

**BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ
SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE**

**BULLETIN 35
2014**

Congrès annuel les 13./14. Février 2014 à Changins

**COMPRENDRE LE FONCTIONNEMENT DU SOL
DANS L'ÉCOSYSTÈME**

Referate, Texte zu den Postern

Editor: Fabienne Favre Boivin

ISSN 1420-6773
ELVADATA AG
Zollikofen 2014

Druck ELVADATA AG, Zollikofen

ISSN 1420-6773

Copyright: 2014 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz / Société Suisse de Pédologie

Ernst Walter Alther zum Gedenken	4
Moritz Müller - Ehrenmitglied der BGS	6
Peter Lüscher - Ehrenmitglied der BGS	8

COMPRENDRE LE FONCTIONNEMENT DU SOL DANS L'ÉCOSYSTEME

Congrès annuel les 13./14. Février 2014 à Changins

A. HUG	
Bodenbiologie im Referenzmessnetz der Nationalen Bodenbeobachtung NABO	11
L. GREINER	
Bodenfunktionsbewertung: die Rolle des Bodens anderen Fachdisziplinen kommunizieren	23
P. WEISSKOPF	
Der Boden in Agroökosystemen	29
M. MÜLLER	
Impact of farm management on soil phosphorus dynamics: a monitoring-modelling approach	37
J. L. MOREL	
Soils in urban environments: characteristics, services and problems of their investigation	49
R. FARAH	
Conception et implémentation d'une base SIG spécifique aux sols urbains: cas de Genève	55
M. WERNLI	
Der Rebbergboden, Boden des Jahres 2014	59

Ernst Walter Alther zum Gedenken (1918 – 2013)

Lieber Ernst

Nach einem reich erfüllten, arbeitsintensiven und vielfältigen Leben konntest Du in der Nacht auf den 7. Dezember 2013 in Deiner Dir lieben Heimatstadt St. Gallen friedlich einschlafen. Mit Dir verlieren wir einen engagierten und profilierten Freund und Kenner des Bodens und der bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz (BGS).

Als Du am 4. August 1918 in Rorschach auf die Welt kamst und die ersten zehn Lebensjahre zusammen mit Deinen fünf älteren Geschwistern in der Haldenmühle in Goldach verbrachtest, ahnte kaum jemand, dass aus Dir ein gleichzeitig verwurzelter Patriot wie auch ein weitgereister weltöffener Nomade (Du lebtest ja an über 20 Orten auf dem Globus) werden sollte, eine Persönlichkeit, die sich leidenschaftlich und neugierig für Landwirtschaft, Boden und Kultur interessiert.

Deine Neigung zur Landwirtschaft hast Du wohl von Deinem Vater geerbt, der verschiedene Gutsbetriebe in der Ostschweiz leitete und für den Verkauf von Düngern beim Landwirtschaftsamt der Stadt Zürich verantwortlich war. So erstaunt es nicht, dass Du bereits vor Abschluss der Kantonschule in Zürich die landwirtschaftliche Schule Strickhof absolviertest und 1941 die Aufnahmeprüfung an die Landwirtschaftliche Abteilung an der ETH Zürich bestandest, wo Du das Studium 1945 als Ingenieur Agronom abschlossst. Aus jener Weltkriegszeit stammt Deine hohe Achtung für Friedrich Traugott Wahlen, den Schöpfer der „Anbauschlacht“. Ich sehe Dich noch, wie Du am 31. Oktober 2010 im Alter von 92 Jahren auf dem Appenberg die feierliche Einweihung der Wahलगedenkstube genossen und dabei stolz über Dein ganzes breites, markantes Gesicht gelächelt hast. Zwischen 1946 und 1952 konntest Du Deine agronomischen und pedologischen Kenntnisse im Ausland erweitern, in Südafrika, in den Tropen und Subtropen Westafrikas, in Mexiko, Costa Rica, Kanada und den USA, wo Du Dich u.a. mit dem Anbau von Kakao und Baumwolle auseinandersetztest. Als Agronom wickeltest Du ab 1953 bei der Alusuisse den Landerwerb in Tal-, Berg- und Alpgebieten zum Bau von Stauseen und Elektrizitätswerken ab. Du lerntest den Einfluss der Fluorimmissionen auf Boden, Pflanzen und Nutztiere kennen. Dies bewog Dich (nebenbei) eine Dissertation über die Fluorose des Rindes an der Universität Stuttgart-Hohenheim zu schreiben, wo Du 1961 zum Dr. sc. agr. promoviertest. Nach mehreren Wanderjahren in der Schweiz mit Deiner Familie, der eine Tochter, ein Sohn und drei Enkel entsprossen, fandest Du die letzten 20 Jahre bis zur Pensionierung als Hauptlehrer für Bodenkunde, Düngung, Chemie und Futterbau an



der Landwirtschaftlichen Schule in Flawil eine neue berufliche Herausforderung.

