

**BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ**

**SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE**

**BULLETIN 31**

**2011**

**Jahrestagung vom 11. und 12. Februar 2010 in Fribourg**

***"New Soil Deal"***

**Referate, Texte zu den Postern**

Schriftleitung: Moritz Müller, Zollikofen

---

ISSN 1420-6773

ELVADATA AG

Zollikofen 2011

**Druck:** ELVADATA AG, 3052 Zollikofen

**ISSN** 1420-6773

**Copyright:** 2011 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz / Société Suisse de Pédologie

---

<b>Franz Borer - Ehrenmitglied der BGS</b>	<b>5</b>
<b>Peter Germann - Ehrenmitglied der BGS</b>	<b>6</b>
<b>Michel Gratier - membre d'honneur de la SSP</b>	<b>7</b>
 <b>"New Soil Deal"</b> <b>Referate und Posterbeiträge der Jahrestagung vom 11. und 12. Februar 2010 in Fribourg</b>	
E. STIMM, B. LANGE, K. ZÜRCHER, P. LÜSCHER & R. WEINGARTNER Infiltrationsverhalten gehemmt durchlässiger Waldböden in Abhängigkeit von Bestandesaufbau und Durchwurzelungsintensität	9
C. MEYER, P. LÜSCHER & R. SCHULIN Regeneration von mechanisch verdichtetem Boden unter Fahrspuren durch Sanierungsmassnahmen	12
B. FOURNIER, G. BULLINGER-WEBER, E.A.D. MITCHELL, & C. GUENAT La morphologie du sol: un outil pour l'évaluation de projets de revitalisation de zones alluviales? Concept général	17
A. FREULER, P. LÜSCHER & P. AMMANN Verwendung der Bodenkarten 1:25'000 beim Vollzug des physikalischen Bodenschutzes im Wald im Kanton Aargau	22
M. JOZIC Beitrag der Bodenbiologie bei der ganzheitlichen Bodenerfassung am Beispiel von zwei Bodentypen	25
M. HOLPP, T. ANKEN, J. REK, R. REISER, U. ZIHLMANN, H.-R. OBERHOLZER, P. WEISSKOPF, & O. HENSEL Better No-Till Cropping with Controlled Traffic Farming?	29
E. DISERENS & R. MEIER Poids des machines et tassement du sol agricole: TASC V2.0 – un outil pratique d'aide à la décision	35
A. GUBLER, M. CARIZZONI & P. GERMANN Bestimmung des C <sub>org</sub> -Gehaltes von Bodenproben mit Infrarotspektroskopie (VNIRS)	41
S. ABIVEN Le biochar: une nouvelle technique pour séquestrer du carbone et augmenter la fertilité du sol?	47
M. EGLI, R. KREBS, A. LEUMANN, & D. WÄCHTER Heavy metal contamination in soils near formerly mined metal ores of the Mont Chemin	51



## Franz Borer – Ehrenmitglied der BGS



Unter grossem Applaus wurde Franz Borer an der Generalversammlung 2011 zum Ehrenmitglied der BGS gewählt. Mit ihm ehren wir nicht nur einen anerkannten Fachmann und wissenschaftlich fundierten Bodenkundler, sondern auch eine aussergewöhnliche Persönlichkeit und einen guten Kollegen.

Franz Borer hat sich mit seiner Dissertation zum Wasserhaushalt einer Douglasie in Möhlin ein Grundwissen in Bodenkunde angeeignet. Dieses hat er im Lauf seiner Berufstätigkeit auf zahlreiche praktische Fragestellungen angewandt und zum Wohl eines nachhaltigen Umgangs mit unserer Ressource Boden umgesetzt.

So bildet die von ihm erarbeitete Bodenübersichtskarte der Bürgergemeinde Solothurn eine unentbehrliche Grundlage für die standortgerechte Bewirtschaftung der Wälder. Als Kreisförster im Schwarzbubenland konnte er direkt Einfluss auf eine bodenschonende und standortgerechte Waldwirtschaft nehmen.

Von seiner Verbundenheit mit dem Boden profitiert auch die BGS, deren Präsident er von 1998 bis 2000 war. Auch nach seinem grossen Einsatz im Vorstand unserer Gesellschaft bringt er sich bis heute mit guten Ratschlägen und Vorstössen unter anderem in der BGS-Plattform Bodenschutz ein.

Ab 1989 baute er die Bodenschutzfachstelle des Kantons Solothurn auf, deren Leitung er bis zu seiner Pensionierung im Frühling 2010 inne hatte. Als einer der Pioniere im Schweizer Bodenschutz verhalf er zahlreichen Anliegen zum Durchbruch.

Grosse Verdienste erwarb er sich im chemischen Bodenschutz. Seine Bemühungen führten zur

systematischen Erfassung der Bodenbelastungsgebiete im Kanton und sind heute die Grundlage für einen planmässigen Vollzug.

Zusammen mit Bodenschutzkollegen war Franz Borer prägend bei der Begleitung des Transitgasleitungsbaus tätig. Diese Arbeiten schufen die Basis für den physikalischen Bodenschutz in der Schweiz. Heute müssen die Erdarbeiten auf Baustellen von anerkannten bodenkundlichen Baubegleitern überwacht werden, welche eine treuhänderische Funktion zum Schutz des Bodens wahrnehmen und die Auflagen der Bodenschutzgesetzgebung umsetzen.

Gemäss seinem Grundsatz, dass man kennen muss, was man schützen will, forcierte Franz Borer die Bodenkartierung im Kanton Solothurn. So spielt sein Kanton auch in dieser Beziehung eine Vorreiterrolle, indem eine flächendeckende Bodenkarte für das gesamte Kantonsgebiet angestrebt wird.

Die Aufzählung seiner Tätigkeiten und Verdienste kann schwerlich vollständig sein. Besonders hervorzuheben ist jedoch sein Bemühen, den Boden frühzeitig vor irreversiblen Schäden zu schützen. Es ging ihm nie darum, den Gasleitungsbau oder eine Holzernte zu verhindern, sondern diese Vorhaben so boden- und umweltverträglich wie möglich zu gestalten, um die natürlichen, lebenswichtigen Funktionen des Bodens nachhaltig zu gewährleisten.

Franz Borer warb immer für die Förderung der Wahrnehmung und des Verständnisses des Bodens. Ein eindrückliches Beispiel ist der berühmte „Krümel“, welcher unter seiner Anleitung mit einem Graphiker erarbeitet wurde und das komplexe Zusammenspiel zwischen Bodenlebewesen und Bodenstruktur zeigt. Unermüdlich wies er darauf hin, dass mit dem Boden nicht nur nutzbare Fläche, sondern ein ganzer Lebensraum mit zahlreichen Organismen und wichtigen Funktionen zerstört wird. Dass er seine Anliegen nicht nur nachdrücklich, kompetent und konsequent, sondern stets mit einer guten Portion Humor vertrat, verhalf ihnen umso mehr zum Durchbruch.

Für Dein Engagement, für die zahlreichen Pionierleistungen auf dem Gebiet des Bodenschutzes, aber auch für die stets gute und fruchtbare Zusammenarbeit danken wir Dir, lieber Franz ganz herzlich! Wir wünschen Dir für die Zukunft alles Gute und hoffen, den Kontakt, sei es in fachlichen Belangen oder in geselligem Rahmen, nachhaltig aufrecht zu erhalten.

Stefan Zimmermann

## Peter Germann – Ehrenmitglied der BGS



Unter grossem Applaus wurde Peter Germann an der Generalversammlung 2011 in Fribourg zum Ehrenmitglied der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz gewählt.

Nach dem Studium als Forstingenieur an der ETH Zürich befasste er sich in seiner Dissertation mit dem Thema „Wasserhaushalt und Elektrolytverlagerung in einem mit Wald und mit Wiese bestockten Boden“ im Oberforst bei Möhlin (Kt. AG). Betreut wurde er dabei von Prof. Dr. F. Richard, Professor für Bodenphysik an der ETH und Leiter der Abteilung Standort an der damaligen Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen (EAFV) in Birmensdorf.

Nach dem Abschluss der Doktorarbeit im Jahre 1976 arbeitete er zuerst an der Versuchsanstalt für Wasserbau (VAW) der ETH, wo er sich mit der Einzugsgebietshydrologie des Rietholzbaches (Kt. SG) befasste. Seine Post-Doc-Zeit verbrachte er am „Institute of Hydrology“ in Wallingford (UK). Von 1980 bis 1986 war er als Assistenzprofessor für Hydrologie am Umweltdepartement der University of Virginia, in Charlottesville (VA, USA) tätig.

Von 1989 bis 2009 war er Professor für Bodenkunde am Geographischen Institut der Universität Bern. In diese Zeit fallen zahlreiche Publikationen zum Thema „Makroporenfluss“ bzw. zum „Präferenziellen Fliessen“. Sein Beitrag „Flüsse in Böden“ im Handbuch der Bodenkunde (1999) war wegweisend.

In den Jahren 2004 und 2005 amtierte er zudem als Direktor des Geographischen Institutes.

Peter Germann begleitete und lenkte engagiert die Geschicke der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz. Von 1992 bis 1998 gehörte er dem Vorstand an. Von 1994 bis 1996 war er Präsident der BGS und gestaltete die gelungene Jubiläumsveranstaltung zum 20-jährigen Bestehen der Gesellschaft vom 16. und 17. März 1995 an der Universität Bern.

Er war Mitbegründer und Leiter der Arbeitsgruppe Lysimeter. Als Ausdruck davon konnte 1989 das BGS-Dokument Nr. 4 „Lysimeterdaten von schweizerischen Messstationen“ publiziert werden.

Ebenso umsichtig und prägend war sein Wirken in der 1998 gegründeten „Groupe de réflexion“ (Arbeitsgruppe Reflexion/Strategie der BGS), wo für die Gesellschaft und den „Boden“ in der Schweiz visionäre Gedanken generiert wurden.

Anlässlich der BGS-Jubiläumsveranstaltungen im Jahr 2000 gestaltete Peter im Warenhaus Loeb in Bern ein vielbeachtetes Schaufenster „Mode und Boden im Loeb“.

Im Jahr 2007 stand die BGS-Jahrestagung an der Universität Bern - mit Peter Germann als Gastgeber - unter dem Thema „Bodenkundliche Ausbildung in der Schweiz - Bedürfnisse und Angebote“.

Ein Magnet für „Makroporen-Spezialisten“ ist das Tessin - genauer das Centro Stefano Franscini der ETH auf dem Monte Verità bei Ascona. Peter Germann organisierte dort vom 30. März bis zum 4. April 2009 eine internationale Tagung zum Thema „Preferential and Unstable Flows in Porous Media - from Water Infiltration to Gas Injection“.

Die viel beachtete Abschiedsvorlesung im September 2009 gab einen Überblick über sein beachtliches Wirken in Forschung und Lehre.

Die Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz dankt Peter Germann für sein stets engagiertes Wirken für den Boden und wünscht ihm für die kommenden Jahre alles Gute!

Peter Lüscher

## Michel Gratier – membre d'honneur de la SSP



Michel Gratier a certes pris sa retraite à fin 2007, mais cela ne signifie bien sûr pas qu'il a cessé toute activité pédologique: sa tarière et son équipement de prospection ne quittent pas l'arrière de sa voiture. En témoignage de reconnaissance pour ses qualités humaines et professionnelles et pour son apport au rayonnement de la pédologie en Suisse et ailleurs, l'Assemblée Générale de notre SSP l'a nommé membre d'honneur par acclamations le 10 février 2010.

De nationalité française, Michel est né en 1947 à Paris et passe toute sa jeunesse entre Berry et Poitou. Cette région, anciennement convoitée par les rois de France et d'Angleterre, est une zone historique de passage et une zone géologique de transition. Quoi de plus logique dès l'ors que, entre massifs anciens siliceux de bocages et plaines calcaires s'ouvrant sur la Loire, entre bassins parisiens et aquitains, entre langues d'oc et langues d'oïl, entre maisons recouvertes d'ardoise ou de tuile, entre cuisine au beurre et à l'huile, naisse une brillante vocation pour la pédologie, science-carrefour par excellence? C'est là-bas que Michel commence sa formation, à l'Université de Poitiers, avec une licence en sciences humaines, puis une maîtrise en géographie.

Il est en Suisse dès 1973 et s'attaque à la cartographie des sols, au Service Vaudois de

l'Aménagement du Territoire. C'est là qu'à longueur de journée il va arpenter les sols du plateau, ne s'interrompant que vers midi pour tirer son casse-croûte de sa légendaire musette. Il note tout ce qu'il voit sur de petits carnets: traits pédologiques bien sûr, mais aussi galets taillés, fossiles, morceaux de charbon et de tuile, attestant d'activités humaines anciennes. Il définit les contours les plus fins des couvertures morainiques et les faciès les plus subtils des fonds molassiques. C'est encore au bord d'une petite falaise molassique, à Bercher, qu'il s'installe avec son épouse et leurs deux enfants. Impossible chez Michel de considérer le seul aspect professionnel sans sa dimension humaine!

Il obtient un doctorat en géographie à l'Université de Poitiers en 1983. De 1983 à 1987, il est assistant chargé de cours à l'Institut de Génie Rural de l'EPFL. Il y réalise divers mandats et transmet son savoir. Après une année passée à exécuter des études d'impact de nouvelles voies de communication pour un bureau privé, il reprend son travail à l'aménagement du territoire. Dès 1992 il sera en plus responsable de la gestion des mouvements de terres sur les chantiers et de la régénération des sols agricoles. En 1998, l'activité cantonale de cartographie des sols est stoppée et Michel devient le pédologue responsable de la protection des sols vaudois au Service des Eaux, Sols et Assainissement (SESA).

Au terme d'une carrière bien remplie, Michel est devenu un spécialiste reconnu du quaternaire, il a signé de nombreuses publications et réalisé tout autant de cartes pédologiques. Son activité n'a pas toujours été de tout repos, face à des partenaires peu convaincus de l'utilité de la pédologie, des consultants taillant sans états d'âme dans les forces vives des services de l'Etat, des entrepreneurs contestant sur le terrain les atteintes au sol qu'il est chargé de protéger, et des collègues mettant en question le besoin d'unifier moyens et méthodes pour mieux faire comprendre la pédologie. C'est dans ce dernier domaine que Michel a su donner toute sa mesure, en participant assidument aux activités aux échelons national et international, en mettant son savoir à la disposition de tous et en recherchant sans cesse les meilleures voies d'avancement de la pédologie.

La SSP/BGS lui souhaite une heureuse retraite et compte encore sur lui pour de précieux coups de main ponctuels en matière de description du sol en place et de classification.





# Infiltrationsverhalten gehemmt durchlässiger Waldböden in Abhängigkeit von Bestandesaufbau und Durchwurzelungsintensität

E. Stimm<sup>1,2</sup>, B. Lange<sup>1</sup>, K. Zürcher<sup>3</sup>, P. Lüscher<sup>1</sup>, R. Weingartner<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), CH-8903 Birmensdorf

<sup>2</sup> Geographisches Institut der Universität Bern, CH-3012 Bern

<sup>3</sup> Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft (SHL), CH-3052 Zollikofen

Kontakt: benjamin.lange@wsl.ch

## Zusammenfassung

Wurzelsysteme von Bäumen beeinflussen das für die Infiltration und den kurzfristigen Wasserrückhalt entscheidende Porensystem in vernässelten Böden erheblich.

Das Poster zeigt erste Ergebnisse hinsichtlich der Wasserspeicherkapazität und der Durchwurzelung in gehemmt durchlässigen Pseudogleyen an Profilen mit unterschiedlichen Baumabständen. Als Versuchsfläche diente eine Kartierungseinheit des Waldstandortstyps 46 (Heidelbeer-Fichten-Tannenwald, Frehner et al. 2005) im voralpinen Flyschgebiet mit stufigem Bestandesaufbau.

Es konnte kein signifikanter Unterschied zwischen der Gesamtwurzelszahl in Stammnähe und im Zwischenkronenbereich festgestellt werden. Das Wasserspeichervolumen hingegen nimmt mit zunehmendem Abstand vom Baum ab.

## Abstract

Root systems of trees significantly influence porosity in stagnic soils and affect therefore short-time water retention. This article presents first results of the investigation of the relationship between water storage capacity and root distribution dependent on the distances to the trees in a *Bazzanio-Abietetum* with a stocky stand in the Flyschzone in the Pre-Alps. The distance to the stem was not significantly related to the number of roots, but the water storage capacity decreased with increasing distance to the stem.

**Keywords:** root distribution, infiltration, soil properties, forest hydrology, forest management

## 1. Einleitung

Seit Ende des 19. Jahrhunderts wurde der Beitrag des Waldes zum Hochwasserrückhalt erkannt. Heute existiert ein breiter Konsens darüber, dass die abflusshemmende Wirkung des Waldes standortsspezifisch beurteilt werden muss und in gewissen Waldstandortstypen stark vom Zustand des Waldes (Baumartenzusammensetzung, Stufigkeit) abhängt. Wurzelsysteme von Bäumen beeinflussen das für die Infiltration und den kurzfristigen Wasserrückhalt entscheidende Porensystem erheblich. Die Art und die Intensität der Durchwurzelung bestimmen somit auch das Abflussverhalten bewaldeter Einzugsgebiete mit staunassen Böden. Die folgende Untersuchung geht der Frage nach wie sich die Wurzeldichte auf Bestandesebene in ihrer vertikalen und horizontalen Ausbreitung, vor allem als Funktion des Baumabstandes verändert und wie die Wasserspeicherung daran gekoppelt ist.

## 2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der Region Gantrisch im voralpinen Flyschgebiet des Kantons Bern auf 1200 m ü. M.

Es handelt sich um eine 1.2 ha grosse Kartierungseinheit des Waldstandortstyps 46 (Heidelbeer-Fichten-Tannenwald), welcher in NaiS (Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald, Frehner et al., 2005) in die Standortklasse E für "waldbaulich variablen Einfluss bezüglich hydrologischem Verhalten" eingeteilt wird. E ist eine Klasse mit Standorten, die ein breites Bodenspektrum aufweisen.

Dieser Waldstandortstyp weist nach Lüscher und Zürcher (2003) eine hohe Variabilität in der Wasserspeicherleistung auf, so dass diese durch gezielte waldbauliche Massnahmen erhöht werden kann.

Um die Heterogenität abzubilden, wurde ein stufiger Bestandesaufbau ausgewählt.

Die Böden sind pseudovergleyte Braunerden, Pseudogleye und Gleye.

### 3. Methoden

An einem Gradienten (8 m) zwischen zwei Fichten (*Picea abies*) über den Zwischenkronenbereich wurden 6 Beregnungsversuche auf Pseudogleyen durchgeführt (Abb.1).

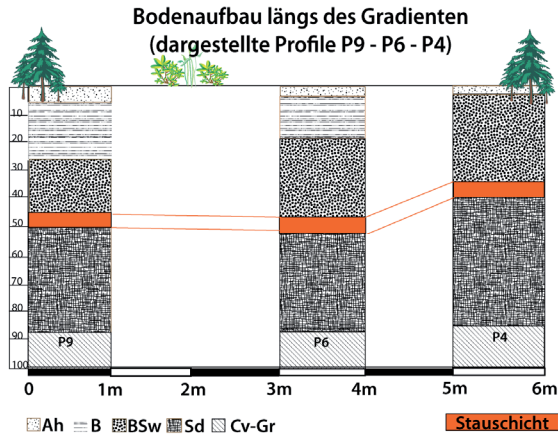


Abbildung 1: Gradient im Zwischenkronenbereich mit den dargestellten Profilen P9- P6- P4

Um die heterogenen Reliefeigenschaften der Kartierungseinheit des WST 46 wiederzugeben wurden zusätzlich Beregnungsversuche in Kuppen- und Muldenbereichen der ausgesuchten Standortseinheit durchgeführt.

Die Intensität der Beregnung (70 mm während 1h) stellt ein rund 100-jähriges Extremereignis dar, welches zur Simulation unterschiedlicher Ausgangswassergehalte im Abstand von 24 Stunden dreimal wiederholt wurde. Während der Beregnungen wurde der volumetrische Wassergehalt horizontweise mittels Decagon HS-10 Sonden in 60 s Intervallen gemessen. Zusätzlich wurde die Grob- ( $\varnothing > 2\text{mm}$ ) und Feinwurzelverteilung ( $\varnothing < 2\text{mm}$ ) mittels eines 0.1 x 0.1 m Rasters an der Profilwand bestimmt.

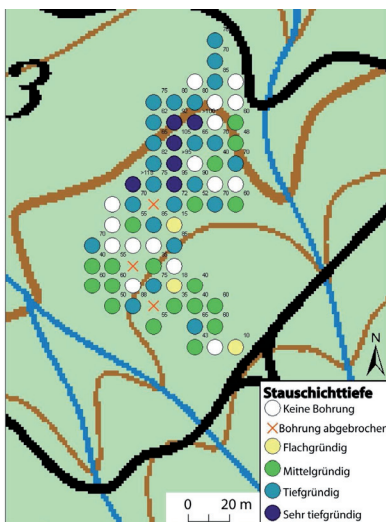


Abbildung 2: Stauschichttiefe der Kartierungseinheit des Waldstandortstyp 46

Durch eine Stauschichtkartierung mit 10 x 10 m Raster in einer Kartierungseinheit des Waldstandortstyp 46 auf einer Größe von 180 x 90 m und ergänzenden Aufnahmen (Bodenmorphologie, Durchwurzelungstiefe) an den Bodenprofilen soll eine Aussage über die flächige Ausdehnung der Stauschichttiefe erarbeitet werden (Abb. 2).

### 4. Ergebnisse

#### Durchwurzelung

Die ersten Ergebnisse der Fein- und Grobwurzelauszählung am Gradienten zeigen keine signifikanten Unterschiede in der Wurzelverteilung zwischen Profilen im Stammbereich und im Zwischenkronenbereich (Abb. 3).

Eine leichte Abnahme der Gesamtwurzelauszahl im Zwischenkronenbereich war zu erkennen. Darüber hinaus lässt sich feststellen, dass die Fein- und Grobwurzelauszahl dort identisch war. Weitere Wurzelanalysen mit der Software WinRhizo werden zusätzliche Erkenntnisse liefern. Es wurden Wurzellängen, Wurzelvolumina und die Wurzeloberflächen aufgenommen, welche zusätzliche Informationen über die Durchwurzelung liefern sollen.

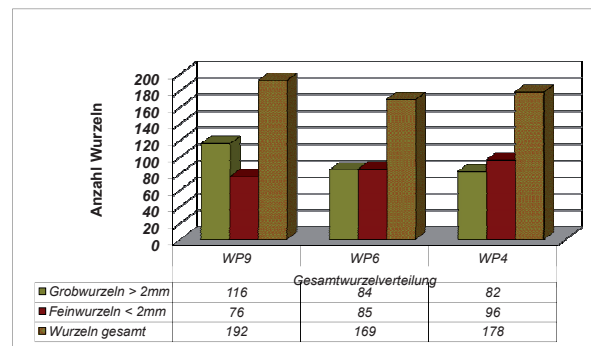


Abbildung 3: Veränderung der Wurzelverteilung (Anzahl Wurzeln pro m<sup>2</sup>) im Verlauf des Gradienten von Baum zu Baum

#### Wasserspeicherkapazität

Die Wasserspeicherkapazität wurde für jeden einzelnen Horizont berechnet und bis in eine Tiefe von 50 cm aufsummiert. Während der ersten Beregnung war die Wasserspeicherleistung maximal, da auch feine und zu Beginn des Experimentes leere Poren zur Speicherleistung beitragen. Diese Poren drainierten innerhalb der 24 h nicht, weshalb die zweite und dritte Beregnung eine nahezu identische, aber im Vergleich zur ersten Beregnung geringere Speicherleistung zeigten. Es ist zu erkennen, dass bei P6 die Speicherleistung am geringsten war.

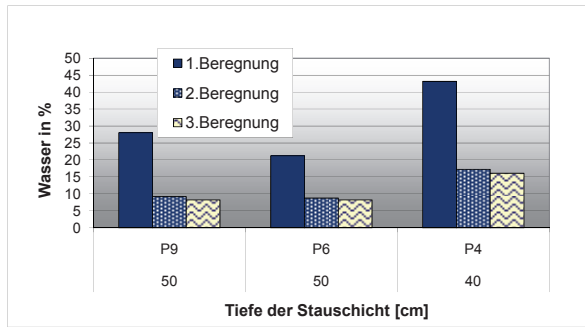


Abbildung 4: Wasserspeicherkapazitäten der Profile bis zu 50 cm Tiefe in % des aufgetragenen Niederschlags

## 5. Diskussion und Ausblick

Die Durchwurzelungssituation und die Wasserspeicherfähigkeiten müssen zukünftig horizontspezifisch betrachtet werden, um die Zusammenhänge zwischen der Durchwurzelungssituation und hydrologischen Parametern zu erfassen. Wie Lange et al. (2010) gezeigt haben, ist die Wurzelichte bei hohen Bodenfeuchten vor einem Niederschlagsereignis nur in Oberböden und vernässten Unterböden signifikant positiv mit dem Wasserspeichervolumen verbunden.

Wie die Daten der Durchwurzelungsintensität gezeigt haben (Abb. 3), lässt sich die geringere Wasserspeicherkapazität des Profils P6 nicht mit einer verminderten Durchwurzelungsdichte erklären. Einerseits können die Lagerungsdichte und die Bodenart eine Rolle spielen. Die Lagerungsdichte im Profil P6 ist geringfügig weniger hoch als in P9. Der Sandanteil ist in P6 deutlich höher als in P4 und P9. Diese Faktoren könnten dazu führen dass weniger Wasser bis in 50 cm Bodentiefe gespeichert wurde, sondern das Wasser rasch in tiefere Horizonte abfloss. Zudem führen auch weitere biotische und abiotische Faktoren wie Bodenfauna und Quell- und Schrumpfprozesse zur Ausbildung hydrologisch aktiver Poren (Beven und Germann, 1982), welche mit der Bestimmung der Durchwurzelungssituation nicht erfasst werden. Des Weiteren wurden die Wurzeln in zwei Dimensionen am Profil aufgenommen während die Wassergehaltsvariationen mit den FDR-Sonden (Volumen von rund 1000 cm<sup>3</sup>) in drei Dimensionen erfasst wurden. Diese Faktoren können zur fehlenden Kongruenz zwischen der Durchwurzelungssituation und der Wasserspeichervolumina führen. Wie verschiedene Studien gezeigt haben, sind Wurzeln ein zentraler Faktor bei der Bildung des Porensystems in Böden (Jørgensen et al., 2002). Die Analysen der Zusammenhänge zwischen den mittels Bohrkernen erhobenen Wurzelichten im dreidimensionalen Raum und detaillierteren Betrachtungen der hydrologischen Parameter werden aufzeigen, welchen Einfluss die Wurzeln auf bodenhydrologische Parameter in staunassen Böden aufwei-

sen. In dieser ersten Analyse der Daten ist nur eine Beregnung im Zwischenkronenbereich des Gradienten berücksichtigt worden. Insgesamt sind entlang des Gradienten sechs Beregnungen durchgeführt worden, die in die Analysen integriert werden.

Zukünftig sollen die am Gradienten und an den Referenzprofilen (Kuppe/Mulde) aufgenommenen Werte für bodenmorphologische sowie bodenhydrologische Parameter mittels statistischer Verfahren mit den Flächenaufnahmen der Kartierung verschnitten werden. Zunächst müssen allerdings geeignete Verfahren ausgewählt und geprüft werden.

## 6. Literatur

BEVEN, K., GERMANN, P., 1982: Macropores and water flow in soils. *Water resources Research*, 18, 1311-1325.

FREHNER, M., WASSER, B., SCHWITTER, R., 2005: Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald. Wegleitung für Pflegemassnahmen in Wäldern mit Schutzfunktion. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), Bern, 564 S.

JØRGENSEN, P.R., HOFFMANN, M., KISTRUP, J.P., BRYDE, C., BOSSI, R., VILLHOLT, K.G., 2002: Preferential flow and pesticide transport in a clay-rich till: Field, laboratory, and modeling analysis. *Water Resources Research* 38: 1246.

LANGE, B., LÜSCHER, P., GERMANN, P.F., 2010: Einfluss der Wurzeln auf das Wasserspeichervermögen hydromorpher Waldböden. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 161, 510-516.

LANGE, B., LÜSCHER, P., GERMANN, P.F., 2009: Significance of tree roots for preferential infiltration in stagnic soils. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 13, 1809-1821.

LÜSCHER, P., ZÜRCHER, K., 2003: Waldwirkung und Hochwasserschutz, LWF Bericht, 40, 30-33.

