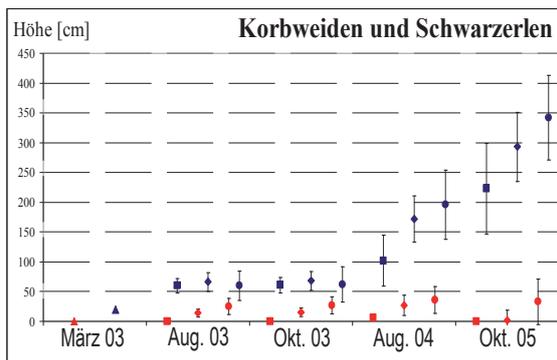


Abb. 2: Höhenwachstum von Korbweiden (rot) und Schwarzerlen (blau) zwischen 2003 und 2005. Alle Standorte ▲, Referenz ■, Spur ohne Kompost ◆, Spur mit Kompost ●.

5. Folgerungen und Ausblick

Die Feldmessung der Bodenatmung (CO_2 Produktion) an der Bodenoberfläche wird durch viele Störfaktoren beeinflusst und ist deshalb als Indikator für die Bodenregeneration nicht in allen Fällen geeignet. Diese Einflussfaktoren sind die standörtliche Heterogenität, der Bodenwassergehalt, die Bodentemperatur, das sich zersetzende organische Material sowie Störungen der Bodenstruktur. Das Jahr 2003 war sehr trocken, was auf den Referenzflächen im Vergleich zu den Fahrspuren zu ausserordentlich vielen Ausfällen von Pflanzen geführt hat. Der Kompost aus Pflanzenresten hat einen positiven Einfluss auf das Wachstum der Bäume zur Folge gehabt (LÜSCHER et al. 2005 b).

Im Jahr 2007 haben Untersuchungen zum Wurzelwachstum, und dessen Einfluss auf die Regenerationsprozesse in Fahrspuren auf der Lothar-Reservatfläche Habsburg angefangen. Erste Ergebnisse zeigen, dass die Schwarzerlen ein dichtes und tiefes Wurzelsystem in den Untergrund der Fahrspuren entwickelt haben (vgl. Abb. 3).



Abb. 3: Bepflanzte Fahrspur (Spurtyp III) ohne Kompost auf der Lothar-Reservatfläche Habsburg. Beprobung des Wurzelsystems einer 4 Jahre alten Schwarzerle im April 2007.

6. Bibliographie

- LUESCHER P., THEES O., FRUTIG F. und S. SCIACCA., 2005 a: Physikalischer Bodenschutz im Wald als Teil der Arbeitsqualität. BGS-Bulletin 28 (2005): 11-14.
 LUESCHER P., THEES O. und FRUTIG F., 2005 b: Physikalischer Bodenschutz im Wald ist kein Luxus. Zürcher Wald 6 (2005): 10-13.

Erfolgskontrolle bei Terrainveränderungen und Rekultivierungen mit Hilfe der Bodengefügeanalyse

Kathrin Wild¹, Adalbert Pazeller² und Rolf Krebs¹

¹Hochschule Wädenswil, CH-8820 Wädenswil, ²Ingenieurbüro für Agrarökologie, CH-8805 Richterswil

Zusammenfassung

Bei Rekultivierungen und Terrainveränderungen werden oft grosse Mengen an Bodenmaterial verschoben. Dabei kann die natürliche Bodenstruktur sehr stark beeinflusst und die Bodenfruchtbarkeit beeinträchtigt werden. In dieser Arbeit wurden mit Hilfe der Gefügeanalyse mögliche Veränderungen der Bodenstruktur untersucht und bewertet. Insgesamt zwölf Standorte wurden beprobt und mit lokalen Referenzstandorten verglichen. Anhand des Grades der anthropogenen Veränderungen im Boden können Hinweise auf das Regenerationspotential der geschädigten Böden gewonnen werden. Die Auswertungen zeigen, dass im Vergleich zu den Referenzstandorten rund 80% der untersuchten Standorte Mängel im Bodenaufbau und stark anthropogen veränderte Gefügestrukturen aufweisen. Oft findet sich im Unterboden zu viel fremdes Material, wie zum Beispiel Aushub von Neubauten. Ebenfalls problematisch sind die geringe Gründigkeit und die nicht angepasste Nachfolgebewirtschaftung. Die Gefügeanalyse kann zum Teil auch für steinige Böden in Bergregionen eingesetzt werden.

Abstract: Visual classification of soil structure as a control measure for soil quality after soil reconstruction

During soil reclamation and terrain alterations, substantial quantities of soil are moved, and the disturbance of the natural soil structure can be considerable. In order to analyze the possible implications different soil reconstructions and soil ameliorates have been selected. On the basis of soil structure and aggregates, the selected sites have been compared with anthropogenically undisturbed reference locations. To classify the quality of the soil structure, the method - "visual classification of soil structure" - has been used. The evaluation shows that 80% of the tested sites have inferior soil conditions in comparison with the reference sites. Extraneous material is often found underground, such as material excavated during new constructions. A further problem is the small deposit size of the soil strata. Other problems include not adequate cultivation after earthworks. The visual method proved to be suitable also in some stony grounds.

Keywords: Visual classification, soil structure, soil aggregates, soil quality

1. Einleitung

Bodenrekultivierungen und Terrainveränderungen haben die Wiederherstellung und Nutzbarmachung von Böden nach baulichen Eingriffen zum Ziel. Dabei sollen Bodenfunktionen (Puffer und Speicher von Wasser und Nährstoffen) und standorttypische Eigenschaften wieder hergestellt werden. Der Boden soll als Lebens- und Produktionsraum erhalten bleiben. Um die Qualität von Rekultivierungen zu überprüfen, bestehen unterschiedlichste Labor- und Feldmethoden. Eine visuelle Möglichkeit der Bodenbeurteilung ist die Gefügeanalyse nach NIEVERGELT et al. (2002). Das Bodengefüge unterliegt ständigen Veränderungen durch Bodenbildung und -entwicklung, biologische Aktivität und Bodenbewirtschaftung. In der Folge ändert sich die räumliche Anordnung der festen Bodenbestandteile und die Zusammensetzung und Anordnung der Bodenporen. Dies hat direkte Auswirkungen

auf die Bodenqualität und das Pflanzenwachstum. Die Gefügeanalyse ist aktuell nicht auf der Liste der empfohlenen Methoden der BGS-Plattform, da sie noch zu wenig erprobt und bekannt ist (BGS, 2004). In der vorliegenden Arbeit werden zwölf Standorte mit Hilfe der Gefügeanalyse untersucht und anhand von Referenzstandorten mit dem Ausgangszustand verglichen. Auf diese Weise ist eine Dokumentation der Veränderungen durch Erdbauarbeiten möglich. Folgende Parameter der Gefügeanalyse werden in dieser Arbeit für die Auswertungen der Standorte berücksichtigt:

- der Gefügewert (als Punktzahl)
- der Anteil anthropogen veränderter Aggregate
- der Anteil Aggregate mit Anlagerungsgefüge
- die Oberfläche der Aggregate in m^2/m^3

Anhand dieser Kenngrössen können Aussagen über die folgenden Eigenschaften gemacht werden:

- pflanzenbauliche Gefügequalität
- Regenerationspotenzial
- biologische Aktivität

Zusätzlich interessiert, ob die Gefügeanalyse auch zur Beurteilung von Böden in Bergregionen geeignet ist, denn die Methode wurde ursprünglich zur Beurteilung von Böden im Mittelland entwickelt.

2. Material und Methode

An 12 Standorten wurden im Jahr 2006 Auffüllungsstandorte mit Referenzböden verglichen und mit Hilfe der Gefügeanalyse beurteilt. Die Methode der Gefügeanalyse eignet sich, um direkt im Feld eine visuelle Bodenansprache durchzuführen. Mit Hilfe eines 48 cm langen Spatens wird zuerst die Grasnarbe entfernt und danach ein Loch ausgehoben. Die Beprobungstiefe ist standardmässig auf 48 cm (Länge des Spatenblattes) festgelegt. Falls davon abgewichen wird, z.B. bei sehr flachgründigen Böden, ist bei der Auswertung darauf zu achten, dass die Gefügewerte mit der Mächtigkeit der Schichten gewichtet werden.

Vom Boden wird nun eine ca. 10 cm dicke Spatenprobe vorsichtig profiltief entnommen. Nach dem Fotografieren des Profils werden alle auffälligen Merkmale notiert. Es ist von Vorteil, jetzt auch gleich festzuhalten, welche Aggregate sichtbar sind. So können Fehler in der Auswertung vermieden werden, da beim nachfolgenden Sieben die Aggregate oftmals durch das Schütteln verändert und abgerundet werden. Auch Farbunterschiede sind vor dem Sieben besser auszumachen. Anschliessend wird die Spatenprobe in 12 cm starke Schichten unterteilt. Bei besonders ausgeprägten Horizonten in natürlichen Böden bzw. Schichten in Auffüllungen kann von diesem Standardmass auch abgewichen werden.

Jede Schicht wird nun einzeln aus 1m Höhe in eine Wanne fallengelassen, um den Zusammenhalt der Probe zu bestimmen. Von Hand werden vorsichtig Wurzeln, Gräser und Steine entfernt. Oftmals ist die oberste Auflage stark durchwurzelt und zerfällt daher nicht durch die Fallprobe. Hier muss von Hand nachgeholfen werden. Dabei ist darauf zu achten, dass die ursprüngliche Form der Aggregate nicht verändert wird. Anschliessend wird die Probe auf das oberste Sieb geleert und durch den Siebturm gerüttelt. Die so entstehenden Fraktionen werden mit Hilfe des Handbuches (NIEVERGELT et al. 2002) anhand von Bildtafeln und Beschreibungen bestimmt und gewogen.

Die Auswertung erfolgt ebenfalls nach NIEVERGELT et al. (2002). Die Rechenschritte

der Auswertung werden mit Hilfe der Excel-Tabelle ‚Soilstructure‘ durchgeführt. Nach Eingabe der Daten der Gefügeanalyse werden der Gefügewert, die Gefügeoberfläche, die Anteile natürlicher und künstlicher Aggregate sowie die Anteile der Aggregate mit Anlagerung und Absonderung berechnet. Ebenfalls dargestellt wird die Verteilung der Aggregatgrössen. Mit den erhaltenen Werten, den Fotos, den Standortinformationen und der Interpretationsskala aus ‚Soilstructure‘ und den Informationen aus NIEVERGELT et al. (2002) werden folgende Kenngrössen beschrieben: Gefügequalität, Aggregatgrösse, Zusammenhalt des Gefüges und die Festigkeit der Aggregate. Das Mittel des Gewichtanteils aller Fraktionen einer Probe ergibt die Gesamtbewertung für den Gefügewert (NIEVERGELT et al. 2002).

Der Grad der anthropogenen Veränderungen im Boden wird durch die Form der Aggregate bestimmt. Die biologische Aktivität wird aus dem Anteil an Aggregaten mit Anlagerungsgefüge bestimmt. Jedem Aggregattyp kann eine spezifische Oberfläche als Schätzwert zugeordnet werden, daraus lassen sich Rückschlüsse auf die Makroporen und damit auf die Wasserleitfähigkeit und den Lufthaushalt im Profil ziehen.

3. Resultate und Diskussion

Aus den gesamthaft zwölf untersuchten Standorten wird hier am Beispiel von den zwei Standorten Churwalden und Igis die Vorgehensweise dargestellt.

Tabelle 1: Boden- und Standorteigenschaften des Auffüllungs- und des Referenzstandortes in Churwalden

Standort	Churwalden		Ziel	Relief, Stallneubau			
Jahr	2004		Nutzung	Dauerwiese			
Höhenlage [m]	1250 m		Klimazone	F			
Auffüllung	Sehr flachgründig, skelettreich					Gründigkeit: 8 cm Neigung: 3%	
Horizont	Tiefe cm	pH	OS %	Körmung	Skelett	Kalk	Bemerkung
yAh	0 - 14	7	1	sL	skh	4	Steine >20 cm
yC	> 14				eskr		
Referenz	Sehr flachgründig					Gründigkeit: 12 cm Neigung: 3%	
Horizont	Tiefe cm	pH	OS %	Körmung	Skelett	Kalk	Bemerkung
Ah	0 - 7	7	3	sL	sskh	4	
(A)C	7 - 15	7	3	sL	skr	4	
C	>15				eskr		
							Bodenfeuchte: 48 – 50 cbar

Beim ersten Standort in Churwalden wurde im Jahr 2004 aus einem Stallneubau Aushubmaterial zur Einebnung einer als Mähweise genutzten Fläche verwendet. Der Eigentümer machte eine leichtere Bewirtschaftung geltend, beklagte aber auch etwas schwächere Erträge mangels humosen

Oberbodenmaterials. Als Referenz diente eine nicht aufgefüllte Fläche auf derselben Wiese. Die untersuchten Landwirtschaftsflächen liegen im Bereich eines Schuttkegels des nahen Wiesenbaches. Die Böden sind sehr flachgründig und weisen einen hohen Schluffanteil auf. Der Tongehalt ist niedrig, wodurch auch die Wasserspeicherkapazität gering ist. Im Unterboden, sowie an der Oberfläche der Auffüllung ist der Skelettanteil hoch. Die Gefügequalität im Oberboden wurde durch die Auffüllung eher besser. Die guten Werte der Auffüllung kommen dadurch zu Stande, dass sich der Oberboden im Allgemeinen recht schnell von Eingriffen erholt. Die Bodenlockerung zur Vorbereitung des Saatbeetes fördert sowohl die Durchlüftung als auch die Bildung von kleinen Aggregaten. Für den Besitzer wurde die Befahrung des Ackerlandes dank der Terrainausgleichung einfacher. Um die gegenüber der Referenzfläche niedrigeren Erträge zu steigern, muss er aber regelmässig Mist ausbringen, um die Bodenqualität zu verbessern. Die Erträge auf der Referenzfläche sind dank der höheren Gründigkeit besser.

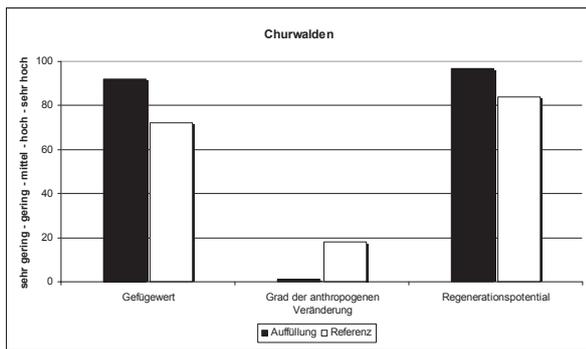


Abbildung 1: Gesamtbeurteilung des Gefüges Standort Churwalden

Am zweiten Standort in Igis wurde 1992 eine Lehmgrube als Landwirtschaftsfläche rekultiviert. Der Standort wird hauptsächlich als Ackerfläche genutzt. Der Bewirtschafter beklagt sich über einen hohen Skelettanteil im Oberboden und über sehr sandiges Unterbodenmaterial. Die Auffüllung und die Referenz sind beide von geringer Qualität. Die Auffüllung weist kaum Oberbodenmaterial auf. Darunter (C-Horizont) folgt hauptsächlich Sand, also Einzelkorngefüge. Die Detaildaten der Referenzfläche zeigen, dass im Bereich von 30cm Tiefe ein massiver Rückgang der pflanzenbaulichen Gefügequalität, der biologischen Aktivität sowie der Durchlüftung zu beobachten ist. Möglicherweise ist diese Beobachtung auf die durch die Bewirtschaftung verursachte Pflugsohle zurück zu führen.

Tabelle 2: Boden- und Standorteigenschaften des Auffüllungs- und des Referenzstandortes in Igis

Standort	Igis		Ziel	Rekultivierung Lehmabbau			
Jahr	1992/1993		Nutzung	Acker offen			
Höhenlage	535 m		Klimazone	A3			
Auffüllung	Mässig tiefgründig					Gründigkeit: 50 cm Neigung: 1%	
Horizont	Tiefe cm	pH	OS %	Körnung	Skelett	Kalk	Bemerkung
yABp,	0 - 17	7	2	tU	skh	3	
yBCg,(x)	17 - 70	8	2	IrS	sskh	4	Pflugsohle
yC	70 - 100	8	1	IU	sskh	4	
Referenz	tiefgründig					Gründigkeit: 70 cm Neigung: 1%	
Horizont	Tiefe cm	pH	OS %	Körnung	Skelett	Kalk	Bemerkung
Ah _p	0 - 18	5	3	IT	sskh	0	
Bx	18 - 50	5	1	tL	sskh	0	
BC	50 - 80	5	0.5	tL	sskh	0	
							Bodenfeuchte: trocken

Auffallend ist der sehr grosse Anteil anthropogener Aggregate bei beiden Standorten, wobei anthropogene Aggregate hauptsächlich im Unterboden negative Auswirkungen auf die Bodenqualität haben. In diesem Fall sinkt das Regenerationspotential auf mittel (Referenz) bis gering (Auffüllung). Vergleicht man die Bodenfarbe der Referenz und der Auffüllung wird sofort ersichtlich, dass die Auffüllung mit ungeeignetem Material ausgeführt wurde, das wenig strukturbildend ist.

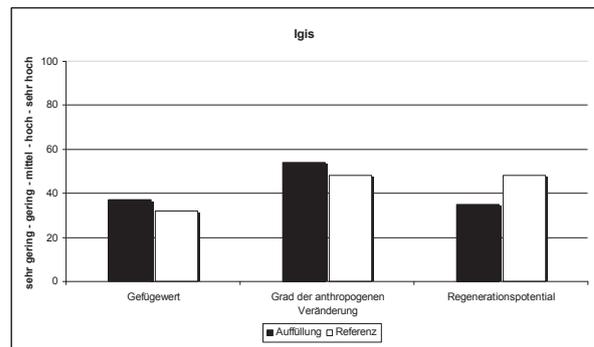


Abbildung 2: Gesamtbeurteilung des Gefüges Standort Igis

4. Gesamtbewertung der Standorte

Von den zwölf untersuchten Standorten weisen nur zwei eine gleich gute oder bessere Bodenqualität auf im Vergleich zur Referenzfläche. Zu den restlichen Standorten ist allgemein zu sagen, dass die Gründigkeit der Auffüllungen häufig gering ist. Dazu wurden in den Auffüllungen wiederholt Verdichtungen im Unterboden beobachtet, die auf eine unsorgfältige Ausführung der Bodenarbeiten schliessen lassen. An gewissen Standorten im Rheintal stellt der hohe Schluffanteil ein zusätzliches Problem dar. Ein hoher Anteil an Schluff oder Sand ist je nach Region nicht zu verhindern, umso wichtiger sind sorgfältig ausgeführte Arbeiten. Das verwendete Material ist häufig arm an organischer Substanz.

An vielen Standorten fällt der hohe Skelettanteil im meist gering mächtigen Oberboden auf. Auch wird oft zu wenig Oberboden aufgebracht oder Ober- und Unterboden vermischt. Diese Beobachtungen machte auch die FaBo Zürich im Zusammenhang mit einer Qualitätskontrolle an diversen Standorten (FABO 2005).

In empfindlichen Hochlagen laufen biologische und physikalische Prozesse klimabedingt langsam ab. Die Regeneration dieser Böden kann im Unterboden Jahre dauern. Aus diesen Gründen ist es zusätzlich wichtig, bei der Bearbeitung des Bodens mit grosser Vorsicht vorzugehen und bestehende Richtlinien zu beachten. Ein häufiger Fehler bei den Standorten ist die ungeeignete Folgebewirtschaftung. Obschon detaillierte Richtlinien (FABO 2003) zur Bewirtschaftung von Rekultivierungen und Terrainveränderungen bestehen, scheint in diesem Bereich noch eine grosse Informationslücke zu bestehen. Der Kanton Graubünden empfiehlt den Baubegleitern die Anwendung des BAFU Handbuches ‚Bodenschutz bei Bauen‘ (HÄUSLER und SALM 2001). Interessante Vergleiche zur Wirkung der Vegetation auf das Bodengefüge finden sich in ZIHLMANN et al. (2004) und ISELI (2005).

5. Kritische Bewertung der Gefügeanalyse

Die Boden-Gefügeanalyse ist eine relativ einfach anwendbare Feldmethode. Trotzdem können einige methodische Probleme auftreten. Bei der Abwurfprobe kann ein hoher Wurzelanteil Schwierigkeiten bereiten. Zusätzlich ist es wichtig, dass die Bodenproben bei geeigneter Saugspannung genommen werden. Idealerweise liegt die Saugspannung in der Probe höher als 100 hPa (NIEVERGELT et al. 2002). Die Bodenproben sollten von der gleichen Person genommen werden, welche die Daten auswertet. So können Besonderheiten, die während der Gefügeanalyse auftreten, in der Auswertung berücksichtigt werden. Für diese Arbeit wurden einige Bodenproben aufgrund der Witterung nicht vor Ort analysiert, sondern abgepackt, im Kühlhaus fachgerecht gelagert und später bearbeitet. Es hat sich gezeigt, dass diese Vorgehensweise für die Durchführung der Gefügeanalyse gut geeignet ist. Aufgrund der besseren Platz- und Arbeitsverhältnisse konnte die Analyse zügiger durchgeführt werden als im Feld.

Die Boden-Gefügeanalyse wurde für Landwirtschaftsböden im Mittelland entwickelt. Nach Anwendung der Methode an flachgründigen Böden im Bündnerland kann gesagt werden, dass sich die Methode unter gewissen Voraussetzungen auch für Bergregionen eignet. Die festgelegte Beprobungstiefe von 48 cm kann an steinigen, steilen Standorten selten

eingehalten werden. Sie muss flexibel gehandhabt und in der Auswertung berücksichtigt werden. In den Bodenproben aus Bergregionen waren oft hohe Anteile an kleinen Steinen zu beobachten. Sie sind häufig kaum von Bodenteilchen zu unterscheiden und müssen geschätzt werden. Dies bedeutet für die Anwendung der Gefügeanalyse bei Böden aus Bergregionen eine zusätzliche Schwierigkeit. Ein fundiertes geologisches Hintergrundwissen der Standorte liefert wichtige Hinweise für die Auswertung. Allgemein braucht es sehr viel Erfahrung und Wissen über bodenkundliche Abläufe. Ebenso wichtig ist die Dokumentation der Standorte und der ausgeführten Erdarbeiten. Was wurde vor Ort genau verändert, was war die Situation vorher, welcher Standort eignet sich als Referenz, welches Material wurde verwendet, wer hat die Erdarbeiten durchgeführt, wie sieht die Folgebewirtschaftung aus. Anhand dieser Informationen können zusätzliche Aussagen gemacht werden, auch wenn oftmals aufgrund der geringen Gründigkeit nur wenig Material für die Gefügeanalyse zur Verfügung steht.

6. Literatur

- BGS (2004): Definition und Erfassung von Bodenschadverdichtungen, BGS Dokument 13, Zollikofen
- FABO (2003): Richtlinien für Bodenrekultivierungen, Zürich
- FABO (2005): Ergebnisse von Qualitätskontrollen bei Bodenrekultivierungen, Zürich
- HÄUSLER, S. und SALM, CH. (2001): Bodenschutz beim Bauen, Handbuch BAFU, Bern
- ISELI, R. (2005): Der Boden unter Buntbrachen, Ausprägung und Qualität des Bodengefüges und Vorkommen des insektenpathogenen Bodenzpilzes *Metarhizium anisopliae*, Diplomarbeit ETH Zürich
- NIEVERGELT, J., M. PETRASEK und P. WEISSKOPF (2002): Ansprechen und Beurteilen mit visuellen Methoden, FAL-Schriftenreihe 41, FAL Reckenholz
- ZIHLMANN, U., R. TSCHACHTLI und P. WEISSKOPF. (2004): Standort- und Kultureffekte prägen das Bodengefüge. Integrierter und biologischer Anbau im Vergleich - Anbausystemversuch Burgrain: Resultate aus 12 Jahren, FAL-Schriftenreihe 52, FAL Reckenholz

Intérêt de l'utilisation de la biométrie chez les isopodes terrestres dans l'évaluation de la qualité des sols pollués par des éléments traces métalliques (Cd, Pb, Zn)

J.P Godet^{1,2}, S. Demuynck², C. Waterlot¹, A. Follet³, F. Douay¹, A. Leprêtre², C. Pruvot¹

¹Laboratoire Sols et Environnement, ISA, 48 boulevard Vauban 59000 Lille – c.pruvot@isa-lille.fr

²Laboratoire d'Ecologie Numérique et d'Ecotoxicologie, USTL, cité scientifique 59655 Villeneuve d'Ascq

³Laboratoire Environnement Santé, FLST, 41 rue du Port 59046 Lille

Résumé

Certaines caractéristiques morphologiques et populationnelles d'*Oniscus asellus* et *Porcellio scaber* ont été étudiées le long d'un gradient de contamination en Cd, Pb et Zn des sols aux alentours d'une ancienne fonderie de plomb. La taille, le poids, la longueur des antennes, le nombre d'œufs par femelles gravides et la taille des œufs ont été mesurés chez des individus collectés sur trois sites, pollués à des degrés divers. Les caractéristiques physico-chimiques des sols (pH, CEC, teneurs totales en métaux, CaCO₃, et matières organiques) et les caractéristiques écologiques (abondance de différents groupes faunistiques) ont été déterminées. Une diminution du nombre de femelles gravides et de la taille des œufs a été observée avec l'accroissement de la contamination. Au regard des résultats obtenus, l'utilisation de la biométrie chez les isopodes terrestres pourrait se révéler être un outil simple et efficace pour évaluer la qualité des écosystèmes, notamment ceux pollués par les éléments en traces métalliques.

Abstract: Interest of the use of terrestrial isopod biometry for metal-polluted soil quality assessment

Several morphologic and populational parameters of *Porcellio scaber* and *Oniscus asellus* were studied along a gradient of metal contamination (Cd, Pb and Zn) near a former smelter. Body size, weight, antennas length, number of eggs by gravid female and egg size were measured for individuals collected in three sites with different level of soil contamination. Soil physico-chemical parameters (pH, CEC, total metal concentration, CaCO₃, and organic matter) and ecological parameters (abundance of different taxons) were determined. The decrease of the number of gravid females and egg size were observed with the increase of contamination. The results and literature show that the use of terrestrial isopod biometry could be a simple and efficient field tool for ecosystem quality evaluation.

Keywords: terrestrial isopods, contaminated soil, Cd, Pb, Zn, biometry

1. Introduction

Les activités industrielles, présentes ou passées, affectent par leurs émissions atmosphériques la qualité des écosystèmes terrestres. C'est notamment le cas dans l'ancien bassin minier du Nord-Pas-de-Calais, et particulièrement aux alentours de l'ancienne fonderie de plomb Metaleurop Nord à Noyelles-Godault. Cette usine, fermée en 2003, était le principal producteur de plomb en Europe. Elle a émis par le passé des quantités considérables de poussières engendrant une forte contamination en Cd, Pb et Zn des sols alentours (LUTTRINGER & DE CORMIS 1979; GODIN et al 1985; STERCKEMAN et al 2002; DOUAY et al 2008).

Dans le cadre de la gestion des sites et sols pollués, il est préconisé en France la réalisation de procédures d'évaluation des risques dont la

mise en œuvre peut souffrir de l'absence d'outils de terrain pertinents. L'utilisation des invertébrés en biomonitoring présente des avantages tels que l'intégration des polluants présents dans leur milieu de vie, une facilité d'échantillonnage, une forte abondance... (ZODL & WITTMANN 2003). Les vers de terre, les collemboles ou les gastéropodes accumulent les contaminants métalliques et sont utilisés en tant qu'organismes indicateurs pour l'évaluation de la qualité des milieux, notamment dans les milieux fortement pollués par les éléments traces métalliques (NICOLAIDOU & NOTT 1998; KANG et al 1999; KOECKRITZ et al 1999). Selon les modèles biologiques, des variabilités importantes dans la capacité d'accumulation des polluants sont toutefois observées (HOPKIN 1989).

Parmi les invertébrés terrestres, les isopodes

sont d'importance majeure dans la chaîne trophique. En effet, ils jouent un rôle essentiel dans le fonctionnement de l'interface sol/litière, et plus particulièrement dans le cycle du carbone en participant à la dégradation des matières organiques. Ils se nourrissent principalement de débris végétaux en fragmentant des litières, en stimulant et/ou en ingérant des champignons et des bactéries (LOUREIRO et al 2006). Contrairement à d'autres invertébrés tels que les vers de terre ou les escargots, les isopodes sont bien représentés dans les sites contaminés par des éléments traces métalliques (ETM) aux alentours de Metaleurop Nord où ils semblent être résistants à de fortes concentrations. Deux espèces y sont abondantes : *Oniscus asellus* et *Porcellio scaber*.

Bien que les aspects de bioconcentrations métalliques chez les isopodes soient souvent cités dans la littérature, d'autres critères pourraient se révéler intéressants pour l'évaluation de la qualité des sols. En effet, une réduction de la taille maximale chez *P. scaber* a été mise en évidence le long d'un gradient de contamination en ETM des sols (JONES & HOPKIN 1998). PETERS et al. (2001) ont montré par ailleurs qu'il existait une forte asymétrie du nombre d'ommatidies (récepteurs sensible à la lumière qui composent les yeux à facettes de certains arthropodes) chez des populations d'*Armadillidium vulgare* vivant dans des sites contaminés par les ETM.

L'objectif de ce travail a été d'étudier différents paramètres morphologiques et populationnels chez *O. asellus* et *P. scaber* le long d'un gradient de contamination en ETM des sols, afin d'évaluer l'intérêt de l'utilisation de ces paramètres dans le biomonitoring des sites contaminés.

2. Matériel et méthode

2.1 Les sites étudiés

Trois sites (A, B et C) ont été choisis aux alentours de l'ancienne fonderie de Metaleurop Nord le long d'un gradient de contamination en Cd, Pb et Zn des sols d'habitats ligneux. Le site A se situe à 250 m à l'est de l'usine. Il s'agit d'un petit bosquet fortement anthropisé. Les sols sont de texture limoneuse à limono-argileuse et présentent des signes d'hydromorphie dès la surface. Le site B correspond à un petit bosquet anthropisé situé à 700 m au nord de la fonderie. La texture des sols est à dominance limoneuse, et présente des signes d'hydromorphie dès la surface. Le site C est localisé en lisière de la Forêt Domaniale de Phalempin à 3 km au nord-est de Metaleurop Nord. Les sols sont de texture limono-argileuse et reposent vers 80 cm sur une argile. Des signes d'hydromorphie apparaissent dès la surface.

2.2 Echantillonnage et caractérisation physico-chimique des sols

Sur chacun des sites, l'horizon organo-minéral supérieur (0-25 cm) a été échantillonné au moyen d'une tarière. Il s'agit d'échantillons composites constitués d'une quinzaine de prélèvements élémentaires. Les échantillons ont été séchés à l'air ambiant puis tamisés à 2 mm. Le pH_{eau} et la concentration en CaCO₃ totale ont été mesurés selon les protocoles standard NF ISO 10390 et NF ISO 10693 respectivement. La capacité d'échange cationique (CEC) a été mesurée selon le protocole NF X 31.130. Un aliquot a été broyé pour passer au travers d'un tamis de 250 µm. La minéralisation a été réalisée selon le protocole NF X 31-147. Les teneurs totales en Cd, Pb et Zn ont été déterminées par ICP-AES.

2.3 Echantillonnage et dénombrement de la pédofaune

Afin de caractériser de façon plus approfondie les milieux de vie des isopodes terrestres, la pédofaune associée a été échantillonnée. En juin 2006, sept pièges de type Baber distants de 1 m les uns des autres ont été disposés sur chacun des trois sites afin de capturer les invertébrés rampants. Les récoltes ont été réalisées hebdomadairement durant les trois semaines de l'expérimentation. La campagne a été complétée par trois prélèvements composites de litière et de bois mort pour récolter plus spécifiquement les isopodes. Les spécimens ont été conservés dans l'éthanol 75°, et identifiés jusqu'à l'espèce chaque fois que cela était possible. Les abondances taxonomiques de l'ensemble des groupes faunistiques et les abondances spécifiques des isopodes terrestres ont été déterminées en cumulant les effectifs des deux types de collecte.

2.4 Mesures et analyses biométriques des isopodes terrestres

Les mesures biométriques ont été réalisées sur *O. asellus* et *P. scaber*. Après détermination du sexe et du poids de chacun des individus, la taille (de l'extrémité du céphalon au telson), la longueur des antennes (du céphalon au dernier flagelle) et la taille des œufs ont été mesurées à l'aide d'une loupe binoculaire (ZEISS Discovery.V8) et d'un réticule micrométrique (100 µm de précision). Le nombre d'œufs pour chacune des femelles gravides a été comptabilisé. La figure 1 schématise la morphologie générale d'un isopode terrestre.

Les relations entre la taille et le poids des individus prélevés sur chacun des sites ont été étudiées au moyen de régressions linéaires et d'analyses de corrélations (logiciel XLSTAT). La croissance relative des individus peut s'exprimer par une relation d'allométrie (HUXLEY 1933) selon l'équation $Y = b.X^k$, où Y représente le poids des individus, X la taille, b une constante et

k le coefficient d'allométrie. Les variables ont subi une transformation logarithmique selon la formule : $\text{Log } Y = k \text{ Log } X + \text{Log } b$. Le coefficient d'allométrie (k), l'intervalle de confiance de k à 95% et le coefficient de détermination (r^2) ont été déterminés. Il est classiquement admis qu'un coefficient d'allométrie égale à 3 correspond à une croissance isométrique et qu'un coefficient supérieur à 3 atteste une allométrie majorante (croissance plutôt en poids), tandis qu'une valeur inférieure à 3 indique une allométrie minorante (croissance plutôt en taille).



Figure 1. Morphologie générale de *Porcellio scaber*, vue dorsale. Antenne (a), flagelle (b), ommatidies (c), céphalon (d) et telson (e).

2.5 Analyse statistique des données

Des tests χ^2 au risque de 5% ont été réalisés afin de comparer la composition des populations (sexe-ratio et % de femelles gravides) entre les sites A, B et C. Les différents paramètres morphologiques mesurés ont été comparés entre les différents sites à l'aide de tests statistiques non paramétriques (test U de Mann-Whitney, logiciel Statistica). Parallèlement, les 20 à 30 plus grands individus de chaque espèce ont été isolés en distinguant les sexes et les femelles gravides, afin de réaliser des analyses statistiques similaires. Il est fait l'hypothèse que de travailler sur les individus les plus grands minimise les erreurs de mesures tout en renforçant la robustesse statistique des relations recherchées.

3. Résultats

3.1 Caractéristiques physico-chimiques des sols

Le sol A présente un pH basique, alors que le sol C est acide. Le sol B présente un pH légèrement acide (Tableau 1).

Tableau 1. Caractéristiques physico-chimiques des sols des trois sites étudiés.

	Site A	Site B	Site C
pH	7,97	6,84	4,23
CaCO ₃ total (g kg ⁻¹)	99,49	<1	<1
MO (g kg ⁻¹)	31,50	72,94	39,17
CEC (cmol kg ⁻¹)	12,54	12,41	7,45
Cd (mg kg ⁻¹)	35,9	16,5	5,4
Pb (mg kg ⁻¹)	989	1160	275
Zn (mg kg ⁻¹)	1442	1200	364

Les teneurs en matières organiques des sols des sites A et B sont environ deux fois inférieures à celles du site C. La CEC est comparable pour les sites A et B. Elle est nettement plus faible pour le site C. Les résultats confirment le gradient présumé de contamination en ETM des sols avec des teneurs variant de 5,4 à 35,9 mg kg⁻¹ pour Cd, entre 275 et 1160 mg kg⁻¹ pour Pb et entre 364 et 1442 mg kg⁻¹ pour Zn.

3.2 Abondance taxonomique

Sur l'ensemble des 6074 individus récoltés, 55 espèces ont été identifiées. Elles se répartissent en 9 groupes faunistiques en abondance variable selon les sites. On constate d'une part, la disparition progressive, le long du gradient de contamination des sols, de groupes réputés sensibles à la pollution comme les vers, les myriapodes, les coléoptères, les arachnides et les gastéropodes, et d'autre part, l'explosion démographique d'autres groupes considérés comme résistants à la pollution métallique tels que les dermaptères, les collembolés et les isopodes. Ce constat se confirme avec une richesse spécifique décroissante selon la contamination : 43 espèces sur le site C, 40 sur le site B et 32 sur le site A (Tableau 2). En revanche, les abondances individuelles ne montrent pas de corrélation avec le gradient de contamination métallique.

Tableau 2. Richesse spécifique (nombre d'espèces R) et abondance (nombre d'individus A) des groupes faunistiques récoltés sur les sites étudiés.

Groupes faunistiques	Site A		Site B		Site C	
	R	A	R	A	R	A
Oligochètes	1	4	2	11	2	93
Myriapodes	3	11	5	34	6	117
Coléoptères	13	88	14	124	18	201
Dermaptères	1	183	1	98	1	5
Hyménoptères	1	378	2	129	1	301
Collembolés	1	306	1	1107	1	93
Arachnides	7	99	8	109	6	148
Gastéropodes	2	28	2	46	4	65
Isopodes	3	356	5	1082	4	858
Total	32	1453	40	2740	43	1881

3.3 Abondance spécifique des isopodes

Sur l'ensemble des trois sites, seules 5 espèces d'isopodes ont été récoltées (Figure 2). Parmi elles, deux espèces sont dominantes : *O. asellus* et *P. scaber*. Cette dernière, est fortement représentée sur les sites A (n=619) et B (n=587), alors que son effectif est faible sur le site C (n=14). En revanche *O. asellus* est représentée de façon quasi similaire sur les trois sites (n_A= 227, n_B= 366, n_C= 271). Parmi les autres espèces récoltées, on constate la présence de *Philoscia muscorum* en faible abondance sur les sites B et C (n_B= 118, n_C= 52), ainsi que la présence occasionnelle de *Porcellio dilatatus* et de *Ligidium hypnorum* (respectivement : n_A= 13, n_B= 6, n_C= 0 ; n_A= 0, n_B= 5, n_C= 18).

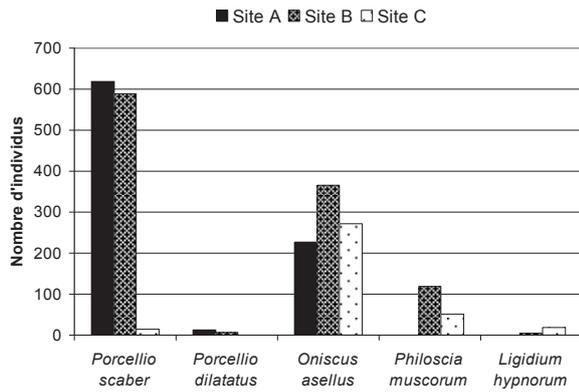


Figure 2. Abondance des différentes espèces d'isopodes terrestres échantillonnées sur les sites A, B et C.

3.3 Paramètres populationnels et morphologiques

Au sein des *O. asellus* et *P. scaber* dénombrés, les paramètres morphologiques ont été étudiés sur un nombre aléatoire d'individus (de 156 à 308 pour *O. asellus* ; 189 et 290 pour *P. scaber*). Du fait de la non représentativité de l'effectif de *P. scaber* sur le site C (n=14), ces individus n'ont pas été pris en compte.

Le sexe-ratio ne diffère pas entre les trois sites pour *O. asellus* et *P. scaber* (respectivement, $\chi^2 = 1,1$, ddl=2, $P = 0,56$; $\chi^2 = 0,6$, ddl=1, $P = 0,43$), mais on remarque un pourcentage de femelles décroissant le long du gradient de contamination des sols (Tableau 3). En revanche le pourcentage de femelles gravides diffère entre les sites pour les deux espèces ($\chi^2 = 38,4$, ddl=2, $P < 0,0001$; $\chi^2 = 3,9$, ddl=1, $P=0,047$). Une diminution du nombre de femelles gravides a été constatée avec l'augmentation de la pollution. Parallèlement, on observe une diminution non significative de la taille et du poids d'*O. asellus*. Cependant, la taille, le poids et la longueur des antennes des individus de *P. scaber* sont plus élevés sur le site A que le site B ($p < 0,05$). On observe aussi une différence significative pour le nombre d'œufs par femelle gravide entre les sites A et B chez *O. asellus*. Par ailleurs la taille des œufs diminue avec l'accroissement de la contamination de manière significative (Figure 3).

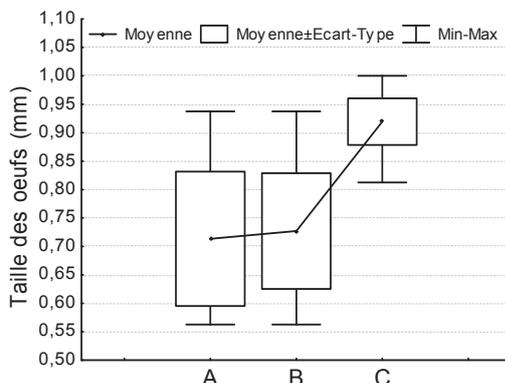


Figure 3. Taille moyenne des œufs (mm) d'*O. asellus* sur les sites A, B et C.

De fortes corrélations linéaires ont été mises en évidence entre la taille et le poids des individus d'*O. asellus* sur les trois sites. Le coefficient de corrélation est supérieur à 0,93 et atteint même 0,97 pour le site C (Figure 4). La corrélation entre ces deux paramètres morphologiques est toutefois moins marquée chez *P. scaber* sur les sites A et B ($r^2=0,67$ et $r^2=0,65$ respectivement)

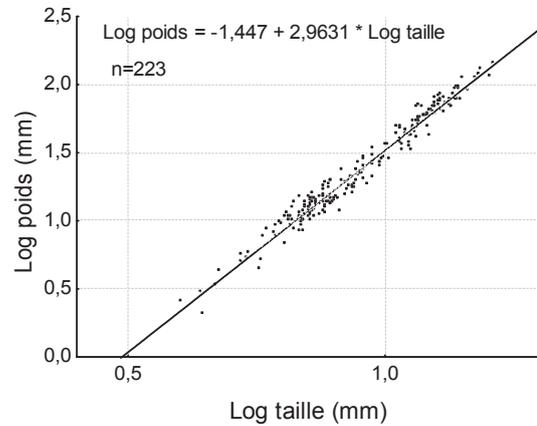


Figure 4. Corrélation entre la taille et le poids des individus d'*Oniscus asellus* sur le site C. Coefficient d'allométrie $k = 2,96$.

Les coefficients d'allométrie sont significativement inférieurs à 3 ($p < 0,05$) pour *O. asellus* sur les sites A et B et indiquent une allométrie minorante. Par contre, ils ne sont pas différents de 3 pour *O. asellus* sur le site C et pour *P. scaber* sur les sites A et B, et attestent d'une croissance isométrique.

Parmi les plus grands individus mâles (n=23) et femelles (n=20) d'*O. asellus*, la taille, le poids, la longueur des antennes et le nombre d'œufs sont en moyenne supérieurs sur le site B. On observe une diminution significative de la taille des œufs avec l'augmentation de la contamination. Les femelles non gravides (n=25) du site C se distinguent de celles du site B par une plus grande morphologie ($p < 0,05$). Les femelles gravides chez *P. scaber* (n=29) sont significativement plus grandes sur le site A que sur le site B ($p < 0,05$).

4. Discussion

Les sols des sites A, B et C présentent des caractéristiques physico-chimiques différentes et un gradient de contamination en ETM. Les teneurs à la surface des sols décroissent avec l'éloignement à la source. Ceci avait déjà été montré pour les sols agricoles. (DOUAY et al 2001; DOUAY et al 2003). Les différences entre les propriétés physico-chimiques des sols pourraient influencer sur la mobilité et la biodisponibilité des ETM dans les sols (PEIJNENBURG et al 1997; LANNON et al 2004) Parmi celles-ci, le pH, la CEC et la teneur en matières organiques jouent un rôle majeur (MA et al 1983; BEYER et al 1987).

Site	Espèce	n♂	n♀NG	n♀G	n total	Sexe-ratio (% femelles)	% femelles gravides	Taille (mm)	Poids (mg)	Longueur des antennes (mm)	Nombre d'œufs par femelle gravide	Taille des œufs (mm)	k	Intervalle de confiance de k à 95%	r ²	
A	<i>Oniscus asellus</i>	70	65	21	156	55,13	24,42	9,05±2,56	29,77±25,67	3,54±0,98	28,52±10,86 ^a	0,72±0,12 ^b	2,83	2,71-2,95	0,93	
B		131	71	106	308	57,47	59,89	9,19±2,71	30,89±27,16	3,46±1,07	34,05±8,37 ^a	0,73±0,10 ^c	2,83	2,76-2,89	0,95	
C		88	48	87	223	60,54	64,44	9,35±2,68	34,13±28,84	3,47±1,10	30,39±9,88	0,90±0,05 ^{bc}	2,96	2,89-3,03	0,97	
A	<i>Porcellio scaber</i>	38	104	47	189	57,30	31,13	10,69±6,52 ^a	40,34±17,97 ^a	3,91±0,62 ^a	23,69±9,78	0,87±0,11	2,76	2,48-3,03	0,67	
B		67	136	87	290	76,90	39,01	9,66±5,39 ^a	29,34±14,90 ^a	3,58±0,63 ^a	22,45±8,61	0,85±0,12	2,94	2,69-3,19	0,65	
A		23	-	-	-	-	-	9,74±0,70 ^a	29,81±10,81 ^a	3,79±0,56 ^a	-	-	-	-	-	-
B	23	-	-	-	-	-	11,38±0,70 ^{ac}	44,15±6,62 ^{ac}	4,51±0,47 ^{ac}	-	-	-	-	-	-	-
C	23	-	-	-	-	-	10,27±0,96 ^c	31,91±7,99 ^c	3,74±0,62 ^c	-	-	-	-	-	-	-
A	<i>Oniscus asellus</i>	-	-	20	-	-	12,40±1,65 ^a	66,15±22,93 ^a	4,56±0,59 ^a	27,65±8,28 ^{ab}	0,71±0,10 ^b	-	-	-	-	
B		-	-	20	-	-	14,82±0,57 ^{ac}	92,48±10,84 ^{ac}	5,28±0,45 ^{ac}	40,8±5,9 ^{ac}	0,72±0,08 ^c	-	-	-	-	
C		-	-	20	-	-	13,23±0,52 ^c	79,33±7,36 ^c	4,96±0,28 ^c	34,55±7,08 ^{bc}	0,91±0,03 ^{bc}	-	-	-	-	
A	<i>Porcellio scaber</i>	-	25	-	-	-	11,81±2,10	54,67±24,81 ^b	4,56±0,84 ^a	-	-	-	-	-	-	
B		-	25	-	-	-	10,74±1,55 ^c	41,96±19,32 ^c	3,92±0,64 ^{ac}	-	-	-	-	-	-	
C		-	25	-	-	-	13,31±1,09 ^c	80,76±21,05 ^{bc}	4,71±0,87 ^c	-	-	-	-	-	-	
A	<i>Porcellio scaber</i>	30	-	-	-	-	10,31±1,15	34,28±12,43	4,29±0,77	-	-	-	-	-	-	
B		30	-	-	-	-	10,52±0,83	34,26±13,55	4,26±0,53	-	-	-	-	-	-	
A		-	-	29	-	-	-	11,66±0,57 ^a	58,23±17,11	4,27±0,33	24,17±10,73	0,86±0,08	-	-	-	
B	-	-	29	-	-	-	11,09±0,39 ^a	47,46±10,43	4,15±0,33	27,31±7,28	0,91±0,10	-	-	-		
A	<i>Porcellio scaber</i>	-	30	-	-	-	11,20±0,78	50,81±13,06	4,12±0,33	-	-	-	-	-	-	
B		-	30	-	-	-	11,20±0,69	47,09±10,80	4,23±0,50	-	-	-	-	-	-	

Tableau 3. Paramètres morphologiques et populationnels chez *Oniscus asellus* et *Porcellio scaber* (mâles, femelles non gravides NG et femelles gravides G) collectés sur les sites A, B et C. Les paramètres biométriques sont exprimés en moyenne ± écart-type. k représente le coefficient d'allométrie et r² le coefficient de détermination. ^a : différence significative (p<0.05) entre les sites A et B ; ^b ; ^c : entre les sites A et C ; : entre les sites B et C.

Des pH acides tendent à accroître la mobilité et la biodisponibilité des ETM, alors que des teneurs élevées en matières organiques et en argile favorisent l'immobilisation par complexation des ETM (SAUVE 2002; LUKKARI et al 2004). Au regard des caractéristiques physico-chimiques des sols étudiés, il est à penser que les ETM présentent des comportements différents. Bien que les concentrations soient les plus faibles pour le sol C, les éléments pourraient être davantage mobiles (pH acide et faible CEC). A l'inverse, la mobilité pourrait être moindre dans le sol du site A, du fait notamment d'un pH alcalin et d'une teneur en carbonate totale élevée par rapport au site B. La collecte de la pédofaune a montré une diminution de la richesse spécifique avec l'accroissement de la contamination. Ces observations corroborent des travaux antérieurs réalisés sur le secteur étudié (GRELLE 1998; GRELLE et al 2000) qui avaient montré la disparition progressive, le long d'un gradient de contamination des sols, d'organismes sensibles tels que les vers de terre, les gastéropodes et les coléoptères. En revanche, les collemboles et les isopodes sont très présents sur l'ensemble des sites à proximité de Metaleurop. Les isopodes sont capables d'accumuler de fortes concentrations en ETM et les effets létaux apparaissent à des stades d'accumulation avancés (CORTET et al 1999).

Au regard des 14 espèces d'isopodes communément recensées dans le Nord de la France, la richesse spécifique des isopodes au sein de chacun des trois sites s'avère relativement faible. En outre, *O. asellus* et *P. scaber* sont bien représentés sur le site étudié. Leurs fortes abondances reflètent probablement une grande diversité des microhabitats et une bonne qualité de la nourriture (RUSHTON & HASSALL 1983). On peut donc déduire de ceci que les conditions des sites A et B seraient plus favorables au développement des populations d'*O. asellus* et de *P. scaber*, alors que sur le site C, *P. scaber* est très peu présent. Or ce site a été choisi dans un milieu forestier peu anthropisé et donc *a priori* plus propice au développement des isopodes. Ce constat peut être rapproché des observations de VILISICS (2007) qui a montré une diminution du nombre d'individus de différentes espèces d'isopodes dont *O. asellus* et *P. scaber* avec la réduction de l'urbanisation. L'acidité du sol C et l'engorgement temporaire de ce dernier en période hivernale pourraient expliquer la faible abondance de *P. scaber* dont les paramètres populationnels sont connus pour dépendre du pH et de l'activité microbienne des litières (ZIMMER & TOPP 1997).

Entre les sites, aucune différence n'a été montrée concernant le sexe-ratio des deux espèces. Toutefois, au sein d'un même site, ce sexe ratio est déséquilibré en faveur des femelles. Ceci est généralement observé chez les deux espèces

(VANDEL 1941; MEINERTZ 1950). Cependant, une diminution du pourcentage de femelles gravides est observée chez *O. asellus* et *P. scaber* lorsque la contamination des sols augmente. Il est à penser que le coût énergétique lié à la détoxification induit un faible investissement des réserves énergétiques pour la reproduction. En effet, différents auteurs ont montré qu'un stress engendré par un environnement pollué peut induire un accroissement des dépenses énergétiques des organismes en liaison avec la mise en place de mécanismes de défense, de réparation physiologique ou à un comportement d'évitement (SIBLY & CALOW 1989; WIDDOWS & DONKIN 1992). DONKER (1992) a observé plus particulièrement une diminution des réserves énergétiques de *P. scaber* vivant sur des sites contaminés par des ETM.

Le faible taux de femelles gravides observé en juin 2006 chez *P. scaber* en comparaison avec *O. asellus* s'explique par un décalage des périodes de reproduction des espèces. En effet, *P. scaber* se reproduit de la fin du printemps à l'été, alors qu'*O. asellus* se reproduit plutôt en été jusqu'au début de l'automne (ZIMMER 2004).

Une différence de la taille des œufs d'*O. asellus* est observée entre le site C et les sites A et B plus contaminés. Elle pourrait aussi s'expliquer par le coût de la détoxification et la diminution des réserves énergétiques.

Une diminution de la taille et du poids chez *O. asellus* est observée avec l'accroissement de la contamination des sols, même si elle n'est pas significative. Ce constat n'est pas vérifié pour *P. scaber* pour lequel la taille, le poids et la longueur des antennes sont supérieurs sur le site A ($p < 0,05$). Ce constat va à l'encontre de celui de JONES & HOPKIN (1998) qui ont montré une réduction de la taille de *P. scaber* dans un environnement pollué par les ETM. Cette réduction n'a pas été observée entre les sites A et B bien que le degré de contamination des sols décroisse pour Cd et Zn. L'explication pourrait résider dans un comportement différent des ETM au regard notamment d'un pH du sol A plus élevé, lequel pourrait induire une moindre mobilité des polluants, voire de leur biodisponibilité.

Les régressions établies entre la taille et le poids des individus montrent qu'il existe de fortes corrélations entre ces deux paramètres pour *O. asellus*. Elles sont moins significatives chez *P. scaber*. Pour les deux espèces, ces relations ne semblent pas être affectées par les caractéristiques des sites étudiés. Ces observations pourraient dans des études ultérieures, conduire à privilégier les individus les plus grands lors de la caractérisation de certains paramètres biométriques. Plusieurs arguments plaident en faveur de ce choix : minimisation des erreurs de mesures, extrapolation des données aux individus les plus petits et probabilité plus

grande d'avoir des femelles gravides dans l'échantillon.

Les coefficients allométriques k attestent l'existence d'une allométrie minorante chez *O. asellus* pour les sites A et B, laquelle signifie que la croissance s'effectue plutôt en taille qu'en poids. En revanche, il a été observé chez *O. asellus* sur le site C et chez *P. scaber* sur les sites A et B, des coefficients allométriques non significativement différents de 3. Ce constat indique une croissance isométrique, à savoir une proportionnalité de la taille et du poids conservée lors de la croissance. Dans le cas présent, une allométrie minorante pourrait s'expliquer par une sollicitation plus importante des réserves énergétiques nécessaires à la mise en place de mécanismes de défense, qui induirait une perte en poids des individus. De ce fait, il semble que le degré de contamination des sols du site C ne constitue pas une contrainte suffisante pour générer un stress perturbant la croissance d'*O. asellus*. En revanche, les constats réalisés sur les sites A et B pour *P. scaber* restent difficiles à interpréter. La valeur de k plus faible pour *P. scaber* sur le site A au regard du site B laisse penser que le stress environnemental subit par les individus perturbe davantage leur croissance. Néanmoins, statistiquement, aucune différence n'est observée par rapport au coefficient isométrique ($k=3$). La présence en abondance de juvéniles dans les populations étudiées (comme le laisse penser les écart-types des paramètres morphologiques) pourrait influencer sur le coefficient K . Il conviendrait donc à l'avenir d'étudier la croissance des isopodes par classes de taille.

Aujourd'hui, certaines espèces (*Helix aspersa*, *Eisenia fetida*, *Cetonia aurata* et *Folsomia candida*) sont le support de normes en France et utilisées en laboratoire pour évaluer la santé des écosystèmes terrestres au travers de l'étude de la croissance, de la reproduction ou encore de l'évitement. Ces tests écotoxicologiques restent parfois éloignés des réalités de terrain, du fait de la complexité des interactions entre les systèmes biologiques et les paramètres des milieux.

Bien que très peu étudiés en milieux terrestres, les aspects biométriques pourraient renseigner sur les dysfonctionnements des écosystèmes *in situ*. C'est le cas avec les isopodes terrestres tels que *O. asellus* et *P. scaber* qui apparaissent comme des candidats potentiels pour l'évaluation de la qualité des sols compte tenu de leur abondance sur les sites contaminés. Les résultats obtenus montrent que la biométrie chez ces espèces pourrait être un outil simple et efficace en termes de biomonitoring sur les sites pollués par les ETM. Il a en effet été montré une diminution de la taille des œufs chez *O. asellus* avec l'accroissement de la contamination. Dans les prochaines étapes du travail, d'autres paramètres biométriques, tels que la largeur du

céphalon et la taille des appendices (antennes, pattes), seront étudiés pour confirmer l'intérêt de l'outil proposé.

Remerciements

Les auteurs remercient l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) ainsi que l'Université Catholique de Lille pour leur soutien financier.

Références

- BEYER, W. N., HENSLER, G., MOORE, J. (1987) Relation of pH and other soil variables to concentrations of Pb, Cu, Zn, Cd, and Se in earthworms. *Pedobiologia* 30: 167-172
- CORTET, J., GOMOT-DE VAUFLERY, A., POINSOT-BALAGUER, N., GOMOT, L., TEXIER, C., CLUZEAU, D. (1999) The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *Eur. J. Soil Biol.* 35: 115-134
- DONKER, M. H. (1992) Energy Reserves and Distribution of Metals in Populations of the Isopod *Porcellio scaber* from Metal-Contaminated Sites. *Functional Ecology* 6: 445-454
- DOUAY, F., PERDRIX, E., FOURRIER, H., PLAISANCE, H. (2001) Programme de Recherches Concertées. *Environnement et Activités humaines*. Cartographie des teneurs en cadmium, plomb et zinc dans les horizons organo-minéraux des parcelles agricoles autour des sites métallurgiques de Noyelles-Godault et d'Auby. 27 p
- DOUAY, F., PRUVOT, C., FOURRIER, H., WARIN, A. (2003) Evaluation du degré de contamination des pelouses autour des industries métallurgiques d'Auby et de Noyelles-Godault. Proposition d'une démarche en vue d'intégrer ces espaces récréatifs lors des diagnostics environnementaux. Document Programme Régional Action Santé Environnement - ISA: 173 p
- DOUAY, F., PRUVOT, C., ROUSSEL, H., CIESIELSKI, H., FOURRIER, H., PROIX, N., WATERLOT, C. (2008) Contamination of urban soils in an area of Northern France polluted by dust emissions of two smelters. *Water Air and Soil Pollution* 188: 247-260
- GODIN, P., FEINBERG, M., DUCAUZE, C. (1985) Modelling of soil contamination by airborne lead and cadmium around several emission sources. *Environ pollut ser B* 10: 97-114
- GRELLE, C. (1998) Impact des métaux lourds sur les peuplements de macroinvertébrés de la faune du sol - Influence du cadmium et du plomb sur différents aspects de la physiologie de deux modèles biologiques : *Lithobius forficatus* (Myriapode Chilopode) et *Eisenia fetida* (Annélide Oligochète). Université de Lille 1, Villeneuve-d'Ascq, FRANCE (Université de soutenance)

- GRELLE, C., FABRE, M.-C., LEPRETRE, A., DESCAMPS, M. (2000) Myriapod and isopod communities in soils contaminated by heavy metals in northern France. *European Journal of Soil Science* 51: 425-433
- HOPKIN, S. P. (1989) *Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates*. Elsevier Applied Sciences, London: 1-366
- HUXLEY, J. S. (1933) Problems of Relative Growth. *J. Anat.* 67: 484-485
- JONES, D. T., HOPKIN, S. P. (1998) Reduced survival and body size in the terrestrial isopod *Porcellio scaber* from a metal-polluted environment. *Environmental Pollution* 99: 215-223
- KANG, S. G., CHOI, M. S., OH, I. S., WRIGHT, D. A., KOH, C. H. (1999) Assessment of metal pollution in Onsan Bay, Korea using Asian periwinkle *Littorina brevicula* as a biomonitor. *Sci. Total Environ.* 234: 127-137
- KOECKRITZ, T., IRMLER, U., WEPPE, P. (1999) Heavy metal content in *Aporrectodea caliginosa* (Oligochaeta, Lumbricidae) in the city of Kiel (Germany, Schleswig-Holstein). *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 162: 477-482
- LANNO, R., WELLS, J., CONDER, J., BRADHAM, K., BASTA, N. (2004) The bioavailability of chemicals in soil for earthworms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 57: 39-47
- LOUREIRO, S., SAMPAIO, A., BRANDAO, A., NOGUEIRA, A. J. A., SOARES, A. M. V. M. (2006) Feeding behaviour of the terrestrial isopod *Porcellionides pruinosus* Brandt, 1833 (Crustacea, Isopoda) in response to changes in food quality and contamination. *Science of the Total Environment* 369: 119-128
- LUKKARI, T., TAAVITSAINEN, M., VAISANEN, A., HAIMI, J. (2004) Effects of heavy metals on earthworms along contamination gradients in organic rich soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 59: 340-348
- LUTTRINGER, M., DE CORMIS, L. (1979) La pollution par les métaux lourds à Noyelles-Godault et ses environs (Pas de Calais). INRA - Station d'Etude de la pollution atmosphérique: 12 p et annexes
- MA, W., EDELMAN, T., VAN BEERSUM, I., JANS, T. (1983) Uptake of cadmium, zinc, lead, and copper by earthworms near a zinc-smelting complex: influence of soil pH and organic matter. *Bull Environ Contam Toxicol* 30: 424-7
- MEINERTZ, T. (1950) Ueber die Geschlechtsverhältnisse und die Brutzeit der dänischen Landisopoden. *Archivum Societatis zoologicae-botanicae fennicae Vanamo* 4: 143-150
- NICOLAIDOU, A., NOTT, J. A. (1998) Metals in sediment, seagrass and gastropods near a nickel smelter in Greece: possible interactions. *Mar. Pollut. Bull.* 36: 360-365
- PEIJNENBURG, W. J. G. M., POSTHUMA, L., EIJSACKERS, H. J. P., ALLEN, H. E. (1997) A Conceptual Framework for Implementation of Bioavailability of Metals for Environmental Management Purposes. *Ecotoxicology And Environmental Safety* 37: 163-172
- PETERS, E. L., KAUFMANN-DASZCZUK, B., BRANT, H. A., JAGOE, C. H., RICHTER, R. (2001) In: Element concentrations and fluctuating asymmetry in a terrestrial isopod (*Armadillidium vulgare*) in metropolitan Chicago Parklands. Department of Biological Sciences, Chicago State University, p 1p
- RUSHTON, S. P., HASSALL, M. (1983) The effects of food quality on the life history parameters of the terrestrial isopod (*Armadillidium vulgare* (Latreille)). *Oecologia* 57: 257-261
- SAUVÉ, S. (2002) Speciation of metals in soils Bioavailability of Metals in Terrestrial Ecosystems : Importance of Partitioning for Bioavailability to Invertebrates, Microbes, and Plants, pp 7-37
- SIBLY, R. M., CALOW, P. (1989) A life-cycle theory of responses to stress. *Biological Journal of the Linnean Society* 37: 101-116
- STERCKEMAN, T., DOUAY, F., FOURRIER, H., PROIX, N. (2002) Référentiel Pédologie-Géochimique du Nord-Pas de Calais. Rapport technique, Conseil Régional Nord-Pas de Calais - Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement: 128 p
- VANDEL, A. (1941) Recherches sur la génétique et la sexualité des isopodes terrestres. VII. Sur la longévité des spermatozoïdes à l'intérieur de l'ovaire d'*Armadillidium vulgare*. *Bulletin biologique de la France et de la Belgique* 75: 364-368
- VILISICS, F., ELEKA, Z., LOVEI, G. L., HORNING, E. (2007) Composition of terrestrial isopod assemblages along an urbanisation gradient in Denmark. *Pedobiologia* 51: 45-53
- WIDDOWS, J., DONKIN, P. (1992) Mussels and environmental contaminants: bioaccumulation and physiological aspects, in *The mussel Mytilus: ecology, physiology, genetics and culture*. In: (ed), G. E. (ed.). Elsevier, Amsterdam
- ZIMMER, M. (2004) Effects of temperature and precipitation on a flood plain isopod community: a field study. *European Journal of Soil Biology* 40: 139-146
- ZIMMER, M., TOPP, W. (1997) Does leaf litter quality influence population parameters of the common woodlouse, *Porcellio scaber* (Crustacea: Isopoda)? *Biol Fertil Soils* 24: 435-441
- ZODL, B., WITTMANN, K. J. (2003) Effects of sampling, preparation and defecation on metal concentrations in selected invertebrates at urban sites. *Chemosphere* 52: 1095-1103

Asymétrie fluctuante des feuilles d'*Alnus glutinosa* : Indicateur de stress dans le cadre d'une phytostabilisation aidée sur des sols fortement pollués par des éléments traces métalliques

Pohu A.^{1, 2}, Roussel H.¹, Waterlot C.¹, Garçon G.², Bidar G.¹, Pruvot C.¹, Pourrut B.¹, Shirali P.², Douay F.¹

¹ Laboratoire Sols et Environnement, Groupe ISA, Lille, 59000 France ; f.douay@isa-lille.fr

² LCE-EA2598, Toxicologie Industrielle et Environnementale, ULCO, Dunkerque, 59140 France

Résumé

Dans le cadre d'un projet de réhabilitation environnementale de sols fortement pollués par des éléments traces métalliques (ETM), un essai de phytostabilisation aidée a été mis en place sur un site expérimental situé à proximité d'une ancienne fonderie de plomb. Les expérimentations reposent sur la comparaison des données obtenues sur *Alnus glutinosa* planté sur deux parcelles amendées avec des coproduits industriels au regard des résultats issus d'une parcelle de référence. Ont été mesurés les paramètres physico-chimiques des sols, les concentrations en ETM des feuilles ainsi que leur asymétrie fluctuante (AF). Les résultats montrent que l'amendement a pour effet de diminuer les concentrations foliaires en Cd et Zn. L'AF des traits étudiés était plus faible pour les arbres ayant poussé sur les sols amendés. Des différences ont été constatées selon les amendements. Les résultats tendent à montrer que la technique appliquée pourrait engendrer une réduction du stress environnemental chez *A. glutinosa*.

Abstract: Fluctuating asymmetry of *Alnus glutinosa* leaves - indicator of stress during aided phytostabilisation on metal polluted soils

A restoration project was set up to manage the metal polluted soils surrounding the former Pb smelter by associating fly ash amendments with a plant cover. Data obtained from *A. glutinosa* planted on two amended soils were compared to non amended soil. Soil physico-chemical parameters, metal concentrations in leaves and their fluctuating asymmetry (FA) were measured. The results shown that amendment decreased the foliar concentrations of Cd and Zn. FA also decreased in plants from treated soils. We found differences among the two types of applied fly ash. Our results suggest that there might be a possible decrease of the environmental stress for *A. glutinosa* as a result of aided phytostabilisation.