Deine eigentliche Liebe galt stets und immer auffälliger dem Boden. Auf Deine Anregung setzte die BGS 1980 die Kommission „Schutz des Bodens“ ein, und an der GV 1981 wurde die Arbeitsgruppe „Schutz des Bodens“ gegründet, zu deren erstem Präsidenten Du gewählt wurdest. Einige Jahre durfte ich Dir dabei als Sekretär assistieren und lernte Dich als zielstrebigem, hartnäckigen, eigenwilligen, enthusiastischen, begeisterten und begeisternden Chef, aber auch gleichzeitig als verlässlichen, sensiblen, liebenswürdigen, freundschaftlich geselligen Menschen kennen und schätzen. Wichtige BGS-Arbeiten entstanden unter Deinem Präsidium, so das BGS DOKUMENT 1 „Kiesabbau und Landwirtschaft“ und das BGS DOKUMENT 2 „Beurteilung und Schutz der Böden. Leitfadens zur Ausscheidung von Fruchtfolgeflächen und Landwirtschaftszonen“. Dein bedeutender nationaler Verdienst ist aber, dass überhaupt der Boden und dessen Schutz im Schweizerischen Umweltschutzgesetz mit drei Artikeln verankert wurden. Du bist deren politischer Vater! Als der erste Entwurf des Umweltschutzgesetzes von Leo Schürmann mit einem umfassenden Bodenschutz im Parlament keine Gnade fand, legte der Bundesrat nach mehreren Jahren dem Parlament einen abgesehenen Umweltschutzgesetzentwurf ohne Boden vor. Das erboste Dich und mobilisierte scheinbar unversiegbare Energien in Dir. Weißt Du noch, wie wir beide zwischen Weih-

nachten 1980 und Neujahr 1981 Artikel für den Bodenschutz samt Argumentationsschreiben formulierten und unser Lobbying aufnahmen, Du primär bei den Ständeräten, ich primär bei den Nationalräten? Legendär war Dein Auftritt bei der zuständigen ständerätlichen Kommission und anschliessend beim Landwirtschaftsclub der Bundesversammlung, in der Du mit Verve für die formulierten Bodenartikel warbst, ja kämpftest. Bis heute bleibt ungeklärt, weshalb Du dabei den Bundesrat und viele Parlamentarier überzeugen konntest, ob wegen Deiner profunden Bodenkenntnisse oder wegen Deiner kräftigen umstimmenden Stimme oder wegen Deines scharfen Blicks, der aus Deinen verschmitzten Augen hinter der breiten Hornbrille hervorstach. Der Coup gelang! Mit Zustimmung von National- und Ständerat resultierte das Bundesgesetz über den Umweltschutz vom 7. Oktober 1983 mit den Bodenschutzartikeln 33-35. Die Basis u.a. für die Verordnung über die Schadstoffe im Boden (VSBö) und das Nationale Bodenbeobachtungsnetz NABO war geschaffen. Dies erfüllte Dich als politischen Bodenpionier der Schweiz mit grosser Genugtuung, denn der quantitative und qualitative Bodenschutz waren Dir ein Herzensanliegen. Dafür wurdest Du an der Jubiläumsveranstaltung vom 8. März 1985 zum Ehrenmitglied der BGS ernannt. Diese Ehre hatte Dich gefreut und gerührt, ja selbst Deine sonst typischen (eher verbissenen altherschen) Zähne für einen kurzen Augenblick sympathisch offen gelegt. Auch später bist Du der BGS treu geblieben und hast bei mehreren bodenkundlichen Exkursionen durch kommentierendes, manchmal auch schweigendes und staunendes Herabsteigen in ausgehobene Bodenprofile Deine sportliche Bodenständigkeit bewiesen.