# Regeneration von mechanisch verdichtetem Boden unter Fahrspuren durch Sanierungsmassnahmen

Christine Meyer<sup>1/2</sup>, Peter Lüscher<sup>1</sup>, Rainer Schulin<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, CH-8903 Birmensdorf

<sup>2</sup>Institute of Terrestrial Ecosystems (ITES) ETH, CH-8092 Zürich

## Zusammenfassung

Nach dem Sturm Lothar 1999 kam es durch Einsatz schwerer Forstmaschinen während der Räumungsarbeiten zu Bodenschäden in Rückegassen, teilweise entstanden sogar flächige Schäden. Auf Lothar-Reservatsflächen in Habsburg, Messen und Brüttelen führten wir Kartierungen der Schäden und morphologische Fahrspurtypisierungen durch. Als Sanierungsmassnahme zur Beschleunigung der biologischen Regeneration wurden stark geschädigte Fahrspuren und eine unbefahrene Referenzfläche 2003 mit Erlen (*Alnus glutinosa*) bepflanzt. Innerhalb von 6 Jahren durchwurzeln die Erlen den verdichteten Boden bis in Tiefen von > 80 cm. In den beplanten Fahrspuren wurde eine Verbesserung der Gefügestruktur sowie eine Minderung der Vernässungsmerkmale nachgewiesen.

## Regeneration of mechanically compacted soils under skid lanes by redevelopment measures

Serious soil damages resulted from the use of heavy timber machinery for forest clearance works in the Swiss Plateau after storm "Lothar" in 1999. In order to restore the affected sites, black alder (*Alnus glutinosa*) shoots were planted into the skid roads of three research areas (Habsburg, Messen and Brüttelen) in 2003. Since 2009 we investigate soil regeneration processes at Habsburg.

Our results indicate that 6 years after plantation soil structure regeneration had occurred in the compacted zones below tracks. In the compacted soil black alders were able to grow roots down to depths below 80 cm. Structure improved in response to alder plantation and soil water logging decreased.

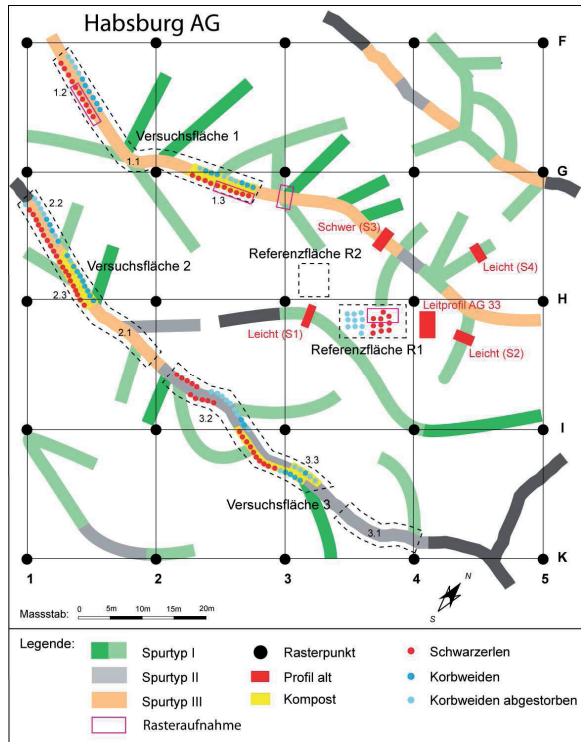
**Keywords:** compacted soil, regeneration, rooting space, *Alnus glutinosa* (black alder)

## 1. Einleitung

"Immer grösser, immer schwerer", getreu diesem Motto durchlebte die Forstmaschinerie in den letzten Jahrzehnten eine rasante Entwicklung. Doch zu welchem Preis für den Waldboden? Bei unsachgemässer Befahrung, z.B. bei zu hohen Bodenwassergehalten oder Fahren ohne angepassten Reifeninnendruck kann der Boden unter Rückegassen stark verdichtet werden. Die Folgen davon sind in der Regel Vernässung und eine dadurch behinderte Durchlüftung des Bodens, die wiederum das Bodenleben und das Eindringen von Wurzeln sehr erschweren. Die natürliche Regeneration solcher Schäden, durch Quellungs- und Schrumpfungsprozesse, Eislinienbildung usw., geht umso langsamer je tiefer die Verdichtungen reichen und kann mehrere Jahrzehnte in Anspruch nehmen (VON WILPERT & SCHÄFFER 2006). Seit 2003 erforscht die WSL die Folgen von Bodenschäden durch mechanische Belastung auf mehreren, durch den Sturm Lothar betroffenen Reservatsflächen. Die Befahrung dieser Flächen bei den Räumungsarbeiten, die Anfang 2000 ohne

systematische Planung und Berücksichtigung der Bodeneigenschaften erfolgte, führte zu unterschiedlich stark ausgeprägten Fahrspuren und Bodenschäden. Im Rahmen des Projekts "Regeneration von mechanisch verdichtetem Boden unter Fahrspuren durch Sanierungsmassnahmen" wurden auf Lothar-Reservatsflächen in Habsburg (AG), Messen (SO) und Brüttelen (BE) im Vorfeld morphologische Fahrspurtypisierungen und Kartierungen der Schäden durchgeführt. Um die biologische Regeneration der geschädigten Bereiche zu fördern, wurden 2003 Fahrspuren mit den stärksten Bodenschädigungen (Typ 2 und 3, LÜSCHER et al 2009) und eine unbefahrene Referenzfläche mit Schwarzerlen bepflanzt (EoK und Eref). Zusätzlich wurden einige Fahrspuren vor der Bepflanzung mit Kompost aufgefüllt (EmK) und andere zur Kontrolle unbehandelt gelassen (FoM). Nach vielversprechenden Voruntersuchungen (LÜSCHER et al 2008; SCIACCA et al 2010) begannen 2009 umfassende Analysen zur Wurzelentwicklung der Schwarzerlen und der Regeneration der Boden-

struktur in Habsburg. Im Folgenden präsentieren wir die wichtigsten vorläufigen Ergebnisse dieses Projekts.

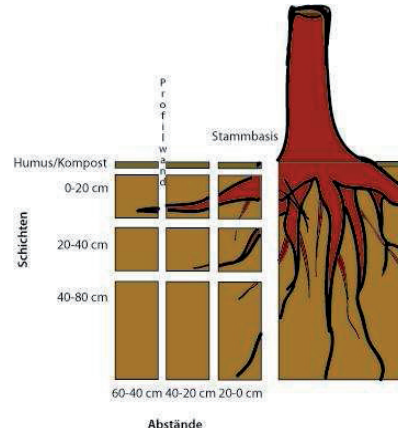


**Abbildung 1:** Fahrspuren auf der Lothar-Reservatsfläche Habsburg mit Versuchs- und Referenzflächen; Spurtyp I: leicht beeinträchtigt, Spurtyp II: mittel beeinträchtigt, Spurtyp III: stark gestört (Stand 2010)

## 2. Material und Methoden

Neben den ausgewählten Bäumen (Abb. 1) wurden Bodenprofile (0.8 m Tiefe, 1.5 m Breite) in 60, 40 und 20 cm Entfernung zur Stammbasis sowie direkt an der Stammbasis (0 cm) quer über die Fahrspur verlaufend ausgehoben (Abb. 2). An jedem Profil wurden die Anzahl der Fein- und Grobwurzeln, Vernässungsmerkmale und das Bodengefüge mittels 5 x 5 cm Rasterelementen aufgenommen (Trench Wall Methode nach BÖHM 1979; SMIT 2000). Zudem wurde der Boden zwischen den Profilen schichtweise (Aufwölbung bis Fahrspursohle (0), 0-20 cm, 20-40 cm, 40-80 cm) abgetragen und eine weitere Aufnahme der Durchwurzelung in horizontalen Schichten durchgeführt (Abb. 2). In jeder "Schicht" wurden die Erlenwurzeln (Fein- und Grobwurzeln) gesammelt, für die weitere Bearbeitung gereinigt und anschliessend untersucht. Als Indikator für Sauerstoffmangel in den verdichteten Bodenbereichen diente die Bestimmung des Interzellularvolumens der Grobwurzeln. Die Bestimmung wurde mittels Exsikkatormethode nach STEUBING & FANGMEIER (1992) durchgeführt. Danach

wurden die Wurzeln bei 70°C getrocknet und die Biomasse pro "Schicht" ermittelt. Analysen der Lagerungsdichte, Luftleitfähigkeit und Vorverdichtung erfolgen zurzeit an ungestörten Bodenproben, die mit Burger-Zylindern (1 dm<sup>3</sup>) entnommen wurden.



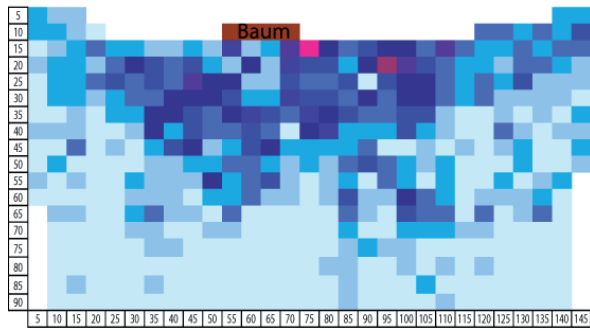
**Abbildung 2:** Schematische Darstellung der Beprobung (Abstände, Tiefenstufen → "Schichten")

## 3. Resultate und Diskussion

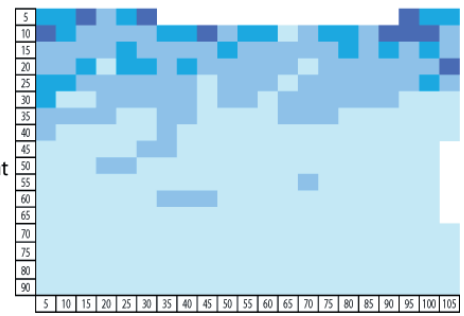
Die Abbildung 3 zeigt exemplarisch den Vergleich zwischen den Profilaufnahmen (0 cm von der Stammbasis) einer mit Schwarzerlen bepflanzten und mit Kompost aufgefüllten Fahrspur (EmK) und einer Fahrspur ohne Massnahmen (FoM). Auf die Darstellung der entsprechenden Profildaten für die bepflanzen Fahrspur ohne Kompost (EoK) wurde verzichtet, da sich ähnliche Muster zeigten, wie in der Fahrspur mit Kompost. Die Profilaufnahmen (Abb. 3) beweisen, dass den Erlen die Wiedererschliessung des Wurzelraums durch Grob- und Feinwurzeln gelang, in den Fahrspuren bis in Tiefen von 90 cm und mehr. In der unbehandelten Fahrspur hingegen war die Durchwurzelung wesentlich geringer und reichte nur bis zu maximal 60 cm Tiefe, obwohl neben der Fahrspur eine Naturverjüngung mit Buchen und anderen Gehölzen stattgefunden hat. Die Analyse von Vernässungsmerkmalen sowie der Gefügeform bestätigte einen positiven Einfluss der Bepflanzung auf die Bodenstruktur. In der Fahrspur ohne Bepflanzung fanden sich stärkere Vernässungsmerkmale und grössere Anteile verdichteten Gefüges (kohärente und plattige Struktur) als in den mit Erlen bepflanzen Fahrspuren.

Unterschiede zwischen EoK, EmK und den Referenzbäumen (Eref) wurden erst durch die Betrachtung der unterirdischen Biomasse deutlich (Abb. 4). In der Fahrspur mit Kompostapplikation (EmK) entwickelte sich das Wurzelsystem der Erlen am stärksten. Insgesamt wurde hier die grösste Biomasse gebildet (Abb. 4).

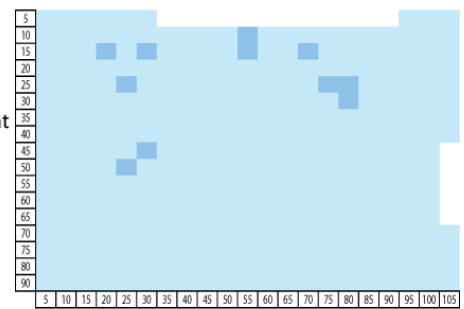
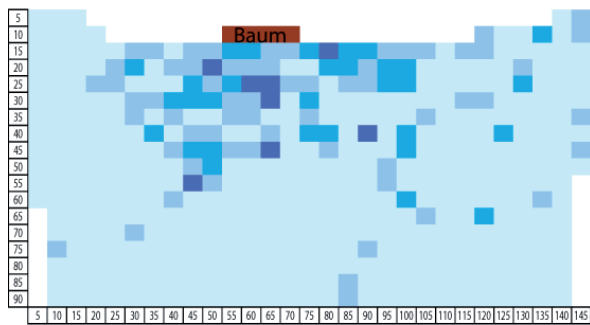
a) Habsburg: Fahrspur 'mit Kompost'  
0 cm Entfernung zur Stammbasis



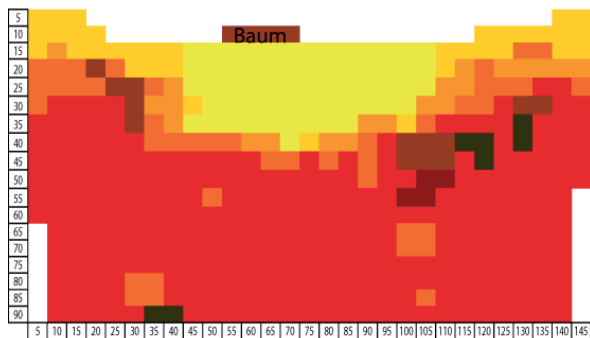
Habsburg:  
'Referenz Fahrspur ohne Massnahmen'



b)

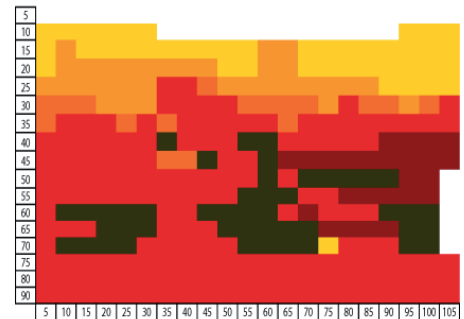


c)

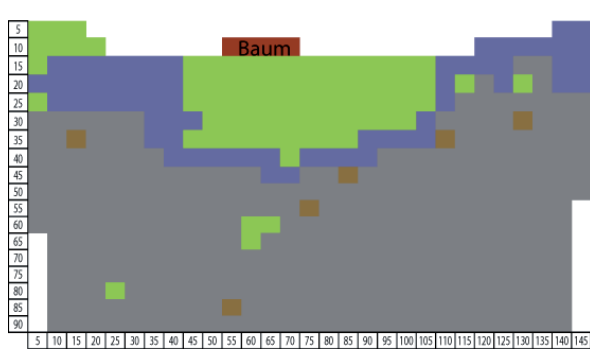


Gefügeform  
pro Rasterquadrat

- Kompost
- Krümel
- Krümel Subpolyeder
- Subpolyeder Krümel
- Subpolyeder
- Platten
- Polyeder
- weitestgehend kohärent

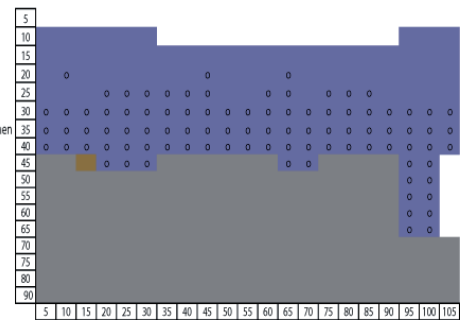


d)



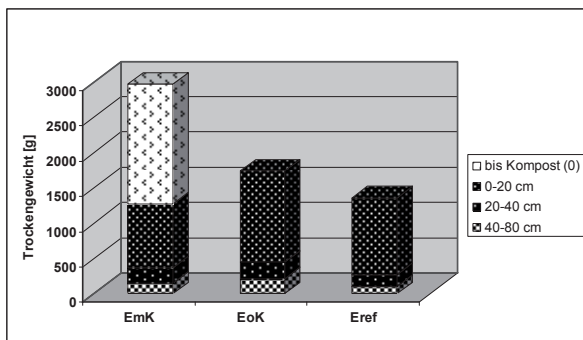
Vernässungsmerkmale  
pro Rasterquadrat

- keine Vernässung
- Mangankonkretionen
- Mangankonkretionen und Rostflecken
- Nassbleichung
- Nassbleichung und Mangankonkretionen



**Abbildung 3:** Daten des Bodenprofils 'Fahrspur mit Kompost' in 0 cm Entfernung zur Stammbasis (links) und des Profils 'Referenz Fahrspur ohne Massnahmen' (rechts): a) Feinwurzelverteilung, b) Grobwurzelverteilung, c) Gefügeform, d) Vernässungsmerkmale

Wohingegen die unterirdische Biomasse der Fahrspur EoK sowie die der Referenzfläche (Eref) fast 50% geringer ausfiel. Zu beachten ist jedoch die Verteilung der Biomassen in den verschiedenen "Schichten". Bei EmK wurde die Hälfte der Hauptbiomasse im Kompostbereich, also zwischen den Fahrspuraufwölbungen gebildet. Dieser Bereich war nährstoffreich und gut durchlüftet, bot den Pflanzen also erleichterte Wachstumsbedingungen im Vergleich zum Unterboden (0-20 cm und tiefer). Dieses "Potential" wurde von den Schwarzerlen genutzt und führte zu einer Wachstumsanpassung: dichte Durchwurzelung im gelockerten, kompostgefülltem Bereich, verringerte Durchwurzelung in den darunter liegenden, verdichteten Bereichen ("Blumentopfeffekt"). Besonders auffällig waren die damit verbundenen morphologischen Anpassungen der Wurzeln. Vor allem bei EmK erfolgte die Durchwurzelung des Unterbodens entlang von Rissen und Spalten, was zu einem "abgeflachten" Wurzelwachstum führte (Flossenwurzeln, s. Abb. 5).

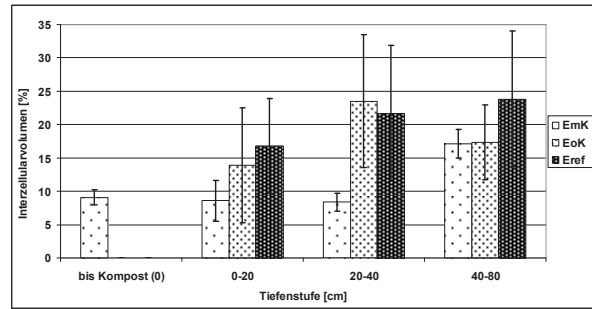


**Abbildung 4:** Mittelwerte der Trockengewichte der Wurzeln in den verschiedenen Tiefenstufen; EmK= Erle mit Kompost n=4, EoK= Erle ohne Kompost n=4, Eref= Erle gepflanzt auf der unbefahrenen Referenzfläche n=3



**Abbildung 5:** Wurzelwachstum entlang eines Risses und abgeflachte Wurzeln (rot markiert), EmK

Die erfolgreiche Wiedererschließung des Wurzelraums und die verbesserten Bodeneigenschaften aufgrund der Durchwurzelung beruhen zum Grossteil auf der Adaption der Schwarzerle an nasse, sauerstoffarme Standorte, wie z.B. verdichteten Boden. Ein Adaptionmerkmal ist die Ausbildung von erhöhten Interzellularvolumen bei Staunässe und damit die Vermeidung von Sauerstoffmangel.



**Abbildung 6:** Interzellularvolumen der Grobwurzeln in den verschiedenen Tiefenstufen; EmK= Erle mit Kompost n=4, EoK= Erle ohne Kompost n=4, Eref= Erle gepflanzt auf der unbefahrenen Referenzfläche n=3

Das Interzellularvolumen der Grobwurzeln von EmK lag bis zu einer Tiefe von 40 cm mit 10% unter dem der anderen Behandlungen. Zwischen 40 und 80 cm Tiefe glichen sich die Werte zwischen den Behandlungen an (>15%). Zwischen den Werten der Fahrspur EoK und den Erlen auf dem Referenzstandort liessen sich keine Unterschiede nachweisen (Abb. 6). Diese Tatsache spricht dafür, dass das Wurzelwachstum im verdichteten Boden nicht durch Sauerstoffmangel limitiert war. Die niedrigen Interzellularvolumina bei EmK in den oberen 40 cm lassen sich wiederum durch die Wachstumsanpassung ("Blumentopfeffekt") erklären.

Einhergehend mit der Bildung von Interzellularräumen ist die Schwarzerle in der Lage Sauerstoff in die Rhizosphäre abzugeben, was die Konkurrenzfähigkeit dieser Baumart an Extremstandorten erhöht. Betrachtet man unter diesem Gesichtspunkt die unterirdische Biomasse, erklärt das die geringeren Werte der Bäume auf der Referenzfläche (Abb. 4 und 6). Dieses Muster ist auch auf die Wuchshöhen der Bäume übertragbar. Mit durchschnittlich 8-10 m Höhe waren die Schwarzerlen auf den Fahrspuren deutlich grösser als diejenigen auf der Referenzfläche, mit durchschnittlich 6 m.

Auf Grund der vorliegenden Ergebnisse kommen wir zu folgenden Schlüssen und Interpretationen:

1. Die Schwarzerle ist aufgrund ihrer Eigenschaften als Pionierbaumart prädestiniert für die Bepflanzung verdichteter Fahrspuren.
2. Die Durchwurzelung verdichteten Bodens lockert das Bodengefüge und führt zu einer erhöhten Bioturbation durch die sich der renaturierende Effekt verstärkt.
3. Durch die Wasseraufnahme der Pflanzen und die verstärkte Bioturbation wird die Vernässung der verdichteten Bereiche gemindert, was zu einer Abnahme der Vernässung führt. In weiteren Untersuchungen, z.B. mittels künstlicher Beregnungen und PANDA-Sonden Messungen werden diese Hypothesen zurzeit gestärkt.

## 4. Folgerungen und Ausblick

Anhand der Profilaufnahmen konnten wir qualitativ eine erfolgreiche Wiedererschließung des Wurzelraums sowie eine Verbesserung der Bodenstruktur und Vernässungssituation belegen. Die Renaturierung des Bodens wurde erfolgreich beschleunigt.

Die Behandlung der Fahrspuren mit Kompost scheint nur auf den ersten Blick förderlich zu sein. Durch den "Blumentopfeffekt" wird die Renaturierung der tieferen Bodenschichten, also den "Zielschichten", eventuell nicht explizit gefördert, bzw. steht dem Renaturierungsprozess durch Bepflanzung ohne Kompostapplikation nach.

Um präzise Angaben zum Fortschreiten und dem nötigen Zeitraum der Renaturierung machen zu können sind die noch ausstehenden Untersuchungen der bodenphysikalischen Parameter und die Auswertungen der in 2010 untersuchten Fläche (Messen), sowie der anderen bereits erwähnten Untersuchungen abzuwarten.

## 5. Bibliographie

Böhm, W. (1979). "Methods of Studying Root Systems", Springer, Berlin Heidelberg New York.

Lüscher, P.; Frutig, F.; Sciacca, S.; Spjevak, S.; Thees, O. (2009): Physikalischer Bodenschutz im Wald. Bodenschutz beim Einsatz von Forstmaschinen. Merkbl. Prax. 45: 12 S. ISSN 1424-2876

Lüscher, P.; Sciacca, S.; Halter, M. (2008): Regeneration von Wurzelraumfunktionen nach mechanischer Belastung. In Fahrspuren gepflanzte Erlen fördern die Regeneration in verdichteten Böden. LWF aktuell 15, 67: 11-12.

Sciacca, S.; Halter, M.; Frey, B.; Brunner, I.; Lüscher, P. (2010): Regenerationsfähigkeit von Fahrspuren nach mechanischer Belastung. BGS Bulletin 30, 37-38.

Smit, A.L. (2000). Root methods: a handbook Springer, Berlin.

Steubing, L.; Fangmeier, A. (1992): Pflanzenökologisches Praktikum. Eugen Ulmer, Stuttgart, 140-143.

von Wilpert, K.; Schäffer, J. (2006): Ecological effects of soil compaction and initial recovery dynamics: a preliminary study. European Journal of Forest Research 125: 129-138



# La morphologie du sol: un outil pour l'évaluation de projets de revitalisation de zones alluviales?

## Concept général

Bertrand Fournier<sup>1, 2, 3</sup>, Géraldine Bullinger-Weber<sup>4</sup>, Edward A. D. Mitchell<sup>1, 2, 3</sup>, et Claire Guenat<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Institut fédéral de recherches, WSL, Groupe de Recherche sur les Zones Humides et Pâturages Boisés, Station 2, CH-1015 Lausanne, Suisse

<sup>2</sup> Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL), Laboratoire des Systèmes Ecologiques, Station 2, CH-1015 Lausanne, Suisse

<sup>3</sup> Laboratoire de Biologie du Sol, Université de Neuchâtel, Rue Emile-Argand 11, CH-2000 Neuchâtel, Suisse

<sup>4</sup> Laboratoire Biogéosciences, Institut de Géologie et Paléontologie, Université de Lausanne, CH-1015 Lausanne, Suisse

### Résumé

Les zones alluviales ont été intensivement transformées dans les pays industrialisés, mais elles sont, à l'heure actuelle, de plus en plus fréquemment revitalisées. Il existe cependant une confusion quant aux moyens d'évaluer le succès de ces revitalisations. Malgré leur rôle crucial au sein des écosystèmes alluviaux et leur potentiel informatif à diverses échelles spatiales et temporelles, les sols ne sont généralement pas pris en considération dans l'évaluation de la revitalisation. Nous développons donc un outil d'évaluation basé sur la morphologie du sol. Trois critères complémentaires (diversité, dynamisme et typicité du sol) associés à des indicateurs quantitatifs sont utilisés pour comparer la zone revitalisée à un site de comparaison (proche de l'état naturel et/ou non revitalisé) et, ainsi, évaluer le succès d'un projet de restauration de rivière. Finalement, les avantages et les limites potentielles de la méthode sont discutés.

**Mots clés:** zone alluviale, morphologie du sol, revitalisation, méthode d'évaluation

### Abstract: Soil morphology: a tool to assess floodplain restoration projects?

#### Main concept

Floodplains have been intensively embanked or engineered in industrialized countries, but are now increasingly being restored. There is however much confusion about the ways to assess the success of floodplain restoration projects. Despite their crucial functional role in ecosystems and high information potential on patterns and processes at different spatial and temporal scales, soils are generally not considered in floodplain restoration assessment. We therefore develop an assessment tool based on soil morphology. Three complementary criteria (soil diversity, soil dynamism and soil typicality) and their associated quantitative indicators are proposed to evaluate the success of a river restoration project by comparing the restored site with a comparison site (near-natural state and/or un-restored). Finally, the advantages and limitations of the proposed method are discussed.

**Keywords:** floodplain, soil morphology, river restoration, assessment method

## 1. INTRODUCTION

Les zones alluviales sont des écosystèmes de grande valeur qui nous rendent de nombreux services. Elles ont un rôle économique, social, et écologique. En effet, elles constituent un réservoir pour de nombreuses ressources comme la biodiversité et l'eau potable pour ne citer que les plus connues. Elles servent de barrières naturelles et tamponnent ainsi l'effet destructeur des crues. Mais, elles sont surtout de plus en plus appréciées pour leur valeur sociale, récréative et paysagère. Malgré tout, elles sont parmi les écosystèmes les plus menacés de la planète à cause de l'impact de

l'homme (MALMQVIST et RUNDLE 2002; TOCKNER et STANFORD 2002).

Au cours des dernières décennies, la gestion des rivières et des écosystèmes qui leur sont affiliés a connu un changement de paradigme radical. Du contrôle total des rivières à des fins économiques et sécuritaires, on est passé à un management visant la restauration des fonctions écologiques et des services. Une augmentation radicale du nombre de projets de restauration ainsi que du budget impliqué en a découlé. En Suisse, le nombre de projets de revitalisation a également augmenté depuis les années 1990.

Selon l'OFEV, la revitalisation comprend l'ensemble des actions visant à rétablir les processus dynamiques de l'eau et des sédiments dans une zone alluviale perturbée : action sur les débits, action sur le transit des sédiments, espace supplémentaire pour la divagation du lit principal ou pour l'épanchement des crues (COSANDEY et RAST, 2007). Il est, de ce fait, essentiel d'évaluer les performances de tels projets afin de pouvoir les gérer de façon efficace et adaptative, d'optimiser les futurs investissements dans le domaine, et de gagner l'acceptation du grand public. En Suisse, seuls 35% des projets disposent d'un suivi (COSANDEY et RAST, 2007). Par ailleurs, les projets de revitalisation souffrent du manque de méthodologie d'évaluation standardisée et de monitoring post-revitalisation (NRC 1992; BERNHARDT, PALMER et al. 2005; PALMER, ALLAN et al. 2007; SUDDUTH, MEYER et al. 2007). En Suisse, les cantons ont la liberté de choisir leurs méthodes de suivi de revitalisation (PACCAUD et HAUSAMMANN, 2008).

### 1.1. Quel indicateur faut-il utiliser?

Différentes méthodes pour l'évaluation du succès d'une revitalisation ont été proposées ces dernières années (ROHDE, KIENAST et al. 2004; SER 2004; JANSSON, BACKX et al. 2005; PALMER, BERNHARDT et al. 2005; WOOLSEY, CAPELLI et al. 2007). Malgré ces efforts, il n'existe toujours pas de méthodes standardisées à l'échelle internationale qui permettraient la comparaison objective de ces projets entre régions, pays ou continents. En pratique, trois types d'indicateurs sont principalement utilisés : des indicateurs de biodiversité, de structure, et de processus écologiques. Les indicateurs de diversité et de structure sont les plus fréquemment utilisés, mais les mesurer peut demander des connaissances spécifiques (taxonomie) et nécessite un échantillonnage intensif dans le temps et l'espace. Les indicateurs de processus écologiques sont plus rarement utilisés, mais conviennent à l'évaluation de fonctions clés comme la biodégradation, la dénitrification, le cycle de l'azote et du carbone. Cependant, leur mesure souffre des mêmes exigences que les deux autres types d'indicateurs, et certains appareillages coûteux peuvent s'avérer nécessaires.