Keywords: fluctuating asymmetry, soil contamination, metals, *Alnus glutinosa*, aided phytostabilisation, fly ash

1. Introduction

De nombreux travaux ont mis en évidence l'existence de dangers environnementaux et sanitaires en liaison avec la contamination des sols par les émissions atmosphériques d'industries métallurgiques. C'est notamment le cas dans le Nord de la France aux alentours de l'ancienne fonderie de plomb (Metaleurop Nord à Noyelles-Godault) (DOUAY et al. 2008). Depuis sa fermeture en mars 2003, la question de la gestion durable des sols fortement contaminés par Cd, Pb et Zn dans les environs de l'usine se pose de façon cruciale.

La phytoremédiation est souvent présentée comme une alternative à des techniques lourdes et coûteuses telles que l'excavation du sol contaminé et son remplacement par des maté-

riaux non contaminés. Il s'agit d'une technique douce, peu coûteuse, applicable sur de grandes surfaces et facilement acceptée par les populations concernées (CUNNINGHAM et OW 1996; PILON SMITS 2005). Elle repose sur l'utilisation de plantes ayant pour finalité soit d'extraire les polluants du sol (phytoextraction), soit de les stabiliser dans la rhizosphère (phytostabilisation) afin de minimiser le transfert des polluants vers les chaînes alimentaires. De plus, l'installation d'un couvert végétal présente l'avantage de limiter la dispersion des particules de sol par l'érosion éolienne ou hydrique. A la phytostabilisation, il est possible d'associer l'utilisation d'amendements minéraux et/ou organiques (phytostabilisation aidée) dans le but d'une part, de favoriser l'installation et le développement du couvert végétal (phytorestoration) et d'autre part, de

réduire la mobilité et la biodisponibilité des polluants (MENCH et al. 2000). Parmi les produits susceptibles d'être utilisés, les cendres volantes, co-produits issus de chaudières de centrales thermiques à lit fluidisé circulant utilisant du charbon comme combustible, ont fait l'objet de diverses recherches (SHENDE et al. 1994; VANGRONSVELD et al. 1996). Ces travaux ont montré une diminution de la phytotoxicité des éléments traces métalliques (ETM) dans les sols sableux et acides comme dans le Nord de la Belgique où a été évaluée notamment la béringite. Cependant, aux alentours de Metaleurop Nord, ainsi que dans le Nord de la France, dominant des sols limoneux à pH neutre, voire légèrement basique [STERCKEMAN et al 2007]. Se pose donc la question de l'efficacité de tels co-produits pour la remédiation de sols fortement contaminés par des ETM.

D'une façon générale, l'amendement des sols avec les cendres volantes peut avoir des effets bénéfiques pour la croissance des plantes compte tenu de leurs concentrations en éléments nutritifs (ADRIANO et al. 1980). De plus, elles peuvent induire une élévation du pH des sols (GUPTA et al. 2002), améliorer la structure de ces derniers, accroître leur microporosité et leur capacité de rétention de l'eau (FAIL et WOCHOK, 1977; GANGLOFF et al. 2000). De telles modifications des paramètres physico-chimiques des sols peuvent toutefois entraîner des compétitions entre certains éléments nutritifs en liaison avec les concentrations élevées en Ca, K et S des cendres (CARLSON et ADRIANO, 1993). Il s'avère donc nécessaire d'évaluer *in situ* l'intérêt de ce type d'amendement, très abondant sur le marché et d'un faible coût, pour la phytostabilisation (mobilité et biodisponibilité des ETM, changements des équilibres chimiques dans les sols). Cette évaluation peut reposer sur différents biomarqueurs de stress au niveau biochimique, physiologique ou cytologique. Bien que peu employés chez les végétaux, les biomarqueurs morphométriques pourraient apporter des réponses pertinentes sur les effets du stress (BONZOM 1999). Parmi ceux-ci, l'asymétrie fluctuante (AF) peut être un indicateur sensible pour la surveillance de la santé environnementale dans des conditions de stress anthropique. Elle correspond à une subtile différence de symétrie des caractères bilatéraux tels que les parties gauche et droite d'une feuille. Un faible niveau d'asymétrie de ces caractères est considéré comme naturel (symétrie bilatérale parfaite). Cependant au-delà d'un certain seuil, cette asymétrie résulte d'une perturbation dans le développement de l'individu (PALMER et STROBECK, 1986; PARSONS, 1992). Cette perturbation peut être provoquée par un stress environnemental (PALMER 1996). L'AF des traits morphologiques a été proposée comme un

indicateur précoce permettant l'évaluation de la qualité de l'environnement (LEUNG et al. 2000; LEAMY et KLINGENBERG, 2005). MAL et al. (2002) ont montré une augmentation de l'AF des feuilles de *Lythrum salicaria* en lien avec une contamination en Pb du milieu de culture, ainsi que des modifications de certains paramètres biométriques tels que le nombre et la longueur des feuilles. Cependant, le lien entre l'AF et la pollution n'est pas toujours établi (LENS et al. 2002; AMBO RAPPE et al. 2008).

Dans le présent travail, est étudiée l'influence d'un apport de cendres volantes dans des sols fortement contaminés par Cd, Pb et Zn sur le transfert de ces ETM vers les feuilles d'*Alnus glutinosa* et sur leur AF. L'objectif est *in fine* d'évaluer l'intérêt du mode de remédiation proposé.

2. Matériels et méthodes

2.1. Site expérimental

Le site expérimental est situé à Evin-Malmaison dans le Nord de la France, à 600 m de l'ancienne fonderie de plomb Metaleurop Nord. Les sols environnants ont été très fortement contaminés par les ETM pendant l'activité de la fonderie jusqu'en 2003. Une expérimentation de réhabilitation environnementale a été mise en place en 2000 dans le cadre d'un partenariat universitaire, institutionnel et industriel. Le site a été divisé en trois parcelles de 3000 m². Les sols de deux parcelles ont été amendés au moyen de deux types de cendres volantes à raison de 230 t ha⁻¹. La troisième parcelle n'a fait l'objet d'aucun traitement et a servi de référence.

La première cendre est de type silico-alumineuse (F1), la seconde cendre (F2) est de type sulfo-calciq (tableau 1). Les teneurs totales en Cd, Pb et Zn de la cendre F2 avoisinent les teneurs habituelles des sols agricoles régionaux [STERCKEMAN et al 2007]. En revanche, celles de la cendre F1 dépassent ces valeurs de 3 à 4 fois selon l'élément.

Tableau 1. Caractéristiques physico-chimiques des cendres volantes étudiées (F1 et F2)

Analyses	Unités	F1	F2
N		0,2	1,0
CaCO ₃	g kg ⁻¹	21	67
P ₂ O ₅		0,09	0,24
CEC		5,1	6,4
Ca ²⁺ échangeable		101,4	657,9
Na ⁺ échangeable	cmol ⁺ kg ⁻¹	0,6	0,2
Mg ²⁺ échangeable		14,6	9,9
K ⁺ échangeable		1,9	0,5
Cd total		1,0	0,4
Pb total		142	39
Zn total	mg kg ⁻¹	257	85
S soluble à l'eau		5 460	13 875
pH eau	u	10,1	12,6

Les trois parcelles ont ensuite été semées avec un mélange herbacé. Puis, environ 2000 arbres ont été plantés. Il s'agit d'essences habituellement utilisées en requalification de friches industrielles par l'Établissement Public Foncier du Nord - Pas de Calais : *Robinia pseudoacacia* L., *Alnus glutinosa* L., *Quercus robur* L., *Acer pseudoplatanus* L. et *Salix alba* L.

2.2. Échantillonnage des sols et des feuilles

Sur chacune des trois parcelles, trois plots de 15 x 12 m ont été définis. Dans chacun des plots, un échantillon composite de terre a été prélevé en 2003 dans l'horizon de surface (0 - 25 cm). En octobre 2007, cinq arbres d'*A. glutinosa* ont été choisis aléatoirement dans chacun des neuf plots. Sur chacun des arbres, 15 feuilles saines ont été échantillonnées aléatoirement.

2.3. Détermination de l'asymétrie fluctuante

Au laboratoire, les feuilles ont été lavées abondamment dans trois bains successifs d'eau du robinet. Elles ont été aplaties, déposées entre des feuilles de papier absorbant puis, placées à 40°C sous presse pendant une semaine. Chacune des feuilles a ensuite été scannée (Brother DCP 8065 DN, 600 dpi). Les parties bilatérales de chaque feuille (droite et gauche) ont fait l'objet de diverses mesures au moyen d'un logiciel de traitement et d'analyse d'images (ImageJ, 1.38). Les traits foliaires mesurés sont pour chaque demie feuille : la surface (s), la largeur au niveau de la partie la plus large (l) et le périmètre (p). La surface de la feuille entière (S) et la longueur de la feuille au niveau de la nervure centrale (L) ont été également mesurées. Pour chacun des traits, l'asymétrie fluctuante correspond à la valeur absolue de la différence entre la partie droite et la partie gauche (|D-G|).

2.4. Protocoles analytiques

Analyse des feuilles. Après la mesure de l'AF, les feuilles ont été broyées pour passer au travers d'une maille de 250 µm. Elles ont ensuite été digérées au moyen d'un four à micro-ondes dans 5 mL d'HNO₃ (70 %). Les concentrations en Cd, Pb et Zn ont été mesurées par spectrométrie d'absorption atomique.

Analyse des sols. Les échantillons de terre ont été séchés à l'air ambiant, puis broyés et tamisés pour passer au travers d'une maille de 2 mm. L'analyse granulométrique a été réalisée selon la norme française NF X 31-107. Les concentrations en carbone organique (CO), en azote total (N), en carbonate total (CaCO₃), en soufre soluble à l'eau (S_{eau}), le pH_{eau}, la capacité d'échange cationique (CEC) et cations échangeables (CaO, MgO, Na₂O, K₂O) ont été déterminés selon respectivement les normes NF ISO 10694, NF ISO 13878, NF ISO

10693, méthode INRA SOL-1513, NF ISO 10390, NF X 31-130 et NF X 31-108. Les teneurs totales en Cd, Pb et Zn ont été déterminées par ICP-MS sur des échantillons broyés et tamisés à 250 µm après une mise en solution dans un mélange d'acide fluorhydrique et perchlorique selon la norme NF X 31-147.

Les analyses ont été réalisées par le Laboratoire d'Analyses des Sols de l'INRA d'Arras.

2.5. Analyse statistique

Préalablement à la comparaison des données de l'AF, des tests ont été réalisés suivant la procédure de PALMER (1996) pour s'assurer de l'absence d'asymétrie directionnelle et d'antisymétrie, lesquelles pouvant influencer l'AF et l'erreur de mesure (EM). Cette dernière a été estimée par ANOVA à deux variables sur un sous-échantillon de 40 feuilles pour chacune des trois parcelles. La dépendance de l'AF par rapport à la taille des traits foliaires a été vérifiée au moyen d'une régression linéaire simple de |D-G| sur (D+G)/2 (PALMER et STROBECK, 1986). La différence d'AF entre les traitements a été vérifiée au moyen du test de Tukey. Les effets des cendres volantes sur les propriétés physico-chimiques et les concentrations en ETM des sols et des feuilles ont été testés au moyen du test U de Mann-Witney (Statistica 6.1).

3. Résultats et discussion

3.1. Caractéristiques physico-chimiques des sols

Le tableau 2 présente les paramètres physico-chimiques mesurés dans les sols des trois parcelles.

Tableau 2. Paramètres physico-chimiques (moyenne ± écart type) des sols étudiés

Paramètres	R	F1	F2
sable %	23,3	22,3	25,6
limon %	55,2	58,1	61,5
argile %	21,5	19,6*	12,9*
pH _{eau}	7,6±0,3	8,3±0,0*	8,0±0,0*
MO g kg ⁻¹	32,1±1,7	35,5±0,1*	38,7±1,6*
C/N	14,2±0,2	16,5±0,7*	18,4±1,5*
CaCO ₃ g kg ⁻¹	3,0±1,0	7,0±1,0*	54,0±12,5*
CECcmol ⁺ kg ⁻¹	13,3±0,6	12,5±0,4	12,9±0,8
CaO g kg ⁻¹	4,6±0,6	7,1±0,4*	27,6±4,4*
MgO g kg ⁻¹	0,14±0,02	0,34±0,01*	0,18±0,03
K ₂ O g kg ⁻¹	0,30±0,04	0,34±0,01	0,39±0,06
Na ₂ O mg kg ⁻¹	12±1	17±1*	17±2*
S _{eau} mg kg ⁻¹	7,3±0,6	10,7±0,6*	2211,3±74,1*

* différence significative par rapport au sol de référence (U-test de Mann-Witney, p<0.05), n = 9

Il apparaît des différences significatives entre les sols amendés et le sol de référence. Ainsi, les teneurs en argile du sol F2 sont plus faibles que celles des deux autres sols. Les teneurs en limons fins des sols F1 et F2 sont significativement

plus élevées au regard de celles du sol R. Les pH des sols F1 et F2 sont supérieurs à ceux du sol R. Les teneurs en matières organiques et les ratios C/N des sols F1 et F2 sont supérieurs à ceux du sol de référence. Les teneurs moyennes en CaCO₃ total et en S_{eau} sont très nettement supérieures pour le sol F2. Celles du sol F1 sont aussi supérieures à celles du sol R. En revanche, la CEC du sol R est supérieure à celle des deux autres sols bien que ceci ne soit pas significatif. En ce qui concerne les cations échangeables, leurs teneurs dans les sols F1 et F2 sont supérieures à celles du sol R.

Les valeurs plus élevées du pH et des teneurs en CaCO₃ total, cations échangeables et en S soluble des sols F1 et F2 sont expliquées par les caractéristiques des cendres volantes apportées (tableau 1). Les teneurs en limons fins plus élevées pour les sols F1 et F2 au regard de celles du sol R seraient à rechercher dans la granulométrie des cendres.

Par ailleurs, il est à noter un ratio C/N des sols particulièrement élevé compte tenu du passé agricole de la parcelle. Pour le sol R, il est en moyenne 1,4 fois supérieur à celui d'une parcelle agricole non massivement contaminée de la région. De nombreux travaux ont mis en évidence l'existence d'une influence négative de la contamination des sols par les ETM sur la dégradation des matières organiques (COTRUFO et al 1995; VASQUEZ-MURRIETA et al 2006) se traduisant par des C/N plus élevé. L'ajout des cendres volantes a eu pour effet d'accroître encore ce phénomène qui pourrait être expliqué par trois hypothèses. La première, serait à rechercher dans la formation de complexes entre les matières organiques et les ions apportés par les cendres (Ca²⁺, Fe³⁺, Al³⁺); ceci aboutit dans le cas des sols calcaires à un ralentissement de la minéralisation des matières organiques (OADES 1988; BALDOCK et SKJEMSTAD 2000). La deuxième hypothèse découlerait d'un effet défavorable des cendres sur l'activité biologique des sols (KLOSE et al 2004). La dernière hypothèse pourrait être recherchée dans un changement de la composition des feuilles en liaison avec la modification des équilibres chimiques dans les sols induite par les amendements (SANGER et al 1996). Notons que la plantation de sols non contaminés conduit à une augmentation naturelle du C/N (VON OHEIMB et al 2008). KELLMAN et al. (2007) ont noté que le boisement d'une ancienne pâture était accompagné d'une réduction de la respiration des sols, et donc d'une modification de l'activité biologique.

3.2. Degré de contamination en Cd, Pb et Zn des sols

Le dosage de Cd, Pb et Zn réalisé sur les sols (tableau 3) confirme le très fort degré de

contamination des sols des trois parcelles au regard des teneurs habituelles agricoles de la région [STERCKEMAN et al 2007]. Des travaux réalisés par ailleurs avaient montré que cette contamination est limitée pour des sols agricoles à l'horizon labouré (STERCKEMAN et al 2002).

La contamination moindre du sol F2 en comparaison de F1 et R est à relier aux difficultés techniques rencontrées lors de l'épandage des cendres sur cette parcelle. L'intégration des cendres au sol F2 a été rendue difficile par l'humidité excessive des sols et par le fort tonnage apporté.

Tableau 3. Concentrations totales en Cd, Pb et Zn des sols étudiés (moyenne ± écart type, en mg kg⁻¹ PS)

Sols	Cd	Pb	Zn
R	18,2±0,3	995±13	1285±28
F1	18,7±0,4	999±33	1308±43
F2	16,0±0,7*	844±51*	1109±54*

Les comparaisons sont menées entre le sol R et les sols F1 et F2, (*=p<0,05, n = 3, U-test)

3.3. Concentrations en Cd, Pb et Zn des feuilles

La figure 1 présente les concentrations en Cd et Zn des feuilles d'*A. glutinosa*. En ce qui concerne Pb, les concentrations dans les feuilles avoisinent 11 mg kg⁻¹ et aucune différence significative n'est observée selon les parcelles (données non présentées).

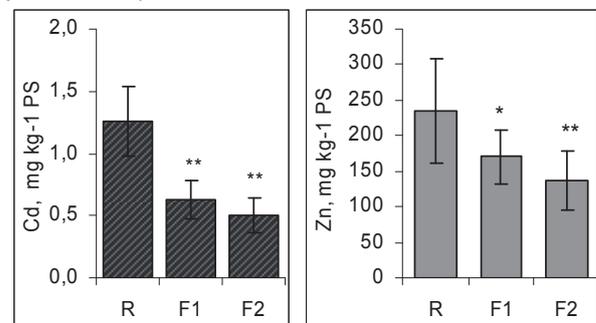


Figure 1. Concentrations en Cd et Zn des feuilles d'*A. glutinosa* (moyenne ± écart type, mg kg⁻¹ PS). Les comparaisons sont menées entre les végétaux du sol R et les végétaux des sols F1 et F2, (**=p<0,01, *=p<0,1, n=15, U-test).

Les deux cendres étudiées ont pour effet de diminuer les concentrations foliaires en Cd et Zn. Cette réduction est significativement plus marquée pour F2 au regard de F1.

3.4. Asymétrie fluctuante

Analyse préliminaire

Dans tous les cas, l'AF des feuilles a été significativement plus grande que l'erreur de mesure (p<0,01, ANOVA). Cette erreur a été estimée comme variant entre 0,04–1,18 % selon les traits. Les résultats ont montré qu'il n'y avait pas d'asymétrie directionnelle significative (p<0,05, test t). Les distributions (D–G) étaient

normales et leptokurtiques (g_2 varie de 0,27 à 4,20). Le tableau 4 renseigne sur les paramètres morphométriques mesurés sur les feuilles. Il montre qu'il n'y a pas de différences significatives selon les sols, à l'exception de la longueur des feuilles et du périmètre. Les feuilles obtenues pour F2 sont ainsi significativement plus grandes que celles prélevées sur le sol F1.

Tableau 4. Paramètres morphométriques des feuilles (moyenne \pm écart type)

Sol	S, cm ²	L, cm	M _s , cm ²	M _l , cm	M _p , cm
R	31,1 $\pm 14,2$	7,4 ^{ab} $\pm 1,6$	15,4 $\pm 6,9$	2,9 $\pm 0,7$	18,9 ^a $\pm 4,1$
F1	29,8 $\pm 12,6$	7,2 ^a $\pm 1,4$	15,1 $\pm 6,9$	2,9 $\pm 0,7$	19,0 ^a $\pm 3,9$
F2	32,4 $\pm 13,7$	7,7 ^b $\pm 1,6$	16,1 $\pm 6,8$	2,9 $\pm 0,7$	20,0 ^b $\pm 4,2$

S - surface des feuilles entières, L - longueur de la feuille sur la nervure centrale, M_s, M_l, M_p ce rapportent aux traits bilatéraux mesurés (s - surface, l - largeur, p - périmètre) tels que (G+D)/2. a et b : différences significatives ($p < 0,01$, $n = 225$, ANOVA).

Il existe une relation linéaire entre l'AF et les différents paramètres morphométriques des feuilles ($p < 0,05$; $0,210 < R < 0,478$, $n = 225$). Les valeurs de l'AF ont donc été transformées selon SWADDLE et al. (1994) pour minimiser cette dépendance. Pour la suite, l'interprétation des données repose sur la transformation de l'AF selon l'équation suivante: $AF' = (|\log D - \log G| + 0,00005)^{0,33}$.

Résultats des mesures de l'AF

Les valeurs moyennes de l'AF, calculées pour chaque trait et chaque sol, sont présentées dans le tableau 5.

Tableau 5. Valeurs de l'AF (moyenne \pm erreur type) des feuilles d'*Alnus glutinosa*.

AF	R	F1	F2
AF' _s , mm ²	7,58 $\pm 0,38^a$	5,98 $\pm 0,31^b$	6,94 $\pm 0,36^{ab}$
AF' _l , mm	0,52 $\pm 0,03$	0,46 $\pm 0,02$	0,50 $\pm 0,03$
AF' _p , mm	0,32 $\pm 0,02^a$	0,26 $\pm 0,02^b$	0,29 $\pm 0,02^{ab}$

ns : différences non significatives ; AF'_s : AF de surface ; AF'_l : AF de largeur ; AF'_p : AF de périmètre des feuilles. a, b - différences significatives ($p < 0,03$, $n = 225$, test Tukey).

Une des limites rencontrées avec l'utilisation de l'AF réside dans l'impossibilité de faire la part entre les effets d'un stress environnemental et des variabilités phénotypiques liées à des différences génétiques. Dans la présente étude, les plants d'*A. glutinosa* correspondent à une même variété et se sont développés dans les mêmes conditions environnementales (nature des sols, degré de contamination en ETM, retombées de poussières atmosphériques, conditions climatiques, conduite des plantations...) à l'exception des modifications physico-chimiques des sols engendrées par l'apport des cendres volantes. L'AF observée

peut donc être considérée comme le résultat du mode de gestion du site expérimental.

Les valeurs de l'AF sont plus faibles pour les feuilles obtenues sur les sols amendés (F1 et F2) par rapport à celles des feuilles du sol de référence (R). Cette différence est significative dans le cas de F1 pour les AF'_s et AF'_p. Cette diminution de l'AF pour les feuilles F1 pourrait témoigner d'un stress moindre au regard de celui observé sur le sol R. Ceci est aussi à mettre en relation avec des concentrations en Cd et Zn plus faibles dans les feuilles F1.

Bien qu'une contamination moindre en Cd et Zn des feuilles F2 ait aussi été constatée, aucune diminution significative n'a été observée pour les valeurs de l'AF par rapport à la parcelle R. Ceci pourrait être expliqué par les caractéristiques des cendres F2 dont les concentrations en S_{eau} et CaCO₃ total sont environ trois fois plus importantes que celles des cendres F1. De telles concentrations pourraient induire un stress supplémentaire pour les plantes (PRIETZEL et al 2004).

Il est à noter qu'aucun symptôme visible de toxicité n'a été constaté sur les arbres des trois parcelles étudiées. De plus, les paramètres morphologiques tels que la surface ou la longueur de la feuille entière ne diffèrent pas selon les parcelles.

En résumé, ce présent travail a montré que les cendres volantes étudiées ont modifié fortement les paramètres physico-chimiques des sols amendés. Il en résulte une forte diminution du transfert de Cd et Zn vers les feuilles d'*Alnus glutinosa* alors qu'aucun effet significatif n'est observé pour Pb.

Les résultats obtenus sur l'asymétrie fluctuante tendent à montrer que les amendements étudiés diminuent le niveau de stress environnemental. Ces effets sont plus marqués pour la cendre silico-alumineuse (F1) que pour la cendre sulfo-calcique (F2).

Afin de préciser les effets du mode de gestion proposé sur la végétation arborée, la démarche sera complétée par l'étude de biomarqueurs de stress tant au niveau moléculaire que génétique.

Remerciements

Les auteurs remercient l'Etablissement Public Foncier Nord-Pas de Calais et les partenaires industriels (EDF, Surchiste, APINOR) pour l'installation du site expérimental ainsi que l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie pour son soutien financier.

Références bibliographiques

ADRIANO, D. C., PAGE, A. L., ELSEEWI, A. A., CHANG, A. C., STRAUGHAN, I. (1980) Utilization and Disposal of Fly Ash and Other Coal Residues in Terrestrial Ecosystems: A Review, pp 333-344

- AMBO RAPPE, R., LAJUS, D. L., SCHREIDER, M. J. (2008) Increased heavy metal and nutrient contamination does not increase fluctuating asymmetry in the seagrass *Halophila ovalis*. *Ecological Indicators* 8: 100-103
- BALDOCK, J. A., SKJEMSTAD, J. O. (2000) Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic Geochemistry* 31: 697-710
- BONZOM, J.-M. (1999) L'asymétrie fluctuante : un biomarqueur morphométrique pour évaluer la qualité de l'environnement. Université de Sherbrooke
- CARLSON, C. L., ADRIANO, D. C. (1993) Environmental Impacts of Coal Combustion Residues, pp 227-247
- COTRUFO, M. F., VIRZO DE SANTOS, A., ALFANI, A., BARTOLI, G., DE CRISTOFARO, A. (1995) Effects of urban heavy metal pollution on organic matter decomposition in *Quercus ilex* L. *Woods*. *Environmental Pollution* 89: 81-87
- CUNNINGHAM, S. D., OW, D. W. (1996) Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiol.* 110: 715-719
- DOUAY, F., PRUVOT, C., ROUSSEL, H., CIESIELSKI, H., FOURRIER, H., PROIX, N., WATERLOT, C. (2008) Contamination of urban soils in an area of Northern France polluted by dust emissions of two smelters. *Water Air and Soil Pollution* 188: 247-260
- FAIL, J., WOCHOK, Z. (1977) Soybean growth on fly ash-amended strip mine spoils. *Plant and Soil* 48: 473-484
- GANGLOFF, W. J., GHODRATI, M., SIMS, J. T., VASILAS, B. L. (2000) Impact of Fly Ash Amendment and Incorporation Method on Hydraulic Properties of a Sandy Soil. *Water, Air, and Soil Pollution* 119: 231-245
- GUPTA, D. K., RAI, U. N., TRIPATHI, R. D., INOUHE, M. (2002) Impacts of fly-ash on soil and plant responses. *Journal of Plant Research* 115: 401-409
- KELLMAN, L., BELTRAMI, H., RISK, D. (2007) Changes in seasonal soil respiration with pasture conversion to forest in Atlantic Canada. *Biogeochemistry* 82: 101-109
- KLOSE, S., WERNECKE, K. D., MAKESCHIN, F. (2004) Microbial activities in forest soils exposed to chronic depositions from a lignite power plant. *Soil Biology and Biochemistry* 36: 1913-1923
- LEAMY, L. J., KLINGENBERG, C. P. (2005) The genetics and evolution of fluctuating asymmetry. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36: 1-21
- LENS, L., VAN DONGEN, S., KARK, S., MATTHYSEN, E. (2002) Fluctuating asymmetry as an indicator of fitness: can we bridge the gap between studies? *Biol. Rev.* 77: 27-38
- LEUNG, B., FORBES, M. R., HOULE, D. (2000) Fluctuating Asymmetry as a Bioindicator of Stress: Comparing Efficacy of Analyses Involving Multiple Traits. *Am Nat* 155: 101-115
- MAL, T. K., UVEGES, J. L., TURK, K. W. (2002) Fluctuating asymmetry as an ecological indicator of heavy metal stress in *Lythrum salicaria*. *Ecological Indicators* 1: 189-195
- MENCH, M., MANCEAU, A., VANGRONSVELD, J., CLIJSTERS, H., MOCQUOT, B. (2000) Capacity of soil amendments in lowering the phytoavailability of sludge-borne zinc. *Agronomie* 20: 383-397
- OADES, J. (1988) The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry* 5: 35-70
- PALMER, A. R. (1996) *Fluctuating Asymmetry Analyses: A Primer*. In: Markow, T. A., Kluwer, D., Netherlands (eds) *Developmental Instability: Its Origins and Evolutionary Implications*, pp 335-364
- PALMER, A. R., STROBECK, C. (1986) *Fluctuating Asymmetry: Measurement, Analysis, Patterns*. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 391-421
- PARSONS, P. A. (1992) Fluctuating asymmetry: a biological monitor of environmental and genomic stress. *Heredity* 68: 361-364
- PILON SMITS, E. (2005) Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology* 56: 15-39
- PRIETZEL, J., MAYER B., LEGGE, A.H. (2004). "Cumulative impact of 40 years of industrial sulfur emissions on a forest soil in west-central Alberta (Canada)." *Environmental Pollution* 132(1): 129-144.
- SANGER, L. J., COX, P., SPLATT, P., WHELAN, M. J., ANDERSON, J. M. (1996) Variability in the quality of *Pinus sylvestris* needles and litter from sites with different soil characteristics: Lignin and phenylpropanoid signature. *Soil Biology and Biochemistry* 28: 829-835
- SHENDE, A., JUWARKAR, A. S., DARA, S. S. (1994) Use of fly ash in reducing heavy metal toxicity to plants. *Resources, Conservation and Recycling* 12
- STERCKEMAN, T., DOUAY, F., PROIX, N., FOURRIER, H., PERDRIX, E. (2002) Assessment of the contamination of cultivated soils by eighteen trace elements around smelters in the North of France. *Water Air and Soil Pollution* 135: 173-194
- STERCKEMAN, T., DOUAY, F., BAIZE, D., FOURRIER, H., PROIX, N., SCHVARTZ, C. (2007) Référentiel pédo-géochimique du Nord-Pas de Calais : Méthode et principaux résultats. *Etude et Gestion des Sols* 14: 153-168
- SWADDLE, J. P., WITTER, M. S., CUTHILL, I. C. (1994) The analysis of fluctuating asymmetry. *Animal Behaviour* 48: 986-989
- VANGRONSVELD, J., COLPAERT, J. V., VAN TICHELEN, K. K. (1996) Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: physico-chemical and biological evaluation of durability of soil treatment and revegetation. *Environmental Pollution* 94(2): 131-140
- VÁSQUEZ-MURRIETA, M. S., MIGUELES-GARDUÑO, I., FRANCO-HERNÁNDEZ, O., GOVAERTS, B., DENDOOVEN, L. (2006) C and N mineralization and microbial biomass in heavy-metal contaminated soil. *European Journal of Soil Biology* 42: 89-98
- VON OHEIMB, G., HARDTLE, W., NAUMANN, P. S., WESTPHAL, C., ASSMANN, T., MEYER, H. (2008) Long-term effects of historical heathland farming on soil properties of forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 255: 1984-1993

Bodenbiologische Dauerbeobachtung: Anforderungen an die Messqualität

Stefan Ammann

Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, CH-8046 Zürich

Zusammenfassung

Die Nationale Bodenbeobachtung (NABO) initiierte zur Ausweitung des Dauerbeobachtungsmessnetzes das Projekt „Langzeitbeobachtung von physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften LAZBO“. Dabei soll auch die Erfahrung aus der seit 1985 betriebenen Dauerbeobachtung anorganischer Schadstoffe einfließen. Anhand der Qualitätskriterien Wiederholbarkeit, Richtigkeit, Vergleichbarkeit und Messbeständigkeit werden die Anforderungen festgelegt und die Messqualität bewertet. Als wichtigstes Kriterium der Dauerbeobachtung erweist sich die Messbeständigkeit. Die Schwierigkeit besteht insbesondere in der Sicherstellung der Messbeständigkeit der Laboranalyse über mehrere Jahrzehnte. Ein Lösungsansatz bietet die vom NABO angewendete Referenzierung, bei welcher die Analysenwerte der einzelnen Erhebungen mit den entsprechenden Referenzproben korrigiert werden. Voraussetzung dazu sind zeitlich stabile Referenzproben. Die Auswertung der Daten aus den ersten drei Jahren des LAZBO-Projektes haben jedoch gezeigt, dass sich die Proben beim Einfrieren und Auftauen unterschiedlich stark verändern. Aus diesem Grund eigneten sich diese tiefgefrorenen Proben nicht als Referenzproben. In einem nächsten Schritt sollte untersucht werden, ob durch kontrolliertes Einfrieren und Auftauen stabile und reproduzierbare Referenzproben erzeugt werden können.

Mit dem vorgeschlagenen Referenzierungssystem kann die Messbeständigkeit der Laboranalyse gesichert und somit die Unsicherheit minimiert werden. Dadurch ist es möglich, in kürzerer Zeit gesicherte Aussagen über mögliche Trends zu machen.

Abstract:

In order to extend the national soil monitoring network, a new project "long-term observation of physical and biological soil properties, LAZBO" was initiated in 2000. This project should benefit from the experience of the inorganic soil monitoring launched in 1985. Based on the quality criteria repeatability, freedom from bias, reproducibility, and measurement stability, the requirements were established and the measurement quality assessed. The single most important criteria was found to be the measurement stability. The challenge is primarily the maintenance of the stability over decades.

One approach is given by the referencing practised in the Swiss Soil Monitoring Network (NABO). Here, the measurement value is corrected by the corresponding reference value. A prerequisite is stable reference material over time. The results based on the first three years of the LAZBO-project revealed that freezing and thawing processes altered the sample unequally. In a next step these processes have to be improved to find out the potential of controlled freezing and thawing procedures to enable stable reference samples.

Keywords: Long-term Monitoring, repeatability, freedom from bias, reproducibility, stability, Soil biology

1. Einleitung

Die Nationale Bodenbeobachtung (NABO) betreibt seit 1985 ein Bodendauerbeobachtungsmessnetz für anorganische Schadstoffe mit 105 Standorten (Desaules & Studer, 1993). Bei der Ausweitung auf weitere Parameter soll die Erfahrung dieser fast 25 Jahre Bodendauerbeobachtung einfließen und aus den Fehlern gelernt werden.

2000 startete das von der NABO initiierte Projekt „Langzeitbeobachtung von physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften LAZBO“ (Schwab et al., 2006b). In diesem Projekt sollen die Grundlagen für eine Ausweitung des Dauerbeobachtungsmessnetzes auf physikalische und biologische Parameter erarbeitet werden. Mit Abschluss der Pilotphase nach drei Jahren lagen erste Daten vor (Oberholzer et al. 2006; Schwab et al. 2006a; Schwab et al. 2006c).

2. Eigenheiten der Dauerbeobachtung

Dauerbeobachtungen unterscheiden sich wesentlich von Feldversuchen oder zeitlich beschränkten Projekten. Im Feldversuch beispielsweise werden zu einem Zeitpunkt verschiedene Parzellen miteinander verglichen. In der Dauerbeobachtung interessiert eine Parzelle zu verschiedenen Zeitpunkten (Fig. 1). Dadurch verschiebt sich der Fokus bei der Qualitätssicherung von der Wiederholbarkeit auf die Messbeständigkeit.

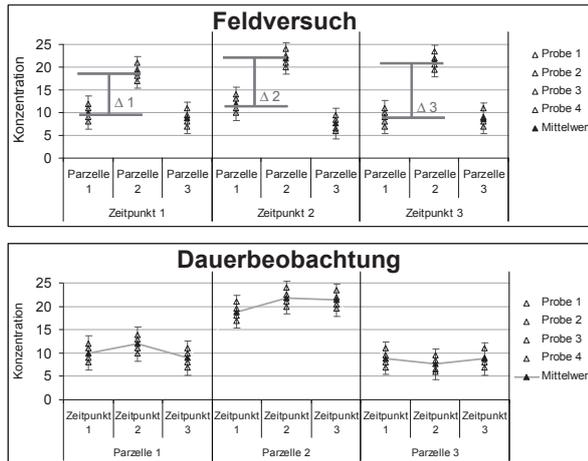


Fig. 1: Unterschiedlicher Fokus zwischen Feldversuch und Dauerbeobachtung.

Weiter werden in der Dauerbeobachtung die gleichen Parameter in periodischen Abständen über einen sehr langen Zeitraum (mehrere Jahrzehnte) untersucht. Dies führt zu einem grossen und dauerhaften Kosten- und Arbeitsaufwand. Jeder Parameter muss deshalb vor der Aufnahme in die Dauerbeobachtung intensiv auf seine Eignung geprüft werden. Insbesondere Relevanz und Aussagekraft, Tauglichkeit des Messprozesses sowie die Interpretierbarkeit müssen ausgewiesen sein.

3. Messprozess und Qualitätskriterien

In Fig. 2 ist die Matrix-Struktur des gesamten Messprozesses und der Qualitätskriterien dargestellt. Die Wiederholbarkeit, Richtigkeit und Vergleichbarkeit beschreiben den Messprozess zu einem bestimmten Zeitpunkt. Dazu kommt in der Dauerbeobachtung die Messbeständigkeit als wichtigstes Qualitätskriterium. Die Messbeständigkeit beschreibt den Messprozess im zeitlichen Verlauf.

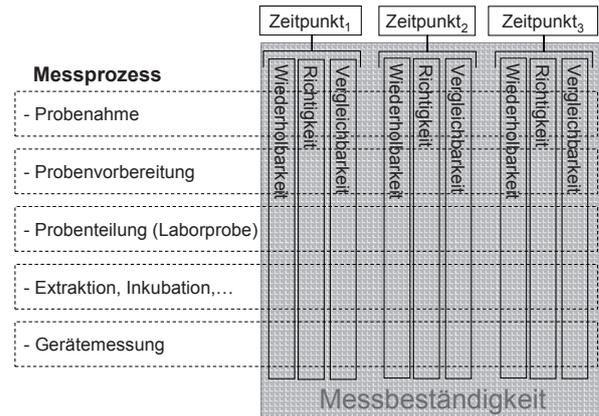


Fig. 2: Messprozess und Qualitätskriterien (Matrixstruktur)

Wiederholbarkeit, Richtigkeit, Vergleichbarkeit und Messbeständigkeit sind qualitative Begriffe, welche durch geeignete Untersuchungen quantifiziert werden müssen. Nachfolgend sind Möglichkeiten zur Quantifizierung der Qualitätskriterien am Beispiel der NABO-Dauerbeobachtung aufgezeigt.

Wiederholbarkeit

Am Standort werden mehrere, gleichwertige Proben genommen (Hämmann & Desales, 2003), welche den gesamten Messprozess zeitgleich durchlaufen (im NABO 4 Mischproben). Die Standardabweichung (Präzision) dieser Proben quantifiziert die Wiederholbarkeit des gesamten Messprozesses (siehe Fig. 2). Die Wiederholbarkeit ist die bestmöglich zu erreichende Messgenauigkeit.

Richtigkeit

Hier geht es um systematische Fehler. Die Schwierigkeit liegt im Erkennen dieser Fehler. In einem ersten Schritt werden in einem Ursache-Wirkungs-Diagramm (Fig. 3) die Teilprozesse und alle Einflussgrößen dargestellt. Danach müssen kritische Teilprozesse und Einflussgrößen bestimmt werden.

Durch theoretisch korrekte Arbeitsweise, „gute Arbeitspraxis“ und detaillierte Arbeitsanweisungen können die Fehler minimiert und falls möglich korrigiert werden. Für die Probenahme ist die theoretisch korrekte Arbeitsweise von Gy und Pitard ausführlich beschrieben worden (Gy, 1998; Pitard, 1993).

Aus Sicht der Dauerbeobachtung offensichtliche Fehler, die nicht vermieden oder korrigiert werden können (z.B. Nutzungsänderungen, Tiefpflügen,...), müssen erfasst und beschrieben werden.

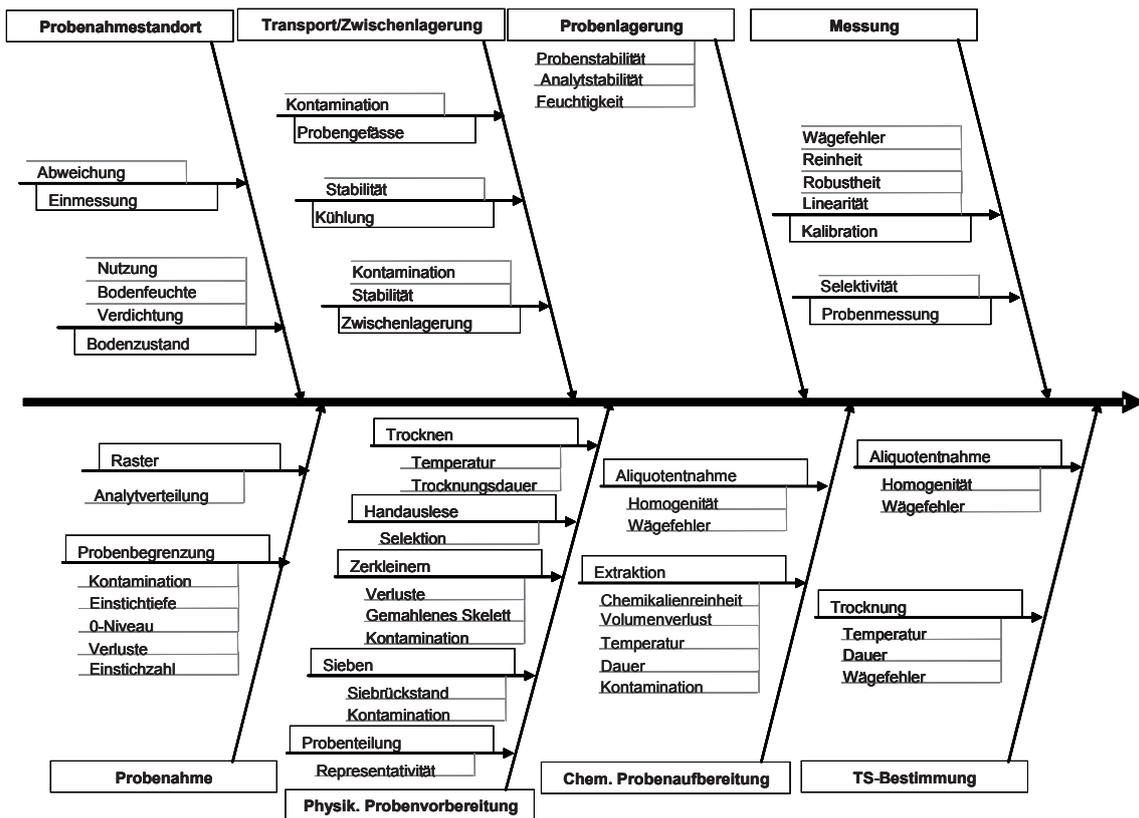


Fig. 3: Ursache-Wirkungs-Diagramm

Vergleichbarkeit

Die Vergleichbarkeit mit anderen Labors oder Studien lässt sich durch Ringversuche quantifizieren. Dabei geht es wiederum um den gesamten Messprozess, d.h. sowohl um Probenahme- als auch um Labor-Ringversuche. Voraussetzung für Laboringversuche sind teilbare (homogene), stabile Proben. Für die Dauerbeobachtung ist die Vergleichbarkeit ein zweitrangiges Qualitätskriterium. Da es sich bei der NABO-Dauerbeobachtung aber auch um ein Referenznetz handelt, ist einmalig die Vergleichbarkeit der Probenahme (Desaules & Dahinden, 1994) und jährlich diejenige der Laboranalyse für die chemischen Schadstoffe (Ammann & Desaules, 2009) quantifiziert worden.

Messbeständigkeit

Zentraler Punkt der Dauerbeobachtung ist die Messbeständigkeit. Diese muss sichergestellt sein, um falsche Aussagen, verursacht durch Artefakte des Messprozesses, auszuschliessen. Änderungen in der Laboranalyse, verursacht durch den Wechsel von Personal, Geräten, Methoden oder Standardlösungen, können nicht über längere Zeit verhindert werden. Die Messbeständigkeit der Laboranalyse ist jedoch Grundlage, da diese zur Detektion anderer Artefakte und der tatsächlichen Veränderungen des Bodens benötigt wird. Aufgrund dieser ausseror-

dentlichen Bedeutung wird im Folgenden ausführlich eine Methode zur Sicherstellung der Messbeständigkeit von Laboranalysen beschrieben.

4. Sicherstellung der Labor-messbeständigkeit

Die Labormessbeständigkeit kann mit homogenen und langfristig stabilen Referenzproben sichergestellt werden. Bei lediglich einer oder wenigen Referenzproben werden jedoch weder der Matrixeinfluss noch die verschiedenen Konzentrationsbereiche der unterschiedlichen Standorte berücksichtigt. Die Unsicherheit bei diesem Vorgehen ist somit gross, wodurch das frühzeitige Erkennen eines gesicherten Trends stark eingeschränkt wird. Um diese Unsicherheiten möglichst klein zu halten, werden im NABO für jeden Standort jeweils die Archivproben der ersten Erhebung als Standort-Referenzproben (SR) gemeinsam mit den Proben aus neuen Erhebungen analysiert. Mit diesem einfachen Vorgehen können unterschiedliche systematische Abweichungen der Laboranalyse bestmöglich minimiert werden. Voraussetzung ist die zeitliche Stabilität der Proben über mehrere Jahre, was bei getrockneten Feinerdeproben der Fall ist (Bürgin et al., 2007; Desaules et al., 1996).

Fig. 4 zeigt das Vorgehen am Beispiel der Blei-gehalte des NABO-Standes Nr. 9.

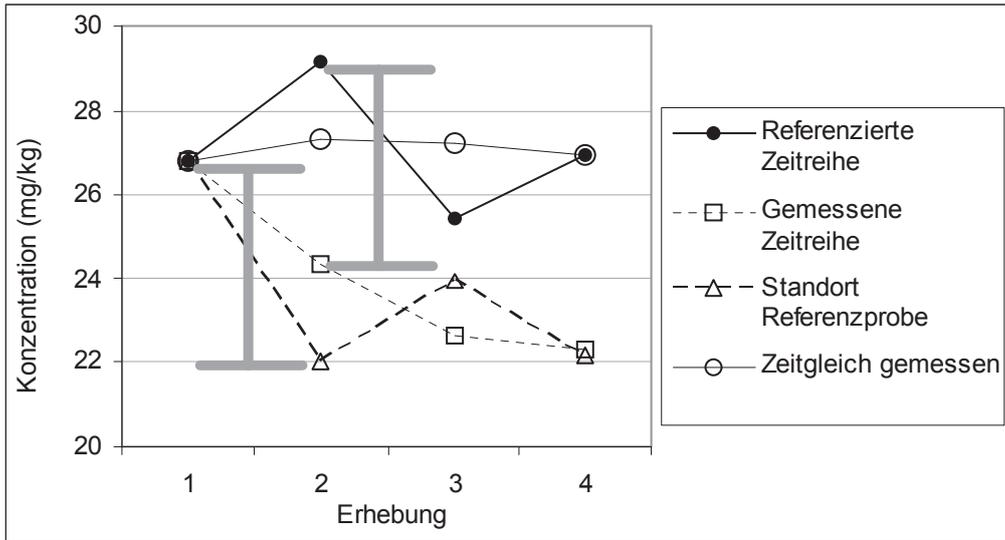


Fig. 4: Gemessene und mit Standortreferenz korrigierte Zeitreihen (NABO-Standort Nr. 9, Bleigehalte)

Die Grafik zeigt die gemessene Zeitreihe der vier Erhebungen (Rechtecke). Zwischen aufeinander folgenden Erhebungen mit den dazugehörigen Laboranalysen liegen jeweils fünf Jahre. Über die 15 Jahre ist eine Abnahme ersichtlich. Die Probe aus der ersten Erhebung wurde gemeinsam mit jeder neuen Erhebung (nach 5, 10 und 15 Jahren) wieder analysiert (Dreiecke). Dies gibt die Kurve der Standort-Referenzprobe. Der Analysenwert dieser Referenzprobe sollte konstant sein, was offensichtlich nicht der Fall ist. Die Unterschiede sind sogar grösser, als bei der gemessenen Zeitreihe. Dies ist auf systematische Abweichungen der Laboranalysen (Messunbeständigkeit) zurück zu führen. Die gemessene Zeitreihe kann nun mit den bekannten systematischen Abweichungen der Standort-Referenzprobe (grau eingezeichnet) korrigiert werden. So erhält man mit der Formel

$$RZ_x = SR_{x=1} + GZ_x - SR_x$$

- RZ: Referenzierte Zeitreihe
- SR: Standort-Referenzprobe
- GZ: Gemessene Zeitreihe
- x: Nummer der Erhebung

die referenzierte Zeitreihe. Mit diesem Vorgehen wird in unserem Beispiel der Wert der zweiten Erhebung von gut 24 mg/kg auf ca. 29 mg/kg korrigiert. In der referenzierten Zeitreihe (schwarze Punkte) ist keine Abnahme mehr ersichtlich. Zur Überprüfung der Referenzierung wurden alle Proben der ersten bis vierten Erhebung nochmals zusammen und somit zeitgleich gemessen (Kreise). Bei dieser Zeitreihe sind systematische Abweichungen der Laboranalyse ausgeschlossen. Diese Zeitreihe zeigt auch keine Abnahme und bestätigt die referenzierte Zeitreihe.

5. Labor-Messbeständigkeit in der Bodenbiologie

Das vorgestellte Konzept kann auch auf die Untersuchungen aus der Pilotphase des LAZBO-Projektes (Oberholzer et al., 2006) angewendet werden. Dies wird im Folgenden beispielhaft an der Methode „Substratinduzierte Respiration zur Bestimmung der Mikrobiellen Biomasse“ (BM-SIR) dargestellt.

Aus dem Probenahme- und Analysenablauf (Fig. 5) wird ersichtlich, dass sich analog dem Beispiel in Kap. 4 eine referenzierte Zeitreihe berechnen lässt. Die gemessene Zeitreihe ergibt sich aus den frischen und im Jahr der Probenahme gemessenen Proben. Die tiefgefrorenen Proben der ersten Erhebung werden als Standort-Referenzproben für die Korrektur der Zeitreihe verwendet. Mit den im Jahr 2003 zeitgleich gemessenen tiefgefrorenen Proben der drei Erhebungen kann die korrigierte Zeitreihe überprüft werden.

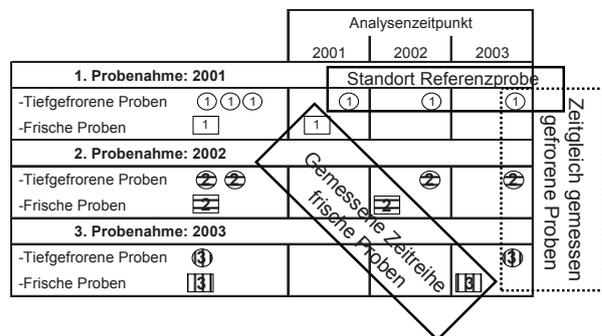


Fig. 5: Probenahme- und Analysenablauf LAZBO-Bio

Fig. 6 zeigt die verschiedenen Zeitreihen für den LAZBO-Standort Niederösch (Grasland). Die referenzierte Zeitreihe (schwarze Punkte) unterscheidet sich von der gemessenen Zeitreihe (Rechtecke). Beide zeigen jedoch über die drei Erhebungen eine Zunahme.

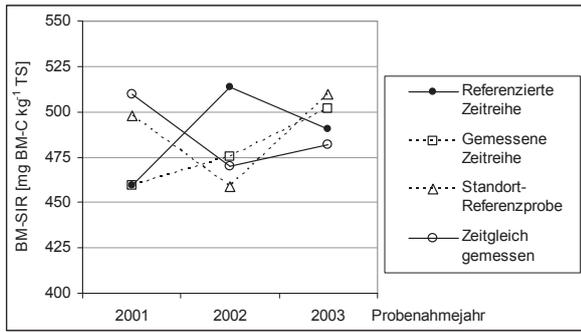


Fig. 6: Gemessene und mit Standortreferenz korrigierte Zeitreihen (LAZBO-Standort Niederösch, BM-SIR)

Die als Kontrolle verwendete zeitgleich gemessene Zeitreihe (Kreise) zeigt über die drei Erhebungen eine Abnahme. Woher kommt dieser Widerspruch?

Einfluss des Einfrierens und Auftauens

Voraussetzung für die Referenzierung der Laboranalysenwerte sind stabile Referenzproben. Dazu muss der Einfluss des Einfrierens und Auftauens bei allen Proben konstant sein. Durch einen Vergleich der innerhalb eines kurzen Zeitabstandes gemessenen frischen und tiefgefrorenen Proben soll dies überprüft werden (Fig. 7).

	Analysenzzeitpunkt		
	2001	2002	2003
1. Probenahme: 2001			
-Tiefgefrorene Proben	① ① ①	①	①
-Frische Proben	①	①	①
2. Probenahme: 2002			
-Tiefgefrorene Proben	② ②	②	②
-Frische Proben	②	②	②
3. Probenahme: 2003			
-Tiefgefrorene Proben	③	③	③
-Frische Proben	③	③	③

Fig. 7: Zeitgleich gemessene frische und tiefgefrorene Proben

In Fig. 8 sind die Abweichungen (in %) der gefrorenen von den frischen Proben für alle LAZBO-Standorte aufgezeichnet.

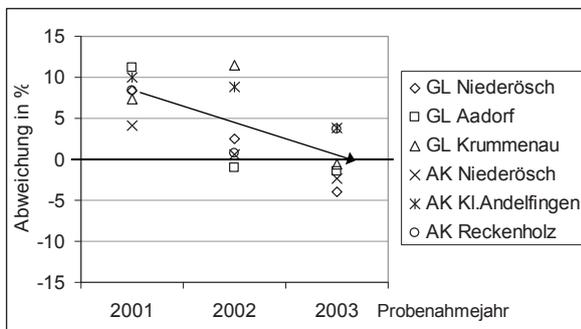


Fig. 8: Abweichungen der gefrorenen von den frischen Proben (GL: Grasland, AK: Ackerbau)

Zwischen den Jahren ist ein deutlicher Unterschied ersichtlich. Während im Jahr 2001 das Einfrieren und Auftauen im Mittel noch zu erhöh-

ten Werten führte (positive Abweichungen), ist dies bei den Proben im Jahr 2003 nicht mehr erkennbar. Um die für die Dauerbeobachtung notwendigen stabilen Referenzproben zu erhalten, muss das Einfrieren und Auftauen deshalb verbessert, d.h. unter kontrollierten Bedingungen durchgeführt werden.

6. Zusammenfassung und Perspektiven

Bei der Wiederholbarkeit und Richtigkeit erfüllen die Analysen der mikrobiellen Biomasse nach der SIR-Methode die Anforderungen an eine Dauerbeobachtung. Noch nicht erfüllt sind die Anforderungen der Messbeständigkeit und der Vergleichbarkeit (Tab. 1). Das Problem bei diesen zwei Kriterien liegt bei den fehlenden stabilen Referenzproben.

Ein weiterer offener Punkt ist die Interpretierbarkeit der Messungen. Für mikrobielle Biomasse liegen in der Schweiz im Gegensatz zu den Richt-, Prüf- und Sanierungswerten bei chemischen Schadstoffen (VBBo, 1998) keine Schwellenwerte vor. Die Beurteilung anhand eines Referenzwertmodells (Oberholzer & Scheid, 2007) bietet dazu einen Lösungsansatz.

Tab. 1: Beurteilung der Tauglichkeit für Dauerbeobachtung anhand wichtiger Qualitätskriterien

	Qualitätskriterium für Dauerbeobachtung erfüllt?		
	Chemie (Schwermetalle)	Bodenbiologie (BM-SIR)	
Wiederholbarkeit	bestimmbar aus 4 Mischproben	bestimmbar aus n Mischproben	+
Richtigkeit	korrigieren (Blindwerte) Zusatzparameter erfassen "Gute Arbeitspraxis"	korrigieren (Blindwerte) Zusatzparameter erfassen "Gute Arbeitspraxis"	+
Vergleichbarkeit	Probenahmeringversuch VBBo-Ringanalyse	noch offen Problem: stabile Proben	-
Messbeständigkeit	Standortreferenzprobe	Nachweis noch offen Problem: stabile Referenzprobe	-
Interpretation	Richt-, Prüf- und Sanierungswerte vorhanden Stoffflüsse bekannt	Keine Richtwerte vorhanden evtl. Referenzwertmodell	-

In einem nächsten Schritt sollte untersucht werden, ob durch kontrolliertes Einfrieren und Auftauen der Einsatz von tiefgefrorenen Proben als Referenzproben möglich ist. Damit könnte die Messbeständigkeit gesichert und die Unsicherheit der Laboranalyse verkleinert werden. Dies würde innerhalb kürzerer Frist gesicherte Aussagen über zeitliche Veränderungen erlauben.

7. Literatur

- Ammann, S. & Desaulles, A., 2009. VBBö-Ringanalysenbericht 2008. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich. 61 pp.
- Bürgin, R., Ruckstuhl, A. & Ammann, S., 2007. Auswertungen mehrjähriger Ringanalysen von Schadstoffen in Bodenproben. Zürcher Hochschule Winterthur, Datenanalyse und Prozessdesign, 67 pp. (Semesterarbeit)
- Desaulles, A. & Dahinden, R., 1994. Die Vergleichbarkeit von Schwermetallanalysen in Bodenproben von Dauerbeobachtungsflächen - Ergebnisse eines Probenahmeringversuches. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Umwelthygiene (FAC), 3097 Liebefeld. 25 pp.
- Desaulles, A., Dahinden, R. & Lischer, P., 1996. Untersuchungen zum Nachweis der zeitlichen Stabilität von Schwermetall- und Fluoranalysen in archivierten Bodenproben im Hinblick auf die Dauerbeobachtung. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg., 87: pp. 230-243.
- Desaulles, A. & Studer, K., 1993. NABO - Nationales Bodenbeobachtungsnetz Messresultate 1985-1991. Schriftenreihe Umwelt Nr. 200. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 3003 Bern. 134 pp., Anhänge 175 pp.
- Gy, P., 1998. Sampling for Analytical Purposes. John Willey & Sons, Chichester, 153 pp.
- Hämmann, M. & Desaulles, A., 2003. Handbuch: Probenahme und Probenvorbereitung für Schadstoffuntersuchungen in Böden. Vollzug Umwelt (VU-4814-D). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), CH-3003 Bern. 100 pp.
- Oberholzer, H. & Scheid, S., 2007. Bodenmikrobiologische Kennwerte. Erfassung des Zustands landwirtschaftlicher Böden im NABO-Referenzmessnetz anhand biologischer Parameter (NABObio). Umwelt-Wissen Nr. 0723. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern. 76 pp.
- Oberholzer, H., Scheid, S., Schwab, P., Bonvicini, A., Müller, S. & Brunner, H., 2006. Langzeitbeobachtung von physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften - Pilotprojekt LAZBO - Teil 3 Bodenmikrobiologische Untersuchungen. Agroscope FAL Reckenholz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich. 83 pp.
- Pitard, F.F., 1993. Pierre Gy's Sampling Theory and Sampling Practice. 2nd edition. CRC Press, Boca Raton, 488 pp.
- Schwab, P., Weisskopf, P., Berli, M., Rehbein, K., Brunner, H., Scheid, S., Sommer, M. & Ropka, B., 2006a. Langzeitbeobachtung von physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften - Pilotprojekt LAZBO - Teil 2 Bodenphysikalische Untersuchungen. Agroscope FAL Reckenholz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich. 107 pp.
- Schwab, P., Weisskopf, P., Oberholzer, H., Scheid, S. & Berli, M., 2006b. Langzeitbeobachtung von physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften - Pilotprojekt LAZBO - Teil 1 Einleitung und Grundlagen. Agroscope FAL Reckenholz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich. 29 pp.
- Schwab, P., Weisskopf, P., Oberholzer, H., Scheid, S. & Berli, M., 2006c. Langzeitbeobachtung von physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften - Pilotprojekt LAZBO - Teil 4 Folgerungen, Empfehlungen und Ausblick für die Langzeitbeobachtung. Agroscope FAL Reckenholz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich. 27 pp.
- VBBö, 1998. Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBö) vom 1. Juli 1998. SR 814.12.

Arbeitshilfe der Arbeitsgruppe VBB/BSA zur Anwendung und Interpretation bodenbiologischer Parameter

Gaby von Rohr

Amt für Umwelt Kt. Solothurn, Werkhofstrasse 5, 4509 Solothurn, gaby.vonrohr@bd.so.ch

Zusammenfassung

Die Arbeitsgruppe „Vollzug Bodenbiologie VBB/BSA“ präsentiert Interpretationsgrundlagen für den Einsatz bodenbiologischer Methoden im Bodenschutz-Vollzug. Zwei Arten von Interpretationswerten werden eingeführt: *Vergleichswerte* beschreiben Durchschnitt und Streubreite einzelner Parameter ohne Berücksichtigung von Bodeneigenschaften und ermöglichen eine allgemeine Beurteilung von Messwerten. *Referenzwerte* ermöglichen eine differenzierte Beurteilung von Messwerten unter Berücksichtigung standortspezifischer Bodeneigenschaften. Derzeit stehen Vergleichswerte für die Beurteilung des Regenwurmbestandes und acht Mikrobieller Parameter sowie Referenzwerte für die Beurteilung von vier Mikrobiellen Parametern zur Verfügung. Ihre Anwendung ist vorerst begrenzt auf Acker- und Grünlandböden im schweizerischen Mittelland. Die Arbeitshilfe soll mit zunehmender Datengrundlage laufend erweitert werden.

Abstract

The working group „Vollzug Bodenbiologie VBB/BSA“ (Soil biology in enforcement) presents fundamentals of interpretation for the application of soil biological parameters in soil conservation enforcement. Two kinds of values for the interpretation of results are proposed: *Comparative values* describe the mean and range of the parameters without considering chemical and physical soil properties and allow for a general evaluation of results. *Reference values* enable a distinctive assessment of results regarding site specific soil properties. At present comparative values for the interpretation of earthworm data and of eight soil microbial parameters plus reference values for four soil microbial parameters are available. They are obtainable for agricultural and grassland soils in the Swiss midland region. With increasing available data these fundamentals for interpreting soil biological results shall continuously be supplemented.

Keywords: soil biological parameters, comparative values, reference values

1. Einleitung

In der Arbeitsgruppe Vollzug Bodenbiologie VBB/BSA engagieren sich seit 1991 Bodenschutzfachstellen der Kantone und des Bundes, Forschungsanstalten (ART, FiBL, WSL) und private Büros/Labors für die Förderung der Bodenbiologie im Bodenschutz-Vollzug. Die VBB/BSA hat sich unter anderem die Aufgabe gestellt, bodenbiologische Methoden und Arbeitshilfen für den Vollzug (Langzeitbeobachtung, Beurteilung, Beratung) bereitstellen und vollzugsorientierte Arbeiten im Bereich Bodenbiologie zu koordinieren.

Nachdem das Hauptaugenmerk der VBB/BSA in den ersten Jahren auf der Evaluierung und Standardisierung von praxistauglichen bodenbiologischen Methoden lag (CUENDET et al. 1997, EGLI et al., 2001, MÄDER et al., 1994), steht nun die Bereitstellung von Interpretationshilfen (Vergleichs- und Referenzwerte) im Vordergrund.

In verschiedenen Projekten und kantonalen Bodenbeobachtungsnetzen wurden in den letzten

Jahren bodenbiologische Daten zusammengetragen. So konnten mit verschiedenen Methoden Erfahrungen gesammelt und genügend abgesicherte Interpretationsgrundlagen erstellt werden. Diese Ergebnisse wurden auf verschiedene Weise publiziert, sind oft aber nur bedingt auffindbar oder verständlich für mögliche weitere Interessierte. Die von der Arbeitsgruppe VBB/BSA konzipierte Arbeitshilfe (ARBEITSGRUPPE „VOLLZUG BODENBIOLOGIE“ VBB/BSA, 2009) soll Abhilfe schaffen, indem sie die in der Schweiz vorhandenen Daten und Beurteilungsgrundlagen zusammenträgt und diese in vergleichbarer und anwendungsfreundlicher Form als Vergleichs- und Referenzwerte präsentiert.

Die Arbeitshilfe stellt den Bodenschutzfachstellen und weiteren Interessierten Grundlagen zur Verfügung, um im Bodenschutz-Vollzug bodenbiologische Parameter einsetzen und beurteilen zu können. Sie ergänzt damit die chemischen Richtwerte der VBBo sowie die physikalischen Richtwertvorschläge der BGS (2004).

2. Interpretationswerte für bodenbiologische Parameter

Mit der vorliegenden Arbeitshilfe werden zwei Arten von Interpretationswerten eingeführt:

Vergleichswerte beschreiben Durchschnitt und Streubreite bodenbiologischer Parameter ohne Berücksichtigung von Bodeneigenschaften und ermöglichen damit eine allgemeine Beurteilung und Einordnung von Messergebnissen.

Referenzwerte ermöglichen eine differenzierte, standortspezifische Beurteilung von Messergebnissen, indem die beeinflussenden standortspezifischen Bodeneigenschaften in die Beurteilung mit einfließen.

Im Gegensatz zu den Vollzugsgrundlagen für chemische und physikalische Bodenbelastungen, wo mit Richt-, Prüf- und Sanierungswerten resp. Richt- und Massnahmewerten eindeutige *Interventionswerte* festgelegt sind, sind die hier vorgeschlagenen Vergleichs- und Referenzwerte für bodenbiologische Parameter als *Interpretationswerte* nicht primär geeignet, biologisch bedingte Gefährdungen des Bodens zu erkennen. Sie sind vielmehr ein Instrument für eine integrative Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit resp. allfälliger (synergistischer) Auswirkung von chemischen und physikalischen Bodenbelastungen. Aufgrund der grossen natürlichen Variabilität der Bodenbiozöten können für bodenbiologische Parameter keine absoluten Richtwerte festgelegt werden – es werden daher Werte vorgeschlagen, mit deren Hilfe eine Interpretation von Messresultaten hinsichtlich der Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit möglich ist. Weist der Zustand der Bodenbiologie auf eine gestörte Bodenfruchtbarkeit hin, so sind die Ursachen dieser Situation zu klären und geeignete Massnahmen zu ergreifen.