Als kultivierter nobler Mensch (schliesslich hast Du nachgewiesen, mit Kaiser Otto I. und Karl dem Grossen verwandt zu sein) erstaunte auch Deine kulturelle und historische Wissenslust nicht, obwohl sicher auch Deine musikalische Mutter, Pianistin und Organistin, dazu beigetragen hat. In der Tessiner Berggemeinde Curio erkundetest Du die Terrassen der ursprünglichen Kulturlandschaft (in der Äcker, Wiesen und Weiden aus sozioökonomischen Gründen wieder verbuschten und verwaldeten und somit auch die Bodeneigenschaften sich veränderten), spürtest alten Grenzsteinen nach, sammeltest Kastanien zum Braten und schriebst zusammen mit dem Pfarrer die Curieser Dorfgeschichte, was Dir das Ehrenbürgerrecht einbrachte. Über sieben Jahrzehnte zelebriertest Du auch ausgiebig Deine Hobbys Familienforschung und Heraldik. Noch mit 85 Jahren veröffentlichtest Du die „Ahnentafel von Bürgern St. Gallischer Herkunft“.

Dein Multitalent, Deine Vitalität, Dein exploratives Forschen und Dein unermüdlicher Einsatz für die Lebensgrundlage Boden bis ins hohe Alter haben

uns tief beeindruckt. Lieber Ernst, wir werden Dich in dankbarer Erinnerung behalten.

Franz X. Stadelmann

Moritz Müller – Ehrenmitglied der BGS

Moritz Müller hat 1952 im Kulturkanton Aargau die Böden der Welt erblickt.

Nach Abschluss der Bezirksschule hat er – dem didaktischen Impetus als einer seiner typischen Charakterzüge nachlebend – die erste Säule seiner späteren beruflichen Tätigkeiten aufgebaut und das Primarlehrerpatent erworben. Diese neu erworbenen Fähigkeiten hat er anschliessend gleich in aargauischen Schulklassen kurz überprüft.

Seine Neigung zu fachlich fundiertem Denken und Argumentieren hat dann aber rasch den Ehrgeiz zum Aufbau einer weiteren Säule seines Berufslebens geweckt: Nach der Aufnahmeprüfung an die ETH Zürich hat er ein Biologiestudium absolviert und sich in seiner wissenschaftlichen Begeisterung für eine Dissertation am Laboratorium für Bodenkunde des Institutes für Lebensmittelwissenschaft der ETHZ bei Roman Bach eingeschrieben. Nachdem er in seiner Diplomarbeit zum *Ranunculus alpestris* L. schon erste Anzeichen einer Begeisterung für die Alpen gezeigt hatte (und dabei auch das Botanisieren als ein Thema entwickelt hat, das ihn immer wieder faszinierte), zog es ihn für seine Doktorarbeit "Bodenbildung auf Silikatunterlage in der Alpen Stufe des Oberengadins" auch physisch ins Gebirge. Auf alpiner Stufe, hoch über dem Val Muragl und dem Val Languard, kombinierte er sein vorhandenes botanisches Wissen mit bodenkundlichen Kenntnissen, die er mit Hilfe von Lehrern wie Hans Sticher sowie Kollegen wie Hans Conradin zur zentralen dritten Säule seines beruflichen Wirkens ausbauen und systematisieren konnte. In seiner Doktorarbeit sind bereits viele Charakteristika angelegt, die auch für seine spätere bodenkundliche Tätigkeit wichtig waren: systematische Klassifikation, das Denken in bodenbildenden Prozessen, und ein ausgeprägter Sinn für das Wechselspiel zwischen Böden und Pflanzengesellschaften. Darüber hinaus scheint die Landschaft des Oberengadins und insbesondere der Muottas Muragl zeitlich ein ermunternder Kraftort für Moritz Müller geblieben zu sein. Während der von Peter Lüscher geleiteten IUSS-Exkursion „Zentralalpen-Transversale Schweiz - Österreich“ 1986 konnte er die Ergebnisse seiner Doktorarbeit zusammen mit seiner Begeisterung für die Böden und Pflanzengesellschaften des Oberengadins einem internationalen Publikum vermitteln.

Nach seiner Assistentenzeit an der ETHZ wechselte Moritz Müller zur Sektion Bodenkartierung der Eidgenössischen Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau Zürich-Reckenholz (heute: ART) – damals mit Karl Peyer das Zentrum für angewandte Bodenkartierung in der



Schweiz. Hier lernte er im Rahmen von Kartierungsprojekten nicht nur eine Vielzahl unterschiedlicher Schweizer Böden kennen, sondern fand auch die Gelegenheit, sein systematisches Denken für die begriffliche und inhaltliche Klärung der "Klassifikation der Böden der Schweiz" einzusetzen. In diese Zeit fällt die Gestaltung der umfangreichen OLMA-Sonderschau „Der Boden – unsere Lebensgrundlage“, die Moritz Müller 1987 federführend betreute.