En Suisse, selon PACCAUD et HAUSAMMANN (2008) les cantons ont recours soit au Manuel de suivi des revitalisations de cours d'eau (WOOLSEY, CAPELLI et al. 2007) soit au Système modulaire gradué (<http://www.modulstufen-konzept.ch/ff/index-f.htm>). Le premier comporte 50 indicateurs relatifs à des aspects paysagers, écologiques, sociaux et économiques. Le second système d'évaluation

est focalisé sur le cours d'eau, son écomorphologie, la qualité chimique de son eau, ses macro-invertébrés et sa faune piscicole.

### 1.2. La morphologie du sol: un outil intégratif

Bien que rarement utilisé pour l'évaluation de projets de revitalisation de rivières, le sol joue un rôle central dans des processus clés comme la décomposition, l'épuration de l'eau, la connexion entre les systèmes de surface et de profondeur. Les facteurs édaphiques sont parmi les principaux déterminants de la composition en espèces d'un habitat. Par exemple, les conditions du sol ont une influence fondamentale sur la colonisation et l'établissement de la végétation ainsi que sur la productivité et la diversité. De plus, le sol intègre des informations sur la structure des écosystèmes et il témoigne de l'influence passée et présente de la dynamique fluviale.

Nous développons donc une méthode basée sur l'utilisation de la morphologie du sol en tant qu'outil pour l'évaluation du succès de projets de revitalisation de rivières. Nous émettons l'hypothèse que la morphologie du sol présente de multiples avantages pour l'évaluation du succès d'un projet de revitalisation.

La méthodologie que nous développons est basée sur trois critères complémentaires : 1) la diversité du sol, 2) le dynamisme du sol, et 3) la typicité du sol. Chacun de ces critères est associé à plusieurs indicateurs quantitatifs. Ces indicateurs permettent d'évaluer le site revitalisé en le comparant, 1) à un site proche de l'état naturel, et/ou 2) à un site non-revitalisé. Le choix du site proche de l'état naturel se fait en fonction des objectifs du projet, tandis que celui du site non-revitalisé implique que le celui-ci ressemble au site revitalisé du point de vue géomorphologique, pédologique, et végétal. Les comparaisons du site revitalisé aux autres types de site permettent d'évaluer si la revitalisation a permis une transformation optimale, en fonction de l'objectif visé. Le présent article présente les concepts théoriques liés à la méthodologie proposée.

## 2. MÉTHODES

### 2.1. Acquisition de données

L'échantillonnage de sol s'effectue dans la zone revitalisée ainsi que dans le site proche de l'état naturel et/ou site non revitalisé. L'intensité spatiale de cet échantillonnage peut être adaptée en fonction de la variabilité du site d'étude qui est estimée par les principaux facteurs pédogénétiques (i.e. la topographie, la durée de pédogenèse *in situ* en fonction du régime fluvial, et la végétation). A chaque point

d'échantillonnage, une série de variables environnementales est mesurée (par ex. localisation, altitude et distance à la rivière).

La morphologie des profils de sol et de leurs différents horizons est décrite au moyen de sondages à la tarière (1.2 mètres de profondeur). Trois niveaux d'approche du sol sont pris en considération. Le premier concerne le profil de sol lui-même, le deuxième tient compte d'une manière individuelle de tous les horizons présents dans le profil de sol, et le dernier considère uniquement les horizons de surface. La texture du sol est estimée tactilement sur le terrain et peut être complétée par des analyses de laboratoire.

Un principe général est que ces observations et mesures doivent être à la fois rapides et informatives.

## 2.2. Typologie des sols

Une fois l'échantillonnage effectué, une typologie des sols spécifique au site d'étude doit être construite au moyen des variables relatives et ceci à chaque niveau d'approche de sol considéré (tableau 1).

Tableau 1. Variables utilisées pour définir les indicateurs et critères morphologiques du sol

Niveau d'approche	Variables
<b>Profils</b>	Profondeur du profil (cm)
	Nombre d'horizons sableux, limoneux, argileux, et humifères
	Nombre total d'horizons Pourcentage volumique d'éléments grossiers
	Présence, type (réduction ou oxydation), profondeur d'apparition, et intensité de l'hydromorphie
<b>Horizons</b>	Profondeur d'apparition (cm)
	Texture tactile
	Pourcentage volumique d'éléments grossiers et de matière organique
	Débris végétaux macroscopiques Présence, type (réduction ou oxydation), et intensité de l'hydromorphie
<b>Horizons de surface</b>	Idem horizons +:
	Structure du sol
	Densité d'enracinement
	Traces d'activité biologique

Trois typologies sont donc générées (pour les profils, les horizons et les horizons de surface) au moyen d'un algorithme de classification. Les groupes de profils et d'horizons obtenus peuvent être nommés d'après un standard (par ex. AFES 2008; Soil Survey Staff 2010). Le calcul des différents indicateurs est basé sur les groupes de sol ainsi créés.

## 2.3. Critères et indicateurs

Trois critères complémentaires (la diversité, la typicité, et le dynamisme du sol) et leurs indicateurs sont définis dans le but d'obtenir une évaluation du succès d'une revitalisation de rivière objective (tableau 2.).

Tableau 2. Critères et indicateurs de la méthode d'évaluation des projets de revitalisation de rivière basée sur la morphologie du sol.

Critères	Indicateurs
<b>Diversité</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Indice de Shannon</li> <li>Richesse</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>Fréquence des groupes de profils</li> </ul>
<b>Typicité</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Fréquence des groupes d'horizons de surface</li> <li>Fréquence des groupes d'horizons</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>Nombre d'horizons par mètres (H/m)</li> </ul>
<b>Dynamisme</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Variation de l'altitude de surface dans le temps (<math>\Delta</math>)</li> </ul>

### Diversité

Une revitalisation réussie se doit d'augmenter la diversité des sols, et par conséquent la diversité des habitats et des fonctions écologiques. L'évaluation s'effectue en comparant les différents indicateurs entre le site revitalisé et le site de comparaison (proche de l'état naturel et/ou non revitalisé). Les indicateurs proposés sont l'indice de Shannon-Wiener et la richesse tous deux appliqués aux groupes de profils, d'horizons, et d'horizons superficiels. Des valeurs élevées de ces deux indicateurs témoignent d'une diversité de sol satisfaisante.

### Typicité

Les sols typiques des zones alluviales diffèrent principalement par leur évolution et l'impact de l'hydromorphie sur leur morphologie et leur fonctionnement. Une revitalisation efficace se doit de recréer le panel de sols qui correspond à l'objectif de la revitalisation : panel d'habitats pédologiques aussi large que possible dans le cas de l'augmentation de la biodiversité. Du fait que ce panel varie en fonction de la dynamique fluviale, les attentes doivent être adaptées le long du gradient longitudinal à la rivière. Par exemple, l'hydromorphie et les sols riches en argiles sont moins fréquents le long des cours d'eaux alpins à pente prononcée. En pratique, le succès d'une revitalisation est estimé en comparant les fréquences des différents groupes de sols (profils, horizons superficiels, et

horizons) entre la zone revitalisée et le site de comparaison.

#### *Dynamisme*

En zones alluviales naturelles, la dynamique fluviale crée et maintient une mosaïque de morphologies de sol. Cette dernière est fonction du nombre, de l'intensité, de la durée des épisodes de crues, ainsi que de la pédogenèse in situ entre chaque crue (DANIELS 2003). De plus, une dynamique fluviale optimale promeut la résilience de l'écosystème alluviale en créant un équilibre dynamique entre les différents types d'habitat. De ce fait, une revitalisation réussie doit conduire à la création et au maintien d'une mosaïque complexe de sols qui varie dans l'espace tandis que, dans le temps, l'abondance relative de chaque type de sol est maintenue. En pratique, le nombre total d'horizons par mètres (H/m), ainsi que la variation altitudinale d'un point dans le temps ( $\Delta$ ) permettent d'estimer les processus d'érosion et de sédimentation pour la zone revitalisée et le site de comparaison.

### 3. Discussion

La morphologie du sol procure de multiples avantages pour l'évaluation du succès d'un projet de revitalisation. En effet, elle intègre la dynamique spatio-temporelle de la zone alluviale qui est déterminée par la dynamique fluviale, facteur ayant la plus forte influence dans ces écosystèmes. Elle présente des commodités d'utilisation (facile d'application, peu coûteuse, et flexible) et permet de délimiter la zone sous influence de la rivière, c'est-à-dire la zone alluviale active (BULLINGER-WEBER et GOBAT 2006). De plus, elle nous fournit des informations sur des événements passés tels que la succession de processus d'érosion et de sédimentation et la dynamique fluviale.

La morphologie du sol nous renseigne également sur la qualité de l'habitat pour ce qui concerne la diversité terrestre. Contrairement aux indicateurs biologiques (diversité d'un taxon), la morphologie du sol est peu sensible aux fluctuations saisonnières. Il est donc possible de la caractériser tout au long de l'année, affranchissant ainsi l'observateur de la contrainte saisonnière ou climatique inhérente à l'utilisation d'indicateurs biotiques habituels (flore, faune).

La morphologie des sols est un moyen général d'évaluer le succès d'une revitalisation, mais l'interprétation des résultats doit se faire avec prudence. En effet, cette méthode, axée sur les changements morphologiques du sol est particulièrement adaptée pour le cours supérieur et moyen des cours d'eau où les processus d'érosion/sédimentation modifient fortement et

rapidement la morphologie du sol. Par contre, au niveau du cours inférieur, la morphologie du sol dépend essentiellement de la durée et de l'intensité de l'hydromorphie, processus délicats à décoder et à quantifier via des critères morphologiques. Notre méthode est donc *a priori* la plus performante dans le cours supérieur et moyen des rivières. L'application potentielle à d'autres zones devra faire l'objet d'études complémentaires.

De plus, la répartition spatiale des différents types de sol (profils, horizons de surface et de profondeur) n'est pas prise en compte. Pour résoudre ce problème, la répartition des différents types de sol pourrait être cartographiée de manière traditionnelle ou au moyen d'un système d'information géographique (SIG) mais cette procédure alourdit la méthode de base.

La méthode considère principalement des aspects morphologiques du sol, tandis que les aspects fonctionnels (fluctuation de nappe, biodisponibilité des ressources, chimie du sol) ne sont qu'indirectement définis par le biais de leur impact sur la morphologie. Ces derniers peuvent être des facteurs limitant influençant fortement la biodiversité terrestre ou certaines fonctions écologiques. La possibilité d'inférer les aspects fonctionnels sur la base de la morphologie des sols, au moyen modèles statistiques (fonctions de transferts), devra donc être évaluée.

### 4. Conclusion

La morphologie du sol n'a jamais été utilisée comme indicateur dans le contexte de la revitalisation de rivières. Cependant, il s'agit d'un facteur clé pour de nombreux aspects touchant à la bonne santé des écosystèmes alluviaux. Comme les projets de revitalisation sont de plus en plus nombreux et qu'il n'existe toujours pas de méthode standardisée, l'utilisation de la morphologie du sol est prometteuse et se veut complémentaire des méthodologies existantes.

La morphologie du sol a un fort potentiel pour l'évaluation de projets visant une augmentation de la biodiversité terrestre. En Suisse, 80 % des projets de revitalisation sont motivés par la protection de la nature (COSANDEY et RAST, 2007). En pratique, elle peut être utilisée pour estimer le potentiel d'un site en termes de biodiversité terrestre, émettre des hypothèses générales sur les espèces qui s'y trouvent et prédire les patrons de distribution des espèces dont les exigences édaphiques sont connues. Le type de sol est un des principaux facteurs déterminant la composition en espèces de bon nombre de groupes taxonomiques tels que les vers de terre, les plantes (bryophytes et plantes vasculaires), les insectes « rampants » et / ou

comportant un stade larvaire dépendant du sol, voire quelques espèces d'oiseaux dont la nidification dépend de la granulométrie du sol (le petit gravelot qui nidifie sur un substrat composé de galets). Cette méthode permet également d'évaluer des projets de revitalisation ayant des objectifs tels que la protection contre les crues, la récréation et maintien de fonctions de l'écosystème telles que le stockage de carbone ou l'épuration des eaux. Pour de tels objectifs, des analyses spécifiques complémentaires (mesure des stocks de carbone et de leur turnover, de la dénitrification potentielle par exemple) devront être conduites avant d'arriver à une application. De plus, le poids relatif des trois critères (diversité, dynamisme et typicité) peut être modulé en fonction de l'objectif. Par exemple, la dénitrification n'est pas forcément tributaire d'une diversité élevée mais requiert des conditions spécifiques (typicité). Les résultats de mise en pratique de cette méthode seront nécessaires pour confirmer son potentiel et affiner sa calibration.

### Remerciements

Les auteurs remercient chaleureusement: l'ETH-Domain CCES projet RECORD pour le financement; Ralph Thielen pour l'aide à la récolte d'informations; et Karin Grin pour le travail de terrain.

## 6. Bibliographie

- AFES (2008). Référentiel pédologique 2008. Paris, Editions Quae, Versailles (F).
- BERNHARDT, E. S., M. A. PALMER, et al. (2005). "Ecology: Synthesizing U.S. River Restoration Efforts." Science **308** (5722): 636-637.
- BULLINGER-WEBER, G. et J. M. GOBAT (2006). "Identification of facies models in alluvial soil formation: The case of a Swiss alpine floodplain." Geomorphology **74** (1-4): 181-195.
- DANIELS, J. M. (2003). "Floodplain aggradation and pedogenesis in a semiarid environment." Geomorphology **56** (3-4): 225-242.
- JANSSON, R., H. BACKX, et al. (2005). "Stating mechanisms and refining criteria for ecologically successful river restoration: a comment on Palmer *et al.* (2005)." Journal of Applied Ecology **42** (2): 218-222.
- MALMQVIST, B. et S. RUNDLE (2002). "Threats to the running water ecosystems of the world." Environmental Conservation **29** (02): 134-153.
- NRC (1992). Restoration of Aquatic Ecosystems. Washington, DC, National Academy Press.
- OFEV (2007). Etat des revitalisations dans les zones alluviales d'importance nationale.
- COSANDEY A. et RAST S. (2007). Etat des revitalisations dans les zones alluviales d'importance nationale. Office fédéral de l'environnement (OFEV). Berne. 19 pp.
- PACCAUD, G. et A. HAUSAMMANN (2008). Quel est le succès des revitalisations? Office fédéral de l'environnement (OFEV). Berne. 31 pp.
- PALMER, M., J. D. ALLAN, et al. (2007). "River Restoration in the Twenty-First Century: Data and Experiential Knowledge to Inform Future Efforts." Restoration Ecology **15**(3): 472-481.
- PALMER, M. A., E. S. BERNHARDT, et al. (2005). "Standards for ecologically successful river restoration." Journal of Applied Ecology **42** (2): 208-217.
- ROHDE, S., F. KIENAST, et al. (2004). "Assessing the Restoration Success of River Widenings: A Landscape Approach." Environmental Management **34** (4): 574-589.
- SER (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration, [www.ser.org](http://www.ser.org) & Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Soil Survey Staff (2010). Keys to Soil Taxonomy. Washington, DC, USDA-Natural Resources Conservation Service.
- SUDDUTH, E. B., J. L. MEYER, et al. (2007). "Stream Restoration Practices in the Southeastern United States." Restoration Ecology **15** (3): 573-583.
- TOCKNER, K. et J. A. Stanford (2002). "Riverine flood plains: present state and future trends." Environmental Conservation **29**: 308-330.
- WOOLSEY, S., F. CAPELLI, et al. (2007). "A strategy to assess river restoration success." Freshwater Biology **52** (4): 752-769.

# Verwendung der Bodenkarten 1:25'000 beim Vollzug des physikalischen Bodenschutzes im Wald im Kanton Aargau

## Andreas Freuler

Eidg. Forschungsanstalt WSL, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf, andreas.freuler@wsl.ch

## Peter Lüscher

Eidg. Forschungsanstalt WSL, Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf, peter.luescher@wsl.ch

## Peter Ammann

Kanton Aargau, Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Abt. Wald, Entfelderstrasse 22, CH-5001 Aarau, peter.ammann@ag.ch

## Zusammenfassung

Der Kanton Aargau erarbeitet im Rahmen des Projektes "Bodenschutz im Wald" Grundlagen für eine bodenschonende Holzernte, u.a. eine Verdichtungsrisikokarte für den Waldboden des ganzen Kantons.

Auf Basis der Standortkartierung war das Verdichtungsrisiko bereits früher ermittelt worden. Um dieses abgeleitete Verdichtungsrisiko zu bestätigen oder zu verfeinern, wurden die Bodendaten von 7 Bodenkarten 1:25'000 beigezogen. Diese Karten decken knapp die Hälfte der Aargauer Waldfläche ab.

Dabei wurde die Bandbreite der Skelettgehalte, der Bodenarten und der Vernässungsgrade innerhalb der wichtigsten Waldgesellschaften und in Abhängigkeit des Substrates mittels einem GIS erarbeitet.

Die Untersuchungen zeigten kleine Bandbreiten bei Bodenbildung auf Molasse, Moräne oder Schotter. Auf Jurastandorten ist das Spektrum der Bodeneigenschaften deutlich grösser. Auf Löss wurde eine Tendenz zu skelettarmen und schluffreichen Böden festgestellt.

Aufgrund der Informationen aus den Bodenkarten wurde das Verdichtungsrisiko für einzelne Waldstandorte v.a. auf Lössböden angepasst.

## Abstract

As part of the project "Bodenschutz im Wald" the Canton of Aargau elaborated a Map showing the risk of compaction for the forest soil.

In an earlier work, this risk has been classified based on the site mapping for the forests of Canton Aargau. To validate or define this risk-evaluation more precisely, the information of 7 soil maps at a scale of 1:25'000 has been used. These soil maps cover half of the forested area in the canton.

Using a GIS, the spreading of the skeletal content, the soil texture and the degree of hydromorphy has been determined depending on the substratum for the most common forest site types.

Little variability was found with pedogenesis on molasse, moraine or Schotter. For sites on carbonate rocks, the diversity of the soil properties is wider. On loess there has been shown a tendency towards soils poor in skeletal contents and rich in silt.

Based on these analyses of the soil maps, the risk of compaction has been adapted on some forest site types, particularly on loess stands.

**Keywords:** Soil protection in forestry, soil compaction risk, soil maps, forest site maps

## 1. Einleitung

Die Abteilung Wald des Kantons Aargau startete zum Vollzug des Bodenschutzes 2008 das Projekt «Bodenschutz im Wald». Ein Ziel dieses Projektes ist das Erstellen einer Verdichtungsrisikokarte für die Waldböden des Kantons als Grundlage für die Feinerschliessungs- und Holzernteplanung.

Für den Kanton Thurgau war das Verdichtungsrisiko des Waldbodens aus einer Kombination von Bodendaten aus typischen Leitprofilen zu den einzelnen Standorten sowie der Stellung dieser Standorte im Ökogramm ermittelt und in 5 Klassen eingeteilt worden (SCHMIDER et al., 2003). Analog dazu existierte auch für den Kanton Aargau eine Beurteilung der Waldstandorte bezüglich des Verdichtungsrisikos.

Die extremen Standorte (trocken und nass) konnten auf diese Art bereits gut beurteilt werden. Erfahrungen im Gelände und von früheren Arbeiten (z.B. STOLL et al. 2010; BURGER et al. 1996) zeigen aber, dass insbesondere die mittleren Standorte (Waldmeister-Buchenwälder) ein grosses Spektrum an Böden und Bodeneigenschaften aufweisen.

Da knapp die Hälfte des Waldbodens im Kanton Aargau auf 7 Kartenblättern der Bodenkarte 1:25'000 (Rheinfelden, Laufenburg, Zurzach, Baden, Zürich, Wohlen, Hitzkirch) kartiert wurde und die Karten auch digital zur Verfügung stehen, bietet sich die Möglichkeit, dieses Spektrum innerhalb der häufigsten Standorte zu untersuchen. Dabei interessiert v.a. die Frage, ob sich die Bö-

den innerhalb eines Waldstandortes bezüglich ihres Verdichtungsrisikos regional (abhängig vom Substrat) unterscheiden lassen, und ob als Konsequenz davon die Verdichtungsrisikokarte teilweise angepasst werden muss.

## 2. Vorgehen

Mit einem GIS wurden die Standortskarte und die Bodenkarten zusammengeführt und die Standorte anhand des Substrates weiter unterteilt. Für diese Teilflächen wurden die prozentualen Anteile der Skelettgehalte, der Bodenarten und der Wasserhaushaltsgruppen (für die Befahrbarkeit relevante Bodeneigenschaften) berechnet.

Die Variabilität dieser Anteile wurde nun mit der durchschnittlichen Variabilität der Anteile auf diesem Standort (auf allen Substraten) verglichen und die Verdichtungsrisikokarte dementsprechend bestätigt oder angepasst.

## 3. Ergebnisse

Die Bandbreite innerhalb der Bodeneigenschaften ist durchschnittlich meist gering. Deutlich grösser ist sie auf Juraböden, welche sich in allen drei Bodeneigenschaften als sehr heterogen präsentieren. Auf Löss ist eine Tendenz zu skelettarmen, schluffigen Böden erkennbar.

Als Beispiel ist in Abb. 1 die Variabilität der Bodenart innerhalb des typischen Waldmeister-Buchenwaldes (7a) dargestellt.

Aufgrund dieser Untersuchungen wurde das Verdichtungsrisiko für die Standorte 6a (Waldmeister-Buchenwald mit Hainsimse), 7a und 7aS (Typischer Waldmeister-Buchenwald mit Wald-Ziest) auf Löss um eine Klasse angehoben. Auf den Juraböden ist die Variabilität der Bodeneigenschaften so gross, dass aufgrund dieser Untersuchung keine verallgemeinernde Aussage bezüglich des Verdichtungsrisikos auf diesen Standorten möglich ist. Die Jurastandorte können durch eine genauere Aufteilung der Geologie noch weiter unterteilt und das Verdichtungsrisiko gegebenenfalls präzisiert werden.

## 4. Diskussion

Die Klassierung der Verdichtungsrisikokarte konnte unter Beizug von Bodendaten mehrheitlich bestätigt und teilweise ergänzt werden. Da auch andere Kantone eher über Standortskartierungen als über Bodenkartierungen verfügen, ist diese Methode in solchen Gebieten durchführbar, um einen Eindruck des Verdichtungsrisikos zu erhalten.

Für die Verwendung in der Forstwirtschaft sollte der Massstab einer Karte mindestens 1:5'000 betragen. Zur Erhöhung der Genauigkeit wäre im vorliegenden Fall die Verwendung der 1:10'000er

Feldkarten der Bodenkartierung 1:25'000 denkbar. Diese sind aber z.Zt. nur auf Papier vorhanden. Der Aufwand diese Karten zu digitalisieren und zu vektorisieren ist für den Rahmen dieser Arbeit aber zu gross.

Die Verdichtungsrisikokarte ist wichtiger Bestandteil in der Planung der Feinerschliessung (System von Rückegassen für die Bewirtschaftung des Waldes) (Abb. 2).

Anhand dieser Karte werden heikle Stellen bereits beim Entwurf des Systems erkannt und umgangen. Zudem können bei Holzschlägen, die mehrheitlich auf empfindlichen Böden stattfinden, Ausweichflächen definiert und vorbereitet werden (um bei schlechter Witterung ausweichen zu können).

Bei der Umsetzung (Markierung) der geplanten Rückegassen im Wald wird die Linienführung dann den Geländedetails angepasst (Kuppen, Mulden, Hindernisse, etc.).

Diese Kombination von Karteninformationen und Anpassung an die lokalen Verhältnisse ermöglicht eine aus Sicht des Bodenschutzes optimierte Planung der Feinerschliessung und damit eine bodenschonende Holzernte.

## 5. Literatur

BURGER, T., E. DANNER, G. KAUFMANN, P. LÜSCHER und R. STOCKER (1996): Standortkundlicher Kartierungsschlüssel für die Wälder der Kantone Bern und Freiburg. Teil 1: Kommentare zu den Waldgesellschaften. Teil 2: Anwenderschlüssel. Teil 3: Anwenderschlüssel Anhang. Amt für Wald und Natur Kanton Bern, Kantonsforstamt Freiburg [Hrsg.] ARGE Kaufmann + Partner, Solothurn. Burger + Stocker, Lenzburg. Forstliche Bodenkunde, Birmensdorf.

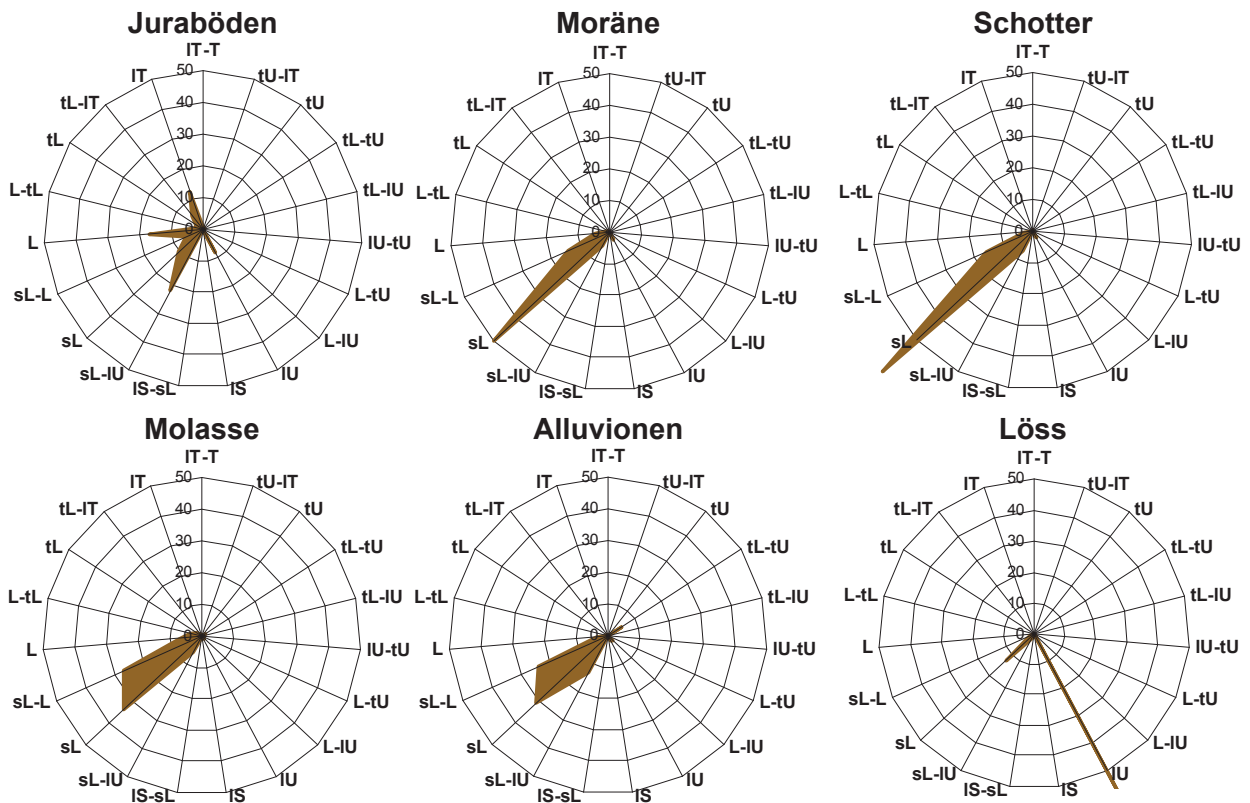
RUEF, A., K. PEYER (1996): Handbuch Waldbodenkartierung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Bern, 125 S.

SCHMIDER, P., D. WINTER, P. LÜSCHER (2003): Wälder im Kanton Thurgau. Waldgesellschaften, Waldstandorte, Waldbau. Mitt. Thurgau. Nat.forsch. Ges. 58: 268 S. mit Übersichtskarte.

STOLL, M., R. KREBS, P. LÜSCHER (2010): Vom Boden zum Waldstandortstyp - Unterteilung des Waldmeister-Buchenwaldes mit Hilfe von Bodeneigenschaften. Bulletin BGS 30, 143-146.