Die Einführung von zwei verschiedenen Arten von Interpretationswerten beruht auf der unterschiedlich breiten Datenbasis bei den verschiedenen Parametern:

Die Herleitung von Referenzwertmodellen erfordert aus statistischen Gründen eine Mindestdatenmenge, die erst für wenige Parameter vorliegt. Bei den übrigen Parametern stehen aber Erfahrungswerte zur Verfügung, die bereits eine allgemeine Interpretation von Messergebnissen ermöglichen. Sie werden daher als Vergleichswerte einer breiteren Nutzung zugänglich gemacht. Mit zunehmender Datenbasis werden zukünftig auch für diese Parameter Referenzwertmodelle entwickelt werden.

3. Berücksichtigung der Nutzungsformen und klimatischen Einflüsse

Zusammensetzung und Aktivität der Bodenbiozöten variieren stark und sind geprägt von einer Vielzahl natürlicher und anthropogener Einflüsse: Bodeneigenschaften, klimatische und jahreszeitliche Unterschiede, Bodennutzung, bestehende chemische und physikalische Bodenbelastungen. Bei der Beurteilung des Zustandes und möglicher Veränderungen der Bodenbiologie sowie bei der Festlegung von Vergleichs- und Referenzwerten für die Bodenschutzpraxis muss dieser natürlichen Streubreite Rechnung getragen werden.

Nutzungsformen

Bei der Definition von Vergleichs- und Referenzwerten wird zwischen den drei Nutzungsformen Ackerböden, Grünlandböden und Waldböden unterschieden.

Vergleichs- und Referenzwerte liegen bisher nur für Acker- und Grünlandböden vor.

Naturräumliche Regionen

Zur Berücksichtigung klimatischer Einflüsse auf die Bodenbiologie werden naturräumliche Grossregionen gebildet.

Vergleichs- und Referenzwerte beschränken sich bisher auf Böden im schweizerischen Mittelland (400-800 m.ü.M.).

Die Arbeitshilfe soll mit zunehmender Datenbasis erweitert werden, durch Ausdehnung in andere Regionen und auf Waldböden. Die aktuelle Situation reflektiert die Herkunft der bisherigen Mitglieder der VBB und somit der bisherigen Aktivitäten. Mit zunehmender Anwendung bodenbiologischer Methoden auch ausserhalb des Mittellandes (z.B. der Kanton Graubünden in seiner Bodenbeobachtung), werden weitere Erfahrungen in die Arbeitshilfe eingebaut werden können.

4. Vergleichswerte

Die Erfahrungswerte bezüglich Durchschnitt (Median) und Streubreite (Unteres Quartil (25%) / Oberes Quartil (75%), Minimum/Maximum), basieren auf allen, der VBB/BSA zur Verfügung stehenden Untersuchungsstandorte verschiedenster Projekte. Sie sind in Vergleichswert-Tabellen zusammengestellt, differenziert nach den Nutzungsformen Ackerland und Grünland, dieses z.T. zusätzlich unterschieden in intensives und extensives Grünland. Sie sind nicht differenziert nach chemisch-physikalischen Bodeneigenschaften.

Die Vergleichswert-Tabellen ermöglichen eine allgemeine Einordnung und Interpretation boden-

biologischer Messdaten. Eine differenziertere Interpretation unter Berücksichtigung der standortspezifischen Bodeneigenschaften ist nicht möglich.

Die Arbeitshilfe stellt Vergleichswerte für die folgenden bodenbiologischen Parameter zur Verfügung:

Mikrobielle Parameter: Mikrobielle Biomasse SIR

und FE, Basalatmung, Metabolischer Quotient, Verhältnis mikrobieller Biomasse-Kohlenstoff zu organischem Kohlenstoff und N-Mineralisation. Mikrobielle Biomasse ATP und Kohlenstoffmineralisierung Min. Corg.

Faunistische Parameter: Regenwürmer

geplant: Mykorrhiza-Infektionspotenzial, sobald mehr Daten und Erfahrungen vorliegen

Tabelle 1: Vergleichswerte der Regenwurm-Biomassen [g/m³ und %-Anteil], total und nach verschiedenen Artengruppen resp. wichtigen Arten, für Grünlandböden. (Datengrundlage: CUENDET et al. 1997)

	Median	Minimum	Maximum	Unt. Quartil (25%)	Ob. Quartil (75%)
Regenwurm-Biomassen [g/m ²], Grünland					
alle Arten	301	130	515	250	400
epigäische Arten	4	1	20	1	9
endogäische Arten	61	10	171	37	92
anözische Arten total	229	73	497	173	309
- anözische Lumbricus	105	*	220	63	149
- anözische Nicodrilus	121	*	365	75	198
Regenwurm-Biomasse [%-Anteile], Grünland					
epigäische Arten	2	1	7	1	4
endogäische Arten	22	2	50	13	30
anözische Arten total	76	48	98	67	85
- anözische Lumbricus	33	*	70	21	44
- anözische Nicodrilus	43	*	92	27	60

*) aus zoogeografischen Gründen fehlen einzelne Gruppen

5. Referenzwerte

Die Referenzwerte basieren auf einer Regressionsgleichung, mit der für den jeweiligen Untersuchungsstandort und für den betreffenden Parameter der zu erwartende Wert hergeleitet wird. Die Regressionsgleichung berücksichtigt als Einflussgrößen die für den betreffenden Parameter relevanten chemisch-physikalischen Bodeneigenschaften: Tongehalt, Sandgehalt, pH(CaCl₂) und/oder C_{org}-Gehalt. Diese Standort-Parameter müssen somit bekannt sein.

Der am Untersuchungsstandort gemessene Wert wird mit Hilfe des berechneten, standortspezifisch zu erwartenden Referenzwertes interpretiert.

Bezüglich der Herleitung der Referenzwerte und der eingeflossenen Grundlagen wird auf die Autoren verwiesen (OBERHOLZER et al. 1999, ROSSIER et al. 2003).

Die Arbeitshilfe stellt Referenzwerte für die folgenden Mikrobiellen Parameter zur Verfügung: Mikrobielle Biomasse SIR für Acker- und Grünland, Mikrobielle Biomasse FE-C für Ackerland, Basalatmung für Ackerland. Mikrobielle Biomasse

ATP und Kohlenstoffmineralisierung für Acker- und Grünland.

Die Referenzwerte können mit Hilfe der Regressionsgleichung oder der Referenzwert-Diagramme und -Tabellen bestimmt werden.

Regressionsgleichung

Als Beispiel für die Referenzwerte dient im Folgenden die Mikrobielle Biomasse SIR, Nutzungsform Ackerland.

Die Regressionsgleichung für die Mikrobielle Biomasse SIR, Nutzungsform Ackerland lautet (OBERHOLZER et al. 1999):

$$\ln(\text{SIR}) = 3.58 + 0.823 \ln(\text{C}_{\text{org}}) + 0.154 \text{pH} + 0.311 \ln(\text{Ton}) + 0.005 (\text{Sand})$$

Der Geltungsbereich umfasst Böden mit einem Tongehalt von 10% bis 40%, einem pH(CaCl₂) von 4,3 bis 7,5 und einem Gehalt an Corg von 1% bis 4%.

Der gemessene Wert wird mit dem individuell bestimmten, standorttypischen Referenzwert vergli-

chen und beurteilt. Die Vertrauensbereiche (95% bzw. 67%-Vertrauensbereich) bilden die Referenzbereiche des Beurteilungsschemas. Als „normal“ beurteilt werden Werte, die innerhalb des 67%-Vertrauensbereichs liegen, darüber sind die Werte „hoch“, darunter „tief“. Werte, die über bzw. unter dem 95%-Vertrauensbereich liegen, werden als „sehr hoch“ bzw. „sehr tief“ beurteilt.

Referenzwert-Diagramm

Referenzwert-Diagramme sind die graphische Darstellung der Referenzwertmodelle (Boxplot-Diagramme) für definierte Bodenklassen und ermöglichen ein einfaches Ablesen des standort-

typischen Referenzwertes und seiner Streubreiten.

Die den Referenzwert-Diagrammen zu Grunde liegenden Daten sind im Anhang tabellarisch zusammengestellt.

Für die Referenzwert-Diagramme werden die jeweiligen Einflussgrößen klassiert, je Klasse ein Wert für die Berechnung festgelegt und auf dieser Basis mit Hilfe der jeweiligen Regressionsgleichung die Boxplot-Diagramme für alle Kombinationen dieser Klassen hergeleitet. Die Kriterien für die Klassenbildung orientieren sich an der Bodenkartieranleitung der FAL (1997).

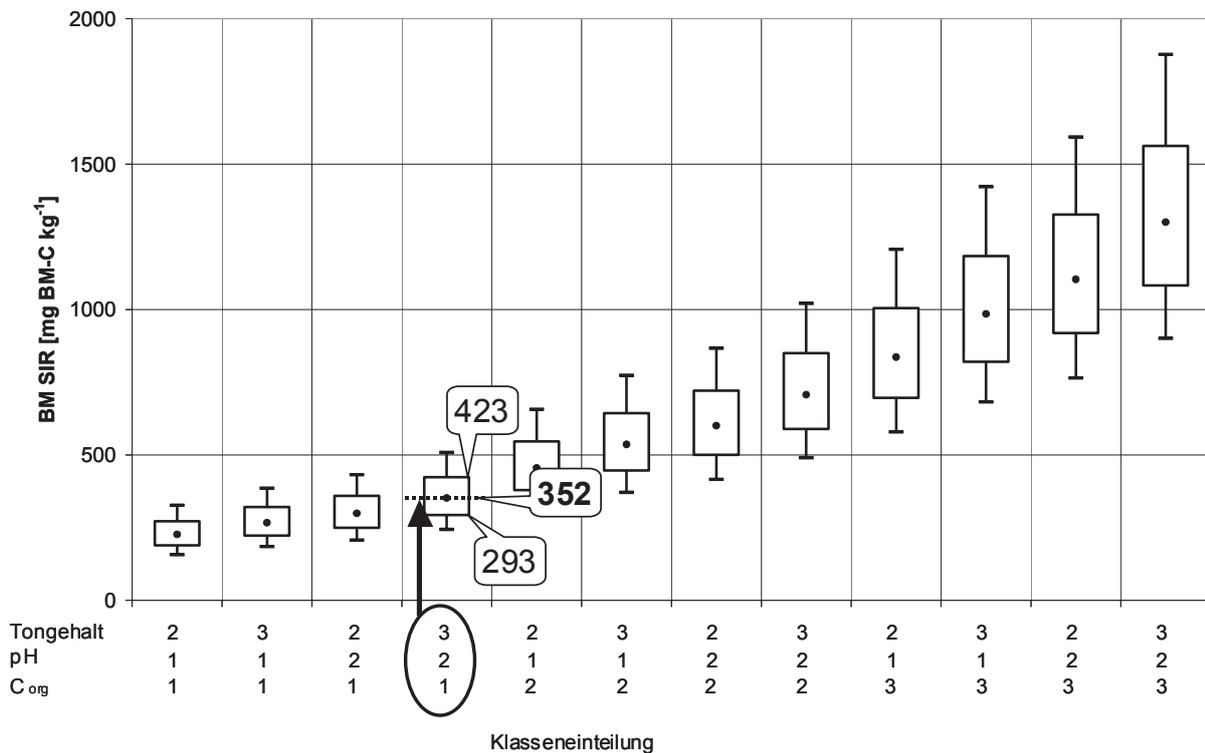


Abbildung 1: Referenzwert-Diagramm für die Mikrobielle Biomasse SIR, Nutzungsform Ackerland (ARBEITSGRUPPE „VOLLZUG BODENBIOLOGIE“ VBB/BSA 2009). *Legende:* Punkt = Referenzwert, Box = 67%-Vertrauensbereich des Referenzwertes, Whisker = 95%-Vertrauensbereich des Referenzwertes. *Lesbeispiel:* Kombination der Klassen Tongehalt: 3 => 30% Ton, pH: 2 = pH > 6.7, Corg: 1 = Corg < 1.2%: Bei einem ackerbaulich genutzten Boden, der diesen Klassen entspricht, ist eine mikrobielle Biomasse SIR von 352 mg/kg TS (67%-Vertrauensbereich 293 - 423 ppm) zu erwarten.

6. Anwendung

Die Erhebung bodenbiologischer Parameter erlaubt es, einen Boden hinsichtlich seines biologischen Zustandes zu charakterisieren. Bei der Interpretation dieser Parameter muss beachtet werden, dass chemische und physikalische Bodeneigenschaften sowie die Bodenbewirtschaftung die Bodenlebewesen in ihrer Artenzusammensetzung und Aktivität beeinflussen. Die Interpretation der bodenbiologischen Parameter, die Gesamtbeurteilung der Bodenfruchtbarkeit

eines Standortes und allenfalls daraus abgeleiteter erforderlicher Massnahmen setzen daher den Miteinbezug chemischer, physikalischer und agronomischer resp. waldbaulicher Aspekte voraus. Erst diese Gesamtschau ermöglicht es, die Situation eines Standortes als Ganzes zu erfassen und zu bewerten sowie notwendige Massnahmen breit abgestützt zu formulieren.

7. Literatur

ARBEITSGRUPPE „VOLLZUG BODENBIOLOGIE“ VBB/BSA (2009): Arbeitshilfe zur Anwendung und Interpretation bodenbiologischer Parameter. Frick.

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ BGS, 2004: Definition und Erfassung von Bodenschadverdichtungen. LmZ, Zollikofen.

CUENDET, G., R. STÄHLI und E. SUTER (1997): Die Regenwurm-Fauna von Dauergrünland des Schweizer Mittellandes, Synthesebericht. / Peuplements lombriciens des prairies permanentes du plateau suisse – rapport de synthèse. Schriftenreihe Umwelt Nr. 291 Boden, BUWAL.

EGLI, S. und A. MOZAFAR, 2001: Eine Standardmethode zur Erfassung des Mykorrhiza-Infektionspotenzials in Landwirtschaftsböden. VBB-Bulletin Nr. 5, 6-7.

EIDG. FORSCHUNGSANSTALT FÜR AGRAR-ÖKOLOGIE UND LANDBAU FAL (1997): Kartieren und Beurteilen von Landwirtschaftsböden (Kartieranleitung). Zürich-Reckenholz.

MÄDER, P., K. NOWACK und T. ALFÖLDI (1994): Literaturstudie zur Wahl der Methode für die Schätzung der mikrobiellen Biomasse im Boden sowie zur zeitlichen und räumlichen Variabilität der mikrobiellen Biomasse, der Bodenatmung und des Zelluloseabbaus. FiBL, Oberwil.

OBERHOLZER, H-R., J. REK, P. WEISSKOPF und U. WALTHER (1999): Evaluation of soil quality by means of microbiological parameters related to the characteristics of individual arable sites. Agribiological Research 52 (2), 113-125.

ROSSIER, N. und J. DESSUREAULT-ROMPRÉ (2003): Evolution des paramètres biologiques des sols agricoles fribourgeois. FRIBO Réseau d'observation des sols agricoles 1987 – 2001. Institut agricole de l'Etat de Fribourg, Posieux.

Anforderungen an die Langzeitbeobachtung biologischer Bodeneigenschaften mit mikrobiologischen Parametern

H.-R. Oberholzer und P. Weisskopf

Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Reckenholzstrasse 191, 8046 Zürich

Zusammenfassung

Bodenbiologische Eigenschaften stellen wichtige Indikatoren für die Bodenqualität dar. Es ist deshalb anzustreben, bodenmikrobiologische Parameter in der Langzeitbeobachtung von Böden einzusetzen. Häufig vorgeschlagen werden mikrobielle Biomasse (BM), bestimmt mit den Methoden „Substratinduzierte Respiration“ (SIR) und „Chloroform-Fumigations-Extraktion“ (FE), die Bodenatmung (Basalatmung) sowie die N-Mineralisierung im aeroben Brutversuch. Im LAZBO-Projekt von Agroscope Reckenholz-Tänikon ART wurden die Methoden auf ihre Eignung für die Langzeitbeobachtung geprüft. In diesem Projekt konnte gezeigt werden, dass sie die Anforderungen bezüglich Genauigkeit der Bestimmung und der Erhebung erfüllen. Die Referenzstabilität der Methode wurde für die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse SIR im LAZBO-Projekt als ausreichend beurteilt, bei allen anderen geprüften Methoden konnte sie nicht abschliessend beurteilt werden. In der Folge wurde für die Sicherstellung der Referenzstabilität ein neues Vorgehen gewählt, bei dem Referenzproben mehrfach pro Jahr gemessen werden. Die Ergebnisse der Jahre 2003 bis 2008 zeigen, dass die Methoden mehrheitlich ausreichende Referenzstabilität aufweisen. Das gewählte Vorgehen zur Gewährleistung der Referenzstabilität mit Hilfe von Referenzproben ermöglicht es, beim Auftreten von grösseren Differenzen zwischen den Jahren in begründeten Fällen Korrekturen der Ergebnisse vorzunehmen.

Abstract: Fundamentals for use of soil microbiological methods in long term monitoring

Soil microbiological parameters are important indicators for soil quality. Therefore the use of those parameters in long-term monitoring program is essential. In the project LAZBO of Agroscope research station ART microbial biomass (BM), determined by the methods of substrate-induced respiration (SIR) and chloroform fumigation extraction (FE), soil respiration, and N-mineralization during aerobic incubation were tested according to criteria required for a soil microbial monitoring system. The precision of the determination for the microbiological soil parameters addressed in this study was good, respecting coefficients of variation for four determinations in one mixed sample in the laboratory as well as for four samples from one plot in the field. For microbial biomass BM (SIR), very good reference stability was found, whereas all other methods lacked to meet this criterion. Subsequently a new procedure to establish reference stability was introduced with multiple measurements of reference samples within the same year. Results from 2003 to 2008 show mostly sufficient reference stability or that the new procedure enables a well proofed correction of results in cases with considerable differences between two years.

Keywords: soil microbial parameters, long term monitoring, microbial biomass,

1. Einleitung

Bodenorganismen leisten mit ihren Aktivitäten einen unverzichtbaren Beitrag zu den Bodenfunktionen. Folglich sind biologische Bodeneigenschaften wichtige Indikatoren für die Bodenqualität. Um die Bodenqualität beurteilen zu können, müssen geeignete biologische Parameter und Bestimmungsmethoden gefunden werden. Dazu gibt es eine Fülle von Publikationen, die neben Bodenqualitätskonzepten auch Listen von Bestimmungsmethoden, sogenannte Minimum data sets, vorschlagen (Karlen et al. 1998, Torstensson et al. 1998). Kriterien für die Auswahl von geeigneten Parametern und Bestimmungsmethoden sowie eine Beurteilung von häufig verwendeten Methoden werden in Scheid et al. (2008)

präsentiert. Spezifisch für die Langzeitbeobachtung von Böden gibt es bereits Methodenempfehlungen in SAG (1993) und Kandeler et al. (1993). Einige Methoden werden bereits in Langzeitbeobachtungsprogrammen angewendet (Beck und Beck 1994, Höper und Kleefisch 2001).

Die Langzeitbeobachtung stellt spezifische Anforderungen an die Bestimmungsmethoden, wie Referenzstabilität der Methode, Genauigkeit der Bestimmung bei mehrfacher Wiederholung im Labor und Genauigkeit der Erhebung bei mehreren Mischproben pro Fläche. Im LAZBO-Projekt von Agroscope Reckenholz-Tänikon ART wurden die bodenmikrobiologischen Parameter auf ihre Eignung für die Langzeitbeobachtung von Böden geprüft (Oberholzer et al. 2006). Bestimmt wurden die mikrobielle Biomasse (BM) mit der

Methode „Substratinduzierte Respiration“ (SIR) sowie mit der Methode „Chloroform-Fumigations-Extraktion“ (FE) als Biomasse-Kohlenstoff (FE-C) und Biomasse-Stickstoff (FE-N); ausserdem die Bodenatmung (BA) sowie die N-Mineralisierung im aeroben Brutversuch (N-Min) nach den Referenzmethoden der eidg. landw. Forschungsanstalten (FAL, FAW und RAC 1988). Dazu wurden je drei Acker- und Grünlandstandorte während dreier Jahre jeweils im Frühjahr auf einer Fläche von 10 x 10 m entsprechend der NABO-Vorgehensweise für chemische Bestimmungen beprobt.

Die Präzision der Bestimmung, im Labor mit Hilfe vierfach wiederholter Bestimmung pro Beobachtung an Mischproben untersucht, war mit Variationskoeffizienten unter 5 % für die beiden Methoden der mikrobiellen Biomasse und die Bodenatmung bzw. unter 8 % für die N-Mineralisierung gut. Die Präzision der Erhebung, bestimmt als Variabilität zwischen den vier Beobachtungen (Mischproben) an einem Standort, zeigte, dass eine Beschreibung der untersuchten Fläche mit den ausgewählten bodenmikrobiologischen Parametern im Durchschnitt mit einem Variationskoeffizienten von unter 6% (mikrobielle Biomasse SIR und FE, Bodenatmung) bzw. 9% (N-Mineralisierung) möglich ist. Beck und Beck (1994) untersuchten die Genauigkeit der Erhebung für die mikrobielle Biomasse SIR in einer Parzelle mittels Beprobung von 4 Teilflächen von je 10 x 10 m und stellten ebenfalls eine ausreichende Genauigkeit fest.

Eine besondere Anforderung an Methoden für die Langzeitbeobachtung ist die Referenzstabilität. Mikrobiologische Bestimmungen werden an frischen Bodenproben durchgeführt; die mikrobiologischen Eigenschaften dieser frischen Bodenproben können sich während der Lagerung allerdings ändern. Da es kein mikrobiologisch stabiles Referenzmaterial gibt, muss sichergestellt werden, dass die Methoden im Verlauf der Zeit absolut stabile Messergebnisse liefern. Im Projekt LAZBO wurde die Referenzstabilität der Methoden untersucht, indem von Bodenproben sofort nach der Aufbereitung Teilproben tiefgefroren wurden. Die gefrorenen Bodenproben wurden in den folgenden Jahren jeweils zusammen mit den frischen Bodenproben des jeweiligen Jahres untersucht. Die Bodenprobe aus dem Jahr 2001 wurde also in den Jahren 2001, 2002 und 2003 untersucht, die Probe aus dem Jahr 2002 in den Jahren 2002 und 2003. Unter der Annahme, dass sich gefrorene Bodenproben während der Lagerung nicht verändern und damit ein annähernd stabiles Referenzmaterial darstellen, können mit diesem Vorgehen systematische Abweichungen der Ergebnisse zwischen einzelnen Jahren festgestellt werden. Die Ergebnisse dieser Referenzstabilitätsuntersuchungen sind je nach bodenmikrobiologischem Parameter verschieden (Abb. 1). Für die mikrobielle Biomasse BM (SIR) wurden

Abweichungen von maximal 5 % gefunden, was als sehr guter Wert für die Referenzstabilität zu betrachten ist. Die Referenzstabilität der Bodenatmung kann mit Abweichungen von unter 5 % im Jahr 2003 als relativ gut eingeschätzt werden, allerdings deuten Abweichungen von 20 % im Jahr 2002 auf erhebliche Unsicherheiten hin. Dagegen kann die Referenzstabilität mit der vorliegenden Versuchsanordnung für die mikrobielle Biomasse (FEC) nicht beurteilt werden, da die Ergebnisse widersprüchlich sind. Die Bestimmungsergebnisse der Probe von 2001 zeigten zwischen 2002 und 2003 keinen, diejenigen von 2002 jedoch ca. 20% Unterschied. Die Referenzstabilität der mikrobiellen Biomasse (FEN) ist ähnlich wie diejenige der Bodenatmung, mit einer einzigen Abweichung von mehr als 10%. Dagegen war die Referenzstabilität der N-Mineralisation mit Abweichungen von 13 bzw. 15% ungenügend (in Abb.1 nicht dargestellt).

Die festgestellten Unklarheiten und Widersprüche konnten in der Versuchsanordnung des LAZBO-Projektes nicht mehr aufgeklärt werden, weil das Probenmaterial aufgebraucht war. Deshalb wurde das Vorgehen für die Überprüfung der Referenzstabilität angepasst. Die Ergebnisse der Bestimmungen zur Referenzstabilität von bodenmikrobiologischen Methoden im Zeitraum von 2003 bis 2008 werden im Folgenden dargestellt.

Material und Methoden

Die Bodenproben für die Bestimmung der Referenzstabilität wurden nach den Referenzmethoden (FAL, FAW und RAC 1988) im zeitigen Frühjahr aus der Tiefe 0 bis 20 cm entnommen und aufbereitet. Es wurde soviel Probenmaterial entnommen, dass es für mindestens 4 Jahre ausreicht. Bei jeder Bestimmungsserie und jeder Methode wurde jeweils eine Teilprobe dieser Referenzprobe mitbestimmt.

Die Referenzprobe wurde nach der Aufbereitung portionenweise tiefgefroren und vor der Bestimmung nach einem festgelegten Vorgehen aufgetaut. An der ART wird die Referenzprobe immer auf der gleichen festgelegten Fläche einer Ackerparzelle entnommen, die nach ÖLN-Richtlinien mit einer typischen Fruchtfolge bewirtschaftet wird.

Ergebnisse und Diskussion

In den Abbildungen 2 und 3 sind die Ergebnisse der Referenzstabilitätsbestimmungen der einzelnen Methoden im LAZBO-Projekt von 2001 bis 2003 und die Jahresmittel der Referenzprobe in den Folgejahren 2003 bis 2008 dargestellt. Die Mittelwerte wurden je nach Methode und Jahr aus 4 bis 25 Einzelbestimmungen berechnet.

Die Ergebnisse der mikrobiellen Biomasse SIR zeigten zwischen den Jahren 2003 und 2004 eine Differenz von 15 %, zwischen den andern aufein-

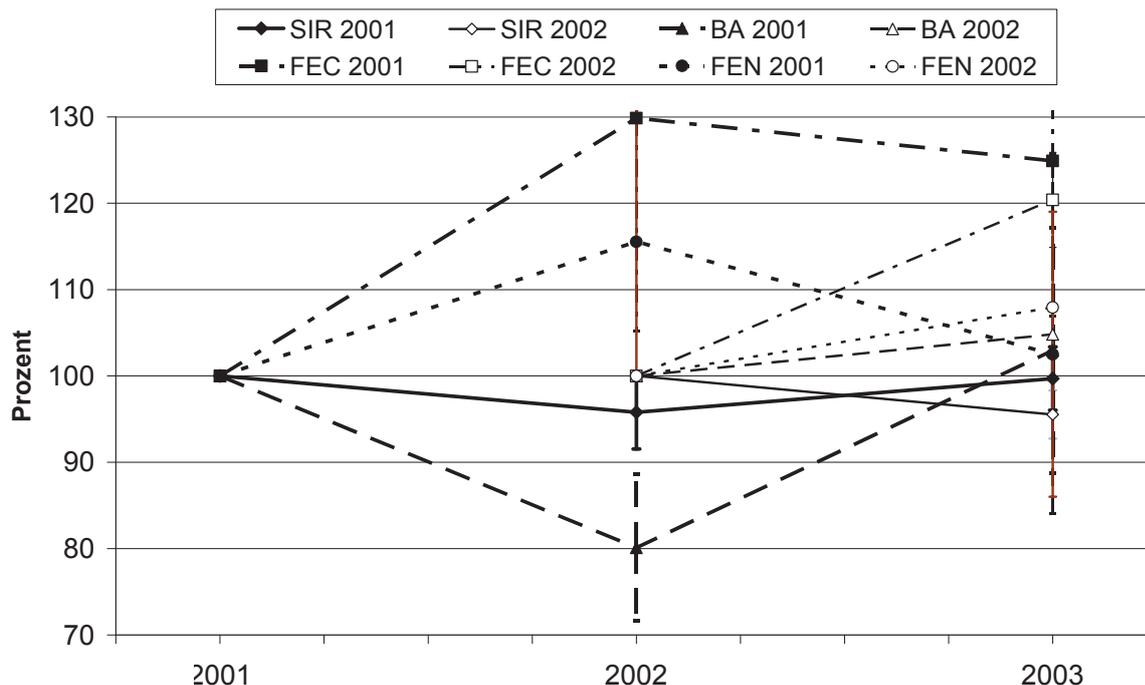


Abbildung 1: Ergebnisse der verschiedenen Methoden bei der Bestimmung der gefrorenen Proben von 2001 bzw. 2002 in den Jahren 2001, 2002 und 2002 bzw. 2002 und 2003, dargestellt relativ zum Ergebnis der ersten Bestimmung.

anderfolgenden Jahren jeweils unter 8 %. Der grosse Jahresunterschied ist darauf zurückzuführen, dass in dieser Zeit der Infrarotgasanalysator für die CO₂-Bestimmung revidiert werden musste und deshalb die Kontinuität der Kalibration nicht überprüft werden konnte. Die Unterschiede sind durch 17 bzw. 25 Messungen abgestützt. Ergebnisse von andern Versuchen, in denen während dieser 2 Jahre Messungen durchgeführt wurden, bestätigen die Annahme, dass eine systematische Veränderung des Messsystems vorgelegen haben könnte. Basierend auf diesen Ergebnissen und auf Messungen an kühl gelagerten Proben wurde ein Korrekturfaktor berechnet. Mit diesem Faktor wurden die Ergebnisse von 2001 bis 2003 korrigiert. Die korrigierten Ergebnisse (Abb. 2 unten) weisen insgesamt eine gute Referenzstabilität auf; die maximale Abweichung von 10 % im Jahr 2007 kann durch keine besonderen Beobachtungen erklärt werden und wird deshalb auch nicht korrigiert.

Die Bestimmungsergebnisse der Referenzproben für die mikrobielle Biomasse FE-C ergaben zwischen 2003 und 2008 zweimal erhebliche Abweichungen zwischen aufeinanderfolgenden Jahren, insbesondere zwischen 2004 und 2005 sowie zwischen 2005 und 2006. Ursache dafür waren methodische Anpassungen. In Abb. 3 oben sind die korrigierten Ergebnisse dargestellt. Die Ergebnisse der Bodenatmung in den Referenzproben zeigten ab 2003 zwischen zwei aufeinanderfolgenden Jahren nie Unterschiede von mehr als

5 % (vgl. Abb. 3 unten).

Wenn man den gesamten Zeitraum von 2001 bis 2008 betrachtet, zeigten die mikrobielle Biomasse SIR und die Bodenatmung je einmal eine Abweichung zwischen aufeinanderfolgenden Jahren von mehr als 10%. Diese Abweichung liess sich bei der mikrobiellen Biomasse aufgrund eindeutiger Ursachen korrigieren, die widersprüchlichen Ergebnisse bei der Bodenatmung konnten dagegen methodisch nicht eindeutig erklärt werden und wurden deshalb auch nicht korrigiert. Die Fumigationsmethode wies zwischen 2001 und 2003 widersprüchliche Ergebnisse und zwischen 2003 und 2008 zusätzlich zwei korrigierbare Jahresunterschiede auf.

Damit im Rahmen einer Langzeitbeobachtung von Böden Einzelmessungen aus verschiedenen Jahren absolut miteinander verglichen werden können, müssen allfällige systematische Veränderungen des Messsystems mit ausreichender Genauigkeit belegt und allfällig korrigiert werden können. Für den Umgang mit den Messdaten ist es wünschenswert, dass sie nur dann korrigiert werden, wenn eine systematische Abweichung belegt und die Ursache für diese Abweichung bekannt ist. Damit stellt sich die Frage, unter welchen Bedingungen und ab welchem Ausmass der Abweichung eine Korrektur notwendig ist. Zudem ist die zeitliche Auflösung festzulegen: Werden nur Unterschiede zwischen Jahren oder auch zwischen Messkampagnen (direkt aufeinander folgende Messungen ohne grössere

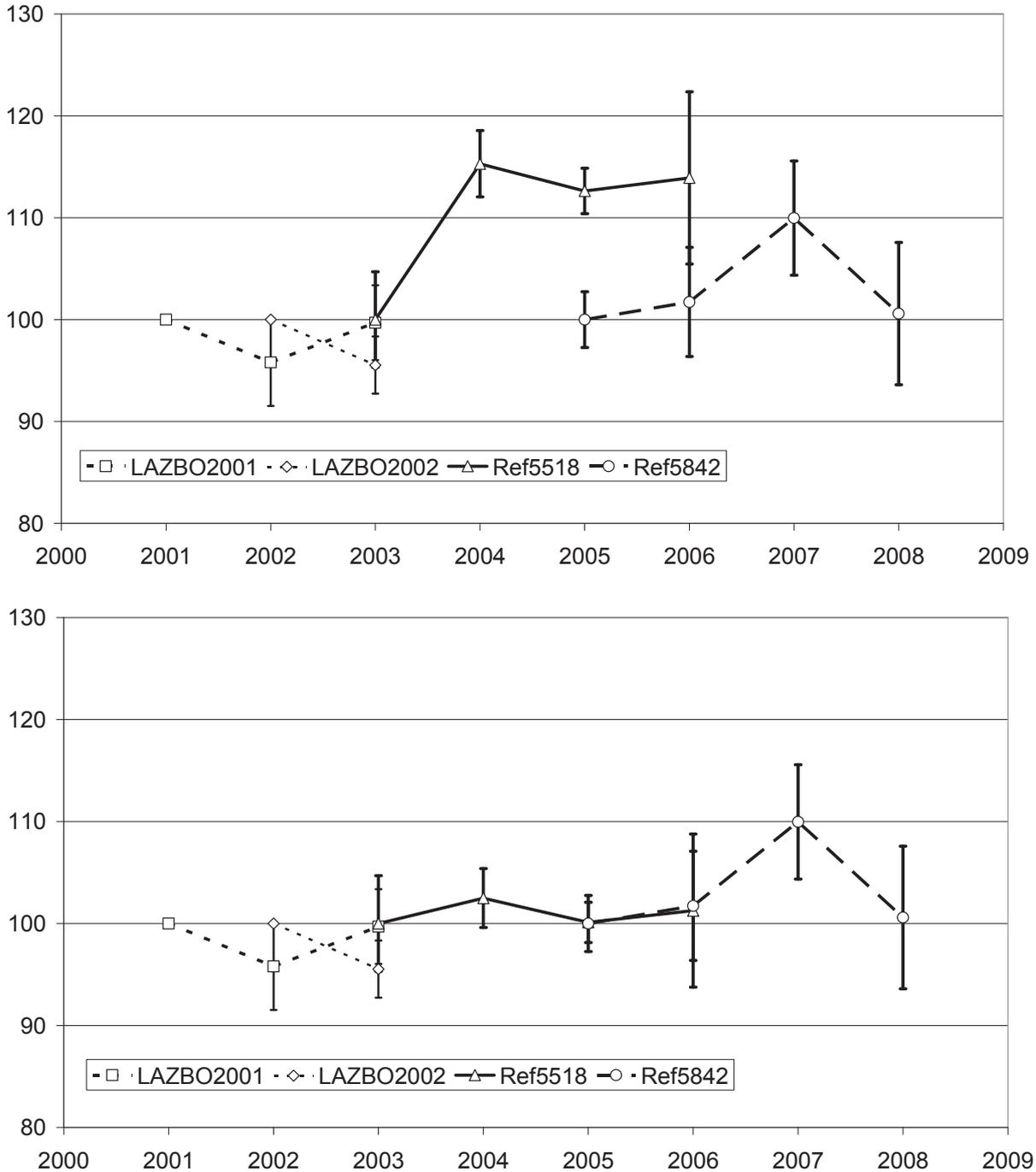


Abbildung 2: Mikrobielle Biomasse SIR in den Referenzproben des LAZBO-Projektes (2001 bis 2003) sowie in den Folgejahren 2003 bis 2008, dargestellt als Jahresmittelwerte relativ zum Ergebnis der ersten Bestimmung pro Probe; Fehlerbalken bezeichnen die Standardabweichungen. Obere Grafik unkorrigierte, untere Grafik korrigierte Werte.

Unterbrechungen innerhalb desselben Jahres) korrigiert?

Für diese Fragen gibt es momentan keine absoluten und generell gültigen Lösungen. Letztendlich müssen Ermessensentscheide getroffen werden, die auf den Eigenheiten der einzelnen Bestimmungsmethoden und der Organisation der Analysekampagnen (Dauer und Länge der Unterbrüche) basieren.

Schlussfolgerungen

Basierend auf den vorhandenen Daten kann festgestellt werden, dass in den meisten Fällen genügend und ausreichend genaue Bestimmungen der Referenzproben vorlagen, um die beobachteten Unterschiede zwischen den Jahren absolut belegen zu können und damit eine allfällige Korrektur der Ergebnisse zu rechtfertigen. Zum Teil

waren pro Jahr relativ wenige Messungen an Referenzproben durchgeführt worden, v.a. wenn insgesamt wenige Messungen mit der betreffenden Methode gemacht wurden.

In Zukunft müsste dies bei der Planung von Bestimmungen berücksichtigt werden, indem gegebenenfalls mehr als eine Referenzprobe pro Tag und Methode mitbestimmt wird. Damit kann sichergestellt werden, dass für die gesamte Messperiode eine ausreichende Zahl von Referenzprobenanalysen für die Kontrolle der Referenzstabilität verfügbar ist. In einzelnen Jahren waren die Standardabweichungen der Referenzwertse-

rien noch hoch, weil die Analysenergebnisse im Jahresverlauf zu wenig konstant waren. Dieses Problem kann nur durch stetige Anstrengungen zur Standardisierung der Bestimmungen und Qualitätssicherung der Analytik gemindert bzw. behoben werden. Dadurch sollte auch die Anzahl von Fällen abnehmen, in denen eine Datenkorrektur notwendig ist. Zu den möglichen Verbesserungen gehört auch, dass zu Beginn von Messkampagnen ausreichend Zeit eingeplant werden muss, um allfällige Abweichungen der Referenzmessungen durch Anpassungen der Methodik verringern zu können. Dies ist allerdings leichter

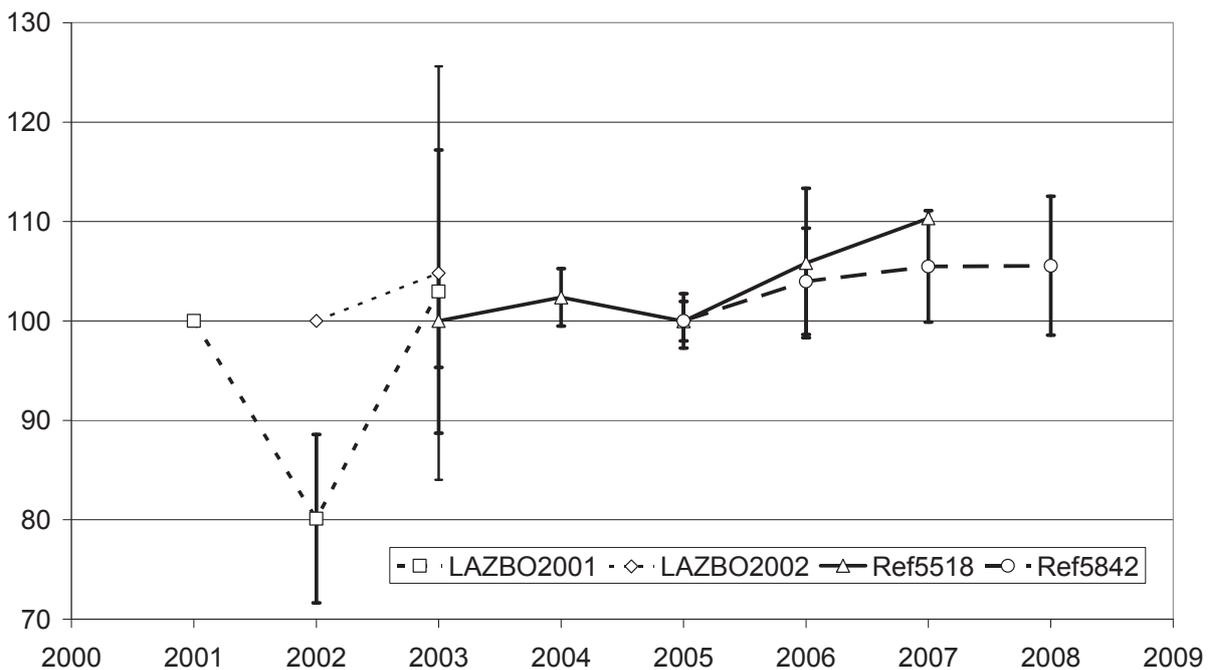
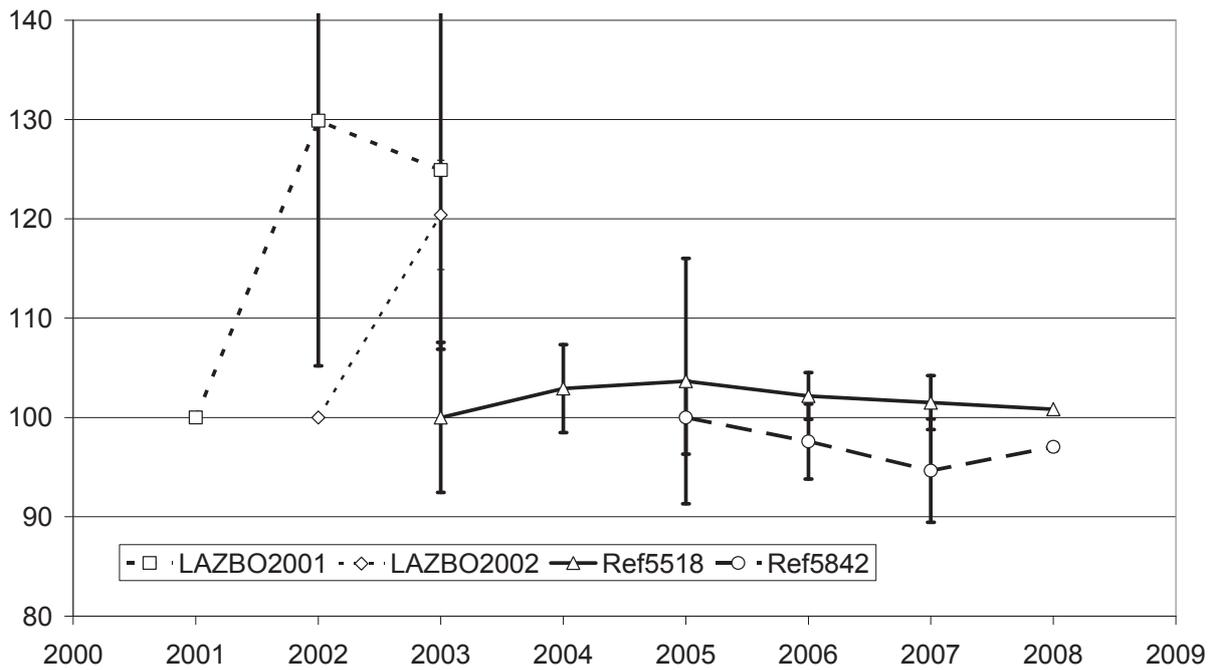


Abbildung 3: Mikrobielle Biomasse FE-C (oben) und Bodenatmung (unten) in den Referenzproben des LAZBO-Projektes (2001 bis 2003) sowie in den Folgejahren 2003 bis 2008, dargestellt als Jahresmittelwerte relativ zum Ergebnis der ersten Bestimmung pro Probe; Fehlerbalken bezeichnen die Standardabweichungen.

zu erreichen bei Bestimmungsmethoden, bei denen das Ergebnis gleich nach der Messung vorliegt (Bodenatmung und SIR-Methode) als bei Methoden, bei denen Inkubation und Extraktion zeitlich getrennt von der Analyse der Extrakte durchgeführt werden (FE-Methode).

Wann Messdaten aufgrund der Ergebnisse von Referenzmessungen korrigiert werden müssen, bleibt vorderhand noch ein Ermessensentscheid. Grundsätzlich ist anzustreben, Messwert-Korrekturen nur dann zu machen, wenn es unbedingt notwendig erscheint; Kriterien könnten beispielsweise das Ausmass der Abweichungen zwischen Referenzproben-Messwerten sein (z.B. mehr als 10 %), oder das Vorliegen einer eindeutig zu bezeichnenden Ursache für die systematische Abweichung. Prinzipiell scheint es im Zweifelsfall sinnvoller zu sein, die Originalergebnisse zu verwenden und allfällige Abweichungen der Referenzproben-Messreihen bei der Interpretation der einzelnen Messergebnisse zu berücksichtigen.

Literatur

- Beck, Th. und Beck, R. (1994): Die mikrobielle Biomasse in landwirtschaftlich genutzten Böden. 1. Mitteilung: Die räumliche Verteilung der Biomasse in Böden. *Agribiological Research* 47 (3-4), S. 284-294.
- FAL, FAW, RAC (1998). Schweizerische Referenzmethoden der Eidgenössischen landwirtschaftlichen Forschungsanstalten, Band 2, Bodenuntersuchung zur Standortcharakterisierung.
- Höper, H. und Kleefisch, B. (2001): Untersuchung bodenbiologischer Parameter im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen. Bodenbiologische Referenzwerte und Zeitreihen. *Arbeitshefte Boden*, Heft 2001/4. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, 94 S.
- Kandeler, E., Margesin, R., Öhlinger, R. und Schinner, F. (1993): Bodenmikrobiologisches Monitoring - Vorschläge für eine Bodenzustandsinventur. *Die Bodenkultur* 44 (4): 357-377.
- Karlen, D.L., Gardner, J.C., Rosek, M.J. (1998). A soil quality framework for evaluating the impact of CRP. *Journal of Production Agriculture* 11:56-60.
- Oberholzer, H., Scheid, S., Schwab, P., Bonvicini, A., Müller, S., Brunner, H. (2006). Langzeitbeobachtung von physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften - Pilotprojekt LAZ-BO - Teil 3 Bodenmikrobiologische Untersuchungen. *Agroscope FAL Reckenholz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich*. 83 pp.
- SAG (1993): Unterarbeitsgruppe Bodendauerbeobachtungsflächen der Sonderarbeitsgruppe Informationsgrundlagen Bodenschutz: Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. Herausgegeben von der SAG mit Mitteln des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen
- Scheid, S., Fließbach, A., Mayer, J., Nowack, K., Oehen, B., Widmer, F., Mäder, P., Oberholzer, H.-R. (2008). Belastungen des Ökosystems Boden durch natürliche sowie gentechnisch veränderte Organismen – Effekte, Methoden und Schadensdefinition als Beitrag zur Risikobeurteilung, Projektbericht eines BAFU-Projektes. 164 S.
- Torstensson, L., Pell, M., Stenberg, B. (1998). Need of a strategy for evaluation of arable soil quality. *Ambio* 27:4-8.

Vergleich dreier Methoden zur Langzeitbeobachtung der biologischen Bodenaktivität

Karin Kaufmann¹, Nicolas Rossier¹, Hans-Rudolf Oberholzer² & Adrian v. Niederhäusern¹

¹ LIG – Landwirtschaftliches Institut des Kantons Freiburg, Grangeneuve, CH-1725 Posieux

² Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich

Zusammenfassung

Die Mikroorganismen im Boden sind ein guter Indikator für dessen Fruchtbarkeit. Im freiburgischen Bodenbeobachtungsnetz (FRIBO) wird die Biomasse seit 1987 mit der ATP-Methode erfasst. Heute haben sich international die Methoden Fumigations-Extraktion (FE) und substratinduzierte Respiration (SIR) etabliert. In diesem Bericht sollen die drei Methoden auf die Vergleichbarkeit ihrer Resultate hin untersucht werden.

Dazu wurde die Biomasse von 30 Bodenproben nach den Methoden FE, SIR, ATP und die Basalatmung an feuchten und getrockneten Proben analysiert. Einige chemisch-physikalische Faktoren und die Bodennutzung wurden zur Gliederung und Interpretation der Daten ebenfalls erfasst. Die Vergleichbarkeit der Methoden wurde anhand der Korrelationen zwischen den verschiedenen Resultaten ermittelt.

Zwischen den drei Biomasse-Methoden sind alle Korrelationen signifikant ($p < 0.05$). Am stärksten korrelieren SIR und FE ($r = 0.92$) gefolgt von ATP und FE bzw. SIR ($r = 0.87$). Die Messung von SIR und FE erfolgte an frischen Bodenproben, während sie für ATP zuerst getrocknet wurden. Die hohen Korrelationen ($r = 0.85$ bis 0.95) zwischen den mit beiden Verfahren ermittelten Basalatmungen bestätigen die geringe Abweichung zwischen den Methoden. Eine Umrechnung zwischen Ergebnissen der Methoden FE, SIR und ATP ist somit möglich, allerdings sollten die Umrechnungsformeln für eine breite Anwendung mit mehr und einem breiteren Spektrum von Bodenproben noch besser abgestützt werden.

Abstract: Comparison of three methods for long term observation of biological soil activity

The soil micro organisms are good indicators for the soil fertility. In the soil monitoring network of Fribourg (FRIBO) soil microbial biomass is analysed by means of the ATP method since 1987. Meanwhile the fumigation-extraction (FE) and the substrate induced respiration (SIR) methods are well established in the international context. In this paper we are comparing those three methods.

We analysed microbiological biomass (FE, SIR and ATP-method) and basal respiration in 30 soil samples. Some chemical and physical properties were additionally analysed for a better interpretation. For comparison correlations between all methods were calculated. The correlations between the three biomass methods are all significant ($p < 0.05$). We found the best correlation between SIR and FE ($r = 0.92$) followed by ATP and FE or SIR ($r = 0.87$). For measurement of SIR and FE fresh soil samples were used, but dried samples for ATP-method. The high correlation ($r = 0.85$ to 0.95) between both methods for basal respiration indicates that they are nearly similar. A conversion between results of FE, SIR and ATP methods is therefore possible, but for general application, the conversion formulas should be reassessed with more soil samples from a larger area.

Keywords: soil microbial biomass, soil biota, soil biological activity, long term observation, ATP, respiration.

1. Einleitung

Im Jahr 1985 wurde das Bodenbeobachtungsprogramm FRIBO lanciert. Neben chemischen Analysen sollten auch biologische Bestimmungen in das Programm aufgenommen werden. Eine der damals verwendeten Methoden zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse ist die ATP-Methode (Maire 1982). Deshalb hat der Kanton Freiburg diese Methode in seinen Bodenbeobachtungsnetz (FRIBO) aufgenommen um die

Biomasseentwicklung in den Böden über lange Zeit zu verfolgen (Rossier 2003). Seither wurden weitere bodenmikrobiologische Methoden und speziell auch Methoden zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse entwickelt und fanden in der Folge weite Verbreitung und Anwendung.

In einer umfassenden Literaturstudie im Auftrag der Arbeitsgruppe Bodenbiologie der Bodenschutzfachstellen der Kantone Aargau, Bern und Solothurn kamen die Autoren zum Schluss, dass sich Fumigations-Extraktion (FE) und Substrat-

induzierte Respiration (SIR) (eine chemische und eine physiologische Methode) am besten für Langzeitstudien eignen (MÄDER et al. 1993). In den Referenzmethoden der Eidgenössischen landwirtschaftlichen Forschungsanstalten' (AGROSCOPE 1996-2004) wird gemäss den Schlussfolgerungen in MÄDER et al. (1993) empfohlen, in jedem Fall die Fumigations-Extraktions-Methode zu verwenden. Es wird argumentiert, dass diese die geringste Einschränkung bezüglich Einsatzmöglichkeit aufweist und gegenüber kurzfristigen Einflüssen am wenigsten empfindlich ist. Als Methode zweiter Priorität wird die Verwendung der SIR- oder ATP-Methode empfohlen, insbesondere um eine Verbindung zu den Ergebnissen bisheriger Untersuchungen in verschiedenen Institutionen zu gewährleisten, die mit einer dieser beiden Methoden gemessen wurden.

Das Ziel dieses Berichtes ist es, die Resultate der ATP-Methode zur Schätzung der Biomasse mit den Methoden FE und SIR zu vergleichen. Es werden Korrelationen zwischen den bisherigen und neuen Methoden ermittelt und diskutiert, ob die mit der ATP-Methode erhobenen Werte auf die FE oder SIR- Methode umrechenbar sind.

2. Material und Methoden

2.1. Anforderungen an Methoden zur biologischen Bodenanalyse

Um verschiedene Methoden zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse vergleichen zu können, definieren wir, welchen Anteil wir messen wollen. Unter dem Begriff 'mikrobielle Biomasse' verstehen wir den Anteil organischer Substanz im Boden, der aus lebenden Mikroorganismen besteht (ALEF 1993). Als Masseinheit dafür wird meistens mikrobieller Kohlenstoff kg^{-1} Boden verwendet. Lediglich mit der FE-Methode können parallel auch der mikrobielle Stickstoff oder Phosphor ermittelt werden.

2.2. Für diese Studie verwendete Böden

Die Studie wurde mit Bodenproben von 30 verschiedenen Standorten durchgeführt. Es handelt sich dabei um Proben von langjährigen Beobachtungsstandorten (u. A. NABO, KABO BE, LAZBO, Burgrain). Davon stammen 20 Proben aus Ackerland und 10 Proben aus Naturwiese. Die Proben stammen aus dem Schweizer Mittelland.

2.3. Probenahme und Probenaufbereitung

Mischproben von Flächen von 10 x 10 m wurden gezogen, aufbereitet und aufbewahrt gemäss Anleitung (AGROSCOPE 1996-2004). Danach wurden die Proben an die involvierten Laboratorien weitergesandt.

Die Proben für die Messung der ATP-Biomasse und der Basalrespiration (Tage 4, 9, 15) wurden erst im Analyselabor bei Raumtemperatur getrocknet und vor der Analyse wieder angefeuchtet. Mit Hilfe der Kapillarkraft wurde der Boden mit Wasser voll gesogen und danach bei 24°C während 4 Tagen inkubiert bevor die ersten Messungen angesetzt wurden.

Die Proben für die SIR- und FE-Biomasse sowie die Basalatmung Tag 4, wurden nie getrocknet, sondern für die SIR und die Bestimmung der Basalatmung vor einer 7-tägigen Inkubation auf 50% ihrer Wasserhaltekapazität (WHK) gebracht (AGROSCOPE 1996-2004).

2.4. Biomasse

Im folgenden Abschnitt werden die drei angewendeten Methoden (ATP, FE und SIR) verglichen und beschrieben. SIR und FE sind international standardisierte Methoden nach ISO 14240-1:1997 und ISO 14240-2:1997. Durch die FE wird die lebende (aktive und ruhende) mikrobielle Biomasse erfasst. Diese Technik quantifiziert die Organismen, die gegenüber Bioziden wie Chloroform sensitiv reagieren (WARDLE und GHANI 1995). Im Gegensatz dazu bestimmt die SIR die mikrobielle Biomasse, die nach Zugabe einer leicht verfügbaren Energiequelle, wie Glukose, zur Atmung angeregt wird (r-Strategen, zymogene Organismen). ATP als Bestandteil jeder lebenden Zelle wird dagegen als universelles Mass für alle aktiven Mikroorganismen (r-, K-Strategen...) herangezogen. Ob der ATP-Gehalt vom physiologischen Zustand der Populationen abhängt, ist umstritten. Einige Forscher finden sehr hohe Korrelationen zwischen FE- und ATP-Biomasse (BROOKES 1983 in LIN und BROOKES 1996).

Eine detaillierte Diskussion der Methoden und eine komplette Liste der Vor- und Nachteile ist in MÄDER et al. (1993) zu finden. Der Methodenvergleich in diesem Bericht ist nicht erschöpfend und stützt sich vor allem auf die neuere Literatur.

2.4.1. Die Methode ATP-Biomasse

ATP wurde nach der Methode von MAIRE (1982) bestimmt: Dabei wurde das ATP mit H_2SO_4 unterstützt durch einen Zellaufschluss mit Ultraschall aus dem Boden extrahiert und gereinigt. Die ATP-Menge wurde mittels Biolumineszenz (Luciferin-Luciferase-System) quantifiziert. Die freigesetzten Lichtimpulse sind proportional zur ATP-Menge und können deshalb mittels Kalibrationskurven umgerechnet werden. Ein weiterer Umrechnungsfaktor erlaubt die Schätzung des Biomasse-Cs. Für FRIBO wurde bis anhin direkt die ATP-Menge [ng/g] für die Analysen verwendet ohne diese in Biomasse umzurechnen.

In den neunziger Jahren wurde eine vereinfachte Analyseverfahren angewendet und unter anderem

in der Puffer- und der Extraktionslösung Tris durch MOPS ersetzt. Das Prinzip der Messung bleibt jedoch bestehen. Dieses Protokoll, welches auch auf die in diesem Bericht diskutierten Proben angewendet wurde, entspricht nicht exakt dem Protokoll in den Schweizerische Referenzmethoden der Eidgenössischen landwirtschaftlichen Forschungsanstalten (AGROSCOPE 1996-2004). Nach N. Maire sind die Resultate jedoch ohne weiteres vergleichbar (MAIRE pers. Kommunikation).

2.4.2. Vorteile

Die ATP-Bestimmung ist eine direkte und empfindliche Messmethode (MÄDER et al. 1993), die wahrscheinlich auch inaktive Organismen erfasst.

Die ATP-Methode reagiert robust auf verschiedene Probenvorbereitungen (MAIRE, pers. Kommunikation).

2.4.3. Nachteile

Nach MARTENS (1995) hängt die gemessene ATP-Menge stark vom verwendeten Extraktionsmittel ab und die Extraktion des ATP ist nicht komplett. Ausserdem wird ATP während der Extraktion hydrolysiert, so dass in der Messung nicht alles erfasst wird. Nach der Extraktion wird es stark adsorbiert. Diese Verluste sind in jedem Boden anders und müssen mit einer ATP-Zugabe und anschliessende Extraktion für jede Probe geschätzt werden.

In der wissenschaftlichen Literatur findet man widersprüchliche Angaben über den ATP Gehalt der Zelle in den jeweiligen Zuständen (dormant oder aktiv). Während die einen ATP als Aktivitätsindikator (MÄDER et al. 1993) einstufen, der nur bedingt als Indikator für die Biomasse anwendbar ist (ALEF 1993), finden die anderen exzellente Korrelationen zwischen der totalen (mit FE gemessen) und der ATP-Biomasse (LIN und BROOKES 1996).

Die Methode ist ungeeignet für Böden mit sehr hohem Anteil an organischem Material.

2.4.4. Fumigations-Extraktionsmethode (FE)

Die FE Methode ist in der Wissenschaft und in der routinemässigen Bodenuntersuchung eine breit angewendete Methode zur Bestimmung der Biomasse. Die frischen Bodenproben werden während 24 Stunden mit Chloroform begast. Die Bodenmikroorganismen werden abgetötet und lysiert. Nach der Fumigation wird der frei gewordene Kohlenstoff quantifiziert. Aus der Differenz des Kohlenstoffgehalts des fumigierten und nicht-fumigierten Bodens kann die mikrobielle Biomasse berechnet werden (AGROSCOPE 1996-2004): .

2.4.5. Vorteile

Der Vorteil dieser Methode ist, dass sie auf ein breites Spektrum von Bodentypen anwendbar ist.

Das heisst, dass z.B. mit wassergesättigten oder sauren Böden keine Probleme auftreten sollten. Sie kann auch nach Substratzusatz angewendet werden

2.4.6. Nachteile

Als Schwachpunkt der Methode sollte in Betracht gezogen werden, dass Wurzeln und grosse Bodenorganismen mit dieser Methode ebenfalls erfasst werden, wenn sie vor der Analyse nicht aus dem Boden entfernt werden. Weiter hängt der Umrechnungsfaktor in Biomasse-C von Nutzungsart und Jahreszeit ab und ist deshalb nicht in allen Böden gleich (MÄDER et al. 1993).

2.4.7. Substrat induzierte Respiration SIR

Frische Bodenproben werden mit Glukose, einem leicht abbaubaren Substrat versetzt. Unter der Annahme, dass die meisten aeroben Bodenmikroorganismen Glukose abbauen können und die CO₂-Produktion kurz nach der Substratzugabe jedoch vor dem Zellwachstum gemessen wird, ist der CO₂-Ausstoss proportional zur Biomasse (ANDERSON und DOMSCH 1978, KAUFMANN 2004). Verschiedene Umrechnungsfaktoren von CO₂ in Biomasse wurden ermittelt, ein Faktor von 30 ($C_{mic} (SIR) = SIR * 30$) wird in den Referenzmethoden empfohlen.

In den Referenzmethoden werden zwei mögliche Ansätze für die CO₂-Messung beschrieben: Der Heinemeyer- und der Isermeyeransatz. Beim Heinemeyeransatz registriert man die CO₂-Produktion kontinuierlich mittels Infrarot-Gasanalyse, bis der CO₂-Ausstoss durch das mikrobielle Wachstum ansteigt. Beim Isermeyeransatz fängt man das gebildete CO₂ in einer NaOH-Lösung auf, fällt nach vier Stunden Inkubation das gebildete Karbonat und titriert das unverbrauchte NaOH (AGROSCOPE 1996-2004). In dieser Studie wurde der Heinemeyeransatz verwendet.

2.4.8. Vorteil

Die Methode ist weit verbreitet und kostengünstig, speziell wenn der Isermeyeransatz gewählt wird.

2.4.9. Nachteil

Nach Möglichkeit sollten keine getrockneten Proben verwendet werden.

Beim Isermeyeransatz kann die stündliche CO₂-Produktion nicht ermittelt werden. Das Plateau wird zwischen der 2. und der 6. Stunde erwartet und der CO₂-Ausstoss in dieser Zeitspanne erfasst.

Die Methode berücksichtigt nur aktive, glucose-assimilierende Organismen. Kurz vor der Probenahme (7 Tage) sollen keine organischen Stoffe auf den Boden appliziert worden sein (MARTENS 1995). Dies regt die mikrobielle Wachstum an und die Populationen würde aus überwiegend

jungen Zellen bestehen, welche überdurchschnittlich viel CO₂ produzieren. Eine Überschätzung der Biomasse wäre die Folge. Die Methode eignet sich nicht für sehr saure oder sehr kalkhaltige Böden. Vor allem dann nicht, wenn der Isermeyersansatz verwendet wird.

Die Bodenmikroorganismen werden mit Glucose aktiviert, welches jedoch nicht von allen gleich geschätzt wird. Werden andere Substrate verabreicht, können höhere CO₂-Werte erzielt werden (GUNAPALA und SCOW 1998, JOHNSEN et al. 2002).

2.5. Basalatmung

Ausser der Biomasse wurde für dieses Projekt auch die Bodenaktivität, das heisst die CO₂-Produktion aus der Oxidation von bodeneigenem, organischem Material, erfasst.

In dieser Studie wurde die Methode von Jäggi angewendet, welche in ALEF und NANNIPIERI (1995) beschrieben ist. Die Proben wurden in Flaschen inkubiert und das freigesetzte CO₂ in Natronlauge aufgenommen und mit Dinatriumkarbonat gefällt. Am Ende der Inkubationszeit wird die Lauge mit HCl bis zum Farbumschlag des Indikators titriert. Nach den Referenzmethoden wird die CO₂-Produktion an feuchten Proben in den ersten 24 Stunden der Inkubation und den nachfolgenden 72 Stunden nach demselben Protokoll bestimmt (CO₂ 4j FAL). Nach FRIBO wurde die CO₂ Produktion in getrockneten und wieder angefeuchteten Böden nach 4, 9 und 15 Tagen gemessen (CO₂ j4, CO₂ j9, CO₂ j15).

Es gelten ähnliche Vor- und Nachteile wie bei SIR, da die Methoden auf denselben Prinzipien beruhen.

2.6. Statistik

Da die Daten nicht normalverteilt waren, wurden sie für die statistische Auswertung log-transformiert. Die Verteilungen wurden mit dem Kolmogorov-Smirnov- und dem Chi-Quadrat-Test getestet (ANDERSON und JOERGENSEN 1997). Die Korrelationen wurden nach Pearson ermittelt. Die gesamten Daten sind mit der faktoriellen und der Hauptkomponentenanalyse gegliedert worden.

3. Resultate und Diskussion

3.1. Korrelation zwischen den Methoden

Die Resultate der drei Biomasse-Bestimmungsmethoden sind unterschiedlich stark, aber in jedem Fall signifikant ($p < 0.05$) korreliert, wie aus Tabelle 1 und Abbildung 1 ersichtlich ist. Die beste Korrelation findet man zwischen SIR und FE ($r = 0.92$), etwas geringere Korrela-

tionen zwischen ATP und FE, bzw. SIR und ATP ($r = 0.87$).

Tabelle 1: Pearson Korrelationen zwischen den Messdaten. Fett gedruckte Werte (r) sind signifikant mit $p < 0.05$, N = 30.

	CO ₂ 4j FAL ^{a)}	CO ₂ j4 ^{b)}	CO ₂ j9 ^{b)}	CO ₂ j15 ^{b)}	SIR ^{a)}	FE ^{a)}	ATP ^{b)}
CO ₂ 4j FAL ^{a)}	1	0.79	0.92	0.95	0.95	0.89	0.84
CO ₂ j4 ^{b)}		1	0.91	0.83	0.76	0.88	0.77
CO ₂ j9 ^{b)}			1	0.96	0.91	0.92	0.84
CO ₂ j15 ^{b)}				1	0.9	0.92	0.88
SIR ^{a)}					1	0.92	0.87
FE ^{a)}						1	0.87
ATP ^{b)}							1

a) Probenvorbereitung ohne Trocknen

b) Probenvorbereitung mit Trocknungsschritt

Die Korrelation zwischen FE und SIR Biomasse liegt in unserem Versuch im Vergleich zu Literaturwerten höher: Wang et al. (2003) fanden mit getrockneten Bodenproben aus einer sehr breiten Bodenpalette Korrelationen von $r = 0.8$, MAMILOV und DILLY (2002) $r = 0.86$. Unsere gute Korrelation wurde wahrscheinlich durch die sehr grosse Spannweite der Ergebnisse, aber ähnliche Bewirtschaftung oder klimatische Bedingungen der Herkunft der Bodenproben begünstigt. Die Proben wurden für SIR und FE gleich vorbereitet und nicht getrocknet, was sich unterschiedlich auf die Ergebnisse der beiden Methoden auswirken könnte. Dies mag möglicherweise auch erklären, weshalb die Korrelationen von FE oder SIR mit ATP, welches in getrocknetem und wieder angefeuchtetem Boden gemessen wurde, schlechter ausfielen.