Als an der Schweizerischen Hochschule für Landwirtschaft in Zollikofen die Nachfolge von Alfred Kaufmann als Dozent für Chemie und Bodenkunde ausgeschrieben wurde, lockte die Aussicht auf ein höheres Lehramt den Pädagogen Moritz Müller zur SHL (heute: HAFL). In dieser Funktion unterrichtete Moritz Müller seine StudentInnen konsequent im Beherrschen des Schweizer Klassifikationssystems und verlangte von ihnen ein anwendungsorientiertes bodenkundliches Wissen, indem sie in der Lage sein mussten, Böden und deren land- und forstwirtschaftliche Nutzungseigenschaften auch im Feld beurteilen zu können. Von seinem feldbodenkundlichen Wissen konnten später auch die StudentInnen des Geografischen Institutes der Universität Bern profitieren, als Moritz Müller im Rahmen der agrarpedologischen Übungen einen Blockkurs anbot, der den angehenden AkademikerInnen mit der Profilsprache im Feld samt nachfolgender Nutzungsbeurteilung einen praxisnahen Zugang zur Bodenkunde ermöglichte und jeweils mit einer praktischen De-

monstration von Bodenbearbeitungsgeräten gekrönt wurde. Im Einklang mit der institutionellen Entwicklung der Fachhochschule nahm sich Moritz Müller neben seinem grossen Lehrpensum immer auch Zeit für vielseitige pedologische Forschungsarbeiten, die er zusammen mit Fachkollegen aus Forschung, Beratung und Vollzug publizierte. Dabei entwickelte Moritz Müller ein zunehmendes Interesse an organischen Böden und deren Abhängigkeit vom Nutzungsregime. Mit dem Aufbau des Moduls „Weinbereitung und Weinkunde“ fand er eine Möglichkeit, seine fein entwickelten sensorischen Fähigkeiten nicht nur für pedologische Bestimmungen einzusetzen, sondern auch beim Degustieren von Weinen kenntnisreich zu nutzen. Sabbatical-Aufenthalte auf verschiedenen Kontinenten gaben Moritz Müller die Gelegenheit, sein pedologisches Wissen durch das Kennenlernen und Verstehen völlig anderer Bodenbildungen im globalen Massstab zu erweitern.

1979 wurde Moritz Müller Mitglied der noch jungen BGS. Nach einer kurzen Akklimatisierungsphase regte sich sein redaktionelles Engagement für die BGS. Und wie nicht anders zu erwarten fand er eine sinnstiftende Synthese seiner didaktischen, sprachlichen und bodenkundlichen Neigungen: In der zum 10-jährigen Bestehen der BGS verfassten Broschüre "Boden – bedrohte Lebensgrundlage?" wurden 1985 – mit dem Segen von Bundesrat Kurt Furgler – Themen angesprochen, die auch heute noch aktuell sind. Die während der Entwicklung dieser Broschüre angefachte Begeisterung übertrug sich anschliessend auch auf die Gestaltung der gleichnamigen Wanderausstellung, wo in bester Müllerscher Manier versucht wurde, bodenkundliches Wissen in geordneten Zusammenhängen zu vermitteln.

Zum stilistischen Gewissen der BGS wurde Moritz Müller definitiv in jenem Moment, als er seinen Doktorvater Hans Sticher als Redaktor der BGS beerbte. Mit grosser Akribie und viel Souplesse für Syntax, Semantik und Layout gestaltete Moritz Müller im Verlauf von 25 Jahren die BGS-Bulletins 11 bis 32 sowie die BGS-Dokumente 4 bis 14. Dabei stellte er nicht nur hohe Ansprüche an die sprachliche Gestaltung der Beiträge, sondern legte mit der Einführung eines Reviewing-Systems auch die Messlatte für die inhaltliche Qualität auf neue Höhen. Unter der Schriftleitung von Moritz Müller entwickelte sich das Format der BGS-Schriften nicht nur sprachlich und inhaltlich, sondern auch bezüglich der Papiergrösse – von A5 zu A4. Neben seinem redaktionellen Engagement für die BGS liess es sich Moritz Müller aber nie nehmen, am Leben der BGS auch anderweitig teilzuhaben und dazu beizutragen: In der Arbeitsgruppe "Klassifikation und Nomenklatur" lieferte er beispielsweise fachliche Anstösse zur Bodenklassifikation. Ausserdem freute er sich immer wieder, BGS-Exkursionen mit eigenen Beiträgen zu berei-

chern – wie etwa in den Jahren 1996 und 2012 – oder beim Organisieren mitzuwirken. Als langjähriges Vorstandsmitglied der BGS scheute er sich auch nie, von der Mehrheitsströmung abweichende eigene Meinungen zu vertreten.