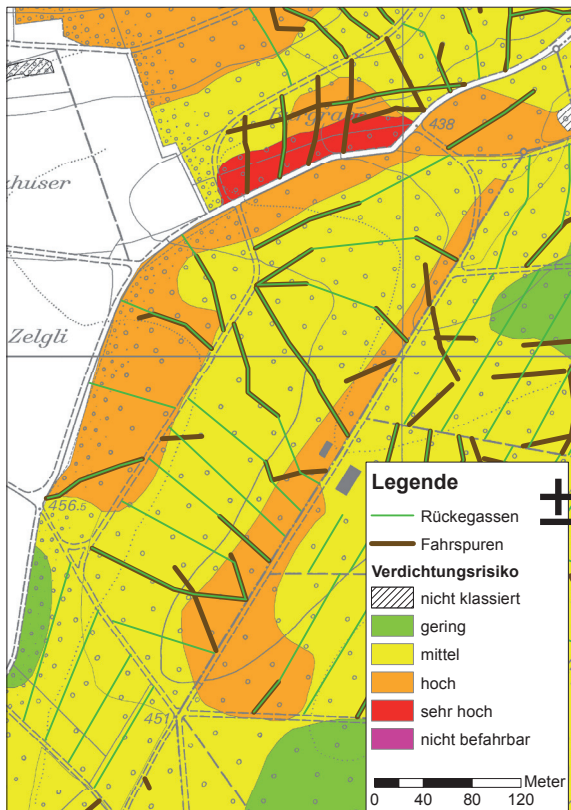
Bodenkarten 1:25'000. Eidg. Forschungsanstalt für landw. Pflanzenbau, 8048 Zürich-Reckenholz [Hrsg.]:

Blätter	1048 Rheinfelden	1090 Wohlen
	1049 Laufenburg	1091 Zürich
	1050 Zurzach	1110 Hitzkirch
	1070 Baden	



**Abb. 1: Bodenarten innerhalb des Standortes 7a (typischer Waldmeister-Buchenwald), unterschieden nach Substraten.**

Das Ablesen der Werte in den Netzgrafiken erklärt am Beispiel der Moräne: Auf 50% der Fläche des Standortes 7a auf Moräne wurde die Bodenart sandiger Lehm (sL), auf 15% sandiger Lehm bis Lehm (sL-L), und auf je 5% Lehm (L) und sandiger Lehm bis lehmiger Schluff (sL-IU) kartiert. Die Abkürzungen der Bodenart entsprechen dem Handbuch Waldbodenkartierung (RUEF und PEYER, 1996). Die Fläche des entstandenen Musters hat keine Bedeutung.



**Abb. 2: Verwendung der Verdichtungsrisikokarte bei der Optimierung des Rückegassensystems**

Im Forstbetrieb Habsburg wurden die vorhandenen Fahrspuren aufgenommen und darauf aufbauend das Rückegassensystem durchgehend geplant. Bei höherem Verdichtungsrisiko wurde der Rückegassenabstand vergrößert.

Die Herausforderung dieser Planung besteht darin, einen möglichst grossen Teil der alten Fahrspuren (dunkelbraun) in ein arbeits- und sicherheitstechnisch sinnvolles System zu integrieren und dabei das Verdichtungsrisiko zu beachten.

Kartendaten: AGIS, Kanton Aargau



# Beitrag der Bodenbiologie bei der ganzheitlichen Bodenerfassung am Beispiel von zwei Bodentypen

Mijo Jozic

AgroLab Swiss GmbH, Oberfeld 3, CH-6037 Root

## Zusammenfassung

Physikalische, chemische und biologische Analysen sind entscheidend für die Charakterisierung und Beurteilung von Böden. Dies wird anhand von zwei verschiedenen Bodentypen (Braunerde und Braunerde-Gley) exemplarisch vorgestellt. Beide Böden haben in physikalischer Hinsicht gewisse Nachteile aufzuweisen: die Braunerde verfügt über eine eher geringe Wasser-Speicherkapazität und der Braunerde-Gley über eine zeitweise limitierte Sauerstoffversorgung. Die Braunerde hat aber ein grösseres N-Mineralisierungspotential, eine höhere Biomasse, grössere Vielfalt an Organismen und eine bessere Nährstoffversorgung (P, K, Mg) als der Braunerde-Gley. Nicht die physikalischen Eigenschaften sondern die niedrigen P und K Gehalt des Braunerde-Gleys waren die hauptsächlichen Gründe für das gestörte Pflanzenwachstum an diesem Standort und somit auch für die reduzierte bodenbiologische Aktivität.

## Abstract: Contribution of soil biology to the integral assessment of soils demonstrated on two examples

Physical, chemical and biological analyses are decisive for the characterisation of soils. This fact is shown on the example of two different soils (Cambisol and Gleyic Cambisol). Both soils have some deficiencies regarding their physical properties: the Cambisol has a rather low water-retention capacity and the Gleyic Cambisol a partially limited oxygen supply. The Cambisol has a higher biomass, N oxidation potential, a higher variety of organisms and a better nutrient supply (P, K, Mg) than the Gleyic Cambisol. It must be assumed that the limited nutrient supply (low P and K content) in the Gleyic Cambisol led to a reduced plant grow of crops (with the subsequent lower biological activity) rather than the soil physical properties.

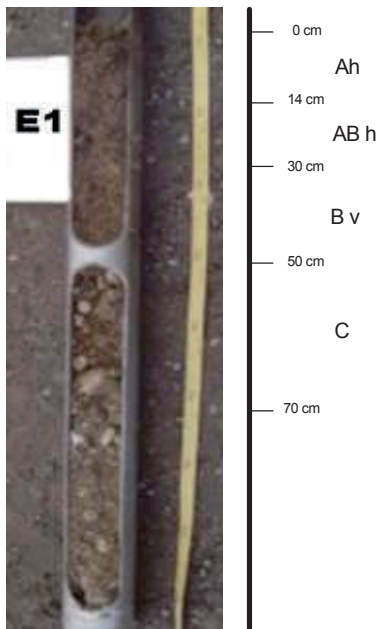


Abb. 1. E1 – Braunerde; erodiert, teilweise entkarbonatet, Lehm über lehmigem Sand, ziemlich flachgründig, Bodenpunktzahl 50

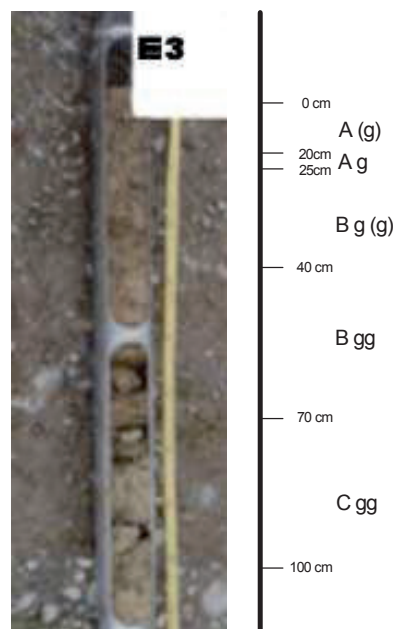


Abb. 2. E3 – Braunerde-Gley; stark gleyig, grundnass, verdichtet, Lehm über Lehm, mässig tiefgründig, Bodenpunktzahl 66

## 1. Einleitung

Am Beispiel von zwei Bodentypen wird die Bedeutung der ganzheitlichen Betrachtung

aufgezeigt. Den biologischen Parametern kommt dabei besondere Bedeutung zu.

Die Bodenanalysen können grob in drei Bereiche gegliedert werden:

- Physikalische
- Chemische
- Biologische

Dem Bodenkundler dienen die Analysen zur genauen Quantifizierung der am Profil festgestellten Zustände. Es versteht sich von selbst, dass die Analysen äusserst genau sein

müssen, um kleine Unterschiede, wie zum Beispiel die Verlagerung von Ton in die Tiefe, feststellen zu können. Die Analysen allein, ohne Kenntnisse des Profils, können zu falschen Schlussfolgerungen führen, wie aus den Analysen der beiden Standorte E 1 und E 3 nicht deutlicher zum Ausdruck kommen kann (Tabelle 1).

Tabelle 1. Bodenchemische Parameter der Profile E1 und E3.

Probenbezeichnung	Bodentiefe cm	Parameter										
		pH (CaCl <sub>2</sub> )	C org	N tot.	C/N	Ton	Schluff	Sand	KAK <sub>eff</sub>	KAK <sub>pot</sub>	BS	P tot.
			%	%		%	%	%	meq/100g	meq/100g	KAK <sub>pot</sub> %	mg/kg
E 1a	0-14	6.33	2.68	0.44	6.09	25.24	29.25	45.51	20.56	25.40	86.97	1300
E 1b	14-30	6.51	2.05	0.26	7.88	23.92	27.89	48.19	16.55	18.25	97.34	
E 1c	30-50	7.37	0.52	0.07	7.43	16.44	15.94	67.61	9.85	10.79	112.93	468
E 1d	>50	7.71	0.02	0.01	2.00	7.18	8.94	83.88	3.35	2.97	213.10	
E 3a	0-25	5.14	1.37	0.16	8.56	20.87	41.36	37.78	9.08	13.81	65.58	668
E 3b	25-60	5.35	0.51	0.09	5.67	22.94	44.33	32.73	9.42	12.63	75.30	
E 3c	60-90	5.87	0.00	0.04	0.00	24.08	42.96	32.96	12.43	13.65	95.57	403
E 3d	>90	6.59	0.04	0.03	1.33	20.05	42.71	37.25	11.48	11.78	101.90	
E 1 a1	0-10	6.33	3.55	0.46	7.72	26.80	32.42	40.78	20.63	24.89	89.90	1300
E 3.1 a1	0-10	5.00	1.10	0.16	6.88	21.46	44.16	34.38	8.55	13.59	63.91	668
E 3.2 a1	0-10	5.08	1.15	0.18	6.39	20.50	45.05	34.45	9.26	14.88	63.41	684

## 2. Porenvolumen, Lagerungsdichte und Durchlässigkeit

Porenvolumen, Porenverteilung nach Porengrösse und Durchlässigkeit sind entscheidend für

den Wasser- und Sauerstoffhaushalt eines Bodens. Ein guter Boden zeichnet sich durch eine gute Durchlässigkeit und eine grosse Wasserspeicherkapazität sowohl im A- wie auch im B-Horizont aus.

Tabelle 2. Porenvolumen, Lagerungsdichte und Durchlässigkeit der Profile E1 und E3.

Probenbezeichnung	Proben-tiefe cm	Parameter							k-Wert	
		Porenvolumen bei pF von:							m/Tag	cm/s
		0 - 2.0	2.0 - 3.0	3.0 - 4.2	> 4.2	Total	Raumg. g/cm <sup>3</sup>	Raumg. Ø g/cm <sup>3</sup>		
%	%	%	%	%	g/cm <sup>3</sup>	g/cm <sup>3</sup>				
E 1 a1	2-7	17.00	5.96	13.40	24.57	60.93	1.01		9.54	1.10x10 <sup>-02</sup>
E 1 a2	2-7	13.30	6.53	13.76	24.57	58.16	1.10		2.61	3.02x10 <sup>-03</sup>
E 1 a3	2-7	11.50	6.43	15.09	24.57	57.59	1.12	1.08	19.11	2.21x10 <sup>-02</sup>
E 1 b1	25-30								168.24	1.95x10 <sup>-01</sup>
E 1 b2	25-30								151.68	1.76x10 <sup>-01</sup>
E 1 b3	25-30								32.09	3.71x10 <sup>-02</sup>
E 3 a1	2-7	13.00	4.48	17.59	14.02	49.09	1.40		8.68	1.00x10 <sup>-02</sup>
E 3 a2	2-7	14.00	4.64	17.40	14.02	50.06	1.38		8.14	9.42x10 <sup>-03</sup>
E 3 a3	2-7	12.70	8.00	18.45	14.02	53.17	1.37	1.38	10.37	1.20x10 <sup>-02</sup>
E 3 b1	25-30	13.50	5.02	19.57	14.96	53.05	1.29		14.23	1.65x10 <sup>-02</sup>
E 3 b2	25-30	13.20	5.12	18.10	14.96	51.38	1.32		0.82	9.74x10 <sup>-04</sup>
E 3 b3	25-30	7.00	4.29	22.05	14.96	48.30	1.44	1.35	22.94	2.65x10 <sup>-02</sup>
E 3.1 a1	2-7	16.50	4.24	15.05	16.63	52.42	1.31		0.14	1.61x10 <sup>-04</sup>
E 3.1 a2	2-7	10.80	4.60	16.30	16.63	48.33	1.43		1.25	1.45x10 <sup>-03</sup>
E 3.1 a3	2-7	14.00	4.55	15.56	16.63	50.74	1.38	1.37	2.81	3.25x10 <sup>-03</sup>
E 3.2 a1	25-30	17.50	4.95	16.05	15.90	54.40	1.27		0.14	3.96x10 <sup>-02</sup>
E 3.2 a2	25-30	17.80	5.10	15.59	15.90	54.39	1.24		1.25	9.42x10 <sup>-03</sup>
E 3.2 a3	25-30	19.00	4.42	15.01	15.90	54.33	1.26	1.25	2.81	8.70x10 <sup>-02</sup>

Die Speicherkapazität ist damit reduziert. Das gespeicherte Wasser wird sehr schnell verbraucht. Die Pflanzen stehen rasch unter Wassermangelstress. Unterhalb von 30 – 50 cm kann das Wasser nicht mehr zum Wurzelraum aufsteigen. Der Boden E 3 steht sehr oft unter dem Einfluss des Grundwassers, welches sich öfters hemmend für die Sauerstoffversorgung des B-Horizontes auswirkt. Die Durchlässigkeit des Bodens E 1 ist sehr gut und jene des Bodens E 3 teilweise leicht gehemmt.

Die beiden untersuchten Böden weisen gewisse Mängel in dieser Richtung auf. Der Boden E 1 zeigt sehr gute Eigenschaften, aber nur bis zu einer Bodentiefe von 30 – 50 cm.

### 3. Biologische Parameter

Die wichtigsten Bodenorganismen brauchen in der Regel genügend Sauerstoff, Wasser und organische Substanz; dazu eine neutrale Bodenreaktion und genug Wärme. Der Tabelle 3 sind die Resultate der bodenbiologischen Analysen zu entnehmen.

Nitrat und Ammonium werden nicht nur durch die mikrobielle Biomasse aus organischer Substanz produziert, sondern auch durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung in Form von Hof- und Mineraldünger direkt eingetragen. Die niedrigen Ammoniumwerte sind immer ein Zeichen dafür, dass der Boden gut durchlüftet ist.

Tabelle 3. Biologische Parameter der untersuchten Profile.

Probenbezeichnung	Bodentiefe cm	Parameter							
		NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	N-Mineralisation (NM-BA)		Basalatmung (BA-IS)	Biomasse (SIR)	Biomasse (Fumigation) B-BM-FE	
				NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N			mg C <sub>bio</sub> /gTS	mg N <sub>bio</sub> /gTS
mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg C <sub>bio</sub> /gTS	mg C <sub>bio</sub> /gTS	mg C <sub>bio</sub> /gTS	mg N <sub>bio</sub> /gTS		
E 1a	0-20	18.32	0.37	61.44	0.39	0.182	2.537	0.829	0.138
		18.36	0.38	61.10	0.39	0.180	2.533		
E3 a	0-20	20.40	0.45	35.04	0.44	0.044	0.453	0.197	0.025
		20.01	0.45	35.10	0.47	0.053	0.468		
E3 b	25-30	18.46	0.85	42.09	0.44	0.048	0.532	0.159	0.024
		18.56	0.90	41.34	0.42	0.041	0.528		
E 3 1a	0-20	19.52	0.76	45.22	0.36	0.042	0.516	0.196	0.024
		19.14	0.87	40.96	0.35	0.036	0.494		
E 3 1b	25-30	9.94	0.46	35.57	0.32	0.045	0.542	0.198	0.025
		10.04	0.41	35.66	0.37	0.050	0.539		

Das N-Mineralisierungspotential ist beim Boden E 1 rund 50 – 60 Prozent höher als bei den Böden E 3 und E 3.1. Die mikrobielle Biomasse ist nach drei Methoden gemessen worden:

- Basalatmung
- Biomasse (SIR = Stoffinduzierte Respiration)
- Biomasse (Fumigations-Methode)

Die höchsten Werte für die mikrobielle Biomasse sind beim Boden E 1 anzutreffen. Die Böden E 3 und E 3.1 unterscheiden sich kaum voneinander. Jede Methode ergibt vom Ansatz her ganz andere Werte als die anderen Methoden. Damit

ist ziemlich klar, dass ein Interpretationsschlüssel für jede Methode aufgrund von grossen Untersuchungsreihen erarbeitet werden muss.

PFLA (Phospholipid Fatty-Acid Analysis) bieten die Möglichkeit, sowohl die Biomasse wie auch die Vielfalt (Diversität) der Bodenorganismen zu erfassen.

Die Unterschiede zwischen den Böden E 1, E 3 1a und E 3 1b zeigen ein ähnliches Bild wie bei anderen Methoden.

Tabelle 4. PFLA-Analysen.

		E 1	E 3 1a	E 3 1b
Summe PLFAs	µmol/kg TS	74130	18369	21394
Summe SATFAs	µmol/kg TS	47712	12016	13100
Summe MUFAs	µmol/kg TS	25207	6004	7709
Summe PUFAs	µmol/kg TS	1211	349	585

- PLFA Gilde = Gruppe von PLFAs mit identischer taxonomischer Zuordnung  
 SATFAs = gesättigte Fettsäuren  
 MUFAs = einfach ungesättigte Fettsäuren, vorwiegend in Bakterien (Prokaryonten) zu finden  
 PUFAs = zwei- oder mehrfach ungesättigte Fettsäuren, vorwiegend in Eukaryonten zu finden  
 VAM = Vesikuläre-Arbuskuläre Mykorrhiza (pflanzensymbiotische Pilze)

## 4. Nährstoffe

Im Hinblick auf beobachtete Wachstumsstörungen im Bereich des Standortes E 3 sind Nährstoffanalysen sowohl im Boden wie auch bei der Gerste gemacht worden.

Nährstoffe im Boden:

Die Analysen sind nach Ammonium-Acetat-EDTA-Methode gemacht worden. Die Ergebnisse können den Tabellen 5 – 8 entnommen werden.

Bei der Probe E 1 a1 ist eine reichliche Nährstoffversorgung mit Phosphor, Kalium und Magnesium festgestellt worden. Die Versorgung mit Phosphor steht in guter Übereinstimmung mit dem P-Totalgehalt von rund 1300 mg/kg.

Bei den Proben E 3.1 a1 und E 3.2 a1 ist insbesondere die ungenügende Versorgung mit Phosphor auffallend. Dank Düngung hat sich bei der Probe E 3.1 a1 die Situation nach zwei Jahren etwas verbessert. Beim Phosphor braucht es aber längere Zeit bis eine genügend gute Versorgung erreicht wird.

Tabelle 5. Nährstoffgehalte in der Probe E 1 a1.

Nährstoffe	mg/kg	A	B	C	D	E
Phosphat (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	229.9	[Bar chart showing high nutrient levels across all categories]				
Kalium (K <sub>2</sub> O)	648.1	[Bar chart showing high nutrient levels across all categories]				
Magnesium (Mg)	223.0	[Bar chart showing high nutrient levels across all categories]				

Tabelle 6. Nährstoffgehalte in der Probe E 3.1 a1.

Nährstoffe	mg/kg	A	B	C	D	E
Phosphat (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	55.6	[Bar chart showing low nutrient level]				
Kalium (K <sub>2</sub> O)	87.9	[Bar chart showing low nutrient level]				
Magnesium (Mg)	100.9	[Bar chart showing low nutrient level]				

Tabelle 7: Nährstoffgehalte in der Probe E 3.2 a1.

Nährstoffe	mg/kg	A	B	C	D	E
Phosphat (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	65.3	[Bar chart showing low nutrient level]				
Kalium (K <sub>2</sub> O)	89.9	[Bar chart showing low nutrient level]				
Magnesium (Mg)	114.5	[Bar chart showing low nutrient level]				

Tabelle 8. Nährstoffe in der Gerste.

Probenbezeichnung		Parameter			
		P	K	Ca	Mg
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
E 3 1a	schwach	1228	22275	4824	1169
E 3 1b	normal	1917	17466	3775	1055
Ausreichende Versorgung		3000-5000	32000- 45000	2500-10000	1200-3000

Die Gehalte von Phosphor, Kalium und Magnesium korrespondieren mit den Gehalten im Boden. Insbesondere die niedrige Versorgung im Boden widerspiegelt sich in sehr tiefen Gehalten in der Gerste.

## 5. Schlussfolgerungen

Die Ursache für das gestörte Wachstum in der Gerste beim Profil E 3 konnte durch Analysen von Pflanzen und Boden ermittelt werden. Die sehr niedrigen Gehalte des Bodens – insbesondere von Phosphor und Kalium – haben zu dieser Wachstumsstörung geführt.

# Better No-Till Cropping with Controlled Traffic Farming?

M. Holpp (1), T. Anken (1), J. Rek (2), R. Reiser (2), U. Zihlmann (2), H.-R. Oberholzer (2), P. Weisskopf (2), O. Hensel (3)

(1) Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Taenikon, Ettenhausen – Switzerland, e-mail: martin.holpp@art.admin.ch

(2) Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Reckenholz, Zurich - Switzerland

(3) Kassel University, Agricultural Engineering, Witzenhausen - Germany

## Abstract

No-tillage techniques react especially sensitively to compacted structures in the topsoil. With the driving strategy Controlled Traffic Farming (CTF) all work is carried out from permanent traffic lanes. There is never any traffic on the soil between traffic lanes, so the topsoil is never compacted. In a field trial with repeated blocks initially designed to last three years a CTF variant of the no-tillage technique is being compared with the classic ploughing regime and a conventional no-tillage technique. An intensive monitoring programme for various parameters was installed: macroporosity and distribution, soil moisture, soil air, redox potential, soil temperature, emergence rate; intermediate harvest, yield. Preliminary results from the first one and half years show differences in variants, but definite conclusions will only be available after the end of the field trial in 2011.

**Keywords:** controlled traffic farming, direct seed, no till, soil compaction

## Zusammenfassung: Bessere Direktsaaten mit Controlled Traffic Farming?

Direktsaatverfahren reagieren sensibel auf Verdichtungen im Oberboden. Bei der Befahrstrategie Controlled Traffic Farming (CTF) erfolgen sämtliche Arbeiten von permanenten Fahrgassen aus. Dazwischen wird der Boden nie mehr befahren und nicht mehr verdichtet. In einem vorerst auf drei Jahre angelegten Feldversuch wird die Direktsaat in einer konventionellen und einer CTF-Variante mit dem klassischen Bestellverfahren Pflug verglichen. Ein intensives Monitoringprogramm für verschiedene Parameter wurde eingerichtet: Grobporenvolumen und -verteilung, Bodenfeuchte, Bodenluft, Redoxpotential, Bodentemperatur, Feldaufgang, Zwischenernte, Ertrag. Vorläufige Ergebnisse der ersten ein- einhalb Jahre zeigen Unterschiede, endgültige Schlussfolgerungen werden aber erst nach dem Versuchsende 2011 verfügbar sein.

## 1. Introduction

Possible yield declines arising from no-tillage and mulch seeding techniques are frequently caused by reduced emergence and delayed plant development as a result of compacted structures in the topsoil. In addition to the negative agronomic impact of this compaction, it promotes nutrient leaching and soil erosion (ANKEN et al. 2004, 2007, ELSÄSSER 2001).

In Controlled Traffic Farming (CTF), based on GPS guidance systems with an accuracy of +/- 2 cm and closely matched machine widths, all work is carried out solely from permanent traffic lanes. There is never any motorised traffic on the soil between traffic lanes and so the topsoil is never compacted (Fig. 1) (CHAMEN 2006, WEBB and BLACKWELL 2004, HAMZA and ANDERSON 2005). Air and water flow are improved and the soil is better able to buffer both heavy precipitation and periods of drought (CHAMEN et al. 2003). In Australia today several million hectares of wheat and sugar cane are managed using CTF.

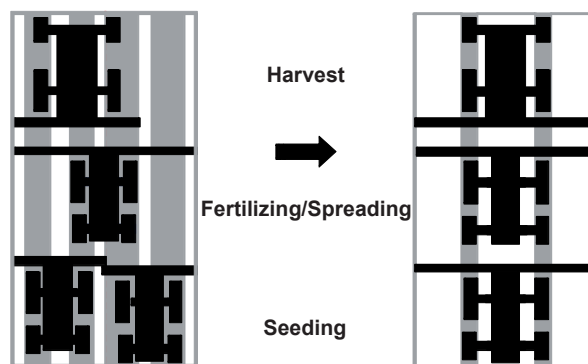


Fig. 1: Random traffic vs. controlled traffic. In CTF a large proportion of the surface is not trafficked (white), but narrow tyres with high inflation pressures strain the tracks (grey).

Results from Great Britain and the Netherlands suggest that even under central European conditions CTF can sustainably improve the efficiency of plant cultivation (CHAMEN et al. 2003). As

well as applying to arable farming, this regime could also be suitable for grassland. Positive effects could be seen in better yields and reduced nutrient leaching. Actually no enhancement of soil erosion starting out of the permanent tramlines has been reported. In contrast to the dry Australian climate, this aspect has to be investigated under our conditions.

The increasing spread of GPS guidance systems in Europe means that one basic prerequisite for the introduction of controlled traffic farming is being met. The prices of these systems are continually falling (HOLPP 2006) and, as RTK correction signals are increasingly obtainable as a service, it is no longer essential to have one's own correction station (HOLPP 2010).

The CTF systems developed primarily for Australian conditions cannot, however, simply be transferred. There, in order to minimise the proportion of traffic lanes not used for crop cultivation, standard lane widths of ~3.00m and narrow tyres are used (CHAMEN 2006). Tractors and trailers are being widened to harvester track width. In addition to the investment cost this gives rise, among other things, to serious drawbacks in respect of the suitability of machines for road traffic as well as lower payloads and lower maximum tractor speeds. CTF needs to be adapted to European conditions if it is to gain acceptance in central Europe (HOLPP *et al.* 2009).

## 2. Project objective

A realistically designed field trial is being conducted in 2008-11 to investigate the impact of CTF on the soil, the agronomic potential, and the technical implementability with practical track widths and commonly used tyre widths. The aim is to determine whether, even under Central European conditions, CTF can sustainably improve the efficiency of crop cultivation in general and of no-till methods with a sensitive reaction to top soil compaction in particular.

## 3. Material and methods

### 3.1 Experimental area

It was possible to incorporate the CTF field trial into the tillage system comparison which has been ongoing since 1998. Plough and no-tillage variants are available as comparative methods. The soil in the no-tillage regime is therefore not firstly moved, but is already adequately settled. The trial is being run in randomized blocks in four replications.

### 3.2 Design of CTF variant

If lanes are generally no longer to be taken out of production but to remain in partial use, the proportion of lane area must not be reduced to the maximum extent. A practical system for threshing crops, maize and grassland viable for different working widths in a mulch- or no-tillage seeding regime could then look as follows (Fig. 2): The number of passages is minimised. The machines have the same basic working width, for example 6m. Fertilizing and plant protection are carried out with a multiple of this working width. All machines have the standard track width. This makes the combined track of tractor and harvester relatively wide, but the compaction risk is counteracted by the lower number of passages and low pressure tyres which reduce soil damage.

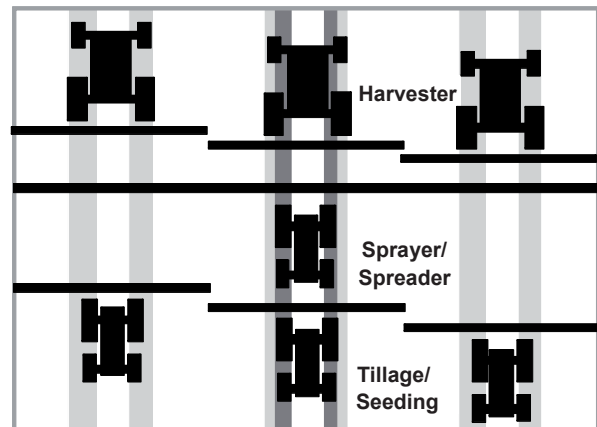


Fig. 2: Traffic zone concept: by including the areas of minimal traffic (pale grey), 93-95% of the land is used for crop cultivation.

The land can now be divided into traffic zones: no traffic (white), minimal traffic (pale grey) and intensive traffic (dark grey). The minimal traffic area is driven on only twice a year, during soil tillage/seeding and harvesting. The intensive traffic area coincides with today's existing cultivation lanes. Depending on the basic working width, the no traffic area takes up 62-71%, the minimal traffic area 23-31% and the intensive traffic cultivation lanes 5-7%. The hypothesis is that the plants in the minimal traffic area develop in a way similar to that of today's cultivation regimes and that a sustainable improvement in soil structure can be realised in the no traffic area, with benefits relating to both air- and water flow and yield stabilisation and increase.

### 3.3 Crop rotation

The crops grown are winter wheat (harvesting year (HY) 2008/09), winter barley (HY 2009/10) and forage crops (HY 2010/11). Forage crop cultivation, with four to six harvests per season,

involves considerably more passages and a heavier load on traffic lanes. The suitability of CTF for grassland systems can be assessed in this way.

### **3.4 Machinery used**

For technical reasons a two-furrow plough with a 0.70 m working width and a 3 m rotary harrow seeding combination is used for the plough variant, a 2.25 m no-till seed drill for the no-till variant and a 4.50 m no-till seed drill for the CTF no-till variant. The combine harvester has a working width of 4.50 m. Plant protection and fertiliser application for each plot are carried out via a central cultivation lane in the middle of each trial plot.