Bei den Atmungsmessungen findet man die beste Korrelation, $r = 0.95$, zwischen der mit frischem Boden gemessenen Basalatmung (CO₂ 4j FAL) und den nach einem Trocknungsschritt gemessenen Wert CO₂ j15. SIR korreliert gleich hoch und auch am besten mit CO₂-Tag 4 (in nicht getrocknetem Boden gemessen).

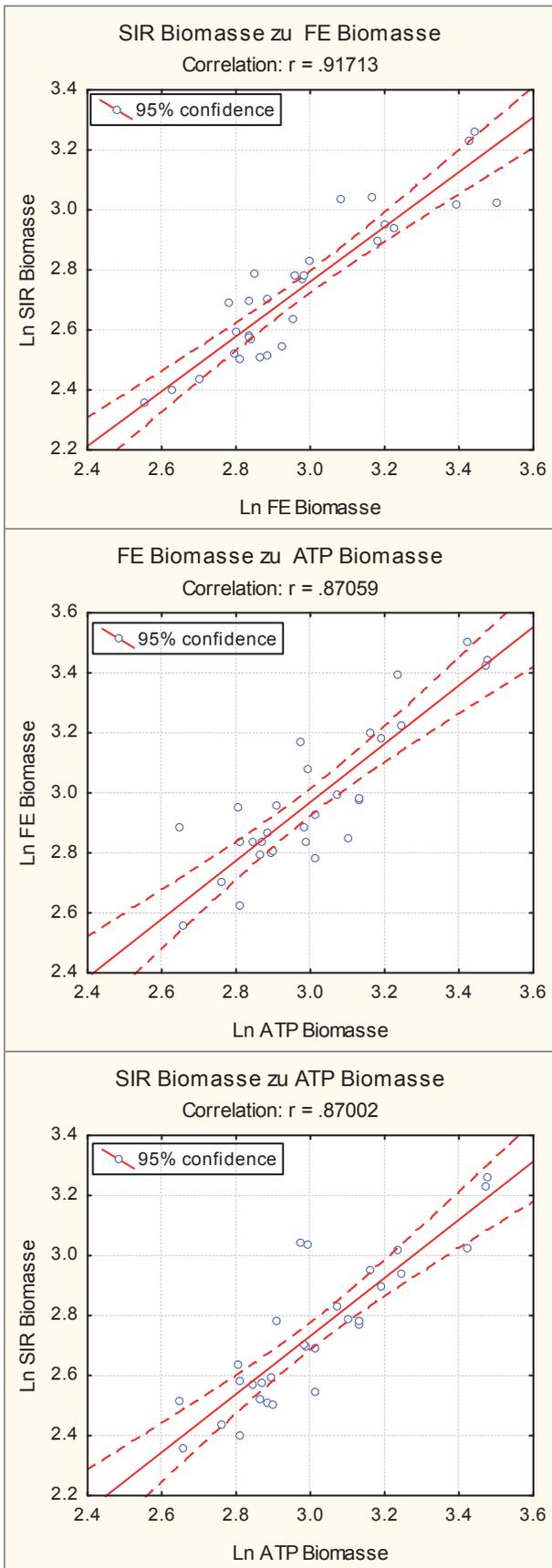


Abbildung 1: Pearson Korrelation zwischen den log-transformierten Resultaten der Biomassebestimmungen mit den drei Methoden ATP, FE und SIR.

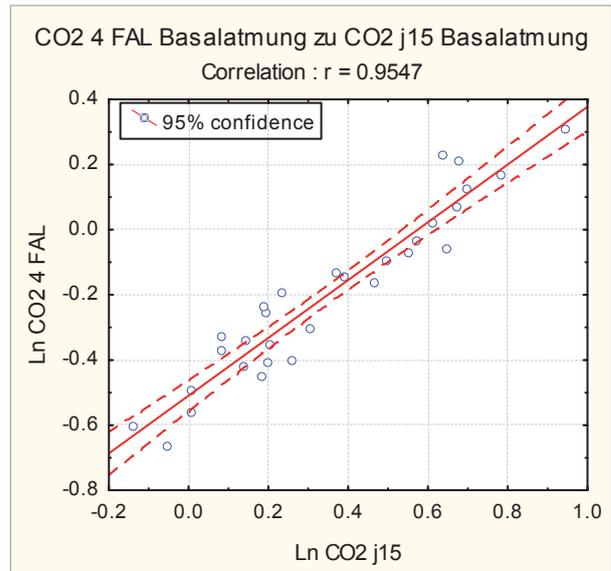


Abbildung 2: Pearson Korrelation zwischen den log-transformierten Resultaten der Basalatmung von feuchten und getrockneten Proben.

3.2. Datenanalyse

Neben den biologischen Parametern sind auch chemische und physikalische Parameter wie pH, Humus-, Ton-, Schluff- und Sandgehalt untersucht, sowie die Bodennutzung erhoben worden. Diese Parameter sind wichtig für die Gliederung und die Interpretation der Daten. Die faktorielle Analyse zeigt, dass die biologischen Parameter stark mit dem Humus- und Tongehalt sowie der Nutzung korreliert sind. Das bedeutet, dass die Interpretation einer Analyse nach der Nutzung, dem Humus- und Tongehalt gemacht werden sollte.

3.2.1. Umrechnungsmöglichkeiten der Daten

Sowohl in der Literatur wie im vorliegenden Datensatz findet man im Allgemeinen eine sehr gute Korrelation zwischen den Ergebnissen der 3 Bestimmungsmethoden für die mikrobielle Biomasse FE, SIR und ATP (BARAJAS ACEVES et al. 1999). Es wird aber auch darauf hingewiesen und zeigt sich in unseren Daten, dass die Korrelation zwischen SIR und den anderen Methoden dann schwach ist, wenn luftgetrocknete und wieder angefeuchtete Erde verwendet wird (Referenzen in LIN und BROOKES 1996).

Aufgrund der vorliegenden Daten ergeben sich folgende Formeln für eine Umrechnung der Werte zwischen Ergebnissen der Methoden SIR oder FE und ATP sowie zwischen CO_2 4j FAL und CO_2 j15:

- $\text{Ln}(\text{FE}) = 0.04924 + 0.97319 \text{ Ln}(\text{ATP})$
- $\text{Ln}(\text{SIR}) = -0.1741 + 0.96863 \text{ Ln}(\text{ATP})$
- $\text{Ln}(\text{CO}_2 \text{ 4j FAL}) = -0.5096 + 0.8868 \text{ Ln}(\text{CO}_2 \text{ j15})$

Eine Umrechnung zwischen Ergebnissen der FE, SIR und ATP Methode und zwischen beiden Me-

thoden zur Bestimmung der Bodenatmung feucht und getrocknet ist damit mit einem guten Bestimmtheitsmass möglich. Da sich bei der Umrechnung in Einzelfällen doch recht grosse Abweichungen ergeben, sollten die Umrechnungsformeln für eine breite Anwendung mit mehr und einem breiteren Spektrum von Bodenproben noch besser abgestützt werden.

4. Literaturverzeichnis

AGROSCOPE - Eidgenössische Forschungsanstalten FAL, RAC, FAW (1996-2004): Schweizerische Referenzmethoden der Eidgenössischen landwirtschaftlichen Forschungsanstalten, in Bodenuntersuchungen zur Standort-Charakterisierung. Agroscope Reckenholz, Changins, Wädenswil, S. B-BM-HM, B-BM-IS, B-BM-FE.

ALEF, K., 1993: Bestimmung mikrobieller Biomasse im Boden: eine kritische Betrachtung. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 156, 106-114.

ALEF, K., und P. NANNIPIERI (1995): Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, London, 576 S.

ANDERSON, J.P.E. und K.H. DOMSCH, 1978: A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. Soil Biology and Biochemistry 10, 215-221.

ANDERSON, T.-H. und R.G. JOERGENSEN, 1997: Relationship between SIR and FE estimates of microbial biomass C in deciduous forest soils at different pH. Soil Biology and Biochemistry 29(7), 1033-1042.

BARAJAS ACEVES, M., C. GRACE, J. ANSORENA, L. DENDOOVEN und P.C. BROOKES, 1999: Soil microbial biomass and organic C in a gradient of zinc concentrations in soils around a mine spoil tip. Soil Biology and Biochemistry 31(6), 867-876.

CARTER, M.R., E.G. GREGORICH, D.A. ANGERS, M.H. BEARE, G.P. SPARLING, D.A. WARDLE und R.P. VORONEY, 1999: Interpretation of microbial biomass measurements for soil quality assessment in humid temperate regions. Canadian journal of soil science 79(4), 507-520.

GUNAPALA, N. und K.M. SCOW, 1998: Dynamics of soil microbial biomass and activity in conventional and organic farming systems. Soil Biology and Biochemistry 30(6), 805-816.

JOHNSON, A.R., K. BENDIXEN, und U. KARLSON, 2002: Detection of microbial growth on polycyclic aromatic hydrocarbons in microtiter plates using the respiration indicator WST-1. Applied and Environmental Microbiology 68(6), 2683-2689.

KAUFMANN, K. (2004) Assessment of microbial community changes and limiting factors during bioremediation of hydrocarbon-polluted soil with

new miniaturized physiological methods. Ecole polytechnique fédérale de Lausanne, 144 S.

LIN, Q. und P.C. BROOKES, 1996: Comparison of methods to measure microbial biomass in un-amended, ryegrass-amended and fumigated soils. Soil Biology and Biochemistry 28(7), 933-939.

MÄDER, P., K. NOWACK und T. ALFÖLDI (1993): Literaturstudie zur Wahl der Methode für die Schätzung der mikrobiellen Biomasse im Boden sowie zur zeitlichen und räumlichen Variabilität der mikrobiellen Biomasse, der Bodenatmung und des Zelluloseabbaus. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) und Eidgenössische Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau, Oberwil, 147 S.

MAIRE, N., 1982: Méthode de mesure de l'adénosine triphosphate (ATP) dans les sols. Bulletin BGS 6, 88-94.

MAMILOV, A.S. und O.M. DILLY, 2002: Soil microbial eco-physiology as affected by short-term variations in environmental conditions. Soil Biology and Biochemistry, 34(9), 1283-1290.

MARTENS, R., 1995: Current methods for measuring microbial biomass C in soil: Potentials and limitations. Biology and Fertility of Soils 19, 87-99.

ROSSIER N. und J. DESSUREAULT-ROMPRE, 2003. Evolution des paramètres biologiques des sols agricoles fribourgeois. Institut agricole de Grangeneuve, Posieux, 98 S.

WANG, W.J., RC DALAL, PW MOODY, CJ SMITH, 2003: Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. Soil Biology and Biochemistry 35(2), 273-284.

D. A. WARDLE, A. GHANI, 1995: A critique of the microbial metabolic quotient (qCO_2) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. Soil Biology and Biochemistry 27(12), 1601-1610.

Earthworm, mycorrhiza and root interactions: their effects on some chemical, physical and biological soil properties

Roxane Kohler-Milleret¹, Claire Le Bayon¹, Sonia Tarnawski², Pascal Boivin³, Jean-Michel Gobat¹

¹University of Neuchâtel, Institute of Biology, Laboratory Soil & Vegetation, CH-2009 Neuchâtel

²University of Neuchâtel, Institute of Biology, Laboratory of Microbiology, CH-2009 Neuchâtel

³University of applied science of western Switzerland, Laboratory of Soils and Substrates, CH-1254 Jussy

Abstract

The belowground communities include a large variety of soil organisms showing highly complex interactions. Among the great diversity of soil biota, plant roots, earthworms, and arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) that form a symbiosis with plant roots, are key components. However, only few studies tried to assess the individual or interactive effects of these soil organisms on soil properties and how they influence plant growth. Two experiments have been performed in order to test the influence of the three organisms on soil chemical, physical and biological (bacterial community structure) properties. The chemical soil properties were mainly influenced by plant roots and AMF (increased phosphorus uptake by the roots), the physical properties by plant roots (greater structural stability) and earthworms (lower structural stability), and bacterial structures by all organisms. Generally, AMF positively affected shoot and/or root biomass whereas earthworms had no significant effect on plant growth.

Keywords: soil structure, plant biomass, phosphorus, soil organisms, interactions

Résumé: Interactions entre vers de terre, mycorhizes et racines: leurs effets sur quelques propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol

Les communautés des êtres vivants dans le sol incluent une grande variété d'organismes qui sont liés entre eux par des interactions complexes. Parmi la grande diversité d'organismes du sol, les racines des plantes, les vers de terre et les champignons arbusculaires mycorhiziens (CAM) qui forment une symbiose avec les racines, sont des éléments clés. Cependant, il n'existe que peu d'études visant à estimer leurs effets individuels ou leurs interactions sur les propriétés du sol et leur influence sur la croissance des plantes. Deux expériences ont été menées afin de tester l'influence de ces trois organismes sur les propriétés chimiques, physiques et biologiques (structure des communautés bactériennes) du sol. Les propriétés chimiques ont été principalement influencées par les racines et les CAM (meilleure assimilation du phosphore par les plantes), les propriétés physiques par les racines (meilleure stabilité structurale) et les vers de terre (diminution de la stabilité), et les structures bactériennes par tous les organismes. Généralement, les CAM ont augmenté la biomasse des plantes alors que les vers de terre n'ont eu aucun effet.

1. Introduction

The belowground communities include a large variety of soil organisms showing highly complex interactions across trophic or non-trophic groups (COLEMAN 2008). Soil organisms have been recognized to contribute to a wide range of ecosystem services (BARRIOS 2007). They can modify soil physical structure and water regimes, enhancing the amount and efficiency of nutrient acquisition by the vegetation and improving plant health. Among the great diversity of soil biota, plant roots, earthworms, and arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) that form a symbiosis with plant roots, are key components (SIX et al.

2002). However, only few studies tried to assess the individual or interactive effects of earthworms, AMF and roots, on soil properties and how they influence plant growth.

The objectives are consequently to assess separately and in combination the effects of endogeic earthworms (*Allolobophora chlorotica*), AMF (*Glomus intraradices*) and leek plants (*Allium porrum*) on some soil physical (soil macroaggregate stability, shrinkage analysis), chemical (nutrient content, mainly phosphorus) and biological (bacterial community structures) properties. The effects of earthworms and AMF on plant growth were in turn investigated.

2. Materials and methods

To reach these objectives, two experiments were designed. The first experiment was conducted in a climate chamber and used a compartmental design consisting of microcosms separated vertically into two parts with a nylon mesh to prevent the roots to pass through, but not AMF (Figure 1). The soil used was a loamy Anthrosol that was maintained under phosphorus (P) limited conditions in order to promote the AMF-root symbiosis. We measured soil structure through the percentage of water stable macroaggregates in the 1-2 mm size class (WSA_{1-2mm}), shrinkage analysis (e.g. bulk soil density and hydro-structural stability, see Milleret et al. *in press* for details), as well as available phosphorus in the soil, and bacterial genetic (16S rDNA-based DGGE) and functional (Biolog™ Ecoplate) community structures.

The second experiment was performed in order to test whether the effects of the three organisms were different according to the P concentration in the soil. The design was similar to the previous experiment; except that it was conducted in a glasshouse and that P fertilization treatment was performed using 5mM KH_2PO_4 . We focussed our measurements on available P. Moreover, in both experiment, biological interactions were assessed by measuring the effect of AMF and earthworms on shoot and root biomass.

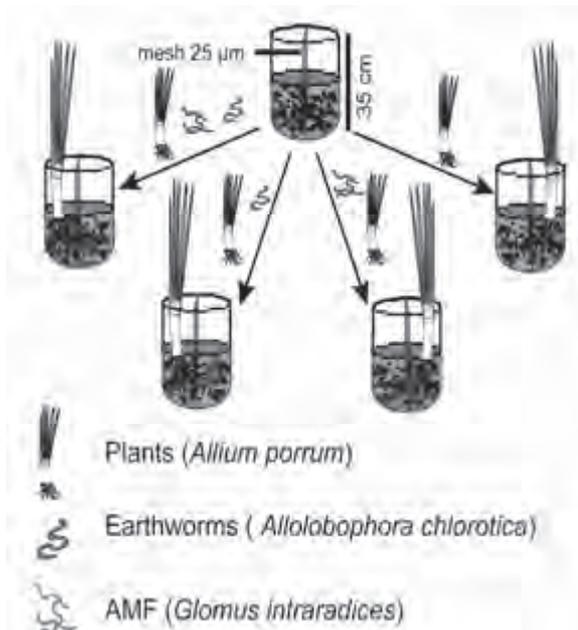


Figure 1 Experimental design of the experiments. Each microcosm received 4,5 kg of air-dried, sieved (2mm) soil (loamy Anthrosol) that was gamma-ray sterilized and re-inoculated with a filtered washings of initial soil before receiving three leek plantlets in one side. AMF and earthworms were then randomly introduced into the microcosms.

3. Results

Overall, the effects of AMF or earthworms on plant performance varied according to the experiments. AMF enhanced shoot and/or root biomass in the first experiment or had no effect in the second experiment, whereas earthworms had no significant effect on plant growth.

The effects of roots, AMF and earthworms on soil chemical, physical and biological properties are presented in Table 1. Chemical soil properties were mainly influenced by plant roots and AMF (MILLERET et al. 2009). Available P decreased in the presence of plant roots in the first experiment, but no difference with unplanted pots was measured in the second experiment. As for plant roots, AMF generally decreased P availability in the soil except in the second experiment. The effect of earthworms on chemical nutrient in the bulk soil was not significant, but drilosphere soil (the fraction of soil influenced by earthworms i.e. casts and burrow-linings) contained higher concentration of P.

Physical soil properties were mainly affected by plant roots and earthworms (MILLERET et al. *in press*). Plant roots improved soil structure by decreasing soil density and increasing soil stability. AMF did not significantly influenced soil structure but positively interacted with plant roots. Plants had therefore the greatest positive impact on soil structure, and AMF seem to have a positive synergistic effect by accentuating the plant root effects. Contrarily to plant roots, earthworms negatively affected soil structure, mainly by decreasing soil stability and increasing the bulk soil density (i.e. they increased soil compaction).

Biological properties, i.e. bacterial community structures, were affected by plant roots, AMF and earthworms, either directly in the bulk soil (AMF and plant roots) or indirectly via the drilosphere soil.

4. Discussion

Overall, results confirmed that earthworms, mycorrhizae and plant roots have various individual and interactive effects on soil properties.

The general effects of soil organisms on soil properties may be summarized as follow:

- i. *Glomus intraradices* principally affects soil **chemical** properties by modifying the soil nutrient content, mainly decreasing the amount of available P in the surrounding soil
- ii. *Allolobophora chlorotica* greatly influences soil **physical** properties by destabilizing the soil and increasing the bulk soil density

- iii. The roots of *Allium porrum* affect both **chemical and physical** soil properties by reducing the P availability in the bulk soil and by improving the soil structure
- iv. The structure of the bacterial communities is affected by the three soil organisms

In conclusion, although we studied the relationships between only three soil organisms, we showed that biotic interactions occurring in the soil are highly complex. Moreover, the two

experiments highlighted the importance of measuring physical and chemical soil parameters when studying soil organism interactions and their influence on plant growth. From this point of view, an integrated approach aiming at measuring the effects of biological processes (e.g. interactions between soil living organisms) and physico-chemical ones (e.g. shrinkage analysis) is widely encouraged and seem, according to our results, very useful and promising for future studies.

Table 1 Effects of roots, AMF, earthworms and their interactions on the chemical, physical and biological properties studied in the two experiments. ↑ or ↓: the response variable is significantly increased or decreased ($P < 0.05$) in the presence of the main factors (plant roots, AMF and earthworms). Yes: the response variable is significantly affected ($P < 0.05$) by the explanatory variables, but positive or negative effects cannot be described. Marginal effects ($P < 0.1$) are put into brackets; ns, not significant; -, not available.

Soil properties	Experiment	Response variable	Root	AMF	Worm	Root x AMF	Root x Worm	AMF x Worm
Chemical	1	Available P	↓	↓	ns	yes	ns	ns
		Total P	(↓)	(↓)	ns	ns	ns	(yes)
	2	Organic P	↓	ns	ns	ns	(yes)	ns
		Available P	ns	ns	ns	ns	ns	(yes)
Physical	1	WSA _(1-2 mm)	↑	ns	↓	yes	ns	ns
		Bulk soil density	↓	ns	↑	yes	-	-
		hydro-structural stability	↑	ns	↓	-	-	-
Biological	1	DGGE	yes	ns	ns	yes	ns	ns
		Biolog TM Ecoplate	yes	yes	ns	yes	ns	yes

5. References

COLEMAN, D. C., 2008: From peds to paradoxes: linkage between soil biota and their influences on ecological processes. *Soil Biology & Biochemistry* 271-289

BARRIOS, E., 2007: Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics* 2, 269-285

SIX, J., C. FELLER, K. DENEFF, S. M. OGLE, J. C. D. SA and A. ALBRECHT, 2002: Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. *Agronomie* 7-8, 755-775

MILLERET, R., R. C. LE BAYON and J. M. GOBAT, 2009: Root, mycorrhiza and earthworm interactions: their effects on soil structuring processes, plant and soil nutrient concentration and plant biomass. *Plant and Soil* 1-2, 1-12

MILLERET, R., R. C. LE BAYON, F. LAMY, J.-M. GOBAT and P. BOIVIN, 2009: Impact of roots, mycorrhizas and earthworms on soil physical properties as assessed by shrinkage analysis. *Journal of Hydrology* 373, 499-507

Bodenbiologie und Ökotoxikologie

Otto Daniel

Eidgenössisches Volkswirtschaftsdepartement EVD, Forschungsanstalt Agroscope Changins-Wädenswil ACW, Schloss, Postfach 185, 8820 Wädenswil, otto.daniel@acw.admin.ch.

Zusammenfassung

Die Bodenorganismen haben in den meisten terrestrischen Ökosystemen eine Schlüsselrolle beim Abbau der abgestorbenen Vegetation und beim Aufbau der Bodenstruktur. Bei den Interaktionen zwischen den Mikroorganismen und den Bodentieren werden drei Kategorien unterschieden: 1. Mikroprädatoren, 2. Streu-Transformatoren, 3. Ökosystem-Ingenieure.

Im Zulassungsverfahren von Pflanzenschutzmitteln wird das Risiko für die Bodenorganismen abgeschätzt. Dazu wird die Toxizität, d.h. die Empfindlichkeit ausgewählter Organismen, mit der Exposition, d.h. der berechneten Konzentration im Boden, verglichen. Falls das Verhältnis von Toxizität zu Exposition (TER) über einem bestimmten Trigger-Wert liegt, wird das Risiko als akzeptabel eingestuft.

Der Artikel gibt einen Hinweis darauf, wie sicher eine vorhersagende Risikoabschätzung in Anbetracht der Komplexität des Systems Boden ist und betont, dass eine Risikoabschätzung nutzungsspezifisch sein soll und die Erholungsfähigkeit von Individuen, Populationen, Gemeinschaften und Habitaten berücksichtigen sollte.

Abstract

Soil organisms in most terrestrial ecosystems play a key role in the decomposition of the dead vegetation and the building of a soil structure. The intensity of interactions with soil microorganisms and the importance for the building of a soil structure allows the classification in 1. micro-predators, 2. litter transformers, and 3. ecosystem-engineers.

A risk assessment is part of the registration process of plant protection products. The toxicity, i.e. the sensitivity of organisms towards a chemical substance, is compared with exposure, i.e. the concentration calculated to occur in a soil. If this toxicity exposure ratio (TER) is above a defined trigger value, the risk is deemed to be acceptable. This article gives an indication about how safe a predictive risk assessment can be considering the complexity of the soil system. It is highlighted that a proper risk assessment must be land use specific and that the potential of recovery of individuals, populations, communities and habitats has to be considered.

Keywords: soil biology, ecotoxicology, soil use

1. Funktionelle Einteilung der Bodenorganismen

Die Bodenbiologie beschäftigt sich mit den Bodenmikroorganismen und den Bodentieren. Neben der Artenvielfalt, den Populationen und Gemeinschaften ist auch die Bedeutung für Prozesse im Boden, wie der Abbau der abgestorbenen Vegetation und der Aufbau der Bodenstruktur wichtig. Die Bedeutung der Bodentiere wird in der Beeinflussung der mikrobiellen Aktivität bei Abbauprozessen und der Bodenaggregatbildung, sowie der direkten Veränderung der Bodenstruktur gesehen. Basierend auf den Interaktionen zwischen Bodentieren und Mikroorganismen, sowie der Beeinflussung der Bodenstruktur unterscheiden LAVELLE et al. (1997) drei Kategorien von Bodentieren (Abbildung 1):

- 1) Mikroprädatoren wie gewisse Nematoden und Protozoen ernähren sich räuberisch von Bakterien und beeinflussen dadurch die mikrobiellen Populationen und ihre Aktivität;
- 2) Streu-Transformatoren, wie die Milben, Springschwänze oder Asseln, verändern pflanzliches Material mechanisch (Mundwerkzeuge)

oder enzymatisch (Darmpassage) und machen so schwer abbaubare oder schwer zugängliche Pflanzenbestandteile für Mikroorganismen und andere Bodentiere besser verwertbar;

3) Ökosystem-Ingenieure, wie die Regenwürmer und Termiten, haben z.T. sehr enge Interaktionen und Symbiosen mit den Mikroorganismen und beeinflussen darüber hinaus direkt und in grossem Ausmass die Struktur des Bodens.

Die zum Teil sehr komplexen trophischen Beziehungen der Bodentiere mit den Mikroorganismen und untereinander werden auch mit Nahrungsnetzen beschrieben (z.B. SANTOS und WHITFORD, 1981). In Ökosystemen, die häufig durch externe Faktoren gestört werden (z.B. Ackerbau mit Pflug), dominieren eher bakterienbasierte Nahrungsnetze, während in selten durch externe Faktoren gestörten Ökosystemen (z.B. Nadelwälder) eher pilzbasierte Nahrungsnetze dominieren.

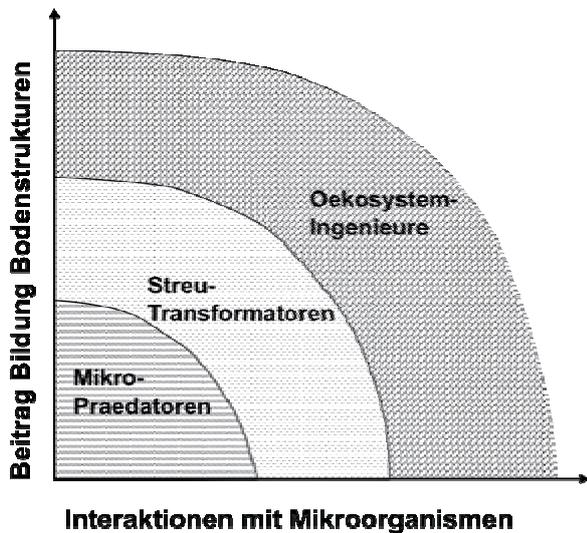


Abbildung 1: Funktionelle Klassierung der Bodentiere (modifiziert nach LAVELLE et al. 1997).

2. Mikroprädatoren

Typische Vertreter der Mikroprädatoren sind bakterienfressende Nematoden und Protozoen. Diese Organismen haben im Boden oft Körpurchmesser von < 50 Mikrometer und können sich somit in Poren bewegen, die nach der Entleerung durch Gravitationskraft noch mit Wasser gefüllt sind. Mit zunehmender Austrocknung des Bodens, d.h. zunehmender Entleerung auch der kleineren Poren, können diese Organismen nicht mehr aktiv sein. Sie wechseln dann in sehr resistente Dauerstadien um Phasen der Trockenheit zu überleben. Das Beispiel des Nematoden *Ditylenchus dipsaci*, der nach 23 Jahren Anabiose und einem Wassergehalt von $< 1\%$ nach Wasserzugabe innerhalb von 2-3 Stunden wieder aktiv wurde, zeigt, welche extreme Überlebensstrategien diese Organismen entwickelt haben.

Die Mikroprädatoren ernähren sich von den Bakterien und ihre Entwicklung ist von der Entwicklung der Bakterien abhängig. Je mehr mikrobielle Biomasse für ihre Ernährung zur Verfügung steht, desto besser können sich die Mikroprädatoren entwickeln. Das Wachstum der mikrobiellen Biomasse hängt von der Menge und der Qualität (Anteil an leicht abbaubaren Molekülen, Zellulose, Lignin, sekundäre Pflanzenstoffe) des organischen Materials (OM) ab. Man spricht von einer einfachen Nahrungskette: OM – Bakterien – bakterienfressende Nematoden (Abbildung 2).

Beim Abbau wird OM mineralisiert und es entstehen als Endprodukte CO_2 und NH_4^+ . In der Gegenwart von Mikroprädatoren wird mehr CO_2 und NH_4^+ produziert, als wenn nur Bakterien oder nur Mikroprädatoren allein aktiv sind. Die gängige Erklärung ist die, dass Mikroprädatoren die bakteriellen Populationen auf einem Niveau halten, welches unter der carrying capacity liegt, und bei dem die Wachstumsraten für die Bakterien ma-

ximal sind. Bei einem maximalen Wachstum wird auch am meisten CO_2 und NH_4^+ produziert.

Diese Interaktionen der Mikroprädatoren mit den Bakterien können für die Versorgung der Pflanzen mit Stickstoff relevant sein. Bei OM mit einem tiefen C/N-Verhältnis wird unter Umständen viel N mineralisiert und steht der Pflanze als Nährstoff zur Verfügung. Hat hingegen das OM ein eher höheres C/N-Verhältnis, wird der N in der mikrobiellen Biomasse fixiert. Dies kann solange dauern, bis das OM kaum mehr abbaubar ist, die mikrobielle Biomasse und die Mikroprädatoren sich zurückbilden und N wieder in der Bodenlösung für die Pflanzen zur Verfügung steht.

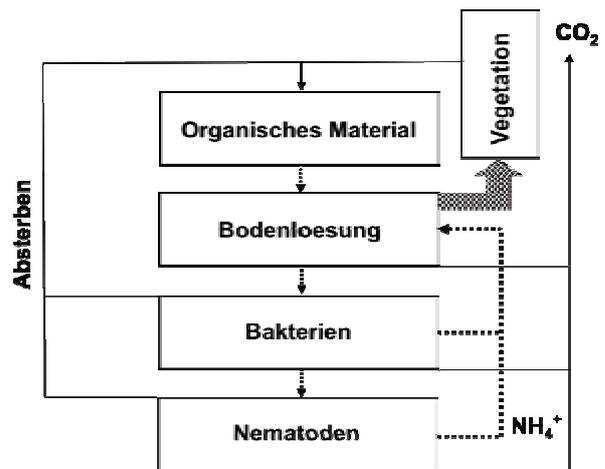


Abbildung 2: Modellhafte Darstellung einer einfachen Nahrungskette mit einem bakterienfressenden Mikroprädatoren.

3. Streu-Transformatoren

Die Streu-Transformatoren zeichnen sich dadurch aus, dass sie die Streu beim Frass mechanisch zerkleinern und dadurch für mikrobielle Abbauprozesse zugänglicher machen. Selbst wenn Streu schon sehr früh von Mikroorganismen besiedelt wird, ist der Abbau oft langsam, weil die mehr oder wenig lignifizierte Strukturen im pflanzlichen Material oft auch für Pilze nur langsam abbaubar sind. Die Verwertung der Zellulose und anderer Polymere in der Streu wird durch eine mechanische Bearbeitung durch die Streu-Transformatoren für Pilze und Bakterien sehr viel effizienter.

Typische Streu-Transformatoren sind Milben, Springschwänze, Tausendfüßer und Asseln. Eine Trennung zwischen pflanzlicher und mikrobieller Biomasse ist in der Streu kaum mehr möglich. Weil die Tiere die pflanzlichen Polymere weit weniger gut abbauen können als die Mikroorganismen, und weil mikrobielle Biomasse ein für Tiere günstigeres C/N Verhältnis aufweist als das pflanzliche Material selbst, ernähren sich gewisse Streu-Transformatoren selektiv vom Pilz-Myzel.

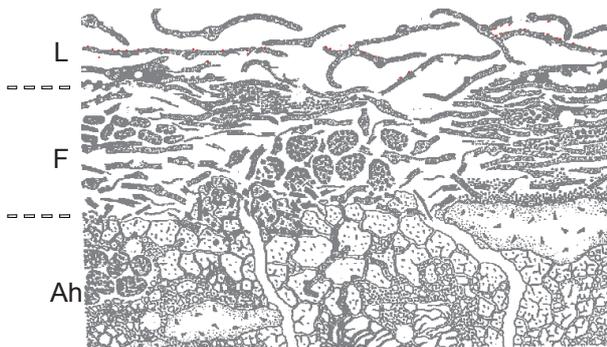


Abbildung 3: Strukturen im Oberboden, durch die Aktivität der Bodentiere entstanden. L: weitgehend unzeretzte Streu; F: Streu partiell zersetzt; Ah: mineralische, mit zersetztem organischem Material (ZACHARIAE, 1964).

Durch dieses „grazing“ wird wahrscheinlich das Wachstum der Pilze wie bei den Bakterien durch die Mikroprädatoren in einem maximalen Bereich gehalten und die Abbauprozesse beschleunigt. Andere Streu-Transformatoren sind koprophag, d.h. ernähren sich gezielt vom Kot anderer Tiere, in welchem die pflanzlichen Polymere schon vorverdaut sind und sich eine grosse mikrobielle Biomasse entwickelt hat.

Die Transformation der Streu vom ganzen Blatt bis zum amorphen organischen Material, in dem keine pflanzlichen Strukturen mehr erkennbar sind, spiegelt sich wider in der Abfolge verschiedener Horizonte und Spuren tierischer Tätigkeiten in den Profilen von Oberböden (Abbildung 3).

4. Ökosystem-Ingenieure

Die Ökosystem-Ingenieure zeichnen sich dadurch aus, dass ihre Beziehungen zu den Mikroorganismen noch intensiver sind, z.T. symbiontisch, und dass sie die Struktur des Habitats Boden nicht nur in der Streuschicht, sondern horizontübergreifend in grossem Ausmass beeinflussen. Dies geschieht bei den Regenwürmern durch das aktive Vermischen von mineralischem und organischem Boden, der Stimulierung der Bildung von wasserstabilen Aggregaten (Krümeln) und der Ausbildung von Makroporen. Bei den Termiten erfolgt ein oft grossflächiges „Einsammeln“ von OM, das Bilden von unterirdischen Gangsystemen und der Bau von überirdischen Nestern.

In unseren Breitengraden sind die Regenwürmer die dominanten Ökosystem-Ingenieure. Sie erreichen Populationsdichten von bis 1000 Individuen pro Quadratmeter. Die Bildung von Makroporen wurde in der Schweiz im Toggenburg näher untersucht. Dort lebt in bestimmten Weiden eine eingeschleppte Regenwurmart, *Aporrectodea nocturna*, und verursacht eine hohe Kotdeposition an der Bodenoberfläche. Mittels Bodensäulen, die sorgfältig aus dem Boden herauspräpariert und in einem CAT-Scanner (Computer Assisted

Tomography) untersucht wurden, konnte gezeigt werden, dass pro Quadratmeter über 2000 Regenwurmröhren mit einem Durchmesser $>1.5 - 9$ mm vorkommen (Abbildung 4). Durch solche Makroporen wird die Infiltration und der Runoff des Regenwassers stark beeinflusst.

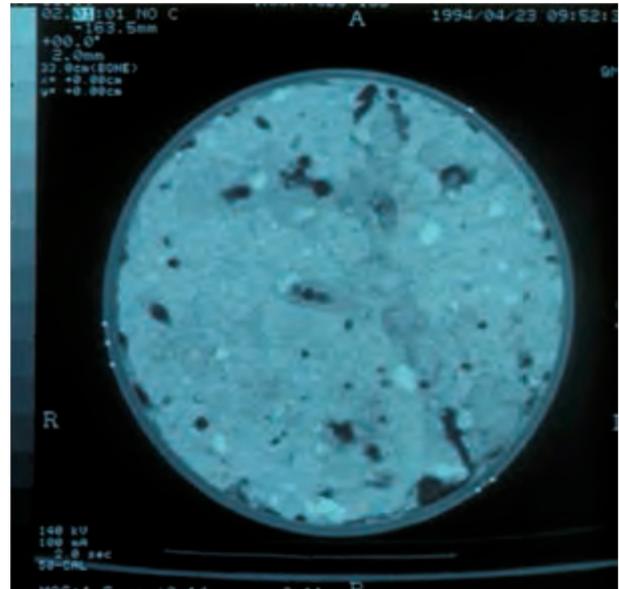


Abbildung 4: CAT-Scan einer Bodensäule aus dem Toggenburg (DANIEL et al. 1997). Fläche: 0.018 m²; weiss: Steine; grau: Matrix; dunkel: Makroporen.

Für ihre Ernährung nehmen Regenwürmer organisches und mineralisches Material auf. Dadurch werden Darm-assoziierte und Kot-assoziierte Prozesse initiiert (Abbildung 5). Bei der Darm-passage wird das Material befeuchtet, vermischt und mit Enzymen versetzt. Bestehende Aggregate werden zerstört und das Bodenmaterial dispergiert zu einer pastösen, wasserhaltigen Masse, die als Regenwurmkot im Boden oder auf der Oberfläche deponiert wird. Während der Alterung solcher Kothaufen laufen verschiedene mikrobiologische und chemische Prozesse ab. OM wird abgebaut, dadurch ist die CO₂ Produktion und die N-Mineralisierung gegenüber normalem Boden erhöht, Bakterien bilden Polysaccharide, Pilzmyzel durchwächst die Kothaufen, zwischen OM und den Tonplättchen bilden sich Wasserstoffbrücken-, Kationen- und Koordinationsbindungen. Das Zentrum solcher Prozesse sind Partikel organischer Substanz. Um diese Partikel herum bilden sich daher kleine Aggregate, und diese wiederum sind Bestandteile von Makroaggregaten – es entsteht die Krümelung der Böden, welche für die Bodenfruchtbarkeit erwünscht ist. Sind diese Prozesse gestört, wie in bestimmten vom Regenwurm *Pontoscolex corethrurus* dominierten Weideböden Amazoniens, kann anstelle eines krümeligen humosen Oberbodens eine struktur-

lose mehrere Zentimeter dicke und sehr dichte Kotschicht entstehen, welche Wasser- und Gasaustausch behindert und bedingt durch die anaeroben Bedingungen Methanproduktion und Denitrifikation fördert (CHAUVEL et al 1999).

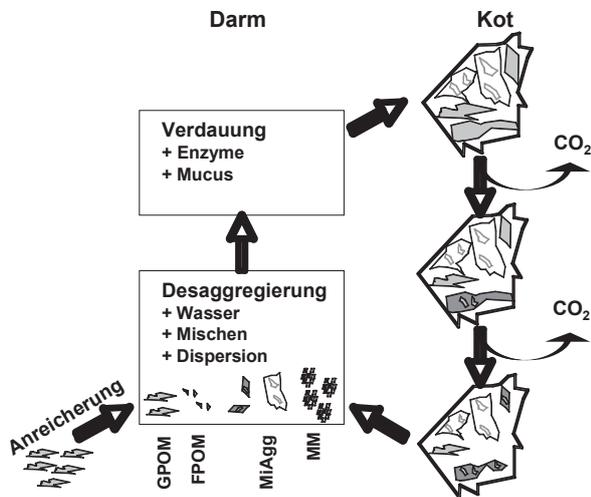


Abbildung 5: Darmpassage und Makroaggregation der Bestandteile im Kot. GPOM: Grobes partikuläres organisches Material; FPOM: Feines partikuläres organisches Material; MiAgg: Mikroaggregate; MM: Mineralisches Material.

5. Toxische Wirkung von PSM auf Bodenorganismen

Die Lebewesen im Boden interagieren auf komplexe und bisher oft ungenügend bekannte Art und Weise und gestalten durch ihre Aktivität ihr eigenes Habitat. Es fragt sich, wie bei solch komplexen Systemen untersucht werden kann, ob Pflanzenschutzmittel (PSM) schädlich sind.

Im Zulassungsverfahren von PSM wird davon ausgegangen, dass für definierte Organismengruppen ein so genannter Stellvertreterorganismus der empfindlichste ist. Da die Auswahl dieser Stellvertreterorganismen oft pragmatisch nach Kriterien wie einfaches Handling im Labor und kurzer Generationszeit erfolgt, ist sie zu einem bestimmten Grad willkürlich. So ist der Kompostwurm *Eisenia fetida*, der standardmäßig im Labor getestet wird, möglicherweise ähnlich empfindlich bezüglich der direkten Auswirkungen von PSM wie Regenwürmer, die unsere Böden besiedeln. Wenn es jedoch um die Erholung von Individuen oder Populationen nach einem toxischen Schaden geht, besteht keine Ähnlichkeit mehr zwischen dem Kompostwurm und den meisten anderen Regenwürmern unserer Böden.

Für die verschiedenen Stellvertreterorganismen gibt es klare Vorgaben durch die Verwendung von OECD-Standardtests. Der Regenwurm *E. fetida* und die C- und N-Mineralisierung müssen

immer untersucht werden. Mit den Regenwürmern wird in Laborexperimenten während einer Beobachtungsdauer von 14 Tagen untersucht, bei welcher Konzentration im Boden kurzfristig 50% der Organismen sterben (LC₅₀, lethal concentration). Bei längerfristiger (chronischer) Exposition wird über eine Beobachtungsdauer von 8 Wochen die höchste Konzentration ermittelt, bei der keine Effekte beobachtet werden. Es werden beispielsweise Reproduktion und Auswirkungen auf das Gewicht untersucht. Diese Konzentration wird als NOEC (No Observable Effect Concentration) bezeichnet. Falls es nötig ist, können als Teil einer vertieften Risikoanalyse Regenwurm-Feldstudien durchgeführt werden. Weiters werden auch Springschwänze, Milben sowie bestimmte Käferarten untersucht. Eine Vertiefung der Untersuchungen erfolgt auch mit Streubeuteln oder mit TME (Terrestrial Model Ecosystems). TME sind nichts anderes als ungestörte Bodenzylinder, die im Labor unter kontrollierter Temperatur, definiertem TAG/Nacht-Zyklus und eingestellter Bodenfeuchte mit einem PSM behandelt und dann bezüglich der Wirkung auf verschiedene Organismen und Prozesse untersucht werden.

6. Kommen die Bodenorganismen mit PSM in Kontakt?

Abhängig von der Dichte der Vegetationsdecke gelangt bei der Anwendung ein Teil der PSM direkt auf den Boden. Je nach chemisch-physikalischen Eigenschaften der Wirksubstanzen sind diese eher an die feste Phase (Streu, Humus, Bodenminerale) gebunden, im Bodenwasser gelöst oder in der Bodenatmosphäre verteilt. Viele PSM haben eine hohe Sorptionskonstante, d.h. binden relativ stark an die Bestandteile der Böden oder werden mit der Zeit sogar kovalent gebunden. Deshalb ist die Bioverfügbarkeit und das „Verschwinden“ aus dem Boden nicht einfach vorherzusagen (Abbildung 6).

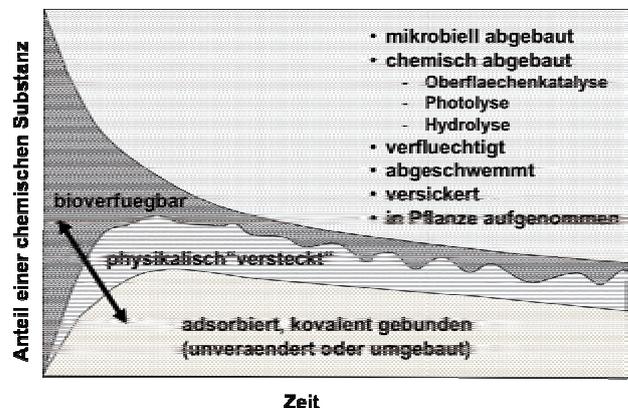


Abbildung 6: Abbau und Bioverfügbarkeit einer chemischen Substanz im Boden (modifiziert nach KLOSKOWSKI und FÜHR 1988).

Die Exposition der Bodenorganismen hängt aber auch stark von ihrer Lebensweise ab. Kleine Lebewesen, die in der wässrigen Phase aktiv sind, nehmen primär im Wasser gelöste Stoffe auf, während grössere Lebewesen, welche zu ihrer Ernährung Bodenmaterial aufnehmen und verdauen, auch gebundene Substanzen resorbieren. Spezielle Arten der Exposition können sich durch den Transport von PSM nach Niederschlägen in Regenwurmröhren ergeben. Da sich PSM in der humusreichen Röhrenwand anreichern können, sind Regenwürmer in solchen Röhren unter Umständen besonders exponiert.

7. Die Abschätzung des Risikos von PSM

Die Toxizität, d.h. die Empfindlichkeit ausgewählter Organismen, wird mit der Exposition, d.h. der berechneten Konzentration im Boden, verglichen (Abbildung 7). Falls das Verhältnis von Toxizität zu Exposition (TER) über einem bestimmten Trigger-Wert liegt, wird das Risiko als akzeptabel eingestuft. Die Trigger-Werte sind in der Richtlinie 91/414/EWG im Anhang VI festgelegt.

Bei den Abklärungen wird, basierend auf einfachen Laborstudien und Modellrechnungen, mit einem worst-case Szenario begonnen. Bei einer Unterschreitung des Trigger-Wertes werden die Analysen der Toxizität und der Exposition schrittweise verfeinert. Für Regenwürmer werden z.B. in so einem Fall Feldstudien verlangt. Wenn der TER auch nach mehreren Schritten der Verfeinerung unter dem Trigger-Wert liegt, wird das Risiko als nicht akzeptabel eingestuft.

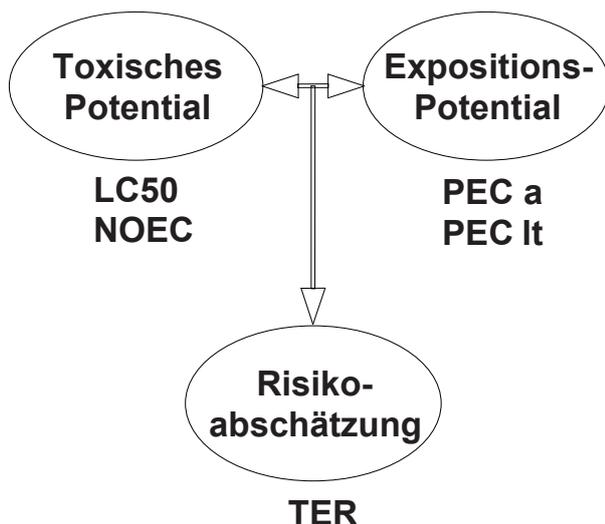


Abbildung 7: Schema der Risikoabschätzung. LC50: Letale Konzentration für 50% der untersuchten Tiere; NOEC: No Observed Effect Level; PEC: Predicted Environmental Concentration; a: akut; lt: long-term; TER: Toxicity Exposure Ratio.

Trigger-Werte sollten verschiedene Unsicherheiten berücksichtigen, die sich beispielsweise aus der Extrapolation von Laborstudien mit einzelnen Arten auf die Wirkung von PSM im Freiland auf ganze Lebensgemeinschaften ergeben. Die konkrete Festlegung der Triggerwerte in den EU-Richtlinien erfolgte mittels «Expertenwissen» und berücksichtigte neben naturwissenschaftlichen wohl auch politische und andere Aspekte.

8. Nutzungsabhängige „Risiken“ für Bodenorganismen

In einem oft und stark anthropogen beeinflussten System gibt es viele Faktoren, welche die Bodenorganismen stärker beeinflussen als die PSM an sich. Die folgenden Faktoren spielen eine wichtige Rolle:

- 1) die Vegetation und das von ihr stammende organische Material (oberirdische Streu, abgestorbene Wurzeln, Wurzelexsudate) sind der „Motor“ der Bodenbiologie. Durch die Pflanzung von Monokulturen und dem Entfernen von Erntegut und Ernterückständen aus dem System werden sämtliche auf dem OM basierenden Nahrungsnetze beeinflusst.
- 2) Die Struktur des Bodens bestimmt seine Eignung als Habitat für die Lebewesen, weil u.a. die Versorgung der Lebewesen mit Wasser und Sauerstoff stark von der Porosität eines Bodens abhängen. Durch mechanische Veränderung der Böden (Verdichtung, Pflügen) wird daher auch die Eignung eines Bodens für die Bodenorganismen stark beeinflusst.
- 3) Das „timing“ von Störungen bestimmt, welche Lebewesen sich in einem Ökosystem etablieren können. Dies hat damit zu tun, dass Lebewesen unterschiedliche Strategien entwickelt haben, um mit Störungen umzugehen.

Tabelle 1: Schematische Einteilung der nutzungsabhängigen Beeinflussung der Bodenorganismen. *: schwach; **: mittel; ***: stark.

Nutzung	Vegetation: vielfältig	Vegetation: aus System entfernt	Mechanische Beeinflussung	„timing“ Störungen: kurzfristig
Ackerbau	*	***	***	***
Obstbau	**	**	**	**
Waldbau	***	*	*	*

Dies bedeutet, dass nutzungsabhängig eine Beeinflussung der Bodenorganismen und der von ihnen abhängigen Bodenprozesse in Kauf genommen wird. Exemplarisch können Ackerbau,

Obstbau und Waldbau verglichen werden (Tabelle 1). Vereinfacht gesagt erfolgt im Ackerbau eine Selektion von Bodenorganismen, welche sich gut auf schnell wechselnde Bedingungen einstellen können. Dies sind Lebewesen mit eher kurzen Generationszeiten, schneller Reproduktion, guter Möglichkeit in andere Gebiete zu wandern und guten Strategien des Überdauerns in unwirtlichen Bedingungen.

Im Waldbau, speziell in Laubwäldern, erfolgen die anthropogenen Eingriffe sehr viel weniger häufig, die mechanische Beeinflussung ist (im Vergleich zum Ackerbau) sehr klein und die Vegetation ist keine Monokultur. Deshalb entwickeln sich hier Lebewesen, die eher an stabile Bedingungen, respektive vorhersehbare Störungen, adaptiert sind. Dies sind Lebewesen mit eher langen Generationszeiten, tiefer Reproduktionsrate und grosser Investition in die folgende Generation.

Der Obstbau mit einer Begrünung des Bodens und einer durchschnittlichen Nutzungsdauer der Bäume von dutzenden Jahren stellt eine Zwischenstufe zwischen Acker- und Waldbau dar.

9. Schutzziel für die Risikoabschätzung von PSM im Boden

Wie „sicher“ kann eine Risikoabschätzung in Anbetracht der Komplexität des Systems Boden sein? Wie „sicher“ muss sie in Anbetracht der natürlichen Schwankungen und der von uns normalerweise akzeptierten nutzungsbedingten Einflüsse überhaupt sein?

Der Schlüsselfaktor zur Beantwortung dieser Fragen ist das Schutzziel. Der Naturschutzgedanke basierte bisher primär auf dem Bewahren des Bestehenden, d.h. dem Verhindern von Störungen auf Ebene Individuum, Population, Gemeinschaft oder Habitat. Nun gibt es aber in jedem Ökosystem immer wieder natürlicherweise Störungen, und diese sind sogar wichtig, weil sie die Biodiversität und die Erneuerung von Ökosystemen fördern (SCHEFFER et al., 2001). Die Frage stellt sich also nicht nur, ob ein Ökosystem (oder ein Stellvertreter-Organismus) durch den Einsatz eines PSM gestört wird, sondern, ob und wie schnell ein Ökosystem (oder ein Stellvertreter-Organismus) sich nach dem Einsatz eines PSM erholt (Resilienz). Eine Erholung nach dem Wegfallen eines störenden Faktors ist oft nicht unmittelbar möglich, sondern erfolgt erst nach längerer Zeit.

Unter dem Paradigma, dass der beste Schutz darin besteht Individuen, Populationen, Gemeinschaften und Habitate möglichst durch PSM und andere Stressfaktoren nicht zu beeinflussen, müsste eine Nulltoleranz eingeführt werden. Aber die Nutzung von Ökosystemen ist oft eine grössere Beeinflussung der Bodenorganismen als der Einsatz von PSM, und es ist schwierig objektive Kriterien festzulegen. Ob ein Regenwurm an den

Folgen des Pflügens oder durch ein PSM stirbt, ist der Natur schlussendlich nicht wichtig.

Da jede Nutzungsart ihre spezifischen Folgen für die Böden und die Bodenorganismen hat, sind die Effekte der PSM daran zu messen, ob sie die Auswirkung einer bestimmten Nutzung auf die Bodenorganismen signifikant beeinflussen.

Die Resilienz (Erholungsfähigkeit) von Individuen, Populationen, Gemeinschaften und Habitaten muss auch beurteilt werden. Da eine Erholung nicht nur systemimmanent durch Reproduktion, sondern auch, und wahrscheinlich sogar in grösserem Mass, durch Einwanderung von Individuen von ausserhalb des behandelten Feldes erfolgt, spielen für die Resilienz eines Bodens nach einer PSM Behandlung (oder die Erholung nach einem Nutzungswechsel), auch das Umfeld eines Feldes und damit landschaftgestalterische Massnahmen wie ökologische Ausgleichsflächen eine Rolle.

10. Literatur

- CHAUVEL, A., M. GRIMALDI, E. BARROS, E. BLANCHARD, T. DESJARDINS, M. SARRAZIN und P. LAVELLE, 1999: Pasture damage by an Amazonian earthworm. *Nature* 398, 32-33.
- DANIEL, O., A. KRETZSCHMAR, Y. CAPOWIEZ, L. KOHLI und J. ZEYER, 1997: Computer-assisted tomography of macroporosity and its application to study the activity of the earthworm *Aporrectodea nocturna*. *European Journal of Soil Science* 48, 397-401.
- LAVELLE, P., D. BIGNELL, M. LEPAGE, V. WALTERS, P. ROGER, O.W. HEAL, und S. DHILLON, 1997: Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology* 33, 159-193.
- KLOSKOWSKI R. und F. FÜHR, 1988: Charakterisierung und Bioverfügbarkeit von gebundenen Pflanzenschutzmittelrückständen im Boden. *Wissenschaft und Umwelt* 2, 112-121.
- SANTOS, P.F. und W.G. WHITFORD, 1981: The effects of microarthropods on litter decomposition in a Chihuahuan desert ecosystem. *Ecology* 62, 654-663.
- SCHEFFER, M., S. CARPENTER, J.A. FOLEY, C. FOLKE und B. WALKER, 2001: Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413, 591-596.
- ZACHARIEAE, G., 1965: Spuren tierischer Tätigkeit im Boden des Buchenwaldes. *Forstwissenschaftliche Forschungen* 20, 6-64.

BODENBIOLOGISCHE ERHEBUNGEN IM KANTON BERN

Claudia Maurer-Troxler

Bodenschutzfachstelle des Kantons Bern, Rütli, CH-3052 Zollikofen

Zusammenfassung

Im Kanton Bern werden seit knapp 20 Jahren bodenbiologische Erhebungen durchgeführt. Es sind dies mikrobiologische Parameter, das Mykorrhiza-Infektionspotential sowie Regenwurm-Erhebungen im Rahmen der Kantonalen Bodenbeobachtung KABO. Erste Resultate der Wieder-Beprobung der Regenwurmbiomassen zeigen, dass diese Bodentiere auf die Bewirtschaftung reagieren, insbesondere auf die Bodenbearbeitung und die Zufuhr von organischem Material als Nahrungsquelle. In gepflügten Ackerflächen ist die Biomasse der Tiefgräber stark reduziert, mit der Umstellung auf Direktsaat erholen sich die Populationen und insbesondere die Art *Lumbricus terrestris*. Die Regenwurm-Gesamtbiomassen von Direktsaat-Flächen erreichen Werte, die vergleichbar sind mit denjenigen von Naturwiesen.

Abstract

In the canton of Berne soil biological studies were conducted for nearly 20 years. Microbiological parameters, mykorrhiza-infection potential and earthworm occurrence have been measured within the framework of the cantonal strategy for soil monitoring.

First results of re-sampling earthworm biomasses show the impact of soil cultivation, especially tillage and the addition of organic materials. In ploughed fields the biomass of deep-burrowers is strongly reduced; The population, particularly the species *Lumbricus terrestris*, recuperates when a change to no-tillage occurred. Total biomasses of earthworms are comparable to those in natural meadows.

Keywords: soil monitoring, earthworm, biology, soil cultivation, no-tillage, *Lumbricus terrestris*

1. Einleitung

Im Kanton Bern werden seit Bestehen der Bodenschutzfachstelle bodenbiologische Erhebungen durchgeführt. Im Bereich Regenwürmer wurden zahlreiche Grundlagen für das Erstellen von Vergleichswerten erarbeitet, dies zum Teil in Zusammenarbeit mit weiteren Kantonen (ÖKONSULT 1990, 1991/92, 1994, BUWAL 1997). Bereits seit 1993 werden auf 16 Standorten im Rahmen der Kantonalen Bodenbeobachtung KABO (VOL 1997, 2003, 2009) sowie seit 1998 auf der Dauerbeobachtungsfläche „Oberacker“ Rütli, Zollikofen die Regenwurmfauna erhoben (CHERVET et al. 2001, MAURER-TROXLER et al. 2005). Zusätzlich stehen seit 1999 Analysen zu mikrobiologischen Parametern auf dem Programm und seit kurzem werden auch erste Erfahrungen mit dem Mykorrhiza-Infektionspotential gesammelt.

Im Folgenden werden Resultate des 2. Erhebungsturnus im Rahmen der KABO dargestellt. Weiterführende Ergebnisse und Diskussionen finden sich im 3. Bodenbericht (VOL 2009)

2. Regenwürmer (Lumbricidae)

Die Auswirkungen der Regenwürmer auf den Boden sind vielfältig:

- sie vermischen Unter- und Oberboden;
- sie bauen an der Bodenstruktur (Ton-Humuskomplexe);

- sie drainieren den Boden (Gänge, Wasserabfluss, Wurzelwachstum);
- sie bauen totes organisches Material ab und aktivieren dabei die Mikroorganismen;
- sie düngen den Boden mit ihrem Kot (N, P, K, Mg, Ca);
- sie sind eine bedeutende N-Quelle bzw. fixieren N in ihrem Körper;
- sie regulieren den Boden-pH im neutralen Bereich von etwa 7.

Wir unterscheiden drei Lebensformen:

- epigäische Arten sind kleine, dunkel pigmentierte Streubewohner mit einer kurzen Generationszeit und einer hohen Vermehrungsrate;
- endogäische Arten leben horizontal im Mineralboden, sind unpigmentiert, haben eine mittlere Lebensdauer und Vermehrungsrate;
- anözische Arten graben vertikale Gänge, die sie mit Kot austapezieren und die so über ihren Tod hinaus für Wasser, Luft und Wurzeln zugänglich sind. Diese Tiefgräber sind insbesondere vorne dunkel pigmentiert, leben lange, vermehren sich jedoch nur langsam. Es gibt zwei unterschiedliche Gruppen: die *Nicodrilus*-Arten, die im Sommer ihre Röhren verschliessen und sich im Boden aufringeln sowie die *Lumbricus*-Arten (im Folgenden *Lumbricus terrestris*), die sich bei ungünstigen Bedingungen in die Tiefe zurückziehen, ihre Gänge aber offen lassen.

Für die Auswertungen werden vier Gruppen unterschieden: epigäische Arten, endogäische Arten, anözische Nicodrilus und anözische Lumbricus.

3. Kantonale Bodenbeobachtung KABO

Die kantonale Bodenbeobachtungsstrategie setzt im Bereich landwirtschaftlich genutzte Böden den Schwerpunkt auf die mechanische Bodenbelastung durch Bodenbearbeitung und -befahrung (Erosion, Verdichtung). Dementsprechend werden an den 16, ab 2008 18 Standorten im Berner Mittelland neben chemischen insbesondere physikalische, biologische und agronomische Erhebungen durchgeführt (Abb. 1). Es wurden nur landwirtschaftlich genutzte Böden mit guter bis sehr guter Fruchtbarkeit ausgewählt. Diese werden aufgrund ihrer hohen Ertragsfähigkeit besonders intensiv genutzt und sind deshalb durch physikalische Einflüsse wie Druckbelastung oder intensive Bodenbearbeitung gefährdet. Für die Wahl eines Standortes sind einerseits das Interesse und die Zusammenarbeit mit dem Betriebsleiter oder der Betriebsleiterin ausschlaggebend, andererseits musste eine seit mindestens 20 Jahren nicht umgebrochene Naturwiese und eine pedologisch möglichst identische, in geregelter Fruchtfolge stehende Ackerfläche gefunden werden. Die Regenwurm-Beprobungen beider Flächen erfolgen einmal pro Fruchtfolgeperiode jeweils im ersten Hauptnutzungsjahr der Kunstwiese. Ziel der Erhebungen ist es, die Auswirkungen der Bewirtschaftung auf den Boden zu erfassen.

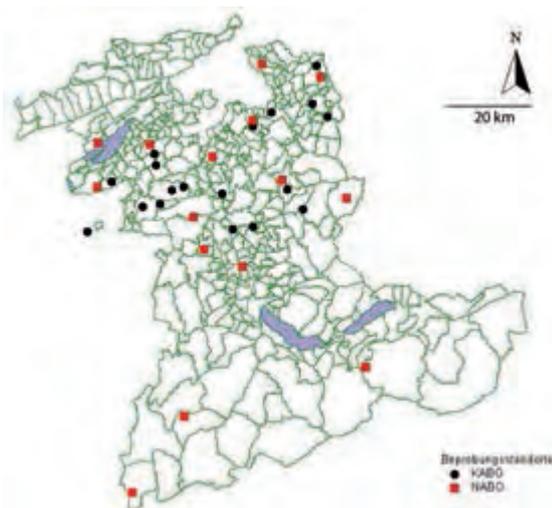


Abb. 1. Standorte der Kantonalen Bodenbeobachtung KABO und der Nationalen Bodenbeobachtung NABO im Kanton Bern

Methode: Die Erhebung der Regenwurmpopulationen erfolgt mit der kombinierten Methode

Formalin und Handauslese (Referenzmethoden der Eidgenössischen Forschungsanstalten Agroscope ART und ACW 1996). Je sechs Einzelproben pro Parzelle werden zu einem Medianwert verrechnet, um die Streuung auszugleichen.

Auswertung: Pro Standort wird die Ackerfläche in Beziehung zur Naturwiese gesetzt (Diskussion der Einzelstandorte) sowie die Einzelstandorte nach Bewirtschaftungsform gruppiert. Es werden jeweils die Biomassen (g/m^2) dargestellt, weil Biomassewerte die ökologisch relevante Wirkung der Tiere auf den Boden (siehe Kapitel 2) besser widerspiegeln als Abundanzwerte. Zudem sind Erhebungsfehler von kleinerem Ausmass (ein kleiner übersehener Wurm wirkt sich beim Gewicht weniger stark aus als bei der Anzahl). Neben den Gesamtbiomassen werden auch die vier unterschiedenen Gruppen dargestellt, stehen diese doch bezüglich Nahrung in Konkurrenz oder reagieren unterschiedlich auf die Standortparameter.

4. Resultate und Diskussion

Zwölf Betriebe bewirtschaften nach den Richtlinien des ökologischen Leistungsnachweises ÖLN und vier Betriebe nach den Richtlinien des biologischen Landbaus BIO (Abb. 2). Die ÖLN-Betriebe wurden nochmals unterteilt in solche die regelmässig plügen (ÖLN-PF) und solche, die nach der 1. Beprobung auf Direktsaat umgestellt haben (ÖLN-DS).

Die Naturwiesen stellen jeweils eine Referenz- bzw. Bezugsparzelle zu den Ackerflächen dar. Die Regenwurm-Gesamtbiomassen schwanken in den Wiesen stärker als in den Ackerflächen. In den Wiesen dominieren natürliche, vom Menschen nicht beeinflussbare Faktoren wie Geologie, Pedologie, Klima und Lage. Dies führt zu unterschiedlichen Regenwurmbiomassen: Es gibt Standorte mit geringem Regenwurmbesatz wie RUE und solche mit hohen Werten wie NIE. In den Ackerflächen dagegen ist die Bewirtschaftung ein zusätzlicher sehr dominanter Einflussfaktor auf die Regenwürmer und scheint den Einfluss der natürlichen Faktoren zu überlagern. Die Varianz der Biomassen ist geringer.

Der Vergleich der 1. mit der 2. Beprobung zeigt, dass bei den Naturwiesen häufiger vergleichbare Biomassewerte gemessen werden als bei den Ackerflächen. Die Unterschiede können vor allem mit der Bewirtschaftung erklärt werden: Wiesenböden erfahren zwischen den beiden Beprobungen kaum Änderungen in ihrer Bewirtschaftung und können deshalb ihre Bodenfauna stabiler halten als Ackerflächen, wo verschiedene Kulturen mit den unterschiedlichsten Eingriffen erfolgen. Diese beeinflussen die Tiere, was zu

schwankenden Populationen führt. In Abbildung 3 werden die Einzelstandorte bezüglich ihrer Bewirtschaftung zusammengefasst und zeigen

diese Stabilitäten bzw. Schwankungen zwischen den beiden Beprobungen.

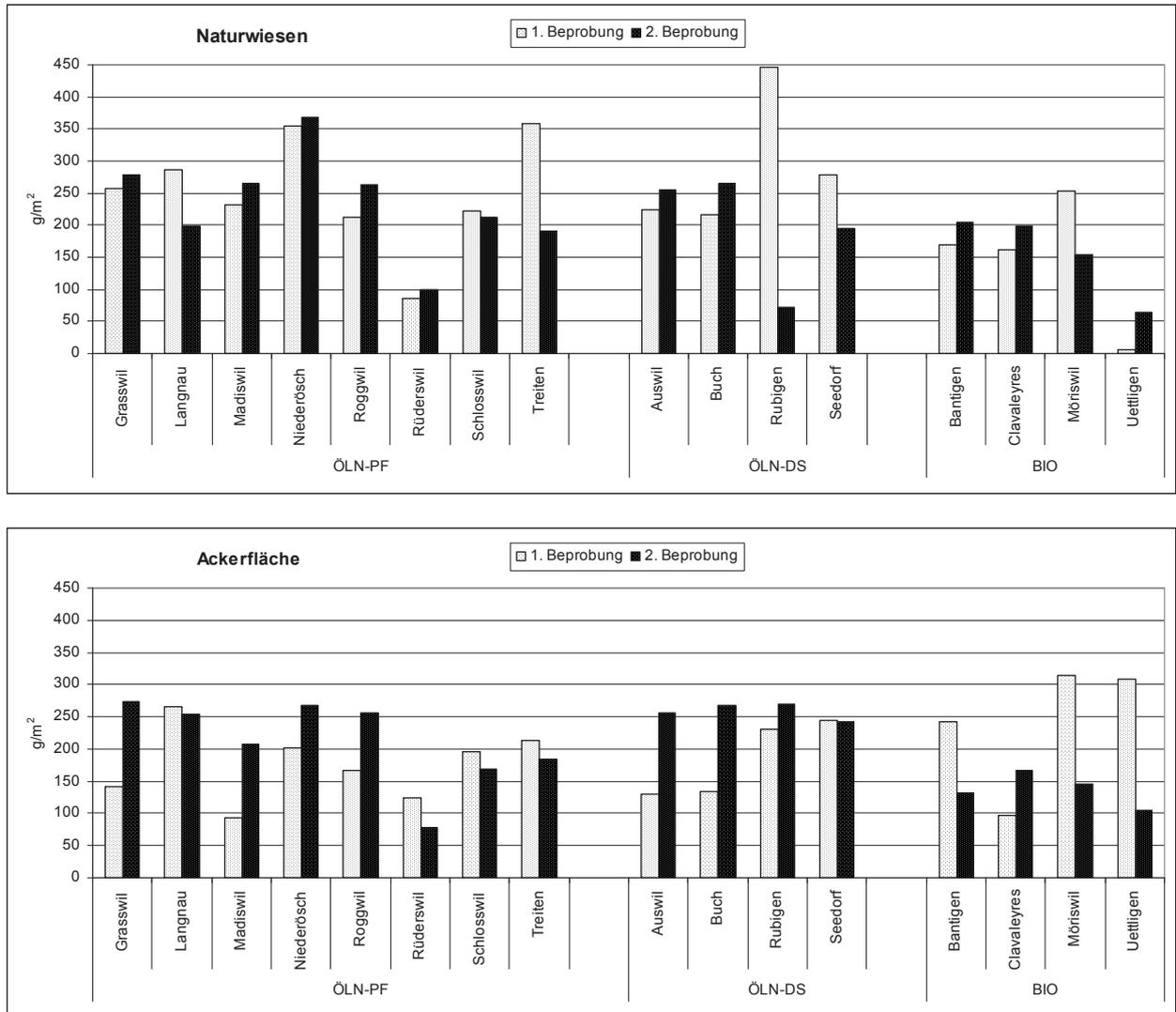


Abb. 2: Regenwurm-Gesamtbiomassen (Mediane) von 16 Naturwiesen (oben) und Ackerflächen (unten) der 1. und 2. Beprobung im Rahmen der Kantonalen Bodenbeobachtung KABO. (ÖLN-PF = Bewirtschaftung nach ökologischem Leistungsnachweis ÖLN mit Pflug; ÖLN-DS= Bewirtschaftung nach ökologischem Leistungsnachweis ÖLN mit Direktsaat; BIO = Bewirtschaftung nach den Richtlinien des biologischen Landbaus)

Bei den Naturwiesen liegen die ÖLN-Standorte leicht über dem Gesamt-KABO-Wert, die BIO-Flächen jedoch darunter. In den biologisch bewirtschafteten Wiesen ist wahrscheinlich das Nahrungsangebot für die Regenwürmer geringer. Hier wird in der Regel weniger gedüngt und damit ist auch der Pflanzenertrag bzw. die Menge an Pflanzenresten für die Tiere weniger gross als in den gut mit Nährstoffen versorgten Wiesen der ÖLN-Betriebe. Zudem ist auch die Qualität der Nahrung anders, liegen doch drei der vier BIO-Wiesen unmittelbar am Waldrand und sind im Herbst mit tanninhaltigen Buchen- und Eichenblättern bedeckt, die von den Regenwürmern gemieden werden. Die vierte BIO-Wiese

hat zudem unerklärlicherweise fast keine Regenwürmer.

Die durchschnittliche Wiese der Berner KABO-Betriebe enthält im Vergleich zu den Wiesen im Schweizer Mittelland Regenwurmbiomassen, die im unteren Streubereich liegen, weisen doch 50 % der Schweizer Mittellandwiesen Werte zwischen 250 und 400 g/m² auf (BUWAL 1997), die Berner Wiesen zwischen 200 und 230 g/m². Die Unterschiede können mit der geringeren Niederschlagsmenge und den eher leichteren, sandigen Böden im westlichen Teil der Schweiz erklärt werden.

Bei den Ackerflächen zeigt sich eine Zunahme bei der 2. Beprobung in den nach ÖLN-Richtlinien bewirtschafteten Böden und insbe-

sondere in denjenigen mit Direktsaat (ÖLN-DS) auf Werte, die leicht über der unteren Quartils-grenze des Vergleichswertes von 250 g/m² liegen. Die Regenwurmbiomassen der BIO-Flächen verzeichnen bei der Wiederbeprobung

einen drastischen Rückgang. Gründe dafür könnten der für die Regenwürmer negative häufige Pflugeinsatz zur Beikrautregulierung und das schon erwähnte geringere Nahrungsangebot sein.

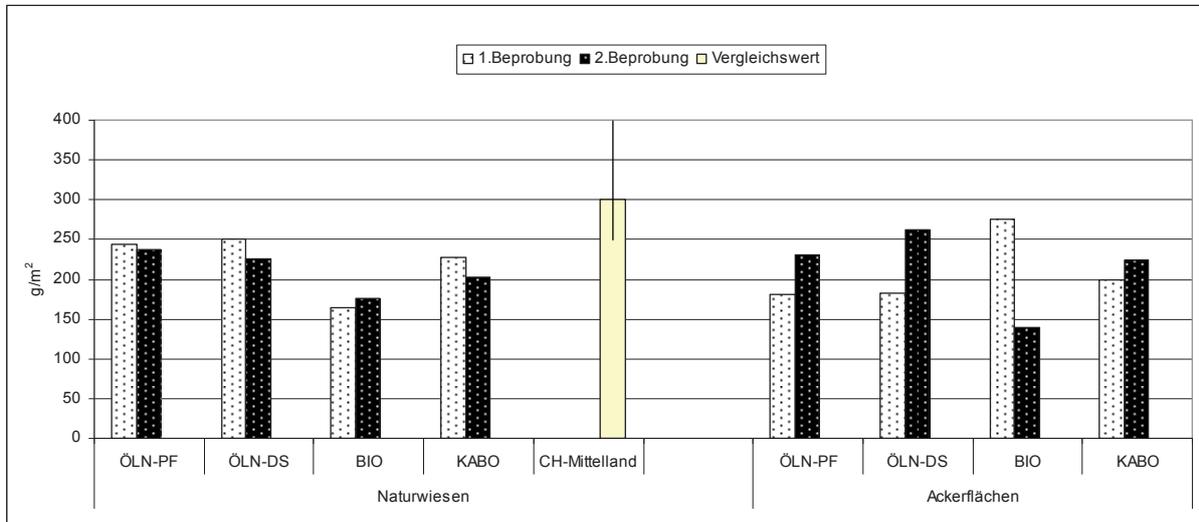


Abb. 3: Regenwurm-Gesamtbiomassen (Mediane aus je 16 Naturwiesen und Ackerflächen) der 1. und 2. Beprobung, getrennt sowohl nach Bewirtschaftung (ÖLN-PF, ÖLN-DS, BIO) als auch als Median aller Betriebe (KABO). Für Naturwiesen: Vergleichswert Schweizerisches Mittelland CH-Mittelland aus BUWAL (1997)

In Abbildung 4 soll aufgezeigt werden, welche der drei Lebensformen bzw. vier differenzierten Gruppen am meisten zu den beobachteten Unterschieden beitragen.

Die epigäische und die endogäische Arten haben von den drei Lebensformen den geringsten Anteil an der Gesamtbio-masse und zeigen die geringsten Unterschiede. Demgegenüber schwanken die beiden Tiefgräber-Gruppen am meisten. In den Berner Wiesen ist gegenüber

den Wiesen des Schweizer Mittellandes vor allem die Biomasse der Gruppe „anözische Lumbricus“ reduziert. Diese Gruppe reagiert sehr empfindlich auf den Pflug: Sie ist stark reduziert in ihrem Vorkommen in den regelmässig gepflügten Standorten ÖLN-PF, BIO sowie in der 1. Beprobung der ÖLN-DS. Danach erholt sie sich, wenn auf den Pflug verzichtet wird (ÖLN-DS 2. Beprobung).

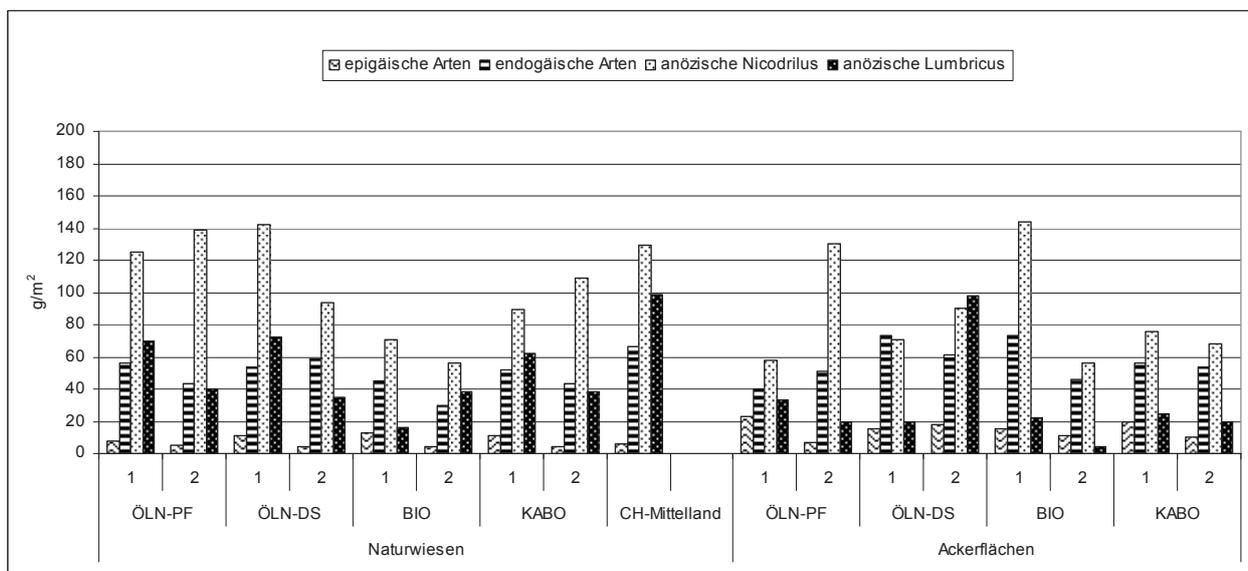


Abb. 4: Regenwurmbiomassen der vier unterschiedenen Gruppen (Mediane aus je 16 Naturwiesen und Ackerflächen) der 1. und 2. Beprobung (1, 2), getrennt sowohl nach Nutzungsart (ÖLN-PF, ÖLN-DS, BIO) als auch als Median aller Betriebe (KABO). Für Naturwiesen: Vergleichswert Schweizerisches Mittelland CH-Mittelland aus BUWAL (1997)

5. Schlussfolgerungen

Die vorliegenden Resultate zeigen, dass die Regenwürmer auf die unterschiedliche Bewirtschaftung reagieren und zwar insbesondere auf die Bodenbearbeitung und die Zufuhr von organischem Material. Die Wiederbeprobung bestätigt die Aussage der Erstbeprobung, wonach Ackerflächen tendenziell weniger Regenwürmer aufweisen als Naturwiesen und v.a. Tiefgräber fehlen, und dass diese Unterschiede primär auf die Bodenbearbeitung mit dem Pflug zurückzuführen sind. Dies zeigt die Zunahme der Menge Tiefgräber auf ungepflügten DS-Böden, wo sich die Werte an diejenigen der Wiese angleichen. Dies wurde schon im Rahmen der Dauerbeobachtungsfläche „Oberacker“ festgestellt, was diese Aussage auf eine breitere Basis stützt.

Zusammen mit den Ergebnissen der chemischen und physikalischen Parameter sowie den agronomischen Erhebungen (Fruchtfolge, Dünger, Überfahrten, Maschinengewichte, Bodenfeuchte) werden im 3. Bodenbericht die Ergebnisse der 2. Beprobungsrunde vernetzt diskutiert, Massnahmen für die Praxis formuliert bzw. bereits eingeschlagene Wege (Förderung bodenschonender Anbausysteme) weiter verfolgt und ausgedehnt. Sowohl die Erhebung der Regenwurmpopulationen als auch die Messungen der mikrobiologischen Parameter und des Mykorrhiza-Infektionspotentials werden weitergeführt.

6. Literatur

- ÖKONSULT, 1990: Eignung von Regenwürmern als Bioindikatoren für Bodenverdichtungen. Bodenschutzfachstelle des Kantons Bern.
- ÖKONSULT, 1991: Die Regenwurmfauna von Dauergrünlandböden des Bernischen Mittellandes, Teil 1. Bodenschutzfachstelle des Kantons Bern.
- ÖKONSULT, 1992: Die Regenwurmfauna von Dauergrünlandböden des Bernischen Mittellandes, Teil 2. Bodenschutzfachstelle des Kantons Bern.
- ÖKONSULT, 1994: Untersuchungen zum Regenerationspotential von Regenwurmpopulationen in unterschiedlich alten Rekultivierungsflächen. Erfolgskontrolle der Rekultivierung Mattstetten BE. Bodenschutzfachstelle des Kantons Bern.
- BUWAL, 1997: Die Regenwurmfauna von Dauergrünland des Schweizer Mittellandes. Schriftenreihe Umwelt Nr. 291.
- VOL, Volkswirtschaftsdirektion des Kantons Bern. Bodenbericht 1993, 2003, 2009.
- CHERVET, A., MAURER-TROXLER, C., STURNY, W.G., MÜLLER, M., 2001: Direktsaat im Praxisvergleich, Einfluss auf die Struktur des Bodens. Agrarforschung 8(1), 12-17.
- MAURER-TROXLER, C., CHERVET, A., RAMSEIER, L., STURNY, W.G., OBERHOLZER, H.-R. 2005: Bodenbiologie nach zehn Jahren Direktsaat und Pflug. Agrarforschung 12(10), 460-465.
- EIDGENÖSSISCHE FORSCHUNGSANSTALTEN AGROSCOPE ART und ACW, 1996: Schweizerische Referenzmethoden der Forschungsanstalten Agroscope. Band 2 (jährlich aktualisiert).

Entwicklung bodenbiologischer Parameter im Kanton Freiburg (FRIBO) im Verlauf der letzten 20 Jahre

Nicolas Rossier, Adrian v. Niederhäusern

LIG – Landwirtschaftliches Institut des Kantons Freiburg, Grangeneuve, CH-1725 Posieux

Zusammenfassung

Die 250 Standorte des FRIBO repräsentieren die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche des Kantons Freiburg. Jeder dieser Standorte wird alle fünf Jahre einmal untersucht, was jeweils einem Zyklus entspricht. Im Jahre 2006 konnte der vierte Zyklus abgeschlossen werden. Dies erlaubt uns, die langfristige Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit zu beobachten.

Die Biomasse ATP und die Kohlenstoffmineralisierung wurden als biologische Hinweisparameter der Fruchtbarkeit des Bodens analysiert. Die Population der Mikroorganismen und deren verrichtete Arbeit werden durch die Bodenbearbeitung negativ beeinflusst, was geringe Biomasse-Gehalte bei Ackerflächen erklärt. Statistisch hat sich die Biomasse ATP verkleinert, dies könnte jedoch auch auf natürliche Schwankungen zurückgeführt werden. Die Kohlenstoffmineralisierung ist im Verlauf der Beprobungszyklen stabil geblieben. Ein hoher Anteil an Kunstwiese in der Fruchtfolge ist die beste Garantie für die Erhaltung der Fruchtbarkeit der Böden.

Abstract: Development of soil biological measurements within FRIBO during the last 20 years

The soil observation grid of the canton of Fribourg (FRIBO) includes 250 sampling sites covering the totality of agricultural land. Each site is sampled every five years, thus representing one cycle. 2006 marked the conclusion of the 4th cycle. This allows long term observation of soil fertility.

ATP-Biomass and organic carbon mineralisation were analysed as biologic indicators of soil fertility. Microorganisms are heavily disturbed by soil-tillage, consequently lower values were found for arable land. For ATP-Biomass we observed a statistical decline, probably due to natural variations. Mineralisation of carbon remained stable along sampling cycles. High proportions of temporary meadow in crop rotations are the best practice to maintain soil fertility.

Keywords: soil biomass, soil biota, soil biological activity, long term observation, ATP, respiration

1. Einleitung

Das zwischen 1987 und 1991 aufgebaute Bodenbeobachtungsnetz des Kantons Freiburg (FRIBO) deckt mit 250 Standorten die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche des Kantons ab. Dabei wurde in einem Raster von 2 x 2 km jeweils ein repräsentativer Standort von 100 m² ausgewählt. Um die Interpretation und die Analysen zu verbessern, wurden die 250 landwirtschaftlichen Standorte wie folgt nach Nutzungstypen aufgeteilt: 136 Ackerflächen, 67 Dauerwiesen und 47 Alpweiden.

Jeder dieser Standorte wird alle 5 Jahre beprobt. 2006 konnte somit nach 20 Jahren der vierte Zyklus abgeschlossen werden. Dies erlaubt uns, die langfristige Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit zu beobachten. Gleichzeitig können natürliche, regionale Belastungen (z. B. Cadmium im Muttergestein) und vom Menschen verursachte Veränderungen festgestellt werden (ROSSIER *et al.* 2007).

Als Ergänzung zu den physikalisch-chemischen Daten, wurden auch bodenbiologische Analysen durchgeführt. Aufgrund der wichtigen Funktionen

der Mikroorganismen für den Boden und ihrer Empfindlichkeit gegenüber verschiedensten Einflüssen, sind deren Menge und Aktivität hervorragende Indikatoren für die Gesundheit der Böden. Jedoch sind die Erfahrungen mit bodenbiologischen Messungen in der Schweiz und im Ausland gering. Somit liefert die über 20-jährige Messreihe des FRIBO wichtige Erkenntnisse, weshalb in diesem Bericht vorwiegend die biologischen Parameter berücksichtigt werden.

2. Messungen

Die gesammelten Proben werden auf 37 verschiedene Parameter untersucht, wobei in diesem Bericht nur wenige von Bedeutung sind. Gesamthaft lassen sich die durchgeführten Messungen in 4 Kategorien aufteilen:

- physikalisch-chemische Eigenschaften des Bodens (organische Substanz und pH)
- Nährstoffgehalte (P, K, Mg, Ca, B, Fe und Mn)
- Schwermetalle (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb und Zn)
- biologische Parameter (Biomasse ATP und Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs).

3. Statistische Analyse

Eine vorgängige Plausibilitätsüberprüfung führte zum Ausschluss zweier Standorte und eines Messresultats aufgrund von unrealistischen Abweichungen zwischen den Zyklen. Für die anschließende Analyse wurden die Resultate nach Nutzungstyp und Zyklus aufgeteilt und mit Hilfe von Box-Plots miteinander verglichen (Abb. 1). Es lassen sich so Unterschiede zwischen den Nutzungstypen und Entwicklungstendenzen von Zyklus zu Zyklus abschätzen. Anhand der kleinsten gesicherten Differenz (LSD) kann die statistische Signifikanz dieser Entwicklungen oder Abweichungen überprüft werden.

Die Veränderungen an einzelnen Standorten sind aufgrund der kleinen Datenmenge (1 Mischprobe pro Zyklus) nicht mit dem LSD-Test überprüfbar. Die Berechnung des Pearson-Korrelationskoeffizienten aus den Werten der 4 Zyklen erlaubt es dennoch eindeutige Entwicklungstendenzen mit Bestimmtheit von zufälligen Abweichungen zu unterscheiden.

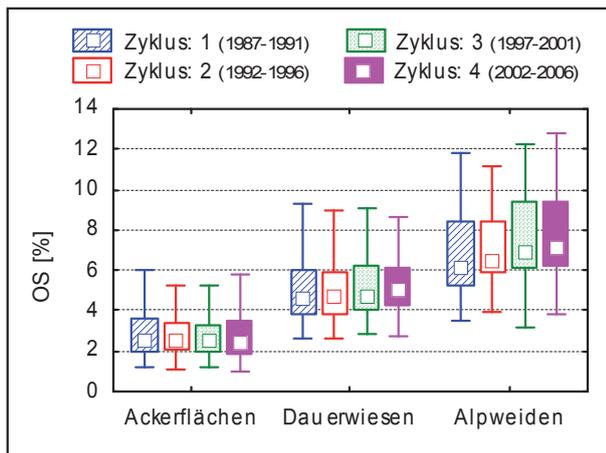


Abb. 1: Gehalte organischer Substanz (OS) nach Nutzungstyp während den 4 Zyklen von 1987 bis 2006.

Abbildung 1 zeigt deutlich die unterschiedlichen Humusgehalte aufgrund des Nutzungstyps. Je intensiver die Bearbeitung der Böden, desto tiefer die Humusgehalte. Über die 5-Jahres-Zyklen hinweg sind die Werte sehr stabil. Auf den Alpweiden ist eine leichte (nicht signifikante) Zunahme erkennbar.

4. Biologische Parameter

Die im FRIBO erfassten biologischen Parameter basieren auf zwei Messungen:

- 1) Die ATP-Biomasse erfasst die Menge der vorhandenen Biomasse.
- 2) Die Freisetzung von CO₂ während einer Inkubation von 15 Tagen zeigt die Aktivität der Mikroorganismen.

Die Analyse erfolgt nach der Methode von MAIRE

(1982): Dabei wird eine bei 30 °C getrocknete Bodenprobe angefeuchtet und bei 25 °C inkubiert. Nach 4, 9 und 15 Tagen wird jeweils die Menge des freigesetzten CO₂ erfasst. Daraus lässt sich die entsprechende Menge an mineralisierter organischer Substanz ableiten.

Nach 15 Tagen Inkubation wird das Adenosin-Tri-Phosphat (ATP) mit Schwefelsäure (H₂SO₄), unterstützt durch einen Zellaufschluss mit Ultraschall, aus dem Boden extrahiert und gereinigt. Die ATP-Menge wird mittels Biolumineszenz (Luciferin-Luciferase-System) quantifiziert. Die freigesetzten Lichtimpulse sind proportional zur ATP-Menge und können deshalb mittels Kalibrationskurven umgerechnet werden. Ein weiterer Umrechnungsfaktor erlaubt die Schätzung von Biomasse-C. Für das FRIBO wird bis anhin direkt die ATP-Menge [ng/g] für die Analysen verwendet ohne sie in Biomasse umzurechnen.

5. Resultate

Die ATP-Biomasse korreliert mit dem Humus- und Tongehalt. So ist der Unterschied zwischen den Nutzungstypen auf beiden Grafiken (Abb. 1 & Abb. 2) deutlich ersichtlich. Auf Grünland wird der Boden nicht bearbeitet und das kontinuierliche Pflanzenwachstum ermöglicht den Mikroorganismen eine gleichmässige Entwicklung.

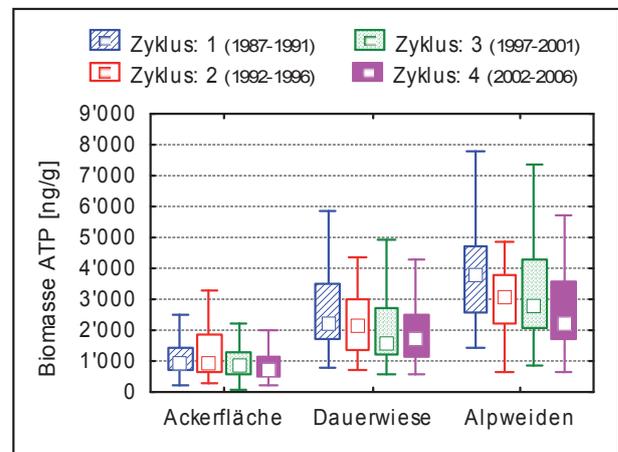


Abb. 2: Biomasse-ATP in ng pro g Boden während 4 Zyklen von 1987 bis 2006 aufgeteilt nach Nutzungstyp.

Andererseits zeigt Abbildung 2 auch eine kontinuierliche Abnahme der Biomasse. Die Abnahme zwischen dem ersten und vierten Zyklus ist bei allen Nutzungstypen signifikant. Dieses Ergebnis erstaunt, da die Biomasse stark mit der organischen Substanz korreliert, welche bei keinem Nutzungstyp rückläufig ist (Abb. 1). Die Abnahme des Biomasse-ATP könnte ein Vorbote für einen zukünftigen Rückgang der organischen Substanz sein. Allerdings können ebenso natürliche wie auch analytische Schwankungen diese Abnahme ausreichend erklären.

Nach Analyse der Entwicklung an den einzelnen Standorten, konnte in sieben Fällen ein Rückgang des Biomasse-ATP festgestellt werden. Dies sind drei Alpweiden und vier Ackerflächen. Bei drei von vier Ackerflächen kann der Rückgang durch den verringerten Wiesenanteil in der Fruchtfolge erklärt werden.

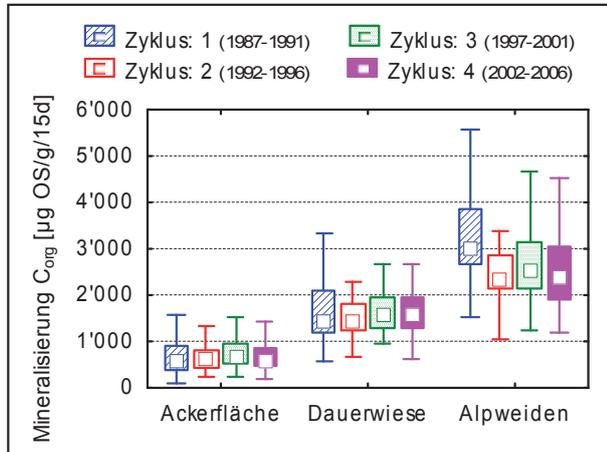


Abb. 3: Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs nach 15 Tagen Inkubation bei 25 °C aufgeteilt nach Nutzungstyp während 4 Zyklen von 1987 bis 2006.

Die Mineralisierung ist deutlich von der Menge an organischem Material und der Population von Bodenorganismen abhängig. So zeigt Abbildung 3 bezüglich Nutzungstypen wiederum ein ähnliches Bild (vgl. Abb. 1 & Abb. 2). Weiter ist ersichtlich, dass die Aktivität der Mikroorganismen während der letzten zwei Jahrzehnte stabil geblieben ist. Einzig der 1. Zyklus auf den Alpweiden unterscheidet sich signifikant von den anderen Zyklen. Die Stabilität dieser Bodenaktivität ist erfreulich, da sie für die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit grundlegend ist.

Einzig zwei Standorte zeigten einen signifikanten Rückgang der Mineralisationswerte (1 x Ackerfläche + 1 x Alpweide). An diesen Standorten sind gleichzeitig auch die Humusgehalte gesunken. Hingegen nahm die Aktivität an 9 Standorten zu. In 4 Fällen konnte dies auf einen erhöhten Wiesenanteil zurückgeführt werden. In einem Fall wurde Erde von ausserhalb auf die Parzelle gebracht. Allgemein haben Ackerflächen mit einem geringen Wiesenanteil deutlich tiefere Mineralisierungswerte.

6. Schlussfolgerungen

- Die ATP-Werte sind während den 20 Jahren gesunken, dieser Rückgang ist schwer erklärbar. Weitere Beprobungen sind nötig um diese Tendenz zu bestätigen.
- Die Mineralisierungswerte sind stabil geblieben, sie eignen sich daher gut für die Langzeitbeobachtung.

- Die Ursachen für Veränderungen biologischer Werte sind häufig unklar. Die Zusammenhänge mit chemisch-physikalischen Parametern oder Schwermetallgehalten sind schwer nachweisbar.
- Auf jeden Fall liefern die biologischen Kenngrößen wertvolle Informationen zur Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit
- Ackerflächen mit einem geringen Anteil Kunstwiese in der Fruchtfolge weisen signifikant tiefere biologische Kennwerte auf, als solche mit hohem Anteil Kunstwiese.
- Der Mensch hat einen bedeutenden Einfluss auf die Bodenfruchtbarkeit. Je intensiver die Böden bearbeitet und durch die menschliche Tätigkeit beeinflusst werden, desto tiefer sind die biologischen Kennwerte, da bei den meisten Eingriffen die Arbeit der Mikroorganismen im Boden gestört wird. Die Bodenfruchtbarkeit kann aber auch positiv beeinflusst werden (z. B. Kalkung, ausgeglichene Düngung).

Detaillierte Resultate der biologischen Messungen können dem Bericht von ROSSIER & DESSUREAULT-ROMPRE (2003) entnommen werden. Eine aktuelle Gesamtübersicht aller erfassten Daten findet sich in ROSSIER *et al.* (2007).

7. Literaturverzeichnis

- MAIRE, N., 1982: Méthode de mesure de l'adenosine triphosphate (ATP) dans les sols. Bulletin BGS 6, 88-94.
- ROSSIER, N., J. ALTERMATH und T. NIGGLI (2007): FRIBO: Réseau fribourgeois d'observation des sols 1987 – 2006, Institut agricole de l'Etat de Fribourg, Posieux, 157 S.
- ROSSIER, N. und J. DESSUREAULT-ROMPRE (2003): FRIBO: Réseau fribourgeois d'observation des sols 1987 – 2001 Biologie, Institut agricole de l'Etat de Fribourg, Posieux, 98 S.

Bodenmikrobiologische Untersuchungen im Kanton Aargau - Erste Resultate nach drei Untersuchungsjahren

Françoise Okopnik

Abteilung für Umwelt, Kanton Aargau, Entfelderstrasse 22, 5001 Aarau

Résumé

En 2005-06 un essai pilot démontrait que le laboratoire du département de l'environnement était apte à effectuer des testes de respiration basale. A partir de 2006 on a prélevé les échantillons sur 10 sites KABO. La station de recherche Agroscope Reckenholz-Tänikon ART effectuait les mesures de comparaison ainsi que la mesure de biomasse selon la méthode SIR.

Le choix des sites de prélèvement couvre tous les types de paysage et le plus de types d'exploitation présent en Argovie.

La comparaison des résultats des deux laboratoires montre encore quelque différences à présent inexplicables.

Une interprétation n'est peut être que superficielle car le temps de mesures est encore très court et donc le nombre de données encore très petit.

Néanmoins on peut confirmer que l'exploitation est la cause principale pour les différences des taux de biomasse ainsi que de la respiration basale bien qu'il y ait dans chaque groupe des stations qui se comportent différemment.

Abstract

The pilot study which was carried out in 2005 to 2006 showed that the laboratory of the department of environment is able of testing the basal respiration in soils. In 2006, we started a long-term monitoring on 10 KABO-sites. The basal respiration was measured in the laboratory of the department of environment and the biomass SIR at Agroscope Reckenholz-Tänikon ART. The sites represent all landscape types and nearly all cultivation types of the canton Aargau. The comparison of the results reveals some differences between the two laboratories which actually cannot be explained.

Three years of monitoring may give bases for some hypotheses but not for an extensive interpretation of the results. Despite some variations between the laboratories, we can confirm that the main source of differences in biological properties is the cultivation type.

Keywords: biological properties, long-term monitoring, basal respiration, biomass SIR

1. Einleitung

Der Kanton Aargau betreibt seit 1991 ein Bodenbeobachtungsnetz. Basierend auf der alten Verordnung über Schadstoffe im Boden (1986 - 1998) wurden bis 2005 nur die stofflichen Parameter erhoben, wenngleich das Aargauische Einführungsgesetz zur Bundesgesetzgebung über den Schutz von Umwelt und Gewässer (EG Umweltrecht, EG UWR) vom 4. September 2007 die stoffliche, physikalische und biologische Beobachtung der Böden verlangt.

Aufgrund von Änderungen in der Aufgabenteilung an das Labor der Abteilung für Umwelt (AfU) bot sich die Gelegenheit, bodenmikrobiologische Methoden in die Aufgabeliste des Labors aufzunehmen. In einem Pilotlauf wurde 2005 geprüft, ob das Labor die Methoden grundsätzlich anwenden und ausführen kann. Dieser Pilotlauf verlief positiv, so dass 2006 mit den Beobachtungen begonnen werden konnte.

Das Aargauische Einführungsgesetz zur Bundesgesetzgebung über den Schutz von Umwelt und Gewässer (EG Umweltrecht, EG UWR) vom 4. September 2007. verlangt, dass die Böden in regelmässigen Abständen auf physikalische, chemische und biologische Eigenschaften Schadstoffe untersucht werden. Mit den Parametern mikrobielle Biomasse (BM), Basalatmung

(BA), metabolischer Quotient (qCO_2) und Verhältnis mikrobieller - organischer Kohlenstoff (C_{mik}/C_{org}) soll nun ein weiterer Teil des gesetzlichen Auftrags - neben den chemischen Parametern und dem Schadstoffgehalt - erfüllt werden.

Der Untersuchungszeitraum ist noch zu kurz, um mehr als Hypothesen ableiten zu können. Die Resultate bestätigen jedoch, dass die verschiedenen Nutzungsformen einen sehr grossen Einfluss auf die biologischen Eigenschaften haben.

2. Standorte

Bei den untersuchten Flächen handelt es sich um Standorte, welche im Rahmen des kantonalen Bodenbeobachtungsnetzes (KABO-Standorte) untersucht werden. Etwa die Hälfte sind Ackerstandorte, wovon zwei Gemüsekulturen, die andere Hälfte sind Grünlandstandorte verschiedener Bewirtschaftungsintensität. Unter den Grünlandstandorten befindet sich auch ein Rebstandort. Die Auswahl sollte alle Landschaftstypen des Kantons Aargau und alle Bewirtschaftungstypen abbilden. Dabei wurde in Kauf genommen, dass mit Gemüseanbauflächen und einem Weinbauort potentiell stofflich und / oder physikalisch belastete Standorte untersucht werden.

Die Böden sind in den Berichten des Baudepartementes des Kantons Aargau (1994) ausführlich beschrieben.

Tab. 1: Standorttypisierung

100ob	L1, Ackerland, Bio
101he	L1, Ackerland
104me	L2, Ackerland, Gemüse
105me	L2, Ackerland, viel KW in FF
121gr	L3, Ackerland, viel KW in FF
122ku	L1, Dauerwiese, Magerwiese
124ab	L3, Dauergrünland, organischer Boden)
153su	L3, Ackerland
154ro	L2, Dauergrünland, kein Dünger
156bo	L1, Weide
157sc	L1, Weinbau
159st	L2, Ackerland, Gemüse

3. Methoden

Probenahme und Probenaufbereitung erfolgten nach Referenzmethode der Eidg. Forschungsanstalten FAL, FAW, RAC (1996).

Es wurden Basalatumung und Biomasse mittels substratinduzierter Respiration (SIR) nach den Referenzmethoden bestimmt. Die Basalatumung wurde im Labor der AfU und bei der Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART bestimmt, die Biomasse SIR bei der Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART.

Die Probenahme erfolgte nach Referenzmethode Ende Winter - Anfang Frühling. In den fünf Untersuchungsjahren variierte die Zeitspanne von Ende Februar bis Anfangs April, da teilweise der Schnee spät fiel und lange liegen blieb. Auch innerhalb einer Probenahmerunde betrug der Zeitraum der Probenahme auf dem ersten Standort bis zum Abschluss mehrere Wochen, da die Standorte unterschiedliche klimatische Eigenschaften aufweisen.

Jede Bodenprobe wurde in zwei Unterproben aufgeteilt, die je im Labor der AfU und in der Agroscope ART Reckenholz gemessen wurden. Durch die Parallelmessungen von Agroscope ART Reckenholz wurde sichergestellt, dass der AfU von Anfang an zuverlässige Daten für die Auswertung zur Verfügung stehen würden. Zum andern konnte damit die Analytik des AfU Labors überprüft werden.

4. Resultate und Auswertung

4.1. Laborvergleich

Die Resultate der Labors der AfU und der Agroscope ART Reckenholz wiesen teilweise nahezu identische Werte auf, in anderen Serien gab es jedoch erhebliche Abweichungen (Abb. 1, Abb. 2). Die Gründe dafür konnten noch nicht gefunden werden. Es sind weitere Untersuchungen im Gang, um die Gründe für die Abweichun-

gen zu finden und allenfalls Änderungen am Vorgehen vorzunehmen.

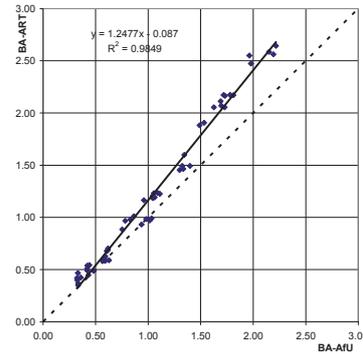


Abb. 1: Schlechte Übereinstimmung BA-Messungen AfU-Labor - Agroscope ART Reckenholz

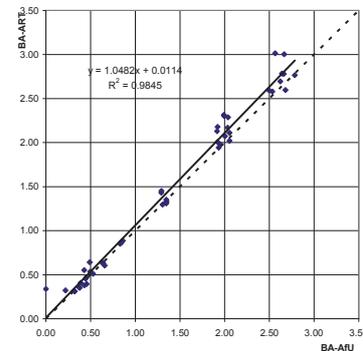


Abb. 2: Gute Übereinstimmung BA-Messungen AfU-Labor - Agroscope ART Reckenholz

4.2. Basalatumung

Im Gegensatz zur Biomasse gibt es für die Basalatumung noch keine Referenzwerte. Wir vergleichen daher die gemessenen Werten mit den Werten aus Oberholzer et al. (1999).

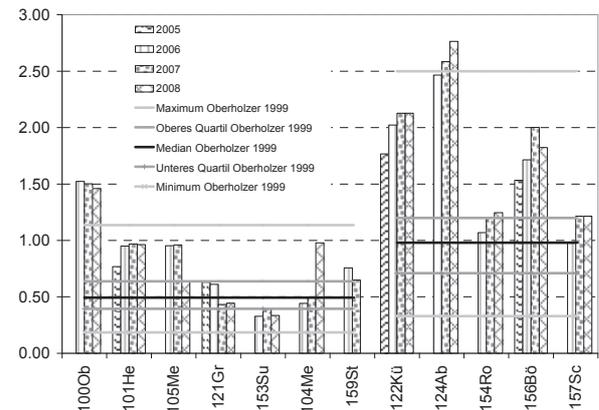


Abb. 3: Vergleich Basalatumung auf Aargauer KABO-Standorten mit Daten Oberholzer et al. (1999)

Die Ackerstandorte bewegen sich im Rahmen der Vergleichsgrundlage, wobei ein biologisch bewirtschafteter Standort (100ob) eine höhere Atmungsaktivität aufweist als in Oberholzer et al.

(1999) als Maximum referenziert. Auffällig ist auch der Standort 153su, der besonders inaktiv scheint. Die Basalatmung der Grünlandstandort liegt überall über dem Median der Vergleichsdaten.

4.3. Biomasse SIR

Die Referenzwerte für die Biomasse können in Ackerstandorten nach der Regressionsformel von Oberholzer et al. (1999)

$$\ln(\text{BM-SIR}) = 3.58 + 0.82 \cdot \ln(\text{Corg}) + 0.15 \cdot \text{pH} + 0.31 \cdot \ln(\text{Ton}) + 0.005 \cdot \text{Sand}$$

(R² = 0.76, n=217)

berechnet werden. Die Gleichung gilt für Böden mit einem Corg-Gehalt von 1% - 4 %, einem Tongehalt von 10 % - 40 % und einem pH-Wert zwischen 4.3 und 7.5.

Auf Grünlandstandorten gilt die Formel

$$\ln(\text{BM-SIR}) = 3.61 + 0.92 \cdot \ln(\text{Corg}) + 0.28 \cdot \text{pH} + 0.17 \cdot \ln(\text{Ton})$$

(R² = 0.84, n=151)

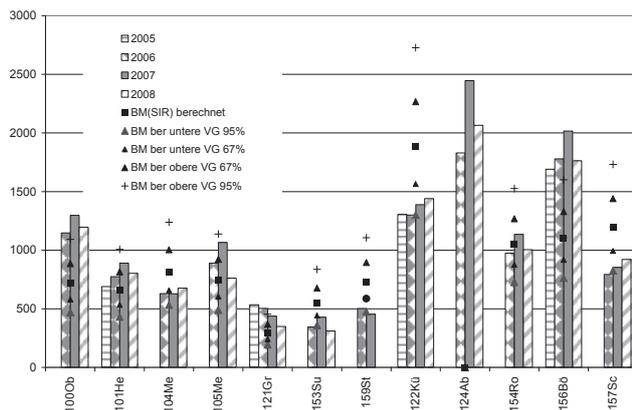


Abb. 4: Vergleich der Messungen 2005 bis 2008 mit Referenzwerten nach Oberholzer et al. (1999, 2007)

Unter den 6 untersuchten Ackerstandorten fällt auf, dass wiederum der Biostandort 100ob eine höhere Biomasse aufweist, als aufgrund seiner Bodeneigenschaften zu erwarten wäre. Am anderen Ende des Spektrums steht der Standort 153su, für den aufgrund seines hohen Sandgehaltes und niedrigen pH keine hohe Biomasse zu erwarten ist. Im Gegensatz dazu steht der ähnlich saure und sandige Standort 121gr. Der Unterschied mag in der Bewirtschaftung liegen. Der Standort 121gr wurde im Untersuchungszeitraum nur einmal (2007) gepflügt, die restlichen Jahre wurde er als Kunstwiese genutzt. Der Gemüsestandort 159st liegt ebenfalls unter den Erwartungen. An den übrigen Ackerstandorten wird eine Biomasse gemessen, die innerhalb des 67 % Erwartungsbereiches liegt und als normal einge-

stuft wird. Der Grünlandstandort 124ab weist ein Corg-Gehalt von mehr als 4 % auf, weshalb er nicht verglichen werden konnte. Beim Standort 122ku handelt es sich um eine Magerwiese. Aufgrund des Tongehaltes, des pH-Wertes und des Corg-Gehaltes wäre eine sehr hohe Biomasse zu erwarten. Es ist zu vermuten, dass die Nährstoffarmut des Standorts auch das mikrobielle Wachstum hemmt. Auffällig ist auch der Standort 156bö, eine Dauerweide. Die Werte übersteigen die zu erwartenden.

Die Ursachen für die Auffälligkeiten auf verschiedenen Standorten muss Gegenstand weiterer Untersuchungen sein.

4.4. Metabolischer Quotient

Zwar besteht (noch) kein Referenzwertsystem oder ein anderes Bewertungssystem für den metabolischen Quotienten, hingegen existieren aus den Jahren 1994 - 1995 gesamtschweizerische Erhebungen auf 219 Ackerstandorten (Oberholzer & Höper H., 2000) und auf 68 bzw. 151 Grünlandstandorten (Oberholzer, persönliche Auskunft). Die Aargauer Standorte liegen alle innerhalb des Maximums und Minimums der gesamtschweizerischen Erhebungen.

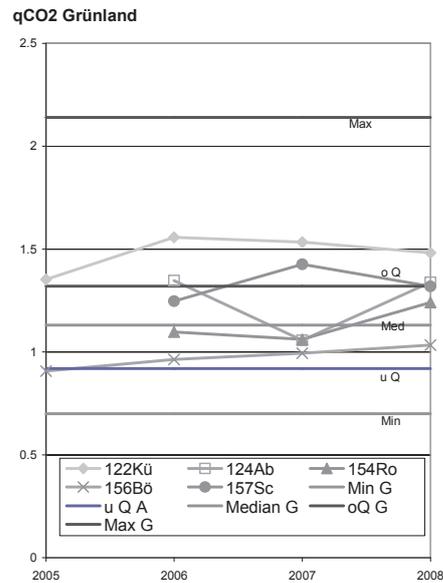


Abb. 5 Metabolischer Quotient qCO₂ in Grünlandstandorten

Auffallend sind die Grünland-Standorte 122ku, 124ab und 156bo, die stark vom Mittelwert abweichen. Wir erinnern uns, dass auch Basalatmung und Biomasse an diesen Standorten auffällige Werte zeigten. Auf 122ku scheint ein gewisser Nährstoffstress möglich, im Gegensatz zu 156bo, wo die Nährstoffe reichlich und leicht verfügbar vorhanden sein dürften.

Auch bei den Ackerstandorten gibt es grosse individuelle Abweichungen. So liegt der tiefste Wert unterhalb des tiefsten Wertes aus der

gesamtschweizerischen Untersuchung, aber ebenso der höchste über dem höchsten. Bei den betroffenen Standorten handelt es sich um die Gemüseanbaustandorte 104me und 159st.

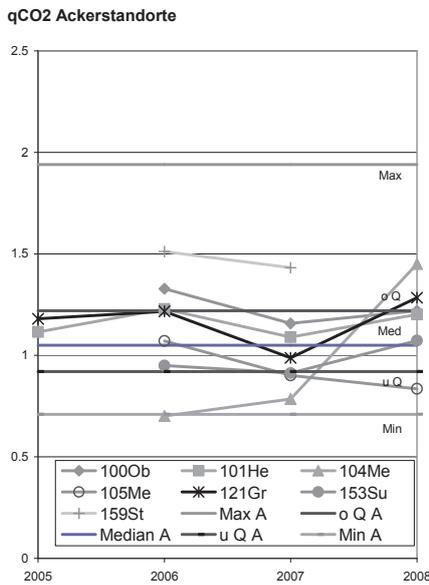


Abb. 6 Metabolischer Quotient in Ackerstandorten

4.5. Verhältnis mikrobieller Kohlenstoff – organischer Kohlenstoff

Die Daten wurden mit den Werten aus einer Untersuchung von 220 Ackerböden (Oberholzer & Höper, 2000) und 151 (Oberholzer, persönliche Auskunft) Grünlandstandorten verglichen.

Die Aargauer Ackerstandorte liegen zwischen Minimum und oberem Quartil der Vergleichswerte. Der biologisch bewirtschaftete Standort 100ob weist die höchsten Werte auf, der Gemüsestandort 157st die tiefsten.

Die Werte der Grünlandstandorte verteilen sich auf dem ganzen Spektrum der Vergleichswerte. Der Weidestandort 156bo weist sogar ein höheres Cmik/Corg-Verhältnis auf als das Maximum der gesamtschweizerischen Erhebung. Der Standort 124ab kann nicht direkt eingeordnet werden, da sein Corg-Gehalt ausserhalb der Zulässigkeit der Regressionsformel für die Biomasse liegt.

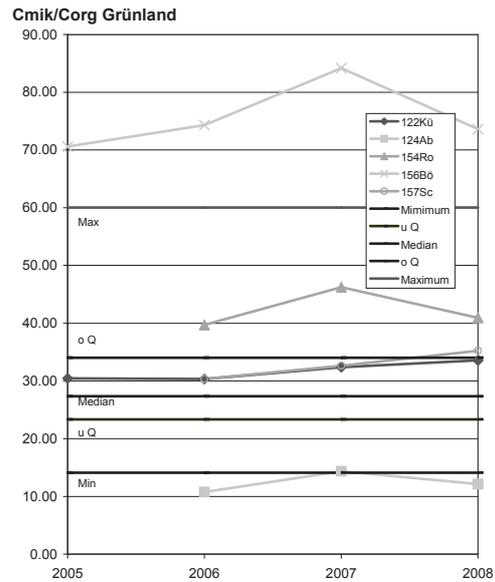


Abb. 7 Cmik/Corg Grünlandstandorte

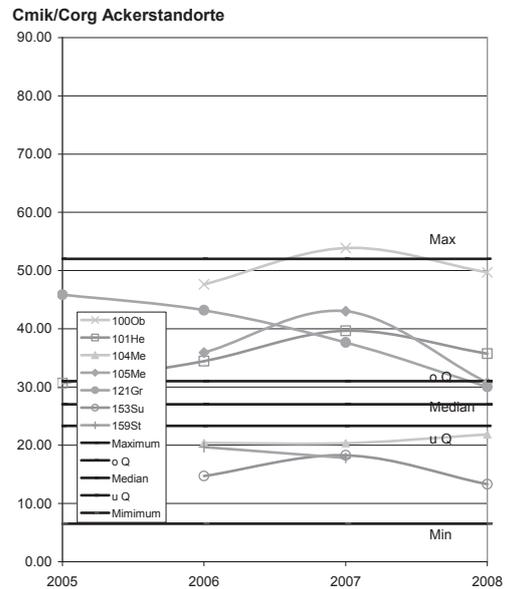


Abb. 8: Cmik/Corg Ackerstandorte

5. Schlussfolgerungen und weiteres Vorgehen

Die kurze Zeitspanne reicht nicht aus, um bereits statistisch und agronomisch erhärtete Schlussfolgerungen zu ziehen. Die Interpretation der Resultate führt einzig zu plausiblen Hypothesen, welche in den folgenden Untersuchungsjahren und zusätzlichen Untersuchungen zu erhärten sein werden. Die Auffälligkeiten auf den Gemüseanbauflächen und dem Rebstandort dürften durchaus auf die Bewirtschaftung zurückzuführen sein. Ob jedoch die hohen Werte auf der biologisch bewirtschafteten Fläche tatsächlich nur auf die Bio-Bewirtschaftung zurückzuführen sind oder ob noch andere Bewirtschaftungsfaktoren eine

Rolle spielen, muss mit gesamtbetrieblichen Untersuchungen erhärtet werden. Um die Bodenmikrobiologischen Eigenschaften besser interpretieren zu können, ist geplant, die betroffenen Betriebe nach der Methode zur Beurteilung der Wirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Bodenqualität in Ökobilanzen SALCA-SQ zu untersuchen.

6. Literatur

- ARBEITSGRUPPE VOLLZUG BODENBIOLOGIE VBB/BSA, 2009: Arbeitshilfe zur Anwendung und Interpretation bodenbiologischer Parameter. Frick BAUDEPARTEMENT DES KANTONS AARGAU (1994). Bodenbeobachtung im Kanton Aargau, Belastungszustand der Böden 1991/1992. Aarau EIDG. FORSCHUNGSANSTALTEN FAL, FAW, RAC (1996, Änderungen 2007 - 2009): Referenzmethoden der landwirtschaftlichen Forschungsanstalten, Band 2. Zürich
- GROSSER RAT DES KANTONS AARGAU, (2007). Einführungsgesetz zur Bundesgesetzgebung über den Schutz von Umwelt und Gewässer (EG Umweltschutz, EG UWR) vom 4. September 2007
- OBERHOLZER H.-R., WEISSKOPF P., GALLIARD G., WEISS F. UND FREIERMUTH KNUCHEL R. (2006) Methode zur Beurteilung der Wirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Bodenqualität in Ökobilanzen SALCA-SQ; Agroscope FAL Reckenholz, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau 2006
- OBERHOLZER H.-R. & S. SCHEID (2007). Bodenmikrobiologische Kennwerte. Erfassung des Zustands landwirtschaftlicher Böden im NABO-Referenzmessnetz anhand biologischer Parameter (NABObio). 78 S.
- OBERHOLZER H.-R., REK J., WEISSKOPF P. & U. WALTHER (1999): Evaluation of soil quality by means of micro-biological parameters related to the characteristics of individual arable sites. *Agrobiological Research* 52 (2), 113-125.
- OBERHOLZER H.-R., persönliche Auskunft
- OBERHOLZER, H.-R. & H. HÖPER, 2000: Reference systems for the microbiological evaluation of soils. *VDLUFA-Schriftenreihe* 55, Teil2: 19-34.
- OBERHOLZER H.-R. (2004). Richtwerte für bodenbiologische Parameter (Vorschlag für die Arbeitsgruppe "Vollzug Bodenbiologie VBB" zu Vergleichsbereichen für den Bodenschutz im Bereich Bodenbiologie. Frick

Bactéries anammox terrestres: diversité et activité

S. Humbert¹, S. Tarnawski¹, F. Conen², B. Seth², A. Bagnoud¹, M.-P. Mallet¹, N. Fromin³, M. Aragno¹ and J. Zopfi^{1,4}

¹ Institut de Biologie, Laboratoire de Microbiologie, Université de Neuchâtel

² Institut de Géosciences Environnementales, Laboratoire des isotopes stables, Université de Bâle

³ Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, Montpellier, France

⁴ Institut de Géologie et Paléontologie, Laboratoire de Biogéosciences, Université de Lausanne

Résumé

Anammox, pour 'anaerobic ammonium oxidation', a été reconnu comme un processus important dans les écosystèmes marins et dans le traitement des eaux usées. Actuellement, rien n'est connu quant à la distribution, la diversité et l'activité des bactéries anammox dans les écosystèmes terrestres. Différents écosystèmes terrestres ont donc été prospectés pour la présence de bactéries anammox en utilisant une méthode de PCR-nichée; leur diversité a été évaluée par une approche de clonage-séquençage. Finalement, un Réductisol a été sélectionné pour déterminer l'activité anammox le long du profil de sol par des incubations isotopiques avec du ¹⁵N.

Les bactéries anammox ont été détectées dans les milieux humides, les bords de lacs, l'aquifère poreux, le sol sur permafrost, les champs cultivés et dans des échantillons de sol associés avec des plantes nitrophiles. Les cinq genres connus de bactéries anammox et deux groupes inconnus ont été retrouvés, démontrant ainsi une plus grande diversité que dans les écosystèmes anoxiques marins. Certains écosystèmes illustrent une distribution hétérogène de bactéries anammox démontrant ainsi leurs exigences écologiques spécifiques.

Finalement, l'activité anammox a été mesurée dans un Réductisol à différentes profondeurs, au printemps, en été, et en automne. L'activité varie avec la profondeur et les saisons. Dans ce Réductisol, la dénitrification domine, et le processus anammox contribue à moins de 10% de l'azote total produit.

Abstract: Terrestrial anammox bacteria: diversity and activity

Anammox (anaerobic ammonium oxidation) has been recognized as an important process in the marine nitrogen cycle and the treatment of wastewater. Conversely, virtually nothing is known about distribution, diversity, and activity of anammox bacteria in terrestrial ecosystems. A wide range of soil types were therefore screened for the presence of anammox bacteria using a nested PCR approach; their diversity was assessed by cloning/sequencing. A Reductisol was further selected for analysis of anammox activity along the soil profile using ¹⁵N-incubations.

Anammox bacteria were detected in wetlands, lakeshores, a contaminated porous aquifer, permafrost soil, agricultural soil, and in samples associated with nitrophilic or nitrogen fixing plants. Five candidate genera and two unidentified clusters were detected, suggesting a higher diversity than in anoxic marine environments. Different ecosystems demonstrated a heterogeneous distribution of anammox bacteria reflecting their specific ecological requirements. Finally, anammox activity was detected at different depths along the Reductisol profile in spring, summer, and autumn. The activity varied with depth and seasons. In this Reductisol denitrification was always the dominant N₂-forming process and anammox represents less than 10% of total N₂ produced.

Keywords: anammox, nitrogen cycle, anoxic-oxic interfaces, rhizosphere, soil

1. Introduction

L'importance du cycle de l'azote a été démontrée depuis de nombreuses années. L'azote est un composant principal de nos protéines et est essentiel à toute forme de vie. Ce cycle est entièrement régulé par des processus microbiologiques. Le cycle commence par la fixation de l'azote atmosphérique et continue par

une série de réactions d'oxydoréduction jusqu'au retour dans l'atmosphère à l'état gazeux (Fig. 1). La découverte d'un nouveau processus appelé 'anammox' dans le cycle de l'azote a suscité beaucoup d'intérêt ces dernières années. Ce processus anammox, pour 'anaerobic ammonium oxidation', permet la conversion de l'ammonium

en azote moléculaire en utilisant le nitrite comme accepteur d'électrons (KUENEN, 2008). Il est réalisé sous conditions anoxiques par des bactéries majoritairement autotrophes faisant partie de l'ordre des *Planctomycetales*. Ce processus permet un retour de l'azote des écosystèmes terrestres à l'atmosphère créant ainsi un puits d'azote biodisponible pour recommencer le cycle (Fig.1).

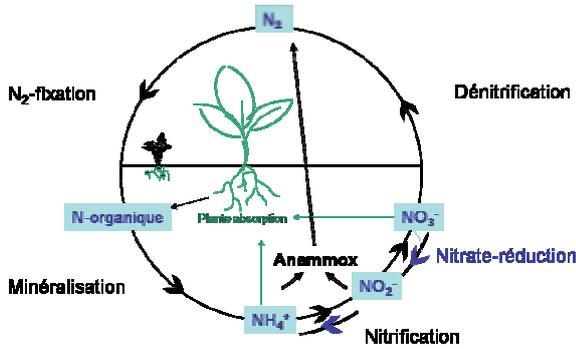


Figure 1 : Le cycle de l'azote et les différents processus microbiologiques impliqués.

Anammox a été mis en évidence en premier lieu, dans les systèmes de traitement des eaux usées (MULDER *et al.*, 1995). Il a ensuite été largement décrit dans divers environnements naturels, comme dans les eaux salées (LAM *et al.*, 2007), des sédiments marins (RICH *et al.*, 2008) ou dans des lacs méromictiques (SCHUBERT *et al.*, 2006). Dans ces environnements aquatiques, anammox peut produire par endroit jusqu'à plus de 60% d'azote moléculaire. (KUYPERS *et al.*, 2005; SCHMID *et al.*, 2007). Seulement cinq genres candidats sont actuellement connus : *Candidatus* 'Brocadia', 'Kuenenia', 'Anammoxoglobus', 'Jettenia' et 'Scalindua'. Tous ces genres ont été détectés dans des systèmes de traitement des eaux usées, mais seul 'Scalindua' a été identifié dans des milieux marins plus précisément dans les colonnes d'eau (SCHMID *et al.*, 2007).

Actuellement rien n'est connu quant à la diversité, la distribution et l'activité des bactéries anammox dans les écosystèmes terrestres. Ainsi, les objectifs de ce travail étaient, i) voir si les bactéries anammox sont présentes dans les écosystèmes terrestres et leur attribuer une affiliation phylogénétique, ii) analyser leur distribution dans un environnement précis et finalement, iii) voir si elles sont actives et d'évaluer leur contribution à la formation de N_2 comparativement à celle des bactéries dénitrifiantes.

2. Hypothèses et méthodes

Le métabolisme des bactéries anammox nécessite la présence simultanée des formes

oxydées et réduites de l'azote sous conditions anoxiques (Fig. 1). Par conséquent, les zones de transition oxiques-anoxiques seraient des habitats favorables pour les bactéries anammox dans les écosystèmes terrestres. De tels environnements peuvent se retrouver (Fig.2), i) dans la rhizosphère où la consommation de l'oxygène par la respiration des racines et des microorganismes, crée localement un environnement plus anoxique que dans le sol distant, ce phénomène est inversé dans les sols saturés en eau, ii) dans les poches anoxiques au sein des macro-agrégats du sol, iii) aux interfaces sol/eau présentes dans les sols saturés en eau ou sous l'influence d'une nappe.

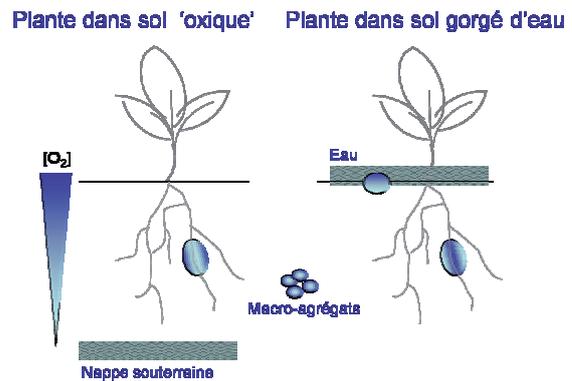


Figure 2 : Exemples de microenvironnements favorables à la présence de bactéries anammox qui ont servis pour l'échantillonnage.

En suivant ces hypothèses, des écosystèmes terrestres ont été explorés pour la présence des bactéries anammox: des milieux humides, des bords de lacs, des champs cultivés, un aquifère poreux, un sol sur permafrost, des tourbières (Tableau 1). Dans ces environnements, plusieurs fractions de sols ont été échantillonnées (Tableau 1, colonne 3). La fraction de sol rhizosphérique (RS) est constituée par le sol adhérent aux racines de la plante après l'avoir gentiment secouée. La fraction de sol distant (SD) correspond à du sol sans racines, prélevé à distance des racines à l'aide d'une tarière. Dans chaque environnement (Tableau 1), chaque fraction a été échantillonnée 1 à 7 fois, excepté dans l'aquifère. Les échantillons ont été congelés dans de l'azote liquide sur le terrain avant d'être transportés puis conservés au laboratoire à $-80^{\circ}C$ jusqu'à l'extraction d'ADN. A partir des extraits d'ADN obtenus pour chaque échantillon, la présence et la diversité des bactéries anammox ont été analysées en utilisant une approche moléculaire (PCR-nichée sur le gène de l'ARNr 16S, clonage-séquençage des produits PCR). Un environnement spécifique a été sélectionné afin de mesurer l'activité anammox. Cette étude a été réalisée sur un Réductisol situé en bordure du Lac Loclat (CH).

Tableau 1 : Détection de bactéries anammox par PCR-niché dans les écosystèmes terrestres.

Location	Environnement échantillonné ^a	Fraction de sol ^b	Nombre d'échantillons	Produits PCR positifs	Confirmé Anammox ^c
Camargue (F) (43°29'37"N, 4°38'57"E)	<i>Phragmition (Phragmites australis)</i>	SSD	6	6	-
		SRS	2	2	-
	Sédiment marais	SSD	2	2	+
		SESI	1	1	+
	Champ en jachère	SESI	2	1	-
	Prairie humide	SESI	2	0	
	Salisodisol	SSD	2	2	n.d.
		SESI	1	1	-
Rizière	SRS	4	4	-	
Grande Cariçaie (CH) (46°58'32"N, 7°02'36"E)	<i>Phragmition (Phragmites australis)</i>	SSD	3	3	-
		SRS	3	2	-
	<i>Cladietum (Cladium mariscus)</i>	SSD	1	1	n.d.
		SRS	3	1	+
	<i>Fraxinion (Alnus incana)</i>	ORS	2	0	
	Cadagno (CH) (46°32'53"N, 8°42'04"E)	<i>Rumicion alpini (Rumex alpinus)</i>	ORS	3	1
<i>Caricion fuscae /Rhododendro-Vaccinion (Sphagnum sn.)</i>		SRS	3	3	-
<i>Alnenion viridis (Alnus viridis)</i>		ORS	1	1	+
<i>Caricion davalliana (Carex davalliana)</i>		ORS	1	0	
		OSD	2	0	
Valais (CH) (46°17'52"N, 7°55'12"E)	Aquifère (2m60-16m50)	ONSI	22	9	+
Rive du Lac de Neuchâtel (CH) (46°55'60"N, 6°50'21"E)	<i>Fraxinion (Alnus incana)</i>	OSD	6	6	+
	<i>Convolvulion (Urtica dioica)</i>	ORS	1	1	-
Boudry (CH) (46°57'48"N, 6°50'04"E)	Champ cultivé (<i>Zea mays</i>)	ORS	2	1	n.d.
		OSD	1	1	-
	Prairie	OSD	2	0	
Creux-du-Van (CH) (46°56'15"N, 6°43'28"E)	Permafrost	OSD	7	6	+
Bord du Lac Loclat (CH) (47°01'07"N, 6°59'57"E)	<i>Fraxinion (Fraxinus excelsior)</i>	OSD	5	1	+
	Reductisol (0-35cm)	OSD	4	1	+
	<i>Phragmition (Phragmites australis)</i>	SRS	2	2	-
	<i>Convolvulion (Urtica dioica)</i>	ORS	1	0	
	<i>Filipendulion (Filipendula ulmaria)</i>	ORS	1	0	
Glacier de Morteratsch (CH) (46°26'19"N, 9°56'07"E)	Glacier forefield (<i>Epilobium fleischeri</i>)	ORS	10	0	
		OSD	6	0	

^a Le nom de l'espèce de la plante échantillonnée est donné entre parenthèses

^b Fraction de sol échantillonnée: Sol 'oxique': rhizosphère (ORS), sol distant (OSD), interface nappe/sol (ONSI). Dans sols saturés en eau: rhizosphère (SRS), sol distant (SSD), interface eau/sol (SESI)

^c +) confirmé, expl. la séquence du gène de l'ARNr16S est affiliée au genre anammox; -: non confirmé; n.d.: non déterminé

Les échantillons du Réductisol ont été collectés à 3 profondeurs différentes (0-10cm, 20-30cm, 50-60cm) à l'aide d'une tarière, ceci au printemps, en été, et automne 2008. Les échantillons de sols ont été placés dans des sacs en plastique et conservé à 4°C jusqu'au début de l'expérience d'incubation réalisée dans la même semaine. L'activité anammox des échantillons a été détectée et quantifiée par des incubations isotopiques-¹⁵N. Ces incubations consistaient en 3 traitements: 1) addition de ¹⁵NH₄⁺, 2) addition de ¹⁵NH₄⁺ et ¹⁴NO₃⁻, 3) addition de ¹⁵NO₃⁻. Après addition des traitements, les bouteilles contenant les échantillons de sol ont été incubées pendant 12h à l'obscurité et à 16°C. Toutes les 3 heures, des prélèvements de gaz ont été réalisés et analysés pour déterminer la production de ²⁹N₂ (activité anammox) et ³⁰N₂ (activité de dénitrification). La contribution d'anammox à la production de N₂ (Fig. 4) est calculée comme suit: (²⁹N₂/(²⁹N₂+³⁰N₂))*100. Cette expérience a été conduite pour chaque traitement et profondeur en triplicatas. L'activité anammox a été mesurée ponctuellement au trois différentes saisons afin

de mieux comprendre la dynamique de ces bactéries.