All the machines are equipped as standard with 420 to 800 mm tyres, preferably the wider, to match their performance rating. In accordance with best practice the tractors operate with an internal tyre pressure of 0.8 bar, the combine harvester with 1.0 bar at the front axle and 1.2 bar at the rear axle.

### **3.5 Study parameters**

The study parameters presented are measurements of soil surface roughness, cone penetration resistance, crop emergence rate, soil macroporosity volume and intermediate harvest. Due to a hail storm in spring 2009 no yield measurements could be taken in the first year. Additional study parameters are biological soil activity, soil moisture, content of oxygen and carbon dioxide in soil air, nitrous oxide concentrations in soil air, suction power, temperature and redox potential. Each of these parameters is measured at various depths. To date there are no results available for these measurements.

### **3.6 Surface survey**

The soil surface of the plots was surveyed in September 2008 and 2009 prior to seeding with total station surveying (brand: Leica-Geosystems). Over the course of time this should make it possible to determine the differences in soil height caused by motorised traffic. Zones subject to traffic of differing intensity were defined and marked out with a measuring frame in a 0.20m grid over a width of 3.80m.

### **3.7 Penetrometer Measurements**

The soil penetration resistance of a 4cm<sup>2</sup> cone was determined using a Panda-1 penetrometer manufactured by Sol-Solution. All the variants were sampled using a measuring frame across the cultivation lane in the centre of the plots, and in the case of CTF also in the marginal area, 20

cm apart over a 4 m width. The insertions were repeated in three replications 50 cm apart.

### **3.8 Emergence rate**

In order to determine the emergence rate two measurement zones 50 cm in width and 5 m in length were established for each plot and variant roughly four weeks after seeding. In no-till and CTF no-till this corresponds to a width of 3 seeding rows, in ploughing to 4 seeding rows. Five strips 1 m long were counted out inside these zones. In CTF a distinction was made between zones with and without motorised traffic.

### **3.9 Intermediate harvest**

For the intermediate harvest in mid-April 2008 and 2010 zones of 50 cm in width and 3 m in length were established in an extension of the emergence rate measurement zones. In five 60 cm long strips within these zones the plants were cut about 2 cm above the ground. To determine the dry matter the fresh matter was weighed, the samples oven-dried for 24 h at 105 °C and reweighed.

### **3.10 Macropore volume**

In an extension of the emergence rate measurement zones, the areas for sampling to determine macropore volume were established at 50 cm in width and 2 m in length. Inside these zones four core cutters samples are being taken at depths of 10-15 cm and 35-40 cm, in each case in April/May 2009/10/11.

## 4. Preliminary results

### 4.1 Surface survey

In the figure showing the 2008 starting position values it is clear that the trial field slopes laterally and longitudinally (Fig. 3).

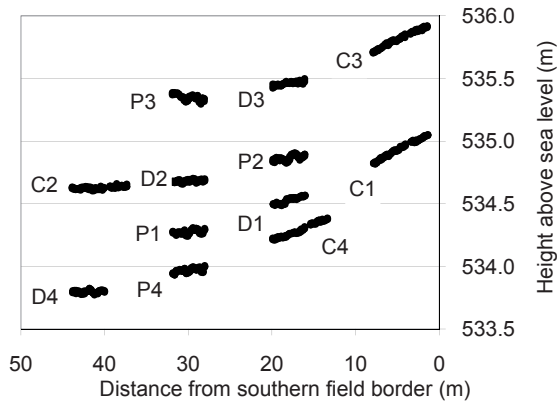


Fig. 3: 2008 surface survey. Legend: Plough (P), direct seed (D), controlled traffic (C); 1-4 = repetition.

The previous year's traffic lanes are visible in the ploughed plots. The CTF plots hitherto farmed using the mulch seeding method (max. 10 cm loosening depth) showed the least tracks. In 2009 the results looked very similar, there was no identifiable trend.

### 4.2 Penetrometer Measurements

When evaluating the 2008 and 2009 penetrometry data (Fig. 4) it should be borne in mind that penetrometers generally react strongly to differences in soil moisture. The moister it is, the less the penetration resistance. It is better to interpret differences in relative terms than with absolute values. Major differences are therefore apparent in the annual comparison of depth classes 0-5 cm and 5-10 cm. Presumably within these two horizons it was moister in 2008 (36 l rain around 5d prior to measuring) than in 2009 (roughly ten days without rain). Such a great difference in soil structure appears unlikely.

The following points stand out when interpreting the charts:

- In 2009 in CTF the penetration resistance in the 'C-no traffic' zone was significantly lower than in 'C-minimal traffic' and 'C-intensive traffic'. → Are the different traffic zones differentiated?
- In 2008 the penetration resistance in the 'C-minimal traffic' lanes travelled twice a year during seeding and combine harvesting was significantly lower than in the frequently

trafficked 'C-intensive traffic' cultivation lanes. In 2009 the two were on a similar level, with 'C-minimal traffic' showing slightly lower values. → Are frequency and type of passage less critical than yes/no passage?

- Under the no-till regime in 2008 and 2009 the values of 'D - intensive traffic' cultivation lanes and the remaining 'D - trafficked' area were close, with 'D - trafficked' showing slightly lower values.
- Intensively and lightly trafficked CTF areas have a higher penetration resistance than no-till areas, only no-traffic CTF areas show slightly lower values. → Does the previous history of the plots show here that no-till already was no-till for 10 years, but CTF was shallow tilled to a depth of 10cm until 2007?
- Typically the ploughed plots (P) showed the lowest penetration resistance.

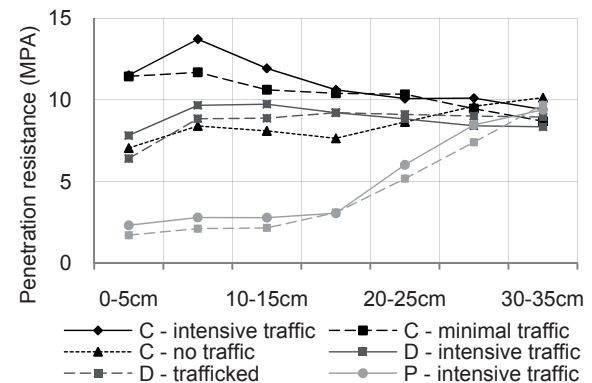
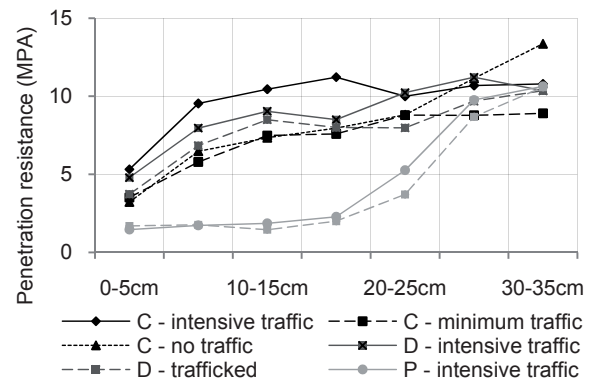


Fig. 4, top: Penetrometer measurements in September 2008 before seeding winter wheat. In July during the bean harvest the combine harvester already used the CTF tracks. Bottom: Penetrometer measurements in September 2009 before seeding winter barley. Legend: Plough (P), direct seed (D), controlled traffic (C).



### 4.3 Emergence rate

The emergence rate for winter barley in 2009/10 was considerably less heterogeneous than for winter wheat in 2008/09 (Fig. 5). In 2009 ploughing showed a significantly better emergence rate than any of the other variants. Seen in absolute terms, however, the differences are not significant, emergence rates were consistent in all the methods. These differences may be due to differing seed beds or differing seeding techniques.

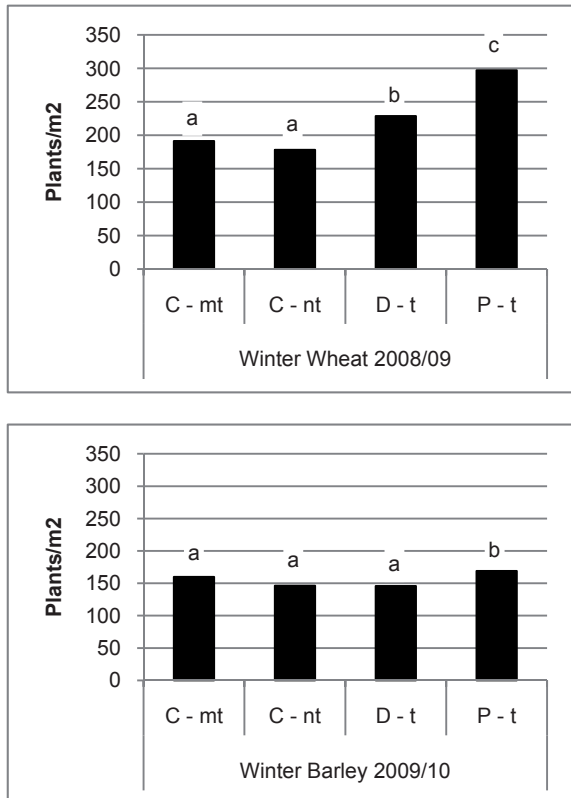


Fig. 5: 2008/09 (top) and 2009/10 (bottom) emergence rates, statistical comparisons within each of the corresponding years. Legend: C-mt = controlled traffic - minimal traffic, C-nt = controlled traffic - no traffic, D-t = direct seed - trafficked, P-t = plough - trafficked. a, b and c are indicating statistically different groups.

### 4.4 Intermediate harvest

In 2008/09 the average dry matter figures for the intermediate harvest in the CTF and no-till variants were close, ploughing dropped sharply after winterkill damage. In 2009/10 the values were closer together (Fig. 6).

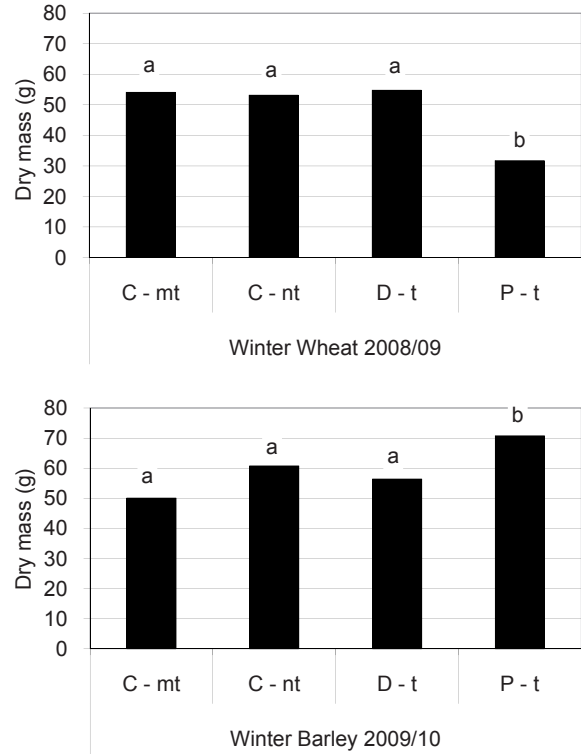


Fig. 6: Dry mass values after the intermediate harvests in April 2009 (top) and 2010 (bottom), statistical comparisons within each of the corresponding years. Legend: C-mt = controlled traffic - minimal traffic, C-nt = controlled traffic - no traffic, D-t = direct seed - trafficked, P-t = plough - trafficked. a, b and c are indicating statistically different groups.

#### 4.5 Macroporosity

In the ploughing variant macropore volume in the topsoil (10-15 cm) was roughly twice as high as in the no-till and CTF no-till variants. There was no significant difference between no-till and CTF. In the subsoil (35-40 cm) the variants were closer together with higher values for ploughing and no-till, which were on the same significance level. The different survey zones in the CTF variant were not significantly different from one another (Fig. 7).

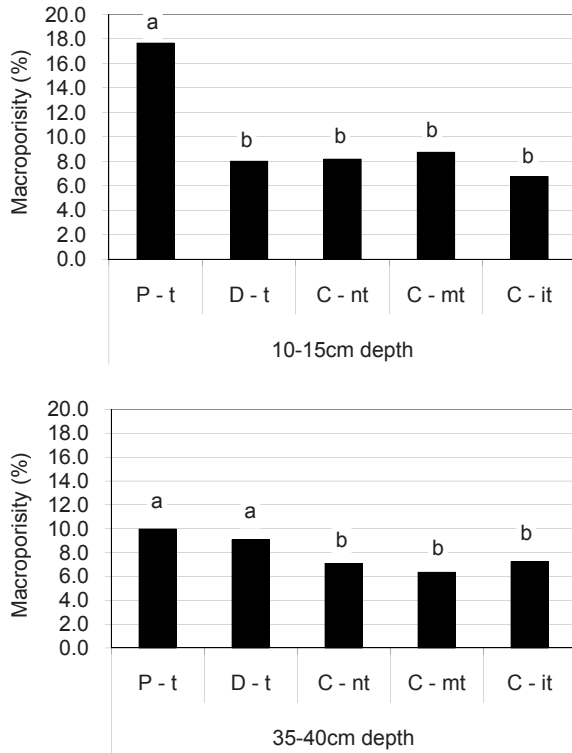


Fig. 7: Macropore volume (median) in the topsoil (10-15 cm) and subsoil (35-40 cm), statistical comparisons within each of the corresponding depths. Legend: P-t = plough - trafficked, D-t = direct seed - trafficked, C-nt = controlled traffic - no traffic, C-mt = controlled traffic - minimal traffic, C-it = controlled traffic - intensive traffic. a, b and c are indicating statistically different groups.

#### 5. Conclusion

The initial results of the various measurements show that methods differ from one another. At the present time, however, after one and a half years, it is too early to reach any conclusions. In-depth analysis and synthesis will be possible once measurement results are available for the 2009/10 and 2010/11 harvest years.

#### 6. References

ANKEN, T., STAMP, P., RICHNER, W. und WALTHER, U. (2004): Pflanzenentwicklung, Stickstoffdynamik und Nitratauswaschung gepflügter und direktgesäter Parzellen. Agroscope ART, Ettenhausen. Schriftenreihe Nr. 63, 104 p.

ANKEN, T., HEUSSER, J., WEISSKOPF, P., REK, J., BOLLER, M. und STAMP, P. (2007): Mulch- und Direktsaaten Ursachen reduzierter Feldaufgänge. ART-Berichte, 682, 6 p.

CHAMEN, T., ALAKUKKU, L., PIRES, S., SOMMER, C., SPOOR, G., TIJNK, F. and Weisskopf, P. (2003): Prevention strategies for field traffic-induced subsoil compaction: a review. Part 2. Equipment and field practices, Soil and Tillage Research 73, 161-174.

CHAMEN, T. (2006): Controlled traffic farming: literature review and appraisal of potential use in the U.K., HGCA Research Review, London, 59 p.

ELSÄSSER, M. 2001: Bodenverdichtung: Auch im Grünland akut. dlz, 5, S. 20-24.

HAMZA, M.A. and ANDERSON, W.K. (2005): Soil compaction in cropping systems: a review of the nature, causes and possible solutions. Soil and Tillage Research 82, 121-145.

HOLPP, M. (2006): Parallelfahrssysteme für Traktoren – Technik und Wirtschaftlichkeit. ART-Berichte Nr. 659, Forschungsanstalt Agroscope ART Tänikon, 12 p.

HOLPP, M. (2010): Präzise Lenksysteme im Überblick. Schweizer Landtechnik, 2, 37-43.

HOLPP, M., ANKEN, T. et HENSEL, O. (2009): CTF: Grandes cultures avec voies prétracées. Technique agricole, 11, 14-15.

WEBB, B. and BLACKWELL, P. (2004): Tramline Farming Systems: Technical Manual. Department of Agriculture Western Australia, Bulletin 4607, 45 p.

# Poids des machines et tassement du sol agricole: TASC V2.0 – un outil pratique d'aide à la décision

Etienne Diserens et Robert Meier

Station de recherche Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, CH- 8356 Ettenhausen

## Résumé

TASC (TYRES/TRACKS AND SOIL COMPACTION pour pneumatiques/chenilles et compaction du sol) est une application excel mis au service de la pratique. Une rapide appréciation des risques sévères de tassement est rendue possible en tenant compte à la fois du sol et de la charge de la machine. Texture, dureté, profondeur maximale d'ameublissement, dimension du pneumatique (largeur et diamètre), charge à la roue et pression de gonflage sont autant de paramètres-clé sur lesquels s'appuie un premier module. Un second évalue la part des surfaces foulées avec distribution des passages simples ou multiples pour un ou plusieurs convois pouvant compter jusqu'à 24 roues. Un troisième module donne accès aux données techniques de plus de 1180 pneumatiques agricoles et forestiers. Un dernier module enfin, de sécurité routière, renseigne sur les charges maximales autorisées compte tenu du type de pneumatique, de pression de gonflage et de la vitesse.

En examinant 60 situations dans le sous-sol, le taux de concordance entre valeurs mesurées et estimées dépasse les 80% entre 35 et 40cm pour atteindre les 100% entre 55-60 cm, ceci pour des sols minéraux de grandes cultures et de cultures fourragères.

## Abstract

TASC (TYRES/TRACKS AND SOIL COMPACTION) is an Excel application for farmers that permits rapid evaluation of the risks of severe soil-compaction damage by taking into account both soil characteristics and machine load. Texture, hardness, maximum depth of loosening, tyre dimensions (width and diameter), wheel load and inflation pressure are the key parameters on which the first module of the application is based. The second module calculates the share of trafficked areas, with a breakdown into single or multiple transits for one or more convoys with up to 24 wheels. A third module provides access to the technical data of more than 1,180 agricultural and forestry tyres. A fourth and final module related to road safety provides information on the maximum authorized loads bearing in mind tyre type, inflation pressure and speed.

In examining 60 situations in the subsoil, it was discovered that the rate of concordance between measured and estimated values exceeds 80% between 35-40 cm depth, reaching 100% between 55-60 cm for mineral soils in arable farming and fodder cropping.

**Keywords:** Machinery load, soil compaction, field traffic, multipass

## 1. Introduction

Lors de ces trois à quatre dernières décennies, le poids des machines agricoles et forestières a quadruplé. La prestigieuse avancée technologique visant d'abord à augmenter la production comme la productivité s'est faite souvent au détriment de la sauvegarde de la structure du sol avec de graves retombées. Eau stagnante sporadique, érosion, tassement du sol observés dans toutes les grandes zones agricoles mécanisées d'Europe et d'ailleurs en témoignent. Les disponibilités en oxygène, en éléments nutritifs, en chaleur dans le sol sont altérées (TOBIAS et al. 1999), les rendements potentiels diminuent, l'environnement s'en trouve donc affecté.

Responsabiliser l'agriculteur c'est d'abord lui offrir l'information adéquate sur les risques qu'il encourt avec ses machines lui permettant alors d'orienter consciemment ses décisions. TASC est une aide à la décision adressée d'abord à la pratique. Les quatre modules qui le composent à savoir le calcul des contraintes de charge dans le sol, le calcul des surfaces foulées, les données techniques des pneumatiques et le calcul des charges maximales en fonction de la vitesse et de la pression de gonflage sont présentés, ceci avec les bases théoriques permettant une évaluation des risques de compaction sévère, validation incluse.

## 2. L'outil TASCv2.0.xls

### 2.1. Module 1 – Propagation des contraintes et évaluation des risques

#### 2.1.1. Principe de base

Pour l'évaluation des risques sévères de compaction, le concept de pré-consolidation est ici introduit (Lebert, 1989). Si la contrainte  $F$  excède le seuil limite de stabilité  $R$  du sol pris à sa capacité au champs ( $pF$  1.8) servant de référence, le sol dans ces conditions perdra de son élasticité. Les déformations qui résultent auront un caractère plutôt irréversible. Inversement,

#### 2.1.2. Propagation des contraintes en profondeur et stabilité du sol en surface

L'algorithme de base décrivant la propagation des contraintes dans le sol avec lignes isobar a été proposé par Boussinesq pour un sol isotropique, élastique (FRÖHLICH, 1934). Un facteur de correction  $q$  est introduit permettant de tenir compte de la dureté du sol en surface (Eq. 1). Lorsque la résistance à la pénétration augmente, le quotient  $q$  et la pression équivalente diminuent. La valeur  $q$  varie pour les sites étudiés entre 0.11 pour les sols très durs à 2.81 pour les sols très tendres ceci directement après labour et hersage (Fig. 2).

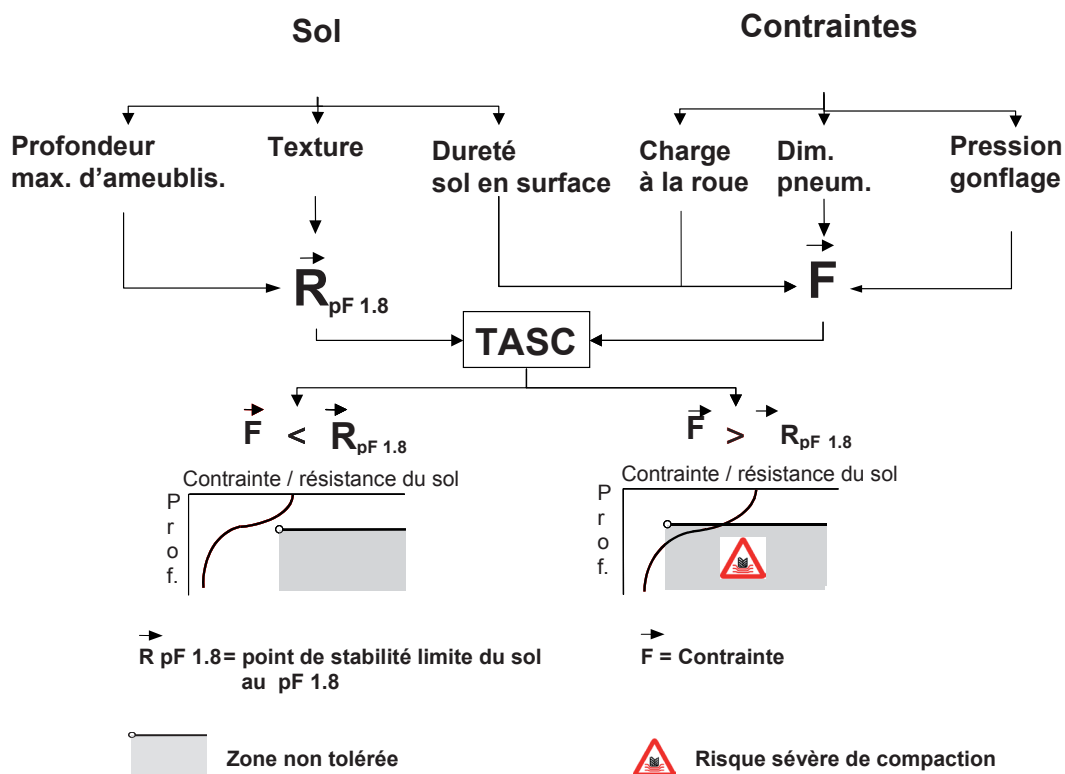


Fig. 1 : Principe d'évaluation

si la contrainte  $F$  reste inférieure au seuil de stabilité ceci à la profondeur critique d'ameublissement, le sol retrouvant son état initial comme un élastique une fois libéré de sa contrainte n'endure aucune déformation sérieuse à cette profondeur (fig. 1).

TASC calcule la propagation des contraintes de charge dans le sol à partir des caractéristiques du sol et de la charge et évalue les risques sévères de déformation pour un sol pris à la capacité au champ.

$$\sigma_z = \frac{2q\sigma_m}{\pi} \left[ \arctan \frac{ab}{Rz} + \frac{abz}{R} \left( \frac{1}{a^2+z^2} + \frac{1}{b^2+z^2} \right) \right]$$

avec  $R^2 = a^2 + b^2 + z^2$  Eq. 1

ou:  $\sigma_z$  (Pa): contrainte verticale à la profondeur  $z$ ,  
 $\sigma_m$  (Pa): pression moyenne de contact,  
 $\sigma_0$  (Pa): pression équivalente de contact,  
 $z$  (m): profondeur,  
 $a, b$  (m): longueur et largeur de la surface de contact (rectangle équivalent),  
 $q$ : facteur de stabilité, quotient  $\sigma_0/\sigma_m$

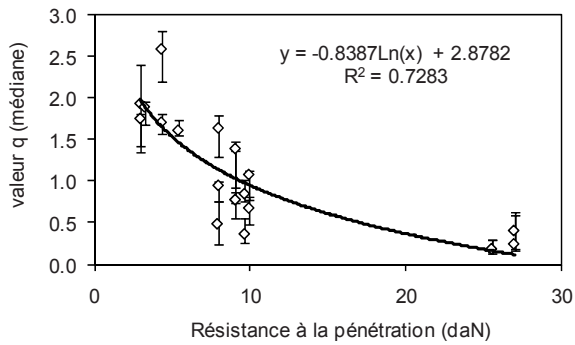


Fig. 2 : Valeur q en fonction de la résistance à la pénétration pour sols minéraux (BASTGEN et DISERENS. 2009)

Plus le sol est tendre, plus les contraintes de charge se concentrent au centre de la surface de l’empreinte et se propagent en profondeur. La résistance du sol à la pénétration obtenue par pénétrométrie dans les 10 premiers centimètres du sol (DISERENS et STEINMANN. 2002) détermine avec quelle intensité la contrainte verticale s’exprime à une profondeur donnée. Ajoutées aux valeurs individuelles de résistance, trois classes de dureté (dure, mi-dure et tendre) sont proposées par le modèle TASC (Tableau 1).

Tableau 1. Stabilité du sol en surface, classes de dureté, résistance à la pénétration (PR) et valeurs q pour le calcul des contraintes de charge (DISERENS. 2010).

Valeurs/ classes	PR domaine (daN)	Valeurs PR Calcul (daN)	Valeurs q Calcul
valeurs tendre	0 - 30 < 5	variables 4.0	[éq. fig. 2] 1.73
mi-dure	5 – 7.9	7.0	1.26
dure	≥ 8	12.0	0.81

**2.1.3. Pré-consolidation et point limite de stabilité.**

La valeur indicative de la densité effective (1.7 Mg/m<sup>3</sup>) proposée par la Société Suisse de Pédologie (Document SSP. 2004) tient lieu de référence pour l’application TASC. La densité effective varie avec la teneur en argile (Eq. 2) :

$$D_{eff} = D_s + 0.009 [C] \quad (\text{Eq. 2})$$

ou: D<sub>eff</sub> (Mg/m<sup>3</sup>) : Densité effective  
 D<sub>s</sub> (Mg/m<sup>3</sup>) : Densité apparente  
 C (%) : Teneur gravimétrique en argile

Selon QASEM et al. (2000), parmi les paramètres physiques du sol, la densité apparente est celui qui s’avère être le mieux corrélé avec la pré-consolidation. Le point de stabilité limite toléré équivalent à une valeur de densité effective de 1.7 Mg/m<sup>3</sup> à pF 1.8 est alors obtenu par régression à partir de deux banques de données (Tableau 2). Pour chaque classe de texture, au nombre de cinq (sol d’argile, sol de silt, sol de limon argileux limon, limon sableux et sable) la valeur la plus élevée est retenue octroyant alors une marge de manœuvre maximale pour le praticien.

**2.1.4. Validation du modèle.**

La validation du modèle TASCv2.0.xls repose sur un total de 73 situations valides réparties sur 15 sites. Les cas où le sol présentait des signes excessifs de compaction (densité effective > 1.7 Mg/m<sup>3</sup>) avant le passage des machines, au nombre de vingt dont douze entre 35-40 cm ont été écartés de toute validation (Tableau 3). Par ailleurs, aucune compaction non présumée n’a été décelée par les analyses du sol, même lorsque la teneur en eau du sol était proche du seuil de saturation (DISERENS et STEINMANN. 2002).

Avec une déduction de 0.1 Mg/m<sup>3</sup> pour la fraction travaillée du sol (1.6 Mg/m<sup>3</sup>) proposée par PETELKAU (1991), le taux de concordance s’élève à près de 80%. La limite apparaissant plus vite, le nombre de cas à risque élevé de compaction sévère augmente alors. De même, en introduisant les teneurs en argile et en silt, les seuils limite de stabilité baissent, l’évaluation des risques s’avère plus rigoureuse, les marges de manœuvre pour le praticien diminuent. Il y a alarme avant même qu’une compaction sévère ne se produise nécessairement. Dans le sous-sol, entre 35-40 cm, le taux de concordance le plus élevé (83%) apparaît lorsqu’on associe les valeurs de résistance à la pénétration avec les classes de texture (Tableau 3, cas 4). Si l’on considère les valeurs entre 55 et 60 cm, le taux de concordance dans le sous-sol dépasse même les 90%.

Tableau 2. Pré-consolidation ou point limite de stabilité ( $\sigma_p$ ) (pF 1.8) équivalent à la valeur indicative de densité effective 1.7 Mg/m<sup>3</sup>. La pré-consolidation varie avec la teneur en argile A (%) et en silt Si (%)

Texture	Données de LEBERT (1989)	Données de QASEM (2000)	TASC
	$\log \sigma_p = 0.534 + 0.912 D_{eff} - 0.006 [C]$ R = 0.6453	$\log \sigma_p = 0.811 + 0.627[D_{eff}] - 0.004[C] + 0.003[Si]$ R = 0.6498	
Argile limoneuse, argile			
41-77% A 22-48% Si	min 49.8 max 69.8	min 61.8 <b>max 78.3</b>	<b>80</b>
Silt argileux, silt limoneux, silt sableux, silt			
9-42% A 52-86% Si	min 68.9 <b>max 107.6</b>	min 83.7 max 105.9	<b>105</b>
Limon argileux, limon			
21-40% A 29-37% Si	min 70.1 max 89.1	min 74.1 <b>max 85.1</b>	<b>85</b>
Limon sableux, limon riche en sable			
11-20% A 18-39% Si	min 94.0 <b>max 104.8</b>	- -	<b>105</b>
Sable limoneux, sable silteux, sable			
1-9% A 3-22% Si	min 107.6 <b>max 119.9</b>	- -	<b>120</b>

Tableau 3: Validation de TASC avec des mesures in situ – (potentiel hydrique pour le sous-sol:  $\Theta < 63$  hPa dans 98% des situations) – Quatre cas: paramétrisation de la dureté du sol avec classes (dure, mi-dure, tendre) ou valeurs (kg) et de la texture du sol avec classes (sols argileux, silteux, limon, limon sableux, sables) ou valeurs (argile en %, silt en %)

	Sol surface 10-15 cm		Sous-sol 35-40 55-60		Moyenne sol		Moyenne sous-sol
Valeurs indicatives (Mg/m <sup>3</sup> )	1.7	1.6*	1.7	1.7	1.7	1.6*	1.7
Nombre total de mesures	33	33	35	25	93	93	60
Cas 1 – Dureté du sol <sub>valeurs</sub> / Type de sol <sub>classes</sub>							
Nb. de situations validables	30	24	23	20	73	67	43
Concordance (%)	63.3	79.2	82.6	100	79.5	86.6	90.7
Cas 2 – Dureté du sol <sub>classes</sub> / Type of soil <sub>classes</sub>							
Nb. de situations validables	30	24	23	20	73	67	43
Concordance (%)	63.3	79.2	78.3	100	78.1	85.1	88.4
Cas 3 – Dureté du sol <sub>valeurs</sub> / Type de sol <sub>valeurs</sub>							
Nb. de situations validables	30	24	23	20	73	67	43
Concordance (%)	53.3	79.2	73.9	100	72.6	83.6	86.0
Cas 4 – Dureté du sol <sub>classes</sub> / Type de sol <sub>valeurs</sub>							
Nb. de situations validables	30	24	23	20	73	67	43
Concordance (%)	56.7	79.2	60.9	100	69.9	79.1	79.1

\* Valeur indicative après déduction selon PETELKAU (1991).

## 2.2. Module 2 – Surface foulée avec passage multiple

Ce module permet de calculer les surfaces foulées à partir de la disposition des roues, de leur dimension et de la largeur de travail. Ce calcul est particulièrement important dans l'organisation des chantiers de récolte visant à réduire autant que possible la surface foulée; celle-ci particulièrement élevée dans les sarclées (pommes de terre, betteraves, maïs) avec une largeur de travail souvent réduite (0.9 et 1.5 m). Quatre exemples illustrent ce module, i) une auto-chargeuse intégrale de betteraves deux rangs avec tracteur, ii) la même machine accompagnée d'un convoi supplémentaire de débardage à ses côtés, iii) une moissonneuse batteuse, iv) tracteur pour le semis d'engrais et moissonneuse batteuse. Tous les cas de figure comprenant jusqu'à 24 roues avec une largeur de travail supérieure à 12% de la largeur total du convoi engagé peuvent être examinés. Lorsque la largeur de travail est inférieure à la largeur hors tout du convoi, les résultats sont valables pour des machines progressant côte à côte en allers simples suivant une direction unique.

## 2.3 Modules 3 et 4 – Banque de données, et caractéristiques techniques des pneumatiques, calcul des charges maximums admissibles.

Dans l'évaluation des risques de compaction, la charge est caractérisée par la dimension du pneumatique, la pression de gonflage et la charge à la roue. Pour accéder rapidement à cette information, il est nécessaire de rassembler les caractéristiques de tous les pneumatiques agricoles et forestiers. Diamètre sans charge, largeur, profil, affiliation, indice de charge, indice de vitesse. Plus de 1180 sont répertoriés dans cinq différentes feuilles excel (pneumatiques forestiers moteurs et porteurs, pneumatiques agricoles directeurs, moteurs et porteurs). Pour les calculs de prépondérance ou rapport de vitesse angulaire des roues avants par rapport aux roues arrières, la circonférence des roues moteurs est également donnée. Pour des raisons de sécurité routière, la charge admissible compte tenu de la pression de gonflage, de la vitesse et du type du pneumatique est calculée selon les normes ETRTO (Organisation Technique Européenne du Pneumatique et de la Jante).

L'ordinogramme de l'application TASC2.0.xls figure en annexe.

## 3. Conclusions

Si l'application convient pour les sols agricoles minéraux de grandes cultures comme de cultures fourragères, elle doit encore faire ses preuves pour les sols organiques. L'introduction de nouveaux seuils limite de stabilité pour sol sec ( $pF$  2.5) permettraient de nuancer davantage encore l'évaluation des risques de compaction sévère.

## 4. Bibliographie

BASTGEN H.M., DISERENS E. 2009: q-value for calculation of pressure propagation in arable soils taking topsoil stability into account. *Soil & Tillage Research* 102, 138-143.

DISERENS E. 2010: TASC V2.0.xls. Manual. Agroscope ART Reckenholz-Tänikon, 59 pp.

DISERENS E., STEINMANN G. (2002): Calculation of pressure distribution in moist arable soils in eastern Switzerland: a simple model approach for the practice. In L. Vulliet, L. Laloui, B. Schrefler (Eds.), *Environmental Geomechanics*, Monte Verità 2002, 413-421. EPFL Press.

DOCUMENT SSP. 2004: Definition und Erfassung von Bodenschadverdichtungen. Positionspapier der BGS-Plattform Bodenschutz. Document SSP 13. 56 pp.

FRÖHLICH O.K. (1934). *Druckverteilung im Baugrunde*. Verlag Julius Springer, Vienna, 185 pp.

LEBERT M. (1989). *Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden*. Band 12. Bayreuther Bodenkundliche Berichte. 131pp.

PETELKAU H. 1991: Ertragliche Auswirkungen technogener Schadverdichtungen der Ackerkrume. *Agrartechnik*, Berlin 41 (1991) 2, 54-57.

QASEM H., ATTINGER W., BERLI M., SCHULIN R. 2000: Zusammenhänge zwischen ödometrischer Verdichtungsempfindlichkeit und morphologischer Merkmale von Böden untersucht an ausgewählten Standorten auf den Trasse der Transitgasleitungen Däniken - Grimsel (TRG 2) und Rodersdorf - Lostorf (TRG 3). Institut für Terrestrische Ökologie der ETH Zürich. 41 pp.

TOBIAS, S., SCHULIN, R., SCHAUB, D., WEISSKOPF, P., BUCHTER, B., ZIMMERMANN, S., BORER, F., VÖKT, U., 1999: *Physikalischer Bodenschutz*. Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz BGS Dokument 9, 32 p.

## Annexe

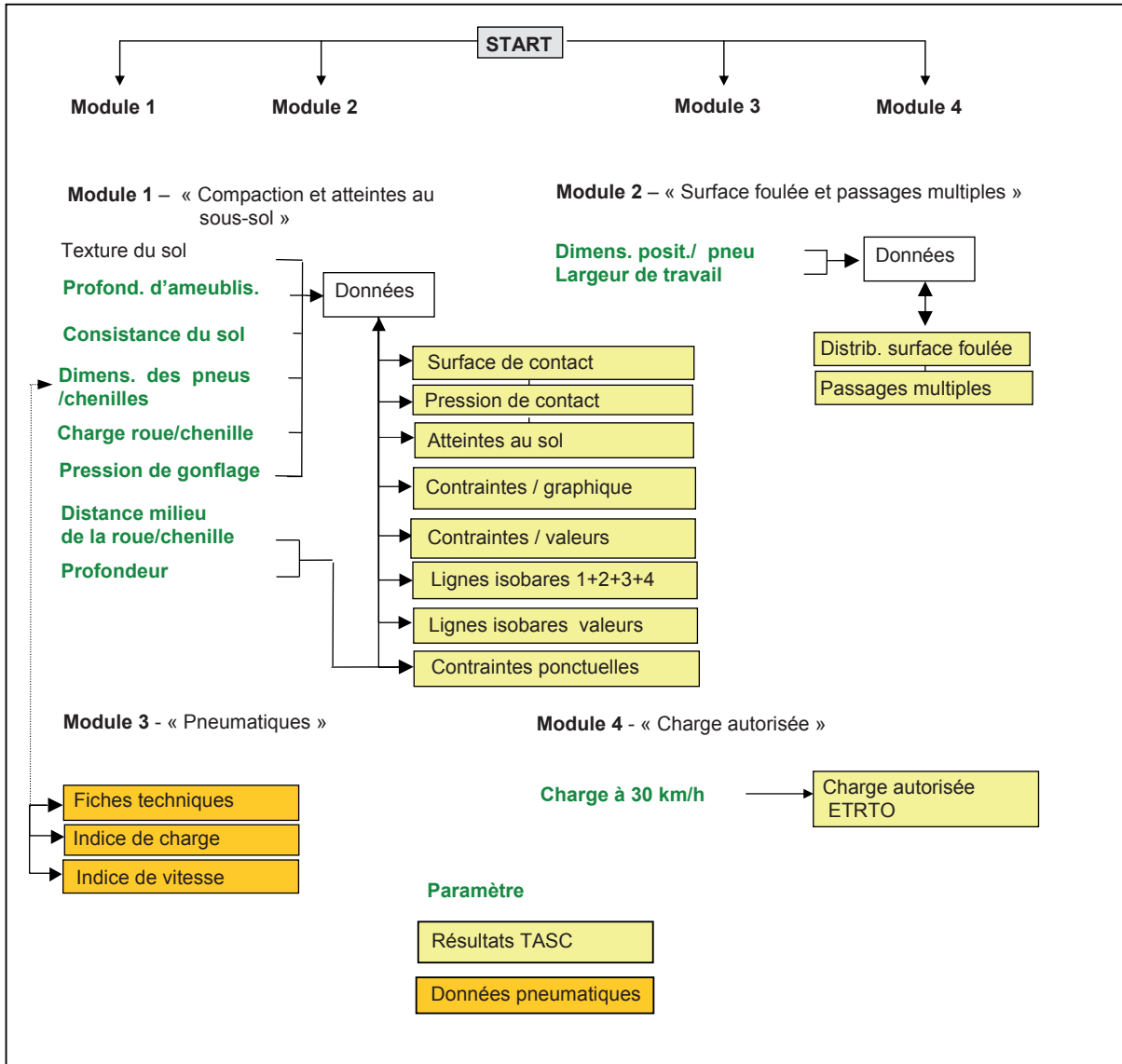


Fig. 3. Ordigramme de l'application TASC V2.0.xls



# Bestimmung des C<sub>org</sub>-Gehaltes von Bodenproben mit Infrarotspektroskopie (VNIRS)

Andreas Gubler, Marco Carizzoni, Peter Germann

Geographisches Institut der Universität Bern, Hallerstrasse 12, 3012 Bern

gubler@giub.unibe.ch

## Zusammenfassung

In dieser Arbeit wurde unter Verwendung archivierter Bodenproben ein Modell zur C<sub>org</sub>-Bestimmung mit Infrarotspektroskopie (VNIRS) hergeleitet und auf neue, unbekannte Proben angewandt. Die C<sub>org</sub>-Gehalte der Validationsproben konnten mit einem *Root Mean Square Error* von 0.37 % und einem Bias von 0.23 % C<sub>org</sub> bestimmt werden. Die Genauigkeit ist vergleichbar mit anderen publizierten Arbeiten. Soll eine grössere Anzahl von ähnlichen Proben analysiert werden, kann die Genauigkeit des Modells mit einer einfachen Bias-Korrektur erhöht werden. Die Reproduzierbarkeit der Analyseresultate war für VNIRS etwas besser als die betrachteten Referenzmethoden (FAL-Methode und CN-Analyser). Derzeitige Bestrebungen zum Aufbau einer globalen Spektralbibliothek von Böden werden der Bodenanalytik mit VNIRS neue Möglichkeiten eröffnen.

## Abstract: Determination of organic carbon contents of soil samples by Visible and Near Infrared Spectroscopy (VNIRS)

Archived soil samples have been used to derive a model to estimate organic carbon (C<sub>org</sub>). The model has been validated against independent soil samples. The validation accuracy was comparable to the results of other recent investigations (root mean square error: 0.37 %, bias: 0.23 % C<sub>org</sub>). When analysing a high number of similar soil samples, accuracy can be improved clearly by a simple bias correction. The reproducibility was slightly better for the results of VNIRS compared to the other methods considered (dichromate oxidation and dry combustion by CN-analyser). A global soil spectral library (currently under development) will enhance VNIRS soil analysis.

**Keywords:** soil organic carbon, Visible and Near Infrared Spectroscopy, soil analysis

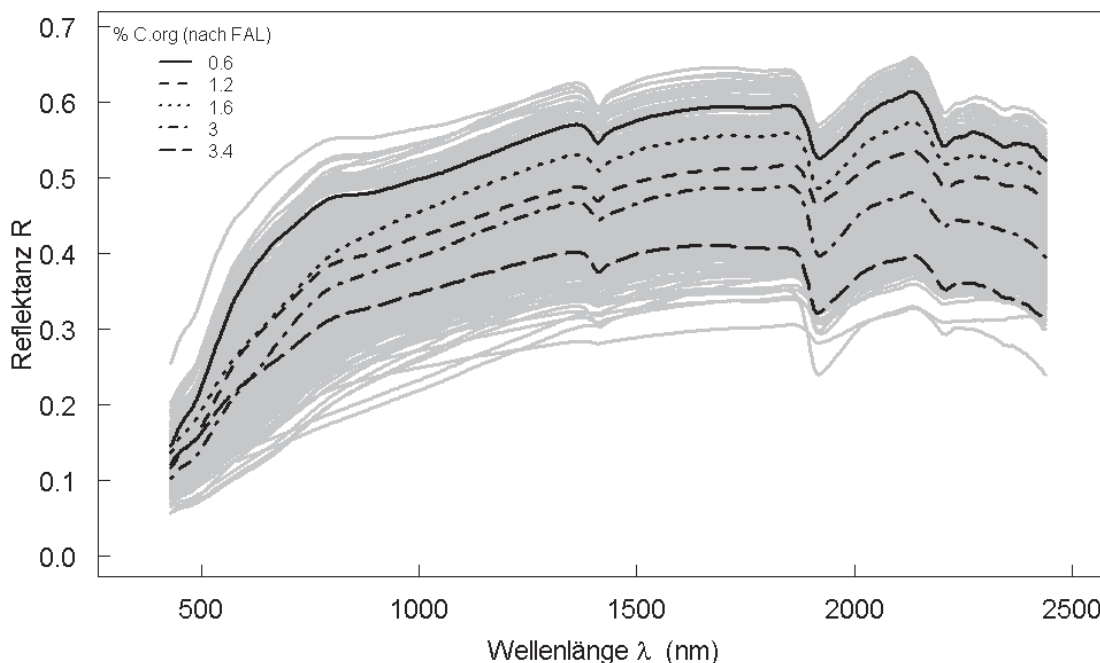
## 1. Einleitung

Humus ist ein wichtiger Bodenbestandteil, er übernimmt verschiedenste Funktionen: Humus hat eine hohe Wasserspeicherkapazität, trägt als guter Ionentauscher wesentlich zur Nährstoffverfügbarkeit und durch Aggregatbildung zur Stabilisierung des Bodens bei, fördert die mikrobiologische Aktivität und kann Schwermetalle und Schadstoffe dauerhaft binden (GISI *et al.* 1997). Der Humusgehalt ist deshalb ein wichtiges Qualitätsmerkmal des Bodens. Die Humusfraktion ist ein heterogenes Gemisch verschiedenster Kohlenstoffverbindungen. Zur quantitativen Humusbestimmung wird meist der organische Kohlenstoffgehalt (C<sub>org</sub>) des Bodens bestimmt und mit dem Faktor 1.725 multipliziert, um den Humusgehalt zu erhalten (FAL 1996).

**C<sub>org</sub>-Analytik** Bei der Standardmethode zur C<sub>org</sub>-Bestimmung gemäss FAL wird dem Boden ein Überschuss an Kaliumdichromat beigelegt, welches die organischen Kohlenstoffverbindun-

gen oxidiert. In einer Rücktitration wird die Menge des unverbrauchten Kaliumdichromats bestimmt, woraus sich der C<sub>org</sub>-Gehalt berechnen lässt (FAL 1996). Als Alternative kann C<sub>org</sub> durch Trockenveraschung im CN-Analyser bestimmt werden, wobei der totale C-Gehalt bestimmt wird. Kalkhaltige Proben müssen somit vor der Trockenveraschung entkalkt werden. Tendenziell liefert diese Methode höhere C<sub>org</sub>-Gehalte als die Dichromat-Titration, da bei letzterer nicht alle Kohlenstoffverbindungen oxidiert werden. Der Umrechnungsfaktor zwischen den beiden Methoden hängt von den Eigenschaften des jeweiligen Bodens ab und kann stark variieren (NELSON und SOMMERS 1996).

**Infrarotspektroskopie (VNIRS)** Die Spektroskopie des sichtbaren (350-700 nm) und nahen Infrarotbereichs (700-2500 nm) erfreut sich immer grosserer Beliebtheit als bodenkundliche Analytikmethode. VNIRS wird zur Bestimmung verschiedener Bodeneigenschaften – neben anderen Wasser-, Ton-, Stickstoff- und Eisengehalte –



**Abbildung 1** Reflektanz R in Abhängigkeit der Wellenlänge aller Kalibrationsproben (grau) sowie fünf ausgewählter Bodenproben (schwarz).

eingesetzt, am häufigsten jedoch zur C.org-Bestimmung (vgl. Tabelle 1 in VISCARRA ROSSEL et al. 2006). Im Vergleich zu den Standardmethoden sind VNIRS-Messungen schnell und günstig. Zudem ist es eine nicht-destruktive Methode. Der Nachteil: VNIRS ist keine eigenständige Methode, sondern bedarf der Kalibration mit einer Referenzmethode. Da die Absorptionen von Kohlenstoffverbindungen im nahen Infrarot unspezifisch und über den ganzen Wellenlängenbereich verteilt sind, müssen statistische Modelle zur Kalibration verwendet werden.

**Ziele dieser Arbeit** Unter Verwendung archivierter Bodenproben wird ein Modell zur C.org-Schätzung aufgrund der Spektraldaten kalibriert. Dieses Modell wird anschliessend auf neue, unabhängige Bodenproben angewandt und so validiert. Die Fragestellungen lauten: Lässt sich eine überregionale Kalibration auf neue, unbekannte Proben anwenden? Ist VNIRS eine echte Alternative zu den traditionellen Labormethoden?

## 2. Methoden

**Bodenproben** Der Kalibrationsdatensatz (Abbildung 1) umfasst rund 800 Oberbodenproben aus Archiven der Fachstelle Bodenschutz des Kantons Solothurn und der Bodenüberwachung des Kantons Freiburg (FRIBO). Es wurden nur Proben mit C.org-Gehalten unter 6 % verwendet (entspricht 10 % Humus). Die C.org-Analysedaten dieser Proben wurden uns von den Archiven zur Verfügung gestellt und wurden mit der

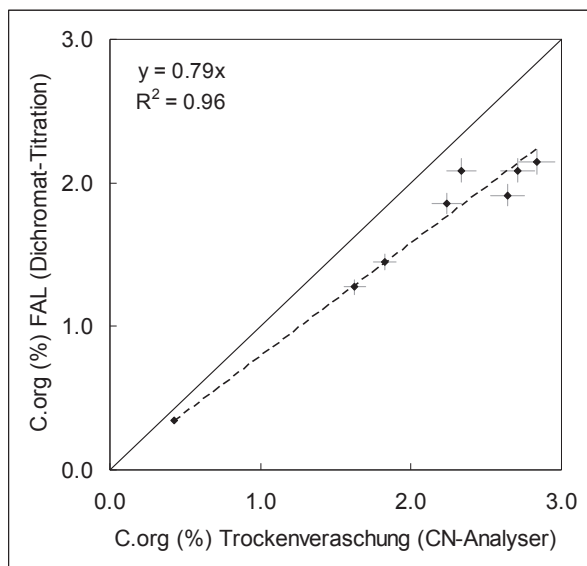
FAL-Referenzmethode (FAL 1996) ermittelt. Der Validationsdatensatz umfasst rund 60 Proben von landwirtschaftlichen Flächen in Emmenbrücke LU. Die C.org-Gehalte dieser Proben wurden mittels Trockenveraschung im CN-Analyser an der Universität Bern bestimmt und mit einem Korrekturfaktor von 0.79 multipliziert (vgl. Kapitel 3). Sämtliche Validationsproben waren kalkfrei.

**Spektroskopie** Sämtliche Proben wurden mit einem portablen Spektrometer FieldSpec Pro der Firma ASD (Boulder, Texas) erfasst. Dieses Gerät erfasst die Reflektanz von 350 bis 2500 nm ( $28'000$  bis  $4'000$   $\text{cm}^{-1}$ ) in Schritten von 1 nm. Die Reflektanz R ist definiert als reflektierte Energie pro Wellenlänge dividiert durch die eingestrahlte Energie pro Wellenlänge. Vor jeder Messung wurde eine Weissreferenz (Spectralon) gemessen; diese Messung entspricht per Definition 100 % Reflektanz. Die Bodenproben wurden in Petrischalen gemessen, die Messung erfolgte von unten unter Verwendung des ASD Muglights. Die Kalibrationsproben wurden jeweils direkt in den jeweiligen Archiven gemessen, die Validationsproben an der Universität Bern.

**Tabelle 1** Eckdaten in % C.org des Kalibrations- und Validationsdatensatzes (n: Anz. Proben).

	n	Min.	Median	Mittelwert	Max.
Kalibration	890	0.2	1.7	1.9	5.8
Validation	64	1.3	2.5	2.5	3.9

**Datenanalyse** Für die Spektraldaten sämtlicher Proben wurde mit einem Savitzky-Golay-Filter die erste Ableitung berechnet. Anschliessend wurden die Daten durch eine Waveletzerlegung komprimiert. Die aus der Zerlegung resultierenden Waveletkoeffizienten enthalten Informationen sowohl zur Skala als auch zur Lokalisation von Absorptionsbanden. Mehr zur Wavelettheorie findet sich in BÄNI (2005) oder NASON (2008) und zu deren Anwendung auf Spektraldaten in ALSBERG *et al.* (1997). Unter der Annahme, dass Waveletkoeffizienten mit grosser Varianz mehr Informationen enthalten als solche mit kleiner Varianz (VISCARRA ROSSEL und LARK 2009), wurden die Koeffizienten entsprechend ihrer Varianz sortiert. Mit den 25 ersten Koeffizienten wurde ein quadratisches Modell für die Kalibrationsdaten berechnet und anschliessend reduziert, um nicht-signifikante Variablen zu entfernen. Die Plausibilität des Modells wurde in einer 6-fachen Kreuzvalidierung überprüft und anschliessend auf die Validationsproben angewandt. Sämtliche Berechnungen wurden mit der Statistiksoftware R 2.9 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2009) unter Verwendung des Pakets *Wavelet* (NASON *et al.* 2009) durchgeführt. Die **Reproduzierbarkeit** der drei erwähnten C.org-Analytikmethoden wurde anhand von Mehrfachbestimmungen abgeschätzt. Für 20 Validationsproben wurden die VNIRS-Messungen wiederholt und die daraus geschätzten C.org-Gehalte verglichen. Die Wiederholbarkeit der VNIRS-Schätzungen hängt nicht nur von der Messung, sondern auch vom verwendeten Kalibrationsmodell ab. Bei den C.org-Bestimmungen



**Abbildung 2** Vergleich der C.org-Bestimmungen des CN-Analysers und der FAL-Methode. Fehlerbalken: SEL der jeweiligen Labormethode.

mit dem CN-Analyser wurden 30 Validationsproben doppelt bestimmt. Für die FAL-Methode liegen keine eigenen Messungen vor, es konnten jedoch insgesamt 14 Doppelbestimmungen von Sol-Conseil, Nyon, aus den Arbeiten von HAUSER (2007) und RUTH (2010) ausgewertet werden. Zudem liegen verschiedene Literaturangaben zur Wiederholbarkeit von Dichromattitrationsmethoden vor (NELSON und SOMMERS 1996). Schliesslich konnte anhand von acht Bodenproben, welche sowohl mit der FAL-Methode als auch dem CN-Analyser gemessen wurden, die Resultate dieser beiden Methoden verglichen werden (vgl. Abbildung 2 und Kapitel 3).

**Statistische Kennzahlen** Aus den C.org-Schätzungen mit VNIRS ( $y_{i,S}$ ) und den Resultaten der Laborreferenzmethode ( $y_{i,R}$ ) wurden für die  $n$  Proben der *Root mean square error* (RMSE) und der Bias bestimmt:

$$RMSE = \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_{i,S} - y_{i,R})^2 / n}$$

$$Bias = \sum_{i=1}^n (y_{i,S} - y_{i,R}) / n$$

Zur Beurteilung der Reproduzierbarkeit wurde der Standardfehler der Labormessungen (*standard error of laboratory*, SEL) berechnet, wobei  $n$  der Anzahl Proben,  $y_{i,1}$  und  $y_{i,2}$  dem Resultat der *ersten bzw. zweiten* C.org-Bestimmung der Probe  $i$  entspricht (WORKMANN 2008).<sup>1</sup> Setzt man den SEL in Relation zum Mittelwert  $\mu(y_i)$  der C.org-Gehalte, erhält man den Variationskoeffizienten (*coefficient of variation*,  $CV_{SEL}$ ).

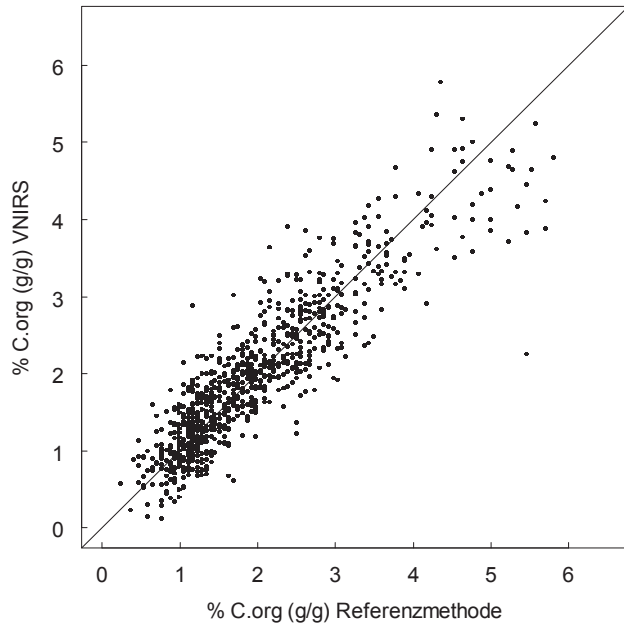
$$SEL = \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_{i,1} - y_{i,2})^2 / (2n)}$$

$$CV_{SEL} = \frac{SEL}{|\mu(y_i)|}$$

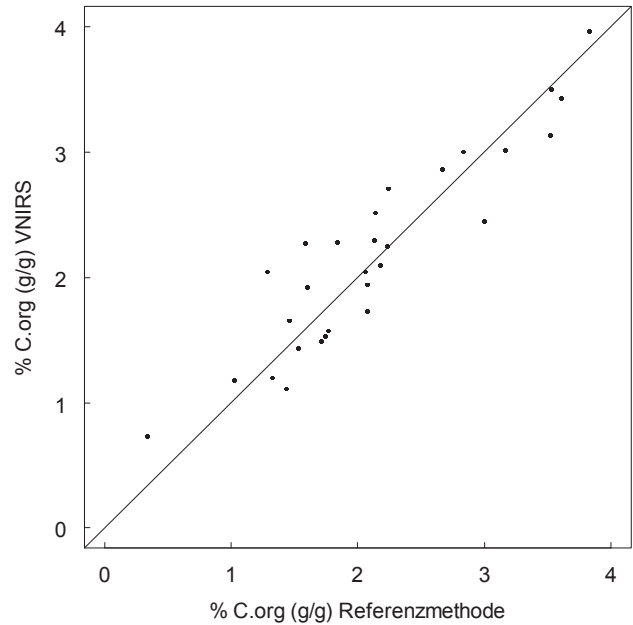
<sup>1</sup> Die Formel des SEL für Doppelbestimmungen leitet sich aus der allgemeinen Formel für  $r$  Bestimmungen von  $n$  Proben ab, wobei  $y_{i,j}$  der  $j$ -ten Messung der  $i$ -ten Proben entspricht (WORKMANN 2008):

$$SEL^2 = \sum_{j=1}^r \sum_{i=1}^n (y_{i,j} - \bar{y}_i)^2 / [n(r-1)]$$

$$\text{mit } \bar{y}_i = \sum_{j=1}^m y_{i,j} / r$$



**Abbildung 3** Resultate der 6-fach Kreuzvalidierung des VNIRS-Modells für C.org.



**Abbildung 4** Mit VNIRS bestimmte C.org-Gehalte der Validationsproben im Vergleich mit den Resultaten der Referenzmethode. Die unterbrochene Linie entspricht dem Bias (0.23 %).