3. Résultats et discussions

La présence de bactéries anammox a été démontrée dans certains milieux humides, les bords de lacs, l'aquifère poreux, le sol sur permafrost, les champs cultivés et dans des échantillons de sol associés avec des plantes nitrophiles (Tableau 1). Ces différents milieux reflètent des conditions spécifiques comme la présence de nitrate et d'une zone de fluctuation de la nappe d'eau. Ce résultat pourrait démontrer que la présence de bactéries anammox nécessite des exigences écologiques précises comme des conditions anoxiques à long terme et une concentration suffisante de nitrate. Les bactéries anammox n'ont pas été détectées dans tous les échantillons ou fractions de sol (tableau 1). Ceci peut indiquer soit une distribution hétérogène des bactéries anammox ou être le reflet de la limite de l'outil de détection utilisé.

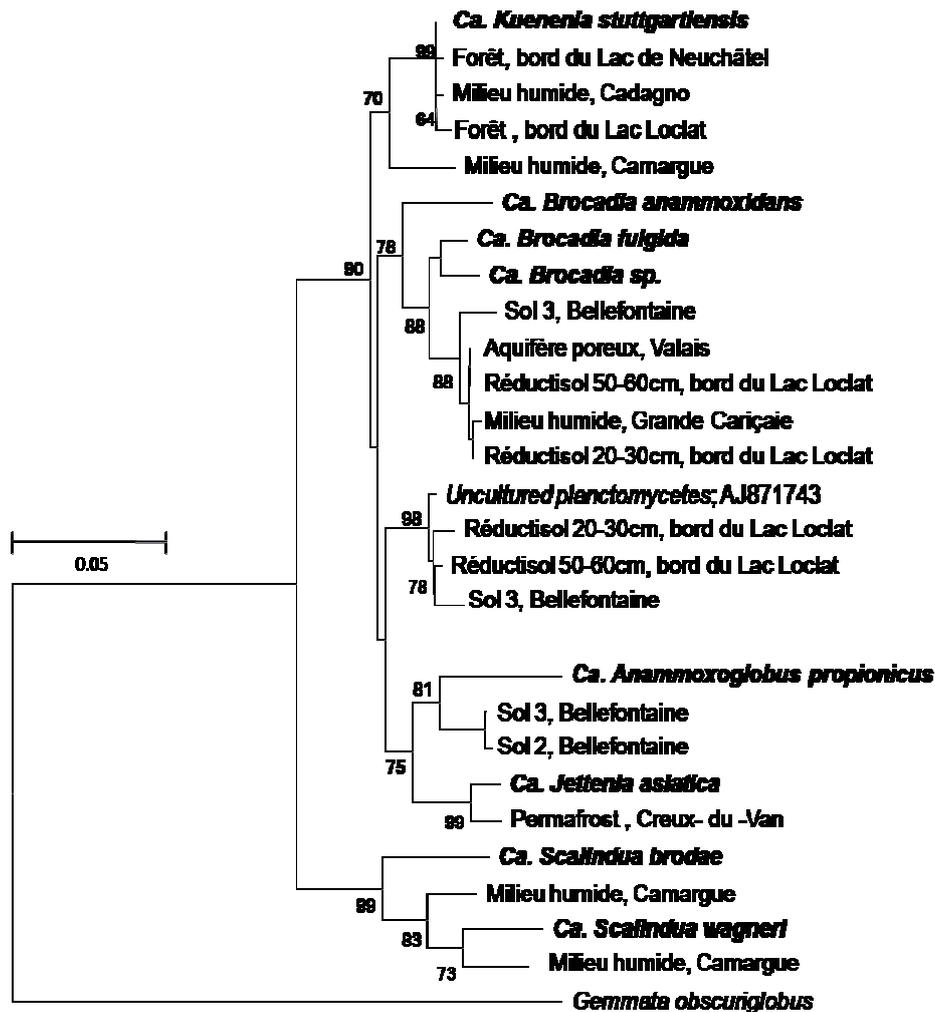


Figure 3 : Arbre phylogénétique construit à partir des séquences d'ADNr 16S (480 pb) provenant des différents écosystèmes terrestres (Tab.1).

Les cinq genres de bactéries anammox et deux groupes inconnus ont été détectés (Fig 3). La majorité des séquences de clones environnementaux (83%) a été affiliée à *Candidatus* 'Kuenenia' et 'Brocadia'. Ce résultat reflète une plus grande diversité dans les environnements terrestres que dans les milieux marins où seul le genre 'Scalindua' domine (SCHMID *et al.*,2007).

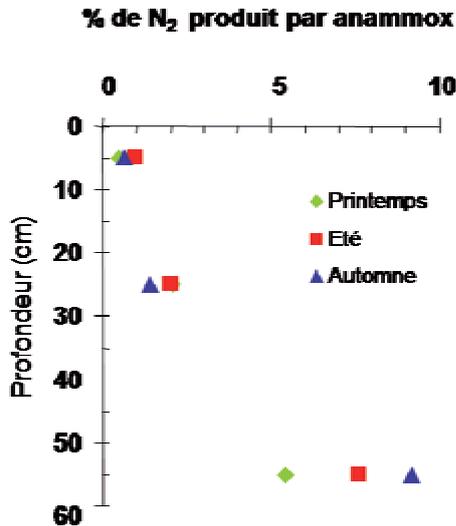


Figure 4 : Contribution d'anammox à la formation du N₂ total dans le profil du Réductisol pour les 3 différentes profondeurs (0-10, 20-30, 50-60cm) et les 3 saisons.

L'activité anammox a été détectée à différentes profondeurs du profil du Réductisol notamment à partir de la zone de transition oxygène-anoxique créée par le battement de la nappe (25-35 cm). Des variations de l'intensité de cette activité ont été observées à la fois en fonction de la profondeur et de la saison analysée. L'activité anammox augmentait avec la profondeur, et ce processus était plus actif dans les échantillons d'automne.

La production relative de N₂ par le processus anammox suit également ce schéma (Fig.4). En profondeur les conditions sont plus anoxiques (notamment de par la présence de la nappe d'eau), l'influence de l'activité racinaire des plantes est plus faible ainsi que celle des bactéries dénitrifiantes (ces dernières étant très souvent hétérotrophes (ZUMFT, 1997) leur activité dépend directement des productions racinaires), et de ce fait la compétition pour les composés azotés inorganiques y est moins importante. Leur disponibilité en profondeur est cependant dépendante, entre autre, des activités plus en surface et de la dégradation de la matière organique, cette dernière étant limitée dans les Réductisol. De ce fait et de manière générale, anammox contribue faiblement à la production de N₂ dans le Réductisol, soit moins de 10% du N₂

total produit (Fig.4). Dans cette étude, la dénitrification est donc le processus de production de N₂ dominant par rapport à anammox.

En conclusion, cette étude est l'une des premières à démontrer la présence de bactéries anammox dans différents écosystèmes terrestres et leur activité dans un Réductisol. A présent, des études plus détaillées, visant à augmenter le panel d'écosystèmes terrestres prospectés et à analyser de manière fine leurs physicochimies, amèneraient à une meilleure compréhension de la contribution et de l'interaction de du processus anammox dans le cycle d'azote terrestre.

4. Références

KUENEN JG. (2008). Anammox bacteria: from discovery to application. *Nat Rev Microbiol* **6**: 320-326.

KUYPERS MMM, LAVIK G, WOEBKEN D, SCHMID M, FUCHS BM, AMANN R *et al.* (2005). Massive nitrogen loss from the Benguela upwelling system through anaerobic ammonium oxidation. *Proc Nat Acad Sci U.S.A* **102**: 6478-6483.

LAM P, JENSEN MM, LAVIK G, MCGINNIS DF, MULLER B, SCHUBERT CJ *et al.* (2007). Linking crenarchaeal and bacterial nitrification to anammox in the Black Sea. *Proc Natl Acad Sci U S A* **104**: 7104-7109.

MULDER A, VAN DE GRAAF AA, ROBERTSON LA, and KUENEN JG. (1995). Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized-bed reactor. *FEMS Microbiol Ecol* **16**: 177-183.

RICH JJ, DALE OR, SONG B, and WARD BB. (2008). Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in Chesapeake Bay sediments. *Microb Ecol* **55**: 311-320.

SCHMID MC, RISGAARD-PETERSEN N, VAN DE VOSSENBERG J, KUYPERS MMM, LAVIK G, PETERSEN J *et al.* (2007). Anaerobic ammonium-oxidizing bacteria in marine environments: widespread occurrence but low diversity. *Environ Microbiol* **9**: 1476-1484.

SCHUBERT CJ, DURISCH-KAISER E, WEHRLI B, THAMDRUP B, LAM P, and KUYPERS MMM. (2006). Anaerobic ammonium oxidation in a tropical freshwater system (Lake Tanganyika). *Environ Microbiol* **8**: 1857-1863.

ZUMFT W.G. (1997): Cell biology and molecular basis of denitrification. *Microbiol Mol Biol Rev* **61** (4): 533-616.

Soil bacterial community structure reacts to compaction of forest soils with heavy logging machinery

Beat Frey^{*a}, Johann Kremer^b, Stéphane Sciacca^a, Dietmar Matthies^b, Peter Lüscher^a

^aForschungseinheit Bodenwissenschaften, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf, Schweiz, ^bLehrstuhl für Forstliche Arbeitswissenschaft und Angewandte Informatik, Technische Universität München, Am Hochanger 13, 85354 Freising, Deutschland

Zusammenfassung

Das Ziel unserer Studie war es, die funktionellen Beziehungen zwischen unterschiedlich verdichteten Fahrspuren, den von ihnen beeinflussten Lebensbedingungen sowie die Zusammensetzung von bakteriellen Lebensgemeinschaften in Waldböden zu untersuchen. Eine klare, einfache Typisierung der Verformung vorhandener Fahrspuren wurde anhand von optisch gut erkennbaren morphologischen Merkmalen erarbeitet. An Probepunkten mit typischer Ausprägung wurden bodenphysikalische Parameter erhoben und genetische Fingerprintanalysen durchgeführt. Erste Auswertungen auf der Pilotfläche Messen (Kanton Solothurn) zeigten, dass sich die bakteriellen Populationen unter den Fahrspuren mit starker Störung wesentlich von den Populationen in den ungestörten Bodenproben unterschieden. Diese Befunde standen in engem Zusammenhang mit nachweisbaren Bodenstrukturveränderungen und drastischen Reduktionen der Wasser- und Gasleitfähigkeiten in Fahrspuren. Diese Daten sollen helfen, Schwellenwerte abzuleiten, oberhalb derer sich ein Waldboden nach Verdichtung noch regenerieren kann.

Abstract:

Our goals were to determine the relationships between different levels of soil compaction, soil function and soil bacterial community structures. Visual rut classification representing a continuum of increased soil disturbance (traffic) was used to characterize compacted wheel tracks in our test forest site Messen (Canton Solothurn). Genetic profiling (T-RFLP) of DNA directly extracted from soils (undisturbed or compacted wheel tracks) was used to characterize the structures of soil bacterial communities in the different compacted wheel tracks and was related to soil physical factors. T-RFLP analysis demonstrated that soil bacterial community structures in severely compacted wheel tracks were changed compared to that of the uncompacted or lightly compacted soils. These changes were in accordance to modifications in the soil physical parameters. These basic data are important to determine threshold levels below there is no harmful effects on soil functions and soil bacterial communities after forest operations with heavy machinery.

Keywords: soil compaction; air permeability; bacterial community structure; genetic profiling

1. Introduction

Untimely traffic with heavy logging machinery often leads to irreversible damage of soil structure, soil aeration and infiltration (HORN et al. 2007; FREY et al. 2009). One important function of soil is the transmission of water and air, which directly affects root growth and soil bacterial communities. However, the links between soil compaction, soil functions and microbial characteristics are poorly understood in forest soils. Soil physical properties together with soil microbial characteristics are suggested to be integrative measures of soil quality factors (FREY and LÜSCHER 2008). Here, a forest site strongly disturbed by heavy machinery, was chosen to explore the relationships between different levels of compaction as documented by visual rut classification, losses of vital soil functions such as

water infiltration and gas exchange and community responses determined by terminal restriction fragment length polymorphism (T-RFLP) genetic profiling of the 16S rRNA genes (FREY et al. 2006).

2. Material and Methods

2.1. Test site and soil sampling

The study site Messen (Canton Solothurn) considerably suffered from forest operations with heavy forest equipment. Vegetation was a mixed forest dominated by *Fagus sylvatica* and *Picea abies*. Details of location, climate and soil characteristics are described in FREY et al. (2009). A visual rut classification system was

used to assess soil compaction that visually characterizes three classes (**Figure 1**). The classes represent a continuum of increased soil disturbance with increased traffic of heavy machinery from light (class I), moderate (class II)

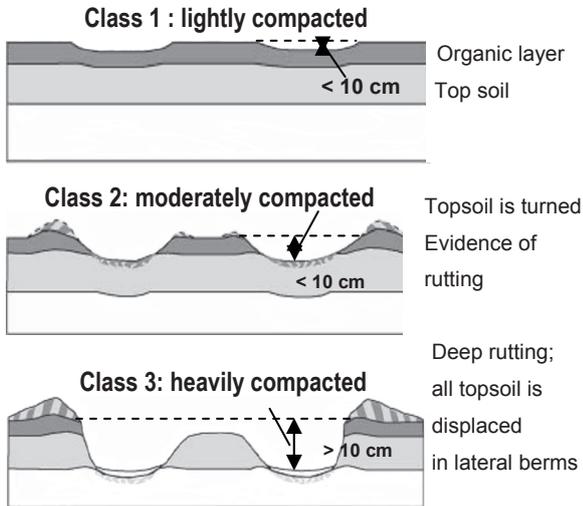


Figure 1. Visual assessment of compacted wheel tracks according to LÜSCHER et al. (2005).

and severe (class III). Soil in the vicinity of the compacted wheel tracks (< 3m) which has not been subjected to vehicular traffic was represented undisturbed controls (class 0; FREY et al. 2009). Soil physical and microbial characteristics were assessed 2 - 4 years after the traffic with heavy forest machinery. Within the forest site, twelve 5 x 5 m plots encountering wheel tracks of all soil disturbance conditions (three replicates each) were established. After removal of a thin litter layer when present, mineral soil from the center of the two wheel tracks (eight replicates per plot) at two soil depths (5-10 cm; 15-20 cm) was taken by inserting a soil corer (5 cm in diameter). Subsamples for microbiological analyses per plot and soil layer were combined, immediately cooled to 4°C and returned to the laboratory. A total of 24 samples from the forest site (12 plots x 2 depths) were sieved (2-mm) and processed the following day. For physical measurements 72 soil samples were collected (12 plots x 2 depths x 3 replicates) using steel corers of 100 cm³ (5 cm in height and 5 cm in diameter).

2.2. Soil physical measurements

Bulk density was determined gravimetrically after oven-drying at 105°C. Total pore volume (porosity) was determined as the mass difference between saturated and oven dried samples. Saturated water permeability (kf) was measured by means of an ICW soil water permeameter (model 09.02, Eijkelkamp Agrisearch Equipment, The Netherlands). Before measurement soil

samples had to be water saturated in a basin for 72 h. Air permeability (ki) was measured after each draining step (30 – 300 kPa) by using an air permeameter (model 08.07, Eijkelkamp Agrisearch Equipment, The Netherlands). The permeability values were classified as previously documented in the case of water conductivity (KUNTZE et al. 1994) and for air permeability (BRUGGENWERT et al. 1966).

2.3. DNA extraction and amplification of bacterial 16S rRNA gene fragments

For DNA extractions, 500 mg of fresh soil (three replicates per sample) was frozen in 1.3 ml of DNA extraction buffer (2% CTAB; 20 mM EDTA pH 8; 2 M NaCl; 100 mM Tris THAM pH 8; 2% PVP-40) and 750 mg of glass beads of 0.10–0.11 mm diameter (LAZZARO et al. 2006). Soil DNA was then prepared by a bead beating procedure (FREY et al. 2008). Bacterial 16S ribosomal RNA genes were amplified by the PCR using fluorescently labeled (6-FAM) forward primer 27f and unlabeled reverse primer 1378r according to the procedure described by FREY et al. (2006).

2.4. Terminal restriction fragment length polymorphism analysis (T-RFLP)

Purified PCR products were digested with the restriction endonuclease *MspI* and incubated overnight at 37°C. T-RFLP analyses were performed according to FREY et al. (2006) and T-RF fragments were resolved on an ABI Prism 310 Genetic Analyzer (Applied Biosystems). T-RFLP profiles were analyzed using Genotyper v3.7 NT (Applied Biosystems) with a signal threshold of 50 relative fluorescence units. Relative signal intensities within a profile were calculated by dividing signal intensities of each individual T-RF by the sum of all signal intensities in a profile (HARTMANN et al. 2005). This normalization procedure allowed to compare signal intensities among different samples. A principal component analysis (PCA) was used in order to better evaluate similarities between bacterial communities from different samples (compacted versus undisturbed). PCA was performed with a data matrix containing bacterial communities (sample) as rows and relative signal intensities of a T-RF as columns.

3. Results and Discussion

Machine passes, irrespective of the compaction level, considerably modified soil structural characteristics at two soil depths (5-to-10 cm; 15-to-20 cm). Traffic increased bulk density (BD) relative to the non-disturbed soil condition at the 5-to-10 cm soil depth by about 9% in the lightly, 11% in the moderately and 22% in the severely compacted wheel tracks (**Figure 2**). Soil compaction is suggested to be harmful if the

BD rises more than 15% (LACEY and RYAN 2000), as was the case on our forest sites in the severely compacted wheel tracks. However, a percentage increase in BD is relatively insensitive for assessing the ecological consequences of mechanical stress with regard to soil aeration and water infiltration which influence microbial habitats (HAKANSSON and LIPIEC 2000).

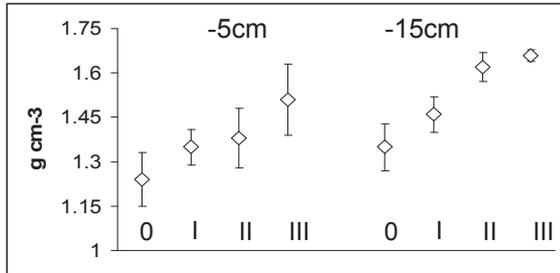


Figure 2. Dry bulk density (g cm^{-3}) in the different compacted wheel tracks at two soil depths (5-10 and 15-20 cm). Values are means and standard deviations. The four classes represent a continuum of increased soil disturbance with increased traffic of heavy machinery from class 0 (undisturbed; no traffic), class 1 (light), class 2 (moderate) to class 3 (severe).

The high hydraulic conductivities (k_f -values) of the undisturbed control samples reveal a well structured pore system at all sites (FREY et al. 2009). In contrast, wheel-traffic lowered water movement through the soil profile considerably at both soil layers. Following the rut classification from light to severe, k_f -values declined constantly to less than 10% compared to the original conductivity of undisturbed soils (**Figure 3**).

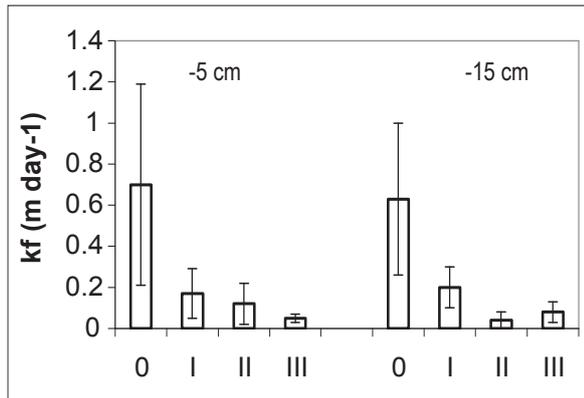


Figure 3. Saturated water conductivity k_f (m day^{-1}) in the different morphologically classified wheel tracks at two soil depths (5-10 cm and 15-20 cm). Values are means \pm standard deviation.

Reduced but still sufficient drainage capacity (KUNTZE et al. 1994) were mainly found for light and moderate compaction. In contrast, severe

compaction was characterized by very low water infiltration thereby increasing the risk of waterlogging in the ruts which is in agreement with SCHACK-KIRCHNER et al. (2007).

Compaction also had considerable impact on air permeability (k_i -values) at both soil layers (**Figure 4**). Due to the fact that both water and air transport through the soil rely on the same portion of pore volume, the coarse pore fraction, air permeability shows a similar pattern to the hydraulic conductivities. Again, a constant decrease was observed following the deformation levels at both soil depths. While k_i -values of light and (partly) moderate compaction do reach levels which guarantee a sufficient soil gas exchange, k_i -values from the severely compacted soil samples reveal far too low air permeabilities (BRUGGENWERT et al. 1966). Strongest impact was observed in the $k_{i60} > 50 \mu\text{m}$ pore size with a reduction to almost 100%, indicating that gas exchange ceased almost completely. Unfavorable soil gas composition with insufficient concentrations of oxygen may directly affect microbial habitats.

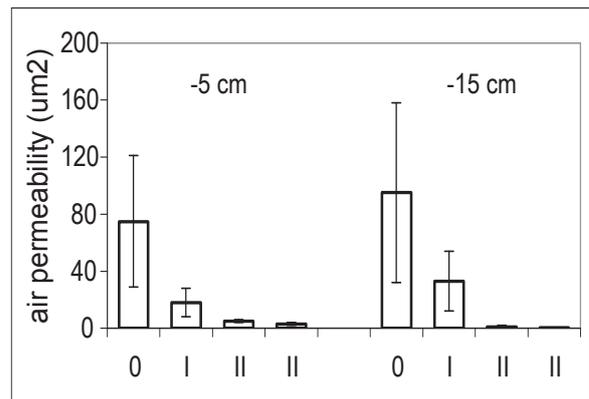


Figure 4. Air permeability (μm^2) in the different morphologically classified wheel tracks at two soil depths (5-10 cm and 15-20 cm). Values are means \pm standard deviation.

In fact, genetic profiling of DNA directly extracted from soils (undisturbed or compacted wheel tracks) together with multivariate statistics (principal component analysis) demonstrated that soil bacterial community structures in severely compacted wheel tracks (class III) were significantly changed compared to that of the uncompacted soils in both soil layers (**Figure 5**). A negative impact on soil bacterial communities from compaction in forest soils was also reported by others (SCHNÜRR-PUTZ et al. 2006; FREY et al. 2009). In contrast, bacterial community structures from lightly compacted wheel tracks were not significantly separated from the undisturbed control soils whereas bacterial community structures from moderately

compacted soils showed some variances in the responses from no to low effects on the bacterial community structures.

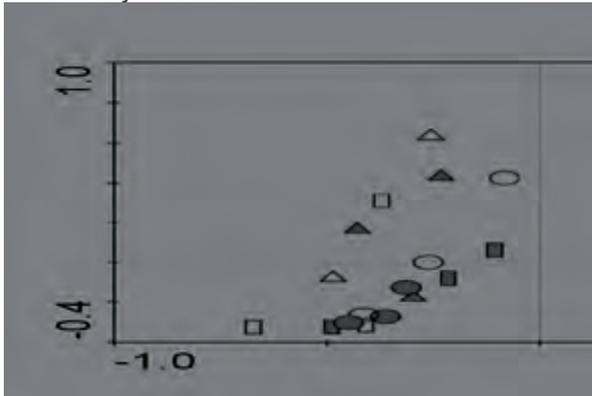


Figure 5. PCA score plot of the bacterial T-RFLP profiles from 5 cm (filled symbols) and 15 cm (open symbols) soil depth. The four compaction levels in the wheel tracks were: box: undisturbed; circles: lightly; triangles: moderately; squares: severely compacted soil samples. PCA 1: 33.2%; PCA 2: 11.8%.

In conclusion, following the rut classification from light to severe, saturated hydraulic conductivity and air permeability declined constantly to less than 10 % of the undisturbed controls. A low water infiltration in combination with a dramatically reduced gas exchange unquestionably led to an unfavorable soil gas composition in severely compacted traffic lanes. These basic data are important to determine adverse effects of soil compaction on long-term soil sustainability and to evaluate threshold values of soil disturbance for regulators where restoration measures to mitigate physically damaged soils have to be conducted.

Literatur

BRUGGENWERT, M.G.M., A. JANSE, and F. KOENIGS, 1966: *Algemene bodemkunde: kandidaats practicum: handleiding voor de proeven*, Wageningen, Landbouwhogeschool.

FREY, B., and P. LÜSCHER, 2008: Mikrobiologische Untersuchungen in Rückegassen. *LWF aktuell* 67, 5-7

FREY, B., J. KREMER, S. SCIACCA, D. MATTHIES, and P. LÜSCHER, 2009: Compaction of forest soils with heavy logging machinery affects bacterial community structure, *European Journal of Soil Biology* doi:10.1016/j.ejsobi.2009.05.006.

FREY, B., M. PESARO, A. RÜDT, and F. WIDMER, 2008: Dynamics of bacterial communities in bulk and poplar rhizosphere soil contaminated with heavy-metals, *Environmental Microbiology* 10, 1433–1449.

FREY, B., M. STEMMER, F. WIDMER, J. LUSTER, and C. SPERISEN, 2006: Microbial

characterization of a heavy metal-contaminated soil in a model forest ecosystem, *Soil Biology and Biochemistry* 38, 1745-1756.

HAKANSSON I., and J. LIPIEC, 2000: A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction, *Soil Tillage Research* 53, 71-85.

HARTMANN, M., B. FREY, R. KÖLLIKER, and F. WIDMER, 2005: Semi-automated genetic analyses of soil microbial communities: comparison of T-RFLP and RISA based on descriptive and discriminative statistical approaches, *Journal of Microbiological Methods* 61, 349-360.

HORN, R., J. VOSSBRINK, S. PETH, and S. BECKER, 2007: Impact of modern forest vehicles on soil physical properties, *Forest Ecology and Management* 248, 56-63.

KUNTZE, H., G. ROESCHMANN, and G. SCHWERDTFEGER, 1994: *Bodenkunde*, UTB, Eugen Ulmer Verl. Stuttgart.

LACEY, S.T., and P.J. RYAN, 2000: Cumulative management impacts on soil physical properties and early growth of *Pinus radiata*, *Forest Ecology and Management* 138, 321-333.

LAZZARO, A., M. HARTMANN, P. BLASER, F. WIDMER, R. SCHULIN, and B. FREY, 2006: Bacterial community structure and activity in different Cd-treated forest soils, *FEMS Microbiology Ecology* 58, 278-292.

LÜSCHER, P., O. THEES, F. FRUTIG, and S. SCIACCA, 2005: *Physikalischer Bodenschutz im Wald als Teil der Arbeitsqualität*, Bulletin BGS 28, 11 - 14.

SCHACK-KIRCHNER, H., P.T. FENNER, and E.E. HILDEBRAND, 2007: Different responses in bulk density and saturated hydraulic conductivity to soil deformation by logging machinery on a Ferralsol under native forest, *Soil Use Management* 23, 286-293.

SCHNÜRR-PUTZ, S., G. BAATH, G. GUGGENBERGER, H.L. DRAKE, and K. KÜSEL, 2006: Compaction of forest soil by logging machinery favours occurrence of prokaryotes, *FEMS Microbiology Ecology* 58, 503–516.

Das Mykorrhizainfektionspotential (MIP) zur Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit

Simon Egli

Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, CH-8903 Birmensdorf

Zusammenfassung

Mykorrhizapilze sind eine funktionell wichtige Gruppe von Bodenorganismen und aufgrund ihrer Bedeutung für das Pflanzenwachstum ein wichtiger biologischer Bestandteil der Bodenfruchtbarkeit. In Landwirtschaftsböden sind die sog. arbuskulären Mykorrhizapilze weit verbreitet. Sie spielen eine wichtige Rolle im Nährstoffkreislauf. Mit der vorliegenden Standardmethode MIP lässt sich die Aktivität dieser Pilze in einer Bodenprobe anhand eines Bioassay bestimmen. Die Standardmethode MIP eignet sich sowohl zur Beurteilung von anthropogenen Einflüssen auf den Boden, als auch um die Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungen zu überprüfen. Am Beispiel von Schiessplätzen konnte mit dieser Methode die Abhängigkeit des MIP vom Schwermetallgehalt des Bodens nachgewiesen werden.

Die Interpretierbarkeit der Messgrösse MIP ist heute noch schwierig, da Referenzwerte zu dieser Methode noch weitgehend fehlen. In einer kürzlich durchgeführten Pilotstudie an 20 Schweizer Landwirtschaftsböden konnte gezeigt werden, dass einige Standortfaktoren, unter anderem der Phosphorgehalt des Bodens, das MIP massgeblich beeinflussen. Andere Faktoren, wie Nutzungsart, pH-Wert, Tongehalt, die aus der Literatur als Einflussgrössen bekannt sind, haben sich dagegen als weniger oder nicht relevant erwiesen. Eine umfangreichere Untersuchung mit rund 100 Schweizer Landwirtschaftsböden ist geplant. Sie soll es erlauben, genauere Aussagen über die einzelnen Einflussfaktoren zu machen und sie soll eine Referenzwert-Basis schaffen zur Verbesserung der Interpretierbarkeit von MIP-Messwerten.

Abstract:

The mycorrhizal infection potential (MIP) as an indicator of soil quality

Mycorrhizal fungi are a functionally important group of soil organisms and due to their significance for plant growth an important element of soil quality. Arbuscular mycorrhizal fungi are ubiquitous inhabitants of agricultural soils, and they involve in cycling of elements such as phosphorus and carbon between soils and plants. With the bioassay MIP the infectivity of these fungi can be assessed in soil samples. Sieved soil is sown with leek and the proportion of roots colonized by arbuscular hyphae is determined after a defined growth period under standardized conditions.

The method is supposed to provide valuable input for judging of environmental compatibility of soil management practices and anthropogenic disturbances, as demonstrated in a study on heavy metal contaminated shooting range soils. A recently elaborated study of twenty agricultural soils of the Swiss midland indicated clear relationships between the MIP and site factors, above all the soil phosphorus concentration. However, several other soil parameters such as land use, pH, clay content had little explanatory value. Therefore, to provide more precise informations about the various factors involved, a much larger survey is planned, covering about 100 Swiss agricultural soils. This should provide a better basis for the interpretation of MIP-values.

Keywords: agricultural soil, arbuscular mycorrhiza, bioassay, infectivity, soil quality

Einleitung

Mykorrhizapilze sind ein wichtiger biologischer Bestandteil unserer Böden. Sie haben bereits vor Urzeiten die Pflanzen bei der Besiedlung terrestrischer Systeme begleitet und ihre funktionale Bedeutung für ihre Wirtspflanzen ist heute unumstritten (Smith & Read, 1983). Sie sind die eigentliche Schnittstelle zwischen Boden und Pflanze und wesentlich beteiligt beim Nährstofftransfer vom Boden in die Pflanze. In Wach-

stumsversuche mit und ohne Mykorrhizapilzen kann man experimentell sehr schön zeigen, dass Pflanzen mit Mykorrhizapilzen besser wachsen als ohne. In nährstoffarmen Böden kommt diese Funktion ganz besonders stark zum Tragen. Die Mycelien der Mykorrhizapilze erschliessen Bodenregionen, die für Pflanzenwurzeln nicht erreichbar sind und sie ermöglichen so eine effizientere Zuführung von Nährstoffen, welche für

das Pflanzenwachstum wichtig sind. Mykorrhizapilze bilden ein sensibles Netzwerk mit der Pflanze und dem Boden. Sie reagieren sensibel auf Umweltveränderungen und gewisse Schadstoffe, welche diese symbiotischen Gemeinschaft stören und in ihrer Funktionalität beeinträchtigen können. Mykorrhizapilze scheinen aus diesem Grund geeignete Indikatoren zu sein für die Beurteilung der Bodenqualität und den nachweis von allfälligen Störungen.

Aus diesen Gründen wurden vor einigen Jahren die Referenzmethoden der Eidg. Forschungsanstalten (FAL, 1996) um eine neue Methode erweitert, mit welcher sich die Aktivität von Mykorrhizapilzen in einer Bodenprobe anhand eines Biotests bestimmen lässt (B-MIP). Da zu dieser Methode erst wenige Vergleichswerte vorliegen, wurde im Rahmen der Arbeitsgruppe Vollzug Bodenbiologie (VBB) in Zusammenarbeit mit den Kantonen AG, BE, BL, FR, SG, SO eine Pilotstudie mit 20 Landwirtschaftsböden aus dem Schweizerischen Mittelland durchgeführt. Die MIP-Messwerte wurden mit rund 60 bodenchemischen, -physikalischen und -biologischen Parametern und Pflanzendaten in Beziehung gebracht. Die Studie soll einen Überblick geben über den MIP-Wertebereich in schweizerischen Landwirtschaftsböden und allfällige Zusammenhänge zwischen dem MIP und Standortfaktoren aufzeigen. Die Resultate dieser Pilotstudie sowie die Ergebnisse von Messungen des MIP auf schwermetallbelasteten Böden von Schiessplätzen sollen hier vorgestellt werden.

Methodik

Das Mykorrhizainfektionspotential MIP wird mit einem Biotests erhoben. Lauchsamen werden in feldfrische Bodenproben gesät und nach einer Wachstumsdauer von 60 Tagen unter standardisierten Bedingungen werden die Wurzeln geerntet und ausgewaschen. Unter dem Mikroskop wird die Häufigkeit von Hyphen und Vesikeln ausgezählt. Details der Methode finden sich im Methodenhandbuch der Eidg. Forschungsanstalten (FAL, 1996).

Studie auf den Schiessplätzen Zuchwil und Oberuzwil

Im Rahmen der Evaluation der Standardmethode zur Erfassung des Mykorrhizainfektionspotentials wurden in den beiden Schiessplätzen Zuchwil (Kt. SO) und Oberuzwil-Weiher (Kt. SG) das MIP an Bodenproben 2 m vor dem Schützenhaus, 14 m vor dem Schützenhaus (Feld) und aus dem Kugelfang gemessen. Die MIP-Werte waren am höchsten beim Schützenhaus, in einem mittleren Bereich im Feld und signifikant

tiefer im stark bleibelasteten Kugelfang (Abb. 1). Im Kugelfang des Schiessplatzes Zuchwil waren keine Mykorrhizapilze an den Wurzeln der Testpflanzen festzustellen. Dieses Ergebnis zeigt, dass Mykorrhizapilze durch Blei und eventuell andere Schwermetalle, die in hohen Konzentrationen im Boden des Kugelfangs gemessen wurden, wie Cu, Ni, or Sb, in ihrer Aktivität und Infektivität deutlich beeinträchtigt werden.

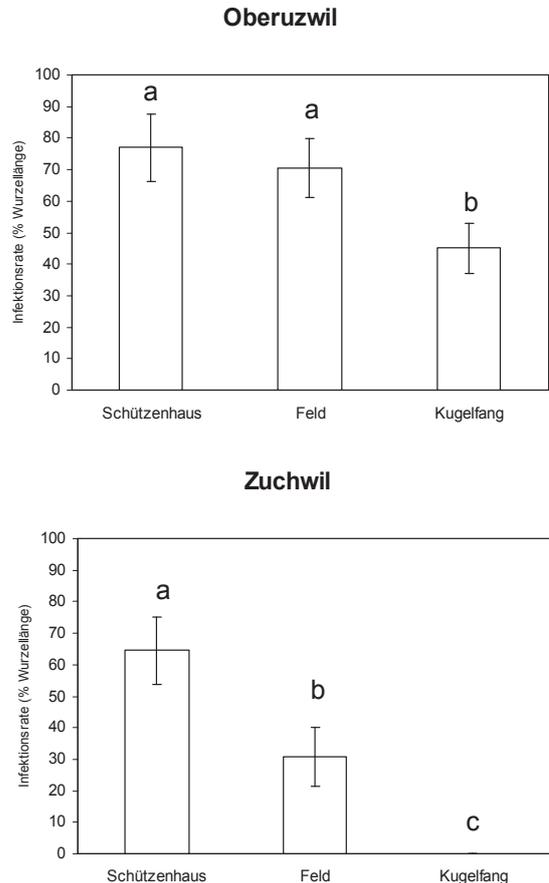


Abbildung 1: MIP-Werte von Lauchpflanzen auf Böden der Schiessplätze Zuchwil und Oberuzwil (n=10, mit Standardfehler, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede ($p < 0.05$)). Quelle: Klingel (1998) und Gamper (2000).

Pilotstudie in 20 Landwirtschaftsböden

20 landwirtschaftlich genutzte Böden aus dem schweizerischen Mittelland wurden ausgewählt und beprobt (Standardmethoden B-M-PN und B-PAL, FAL, 1996). 13 Beprobungen fanden im Frühjahr 2005 und 7 im Herbst 2005 statt. Die Bestimmung des Mykorrhizainfektionspotential erfolgte nach der Standardmethode B-MIP (FAL, 1996). Zusätzlich wurde das Spross-Trockengewicht bestimmt, sowie der Elementgehalt und

das C/N-Verhältnis der Sprosse. Folgende Bodenparameter wurden erhoben: die Basalatumung (B-BA-IS, Fal 1996), die mikrobielle Biomasse (B-B-HM), die Korngrößenverteilung, der pH, der Kalkgehalt, die potentielle Basensättigung und der Elementgehalt (total und pflanzenverfügbar mittels EDTA).

Die Besiedlung der Wurzeln der Testpflanzen mit arbuskulären Mykorrhizapilzen in den einzelnen Böden war signifikant unterschiedlich, der Besiedlungsgrad betrug zwischen 35% und 90%. Das heisst, dass sich die untersuchten

Böden in ihrem Mykorrhizainfektionspotential deutlich voneinander unterschieden. Zwischen dem Pflanzenwachstum und dem Mykorrhizainfektionspotential konnte jedoch kein Zusammenhang nachgewiesen werden (Abbildung 2).

Es gibt Böden, auf welchen Pflanzen sehr gut wachsen (z.B. Boden 13), die aber einen tiefen MIP-Wert haben. Umgekehrt gibt es Böden, auf welchen die Pflanzen sehr schlecht wachsen, die aber einen hohen MIP aufweisen (z.B. Boden 14).

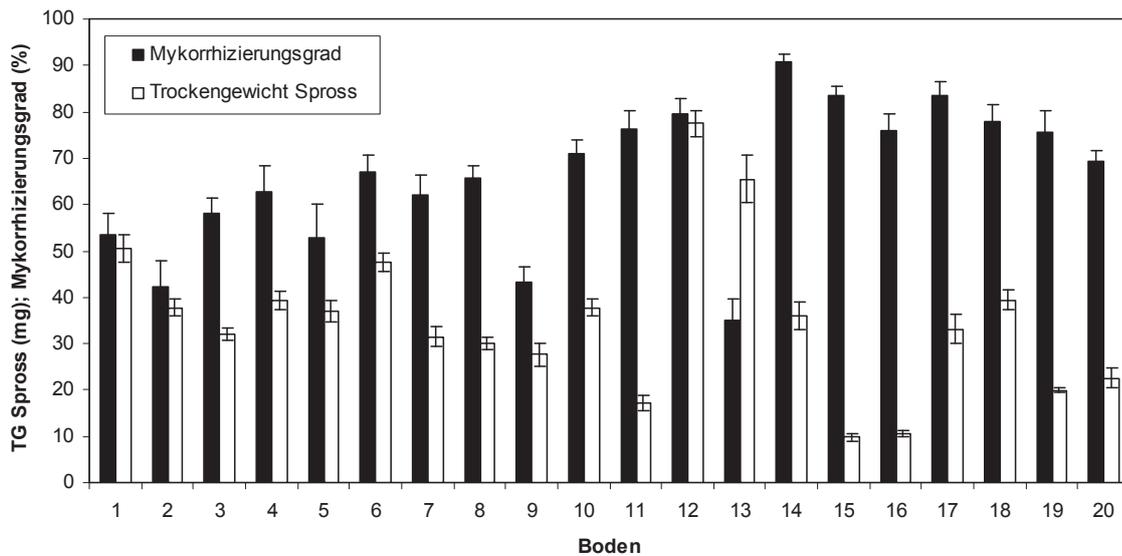


Abbildung 2: Sprossbiomasse der Lauchpflanzen und MIP-Wert (prozentualer Anteil der mit AM-Pilzen besiedelten Wurzellänge). Mittelwerte von je 10 Wiederholungen mit Standardfehler.

Die Sprossbiomasse (Trockengewicht) war signifikant positiv korreliert mit dem P- und N-Gehalt der Sprosse und negativ korreliert mit dem C-Gehalt der Sprosse. Der C-, Na-, und Zn-Gehalt im Spross war positiv korreliert mit dem Mykorrhizierungsgrad, der P- und Ba-Gehalt dagegen negativ (siehe Abbildung 3).

Von den gemessenen Bodeneigenschaften korrelierte der totale und der pflanzenverfügbare Phosphorgehalt hochsignifikant ($p < 0.001$) mit dem Mykorrhizierungsgrad: je höher der P-Gehalt im Boden, desto tiefer der Mykorrhizierungsgrad. Knapp signifikant korrelierte der Al- und der Cu-Gehalt, ebenfalls negativ.

Die Basalatumung und die mikrobielle Biomasse zeigten keine Korrelation mit dem Mykorrhizierungsgrad.

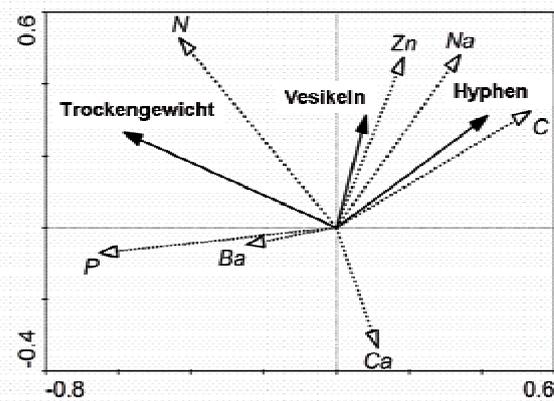


Abbildung 3: Redundanzanalyse des Zusammenhanges zwischen Sprossbiomasse und MIP-Wert (ausgezogene Linien und Fettdruck) und Spross-Elementgehalt (gestrichelte Linien, Kursivdruck).

Diskussion der Ergebnisse

Die Böden in unterschiedlicher Distanz zwischen Schützenhaus und Kugelfang zeigten zum Teil grosse Unterschiede im MIP. Auch die in der Pilotstudie getesteten 20 Böden zeigten eine grosse Bandbreite mit z.T. hochsignifikanten Unterschieden im MIP zwischen den einzelnen Böden. Das heisst, das Mykorrhizainfektionspotential scheint ein sensibler biologischer Bodenparameter zu sein, der grundsätzlich geeignet ist, um Unterschiede von Mykorrhizagesellschaften in Böden nachzuweisen. Sowohl bezüglich Belastung der Böden mit Schwermetallen, wie bezüglich der unterschiedlichen Bewirtschaftung. Allerdings muss man darauf hinweisen, dass wir heute noch über relativ wenige Grundlagen verfügen, um die funktionelle Bedeutung von unterschiedlichen MIP-Werten zu interpretieren. Vor allem die Frage, in welchen MIP-Wertbereichen die Funktionen der Symbiose noch erfüllt werden können und in welchen nicht mehr, kann heute noch nicht beantwortet werden. Die Analyse der vorliegenden Daten zeigt, dass auch Pflanzen, die in einem Boden mit einem relativ tiefen MIP-Werten wachsen, noch immer ein gutes Wachstum zeigen können.

Einzelne Bodenparameter scheinen das Mykorrhizainfektionspotential zu beeinflussen, allen voran die Verfügbarkeit von Phosphor im Boden. Das ist keine neue Erkenntnis, die Kausalität dieses Zusammenhangs ist jedoch nicht unbedingt trivial: es ist nicht klar, ob ein hoher Phosphorgehalt die Mykorrhizapilze direkt hemmt, oder ob Böden mit unterschiedlichem Phosphorgehalt auch unterschiedliche Mykorrhizagesellschaften enthalten, die ihrerseits für unterschiedliche Kolonisierungsraten verantwortlich sind. Erstaunlicherweise konnte kein Zusammenhang zwischen der Stickstoffverfügbarkeit im Boden und dem MIP-Wert nachgewiesen werden, obwohl ein solcher negativer Zusammenhang aus anderen Studien bekannt ist. Dasselbe gilt für den Boden-pH, den organischen Gehalt und die Bodenstruktur.

Diese Resultate zeigen erste Trends und lassen noch keine abschliessende Beurteilung der Zusammenhänge zwischen dem MIP und Standortfaktoren zu. Dazu war die Anzahl untersuchter Böden aus statistischer Sicht eindeutig zu klein im Verhältnis zur Anzahl der rund 60 getesteten Boden- und Pflanzenparameter. Eine umfangreichere Studie mit rund 100 Bodenproben ist geplant. Neben diesen deskriptiven Analysen sind zusätzlich gezielte experimentelle Untersuchungen nötig, um die Kausalität der Zusammenhänge zwischen MIP und Standorteigenschaften klären zu können.

Literatur

FAL, 1996: Schweizerische Referenzmethoden der Eidg. landwirtschaftlichen Forschungsanstalten. Band 2: Bodenuntersuchungen zur Standort-Charakterisierung. Forschungsanstalten ART und ACW.

GAMPER, H., 2000: Prüfung des Methodenentwurfs zur Bestimmung der Mykorrhiza-Aktivität anhand schwermetallbelasteter Landwirtschaftsböden. unpublizierter Projektbericht. 31 S.

KLINGEL, P., 1998: Die Eignung von nicht gestörten Bodenproben für die Bewertung von Mykorrhiza-Aktivität in verschiedenen belasteten Böden. Diplomarbeit, Inst. Pflanzenwissenschaften ETH, Zürich.

SMITH, S.E., D.J. READ, 1997: Mycorrhizal symbiosis, Academic press, London, pp 1-605

Mykorrhizapilze und Bodenstabilität im Rahmen ingenieurbioologischer Massnahmen

Frank Graf¹, Katrin Burri¹ & Albert Böll²

¹ WSL-Institut für Schnee- und Lawinenforschung SLF, CH-7260 Davos Dorf

² Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, CH-8903 Birmensdorf

Zusammenfassung

Fast alle Pflanzen sind auf die Symbiose mit Mykorrhizapilzen angewiesen. In degradierten Böden, insbesondere nach Rutschungen und Erosion, fehlen die relevanten Pilze jedoch häufig. Die kombinierte Anwendung von Pflanzen mit ihren Pilzpartnern erhöht den Erfolg ingenieurbioologischer Massnahmen wesentlich. Dank effizienterer Wasser- und Nährstoffversorgung erhöhen die Mykorrhizapilze vor allem Wurzelwachstum und Überlebenschancen ihrer Wirtspflanzen. Zudem sind die Pilze durch die Bildung von Aggregaten an der Stabilisierung der Bodenmatrix und Porenstruktur beteiligt. Dadurch werden Erosions- und Rutschanfälligkeit der Böden reduziert sowie die Nährstoff- und Wasserrückhaltekapazität erhöht. Experimente mit Moränenmaterial aus einem aktiven Rutschgebiet ergaben eine Verbesserung der Bodenstabilität durch intensivere Durchwurzelung. Im Vergleich zu unbehandelter Moräne, resultierte eine Erhöhung des Scherwinkels Φ' von ungefähr 5° .

Abstract: Mycorrhiza and soil stability in soil bioengineering

Mycorrhizal fungi are essential partners of nearly all plants. After severe soil degradation due to erosion and sliding processes, their natural sources are drastically reduced. The combined application of plants with their fungal partners considerably raises the success of soil bioengineering measures. Due to a more efficient water and nutrient supply, the fungi increase particularly root growth and survival of their hosts. The vast mycelia form soil aggregates and stabilise the soil matrix and pore structure required for a sufficient retention capacity of water and nutrients. Experiments with moraine of an ancient sliding area confirmed the improvement in soil stability particularly due to better rooting. An increase of about 5° was found in the angle of internal friction Φ' compared to untreated soil.

Keywords: mycorrhiza, root growth, soil stability, erosion control

1. Einleitung

Der Stellenwert von Pflanzen zum Schutz gegen Naturgefahren wurde schon früh erkannt und Grundlagen zu Methoden der Ingenieurbioologie schriftlich festgehalten (DUILE 1826, DEMONTZEY 1878). Die damaligen Techniken, insbesondere zur Stabilisierung oberflächennaher Bodenbewegungen, wurden den sich ändernden Bedürfnissen immer wieder angepasst, weiterentwickelt und sind heute in weiten Kreisen anerkannt (SCHIECHTL 1973, MORGAN und RICKSON 1995). Entsprechend finden diese Massnahmen vielerorts Verwendung und sind durch Artikel 19 des Waldgesetzes (WAG 1991) zum Teil vorgeschrieben.

Damit jedoch Pflanzen die von ihnen erwarteten Stabilisierungsfunktionen übernehmen können, müssen sie schnell und gut gedeihen. Unter den kargen Bedingungen auf abgerutschten Hängen haben aber selbst Pionierpflanzen Mühe, Fuss zu fassen. Die Diskrepanz zwischen ihren Ansprüchen und den tatsächlich vorhandenen Bedingungen beeinträchtigt die Anwachs- und Etablierungsphase zum Teil beträchtlich. Es sind daher vor allem unter extremen Gelände- und Klimabe-

dingungen immer wieder Rückschläge zu verzeichnen, da Pflanzungen vorwiegend aufgrund mangelnden Wurzelwachstums versagen und die Funktion der Bodenstabilisierung nicht erfüllen (BÖLL und GERBER 1986, BÖLL *et al.* 2008). Das steigende Bedürfnis nach Sicherheit sowie wirtschaftliche Überlegungen verlangen jedoch vermehrt konkrete Angaben zu Wirkung und Effizienz der Ingenieurbioologie und insbesondere der Vegetation.

Im Gegensatz zu technischen Konstruktionen fehlen für ingenieurbioologische Methoden fundierte Grundlagen, um die Wirkungsweise zu quantifizieren. Herkömmliche Modelle setzen klar definierte Bodenbedingungen voraus (SCHUPPENER 1994, SCHUPPENER und HOFFMANN 2000) oder repräsentieren die Verhältnisse im oberflächennahen Bereich nur unzureichend (WU 1984, POLLEN und SIMON 2005). Vegetationswirkungen werden daher in Stabilitätsberechnungen kaum angemessen berücksichtigt und der Einfluss auf den Sicherheitsgrad lässt sich bis heute rechnerisch kaum nachweisen (LANG *et al.* 1996). Im Konkurrenzkampf mit anderen, weniger naturnahen Methoden, erweist sich dieser Umstand als entscheidender Nachteil.

Dazu kommt, dass auch biologische Massnahmen nicht mehr vorbehaltlos als naturnah akzeptiert werden. Der Einsatz standortfremder Pflanzenarten sowie von Dünger und synthetischen Hilfsstoffen (PFLUG 1990) zur Förderung des oft mangelhaften Wachstums wird im Hinblick auf die Forderung nach natürlichen Massnahmen immer mehr in Frage gestellt.

Die Probleme des Pflanzen- und insbesondere Wurzelwachstums sowie der Quantifizierung von Vegetationswirkungen sind eng miteinander verknüpft. Für beide liegen vielversprechende Lösungsansätze im Bereich der Schnittstelle Boden-Pflanze unter Berücksichtigung von Mikroorganismen vor (MILLER und JASTROW 1992, GRAF und GERBER 1997). Fast alle im Lebendverbau eingesetzten Pflanzen leben mit Mykorrhizapilzen in Symbiose. Die Pilze übernehmen in dieser Partnerschaft unter anderem die Wasser- und Nährstoffversorgung ihrer Wirte und schützen diese vor pathogenen Angriffen und toxischen Substanzen (SMITH und READ 1997). Untersuchungen in den letzten Jahrzehnten haben zudem gezeigt, dass diese Pilze für den Aufbau widerstandsfähiger Bodenaggregate mitverantwortlich sind. Analysen verschiedener Böden ergaben eine positive Korrelation zwischen dem Anteil stabiler Bodenaggregate und der Hyphenlänge im Boden (MILLER und JASTROW 1992, DEGENS *et al.* 1996). Eine hohe Aggregatstabilität wiederum wirkt sich positiv auf das Wurzelwachstum der Pflanzen und somit allgemein auf die Bodenstabilität aus (BETHLENFALVAY *et al.* 1999, FREI *et al.* 2003).

Auf diese Erkenntnisse gestützt, haben BÖLL und GRAF (2001) einen neuen Ansatz für den Nachweis von Vegetationswirkungen bei oberflächennahen Bodenbewegungen entwickelt. Erstmals werden dabei die Vegetationswirkungen dem Scherwinkel Φ' zugeordnet. Nachfolgend werden Pflanzenwachstum und Aggregatstabilität im Rahmen ingenieurbiologischer Massnahmen unter dem Aspekt der Mykorrhiza erläutert und Zusammenhänge im Rahmen der Quantifizierung biologischer Wirkungen auf die Bodenstabilität aufgezeigt.

2. Wachsen und überleben

Fast alle Pflanzen leben unter natürlichen Bedingungen mit Mykorrhizapilzen in Symbiose (SMITH und READ 1997, EGLI und BRUNNER 2002). In dieser Lebensgemeinschaft übernimmt der Pilz unter anderem die Wasser- und Nährstoffversorgung der Wirtspflanze und ist den Wurzeln dabei weit überlegen. Das Pilzmycel durchdringt den Boden viel intensiver als es die Pflanzenwurzeln können. Zudem ist der Durchmesser der Pilzfäden (2-5 μm) verglichen mit jenen von Wurzelhaaren (15-20 μm) um ein Vielfa-

ches geringer, was Pilzen einen viel grösseren Porenraum erschliesst. Die Absorptionsfläche mykorrhizierter Wurzeln wird dadurch um bis zu fünfzig Mal grösser als jene nicht mykorrhizierter Wurzeln. Die verbesserte Wasser- und Nährstoffversorgung macht sich nicht nur ober-, sondern insbesondere auch unterirdisch bemerkbar (Abb. 1).

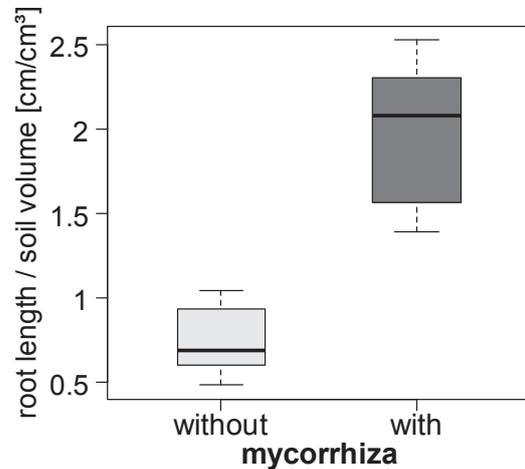


Abbildung 1: Wurzellänge pro Bodenvolumen [cm/cm^3] von *Alnus incana* inokuliert mit *Melanogaster variegatus s.l.* und unbehandelt nach 20 Wochen im Gewächshaus (FREI *et al.* 2002).

FREI *et al.* (2002) konnten nachweisen, dass das Wurzelwerk gegenüber nicht mykorrhizierten Pflanzen gefördert und somit die Etablierungsphase und das gesamte Wachstum der mykorrhizierten Pflanzen beschleunigt wird. Dadurch werden auch die Überlebenschancen von Keimlingen und Jungpflanzen erhöht, insbesondere unter extremen Umweltbedingungen (Abb. 2).

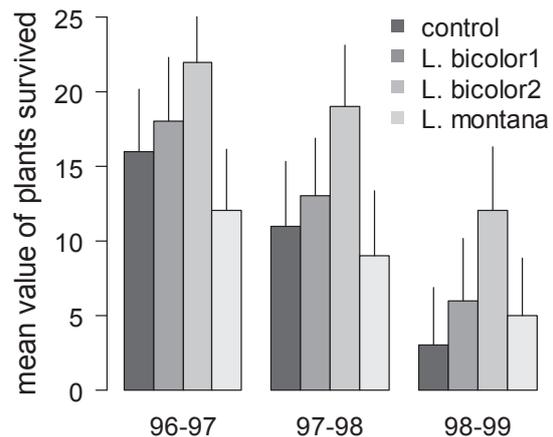


Abbildung 2: Überlebensraten von *Salix herbacea* (Krautweide), inokuliert mit verschiedenen Mykorrhizapilzen (*Laccaria bicolor*, *L. montana*) im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle nach 1, 2 und 3 Vegetationsperioden auf einer alpinen (2550 m.ü.M.) Skipistenplanie (GRAF *et al.* 2006).

Mykorrhizierte Pflanzen haben so vor allem auch in verdichteten Böden entscheidende Vorteile. NADIAN *et al.* (1996) fanden in ihren Experimen-

ten Unterschiede in der Nährstoffversorgung (Phosphor) von einem Faktor 2 bei geringem (10 kN/m^3) bis zu einem Faktor 3 bei hohem Trockenraumgewicht (16 kN/m^3).

Neben der Versorgung mit Wasser und Nährstoffen, schützen die Mykorrhizapilze die Wurzeln ihrer Pflanzenpartner zusätzlich vor der Aufnahme toxischer Stoffe sowie vor pathogenen Organismen (SMITH und READ 1997). Dazu besitzen Mykorrhizapilze verschiedene Möglichkeiten, gelöste toxische Metalle zu komplexieren und somit für die Pflanzen unschädlich zu machen (BRUNNER 2001). Dieser Pflanzenschutz ist bei der Renaturierung kontaminierter Böden, wie sie auf Mülldeponien und Abraumhalden sowie im Zusammenhang mit Bergbaufolgelandschaften zu finden sind, von grosser Bedeutung (HÜTTL und WEBER 2001, SINGH *et al.* 2002). Es gilt allerdings zu beachten, dass bezüglich der „Entgiftungskapazität“ eine Art- und Stoffabhängigkeit besteht. KOTTKE *et al.* (1998) haben herausgefunden, dass eine Kultur von *Xerocomus badius* eine hohe „Entgiftungskapazität“ für ihren Pflanzenpartner Fichte (*Picea abies*) bezüglich Eisen und Zink hat, jedoch nicht für Aluminium, welches seinerseits wiederum vom Mykorrhizapilz *Pi- ceirhiza gelatinosa* sehr gut komplexiert wird.

3. Bodenaggregation

Neuentstandene, oberflächennahe Bereiche rezenter Rutschungen, stark erosiver Böden sowie neuangelegter, geschütteter Böschungen sind die typischen Schauplätze für die Anwendung ingenieurbioologischer Massnahmen. Damit auf solchen Roh-, respektive degradierten Böden Pflanzenwachstum schnell einsetzt und sich langfristig eine Vegetationsdecke entwickelt, sind bodenbildende Vorgänge und der damit verbundene Aufbau eines intakten Nährstoffkreislaufes notwendig. Neben abiotischen Faktoren (Geologie, Topographie, Klima, Zeit) spielen insbesondere Bakterien und Pilze entscheidende Rollen. Pilze formen aus kleinsten organischen und anorganischen Bodenteilchen stabile Mikro- und Makroaggregate. Diese Festigung der Bodenmatrix und entsprechend des Porenraums erfolgt in mehreren Etappen. In einem ersten Schritt umgarnen die Pilzhyphen kleinste Bodenpartikel netzartig und packen diese mechanisch zu Aggregaten. Diese werden in einem nächsten Schritt durch das Ausscheiden wasserunlöslicher, Klebstoff ähnlicher Stoffwechselprodukte (Polysaccharide) chemisch verfestigt (TISDALL und OADES 1982, RILLIG und MUMMEY 2006, HARTGE 1985). Feld- und Laboruntersuchungen haben gezeigt, dass die Aggregatstabilität sowohl von losem Bodenmaterial als auch von solchem unter verschiedenen Vegetationstypen positiv mit der Hyphenlänge im Boden korreliert ist (MILLER und

JASTROW 1992). Zudem konnte nachgewiesen werden, dass durch die Zugabe von Mykorrhizapilzen zu reinem Moränenmaterial dessen Aggregatstabilität einerseits beträchtlich erhöht wird, andererseits diese von der jeweiligen Pilzart abhängen kann (GRAF und GERBER 1997, GRAF *et al.* 2006). Die Aggregatstabilität von Moränenmaterial wurde durch gleichzeitige Bepflanzung mit Weisserlen (*Alnus incana*) und Inokulation mit einer Schleimtrüffel (*Melanogaster variegatus s.l.*) signifikant erhöht (p -Werte < 0.001 , Abb. 3).

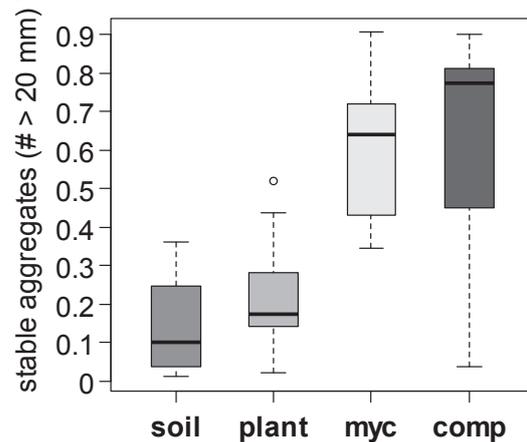


Abbildung 3: Aggregate $> 20 \text{ mm}$ von Moräne (Korngrösse $< 10 \text{ mm}$) unbehandelt (soil), bepflanzt mit *Alnus incana* (plant) und bepflanzt mit *Alnus incana* und mykorrhiziert mit *Melanogaster variegatus s.l.* (myc) bei einem Trockenraumgewicht von 15.5 kN/m^3 sowie unbehandelt bei 19 kN/m^3 (comp).

Ähnlich wie für die bodenmechanische Scherfestigkeit $\tau = c' + \sigma' \tan \Phi'$ (in LANG *et al.* 1996), gilt auch für die Aggregatstabilität eine positive Korrelation mit der Lagerungsdichte. Dieses Verhalten konnte sowohl bei künstlich im Labor hergestellten Proben (FREI *et al.* 2003) als auch bei ungestörten Feldproben nachgewiesen werden (BÖLL *et al.* 2008). Eine weitere Parallele zum Scherwinkel Φ' bildet die Tatsache, dass die Aggregatstabilität beplanzter und mykorrhizierter Bodenproben bei tiefer Lagerungsdichte ($\gamma \approx 15.5 \text{ kN/m}^3$) der Aggregatstabilität unbehandelter Bodenproben hoher Lagerungsdichte ($\gamma \approx 19.5 \text{ kN/m}^3$) entspricht (Abb. 3). Diese Zusammenhänge zwischen Bodenmechanik und Biologie sind insbesondere im Hinblick auf die Quantifizierung biologischer Effekte auf die Bodenstabilität von Bedeutung.

4. Hangstabilität

Bei stabilem Hangfuss kann in der Regel ein Hang oder ein Hangbereich, dessen Neigung β nicht grösser als der Scherwinkel Φ' des verwitterten (aufgelockerten) Bodenmaterials ist, mit biologischen Massnahmen allein stabilisiert werden. In der Praxis kann somit der Scherwinkel Φ'

des verwitterten Bodenmaterials häufig als die zulässige Hangneigung angenommen werden (BÖLL 1983, BÖLL und GRAF 2001).

Falls die Neigungen jedoch grösser sind als der Scherwinkel Φ' , besteht die Lösung entweder in einer Hangneigungsreduktion auf den Scherwinkel des verwitterten Bodenmaterials und rein biologischen Massnahmen oder aber in einer Kombination von technischen und biologischen Massnahmen (Ingenieurbiologie). Aus praktischen Gründen kommt die erste Variante nur selten in Frage (BÖLL 1997). Bei der kombinierten Variante ist zunächst abzuklären, ob es sich bei den zu erwartenden Bodenbewegungen um oberflächennahe oder um tiefgründige handelt. Im Rahmen der nachfolgenden Ausführungen werden nur Erstere in Betracht gezogen.

Untersuchungen an der WSL (FREI *et al.* 2003, GRAF *et al.* 2009) haben ergeben, dass sich die Einflüsse der Vegetation auf die Bodenstabilität als eine Zunahme im Scherwinkel ausdrücken lassen. Dies wurde für Moränenmaterial an Laborproben in Triaxialversuchen gezeigt. Nach einer Wuchszeit von fünf Monaten wiesen mit Weisserlen (*Alnus incana*) bepflanzte Proben gegenüber unbehandelten Bodenproben bei einem Trockenraumgewicht von ca. 15.5 kN/m^3 eine Zunahme im Scherwinkel Φ' von etwa 5° auf. Im Weiteren liegt der Scherwinkel der bepflanzten Proben (39.4°) bei einem Trockenraumgewicht von ca. 15.5 kN/m^3 etwa gleich hoch wie bei unbehandelten Proben (40.1°) bei einem Trockenraumgewicht von ca. 19.0 kN/m^3 (Abb. 4).

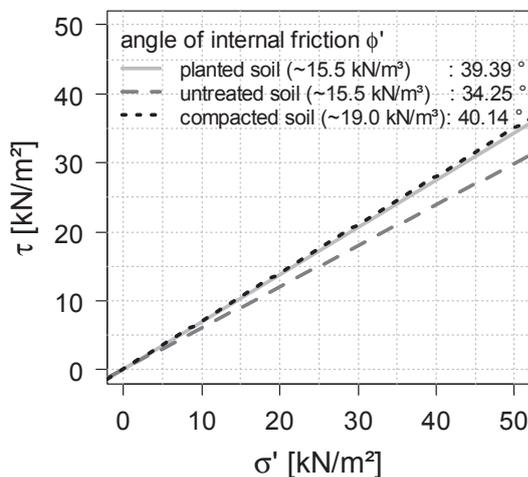


Abbildung 4: Scherwinkel Φ' von Moränenmaterial (Korngrösse $< 10 \text{ mm}$) unbehandelt (untreated) bepflanzt mit *Alnus incana* (planted) und bei einem Trockengewicht von 15.5 kN/m^3 sowie unbehandelt und verdichtet (compacted) bei einem Trockengewicht von 19 kN/m^3 (GRAF *et al.* 2009).

Die Zusammenhänge zwischen Scherwinkel Φ' , Trockenraumgewicht γ und Pflanzenwirkungen widerspiegeln die Resultate aus den Aggregatstabilitätsversuchen sehr gut und ermöglichen somit die Quantifizierung biologischer Massnah-

men auf die Bodenstabilität im bodenmechanischen Sinn.