### 3. Resultate

**Vergleich C.org-Bestimmung FAL-Methode und CN-Analyser** Die Analyse gemäss FAL lieferte für alle Proben tiefere C.org-Gehalte als die Analyse mit dem CN-Analyser (siehe Abbildung 2). Als Umrechnungsfaktor zwischen den beiden Methoden wurde 0.79 bestimmt.

**Kalibration** Das hergeleitete Modell erreichte in der 6-fach Kreuzvalidierung einen RMSE von 0.49 % C.org und ein Bestimmtheitsmass  $R^2$  von 0.81 (Abbildung 3). Durch den Ausschluss der Proben mit C.org > 5 % sinkt der RMSE der Kreuzvalidierung, der RMSE der Validation verbessert sich allerdings nicht.

**Validation** Der Vergleich der C.org-Gehalte der Referenzmethode mit jenen der VNIR-Spektroskopie ergibt einen RMSE von 0.37 % und einen Bias von 0.23 % C.org. Aus Abbildung 4 ist ersichtlich, dass die C.org-Gehalte durch VNIRS tendenziell überschätzt werden.

**Reproduzierbarkeit** Tabelle 2 zeigt, dass VNIRS mit 2.6 % einen tieferen  $CV_{SEL}$  als beiden Labormethoden (ca. 4 %) aufweist.

### 4. Diskussion

Die Resultate belegen, dass VNIRS zur Schätzung des C.org-Gehalts von Bodenproben eingesetzt werden kann. Es ist möglich, eine Kalibration aufgrund archivierter Bodenproben auf neue, unbekannte Bodenproben anzuwenden. Derzeit

laufen Bestrebungen, eine globale Spektralbibliothek für Böden aufzubauen (VISCARRA ROSSEL 2009; siehe auch *The Soil Spectroscopy Group*, <http://groups.google.com/group/soil-spectroscopy>). Umfassende Spektralbibliotheken sind die Basis für eine zuverlässige und genaue Vorhersage von Parametern bei unbekanntem Bodenproben. Der relativ hohe RMSE der Validation weist darauf hin, dass zwischen VNIRS und den traditionellen Labormethoden nicht vernachlässigbare Abweichungen bestehen. Ein Teil dieser Abweichungen wird durch die zufälligen Fehler der beiden Methoden verursacht (siehe Reproduzierbarkeit), allerdings lässt sich unter Berücksichtigung der beiden  $CV_{SEL}$  maximal einen RMSE von 0.13 % C.org erklären. Der restliche RMSE ist wohl auf Unterschiede zwischen den Methoden, beispielsweise die Erfassung unterschiedlicher C.org-Fractionen, zurückzuführen.

**Tabelle 2** Vergleich der Reproduzierbarkeit verschiedener Methoden zur C.org-Bestimmung. Quellen: (1) NELSON und SOMMERS 1996, (2) HAUERT 2007 und RUTH 2010, (3) eigene Messungen.

	SEL (% C.org)	$\mu(y)$ (% C.org)	$CV_{SEL}$ (%)
Div. Dichromat-Titrationen (1)	-	-	0.8 - 8.5
FAL-Methode (2)	0.05	1.27	3.9
CN-Analyser (3)	0.12	2.85	4.2
VNIRS (3)	0.07	2.62	2.6

Der C.org-Gehalt der meisten Validationsproben wird durch VNIRS überschätzt, vermutlich weil alle Validationsproben aus einem kleinen Gebiet (wenige Hektaren) stammen und sich somit sehr ähnlich sind. Dieser Effekt lässt sich nutzen, falls eine grössere Anzahl von Bodenproben aus demselben Gebiet analysiert werden soll. Der Bias lässt sich durch Referenzanalysen einiger weniger Proben abschätzen und die VNIRS-C.org-Schätzung entsprechend korrigieren. Dadurch lässt sich der RMSE deutlich verringern, denn es gilt folgende Beziehung (DAVIES und FEARN 2006):

$$RMSE_{-b}^2 = RMSE^2 - Bias^2$$

$RMSE_{-b}$  ist der RMSE nach Bias-Korrektur. Für unsere Validationsproben beträgt der  $RMSE_{-b}$  0.29 % C.org.

Der RMSE der Kalibration lässt sich durch den Ausschluss von Ausreissern oder den Proben mit C.org-Gehalten über 5 % deutlich verbessern. Diese Massnahmen haben jedoch keine Verbesserung des Validations-RMSE zur Folge. Das Modell wird somit nur scheinbar verbessert.

Obwohl einige Arbeiten zur C.org-Schätzung mit VNIRS publiziert wurden, ist es schwierig, die Qualität der Resultate untereinander zu vergleichen. Viele Autoren verzichten darauf, den RMSE anzugeben und publizieren lediglich Werte für  $R^2$ . SHEPHERD und WALSH (2002) erreichten einen Validations-RMSE von 0.3 % C.org. Obwohl dies um eine Grössenordnung besser ist als unsere Resultate, so zeigt der visuelle Vergleich, dass die Unsicherheit des Modells von Shepherd und Walsh vergleichbar ist mit jener des hier gezeigten Modells. Der tiefere RMSE resultiert aus einer viel grösseren Anzahl an Proben mit tiefen C.org-Gehalten. Die Genauigkeit des hier gezeigten Modells liegt im Bereich der publizierten Werte, obwohl wir in unserem Fall neue, unabhängige Proben zur Validation verwendeten – und nicht, wie meistens praktiziert, einen bestehenden Datensatz in Kalibrations- und Validationsdatensätze aufteilten.

Die Reproduzierbarkeit ist für VNIRS etwas besser als die Referenzmethoden. Möglicherweise fällt bei den VNIRS-Analysen die Heterogenität des Bodens etwas weniger ins Gewicht, da die analysierte Bodenmenge (Kreisfläche mit 12 mm Durchmesser) grösser ist als bei den beiden andern Methoden (0.1 - 0.5 g der Bodenprobe).

Wir kommen zur Schlussfolgerung, dass VNIRS als C.org-Analysemethode für Bodenproben verwendet werden kann. Die Resultate sind im Vergleich zu den traditionellen Labormethoden weniger genau, dafür ist der zeitliche und finanzielle Aufwand geringer (einfachere Probenaufberei-

tung, einfachere Messung). Soll eine grössere Anzahl ähnlicher Bodenproben analysiert werden, kann die Genauigkeit der VNIRS-Schätzung mit relativ wenig Aufwand deutlich verbessert werden, indem der Bias korrigiert wird. Zudem werden umfassende Spektralbibliotheken bessere Analysen erlauben.

Für weitere Untersuchungen stellt sich einerseits die Frage, wie die Genauigkeit der C.org-Schätzungen weiter verbessert werden kann, und andererseits, ob die Probenaufbereitung weiter vereinfacht werden kann. Insbesondere stellt sich die Frage, ob Proben direkt im Feld oder zumindest in feuchtem Zustand gemessen werden können.

## 5. Literaturverzeichnis

ALSBERG, B.K., A.M. WOODWARD, D.B. KELL (1997). An introduction to wavelet transforms for chemometricians: A time-frequency approach. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 7, 215-239.

BÄNI, W. (2005): *Wavelets – Eine Einführung für Ingenieure*. 2. Auflage, Oldenburg Verlag, München.

DAVIES, A.M.C und T. FEARN (2006): Back to basics: calibration statistics. *Spectroscopy Europe* 18(2), 31-32.

EIDGENÖSSISCHE FORSCHUNGSANSTALT FÜR AGRARÖKOLOGIE UND LANDBAU, ZÜRICH-RECKENHOLZ, FAL (1996): *Schweizerische Referenzmethoden der Eidg. landwirtschaftlichen Forschungsanstalten*.

GISI, U., R. SCHENKER, R. SCHULIN, F.X. STADELMANN und H. STICHER (1997): *Bodenökologie*. 2. Auflage, Thieme Verlag, Stuttgart.

HAUERT, CH. (2007): *Vergleich der Bodeneigenschaften im Direktsaat- und Pflugsystem mit Reflexionsspektroskopie und physikalischen Feldmethoden in den Gebieten Frienisberg und Oberaargau*. Diplomarbeit, Geographisches Institut, Universität Bern.

NASON, G.P. (2008): *Wavelet methods in statistics with R*. 1. Auflage, Springer Verlag, New York.

NASON, G.P., A. KOVAC und M. MAECHLER (2009). *Wavethresh: Software to perform wavelet statistics and transforms*. R package version 2.2-11.

NELSON, D.W. und L.E. SOMMERS (1996): *Total Carbon, Organic Carbon and Organic Matter*. In: SPARKS, D.L. (Hrsg.) *Chemical methods*. Soil Science Society of America (SSSA Book Series No. 5), Madison, Wisc., 961-1069.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2009): *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Wien, verfügbar auf

<http://www.R-project.org>.

RUTH, L. (2010): Bestimmung des Humusgehalts von landwirtschaftlich genutzten Böden im Oberaargau mit Hilfe der Reflexionsspektroskopie. Diplomarbeit, Geographisches Institut, Universität Bern.

SHEPHERD, K.D. und M.G. WALSH (2002): Development of reflectance spectral libraries for characterization of soil properties. *Soil Science Society of America Journal* 66, 988-998.

VISCARRA ROSSEL, R.A. (2009): The Soil Spectroscopy Group and the development of a global soil spectral library. *NIR News* 20(4), 17-18.

VISCARRA ROSSEL, R.A. und R.M. LARK (2009): Improved analysis and modelling of soil diffuse reflectance spectra using wavelets. *European Journal of Soil Science* 60, 453-464.

VISCARRA ROSSEL, R.A., D.J.J. WALVOORT, A.B. MC RATNEY, L.J. JANIK und J.O. SKJEMSTAD (2006): Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma* 131, 59-72.

WORKMAN, J.J. Jr. (2008): NIR Spectroscopy Calibration Basics. In: BURNS, D.A. und E.W. CIURCZAK (Hrsg.): *Handbook of near-infrared analysis*. 3. Auflage, CRC Press, Boca Raton, 123-150.

## 6. Danksagung

Herzlichen Dank an Nicolas Rossier, Bodenüberwachung des Kantons Fribourg (FRIBO), sowie Gaby von Rohr und Franz Borer, Bodenschutzfachstelle des Kantons Solothurn, für den Zugang zu den Bodenarchiven. Die FRIBO-Proben erfasste Christine Huert, CDE Uni Bern, mit VNIRS. Die Validationsproben sammelte und analysierte Isabel Richli im Rahmen ihrer Bachelorarbeit. Merci für die Vorarbeit! Ich danke Juerg Schopfer und Mathias Kneubühler, RSL Uni Zürich, für die Leihgabe des Spektrometers.

Diese Arbeit ist Teil des Projektes *iSOIL – Interactions between soil related sciences – Linking geophysics, soil science and digital soil mapping*, welches von der Europäischen Kommission im Rahmen des FP7 Thematic Priority Environment finanziert wird.

In diesem Projekt sollen Messkonzepte und -strategien für die Generierung von funktionalen Bodenkarten mit hoher räumlicher Auflösung und schneller Datenerfassung zu vertretbaren Kosten geschaffen werden. Dazu werden Methoden wie EMI (Electromagnetic Induction), GPR (Ground Penetrating Radar) und VNIRS eingesetzt. Forschungsgruppen aus D, BG, GB, CR, NL, B, I, CH und A sind daran beteiligt.

<http://www.isoil.info>

# Le biochar: une nouvelle technique pour séquestrer du carbone et augmenter la fertilité du sol?

Samuel Abiven

Soil Science and Biogeography, University of Zurich, Zurich

## Résumé

L'apport de biochar (matière organique pyrolysée) dans les sols a été récemment proposé comme une technique permettant à la fois de séquestrer du carbone dans le sol, gérer les déchets organiques, produire de l'énergie et améliorer la fertilité des sols. Cet article se propose de présenter ce concept, l'état des connaissances actuelles, les principaux problèmes liés à cette technique et les futures pistes de recherche

## Abstract

Biochar (pyrolysed organic matter) inputs to soils has been proposed as a technique to stabilize soil carbon, manage organic wastes, produce energy and improve soil fertility. This article presents the concept, the state of art, the main problems and gaps in knowledge regarding this question.

**Keywords :** biochar, soil fertility, carbon sequestration

## 1. L'émergence d'une nouvelle technique

La technique biochar a été récemment proposée par la communauté scientifique comme un type de management agricole destiné à augmenter le stockage du carbone dans les sols, comme le signale son nom, formé à partir du préfixe bio- (pour biologique) adjoint à -char (charbon). Cette technique suscite de nombreux espoirs, notamment parmi les décideurs politiques, quant à la possibilité d'atténuer les changements climatiques par des pratiques agricoles. Si les premiers résultats semblent positifs et parfois surprenants, il n'en reste pas moins que les connaissances sur le sujet demeurent superficielles. Cet article se propose de présenter ce concept, de dresser un panorama de l'état des connaissances, et de proposer quelques pistes de recherche pour le futur.

## 2. Définition et origines historiques

La technique biochar correspond à l'utilisation de matière organique pyrogénique comme amendement pour le sol. Ce carbone pyrogénique (CPy), ou biochar, est préparé en chauffant une matière organique dans une atmosphère très appauvrie ou privée d'oxygène, à des températures de l'ordre de 300 à 900 °C. Il n'existe pour l'instant aucune

définition précise des conditions exactes de pyrolyse, le type de matériau initial ou les températures à utiliser. La technique du biochar ne doit pas être confondue avec l'apport de cendres sur le sol, soit directement, soit par la technique du brûlis. Dans ce cas, seuls les minéraux sont apportés.

L'apport de matière pyrogénique au sol n'est pas une technique nouvelle. On retrouve des traces de son utilisation dans divers textes anciens, notamment au Japon, sous le nom de « fumier de feu » (Miyazaki, 1697), en horticulture, ou dans divers contextes agricoles. Par exemple, Liebig (1878) décrit des pratiques de production de charbon à partir de déchets organiques puis de son enfouissement dans le sol en Chine.

L'exemple historique le plus spectaculaire et précurseur du biochar est lié à la découverte de la « Terra preta do Indio » (terres noires des indiens en portugais), en Amazonie. Dans ces oxisols, on a mesuré des teneurs importantes en CPy, sans doute apportées par les amérindiens au cours des siècles. Les conséquences de ces apports ont été décrites dans plusieurs articles (Glaser et al., 2001 ; Glaser et al., 2002) : une augmentation de la matière organique du sol, une capacité d'échange cationique (CEC) plus importante et une augmentation des rendements jusqu'à 200 % lorsque comparés à des sols voisins sans amendement.

### 3. Principes généraux

Le concept du biochar est basé sur quatre principes :

(i) **Séquestration du carbone (C) dans le sol** : le sol contient deux fois plus de carbone que l'atmosphère et la biomasse végétale réunie. Augmenter le temps de résidence du C dans le sol est un moyen de réduire massivement les concentrations de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère et donc d'atténuer les changements climatiques. Parmi les composés organiques connus à ce jour, le CPy est celui ayant le temps de résidence moyen le plus long dans le sol : selon les méthodes, il varie de 500 (Hammes et al., 2008) à 10000 ans (Preston et Schmidt, 2006). Ces valeurs sont à comparer au temps moyen de résidence de la matière organique dans des sols agricoles sous climat tempérés, de 40 à 80 ans environ. L'amendement de biochar correspondrait donc à un apport de matière organique très résistante à la minéralisation dans le sol, permettant ainsi la séquestration du carbone.

(ii) **Production d'énergie** : lors de la pyrolyse de la matière organique, seul un pourcentage du carbone reste dans le biochar (ce pourcentage dépend des conditions de pyrolyse). Le reste du carbone se retrouve sous forme de gaz, principalement du méthane. Si les installations le permettent, ce gaz pourrait être réutilisé comme source d'énergie. Dans ce cas, le bilan carbone du processus industriel de production et d'utilisation du biochar serait proche de zéro.

(iii) **Gestion des déchets organiques** : la gestion des déchets organiques animaux, déchets végétaux issus de processus industriels (par exemple les pâtes à papier, résidus provenant de la production d'huile, etc.) ou encore de déchets urbains est devenu une question majeure pour les acteurs politiques. Peu de techniques de retraitement sont aujourd'hui considérées comme satisfaisantes : pas de valorisation économique, coût important, techniques peu au point. L'avantage de la procédure biochar est de pouvoir utiliser une très large palette de déchets organiques. La principale limite concerne la teneur en eau des produits, mais certains procédés industriels permettent d'utiliser des boues de station d'épuration contenant jusqu'à 80 % d'eau (Schmidt, communication personnelle).

(iv) **l'amélioration de la fertilité des sols** : suite aux exemples historiques décrits ci dessus, tels ceux de la Terra preta, plusieurs études ont mis en évidence un effet positif du biochar sur les propriétés du sol, et donc sur les rendements. Le biochar fonctionnerait comme une sorte d'éponge, retenant à la fois les nutriments, la matière organique et l'eau. La plupart des études menées se sont concentrées dans des zones à faible productivité, comme les oxisols. Dans ces zones, des augmentations de rendement ont été observées (Glaser et al., 2002). Récemment, Crane-Droesch et al (2010) ont recensé les données publiées sur ces augmentations de rendement dans le monde entier. Si l'on peut observer une augmentation de rendement (de l'ordre de 40 % de plus par rapport à un témoin sans apport, à une dose de 10 T/ha), cet effet semble lié aux doses apportées, aux types de sols et aux propriétés physico-chimiques des biochars.

### 4. Questions en suspens et pistes de recherche

La technique du biochar n'a été élaborée que très récemment et de nombreuses questions se posent encore. Elles sont de plusieurs ordres.

#### *La pyrolyse à l'échelle industrielle*

La plupart des études menées jusqu'à présent se base sur du biochar produit soit en laboratoire sur des pyrolyseurs pilotes, soit sur des équipements industriels modifiés pour l'occasion. La viabilité du processus, à grande échelle et sur le temps, reste à démontrer. D'autre part, des études sont encore nécessaires pour montrer que la technique peut produire de l'énergie et, le cas échéant, développer les conditions permettant une technologie carbone-négative.

La gestion de tels pyrolyseurs est elle aussi en question. Il s'agit notamment de mettre en corrélation la taille du pyrolyseur, les ressources organiques utilisables localement et les besoins en biochar et en énergie sur les lieux de production. Au final, même si certaines estimations existent, il reste à créer des expériences de pyrolyseurs à une échelle industrielle permettant de calculer des bilans énergétiques et environnementaux précis. La Suisse dispose d'un des premiers pyrolyseurs d'Europe



dédiés à la production de biochar sur le site de la Goulette, près de Lausanne, et pourrait être pionnière en la matière.

#### *Qualité et caractérisation du biochar*

Comme précisé plus haut, il n'existe pas de définition exacte du biochar, notamment concernant les conditions de sa pyrolyse (température,...) et le substrat organique. Hors, la qualité d'un biochar dépend de son mode de préparation. Lehmann (2007) a montré que la température de pyrolyse modifiait de façon très importante les propriétés du biochar : entre 200 et 400°C, la composition chimique de la matière organique est peu modifiée, la CEC et la surface spécifique correspondent à une matière organique fraîche et le pH est acide. Les modifications les plus importantes se déroulent entre 450 et 550 °C : le pH devient basique, la surface spécifique est multipliée par 30 à 50, la CEC double à triple. Au delà de 600°C, ces propriétés évoluent peu. Dans le même temps, le carbone initial que l'on retrouve dans le biochar diminue régulièrement, de presque 100% à 200°C, 70% à 450°C, à 50% vers 800°C (pyrolyse en laboratoire). Le substrat initial semble aussi jouer un rôle, sans que des preuves claires aient pu être apportées à ce jour. Schneider et al (2010) ont observé des différences concernant l'aromaticité chimique entre des CPy produits à partir de paille de riz et de bois de châtaignier à différentes températures.

Si la technique biochar est amenée à se développer, cela passera sans doute par l'utilisation de différents substrats organiques, à différentes températures. Il est donc nécessaire de trouver des techniques analytiques capables de caractériser la qualité des biochars. Le CPy est particulièrement difficile à analyser. (Hammes et al., 2007) ont comparé une dizaine de méthodes sur différents échantillons naturels (charbon, sols, sédiments) et ont mis en évidence des différences d'estimation allant de 1 à 10 concernant la quantité de carbone pyrogénique. De plus, ces méthodes sont chères et difficiles à mettre en place en routine. Studer et al. (2009) ont montré que l'utilisation de spectroscopie infrarouge pouvait prédire de manière précise certaines propriétés chimiques de biochars préparés à partir de différents produits organiques et à

différentes températures. Cette méthode, rapide, peu onéreuse et répétable pourrait être une solution intéressante.

#### *Effets sur les propriétés du sol et utilisation agronomique*

Dans l'état actuel des connaissances, il reste difficile de dire quelle propriétés du sol sont affectées par l'apport de biochar, et en particulier quelles propriétés influencent le rendement. Le biochar a souvent été présenté comme une éponge dans les sols, capable de retenir nutriments et eau. Pourtant, le mode d'action ne semble pas si simple. Un même type de biochar semble pouvoir aussi bien assécher (Sol brun, forêt) que retenir l'eau (Rendzine, sol de vigne) des sols (Singh et al. 2009). D'autre part, l'effet du biochar sur le pH du sol semble être un facteur important de l'augmentation du rendement (Crane-Droesch et al. 2010). Enfin, le biochar semble être aussi capable d'adsorber des composés organiques. Ceci peut avoir deux effets positifs sur la qualité des sols : une protection de la matière organique des sols et donc un maintien de taux de matière organique, et une sorption de composés polluants et toxiques pour les plantes.

L'apport de biochar pourrait aussi entraîner des effets négatifs sur les sols. Ces effets sont encore mal connus. Lors de la pyrolyse, il est possible que des polluants soient produits. Un fois dans le sol, le biochar pourrait aussi retenir les nutriments trop fortement et donc les rendre inaccessibles aux plantes. D'autres questions, comme par exemple le devenir des métaux présents dans la biomasse initiale après pyrolyse, reste pour le moment peu étudiées.

#### *Stabilité du biochar dans les sols*

Si le CPy est la matière organique du sol la plus stable connue à ce jour, les processus menant à cette stabilisation restent obscurs. Plusieurs auteurs ont proposé des taux de décomposition différents, selon les conditions de l'étude : lors d'incubations ou sur des échantillons d'archives. Cependant, ces méthodes sont limitées : les incubations sont courtes (maximum 2 ans) et sont parfois difficiles à comparer avec des études de plein champ alors que dans le cas des archives, il est impossible de connaître les conditions initiales au moment où le CPy est entré dans le sol. Ces limites peuvent ici être

critiques, car le CPy décompose lentement et nécessite des essais à long terme pour comprendre ce qu'il se passe.

Il a aussi été montré que des formes de CPy sont solubles et représentent une importante fraction de la matière organique dissoute océanique (Dittmar, 2008). La solubilisation de ces molécules est donc un mécanisme pouvant expliquer la disparition de CPyC des profils de sol. Hengartner et al (2009) ont montré que les quantités de Cpy solubles sont négligeables pour du biochar fraîchement préparé mais ont tendance à augmenter avec le temps de résidence dans le sol.

Récemment, une autre question a été posée : le biochar aurait-il un effet sur la décomposition de la matière organique du sol ? Autrement dit, l'augmentation de C dans les sols liée à l'apport de biochar n'est-elle pas contre-balançée par une décomposition plus importante du reste de la matière organique du sol ? Wardle et al. (2008) ont montré une décomposition de 20 % plus importante d'une litière de forêt boréale en présence de biochar. Abiven et Andreoli (2010) n'ont quant à eux observé aucun effet du biochar sur la litière d'une forêt tempérée. Les conditions exactes dans lesquelles cet effet peut exister restent à mettre en évidence.

## 5. Conclusion

La technique biochar semble proposer des solutions directes à des questions majeures du moment et, de ce fait, fascine beaucoup de personnes, notamment parmi les décideurs politiques. Si la technique semble intéressante et prometteuse, elle reste pour le moment mal connue et nécessite des travaux de recherche supplémentaires. En particulier, il est nécessaire de disposer d'essais agronomiques à l'échelle de la parcelle pour tester les aspects positifs et identifier les aspects négatifs liés au biochar.

## Remerciements

L'auteur remercie le groupe de Science du Sol et Biogéographie de l'université de Zurich pour les discussions concernant le contenu du manuscrit, les étudiants ayant travaillé sur ces différents projets et Karine et Jean-Paul Abiven pour leurs commentaires sur le texte. Ce travail est financé par le Fond National Suisse (FNS) pour la Science (project Ambizione).

## Références

- Abiven, S., Andreoli, R. 2010. Charcoal does not change the decomposition rate of mixed litters in a mineral cambisol: a controlled conditions study, *Biology and Fertility of Soils*, in press.
- Dittmar, T., 2008. The molecular level determination of black carbon in marine dissolved organic matter. *Organic Geochemistry* 39, 396–407.
- Crane-Droesch, A.N., Torn, M.S., Schmidt, M.W.I., Abiven, S., 2010. A Meta-Analysis of Plant Response to Biochar, 3rd IBI conference, Rio de Janeiro, september 2010
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., et Zech, W., 2001. The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften* 88, 37-41.
- Glaser, B., Lehman, J., et Zech, W., 2002. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - a review. *Biology and Fertility of Soils* 35, 219-230.
- Hammes, K., Schmidt, M. W., Smernik, R. J., Currie, L. A., Ball, W. P., Nguyen, T. H., Louchouart, P., Houel, S., Gustafsson, \., Elmquist, M., et others, 2007. Comparison of quantification methods to measure fire-derived (black/elemental) carbon in soils and sediments using reference materials from soil, water, sediment and the atmosphere. *Global Biogeochemical Cycles* 21.
- Hammes, K., Torn, M. S., Lapenas, A. G., et Schmidt, M. W. I., 2008. Centennial black carbon turnover observed in a Russian steppe soil. *Biogeosciences* 5, 1339–1350.
- Hengartner, P., Abiven, S. 2009. Pyrogenic carbon solubility in the soils: quantitative and qualitative approaches. Poster. *7<sup>th</sup> Swiss geoscience meeting*, Neuchâtel, 20<sup>th</sup> november 2009, Switzerland.
- Lehmann, J., 2007. Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5, 381–387.
- Liebig, J. von 1878. *Chemische Briefe*, C. F. Winter'sche Verlagshandlung, Leipzig and Heidelberg, Germany
- Miyazaki, Y. 1697. *Nougyou-Zennsho [Encyclopedia of Agriculture]*, vol 1, pp91–104, in 12-volume *Nihon Nousho Zenshu [Complete Works of Ancient Agricultural Books in Japan]*, Nounsangyoson Bunka Kyokai, Tokyo (in Japanese)
- Preston, C. M., et Schmidt, M. W. I., 2006. Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. *Biogeosciences* 3, 397-420.
- Schneider M.P.W., Hilf M., Vogt UF, Schmidt M.W.I 2010. The benzene polycarboxylic acid (BPCA) pattern of wood pyrolyzed between 200°C and 1000°C, *Organic Geochemistry*, in press
- Singh N., Abiven S., Boivin P., Schmidt M.W.I. 2009. Moisture and temperature effects of char in a forest soil. Poster. *7<sup>th</sup> Swiss geoscience meeting*, Neuchâtel, 20<sup>th</sup> november 2009, Switzerland.
- Studer, M., Schneider, M., Moreno, J.M., Resco, V., Abiven, S. 2009. A tool to estimate fire intensity and chemical structure of black carbon inputs into soil. Poster. *7<sup>th</sup> Swiss geoscience meeting*, Neuchâtel, 20<sup>th</sup> november 2009, Switzerland.
- Wardle, D. A., Nilsson, M. C., et Zackrisson, O., 2008. Fire-derived charcoal causes loss of forest humus. *Science* 320, 629.