5. Diskussion

In Abhängigkeit der Intensität von Erosions- und oberflächennahen Rutschungsprozessen werden neben den Pflanzen auch die Mykorrhizapilze in Mitleidenschaft gezogen. Als Folge davon kann das natürliche Mykorrhiza-Infektions-Potential (MIP) drastisch sinken und zu einem stark eingeschränkten Regenerationsvermögen führen (AMARANTHUS und TRAPPE 1993). Solche Böden sind im Hinblick auf die natürliche Wiederbesiedlung von der Einwanderung aus intakten Regionen der näheren Umgebung abhängig. Die Pflanzenarten der Nachbarschaft und deren "Inokulum-Reservoir" entsprechen allerdings nicht notwendigerweise den Anforderungen für die mittel- und langfristige Wiederbesiedlung von Erosions- und Rutschungsflächen. Es fehlen oft die geeigneten Pionierpflanzen und somit auch die entsprechenden Pilzpartner, da nicht jeder Mykorrhizapilz mit jeder Pflanzenart eine funktions-tüchtige Symbiose bildet. Zudem ist das Vorkommen vieler Mykorrhizapilze Sukzessionsprozessen unterworfen, insofern mehrjährige Pflanzenpartner in der Juvenilphase mit anderen Pilzen in Symbiose leben als im Adultstadium (LAST *et al.* 1983, GRAF 1994). Die Berücksichtigung von ausgewählten Mykorrhizapilzen im Rahmen ingenieurbiologischer Massnahmen ist deshalb wichtig und empfehlenswert, insbesondere im Hinblick auf gutes Wurzelwachstum, eine schnelle Etablierung einer schützenden Vegetationsdecke und auf die Entwicklung einer langfristig stabilen Bodenstruktur.

Im Zusammenhang mit den Unwettern 2005 (BÖLL *et al.* 2008) haben sich rein biologische Stabilisierungs-Massnahmen insgesamt sehr gut bewährt. Besonders beeindruckend war ihre Wirkung an Hangpartien, deren Neigung steiler war als der eigentlich zulässige Scherwinkel des aufgelockerten Bodenmaterials. Die im Rahmen von Laboruntersuchungen erzielten Resultate bezüglich der Zunahme des Scherwinkels durch die Vegetation um ca. 5° wurden bestätigt und teilweise noch übertroffen (BÖLL *et al.* 2008, 2009, GRAF *et al.* 2009). Bei unbepflanzten Böden sind derart steile Neigungen nur bei hoher Lagerungsdichte (Raumgewicht ca. 19 kN/m^3) möglich und stellen dann einen temporären Zustand dar, da die Lagerungsdichte durch Verwitterung und Auflockerung wieder abnimmt. Bei den mit biologischen Massnahmen geschützten Oberflächen nahm die Lagerungsdichte zwar ebenfalls ab (auf durchwurzelbare ca. 15 kN/m^3), die Neigungen blieben jedoch erhalten. Dieses Phänomen konnte in allen Untersuchungsgebieten festgestellt werden, mit Zunahmen des Scherwinkels um

4-7°, bei gleichzeitiger Abnahme der Lagerungsdichte um 3-5 kN/m³ (BÖLL *et al.* 2008). Zusätzlich war die Zunahme der Hangstabilität positiv mit dem Mykorrhizierungsgrad sowie der Wurzellänge korreliert (BURRI 2006).

Aus Feld- und Laboruntersuchungen kann zudem geschlossen werden, dass biologische Massnahmen schon nach kurzer Zeit die Hangstabilität massgeblich erhöhen und einem Ereignis wie jenem von 2005 standhalten (BÖLL *et al.* 2008, FREI *et al.* 2003, GRAF *et al.* 2009). Wichtige Voraussetzungen dazu sind standortangepasste, artenreiche Bepflanzungen unter Berücksichtigung der natürlichen und sich gegenseitig beeinflussenden Entwicklung von Vegetation und Boden (GRAF *et al.* 2006). Die Initialisierung und Unterstützung essentieller Rhizosphärenprozesse und eine gute Durchwurzelung bilden die Basis des Erfolgs. Die Stabilität der Aggregatstruktur kann in diesem Zusammenhang und im allgemeinen Rahmen ingenieurbioologischer Massnahmen als integrales Mass für die biologischen Wirkungen auf die Bodenstabilität im oberflächennahen Bereich interpretiert werden (BÖLL und GRAF 2001, BURRI *et al.* 2009).

Es kann vermutet werden, dass relative Aggregatstabilitäten über 50% (als 100% gilt der Median der Standort angepassten, stabilen Klimaxgesellschaft), welche je nach Rahmenbedingungen schon innerhalb von drei Jahren erreicht werden, die langfristige Stabilität erhöhen können (BÖLL *et al.* 2008). In Kombination mit dem Pflanzendeckungsgrad, dürfte die Aggregatstabilität ein guter Indikator, respektive ein geeigneter Kontrollparameter für den Einfluss der Vegetation auf die Bodenstabilität sein (BÖLL *et al.* 2008, 2009). Zudem lassen sich damit entsprechend Aussagen über die Sicherheit von Hängen gegen Abgleiten, respektive zur Anfälligkeit gegenüber Erosionsprozessen im oberflächennahen Bereich machen.

Basierend auf unseren Untersuchungen über Aggregatstabilität und zur Scherfestigkeit (FREI *et al.* 2003, BÖLL *et al.* 2009, BURRI *et al.* 2009, GRAF *et al.* 2009) können die biologischen Wirkungen auf die Bodenstabilität als eine virtuelle Erhöhung der Bodendichte (Trockenraumgewicht) interpretiert werden. Dieses "virtuelle Resultat" entspricht im Falle des Untersuchungsgebiets "Schwandrübi" (BÖLL *et al.* 2008, 2009, BURRI *et al.* 2009) einer realen Erhöhung des Scherwinkels Φ' um mindestens 5°. Aus herkömmlichen Stabilitätsberechnungen, die auf reinem Bodenmaterial (GW-GC nach SN 670 010b, 1999) beruhen und somit die Vegetationswirkungen nicht berücksichtigen, resultiert ein maximaler Böschungswinkel β von 33° (± 3). Werden ingenieurbioologische Massnahmen fachmännisch ausgeführt und standortangepasste Pflanze-Pilz-Kombinationen verwendet, so kann im vorliegenden Fall für den oberflächennahen Bodenbereich

ein mittel- bis langfristig stabiler Böschungswinkel von bis zu 40° angenommen werden.

Die Zusammenhänge zwischen Mykorrhiza, Wurzellänge, Aggregatstabilität und Scherwinkel Φ' sind im Hinblick auf die Stabilisierung und Entwicklung degradierter Böden von grosser Bedeutung. Durch die Berücksichtigung sorgfältig ausgewählter Mykorrhizapilze im Rahmen ingenieurbioologischer Massnahmen, kann die Etablierungsphase einer funktionellen Vegetation verkürzt, die Standortverhältnisse allgemein verbessert und die Bodenstabilität langfristig erhöht werden.

Literaturverzeichnis:

- AMARANTHUS, M.P. und J.M. TRAPPE, 1993: Effects of erosion on ecto- and VA-mycorrhizal inoculum potential of soil following forest fire in southwest Oregon. *Plant and Soil* 150: 41-49.
- BETHLENFALVAY, G.J., I.C. CANTRELL, L. MIHARAK, and R.P. SCHREINER, 1999: Relationships between soil aggregation and mycorrhizae as influenced by soil biota and nitrogen nutrition. *Biol. Fertil. Soils* 28: 356-363.
- BÖLL, A. 1983: Lebendverbau bei der Sanierung von steilen Hängen. *Schweiz. Z. Forstwes.* 3: 167-177.
- BÖLL, A. 1997: Wildbach- und Hangverbau. *Ber. Eidg. Forsch.anst. Wald Schnee Landsch.* 343: 1-123.
- BÖLL, A., K. BURRI, und F. GRAF (2008): Hang- und Böschungsstabilisierung. In: BEZZOLA, G.B. und HEGG, C. (Hrsg.): Ereignisanalyse Hochwasser 2005. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Eidg. Forsch.anst. WSL, S. 222-234.
- BÖLL, A. und F. GRAF, 2001: Nachweis von Vegetationswirkungen bei oberflächennahen Bodenbewegungen – Grundlagen eines neuen Ansatzes. *Schweiz. Z. Forstwes.* 1: 1-11.
- BÖLL, A., K. BURRI, W. GERBER, and F. GRAF, 2009: Long Term Studies on Joint Technical and Biological Measures. *For. Snow Landsc. Res.* 82: 9-32.
- BÖLL, A. und W. GERBER, 1986: Massgebende Gesichtspunkte im Lebendverbau. *Bündner Wald* 8: 43-50.
- BRUNNER, I., 2001: Ectomycorrhizas: their role in forest ecosystems under the impact of acidifying pollutants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 1: 13-27.
- BURRI, K. (2006): Boden-Aggregatstabilität als Parameter zur Quantifizierung von Vegetationswirkungen auf oberflächennahe Bodenbewegungen. Diplomarbeit Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, 110 S.
- BURRI, K., F. GRAF, and A. BÖLL, 2009: Revegetation measures improve soil aggregate stability: A case study of a landslide area in central Switzerland. *For. Snow Landsc. Res.* 82: 45-60.

- DEGENS, B.P., G.P. SPARLING, and L.K. AB-BOTT, 1996: Increasing the length of hyphae in a sandy soil increases the amount of water-stable aggregates. *Appl. Soil Ecol.* 3: 149-159.
- DEMONTZEY, P. (1878): Etude sur les travaux de reboisement et de gazonement des montagnes. Imprimerie Nationale, Paris, 421 S.
- DUILE, J. (1826): Über Verbauung der Wildbäche in Gebirgs-Ländern, vorzüglich in der Provinz Tirol und Vorarlberg: zum Gebrauche für Bau- und Forstbeamte, Obrigkeiten, Seelsorger und Gemeinds-Vorstände. Innsbruck, 180 S.
- EGLI, S. und I. BRUNNER, 2002: Mykorrhiza. Merkblatt für die Praxis, WSL, 35: 8 pp.
- FREI, M., A. BÖLL, F. GRAF, H.R. HEINIMANN, und S. SPRINGMANN (2003): Quantification of the influence of vegetation on soil stability. In: LEE, C. and THAM, L. (eds.): Slope Engineering: Proc. Int. Conf., Dept. of Civil Engineering, University of Hong Kong, pp. 872-877.
- FREI, M., F. GRAF, und A. BÖLL, 2002: Mykorrhiza und Bodenstabilität. *Ingenieurbilogie* 3: 5-10.
- GRAF, F., M. SCHWARZ, and A. BÖLL (2006): Use and importance of mycorrhiza in site-specific restoration. In: KRAUTZER, B. und HACKER, E. (eds.): Soil Bioengineering: ecological restoration with native plants and seed material, Gumpenstein, 5-7 September 2006.
- GRAF, F. und W. GERBER, 1997: Der Einfluss von Mykorrhizapilzen auf die Bodenstruktur und deren Bedeutung für den Lebendverbau. *Schweiz. Z. Forstwes.* 11: 863-886.
- GRAF, F., 1994: Ecology and sociology of macrofungi in snow-beds with *Salix herbacea* L. in the alpine Valley of Radönt (Grisons, Switzerland). *Diss. Bot.* 235: 1-242.
- GRAF, F., M. FREI, and A. BÖLL, 2009: Effects of vegetation on the angle of internal friction of a moraine. *For. Snow Landsc. Res.* 82: 61-78.
- HARTGE, K.H. (1985): Wechselbeziehung zwischen Pflanze und Boden bzw. Lockergestein unter besonderer Berücksichtigung der Standortverhältnisse auf neu entstandenen Böschungen. In: BOEMINGHAUS, D., LIMPET, K. und PFLUG, W. (Hrsg.): Wurzelwerk und Standsicherheit von Böschungen und Hängen. Sepia Verlag, Aachen, 23-34.
- HÜTTL, R.F. and E. WEBER, 2001: Forest ecosystem development in post-mining landscapes: a case study of the Lusatian lignite district. *Naturwissenschaften* 88: 322-329.
- KOTTKE, I., X.M. QIAN, K. PRITSCH, I. HAUG, and F. OBERWINKLER, 1998: *Xerocomus badius* – *Picea abies*, an ectomycorrhiza of high activity and element storage capacity in acidic soil. *Mycorrhiza* 7: 267-275.
- LANG, H.J., J. HUDER, und P. AMANN (1996): Bodenmechanik und Grundbau, Springer Verlag, Berlin, 278 S.
- LAST, F.T., P.A. MASON, J. WILSON, and J.W. DEACON, 1983: Fine roots and sheathing mycorrhizas: their formation, function and dynamics. *Plant and Soil* 71: 9-21.
- MILLER, R.M. and J.D. JASTROW, 1992: The application of VA mycorrhizae to ecosystem restoration and reclamation. In: ALLEN, M.J. (ed.): Mycorrhizal functioning. Chapman & Hall, New York & London, 438-467.
- MORGAN, R.P.C. and R.J. RICKSON (1995): Slope stabilization and erosion control: a bio-engineering approach. Spon, London, 274 S.
- NADIAN, H., S.E. SMITH, A.M. ALSTON, and R.S. MURRAY, 1996: The effect of soil compaction on growth and P uptake by *Trifolium subterraneum*: interactions with mycorrhizal colonisation. *Plant Soil* 182: 39-49.
- PFLUG, W. (1990): Ingenieurbilogie – Hilfsstoffe im Lebendverbau. Selbstverlag Gesellschaft für Ingenieurbilogie e.V., Aachen Jahrbuch 5, 252. S.
- POLLEN, N., and A. SIMON, 2005: Estimating the mechanical effects of riparian vegetation on stream bank stability using a fibre bundle model. *Water Resources Research* 41, W07025, doi: 10.1029/2004WR003801.
- RILLIG, M.C. and D.L. MUMMEY, 2006: Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist* 171, 41-53.
- SCHIECHTL, H.M. (1973): Sicherungsarbeiten im Landschaftsbau. Callwey, München, 244 S.
- SCHUPPENER, B., 1994: Die statische Berechnung der Bauweise Lebend Bewehrte Erde. *Geotechnik* 4: 204-213.
- SCHUPPENER, B. und J. HOFFMANN, 2000: Wirkungsweise von Gehölzen zur Stabilisierung von Hängen und Böschungen. *Ingenieurbilogie* 2: 47-53.
- SINGH, A.N., A.S. RAGHUBANSHI, and J.S. SINGH, 2002: Plantations as a tool for mine spoil restoration. *Current Science* 12: 1436-1441.
- SMITH, S.E. and D.J. READ (1997): Mycorrhizal symbiosis. Academic Press, London, 605 S.
- SN 670010b (1999): Bodenkennziffern. Labormethode mit Klassifikation nach USCS. Vereinigung Schweizer Strassenfachleute VSS, Zürich, 13 S.
- TISDALL, J.M. and J.M. OADES, 1982: Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33: 141-163.
- WAG 1991: Bundesgesetz über den Wald (Waldgesetz, WaG), vom 4. Oktober 1991, SR 921.0.
- WU, T.H., 1984: Effect of vegetation on slope stability. *Transport. Res. Rec.* 965: 37-46.

Role and dynamics of calcium oxalate production by selected Fungi

Guggiari Matteo^{2,1}, Bloque Raphaël¹, Aragno Michel¹, Verrecchia Eric², Job Daniel¹

¹ University of Neuchâtel, Institute of Biology, Microbiology Laboratory, CH-2009 Neuchâtel, Switzerland.

² University of Lausanne, Institute of Geosciences and Paleontology, Biogeosciences Laboratory, CH-1015 Lausanne, Switzerland.

Résumé

Rôle et dynamique de la production d'oxalates de calcium par des champignons sélectionnés

Les oxalates de calcium (CaOx) ne s'accumulent pas dans les archives archéologiques mais ils se trouvent localement dans le sol et le bois, leur présence en milieu naturel implique une importance potentiellement haute dans des processus geomycologiques tels que la voie oxalate-carbonate, pourtant leur rôle est encore largement inconnu.

Pour progresser dans notre compréhension du rôle des champignons dans la voie oxalate-carbonate nous avons investigué leur rôle dans la formation des CaOxs ainsi que la dynamique de production des CaOxs.

Les CaOx sont produits par supersaturation de deux composés : l'acide oxalique et le calcium. L'acide oxalique est libéré par les champignons métaboliquement actifs. Sa concentration dépend du métabolisme fongique. Le deuxième composé est le calcium mais il n'est pas clair d'où il provient.

Abstract

Calcium oxalate crystals (CaOx) do not accumulate in the geological record though they are locally found in soil and wood. Their presence in the natural environment has a potentially high importance for geomycological processes such as the oxalate-carbonate pathway, though their role is still largely unknown. To further understand the fungal role in the oxalate-carbonate pathway, we studied their role in the formation of CaOx as well as the fungal dynamics of CaOx crystal production.

CaOx crystals are produced by supersaturation from two compounds: oxalic acid and calcium. The oxalic acid is released by metabolically active fungi. Its concentration relies on fungal metabolism. The origin of the second compound, calcium, is still unclear.

Keywords: fungi, calcium, oxalate

Introduction

This study is the first step to analyze the magnitude of a "fungal pathway" i.e. the fungal participation in fluxes from atmospheric CO₂ to CaCO₃, via the formation and oxidation of calcium oxalate (BRAISSANT et al. 2002, BRAISSANT et al. 2004, CAILLEAU et al. 2004, CAILLEAU et al. 2005, VERRECCHIA et al. 2006, ARAGNO et al. 2009). Oxalate oxidation, another aim of the project, is performed by oxalotrophic bacteria. Biomineralisation is the phenomenon of crystal formation operated by living organisms. A wide array of minerals can be formed, among them calcium oxalate (CaOx). The CaOx is precipitated during supersaturation from both oxalic acid, which is produced by the fungus, and calcium, which is found in the environment. We have investigated CaOx fungal biomineralisation because Fungi are known as efficient CaOx producers (ARNOTT 1995, DUTTON and EVANS

1996). We also have characterized the CaOx kinetics and modality of production. CaOx presence in the field is acknowledged in wood and soils (GRAUSTEIN et al. 1977) but do not accumulate in the geological record. The presence of CaOx in the natural environment has a potentially high importance for geomycological processes, which have been underestimated up to now. This first study has been accomplished in the laboratory. The in vitro fungal formation of CaOx crystals has been reported on several occasions as a mere fact (GRAUSTEIN 1977, ARNOTT 1995, KOLO and CLAEYS 2005). We investigated the living control on the crystal production operated by the fungus and the fungal physiology involved in the crystal production (i.e. oxalic acid production) as well as calcium transport along the mycelium.

Material and methods

A screening allowed us to estimate the potential occurrence of CaOx production among 25 selected spp. of *Hymenomyces* fungi (Tab. 1). The spp. have been cultivated under laboratory conditions in malt-agar medium and the presence of crystals was assessed by checking samples under an optical microscope after 20 days of culture. Malt agar lyophilized samples were gold-coated (10 nm) and observed using a Philips XL30 ESEM-FEG (Environmental Scanning Electron Microscope-Field Emission Gun) coupled to an EDS (Energy Dispersive Spectrometry) microprobe, EDAX, USA. Peaks of calcium, carbon, and oxygen have been detected with the EDS microprobe, confirming the weddellite and whewellite nature of the crystals.

To assess the dynamics, 7 CaOx-producers fungi have been selected (Table 1) and all crystal types in a given area have been counted under a microscope (see *Pycnoporus cinnabarinus* in Fig 2).

To confirm these results, 2 spp. out of 7 (*Pycnoporus cinnabarinus*, Fig. 3, and *Polyporus ciliatus*, not shown) have been analyzed using an HPLC (high-performance liquid chromatography) 1100 Series (Agilent Technologies, USA) with a UV-visible DAD detector and a carbohydrate column BP-100 H+ (Benson Polymeric Inc., USA). 0.45 cm² equivalent to 0.11 g +/- 0.05 g of malt agar was placed in 1.5 mL H₂SO₄ 20 mM (pH = 1.38) in order to dissolve the crystals and shaken overnight at 45 rpm and 20 °C, then filtered at 0.2 µm and frozen at -20 °C.

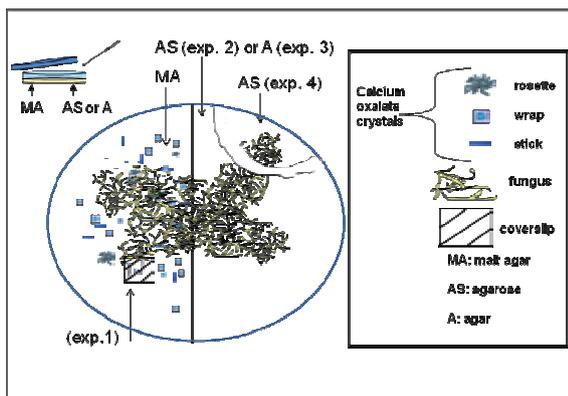


Figure 1. Experimental design in two-compartment Petri dishes.

Exp. 1 = experiment 1, exp. 2 = experiment 2, exp. 3 = experiment 3, exp. 4 = experiment 4.

Experiment 1. Coverslips were sterilised overnight in ethanol, burned and laid on a malt agar medium (MA). A fungal inoculum has been introduced; it grows and covers the entire medium surface, coverslips included. The position of the coverslip is noted on the cover of the Petri dishes with a marker to be able to find it after

fungal colonization one month later. Coverslips are taken with tweezers and directly observed under optical microscope. **Experiments 2 and 3.** Each compartment contains a different medium. The fungus is inoculated into the malt agar nutritive medium (MA). Fungi spread from MA to the medium devoid of calcium (agarose, AS) or eventually containing some calcium traces (agar, A). Agarose A6560 (Sigma – Aldrich, Germany) contains neither Ca²⁺ nor Mg, K, P and Na. The agar (Biolife, Italy) used for MA contains some traces of calcium (0.001-0.04 g/L). Different areas of the compartment, near and far from the compartment separation, have been checked for CaOx presence by optic microscopy. The observations have been conducted for two months. Petri dish triplicates have been done for each species. **Experiment 4.** Fungi growing on agarose were separated from the nutrient source by manually extracting a slice of the medium supporting the fungus. Nourishment source is cut down leading to fungi death. Then, the agarose supporting the dead fungi has been moved with tweezers near the growing living fungi.

Results

The role of fungi in the formation of CaOx

21 out of 25 spp. are found to be CaOx crystal producers on malt agar (Tab. 1).

Table 1. Fungi tested for CaOx production, CaOx dynamics and calcium efflux. D = decrease; O = negative; S = steady state; X = positive; - = not tested.

Fungus	Test	CaOx producer	CaOx dynamics	Ca efflux
<i>Pycnoporus cinnabarinus</i>	X	X	D	X
<i>Polyporus ciliatus</i>	X	X	S	O
<i>Trametes versicolor</i>	X	X	S	X
<i>Trametes suaveolens</i>	X	X	D	X
<i>Pleurotus ostreatus</i>	O	O	D	-
<i>Pleurotus eryngii</i>	X	X	D	-
<i>Pleurotus citrinopileatus</i>	X	X	D	-
<i>Pleurotus tuberregium</i>	X	X	-	-
<i>Grifola frondosa</i>	X	X	-	X
<i>Sparassis laminosa</i>	X	X	-	-
<i>Sparassis crispa</i>	X	X	-	-
<i>Ganoderma lucidum</i>	X	X	-	-
<i>Ganoderma tsugae</i>	X	X	-	O
<i>Lentinus edodes</i>	X	X	-	O
<i>Hericium erinaceum</i>	X	X	-	-
<i>Laricifomes officinalis</i>	X	X	-	-
<i>Polyporus squamosus</i>	X	X	-	-
<i>Polyporus tuberaster</i>	O	O	-	-
<i>Meripilus giganteus</i>	X	X	-	O
<i>Fistulina hepatica</i>	O	O	-	-
<i>Lyophyllum ulmarium</i>	X	X	-	-
<i>Pholiota nameko</i>	X	X	-	-
<i>Flammulina velutipes</i>	X	X	-	-
<i>Agrocybe aegerita</i>	O	O	-	-
<i>Agaricus blazei</i>	X	X	-	-
<i>Laetiporus sulphureus</i>	X	X	-	-

Experiments in two-compartment petri dishes (Fig.1) have been undergone for 8 spp. known to be CaOx producers on malt agar (*Grifola frondosa*, *Lentinus edodes*, *Pycnoporus cinnabarinus*, *Trametes suaveolens*, *Trametes versicolor*, *Polyporus ciliatus*, *Meripilus giganteus*, *Ganoderma tsugae*). All of these species produced CaOx on agar (experiment 3) but no CaOx on agarose (experience 2). 4 out of 8 (Tab. 1) produced CaOx on coverslips (experiment 1). CaOx appeared during experiment 4.

Dynamics of CaOx crystals production

Dynamics of CaOx crystal production and biomineralisation have been investigated for 7 selected fungi of a specific age (Tab. 1).

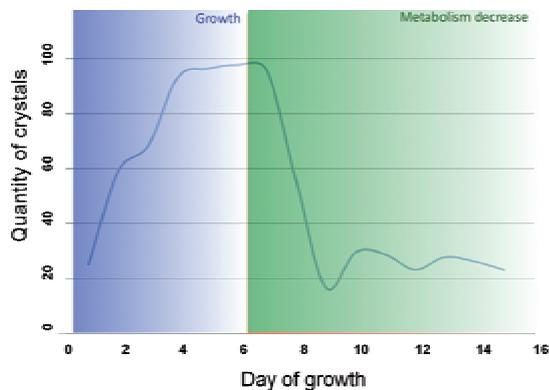


Figure 2. *Pycnoporus cinnabarinus*, calcium oxalate crystal production and consumption (CaOx visually counted).

Three patterns are observed: (i) increase, steady state, and sharp decrease; (ii) steady state and slow decrease; (iii) steady state only. The case « i » is shown by *Pycnoporus cinnabarinus* in Fig. 2.

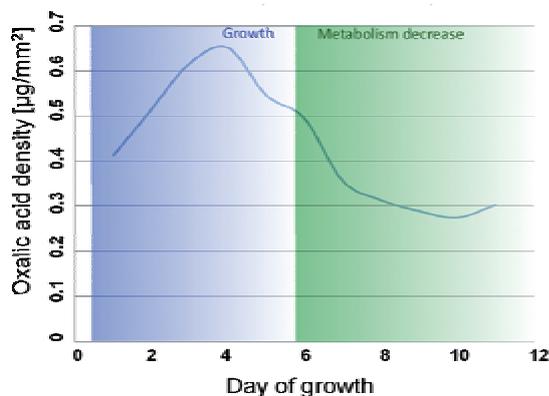


Figure 3. *Pycnoporus cinnabarinus*, oxalic acid production and consumption (CaOx dissolved crystals, HPLC quantified).

These results have been confirmed by the accurate analysis of the total oxalate content by HPLC (Fig. 3).

Fungi are known as producers of CaOx and the decrease in crystal number was unexpected. This preliminary study in Petri-dishes confirms that fungi are not only CaOx producers but they can also be consumers.

Discussion

The role of fungi in the formation of CaOx

We managed a set of experiments involving growth in two-compartment Petri dishes in order to study calcium transportation (Fig. 1). The fungus inoculated in one compartment, which is constituted of a standard nutritive medium (malt agar), grows toward the other compartment containing different media to be tested. One contains calcium traces (agar) and the other is devoid of calcium (agarose). Both agar and agarose do not contain any nutritious elements. The unique difference in the two media is the presence of calcium traces in agar and its absence in agarose.

8 spp. on agar (experiment 3) resulted in the production of crystals composed of 90 % of weddellite and 10 % of amorphous crystals. The presence of crystals is not related to the origin of calcium, which can be both. Calcium can already be present in the medium, or it can be already present in the medium added to an unknown amount of calcium released by the fungus. Anyway, the presence of crystals is interesting because it proves that oxalic acid has been produced on the agar.

The very same 8 spp. were tested for the production of crystals on agarose in experiment 2 (Fig. 1). Different areas of the compartment, near and far from the compartment separation, have been checked. The observations have been conducted for two months. The fungus produced oxalic acid but no crystals.

The experiment shows that calcium is not released by the fungus in the agarose, and similarly, probably not in the agar either. To verify if calcium can be released by the fungus, we used a support devoid of calcium: a coverslip (experiment 1, Fig. 1).

Fungi grew on coverslips laid on malt agar. Oxalic acid is secreted and 4 spp. out of 8 produced crystals, demonstrating that the fungus itself can secrete calcium (Tab. 1).

The diffusion coefficient is sensibly lower on a coverslip than in a porous agar medium, leading to sub-lethal acidification. It is possible that calcium secretion compensates the increasing acidity but more studies are needed to prove this

hypothesis. This experiment proves that calcium is released by the fungus and that fungi are able to transport calcium in environments which previously do not contain it.

Experiment 4 proved that fungi release calcium in the environment. A fungus contains calcium in its mycelium and when it is growing on agarose, it is separated from the nutrient source by manually extracting a slice of the medium supporting the fungus. The nourishment source is cut down, therefore fungi die and liberate the calcium. When the agarose supporting the dead fungi is moved with tweezers near a growing living fungi, the former secrete oxalic acid, and crystals appear. Consequently, dead fungi have transported and liberated calcium in areas where calcium was previously absent.

Dynamics of CaOx crystals production

Although the production of crystals is widely observed, many aspects of their production is still unknown. Fungi growing on malt agar medium are chelating calcium, forming CaOx crystals, as long as they produce oxalic acid. The dynamics of crystal production by a growing fungus start with an accumulation unexpectedly followed by a decrease. The decrease of the crystal number occurs for 5 spp. of oxalogenic fungi out of 7 (Tab. 1) in a very short lapse of time (4-5 days) corresponding to the complete cover of the Petri dish, and consequently, to nutrient depletion in the medium. These results, obtained with crystal counts, were confirmed by HPLC for *Pycnoporus cinnabarinus* and *Polyporus ciliatus*.

2 spp. out of 7 maintained a stable number of crystals because of their inability to dissolve crystals or of their entering in a quiescence state under nutrient-limited conditions.

Conclusion:

21 *Hymenomyces* out of 25 are producers of CaOx in laboratory conditions, indicating a widespread production of CaOx in the Fungal Kingdom. In addition, fungi seem to have two newly assessed potential roles in the oxalate-carbonate pathway.

First, CaOx production for 5 out of 7 investigated species is characterized by a decrease within a few days. Therefore fungi may be considered not only as CaOx producers but also as CaOx consumers. Second the fungal role in CaOx formation consists not only in oxalic acid production but also in calcium secretion.

We have shown *in vitro* that fungi can be at the origin of calcium. Therefore, the calcium contained in CaOx may come not only from the environment (as it is largely acknowledged), but also

from the decomposition of fungi (experiment 4) or from fungal efflux (experiment 1). These phenomena are potentially relevant, especially in soils devoid of calcium, but their occurrence in nature should still be assessed.

References

- ARAGNO, M., VERRECCHIA, E.P., JOB, D., CAILLEAU, G., BRAISSANT, O., KHAMMAR, N., FERRO, K., MOTA, M., GUGGIARI, M. MARTIN, G., 2009. Calcium carbonate biomineralization in ferralitic, tropical soils through the oxalate-carbonate pathway. *Bulletin SSP* 30, 127-130.
- ARNOTT, H.J., 1995. Calcium oxalate in Fungi. In: *Calcium oxalate in biological systems*, KAHN SR (Ed.) CRC Press, Inc., 73-111.
- BRAISSANT, O., VERRECCHIA, E.P., ARAGNO, M., 2002. Is the contribution of bacteria to terrestrial carbon budget greatly underestimated? *Naturwissenschaften* 89, 366-370.
- BRAISSANT, O., CAILLEAU, G., VERRECCHIA, E.P., ARAGNO, M., 2004. Biologically induced mineralization in the tree *Milicia excelsa* (Moraceae): its causes and consequences to the environment. *Geobiology* 2, 59-66.
- CAILLEAU, G., BRAISSANT, O., DUPRAZ, C., ARAGNO, M., VERRECCHIA, E.P., 2005. Biologically induced accumulations of CaCO₃ in orthox soil in Biga, Ivory Coast. *Catena* 59, 1-17.
- CAILLEAU, G., BRAISSANT, O., VERRECCHIA, E.P., 2004. Biomineralization in plants as a long term carbon sink. *Naturwissenschaften* 91, 191-194.
- DUTTON, M.V. and EVANS, C.S., 1996. Oxalate production by fungi: its role in pathogenicity and ecology in the soil environment. *Canadian Journal of Microbiology*, 42(9), 881-895.
- GRAUSTEIN, W.C, CROMACK, K.J.R., SOL-LINS, P., 1977. Calcium oxalate: occurrence in soils and effect on nutrient and geochemical cycles. *Science* 198, 1252-1254.
- KOLO, K., CLAEYS, P.H., 2005. In vitro formation of Ca-oxalates and the mineral glushinskite by fungal interaction with carbonate substrates and seawater. *Journal of Biogeosciences* 2, 277-293.
- VERRECCHIA, E.P., BRAISSANT, O., CAILLEAU, G., 2006. Roles of bacteria and fungi in carbonate-oxalate biomineralization. In: *Fungi in biochemical cycles*, Gadd GM (Ed.) Cambridge Univ. Press, 289-310.

Calcium carbonate biomineralization in ferrallitic, tropical soils through the oxalate-carbonate pathway

Michel Aragno¹, Eric Verrecchia^{2,3}, Daniel Job¹, Guillaume Cailleau^{2,3}, Olivier Braissant², Nadia Khammar^{1,4}, Katia Ferro², Matteo Mota¹, Matteo Guggiari¹, Gaëtan Martin¹

University of Neuchâtel, ¹Laboratory of Microbiology, ²Laboratory of biosphere geodynamics. Present addresses: ³University of Lausanne, Faculty of Geosciences and Environment; ⁴University of Lyon-1, Laboratory of Microbial Ecology, UMR 5557.

Résumé

Biominéralisation de calcite dans des sols tropicaux ferrallitiques par la voie oxalate-carbonate

Le temps de résidence du carbonate de calcium dans les sols est de l'ordre de 10^4 - 10^6 ans. Par conséquent, le piégeage du CO_2 atmosphérique sous la forme de calcaire est presque irréversible, comparé à celui du carbone organique. L'oxalate de calcium, un métabolite souvent accumulé par les végétaux, est chimiquement très stable. En revanche, les bactéries oxalotrophes l'oxydent facilement, entraînant l'alcalinisation du milieu et la biominéralisation de carbonate de calcium, qui s'accumule finalement dans les sols. Dans les régions tropicales, sur des sols primitivement acides et non calcaires, ce phénomène représente un puits pour le CO_2 atmosphérique. Un arbre Iroko adulte peut, avec le taux actuel d'augmentation, stabiliser la concentration du CO_2 dans la colonne d'air au dessus d'une surface de 1000 m^2 . Ce processus peut être appliqué dans des actions de reforestation, en agrosylviculture, de même que dans des mesures visant à la conservation et du développement durable du patrimoine forestier et pédologique tropical.

Abstract

Calcium carbonate has a residence time in soils in the order of 10^4 - 10^6 years. Therefore, sequestration of atmospheric carbon as CaCO_3 is almost irreversible, as compared to organic carbon. Calcium oxalate, a metabolite often accumulated in plants, is chemically highly stable. However, it is readily oxidized by oxalotrophic bacteria, with simultaneous alkalization and biomineralization of calcium carbonate, which eventually accumulates in soil. In tropical countries, on mainly acidic, non calcareous soils, this represents a significant sink for atmospheric CO_2 : at the present rate of increase, one adult Iroko tree may stabilize CO_2 concentration in the air column above a 1000 m^2 surface. This process may be applied in reforestation and agroforestry, as well as in conservation and sustainable development of tropical forests and soils.

Keywords: Oxalate, Calcium carbonate, Tropical soils, Biomineralization

1. Introduction

During the last century, the main gas responsible for the increase in the greenhouse effect and its consequent climatic changes is atmospheric carbon dioxide, whose concentration increased by 35%. Among the measures that allow this increase to be limited are, on one hand, a decrease in the use of fossil carbon utilization and, on the other hand, CO_2 capture by plants, through the light energy (photosynthesis). However, biomass represents only a transitory, short-term carbon sink (residence time between 1 and 1000 yrs), although it was the object of numerous studies during last twenty years.

Carbon transfer from atmospheric CO_2 to calcium carbonate (limestone) combining photosynthetic capture and biomineralization reactions would represent a much more efficient sink, since the residence time of limestone may be in the order of 10^4 - 10^6 years (RETALLACK, 1990). This would require a non-calcareous calcium source, together with the oxidation of organic material to CO_2 and alkalization. Such a process was recently described in mainly acidic tropical soils under calcium-oxalate forming trees (BRAISSANT et al. 2002, 2004; CAILLEAU et al. 2004, 2005; VERRECCHIA et al. 2006).

2. Calcium oxalate in plants

A number of plants, including trees, accumulate large amounts of calcium oxalate, a low-soluble salt. It accumulates in the vacuoles of specialized cells, mainly as whewellite, the monohydrated salt. The reason for this accumulation is subject to controversy: either calcium ions are taken up by the plant to neutralize the otherwise strong oxalic acid, or oxalic acid is produced to maintain calcium concentration at a sub-toxic level (FRANCESCHI and NAKATA, 2005). Otherwise, the presence of calcium oxalate crystals with its acute hedges could protect the plant webs against grazing. Depending on the plant species and growth conditions, the calcium oxalate content may be high (3-85% w/w_{dry matter} FRANCESCHI and NAKATA 2005). Anyhow, this process results in a co-accumulation of both calcium and oxalate in a stable, crystalline form.

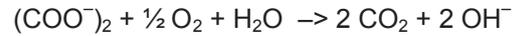
3. Calcium carbonate accumulation in tropical acidic soils

Most soils in the intertropical forest of the Old and New worlds are acidic and do not contain carbonates. However, CAILLEAU et al. (2005) observed large accumulations of limestone in African ferrallitic soils under certain tree species, particularly the Iroko tree, *Milicia excelsa* (Moraceae), an overforested hardwood tree. In such soils, the pH under the tree was distinctly alkaline, reaching values between 8 and 9, whereas the soil at a distance from the tree was acidic with pH values < 6. This species accumulates important amounts of Ca-oxalate in its webs. Therefore, it was postulated that calcium carbonate originated from the oxidation of calcium oxalate, since no distinct accumulations of calcium oxalate was ever noticed in geological records. However, calcium oxalate is chemically and physically highly stable, with a very low solubility ($K_{ps} = 4 \cdot 10^{-9} \text{ M}^2$). The question arose then of putative microbiological processes accompanying plant litter degradation, which would allow weathering of oxalate crystals and complete oxidation of the organic anion to CO_2 and OH^- .

4. Oxalate metabolism in bacteria

Although only second to CO_2 as the most oxidized carbon compound, oxalate may be utilized as energy and carbon source by several bacteria, both anaerobic and aerobic (SAHIN, 2003), i.e. the oxalotrophs. They include the anaerobic *Oxalobacter formigenes*, as well as a number of aerobes belonging to different taxonomic groups, both Gram positive and Gram-negative. Briefly, oxalate anion is taken up and decarboxylated to formate. This latter is secreted in anaerobes (ALLISON et al, 1986), whereas it is

utilized as a low potential respiratory substrate in aerobes, being then oxidized to CO_2 . In parallel, oxalate is assimilated through either one of two pathways, the serine pathway (BLACKMORE and QUAYLE, 1970) or the glycerate pathway (QUAYLE et al., 1961). The overall equation of oxalate oxidation by aerobes is therefore:



combining carbon oxidation to CO_2 and alkalisation.

In an aqueous suspension of Ca-oxalate crystals, free oxalate concentration is 63 μM . Although low, this concentration is saturating for bacterial needs, since the half rate uptake affinity is in the order of 1 μM . So, Ca-oxalate is readily dissolved in the presence of oxalotrophic, aerobic bacteria (Fig.1).



Fig. 1 : Dissolution of Ca-oxalate precipitate by a strain of *Cupriavidus necator*, on mineral agar + Ca-oxalate as sole C-source. From Tamer and Aragno (1980)

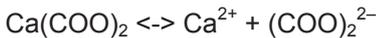
5. The oxalate-carbonate pathway

Calcium carbonate biomineralization is therefore possible in acidic, tropical soils, combining:

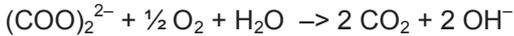
- weathering of non carbonateous calcium containing minerals, such as plagioclases or apatite;
- transfer of Ca^{++} ions to the trees;
- CO_2 fixation by photosynthesis, and biosynthesis of oxalate;
- formation of Ca-oxalate crystals in vacuoles of specialized cells;
- degradation of oxalate-containing plant webs during the littering process, through saprophytic fungi, and liberation of Ca-oxalate crystals;

- solubilisation of Ca-oxalate crystals through oxalate uptake by oxalotrophic, aerobic bacteria, and consequent liberation of Ca⁺⁺ ions;
- catabolic oxidation of oxalate to CO₂, with concomitant release of hydroxide ions;
- precipitation of calcium carbonate at pH > 8.5, accompanied by the liberation of one CO₂ per oxalate molecule.

The overall equations of Ca-carbonate formation from Ca-oxalate is therefore:



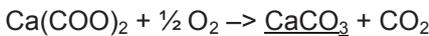
(Ca-oxalate dissolution - weathering)



(Oxalate catabolism through aerobic respiration)



(CaCO₃ precipitation)



6. Oxalotrophic bacteria in biomineralizing trees' ecosystems

Preliminary studies have shown a diversity of aerobic, oxalotrophic bacteria in decaying wood, litter and soils below biomineralizing trees. Interestingly, whereas the best studied oxalotrophs were Gram-negative bacteria like *Cupriavidus necator* (= *Ralstonia eutropha*) and *Methylobacterium extorquens*, most isolates were Gram-positive actinobacteria related to the genus *Streptomyces* (BRAISSANT et al., 2004). Even if most oxalotrophic bacteria are otherwise versatile organisms occurring in environments devoid of oxalate as well, the abundance of the *frc* gene, a gene coding for formyl-CoA transferase and characteristic of oxalate catabolism by oxalotrophs, was shown to be significantly higher in soils under a biomineralizing tree than in a distant soil (KHAMMAR et al., 2008).

7. Importance of fungi

Fungi may participate to the biomineralization process in different ways. First, a number of saprophytic and mycorrhizal Eumycetes produce calcium oxalate crystals, in general as dihydrated weddellite (fig. 2, GUGGIARI et al., 2009). In some cases, it was shown that fungi were able to dissolve and oxidize calcium oxalate. Therefore, the importance of the fungal component in the oxalate-carbonate pathway has to be studied in depth.

Otherwise, fungi may be agents of the weathering of calcium-containing minerals and of calcium translocation to the tree roots. By degrading plant cell wall materials, saprophytic fungi release oxalate crystals from plant webs and expose them to bacterial attack.

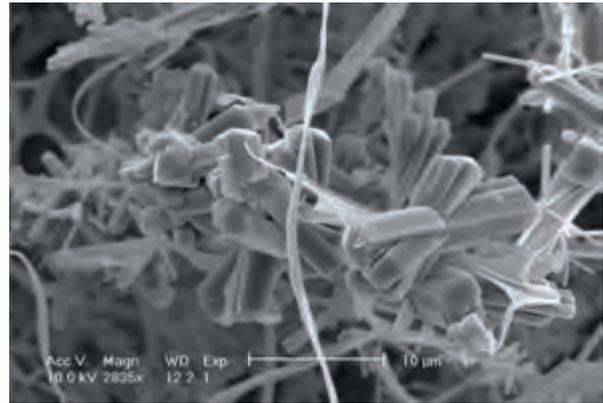


Fig. 2: Ca-oxalate crystals (dihydrate, weddellite) on fungal hyphae. Photo E. Verrecchia

8. Quantitative estimation of the biomineralizing activity

From our studies on Iroko trees in Ivory Coast, it was estimated that one adult tree induces the accumulation of 5.6 kg·yr⁻¹ C as calcium carbonate in soil. With the present rate of atmospheric CO₂ increase (2 ppm/yr, that is, 1 mg/m³·yr C), one such tree would stabilize the CO₂ concentration in 5'600'000 m³ air, that is, in the whole air column above a ca. 1000 m² surface.

9. Extent of the phenomenon

By no means is the operation of oxalate-carbonate pathway limited to the Iroko tree species. A systematic survey of its occurrence under different tree species, in different regions of the world and under different climatic conditions has still to be performed. However, after a limited number of investigations, several other plant species, from different families, were shown to induce this phenomenon:

In Africa (Burkina Faso):

Kapok tree (*Bombax costatum*, Malvaceae)

Lingué (*Azelia africana*, Leguminosae-Caesalpinaceae)

In Bolivia (Alto Beni, Amazona):

Ajipa (*Pentaplaris davidsmithii*, Tiliaceae)

Flor de Mayo (*Ceiba speciosa*, Malvaceae)

Verdologo colorado (*Terminalia amazonica*, Combretaceae)

Quina Quina (*Myroxolon balsamum*, Leguminosae-Caesalpinaceae)

Therefore, this phenomenon could be much more widespread than initially suspected. Even if no quantitative estimation of its global importance is yet possible, it could be at least a partial explanation to the "lack of carbon" in the carbon cycle of tropical forest, as pointed out by GIFFORD (1994).

10. Prospects for applications

Even if the precise conditions (climate, soil, landscape characteristics, tree species, time span) for obtaining an optimal biomineralizing activity are still to be investigated, the existing estimations are encouraging enough to look forward potential applications:

1. The observed widespread occurrence of this phenomenon in tropical forests gives a new importance to their conservation, as an efficient long-term CO₂ trapping system.
2. Encouraging the planting of biomineralizing trees in sustainable reforestation could be done at governmental level by mobilizing carbon incentive credits
3. The use of biomineralizing trees in three-level agroforestry practices could combine the benefits of the CO₂ sink with the delay of crops and fruit maturation and the improvement of soil fertility through neutralization and calcium carbonate accumulation.

11. Literature

ALLISON, M.J., K.A. DAWSON, W.R. MAYBERRY and J.G. FOSS, 1985: *Oxalobacter formigenes* gen. nov., sp. nov.: oxalate-degrading anaerobes that inhabit the gastrointestinal tract. Arch. Microbiol. 141, 1–7

BLACKMORE, M.A. and J.R. QUAYLE, 1970: Microbial growth on oxalate by a route not involving glyoxylate carboligase. Biochem. J. 118, 53-59

BRAISSANT, O., E.P. VERRECCHIA and M. ARAGNO, 2002: Is the contribution of bacteria to terrestrial carbon budget greatly underestimated? Naturwissenschaften 89, 366-370

BRAISSANT, O., G. CAILLEAU, M. ARAGNO and E.P. Verrecchia, 2004: Biologically induced mineralization in the tree *Milicia excelsa* (Moraceae): its causes and consequences to the environment. Geobiology 2, 59-66

CAILLEAU, G., O. BRAISSANT and E.P. VERRECCHIA, 2004: Biomineralization in plants as a longterm carbon sink. Naturwissenschaften 91, 191-194

CAILLEAU, G., O. BRAISSANT, C. DUPRAZ, M. ARAGNO and E.P. VERRECCHIA, 2005: Biologically induced accumulations of CaCO₃ in orthox oils of Biga, Ivory Coast. Catena 59, 1-17

FRANCESCHI, V.R. and P.A. NAKATA, 2005: Calcium-oxalate in plants: formation and function. Ann. Rev. Plant Biol. 56, 41-71

GIFFORD, R.M., 1994: The global carbon cycle: a viewpoint on the missing sink. Austral. J. Plant Physiol. 21, 1-15

GUGGIARI, M., R. BLOQUE, M. ARAGNO, E. VERRECCHIA, D. JOB. 2009. Role and dynamics of calcium oxalate production by selected fungi. Bulletin SSP 30, 123-126

KHAMMAR, N, G. MARTIN, K. FERRO, D. JOB, M. ARAGNO and E. VERRECCHIA. 2009. Use of the *frc* gene as a molecular marker to characterize oxalate-oxidizing bacterial abundance and diversity structure in soil. J. Microbiol. Methods 76: 120-127

QUAYLE J.R., D.B. KEECH and G.A. TAYLOR, 1961: Carbon assimilation by *Pseudomonas oxalaticus* (OX1). 4. Metabolism of oxalate in cell-free extracts of the organism grown on oxalate. Biochem. J. 78, 225-236

RETAILLACK, J.G. 1990: Soil of the past: An introduction to Paleopedology. 2nd edition. Blackwell Science. Oxford. 404 pp.

SAHIN, N., 2003: Oxalotrophic bacteria. Res. Microbiol. 154, 399-407

VERRECCHIA, E.P., O. BRAISSANT, G. CAILLEAU. 2006: The oxalate–carbonate pathway in soil carbon storage: the role of fungi and oxalotrophic bacteria. In: GADD, G.M. (ed.), Fungi in Biogeochemical Cycles. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 289–310.

Drainageverhalten vernässter Böden in Abhängigkeit der Ausprägung von Vernässungsmerkmalen

Benjamin Lange^{1,2}, Peter Lüscher¹, Peter F. Germann²

¹Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf

²Abteilung Bodenkunde, Geographisches Institut der Universität Bern, Hallerstrasse 12, CH-3012 Bern

Zusammenfassung

Das Wasserspeichervermögen von Böden bei aufeinander folgenden Niederschlagsereignissen ist massgeblich von Drainageeigenschaften der Horizonte bestimmt. Ausgehend von horizontspezifischen Wassergehaltsmessungen in vernässten Böden während und nach Beregnungsexperimenten wurde der Verlauf der Entwässerung im Zeitraum von rund 20 h analysiert. Dabei wurden die gemessenen Daten mit zwei Modellen verglichen und aufgrund des Bestimmtheitsmasses R^2 einem der Modelle zugeordnet. Das erste Modell geht von lateralem Abfluss aus (linearer Speicher), während das zweite Modell primär vertikale Fliessrichtungen beschreibt. Abhängig vom Ausgangswassergehalt entwässerten rund ein Viertel bis ein Drittel der Horizonte vorwiegend in vertikaler Richtung, während 41 bis 58 % dem linearen Speicher zugeordnet werden konnten. Oberböden ohne sichtbare Vernässungsmerkmale wiesen vornehmlich vertikale Infiltration auf. Je stärker die Ausprägung von Vernässungsmerkmalen in den Horizonten war, desto eher traten Drainagen gemäss dem linearen Speicher auf. Ein höherer Ausgangswassergehalt vor dem Beregnungsexperiment führte in Oberbodenhorizonten zu einer Zunahme des Anteils lateraler Entwässerungen auf Kosten der vertikalen Drainage.

Abstract: Drainage of wet soils related to hydromorphic features

In this study, the development of the drainage in hydromorphic soils within approximately 20 h was analysed. We recorded volumetric water content variations with TDR and compared the measured data with two models. The first model describes lateral outflow (linear reservoir) the second model characterizes drainage due to vertical, gravity driven outflow. The horizons were typecasted according to the density of hydromorphic features. Based on this data analysis, the drainage from approximately one fourth to one third of all horizons was mainly gravity driven, vertical outflow while 41 to 58 % could be explained best with lateral outflow, depending on the initial water content. The higher the density of hydromorphic features was, the higher was the probability for drainage according to a linear reservoir. Non hydromorphic topsoils dewatered primarily in vertical direction, however increasing initial water content resulted in a larger percentage of lateral outflow.

Keywords: Soil hydrology, drainage, linear reservoir, gravity driven depletion, hydromorphic forest soils

1. Einleitung

Im Rahmen von Bodenprofilansprachen werden üblicherweise morphologische Merkmale beschrieben. Ausgehend von der Ansprache werden den Horizonten und Böden gewisse physikalische Eigenschaften zugewiesen, insbesondere werden Wasserhaushaltsgrössen oft mit Hilfe der Bodenmatrix abgeschätzt (z.B. LEONARD and ANDRIEUX, 1998).

Die Art, Intensität und Verteilung von hydromorphen Merkmalen im Profil erlauben Rückschlüsse auf den Wasser- und Lufthaushalt des Bodens. Mangankonkretionen weisen auf geringe Bodenvernässung und relativ hohe Wasserleitfähigkeit hin während Rosflecken charakteristisch sind für relativ tonreiche Horizonte mit geringer Wasser- und Luftleitfähigkeit (WALTHERT et al. 2004). Während Infiltrationseigenschaften vernässter

Böden des Öfteren Gegenstand von Studien waren (z.B. FEYEN et al. 1999, BADOUX et al. 2006) ist der Verlauf der Drainage auf Profilebene selten untersucht worden, obwohl die Entwässerung einerseits einen Einfluss auf den zeitlichen Verlauf des Gerinneabflussvolumens wie auch auf potentielle Speichervolumina nachfolgender Niederschlagsereignisse im Boden hat.

Die Entwässerung von Horizonten nach einem Niederschlagsereignis erfolgt bei ungehinderter Drainage hauptsächlich in vertikaler Richtung. Eine wasserstauende oder wassergesättigte Schicht kann den Wasserfluss in laterale Richtung ablenken.

In dieser Studie soll untersucht werden, ob auf Basis von Vernässungsmerkmalen von Horizon-

ten auf die Fließrichtung des drainierenden Wassers geschlossen werden kann. Die Fragestellungen lauten:

1. Verhalten sich die Drainagen vernässter Böden gemäss einem linearen Speicher (lateraler Abfluss) oder ist die Entwässerung mit freiem, vertikal fließendem Wasser erklärbar?
2. Lässt sich aufgrund der hydromorphen Merkmale von Horizonten auf den Typ der Drainage schliessen?

2. Methoden und Theorie

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im "Unter Scheidwald" in der Gemeinde Rüschegg, ca. 30 km südlich von Bern auf einer Höhe von 1000 m ü. M. im Flyschgürtel der Nordalpen. Die Waldgesellschaft entspricht nach ELLENBERG und KLÖTZLI (1972) einem Heidelbeer-Tannen-Fichtenwald (*Vaccinio myrtilli-Abieti-Piceetum*). Die Böden sind durch hydromorphe Merkmale geprägt und werden hauptsächlich als Gleye und Pseudogleye klassiert.

Es wurden Beregnungsexperimente auf einer Fläche von 1 m² während einer Stunde mit einer Intensität von 70 mm/h durchgeführt. Die Beregnung wurde dreimal wiederholt, um unterschiedliche Ausgangswassergehalte vor dem Beregnungsexperiment zu simulieren. Dabei wurden die volumetrischen Wassergehalte mittels TDR-Sonden horizontweise alle 60 s aufgezeichnet (Campell, TDR100). Für diese Studie wird die Drainage als die Wassergehaltsabnahme im Zeitraum zwischen dem ersten messbaren Wassergehaltsrückgang nach Ende der Beregnung und dem Zeitpunkt $t \approx 20$ h (Ende der Datenaufzeichnung) definiert.

Das Modell des linearen Speichers geht davon aus, dass ein nach unten abgeschlossenes (dichtes) System mit lateralem Ausfluss vorherrscht (Abbildung 1).

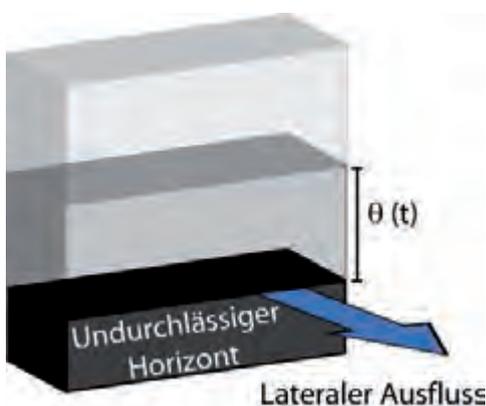


Abbildung 1: Modell des linearen Speichers. $\theta(t)$ entspricht dem Speicherinhalt (Wassergehalt) zum Zeitpunkt t .

Der mobile Wassergehalt während der Drainage θ_L [m³ m⁻³] zum Zeitpunkt t [s] ist gegeben durch:

$$\theta_L(t) = \theta_L(t_0) e^{-\frac{t}{K}} \quad \text{Gl. (1)}$$

wobei $\theta_L(t_0)$ dem maximalen Wassergehalt zu Beginn der Drainage entspricht und der Faktor K eine Funktion der Halbwertszeit ($t_{0.5}$) des mobilen Wassergehaltes darstellt (siehe TALLAKSEN 1995):

$$K = \frac{-t_{0.5}}{\ln(0.5)} \quad \text{Gl. (2)}$$

Nach einem Ansatz von GERMANN et al. (2007) fließt das mobile Wasser bei durch Gravitation beschleunigter und durch Viskosität kontrollierter, freier Infiltration in Form von dünnen Wasserfilmen. Diese sind definiert durch ihre Mächtigkeit F und der Kontaktlänge L zwischen Wasser und festen Bodenbestandteilen in der horizontalen Ebene (siehe Abbildung 2).

Der Wassergehalt während der Drainage $\theta_V(t)$ ist gegeben durch:

$$\theta_V(t) = LF \left[\frac{t_D - T_S}{t - T_S} \right]^{1/2} \quad \text{Gl. (3)}$$

wobei t_D [s] der Ankunftszeit der Drainagefront und T_S [s] der Beregnungsdauer entspricht.

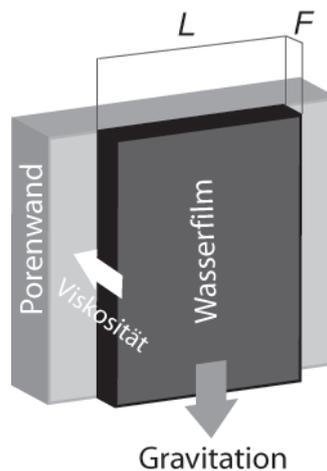


Abbildung 2: Modellvorstellungen der freien, gravitativen Drainage. L : Kontaktlänge zwischen mobilem Wasser und der festen Bodenphase; F : Filmdicke der Wasserfilme.

Die mobilen Wassergehalte der gemessenen Drainagen der Horizonte wurden mit den theoretisch erwarteten Entwässerungen gemäss Gl. (1) und (3) korreliert. Überstieg das Bestimmtheitsmass R^2 zwischen den Daten und dem einen Modell das R^2 zwischen den Daten und dem anderen Modell um mehr als 0.05, wurde angenommen, dass sich die Drainage hauptsächlich

gemäss dem besser korrelierenden Modell verhält. Bei geringeren Unterschieden der Bestimmtheitsmasse R^2 wurde davon ausgegangen, dass gleichermaßen laterale wie auch vertikale Abflusskomponenten vorhanden waren.

Die untersuchten Horizonte wurden in vier Gruppen unterteilt. Die erste Gruppe umfasst die Oberbodenhorizonte (z.B. Ah), die zweite nicht vernässte Unterbodenhorizonte (z.B. B), die dritte Gruppe schwach vernässte Unterböden (z.B. Bcn) und die vierte Gruppe die vernässten Unterböden (z.B. Go). Aufgrund der minimalen Reaktion der dauernd gesättigten Horizonte (Gr) auf die Berechnungen, wurden diese nicht berücksichtigt.

3. Resultate

An 16 Profilen wurden in je fünf Tiefen volumetrische Wassergehalte aufgezeichnet. In der vorliegenden Analyse der Drainagen wurden nur Horizonte berücksichtigt, welche infolge der Berechnung einen deutlichen Anstieg des Wassergehaltes aufwiesen ($\Delta\theta \geq 0.01 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) und deren Drainage einem oder beiden Modellen zugeordnet werden konnte (R^2 Daten vs. Modell > 0.5). Dies resultierte in einem Stichprobenumfang von 32, 39 und 39 Drainagen für die erste, zweite und dritte Berechnung. Die geringere Anzahl von Stichproben bei der ersten Berechnung ist darin begründet, dass kleinere Poren aufgesättigt wurden welche im beobachteten Zeitraum nicht drainierten. Abhängig vom initialen Wassergehalt entsprachen zwischen 23 und 31 % der berücksichtigten Drainagen am ehesten der freien Entwässerung (Gl. 3) und zwischen 41 und 58 % dem linearen Speicher (Gl. 1). Die restlichen 18 bis 28 % zeigten bei beiden Modellen in etwa dieselben Korrelationen, d.h. wiesen sowohl laterale wie auch vertikale Fließkomponenten auf (Tabelle 1). Eine Zunahme des Ausgangswassergehaltes führte zu einer prozentualen Abnahme der Horizonte mit freier Entwässerung während der Anteil von Horizonten, welche durch lateralen Abfluss charakterisiert sind, zunahm.

Tabelle 1: Prozentuale Anteile der Drainagetypen der drei Berechnungen.

	Freie Drainage %	Linearer Speicher %	Beide Modelle %	n
1. Berechnung	31.3	40.6	28.1	32
2. Berechnung	22.5	57.5	20.0	39
3. Berechnung	25.6	56.4	18.0	39

Bei Betrachtung der einzelnen Profile wurde unterhalb eines Horizontes mit freier Drainage jeweils entweder freie oder laterale Entwässerung festgestellt. Unter einem Horizont mit lateralem Abfluss konnte entweder ebenfalls eine Entwässerung gemäss dem linearen Speicher oder ein konstanter Wassergehalt beobachtet werden. Als

einzigste Ausnahme wurde in einem Profil unterhalb eines lateral entwässernden Horizontes freie, vertikale Drainage festgestellt.

Nun stellt sich die Frage, wie weit sichtbare hydromorphe Merkmale mit den Drainagetypen in Verbindung gebracht werden können. Dazu wurde der prozentuale Anteil der vier Horizontgruppen an den Drainagetypen berechnet (Abbildung 3). Rund 40 % aller Horizonte welche freie, vertikale Drainage aufwiesen, stammen aus nicht vernässten Oberböden, während diese Art der Entwässerung in hydromorphen Unterböden nicht festzustellen war. Demgegenüber wurde der Anteil der lateralen Drainagen zu über 50 % von vernässten Unterböden bestimmt, während die Oberböden nur einen geringen Prozentsatz einnahmen (14.4 bis 22.7 %). Die Verteilung der Horizonte, bei welchen beide Modelle in etwa eine gleich gute Korrelation mit den Daten aufwiesen, ist vor allem durch die Oberböden und nicht vernässten Unterböden charakterisiert (62.5 bis 71.5 %).

Eine Zunahme des Ausgangswassergehaltes von der ersten zur zweiten Berechnung (die Unterschiede von der zweiten zur dritten Berechnung waren marginal) führte in der Gruppe der freien, vertikalen Drainage nur zu geringen Verschiebungen der Horizontanteile, welche sich primär im Verhältnis zwischen den nicht und schwach hydromorphen Horizonten auswirkte. Noch konstanter scheint die Verteilung in der Gruppe der lateralen Drainage, wobei der Anteil der nicht hydromorphen Oberböden mit zunehmendem Ausgangswassergehalt zunahm.

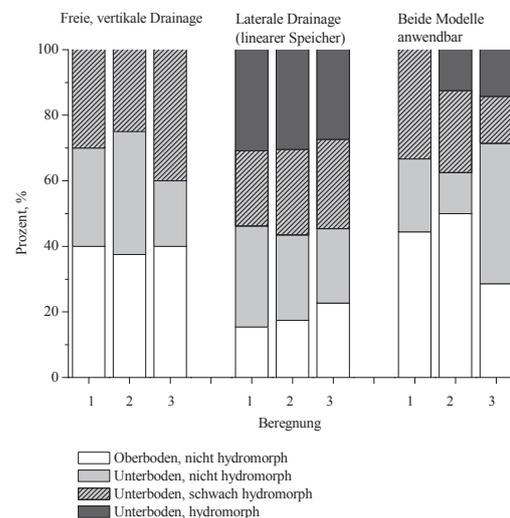


Abbildung 3: Prozentuale Anteile der Drainagegruppen an den Horizontgruppen.

4. Diskussion und Ausblick

Der Vergleich zwischen gemessenen und theoretisch erwarteten Wassergehaltsabnahmen lässt gewisse Rückschlüsse über die Fließrichtung des mobilen Bodenwassers zu. Diese Erkenntnisse werden unterstützt durch die morphologisch

bestimmten hydromorphen Merkmale. Je stärker die Ausprägung von Vernässungsmerkmalen im Boden war, desto wahrscheinlicher drainierte der entsprechende Horizont gemäss einem linearen Speicher.

Die Unterschiede des Bestimmtheitsmasses zwischen den Daten und den zwei Modellen waren generell gering, d.h. die Zuordnung der gemessenen Drainagen ist in jedem Fall mit einer gewissen Vorsicht zu interpretieren. Eine mögliche Erklärung dafür ist, dass auch in vernässten Horizonten ein gewisser Anteil von Wasser in vertikaler Richtung fliesst, d.h. in jedem Fall beide Fliessrichtungen gleichzeitig auftreten, aber meist eine Richtung dominiert. Dies wird auch von FEYEN et al. (1999) bestätigt, die zeigten, dass in Gleyböden der Wasserfluss nicht oberflächenparallel verlief sondern in grössere Tiefen abgelenkt wurde.

In einem Profil wurde unterhalb eines Horizontes mit lateralem Abfluss vertikale Entwässerung festgestellt. Dabei könnten präferenzuelle Fliesspfade zu einer eher vertikalen Drainage geführt haben.

Generell verläuft die laterale Drainage langsamer als die vertikale, was gewisse Auswirkungen auf die Wasserretention im Boden und damit auf die Hochwasserschutzfunktion hat. Welche Art der Drainage das Wasserrückhaltevermögen positiv beeinflusst, muss situativ entschieden werden. Bei freier, vertikaler Infiltration wird das Wasser rascher weitergeleitet und könnte dementsprechend das Gerinne schneller erreichen. Dem gegenüber kann dafür bei einer raschen Abfolge von Niederschlagsereignissen der kurzfristig freigewordene Speicherplatz genutzt und Oberflächenabfluss vermindert oder gar verhindert werden.

Ein grosser Anteil der aufgezeichneten Wassergehaltsänderungen zeigte keine Reaktion auf die Beregnung. Diese Messungen wurden in dieser Studie nicht berücksichtigt. Insbesondere Horizonte mit hydromorphen Merkmalen wiesen meist weder einen Anstieg des volumetrischen Wassergehaltes infolge der Beregnung noch eine Drainage auf. Die kurzfristige Wasserspeicherleistung wie auch der Abflussbeitrag bei Starkniederschlägen ist damit weitgehend von Horizonten ohne Vernässungsmerkmale bestimmt.

Es stellt sich die Frage, wie weit das Drainageverhalten von der Untersuchungsskala abhängig ist. Es ist davon auszugehen, dass der laterale Abfluss hydromorpher Horizonte bei einem Gebietsniederschlag aufgrund grossflächiger Sättigung des Bodens vermindert wird. Bei hohen Niederschlagsintensitäten kann die kurzfristige Drainage dieser Horizonte auch ausbleiben. Folglich werden die Entwässerungen von Oberbodenhorizonten eher lateral als vertikal verlaufen. Da diese Art der Entwässerung langsamer er-

folgt, muss mit Oberflächenabfluss gerechnet werden. Ausgehend von den ersten Resultaten dieser Untersuchung zur Entwässerung wird zukünftig der Rückgang des Wassergehaltes genauer analysiert, indem die Amplituden und der zeitliche Verlauf der Drainagen berücksichtigt werden.

5. Danksagung

Wir bedanken uns bei Philipp Mösch und Dieter Müller von der Waldabteilung 5 des Kantons Bern für die Erlaubnis, die Untersuchungen in ihrem Forstkreis durchführen zu dürfen. Roger Köchli von der Eidgenössischen Forschungsanstalt WSL sei für die Hilfe bei der Feldarbeit gedankt.

6. Literatur

BADOUX, A., J. WITZIG, P.F. GERMANN, H. KIENHOLZ, P. LÜSCHER, R. WEINGARTNER and C. HEGG, 2006: Investigations on the runoff generation at the profile and plot scales, Swiss Emmental. *Hydrological Processes* 20, 377-394.

ELLENBERG, H. und F. KLÖTZLI, 1972: Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. *Mitteilungen EAFV* 48, 587-930.

FEYEN, H., H. WUNDERLI, H. WYDLER and A. PAPRITZ, 1999: A tracer experiment to study flow paths of water in a forest soil. *Journal of Hydrology* 225, 155-167.

GERMANN, P., A. HELBLING and T. VADILONGA, 2007: Rivulet Approach to Rates of Preferential Infiltration. *Vadose Zone Journal* 6, 207-220.

LEONARD, J. and P. ANDRIEUX, 1998: Infiltration characteristics of soils in Mediterranean vineyards in Southern France. *Catena* 32, 209-223.

TALLAKSEN, L.M., 1995: A review of baseflow recession analysis. *Journal of Hydrology* 165, 349 - 370.

WALTHERT, L., S. ZIMMERMANN, P. BLASER, J. LUSTER und P. LÜSCHER, 2004: Waldböden der Schweiz. Band 1. Grundlagen und Region Jura. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, Hep Verlag, Bern, 768 S.

Hochwasserschutz durch Vogelbeerwurzeln?

Olivier Hartmann^{1,2}, Benjamin Lange², Rolf Krebs¹, Roger Köchli², Peter Lüscher²

¹Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften – ZHAW, Grüental, CH-8820 Wädenswil

²FE Bodenwissenschaften, Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf

Zusammenfassung

Dieser Beitrag beschreibt die Durchwurzelungssituation der Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) auf vernässten Böden und deren Einfluss auf hydrologisch wirksame Bodeneigenschaften.

Es wurden Beregnungsversuche durchgeführt und der Bodenwassergehalt mit Wassergehaltssensoren gemessen. Anhand von Bohrproben aus dem Wurzelraum konnten Wurzeldichten in verschiedenen Horizonten analysiert werden.

Auf Nassböden weist die Vogelbeere flache Wurzelstrukturen auf und vermag vernässte Horizonte nicht in grösserem Mass zu durchdringen. Von Vogelbeeren bestockte Nassböden können in den obersten 40 cm zwischen 3.5 – 20 mm Wasser speichern. Somit kann bei einem Extremereignis nur ein kleiner Teil des Niederschlagswassers in den obersten 40 cm Boden gespeichert werden.

Abstract

This paper characterizes the root distribution of rowan trees (*Sorbus aucuparia*) on hydromorphic soils and their influence on hydrological soil properties.

Irrigation experiments were conducted and soil moisture variations were measured at different depths. On the basis of soil cores root densities at different horizons were analyzed.

On hydromorphic soils, rowan trees show a shallow root distribution and are not able to penetrate hydromorphic horizons. Soils, covered by rowan trees are able to store a water volume of 3.5 – 20 mm in the upper 40 cm. In case of heavy precipitation only a small amount of water can be stored in the soil.

Keywords: rowan tree, hydromorphic soils, root distribution profile, soil moisture change, fine root density, preferential flow

1 Einleitung

Im Jahr 2005 war praktisch der gesamte Schweizer Alpennordhang von schweren Unwettern betroffen. Dem Alpenrand entlang wurden während 48 h Niederschlagssummen von 150 mm und mehr gemessen (BWG, 2005). Die Hochwasserschutzwirkung des Waldes liegt verglichen mit anderen Vegetationsformen bei der erhöhten Wasserspeicherung im Boden. Das durch Wurzelstrukturen geschaffene Porensystem ist ein wesentlicher Faktor für die Durchlässigkeit und Speicherfunktion des Bodens.

In der Literatur wird die Durchwurzelungssituation der Vogelbeere in verschiedenen Böden detailliert beschrieben (KUTSCHERA und LICHTENEGGER, 2002; MAURER und PALATOVA, 2002). Im Rahmen einer Bachelorarbeit (HARTMANN, 2008) sollen die Wurzeldichten von Vogelbeeren in einzelnen Horizonten von Nassböden quantifiziert werden. Zudem soll deren Einfluss auf den hydrologisch aktiven Porenraum untersucht werden. Die auftretenden Wassergehaltsänderungen sollen quantifiziert und typisiert werden. Von besonderem Interesse ist, inwiefern Vogelbeerwurzeln den Porenraum im Boden beeinflussen können und welchen Beitrag sie somit zum Hochwasserschutz leisten.

2 Methoden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich auf einer Vivian-Windwurflläche (1991) im Gantrischgebiet (Gemeinde Rüscheegg BE), ca. 30 km südlich von Bern. Es liegt auf einer Höhe von 1550 m ü. M., die jährliche Niederschlagsmenge beträgt 1800 mm (ZIMMERMANN et al. 2006) und es wird dem Waldstandortstyp 49a – Typischer Schachtelhalim – Tannenmischwald (*Equiseto Abietetum typicum*) zugeordnet. Dieser Waldstandortstyp ist durch verbrauchte Kuppen und stark vernässte Mulden geprägt. Die grundnassen bis stark grundnassen Gleyböden (WALTHERT et al. 2004) sind tonreich und skelettarm. Die Oberböden sind teilweise durch Stauwasser geprägt. Die Obergrenzen der ersten wechselfeuchten Horizonte mit hydromorphen Merkmalen liegen 13 – 30 cm tief.

Im Stammbereich (ca. 1 m) von vier Vogelbeerbäumen unterschiedlichen Alters (Brusthöhendurchmesser: Vb1 = 3 cm, Vb2 = 8 cm, Vb3 = 6.5 cm, Vb4 = 24 cm) wurde je ein Bodenprofil ausgehoben, detailliert beschrieben und beprobt. Das pH, die Bodenart und die scheinbare Dichte wurden gemäss WALTHERT et al. (2004) analysiert.

Neben jedem Profil wurden Beregnungsversuche auf 1 m² Fläche durchgeführt. Jeder Standort wurde an je drei aufeinander folgenden Tagen (Intervall 23 h) während einer Stunde mit einer

Intensität von 65 mm/h berechnet. Dabei wurde mittels Bodenwassergehaltssensoren der volumetrische Wassergehalt horizontweise gemessen (Intervall 60 s) und aufgezeichnet. Auf allen Berechnungsflächen wurden je zwei Bohrproben (10 cm Durchmesser, 92 – 104 cm tief) entnommen. Eine Bohrstelle befand sich nahe der Stammbasis. Der andere Bohrkern wurde exakt an der Stelle entnommen, an der sich die Wassergehaltssensoren im Boden befanden. Die Wurzeln wurden horizontweise vom Boden getrennt, und mit der Software „WinRHIZO“ wurde die Wurzellänge gemessen.

3 Resultate

3.1 Durchwurzelung

Anhand der Gesamtlänge der aussortierten Wurzeln und der Horizontmächtigkeit konnte für jeden Horizont eines Bohrkerns die Wurzel-dichte (cm/dm^3) berechnet werden. Im Oberboden wurden teilweise sehr hohe Wurzel-dichten registriert (Abb. 1). Dabei handelte es sich zu einem grossen Teil um Feinwurzeln aus der Krautschicht. In Horizonten mit Oxidationsmerkmalen nahm die Wurzel-dichte stark ab. Solche Horizonte konnten von der Vogelbeere nicht in grösserem Mass durchwurzelt werden. Somit wies sie auf vernässten Böden flache Wurzelstrukturen auf. Es liessen sich zwar bis in 100 cm Tiefe Veränderungen der Wurzel-dichten feststellen. Ab ca. 60 cm variierten die absoluten Werte nur noch in geringem Mass.

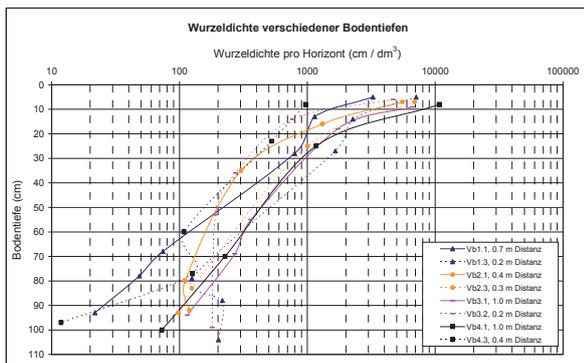


Abbildung 1: Vertikale Wurzelverteilung der entnommenen Bohrkern im Bereich der Stammbasis (Vb1.3, Vb2.3, Vb3.2, Vb4.3) und im Bereich der Feuchtigkeitssensoren (Vb1.1, Vb2.1, Vb3.1, Vb4.1).

Abbildung 2 zeigt die durchschnittliche Wurzel-dichte des gesamten Bohrkerns bis in 92 cm Tiefe. In Bodenbereichen mit geringer Distanz zur Vogelbeere („Bei Stammbasis“) nahm die Wurzel-dichte bei zunehmendem Brusthöhendurchmesser/Baumalter ab. Bei grösserer Distanz zur Stammbasis stieg die Wurzel-dichte mit zunehmendem Baumalter.

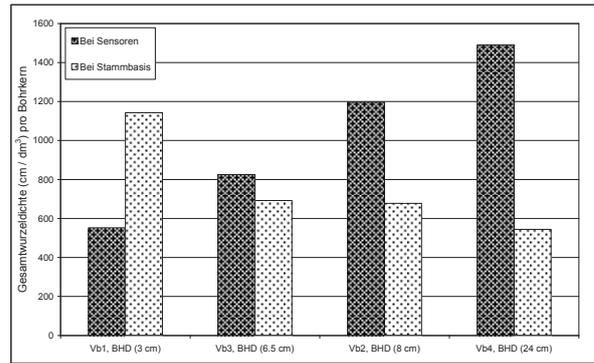


Abbildung 2: Gesamtwurzel-dichte der untersuchten Bohrkern (bis 92 cm Tiefe) bei zunehmendem Brusthöhendurchmesser (BHD).

3.2 Wassergehaltsänderungen

Bei den Berechnungsversuchen wurden Daten von insgesamt 15 Horizonten aufgezeichnet. Dabei traten drei verschiedene Typen von Wassergehaltsänderungen gemäss GERMANN (1999) auf (Abb. 3).

Bei Typ 1 (z.B. Gr(o)-Horizont) verändert sich der volumetrische Wassergehalt nicht signifikant. Es ist eine stationäre Sickerung, welche von der Beregnung innerhalb von 24 h nicht beeinflusst wird.

Die Wassergehaltskurve des Typs 2 (z.B. Go-Horizont) steigt bis zu einem Endwert an, der deutlich über dem Ausgangswert liegt. Der angestiegene Wassergehalt bleibt über einen Zeitbereich von mindestens dem Fünffachen der Beregnungsdauer konstant. Dabei handelt es sich um eine Sickerung durch die Matrix.

Bei Typ 3 (z.B. Ah-Horizont) steigt der Wassergehalt rasch an und nimmt nach Ende der Beregnung konkav ab. Grobe Poren werden rasch entleert und somit handelt es sich bei diesem Typen um eine präferentielle Sickerung.

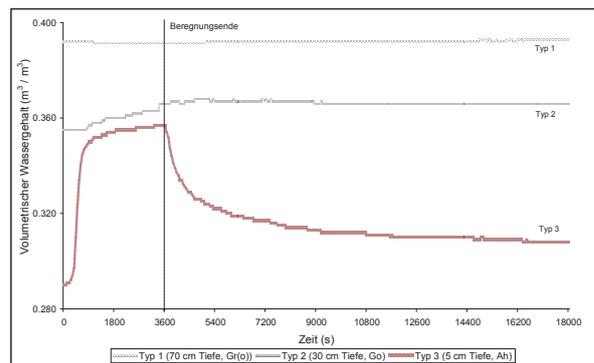


Abbildung 3: Beobachtete Typen von Wassergehaltsänderungen; Typ 1: Stationäre Sickerung, Typ 2: Sickerung durch die Matrix, Typ 3: Präferentieller Fluss

Die Anzahl der aufgezeichneten Wassergehaltskurven betrug 52. Diese wurden grösstenteils den Typen 1 (20mal) und 3 (26mal) zugeordnet (Tab. 1). Präferentielle Flüsse des Typs 3 wurden vor allem in Bodentiefen von 0 – 20 cm

registriert. Somit war die kurzzeitige Speicherwirkung auf Oberböden oder verbrauchte Unterböden limitiert. In vernässten Horizonten traten vorwiegend stationäre Sickerungen des Typs 1 auf, welche kaum an der kurzfristigen Speicherung beteiligt sind.

Tabelle 1: Übersicht der beobachteten Typen von Wassergehaltsänderungen

Tiefe (cm)	Beregnungen Vb1			Beregnungen Vb2			Beregnungen Vb3			Beregnungen Vb4		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
0	Typ 3 5 cm (S)Ah	Typ 3 5 cm (S)Ah	Typ 3 5 cm (S)Ah	Typ 3 5 cm Ah	Typ 3 5 cm Ah	Typ 3 5 cm Ah	Typ 3 10 cm Ah	Typ 3 10 cm Ah	Typ 3 10 cm Ah	Typ 3 5 cm Ah	Typ 3 5 cm Ah	Typ 3 5 cm Ah
10	Typ 3 18 cm (S)AB	★	★	Typ 3 13 cm SB	Typ 3 13 cm SB	Typ 3 13 cm SB	Typ 3 17 cm SA	Typ 3 17 cm SA	Typ 3 17 cm SA	Typ 3 14 cm SAB	Typ 3 14 cm SAB	Typ 3 14 cm SAB
20				Typ 3 30 cm (B)Go(r)	Typ 3 30 cm (B)Go(r)	Typ 3 30 cm (B)Go(r)	Typ 2 30 cm Go	Typ 1 30 cm Go	Typ 2 30 cm Go	Typ 1 30 cm Go(r)	Typ 1 30 cm Go(r)	Typ 1 30 cm Go(r)
30	Typ 3 40 cm Go(r)	★	★				Typ 2 45 cm Go	Typ 1 45 cm Go	Typ 1 45 cm Go	Typ 1 60 cm Go(r)	Typ 1 60 cm Go(r)	Typ 1 60 cm Go(r)
45	★ 80 cm Go(r)	★	★	★ 55 cm Go(r)	Typ 1 55 cm Go(r)	Typ 1 55 cm Go(r)				Typ 1 60 cm Go(r)	Typ 1 60 cm Go(r)	Typ 1 60 cm Go(r)
55				Typ 2 60 cm Go(r)	Typ 1 60 cm Go(r)	Typ 1 60 cm Go(r)	Typ 1 65 cm Go	Typ 1 65 cm Go	Typ 1 65 cm Go	Typ 1 70 cm Go(r)	Typ 1 70 cm Go(r)	Typ 1 70 cm Go(r)
60	Typ 1 65 cm Go(r)	★	★									
75												
80												

Typ 1: Stationäre Sickerung, Typ 2: Sickerung durch die Matrix, Typ 3: Präferentieller Fluss

3.3 Speicher- und Drainagevolumen

Das Speicher- (θ_s) und Drainagevolumen (θ_D) wurde für die obersten 40 cm Boden berechnet. Dabei wurde angenommen, dass die Messwerte der Bodenwassergehaltssensoren für den gesamten Horizont repräsentativ waren.

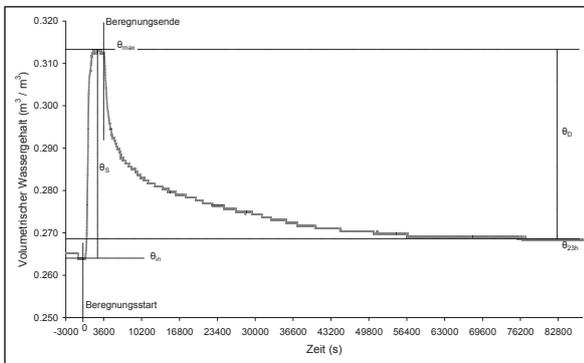


Abbildung 4: Berechnen von Speicherkapazität (θ_s) und Drainage (θ_D) anhand einer Wassergehaltskurve. θ_{in} : initialer Wassergehalt; θ_{max} : maximaler Wassergehalt; θ_{23h} : Wassergehalt 23 h nach Beregnungsbeginn; θ_s : Differenz zwischen θ_{max} und θ_{in} ; θ_D : Differenz zwischen θ_{max} und θ_{23h}

Die Speicherkapazität des Bodens ist entscheidend bei kurzen Niederschlagsereignissen und beschreibt die Wassermenge, welche kurzfristig (1 h) im Boden gespeichert werden kann. Sie entspricht der Differenz zwischen dem maximalen Wassergehalt (θ_{max}) gegen Ende der Beregnung und dem initialen Wassergehalt (θ_{in}) kurz vor Beregnungsbeginn (Abb. 4). Die Drainage definiert, inwiefern der gefüllte Wasserspeicher nach 23 h wieder entleert ist. Sie entspricht der Differenz zwischen dem maximalen Wassergehalt (θ_{max}) und dem Wassergehalt nach 23 h Drainagezeit (θ_{23h}).

Die von der Vogelbeere bestockten Böden wiesen sehr unterschiedliche Speicher- und Drainagewerte auf (Abb. 5). Infolge der geringen Vorfeuchte lagen die Speicherwerte der 1. Beregnung deutlich höher als die Werte der 3. Beregnung. Dies, weil bei der 3. Beregnung der potentielle Speicherraum auf die Grobporen beschränkt war. An den untersuchten Vogelbeerstandorten konnten in den obersten 40 cm Boden durchschnittlich 3.5 mm (Vb3), 14 mm (Vb2) und 20 mm Wasser (Vb4) gespeichert werden. Dies entsprach 5 – 30 % der aufgetragenen Niederschlagsmenge ($65 \text{ l} / \text{m}^2 / \text{h}$).

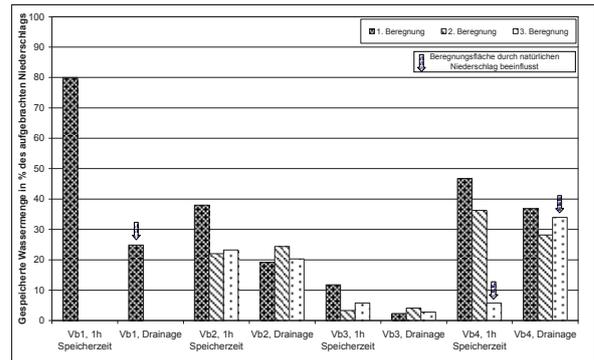


Abbildung 5: Speicher- und Drainagevolumen in den obersten 40 cm Boden der Beregnungsflächen in % des aufgetragenen Beregnungsvolumens.

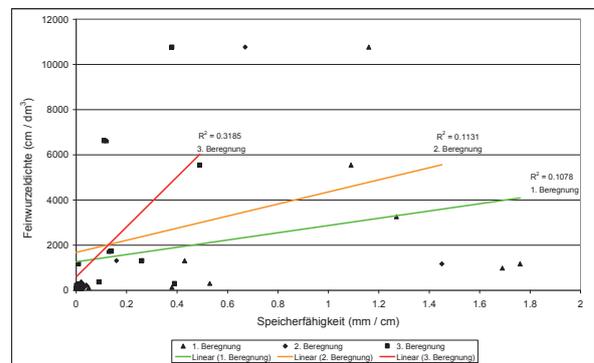


Abbildung 6: Regression der Speicherkapazität (1., 2. und 3. Beregnung) und der Feinwurzelndichte

Um die hydrologisch wirksamen Bodeneigenschaften mit den Wurzelparametern zu vergleichen wurde eine lineare Regressionsanalyse zwischen der Speicherkapazität und der Feinwurzelndichte durchgeführt (Abb. 6). Durch die geringe Anzahl Stichproben ist die Aussagekraft der Regression limitiert, dennoch zeigt sie gewisse Trends auf. Bei der 3. Beregnung konnte ein Drittel aller Variabilitäten der Speicherkapazität mit der Feinwurzelndichte erklärt werden. Der Anstieg der Korrelation bei einem hohen Ausgangswassergehalt (3. Beregnung) zeigt, dass der durch Wurzelstrukturen repräsentierte Grobporenraum bezüglich Speicherkapazität bei hoher Bodenfeuchte an Bedeutung gewinnt. Bei der Regressionsanalyse zwischen Drainage und Feinwurzelndichte konnte keine Zunahme der

Korrelation mit zunehmender Bodenfeuchte festgestellt werden.

4 Diskussion

Bezüglich Durchwurzelung können Aussagen (KUTSCHERA und LICHTENEGGER, 2002; MAURER und PALATOVA, 2002) bestätigt werden, wonach die Vogelbeere auf Nassböden flache Wurzelstrukturen aufweist. Die hohen Wurzeldichten im Oberboden der Windwurflläche sind 2 – 6-mal höher als die Wurzeldichten in einem intakten Waldbestand (LANGE et al. 2007). Diese grossen Unterschiede sind u. a. auf die üppige Krautvegetation zurückzuführen (HEGG et al., 2004).

Die von der Vogelbeere bestockten Nassböden wiesen ähnliche Speicherwerte auf, wie sie auf ähnlichen Bodentypen im Wurzelbereich von Fichte (*Picea abies*) und Tanne (*Abies alba*) gemessen wurden (LANGE et al. 2007). Die Vogelbeere (3.5 – 20 mm / 0 – 40 cm Tiefe) liegt mit ihren Werten tiefer als die Tanne (max. 32 mm / 0 – 50 cm Tiefe), aber höher als die Fichte (max. 2.5 mm / 0 – 50 cm Tiefe). Ein Niederschlagsereignis mit der Intensität des maximalen Speichervolumens im Wurzelbereich der Vogelbeere (20 mm / h) hat im Untersuchungsgebiet eine Wiederkehrperiode von nur 1 – 2 Jahren. Somit könnte bei einem Extremereignis nur ein kleiner Teil des Niederschlags in den obersten 40 cm Boden gespeichert werden.

Bezüglich dieser Untersuchung ist unklar, inwiefern die Vogelbeerwurzeln selber, die Wurzeln abgestorbener Bäume oder das laterale Wegfliessen des Wassers die Resultate der Speicherfähigkeit (3.5 – 20 mm) beeinflusst haben. Vermutlich war auch die Tiefe der Obergrenze des ersten Horizonts mit Oxidationsmerkmalen (13 – 30 cm) ein weiterer Faktor, der zu Unterschieden der Speicherfähigkeit des untersuchten Bodens geführt hat.

LANGE et al. (2008) haben präferentielle Flüsse anhand von Feinwurzeldichten modelliert. Dabei stellten sie fest, dass zu hohe Wurzeldichten die Infiltration / Drainage hemmen. Möglicherweise nahm deshalb die Korrelation zwischen Feinwurzeldichte und Drainage bei zunehmender Bodenfeuchte nicht zu.

5 Schlussfolgerungen

Die von der Vogelbeere bestockten Nassböden des Waldstandortstyps 49a weisen ähnlich hohe Speicher- und Drainagevolumen wie Nassböden, welche im Wurzelbereich der autochthonen Nadelbäume Tanne und Fichte liegen. Im Falle eines Windwurfes erfüllt die Vogelbeere eine wichtige Funktion: Sie drängt die Schlagflora zurück und beschleunigt so die Verjüngung von Nadelbäumen (FANKHAUSER, 1910). Daher

können Aussagen von FREHNER et al. (2005) bestätigt werden, wonach im Hochwasserschutzwald des Waldstandortstyps 49a Samenbäume der Vogelbeere vorhanden sein sollen.

6 Literatur

BWG – BUNDESAMT FÜR WASSER UND GEOLOGIE (2005): Bericht über die Hochwasserereignisse 2005.

FANKHAUSER, F. (1910): Zur Kenntnis des Vogelbeerbaumes. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 61(4): 116-120.

FREHNER, M., WASSER, B., SCHWITTER, R. (2005): Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald – NaiS. Wegleitung für Pflegemassnahmen für Wälder mit Schutzfunktion. Bundesamt für Umwelt – BAFU, Bern, Anhang 2B, S. 66 – 67.

GERMANN, P. F. (1999): Makroporen und präferentielle Sickerung. In: BLUME, H. - P., FELIX-HENNINGSEN, P., FISCHER, W. R. (Hrsg.): Handbuch der Bodenkunde, 6. Ergänzungslieferung, Wiley – VCH Weinheim, S. 1 – 14.

HARTMANN, O. (2008): Durchwurzelungssituation der Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) auf hydromorphen Böden und deren Einfluss auf hydrologische Bodeneigenschaften. Bachelorarbeit, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften – ZHAW, Wädenswil.

HEGG, C., THORMANN, J.J., BÖLL, A., GERMANN, P., KIENHOLZ, H., LÜSCHER, P., WEINGARTNER, R. (Eds.) 2004: Lothar und Wildbäche. Schlussbericht eines Projektes im Rahmen des Programms "LOTHAR Evaluations- und Grundlagenprojekte". Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL, 79 S.

KUTSCHERA, L., LICHTENEGGER, E. (2002): Wurzelatlas mitteleuropäischer Waldbäume und Sträucher. Leopold Stocker Verlag, Graz, 604 S.

LANGE, B., LÜSCHER, P., GERMANN, P. F. (2007): Baumwurzeln: Zentraler Faktor der Infiltration? Eidg. Forschungsanstalt WSL. (Unveröffentlicht).

LANGE, B., LÜSCHER, P., GERMANN, P. F. (2008): Significance of tree roots for preferential infiltration in stagnic soils. Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss. 5: 2373 – 2407.

MAURER, O., PALATOVA, E. (2002): Mountain ash (*Sorbus aucuparia* L.) root system morphogenesis. Journal of forest science 48(8): 342-350.

WALTHERT, L., ZIMMERMANN, S., BLASER, P., LUSTER, J., LÜSCHER, P. (2004): Waldböden der Schweiz. Band 1. Grundlagen und Region Jura, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, Hep Verlag, Bern. 768 S.

ZIMMERMANN, S., LUSTER, J., BLASER, P., WALTHERT, L., LÜSCHER, P. (2006): Waldböden der Schweiz – Regionen Mittelland und Voralpen. Band 3, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, Hep Verlag, Bern, 847 S.

Eindringwiderstandsmessung mit dem Penetrometer Referenzierung von Zeitreihen für die Boden-Dauerbeobachtung

Peter Schwab

Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, CH-8046 Zürich, www.art.admin.ch,
www.nabo.admin.ch

Zusammenfassung

Mit Penetrometermessungen kann der physikalische Parameter Eindringwiderstand im Boden rasch und einfach bestimmt werden. Die Messungen erlauben Unterschiede kontinuierlich über die Tiefenschichten aufzuzeigen. In einer Untersuchung bei zwei unterschiedlichen Ackerstandorten über sechs Jahre zur Eignungsprüfung der Methode für die Langzeitbeobachtung zeigten die jährlichen Messungen eine auffällige parallele Verschiebung der Verlaufskurven bis in eine Tiefe von 60 cm. Der bekannte Zusammenhang zwischen Messabweichungen und Bodenwassergehalt konnte nachgewiesen werden.

Für die Boden-Dauerbeobachtung ist es wichtig, dass methodische Artefakte weitestgehend eliminiert werden. Es wird hier aufgezeigt, dass durch eine Korrektur der Messwerte mit den Messdaten einer tiefliegenden Referenzschicht Zeitreihen gebildet werden können, die geringere systematische Abweichungen aufweisen. Dies erlaubt effektive zeitliche Veränderung des Eindringwiderstandes besser zu erkennen und korrekter zu interpretieren.

Abstract: Measurement of penetration resistance – referencing time series for long-term soil-monitoring.

Penetration resistance can be measured easily with the dynamic penetrometer "Panda-probe". The measurements allow a continuous registration over different soil depths. Two different arable land locations were chosen to test the feasibility of method. The results of the six year field test reveal prominent parallel structures down to 60 cm depth. The well known correlation between measurement deviation and soil water content could be proven.

For long-term soil-monitoring the lack of methodological artefacts is of vital importance. As shown in this work, referencing the measured penetration resistance values by values of an unaffected deep soil layer lead to almost bias free time series. This approach improves the detection of effective temporal trends and provides a sound interpretation of the measured penetration resistance values.

Keywords: long-term soil-monitoring, penetration resistance and soil water content, time series

1. Einleitung

Im Pilotprojekt LAZBO „Langzeitbeobachtung von physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften“ (Schwab et al., 2006a) wurden von der ART während sechs Jahren verschiedene Bodenparameter bestimmt, u.a. auch der Eindringwiderstand mit dem Penetrometer. In erster Linie ging es um die Erarbeitung von methodischen Grundlagen und um die Eignungsprüfung von ausgewählten Parametern und ihren Messverfahren mit dem Ziel, geeignete Parameter ins Beobachtungsprogramm der Nationalen Bodenbeobachtung NABO (Desaules & Studer, 1993) aufzunehmen.

In der Bodendauerbeobachtung ist die hinreichende Quantifizierung der Messqualität eine zwingende Voraussetzung für die korrekte Beurteilung und Interpretation von Messwerten (Desaules et al., 2004). Um allfällige effektive Veränderungen als solche zu erkennen, müssen methodische Artefakte weitestgehend eliminiert

werden können. So sind z.B. bei der Penetrometermessung Abweichungen durch unterschiedliche Wassergehalte bekannt und müssen korrigiert werden (Sun et al., 2004).

2. Material und Methode

Bei zwei Ackerstandorten (Kleinandelfingen, Reckenholz) wurden 2001-2006 jeweils im Frühjahr (zwischen Mitte März und Mitte Mai) bei abgetrocknetem Boden der Eindringwiderstand mittels Penetrometer „Panda-Sonde“ (4 cm²-Sondenspitze) mit 40 Messungen bis in 60 cm Tiefe gemessen und daraus für alle 5 cm mächtigen Schichten der mittlere Eindringwiderstand berechnet (Schwab et al., 2006b). Zusätzlich wurden in den Tiefenschichten 10-15 cm und 35-40 cm der Wassergehalt und weitere Begleitgrößen (Bodenkennwerte) bestimmt.

Da die Verlaufskurven der 6 Erhebungen über die 12 Tiefenschichten von 0-60 cm auffällige parallele Verschiebungen aufzeigten (Figur 1),

wurde eine Methode zur Korrektur von systematischen Messabweichungen entwickelt.

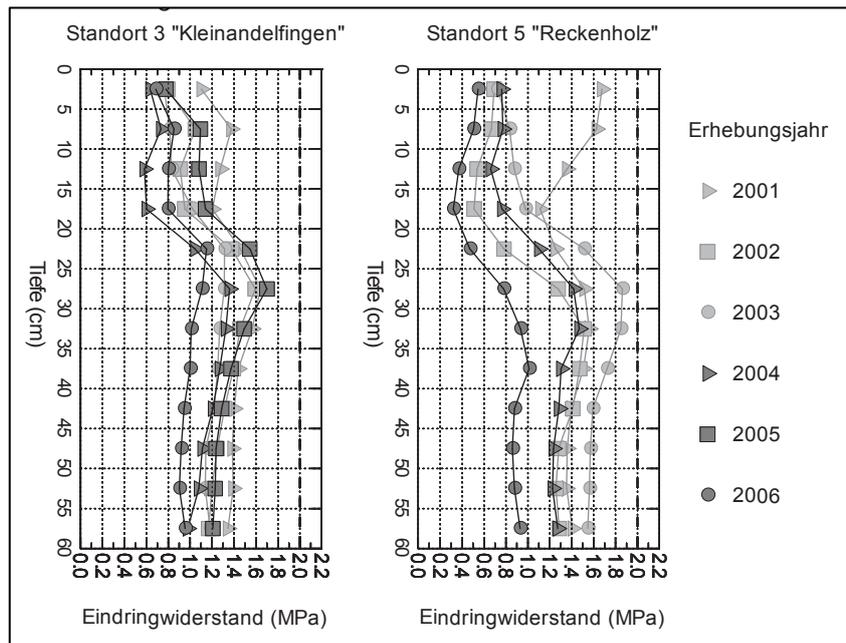
Die berechneten referenzierten Verlaufskurven in den 12 Tiefenschichten von 0 bis 60 cm an den beiden Standorten sind in Figur 2 dargestellt. In der Referenztiefe treffen sich alle Verlaufskurven durch den Zeitreihen-Mittelwert in dieser Messtiefe.

Referenzierungsmethode:

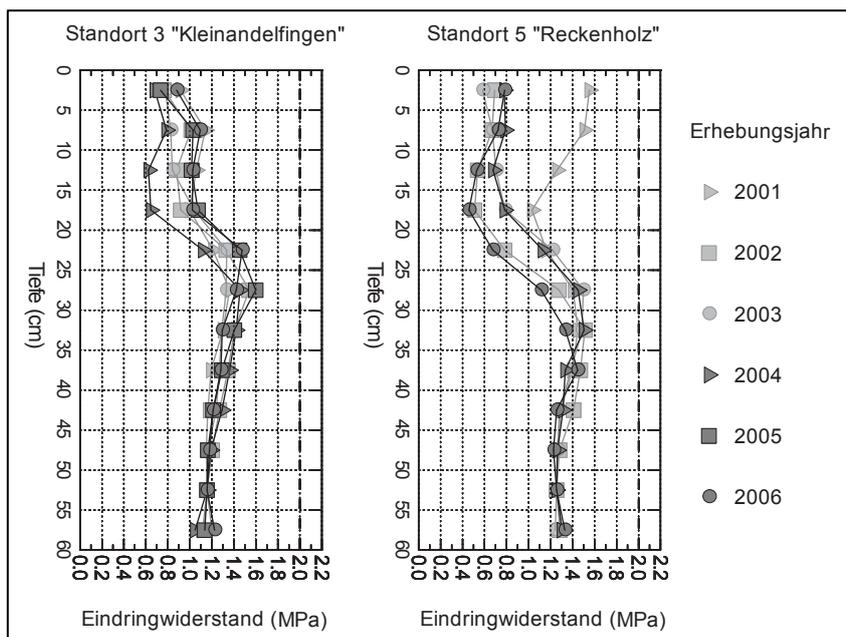
1. Bestimmung einer Referenztiefe. Es wird angenommen, dass sich in einer tief liegen-

den Bodenschicht (z.B. unterhalb 50 cm Tiefe) der Eindringwiderstand nicht durch die Nutzung, Belastung oder Regeneration verändert.

2. Die Relativwerte der einzelnen Tiefenschichten zum jeweiligen Messwert in der Referenztiefe (Referenzwert) werden berechnet.
3. Die Relativwerte jeder Tiefenstufe multipliziert mit dem Mittelwert aller Messungen (2001-2006) der Referenztiefe pro Standort, ergeben die referenzierten Werte (Figur 2).



Figur 1: Gemessene mittlere Eindringwiderstände (n=40) in 12 Tiefenstufen (0-60 cm) in den sechs Erhebungsjahren.



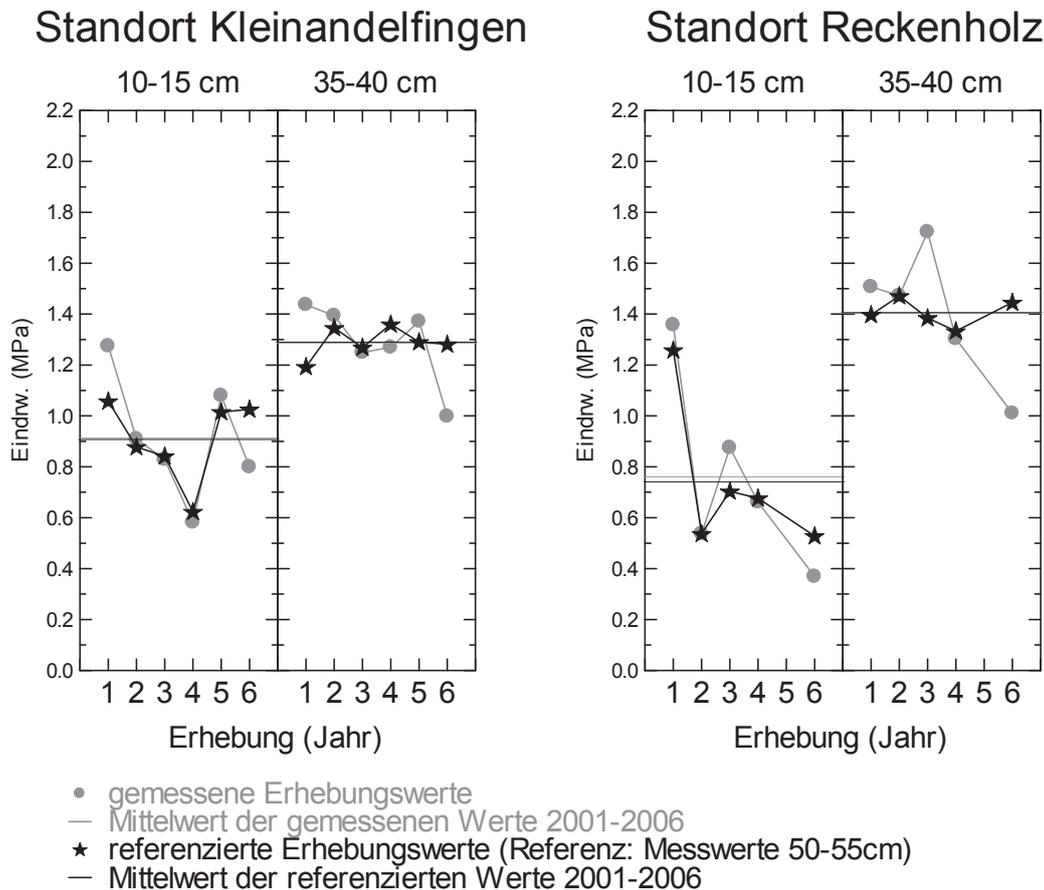
Figur 2: Berechnete mittlere Werte in den 12 Tiefenstufen, korrigiert mit Werten der Referenztiefe 50-55 cm.

3. Ergebnisse

Wird der gemessene und der referenzierte Datensatz horizontweise in einer Zeitreihe dargestellt (Figur 3), so wird ersichtlich, dass die im Unterboden (35-40 cm) gemessenen, grossen jährlichen Veränderungen (graue Kurve) nach der Referenzierung (schwarze Kurve) deutlich

kleiner sind. Sie streuen nur noch gering um das langjährige Mittel.

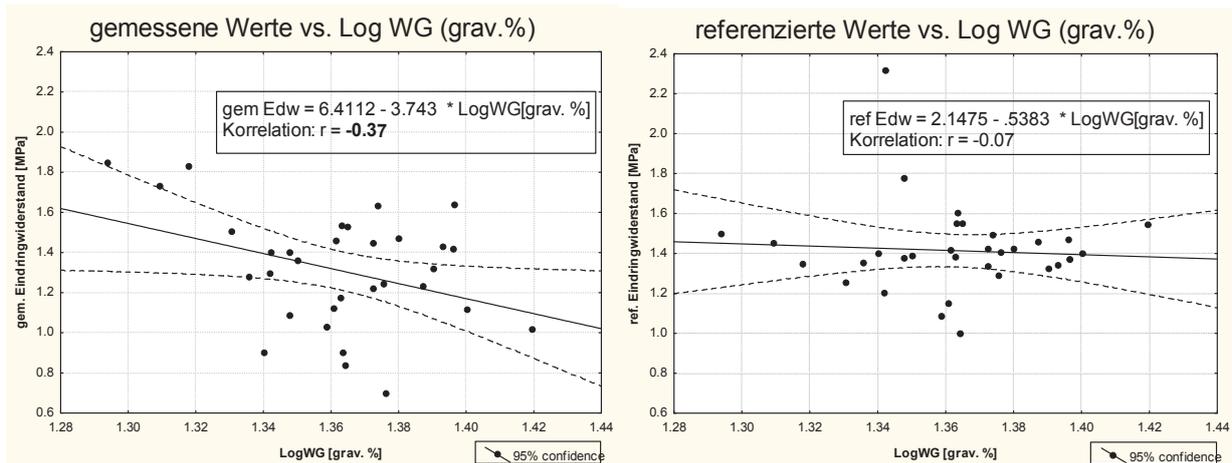
Im Oberboden (10-15 cm) werden durch die Datenreferenzierung die Veränderung nur geringfügig verkleinert. Erklären lässt sich dies, dass hier effektive Unterschiede des Gefüges als Folge der Bodenbearbeitung den Eindringwiderstand beeinflussen.



Figur 3: Vergleich der gemessenen mit den referenzierten Zeitreihen über 6 Jahre im Oberboden (10-15 cm) und im Unterboden (35-40 cm) bei den beiden Ackerstandorten.

Mit den gemessenen Wassergehalten in den Tiefenschichten 10-15 cm und 35-40 cm kann der Einfluss auf die Messabweichungen untersucht werden. Wie das Beispiel in Figur 4 zeigt, weist am Standort Reckenholz in 35-40 cm Tiefe der gemessene Eindringwiderstand einen signifikant linearen Zusammenhang mit dem logarithmierten gravimetrischen Wassergehalt auf (Kor-

relationskoeffizient: $r = -0.39$). Nach der Referenzierung besteht kein Zusammenhang mehr ($r = -0.07$). Diese Ergebnisse zeigen, dass durch die Methode der Referenzierung systematische Messabweichungen, verursacht durch unterschiedliche Bodenfeuchte, vermindert werden können.



Figur 4: Linearer Zusammenhang zwischen dem Eindringwiderstand und dem logarithmierten gravimetrischen Wassergehalt (Log WG) beim Standort Reckenholz in 35-40 cm Tiefe; links Zusammenhang der gemessenen, rechts der referenzierten Werte.

4. Folgerungen

Die Ergebnisse zeigen, dass die gemessenen zeitlichen Veränderungen des Eindringwiderstandes im Unterboden weitgehend durch das Artefakt Bodenfeuchte verursacht werden. Durch die Methode der Referenzierung mit Messwerten aus einer tiefen Bodenschicht entsteht ein homogener Datensatz, der geringere methodische Messabweichungen aufweist. Dadurch können in einer Zeitreihe effektive Veränderung des Eindringwiderstandes besser erkannt und korrekter interpretiert werden.

Literatur

- Desaules, A. & Studer, K., 1993. NABO - Nationales Bodenbeobachtungsnetz Messresultate 1985-1991. Schriftenreihe Umwelt Nr. 200. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 3003 Bern. 134 pp., Anhänge 175 pp.
- Desaules, A., Keller, A., Schwab, P. & Dahinden, R., 2004. Analysen von Zeitreihen und Ursachen gemessener Konzentrationsveränderungen von Schwermetallen und Phosphor in Böden auf Dauerbeobachtungsflächen. Agroscope FAL Reckenholz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, 8046 Zürich. 107 pp.
- Schwab, P., Weisskopf, P., Oberholzer, H., Scheid, S. & Berli, M., 2006a. Langzeitbeobachtung von physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften - Pilotprojekt LAZBO - Teil 1 Einleitung und Grundlagen. Agroscope FAL Reckenholz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich. 29 pp.
- Schwab, P., Weisskopf, P., Berli, M., Rehbein, K., Brunner, H., Scheid, S., Sommer, M. & Ropka, B., 2006b. Langzeitbeobachtung von physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften - Pilotprojekt LAZBO - Teil 2 Bodenphysikalische Untersuchungen. Agroscope FAL Reckenholz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich. 107 pp.
- Sun, Y., Schulze Lammers, P. & Ma, D., 2004. Evaluation of a combined penetrometer for simultaneous measurement of penetration resistance and soil water content. J. Plant Nutr. Soil Sci., 2004 (167): pp. 745-751.

Vom Boden zum Waldstandortstyp

Unterteilung des Waldmeister-Buchenwaldes mit Hilfe von Bodeneigenschaften

Maria Stoll^{1,2}, Rolf Krebs¹, Peter Lüscher²

¹Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, CH-8820 Wädenswil

²Eidg. Forschungsanstalt WSL, FE Boden-Wissenschaften, CH-8903 Birmensdorf

Zusammenfassung

Können Informationen über Bodeneigenschaften verwendet werden, um die Waldgesellschaft „Waldmeister-Buchenwald“ (Nr. 7, E+K 72) in ihre Untereinheiten zu gliedern? Diese Frage wurde am Beispiel typischer Mittelland-Standorte am unteren Lauf der Emme (Kt. SO) untersucht.

Grundlagen für die Unterteilung bilden eine Vegetationskartierung aus dem Jahr 1991, eine detaillierte Bodenkartierung neueren Datums sowie die Informationen aus dem standortkundlichen Kartierungsschlüssel für die Wälder der Kantone Bern und Freiburg.

Durch eine Übertragung der Zusammenhänge des Kartierungsschlüssels in GIS konnte eine Waldstandortskarte erstellt werden, welche die potentiellen Untereinheiten des Waldmeister-Buchenwaldes aufgrund der kartierten Bodeneigenschaften zeigt. Die Zuordnung der Untereinheiten ist nicht überall eindeutig, da sich die Ansprüche der Untereinheiten bezüglich Wasser- und Nährstoffhaushalt teilweise überschneiden.

Die entstandene Waldstandortskarte kann im Vergleich zur ursprünglichen Vegetationskartierung differenziertere Hinweise für die waldbauliche Planung sowie den physikalischen Bodenschutz geben.

Abstract: Classification of *Galio odorati-Fagetum* in its sub-associations based on soil properties

Is it possible to classify the forest community *Galio odorati-Fagetum* (No. 7, E+K 72) in its sub-associations based on soil properties? To answer this question typical sites of the Swiss plateau at the lower course of the river Emme were studied.

The classification is based on a vegetation mapping, a detailed soil mapping, as well as the specifications of the forest mapping key for the cantons Berne and Fribourg.

Using a GIS-Model, a forest site map was developed. The map shows the potential sub-associations of *Galio odorati-Fagetum* including their probability of occurrence. The allocation of sub-associations is not everywhere explicit, since the sub-associations show partly overlapping site requirements for water and nutrients. Compared to the original vegetation mapping, the resulting forest site map provides a better basis for silvicultural management as well as for soil protection.

Keywords: *Galio odorati-Fagetum*, sub-association, soil properties, ecogram

1. Einleitung

Am unteren Lauf der Emme wurden im Rahmen einer Vegetationskartierung (Amt für Wald, Wild und Fischerei, Kanton Solothurn, 1991) grossflächige Einheiten als Waldmeister-Buchenwald (Waldgesellschaft Nr. 7 nach ELLENBERG und KLÖTZLI 1972) ausgeschieden, ohne in Untereinheiten zu unterteilen (Abb. 1, links). Der standortkundliche Kartierungsschlüssel für die Wälder der Kantone Bern und Freiburg (BURGER et al. 1996) beschreibt insgesamt 11 Untereinheiten dieser Waldgesellschaft und gibt Hinweise zu ihren bodenkundlichen Ausprägungen.

Für das Gebiet steht eine detaillierte Bodenkartierung (Projekt „Bodenkartierung Solothurn“, Amt für

Umwelt, Kanton Solothurn) aus den Jahren 2005/2006 zur Verfügung (Abb. 1, rechts). Ziel der Bachelor-Arbeit war es, Zusammenhänge zwischen Bodeneigenschaften und dem Vorkommen der Untereinheiten aufzuzeigen, indem Merkmale der Bodenkartierung mit den beschriebenen Ausprägungen im Teilschlüssel Boden des standortkundlichen Kartierungsschlüssels verknüpft werden. Diese Verknüpfungen werden mittels GIS zu einer Waldstandortskarte verarbeitet.

Mit diesem Ansatz wird die Bedeutung der Bodeneigenschaften für eine verfeinerte Ansprache des Standortes betont sowie für das untersuchte Gebiet eine differenziertere Waldstandortskarte erstellt.



Abb. 1: Vegetationskartierung (7: Waldmeister-Buchenwald, 11: Aronstab-Buchenwald) und Bodenkartierung (Ausschnitt), (Amt für Geoinformation, Kanton Solothurn)

2. Methoden

Grundlage für die Verarbeitung mittels GIS bilden die Verknüpfungen ausgewählter Attribute der Bodenkartierung mit den Ausprägungen der Bodeneigenschaften im standortkundlichen Kartierungsschlüssel. Es handelt sich dabei um die folgenden Attribute: Geländeform, Bodentyp, Untertyp, Wasserhaushaltsgruppe, pH-Wert Oberboden, pH-Wert Unterboden, Kalkgrenze und Humusform. Die Polygone der Bodenkartierung werden nicht verändert.

Bei der Verknüpfung wird für alle Ausprägungen eines Attributs der Bodenkartierung ihr Auftretenspotential in einer Untereinheit des Waldmeister-Buchenwaldes bewertet. Anhand der Angaben des Kartierungsschlüssels werden Punkte von 0 bis 2 vergeben. 0 Punkte erhalten diejenigen Ausprägungen der Bodenattribute, welche gemäss Kartierungsschlüssel für eine Untereinheit klar auszuschliessen sind. Falls der Kartierungsschlüssel eine Ausprägung für eine Untereinheit aufführt, werden 2 Punkte vergeben. 1 Punkt erhalten Ausprägungen, welche in Randbereichen der Aussagen des Kartierungsschlüssels liegen, oder welche für eine Untereinheit nicht völlig auszuschliessen, aber auch nicht typisch für sie sind.

Tabelle 1 zeigt die Bewertung am Beispiel des Untertyps I (Staunässe). Die 4 Untereinheiten 7a, 7b, 7f, 7s stehen als Beispiel für alle 11 Untereinheiten der Waldgesellschaft „Waldmeister-Buchenwald“. Bei 7a handelt es sich um die typische Ausprägung des Waldmeister-Buchenwaldes, 7s ist etwas feuchter als der Typ, während 7b etwas feuchter und nährstoffärmer und 7f etwas nährstoffreicher sind.

Tabelle 1: Beispiel einer Verknüpfung für das Attribut I (Staunässe) in ausgewählten Untereinheiten

Untertyp I, Staunässe	Untereinheiten Waldmeister-Buchenwald			
	7a	7b	7f	7s
I1, schwach pseudogleyig	1	1	1	1
I2, pseudogleyig	0	2	0	2
I3, stark pseudogleyig	0	1	0	1
I4, sehr st. pseudogleyig	0	1	0	1

Im GIS werden anhand der kartierten Bodenattribute in einem Polygon für jede Untereinheit Punkte gemäss der Verknüpfungstabellen vergeben. Durch Multiplikation dieser Punktzugebung wird in jedem Polygon eine Gesamtbewertung der einzelnen Untereinheiten berechnet. Die Untereinheit mit der höchsten Gesamtbewertung wird als am wahrscheinlichsten angenommen.

Beispiel mit zwei Attributen:

Für ein Polygon wurde folgendes kartiert:
Untertyp: I2, pH-Wert Oberboden: 5

Punktvergabe in GIS (gemäss Verknüpfungstabellen)

Untertyp = I2			
7a	7b	7f	7s
0	2	0	2

pH Oberboden = 5			
7a	7b	7f	7s
2	0	2	1

Multiplikation der vergebenen Punkte

7a	7b	7f	7s
0 · 2	2 · 0	0 · 2	2 · 1
0	0	0	2

Untereinheit 7s ist für dieses Polygon die einzig mögliche Untereinheit.

Anhand der Gesamtbewertung pro Untereinheit lässt sich eine Standortkarte erstellen, welche die auf einem Polygon wahrscheinlichste Untereinheit (Abb. 2, Grundfarbe) sowie sämtliche möglichen Untereinheiten mit ihrem Auftretenspotential (Abb. 2, Balkendiagramme) zeigt.

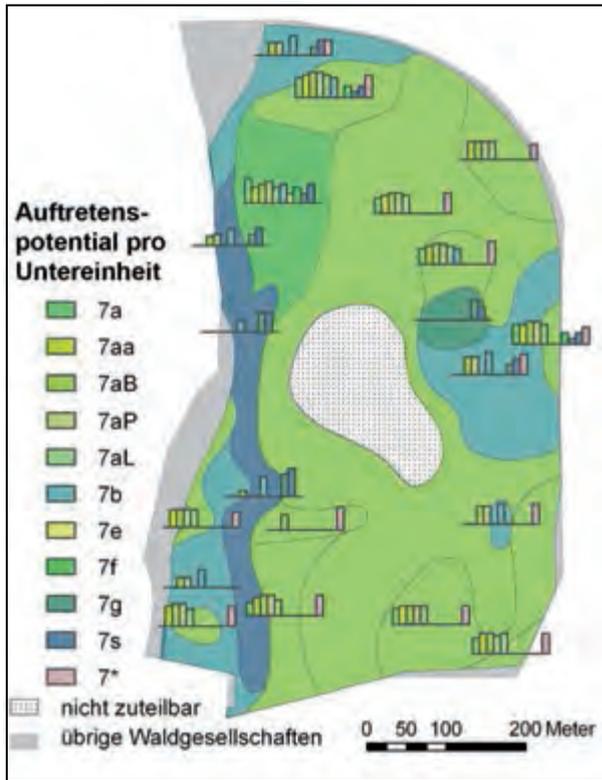


Abb. 2: Waldstandortskarte (Ausschnitt), Grundfarbe: wahrscheinlichste Untereinheit, Balkendiagramm: Auftretenspotential aller möglichen Untereinheiten, 7a bis 7*: Untereinheiten des Waldmeister-Buchenwaldes

Schwierigkeiten ergaben sich für einige Attribute, bei welchen die Beschreibungen des Kartierungsschlüssels nicht direkt auf die Attribute der Bodenkartierung übertragen werden konnten. So definiert der Schlüssel beispielsweise je einen pH-Wert für den Oberboden, für den Haupt-, sowie für den Nebenwurzelraum, während bei der Bodenkartierung im Feld je ein Wert im Oberboden sowie im Unterboden (50 – 60 cm) bestimmt wird. Diesen Schwierigkeiten wurde begegnet, indem einerseits Randbereiche ausgeschieden werden, in welchen die Attribute noch mit 1 (möglich) bewertet werden sowie mittels einer Bereinigung sämtlicher Zuordnungen durch erfahrene StandortskartiererInnen.

3. Resultate

Der Grossteil der Flächen kann möglichen Untereinheiten des Waldmeister-Buchenwaldes zugeordnet werden. Die Zuordnungen sind mehrheitlich nicht eindeutig, da auf vielen Flächen gemäss GIS-Vorgehen mehrere Untereinheiten möglich sind.

Insbesondere Untereinheiten, bei welchen gewisse Zeigerarten zwingend vorhanden sein müssen (7a_B, 7a_P, 7a_L), können nicht allein aufgrund von Bodeninformationen zugeordnet werden. Feuchte-

re Untereinheiten (7b, 7g, 7s) sind eindeutiger zuteilbar.

Es gibt Flächen, welchen keine Untereinheit zugeordnet werden kann, da sie entweder für Waldmeister-Buchenwald aus bodenkundlicher Sicht zu nass sind oder ihre Humusform in Kombination mit der Vernässung für einen Waldmeister-Buchenwald zu wenig aktiv ist.

4. Diskussion

Ein Vergleich des Ökogramms, wie es in BURGER et al. (1996) gezeigt wird (Abb. 3) mit einem Ökogramm, welches sich aus der Zuordnung in den Verknüpfungstabellen bezüglich Wasserhaushalt und pH-Wert des Hauptwurzelraums ergibt (Abb. 4), zeigt, dass diese Zuordnung die selben Vorstellungen der Standortansprüche der Untereinheiten übernommen hat.

Im Ökogramm gemäss Verknüpfungstabellen treten allerdings klar Überschneidungen der Standortansprüche zutage, welche im Kartierungsschlüssel im Detail ebenfalls beschrieben sind, aber in dessen Ökogramm nicht zum Ausdruck kommen, da es ein Idealbild für die Einordnung der Standortansprüche der Waldgesellschaften bezüglich Wasser- und Säuregrad zeigt.

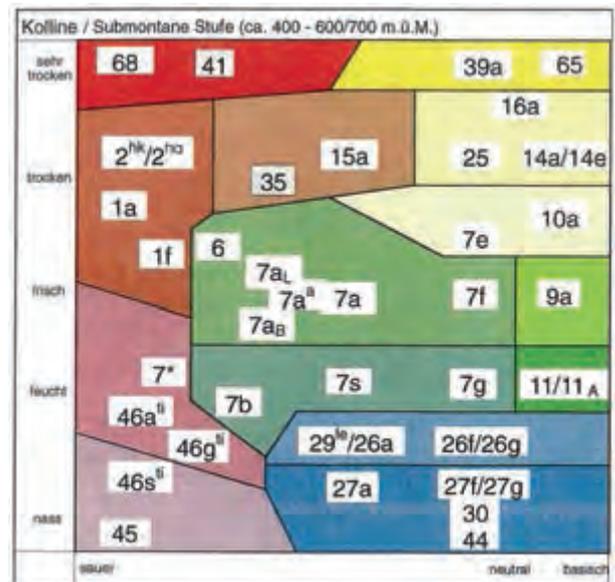


Abb. 3: Darstellung des Ökogramms im standortkundlichen Kartierungsschlüssel (BURGER et al. 1996)

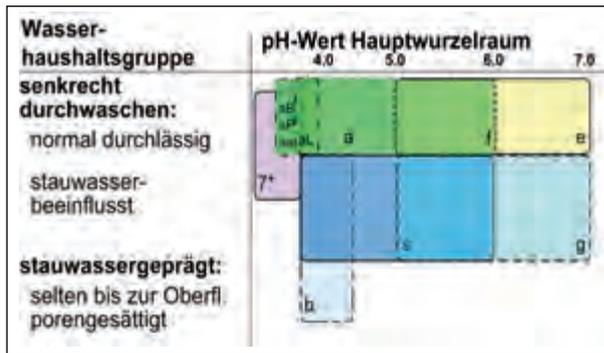


Abb. 4: Ökogramm gemäss Zuordnung in den Verknüpfungstabellen

Die Überschneidungen sind der Grund, warum praktisch keine eindeutigen Zuordnungen möglich sind. Auch wenn sämtliche Attribute, welche verwendet wurden, einbezogen werden, lassen sich nicht alle Untereinheiten eindeutig voneinander unterscheiden.

Dies hat mit der Tatsache zu tun, dass ausschliesslich Bodenattribute verwendet wurden, und beispielsweise Zeigervegetation nicht einfließt, aber auch damit, dass sich fast alle Untereinheiten des Waldmeister-Buchenwaldes in der Mitte des Ökogramms befinden (Ausnahme: 7*, vgl. Abb. 3) und somit extreme Standortansprüche, welche leichter abzugrenzen wären, fehlen.

5. Folgerungen

Unterschiede der Bodeneigenschaften können bei den gegebenen Umständen zu einer differenzierteren Ausscheidung des Waldmeister-Buchenwaldes führen. Die erarbeitete Standortskarte (Abb. 2) gibt einen Überblick über die möglichen Untereinheiten im untersuchten Gebiet. Nicht alle Zuordnungen sind jedoch eindeutig, da sich die Standortseigenschaften der Untereinheiten überschneiden.

Für Untereinheiten, welche zwingend gewisse Zeigerarten aufweisen müssen ($7a_B$, $7a_P$, $7a_L$), reicht eine Zuweisung aufgrund von Bodeneigenschaften nicht aus.

Bei einer Waldstandortskartierung im Feld ist es der Gesamteinfluss von Bodenbildungsfaktoren, Bodeneigenschaften, Vegetation und Bestandesgeschichte, welcher letztlich zur Bestimmung der potentiellen natürlichen Waldgesellschaft führt. Das GIS-Vorgehen basierend auf Bodenmerkmalen soll dies nicht ersetzen, soll jedoch die Bedeutung der Bodeneigenschaften für eine differenzierte Ansprache des Waldmeister-Buchenwaldes betonen. Zudem kann die Standortskarte als Kommunikationsinstrument für bodenkundliche Anliegen dienen, indem Informatio-

nen aus der Bodenkartierung durch die Waldgesellschaft bzw. deren Untereinheiten zum Ausdruck gebracht werden.

6. Ausblick

Das Vorgehen wird auf weitere Gebiete angewendet und für zusätzliche Waldgesellschaften erweitert. Für einen Einsatz in der Praxis ist eine Validierung im Feld unerlässlich.

7. Literatur

BURGER, T., E. DANNER, G. KAUFMANN, P. LÜSCHER und R. STOCKER (1996): Standortskundlicher Kartierungsschlüssel für die Wälder der Kantone Bern und Freiburg. Amt für Wald und Natur Kanton Bern, Kantonsforstamt Freiburg [Hrsg.]. ARGE Kaufmann + Partner, Solothurn. Burger + Stocker, Lenzburg. Forstliche Bodenkunde, Birmensdorf.

ELLENBERG, H. UND F. KLÖTZLI (1972): Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. Mitteilungen der Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen 48, 589-930

RYKIEL, E. J. (1996): Testing ecological models: the meaning of validation. In: Ecological Modelling, 90, 229-244.

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ

SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE

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

Telefon 044 635 51 14 oder 044 635 51 21 (Sekretariat) **Fax** 044 635 68 48

E-Mail markus.egli@geo.uzh.ch

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

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

Vorstand / Comité 2010

Präsident / Président:	R. Bono, Liestal	061 552 61 11	roland.bono@bluewin.ch
Vizepräsident / Vice-président:	R. Meuli, Zürich	044 377 75 45	reto.meuli@art.admin.ch
Beisitzer/innen / Assesseeurs:	E. Havlicek, Neuchâtel	032 718 39 44	elena.havlicek@unine.ch
	R. Krebs, Wädenswil	058 934 57 90	rolf.krebs@zhaw.ch
	C. Le Bayon, Neuchâtel	032 718 23 65	claire.lebayon@unine.ch
Sekretär / Secrétaire:	M. Egli, Zürich	044 635 51 14	markus.egli@geo.uzh.ch
Rechnungsführer / Comptable:	A. Kayser, Frauenfeld	052 724 24 79	bgs.caissier@soil.ch
Redaktor / Rédacteur	M. Müller, Zollikofen	031 910 21 24	moritz.mueller@bfh.ch

Geschäftsstelle / bureau exécutif

BGS Geschäftsstelle, Nicole Näf Telefon 041 228 60 60
c/o Umwelt und Energie Kt. Luzern Fax 041 228 64 22
Libellenrain 15 E-Mail bgs.gs@soil.ch
Postfach 3439
6002 Luzern

Dokumentationsstelle / Service des documents

ELVADATA AG Tel. 031 910 61 20 E-Mail info@elvadata.ch
Schützenstrasse 10 Fax 031 910 61 49 Internet <http://www.elvadata.ch>
3052 Zollikofen

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

Klassifikation und Nomenklatur:	M. Zürrer, Uster	043 399 03 80	zuerrer@myx.ch
BGS-Plattform Bodenschutz:	S. Tobias, Birmensdorf	044 739 23 49	silvia.tobias@wsl.ch
Bodenkartierung:	M. Knecht, Zürich	044 383 70 71	ambio@bluewin.ch
Reflexion/Strategie	R. Bono, Liestal	061 552 61 11	roland.bono@bluewin.ch

Redaktion / Rédaction

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

Redaktionskomitee / Comité de rédaction

M. Egli, Zürich	markus.egli@geo.uzh.ch
C. Keller, Aix-en-Provence	keller@cerege.fr
J.-A. Neyroud, Lausanne	lytj-neyroud@bluewin.ch
H. Sticher, Zug	hans.sticher@bluewin.ch
S. Zimmermann, Birmensdorf	stefan.zimmermann@wsl.ch

Publikationen der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz

Bestellungen, Versand: ELVADATA AG
 Schützenstrasse 10
 3052 Zollikofen
 Tel. 031 910 61 20
 Fax 031 910 61 49
 E-Mail info@elvadata.ch
 Internet <http://www.elvadata.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	20	1996	970 817
5	1981	970 802	21	1997	970 818
6	1982	970 803	22	1998	970 819
8	1984	970 805	23	1999	970 870
11	1987	970 808	24	2000	970 871
12	1988	970 809	25	2001	970 872
14	1990	970 811	26	2002	970 873
15	1991	970 812	27	2004	970 874
16	1992	970 813	28	2005	970 875
17	1993	970 814	29	2006	970 876
18	1994	970 815	30	2007-2009	970 877
19	1995	970 816			

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
12 d	2003	Sanfte Bodensanierung	970 831
13 d	2004	Definition und Erfassung von Bodenschadverdichtungen	970 832
14 d	2004	Bodeninformation Schweiz BI-CH - Schlussbericht 2003	970 833

No. 1, 2 und 5 deutsch vergriffen

No. 2 und 9 französisch 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