# Heavy metal contamination in soils near formerly mined metal ores of the Mont Chemin

Markus Egli<sup>1</sup>, Rolf Krebs<sup>2</sup>, André Leumann<sup>3</sup>, Daniel Wächter<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Department of Geography, University of Zürich, Winterthurerstrasse 190, 8057 Zürich

<sup>2</sup>Institute of Natural Resource Sciences, Zurich University of Applied Sciences, Grüental, 8820 Wädenswil, Switzerland

<sup>3</sup>BMG Engineering AG, Ifangstrasse 11, 8952 Schlieren

## Résumé: Contamination des sols par des métaux lourds aux alentours des mines du Mont Chemin

Depuis l'Antiquité, des minéraux métalliques (minerais de fer, argent, plomb, fluorine, métaux rares) ont été exploités et fondus *in-situ* au Mont Chemin (près de Martigny, canton de Valais). Les scories et les matériaux non récupérables ont été laissés sur place. Ces déchets peuvent aujourd'hui mettre en danger l'environnement de part leur concentration très élevée des métaux lourds. Le but de ce travail était d'examiner la contamination des sols autour de ces sites d'exploitation. Les concentrations étaient déterminées en utilisant des techniques analytiques XRF mobiles et stationnaires. D'autre part, les teneurs totales (HNO<sub>3</sub>) et solubles (NaNO<sub>3</sub>) de l'OSOL ont été mesurées à quelques endroits choisis. Les premiers résultats montrent que la variabilité de la contamination des métaux lourds est très importante. On trouve des sols sans aucune contamination juxtaposant directement des sites fortement contaminés (spécialement Pb, Zn, Cd, Mo). Les teneurs totales et solubles (OSOL) dépassent souvent les valeurs limites d'assainissement près des sites d'exploitation. En conséquence, le risque d'un transfert des métaux lourds dans les plantes est très élevé. Ceci a été confirmé par les premières mesures. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour déterminer les risques sanitaires pour les animaux et l'homme. La technique d'analyse XRF mobile est un outil économique pour définir en détail les zones avec une forte contamination. Une calibration de la technique analytique XRF mobile est cependant impérative pour réduire les erreurs de mesure.

## Zusammenfassung: Schwermetallverunreinigungen in Böden um ehemalige Minen am Mont Chemin

Seit der Antike wurden am Mont Chemin bei Martigny im Kanton Wallis in Minen und anderen Abbaustellen Metallerze gefördert und meist auch vor Ort verhüttet. Die nicht verwertbaren Anteile wurden zum Teil vor Ort liegengelassen und können heute wegen des hohen Schwermetallgehalts die Umwelt gefährden. Das Ziel dieser Arbeit war, die Schwermetallbelastungen in Böden um die unterschiedlichen Abbaustellen stichprobenartig zu untersuchen. Dazu wurden mittels mobiler und stationärer XRF-Analytik die Schwermetallgehalte in Böden bei Eisen- und Silberabbaustellen bestimmt. An einigen Standorten wurde der NaNO<sub>3</sub>- und HNO<sub>3</sub>-lösliche Anteil (gemäss VBBo) gemessen. Die ersten Ergebnisse zeigen, dass die räumliche Variabilität der Schwermetallbelastung sehr gross ist. Böden mit praktischer keiner Belastung finden sich in unmittelbarer Nähe zu Böden mit sehr hohen Schwermetallkonzentrationen (speziell Pb, Zn, Cd, Mo). In der Nähe von Abbaustellen sind die HNO<sub>3</sub>- und NaNO<sub>3</sub>-löslichen Gehalte oftmals weit über dem Sanierungswert gemäss VBBo. Folglich ist das Risiko für einen Schwermetalltransfer in die Pflanzen stark erhöht. Dies bestätigen auch erste Pflanzenanalysen. Weitere Untersuchungen sind nötig um die Risiken für Tier und Mensch genauer abschätzen zu können. Die mobile XRF ist ein kosteneffizientes Tool, um rasch Gebiete mit einer hohen Belastung ausfindig zu machen. Eine Kalibrierung ist dabei nötig, um Messfehler zu vermindern.

**Keywords:** heavy metals, soil contamination, mining, galenite

## 1. Introduction

Bedrock lithology, ore occurrences and human contamination all have an influence on the element concentrations in soils and consequently in plants (e.g. REIMANN et al. 2007). The major external source of heavy metals in soils is usually contamination caused by anthropogenic activities, such as metal mining, smelting and processing or

the use of fossil fuels. Mining and processing metal ore can be a significant source of heavy metal contamination of the environment (DUDKA and ADRIANO 1997, NAVARRO et al. 2008, SINGH et al. 2005, ZHUANG et al., 2009). The environmental concern in mining areas is primarily related to physical disturbance of the surrounding landscape, spilled mine tailings, emitted dust and acid mine drainage (AMD)

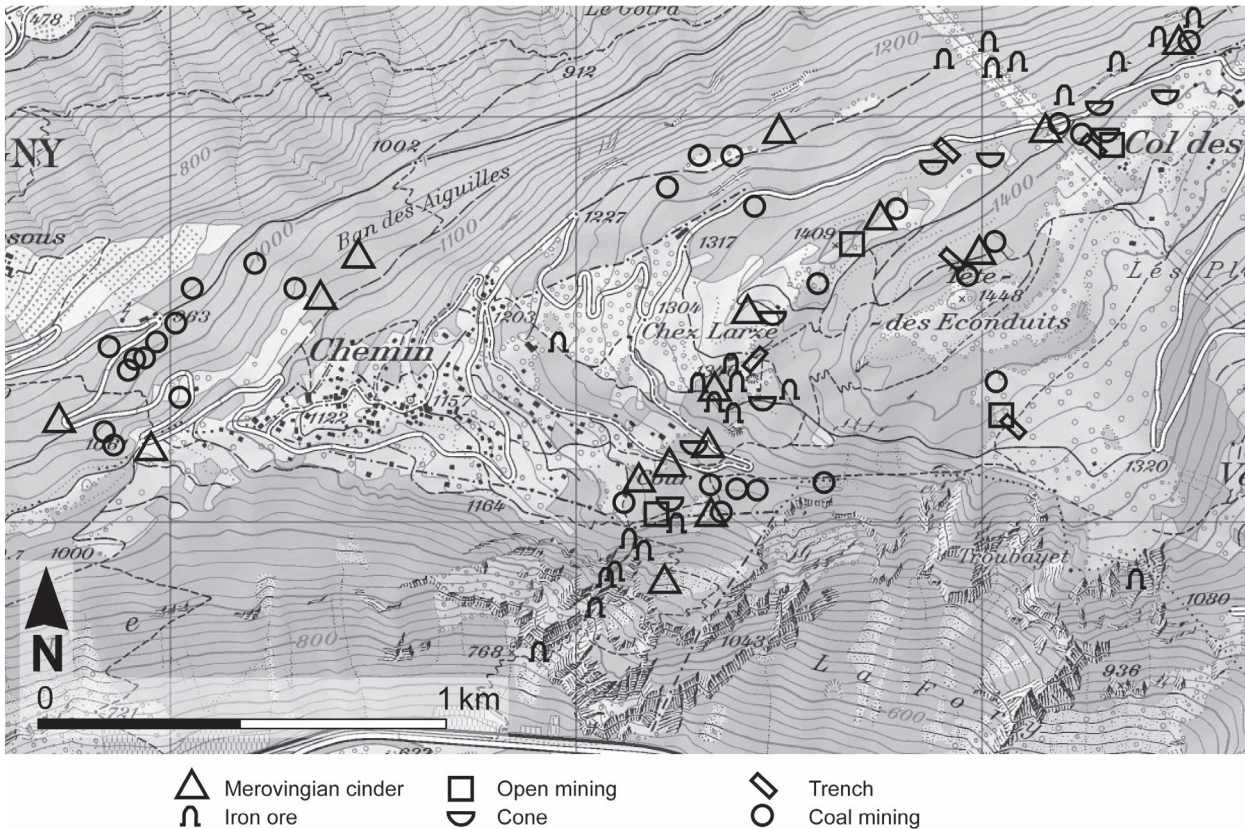


Fig. 1. Location of the investigation area and different types of mining activities (according to ANSERMET 2001)

transported into rivers. Excessive accumulation of heavy metals in agricultural soils around mining areas, resulting in elevated heavy metal uptake by food crops, is of great concern because of potential health risk to the local inhabitants (MCLAUGHLIN et al. 1999, PRUVOT et al. 2006).

Since the Ancient World and especially in the past two centuries people have mined metal ores on the Mont Chemin near Martigny in the Swiss Canton of Valais. Mining took place in galleries and near-surface sites. Some of the smelting took place on site. The main ores, that were mined, were magnetite and galenite (ANSERMET 2001). Furthermore, marble and fluorine-containing minerals were exploited. Magnetite is an iron ore and galenite, which contains lead and sulphur (PbS), was mined for its small content of silver. The mine tailings were dumped on site and may now, due to their high content of heavy metals, have a negative impact on the environment. Young and shallow soils have developed on the tailings. At some sites the tailings were also slightly mixed with older soil material.

Consequently, the main research questions were:

- to which degree are the soils contaminated with heavy metals?
- which is the spatial distribution of heavy metal contamination?

- is the mobile XRF technique useful in detecting heavy metal contamination in the area of interest?
- are any risks for animals and humans to be expected?

## 2. Study site

The Mont Chemin area is located in the south of Martigny (Swiss Canton of Valais). Former mining activities can be found in an area covering approximately 2-3 km<sup>2</sup> and predominantly at an altitude of about 1100 to 1448 m asl (with the "Tête des Econduits" as the highest elevation; Fig. 1). The Mont Chemin is partially covered by coniferous forests. Part of the area is used as pasture (open pasture and forest pastures). Mean annual precipitation is 1000-1200 mm per year (BAFU, 2007).

Gneiss and crystalline schists are the dominating lithologies on the Mont Chemin. In addition, zones with granite, quartz porphyry and some marble occur. In the east of the Tête des Econduits, also sedimentary rocks such as dolomite, marl, clay and calcareous schists can be found. The area is partially also covered by some moraine deposits from the last glaciation.

The dominant soils that developed in the area of interest are mostly Dystric Cambisols (IUSS WORKING GROUP WRB, 2006). According to the Soil Taxonomy (SOIL SURVEY STAFF, 2006), the soil moisture regime is udic (humid conditions, < 90 days/year with a dry soil) at all sites and the soil temperature regime is cryic (mean annual temperature < 8 °C, no permafrost). Maximum precipitation occurs during the summer and autumn months.

### 3. Materials and Methods

To analyse the heavy metal concentrations in soils and tailings near iron and silver mining sites, mobile and stationary XRF-Analyses were carried out. Several mining types and sites with a different present-day use were sampled (Table 1) to cover the potential variability of heavy metal contamination and risks. Furthermore, area samples (100m<sup>2</sup>) were taken from sites not directly affected by mining activities to check the natural background (heavy metal load) of the soils. In addition two soil profiles, one a natural and not human-affected Dystric Cambisol and a weakly developed soil on mine tailings (Anthrosol) were sampled to compare a natural profile with a heavily-affected site (Fig. 2).

Table 1. Sampled mining types.

Site	Exploration	Mining type	Vegetation/Land use
1	Fe	Trench	Forest
2	Fe	Trench	Forest
3	Fe	Cone	Forest
4	Fe	Cone	Forest
5	Ag/F/Pb	Mine	Forest pasture
6	Ag/F/Pb	Mine	Forest pasture
7	Ag/F/Pb	Trench	Forest
8	Ag/F/Pb	Trench	Forest
9	Fe	Cone	Pasture
10	Fe	Cone	Pasture
11	Fe	Mine	Forest
12	Fe	Mine	Forest
13	Fe	Mine	Forest pasture

To check the relationship between XRF-analyses and the threshold values of the VBBo (ordinance for soil protection; SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT, 1998) some of the samples were analysed by means of the nitric acid extraction ("total concentration" according to the VBBo) and the NaNO<sub>3</sub> extraction (soluble fraction) at some selected sites (having a different heavy metal load).

### 4. Results and Discussion

The contamination of soils with heavy metals shows a high spatial variability (Figure 3). Soils with a very low heavy metal load alternate abruptly with soils having an extremely high contamination degree (e.g. for Pb or Zn).

In front of an investigated mine (Figure 3), the highest total concentration (XRF) of lead measured was 27350 mg/kg (!). The highest zinc- and cadmium contents were 12610 and 194 mg/kg (dry matter, sieved 2 mm), measured in a litter horizon that was covered by tailings. These concentrations lay within the range of the results of similar studies, some of which found high concentrations in the leachate or in weakly-bound fractions (e.g. JUNG et al. 2001, PFEIFER et al. 2007, RODRIGUEZ et al. 2009).

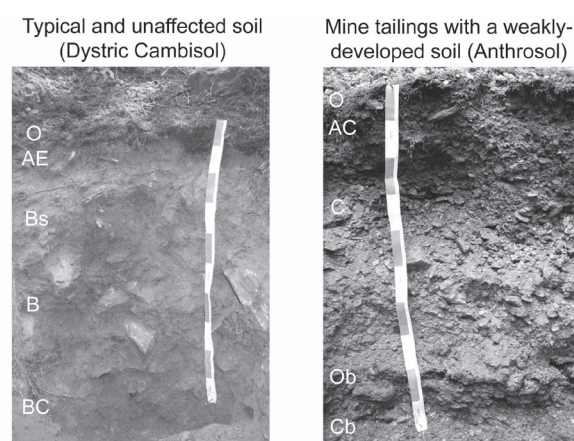


Fig. 2. Profile photo of an undisturbed soil and a soil developed on mine tailings.

High contents with over 20000 mg Pb/kg, almost 10000 mg Zn/kg and 145 mg Cd/kg were measured using the HNO<sub>3</sub>-extraction (according to the VBBo). The threshold value (HNO<sub>3</sub>-extraction) for Pb is between 1000 to 2000 mg Pb/kg (depending on the land use), for Zn at 2000 mg Zn/kg and for Cd at 20 to 30 mg Cd/kg (depending on the land use). Consequently, we must expect that the threshold values are partially strongly exceeded at sites having a heavy metal contamination. The concentration profile of Pb, Zn and Mo in an Anthrosol (soil developed on mine tailings) and in a natural soil (Dystric Cambisol) is given in Figure 4. Under natural situation, the heavy metal concentration lays within typical ranges that can be expected for unpolluted soils. Near and at mine tailings, heavy metal concentrations are very much elevated along the entire profile (and consequently to a considerable depth).

The HNO<sub>3</sub>-extractable contents usually correlate quite well with the total content (laboratory XRF; see Fig. 4). For Pb an almost 1:1 relationship could be found whereas for Zn about 75% of the

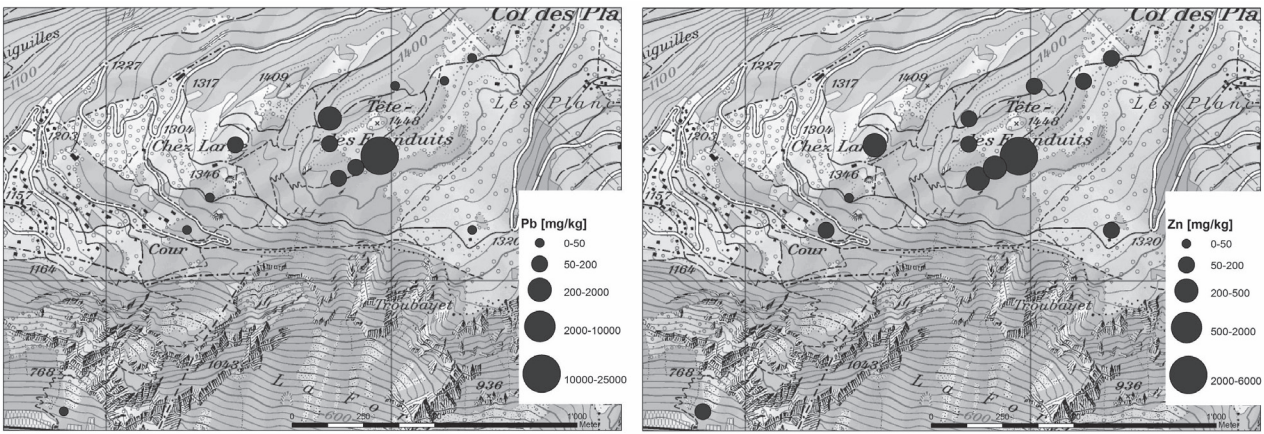


Fig. 3 : Total concentrations (XRF) of Pb and Zn in the topsoils.

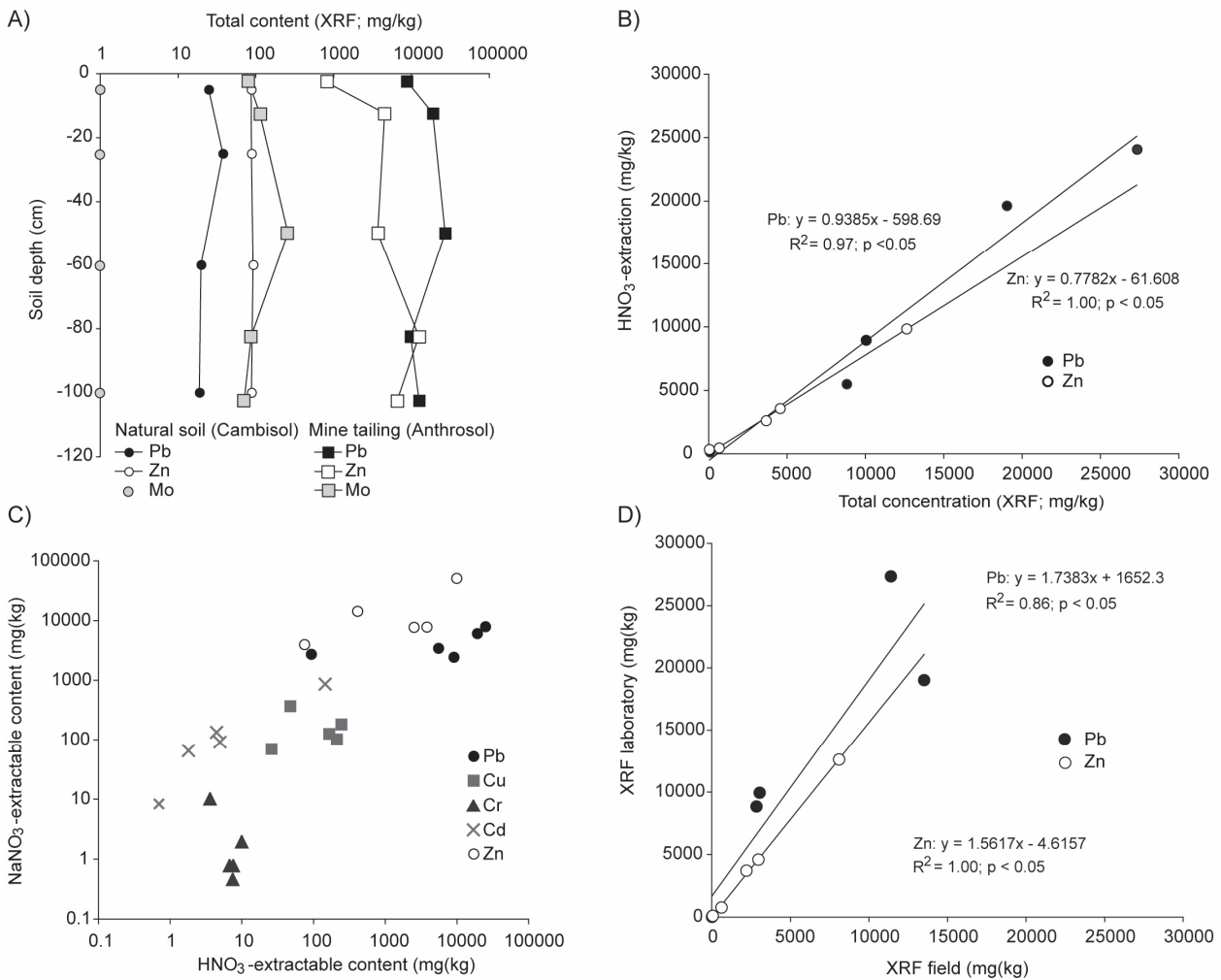


Fig. 4: Total heavy metal concentrations in an undisturbed soil (Cambisol) and a human-affected soil (A), correlation between the total concentration (XRF) and the HNO<sub>3</sub>-extractable content (B), correlation between the NaNO<sub>3</sub>- and HNO<sub>3</sub>-extractable content (C), relationship between the XRF content measured in the field and in the laboratory (D).

total amount of Zn is dissolved using HNO<sub>3</sub>. A high heavy metal total content gives rise to elevated concentrations in the easily-soluble fraction (NaNO<sub>3</sub>) of Pb, Zn, Cd, Cu and Cr (e.g. Pb up to 7.8 mg/kg, Zn up to 52 mg/kg, Cd up to 0.9 mg/kg). Consequently, a high potential risk of

heavy metal uptake for plants exists. One aim, among others, of this work was the comparison of the field with the laboratory XRF. The field XRF provides a quick overview about the heavy metal contamination of a specific site. The accuracy of the field XRF is, however, not overwhelmingly

good. Only about 50-60% of the real total content of Pb and Zn, can be detected using the field XRF (Fig. 4). This relationship is strongly linear. Consequently, an extrapolation to the "real" values is rendered possible using this calibration. For Cr, field XRF rather overestimates the content (roughly by a factor 2) while for Cu field and laboratory XRF yield similar results.

On the smaller mining sites (Fig. 3), heavy metal concentrations in the topmost 20 cm of the soils were at most slightly higher than in the control samples. Especially the iron-mining sites are only weakly contaminated by heavy metals. The concentrations in an area sample taken on a cow pasture only a few meters away from the mine tailings were still slightly increased. Consequently, high heavy metal concentrations may most likely be found in and around the tailings of fluorine-silver-mines.

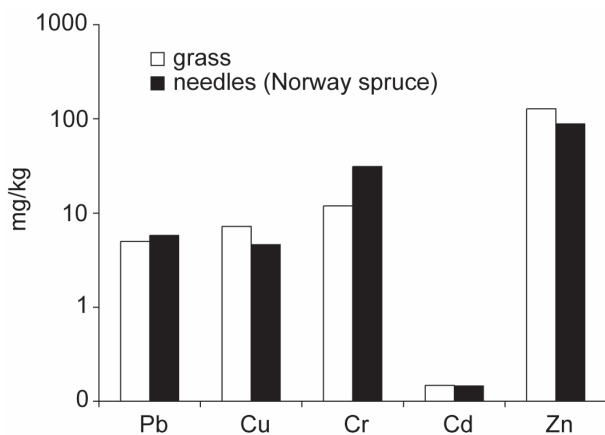
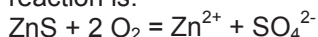


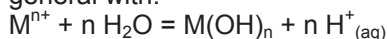
Fig. 5. Heavy metals concentrations in needles and grass.

In view of the high Pb and Zn concentrations near the Mine de la Crettaz Est (Tête des Econduits, Fig. 1), the question arises about the mobility and bioavailability of these metals. High Zn concentrations were partially measured in plant tissues (needles and grass, Fig. 5). This is not surprising. In front of the investigated mine (having an Anthrosol), the total heavy metal contents as well as the soluble fraction are very high and, consequently, a contamination of plants must be expected.

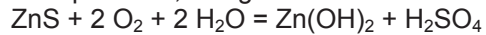
Pb and Zn predominantly derive from the minerals galenite (PbS) and sphalerite (ZnS). Weathering of sulfides includes oxidation of sulphur and, in the presence of water, the production of sulphuric acid. According to LAWRENCE (1997), the reaction is abiotically and biotically catalysed. For sphalerite the reaction is:



With water, the reaction can be described in general with:



For sphalerite, this gives:



In sulphur deposits, the oxidative weathering process and the reaction with water are often the main cause of soil and water acidification and the translocation of major amounts of heavy metals. Water draining from coal and base metal mines frequently contains sulphuric acid and heavy metals at high levels (LIN et al. 2007, SHU et al. 2001), which could contaminate agricultural lands when the mine water or mine water-affected stream water is used for irrigation purposes. Metal-disulfides are in this respect very problematic. Metal mono-sulfides cause a lesser acidification of soils and water. Preconditions for the existence of AMD are an excess of oxygen and water. Both conditions are given for the Mt. Chemin.

The phenomenon of the acid drainage waters could consequently also play a role in the biogeochemical cycling of heavy metals in the investigation area. No datasets about the water chemistry are, however, available.

According to ANSERMET (2001), the mineral pyrite (FeS<sub>2</sub>) is present in the fluorine veins of the Mont Chemin while it occurs rather sporadically in the galenite veins. Strongly acidic mine waters therefore must occur close to these types of veins. Furthermore, the coniferous litter (as a continuous acid source) may accelerate these processes. In the young soils that have developed on top of mine tailings, the pH is usually not yet so low (moderately acidic conditions). Due to the presence of sulfides and the input of coniferous litter, a high potential of soil and water acidification exists and, consequently, metal mobility along the profile.

Zn and Pb are often bound to clay minerals. The clay mineral content of the soils and especially of the mine tailings is very low. The retention capacity of the soils and mine tailings is, therefore, rather low.

## 5. Conclusions

Heavy metal contamination of soils resulting from mining and smelting is causing major concern due to the potential risk involved. We investigated heavy metal contamination caused by former mining activities in the Mt. Chemin area. Our principal findings are:

- the mineral exploration activities partially led to a very severe contamination of soils with heavy metals (Pb, Zn, Mo and others); in part exceeding the threshold values for remediation.
- the spatial variability of heavy metal contamination is, however, considerable.
- The mobile XRF equipment is an ideal tool to measure the spatial distribution of heavy metal contamination. It is, however,

recommendable that a calibration with a laboratory XRF is performed. For some elements, too low (e.g. Pb) and or too high (e.g. Cr) concentrations are measured.

- At sites with a high contamination, the heavy metal concentrations in the soluble ( $\text{NaNO}_3$ ) fraction are also very much elevated and partially above the threshold values for remediation. Consequently, elevated concentrations could be measured in the plants.
- A considerable risk exists that the metals will be mobilised due to the possibility of acid drainage water production.
- Further investigations are needed to evaluate the potential risks of heavy metals to animals and humans. The mobile XRF would be a useful and cost-efficient tool to derive more in detail areas with a very high contamination.

## 6. Acknowledgements

We would like to express our appreciation to B. Kägi for his assistance in the laboratory.

## 7. References

- ANSERMET, S. (2001). Le Mont Chemin. Mines et Minéraux du Valais. Musée Cantonal d'Histoire Naturelle, Sion, éditions pillet, Saint-Maurice.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt) (2007). Hydrologischer Atlas der Schweiz HADES. Swisstopo, Wabern.
- DUDKA, S. and DC ADRIANO (1997). Environmental impacts of metal ore mining and processing: a review. *Journal of Environmental Quality* 26, 590-602.
- IUSS WORKING GROUP WRB (2006). World Reference Base for Soil Resources 2006. World Soil Resources Reports No. 103, FAO (Food and Agriculture Organisation of the United Nations), Rome, 2<sup>nd</sup> edition.
- JUNG, M.C. (2001). Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea. *Applied Geochemistry* 16, 1369-1375.
- LAWRENCE, J.R., Y.T.J. KWONG and G.D.W. SWERHONE, (1997). Colonization and weathering of natural sulfide mineral assemblages by *Thiobacillus Ferrooxidans*, *Canadian Journal of Microbiology* 43, 178-188.
- LIN, C., Y. WU, W. LU, A. CHEN and Y. LIU (2007). Water chemistry and ecotoxicity of an acid mine drainage-affected stream in subtropical China during a major flood event. *Journal of Hazardous Materials* 142, 199-207.
- MCLAUGHLIN, M.J., D.R. PARKER and J.M. CLARKE (1999). Metals and micronutrients-food safety issues. *Field Crops Research* 60,143-163.
- NAVARRO MC, C. PEREZ-SIRVENT, M.J. MARTINEZ-SANCHEZ, J. VIDAL, P.J. TOVAR and J. BECH (2008). Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: a case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration* 96,183-193.
- PFEIFER, H.-R., A. HÄUSSERMANN, J.-C. LAVANCHY and W. HALTER (2007). Distribution and behavior of arsenic in soils and waters in the vicinity of the former gold-arsenic mine of Salanfe, Western Switzerland, *Journal of Geochemical Exploration* 93, 121-134.
- PRUVOT C., F. DOUAY, F. HERVE and C. WATERLOT (2006). Heavy metals in soil, crops and grass as a source of human exposure in the former mining areas. *Journal of Soils and Sediments* 6, 215-220.
- REIMANN C, A. ARNOLDUSSEN, T.E. FINNE, F. KOLLER, Ø. NORDGULEN and P. ENGLMAIER (2007). Element contents in mountain birch leaves, bark and wood under different anthropogenic and geogenic conditions. *Applied Geochemistry* 22, 1549-1566.
- RODRIGUEZ, L., E. RUIZ, J. ALONSO-AZCARATE and J. RINCON (2009): Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb-Zn mine in Spain, *Journal of Environmental Management* 90, 1106-1116.
- SCHWEIZERISCHER BUNDESRAT (1998). Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo), vom 1. Juli 1998 (Stand 1. Juli 2008).
- SHU, W.S., Z.H. YE, C.Y. LAN, Z.Q. ZHANG and M.H. Wong (2001). Acidification of lead/zinc mine tailings and its effect on heavy metal mobility, *Environment International* 26, 389-394.
- SINGH A.N., D.H. ZENG and F.S. CHEN (2005). Heavy metal concentrations in redeveloping soil of mine spoil under plantations of certain native woody species in dry tropical environment, India. *Journal of Environmental Sciences* 1, 168-174.
- SOIL SURVEY STAFF (2006). Keys to Soil Taxonomy. 10<sup>th</sup> ed. Washington, DC: USDA-Natural Resources Conservation Service.
- ZHUANG, P., M.B. MCBRIDE, H. XIA, N. LI and Z. LI, (2009). Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, South China. *Science of the Total Environment* 407, 1551-1561.