Die BGS dankt Moritz Müller, dass er sein auf drei soliden Säulen aufgebautes breites Wissen mit einem langjährigen und intensiven Engagement zugunsten des Bodens und zum Wohle der Bodenkundlichen Gesellschaft eingesetzt hat und wünscht ihm für seine weiteren Unternehmungen alles Gute und viel Befriedigung.

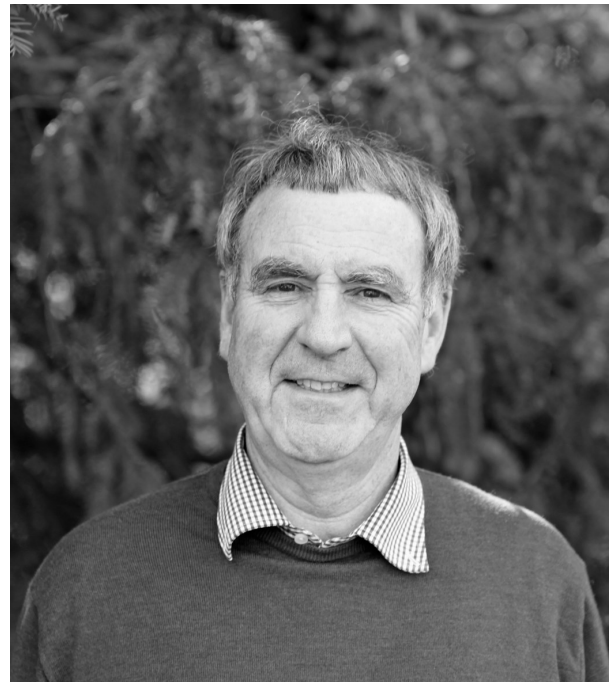
Peter Weisskopf, Urs Zihlmann und Peter Lüscher

Peter Lüscher – Ehrenmitglied der BGS

Als 2011 der Waldboden als erster in der Reihe „Boden des Jahres“ zum Zuge kam, lag dies nicht zuletzt daran, dass er in der Person von Peter Lüscher einen besonders guten Anwalt und Lobbyist hatte. Als die WSL im November 2013 zum Forum des Wissens über das Thema „Bodenschutz im Wald: Ziele – Konflikte – Umsetzung“ (WSL Berichte, 2013, Heft 6) lud, kamen Peters Berufskollegen und Freunde aus der ganzen Schweiz nach Birmensdorf, um damit DEM Waldbodenkundler der Schweiz ihre Reverenz zu erweisen.

Peters berufliches Leben war eng mit den zwei Institutionen ETH Zürich und EAFV/WSL in Birmensdorf verknüpft. 1968 begann Peter sein Studium der Forstwissenschaften an der ETH und arbeitete danach von 1975 bis 1983 als wissenschaftlicher Mitarbeiter bei Prof. Felix Richard im Fachbereich Bodenphysik des Instituts für Wald- und Holzforschung. Dies bedeutete gleichzeitig den Einzug in den B(oden)-Stock der EAVF, wo dieser Fachbereich der ETH damals domiziliert war. Nach dem Tod von Felix Richard und dem Umzug der Bodenphysik an die ETH wurde Peter offiziell Mitarbeiter der EAFV/WSL. Vorgesetzte, Organisationsbezeichnungen und auch Peters Funktionen (meist wissenschaftlicher Mitarbeiter, zwischendrin Gruppenleiter und schliesslich Senior Consultant) änderten im Laufe der Jahre. Unabhängig davon setzte sich Peter stets für sein Herzensanliegen ein, die Berücksichtigung des Bodens in Standortansprache und forstlichem Handeln. Der ETH blieb Peter bis fast zuletzt über die Lehre erhalten.

Peters erstes Vermächtnis sind die vier Bände „Lokalformen – Physikalische Eigenschaften von Böden der Schweiz“ (EAFV 1978 bis 1987). Von Felix Richard initiiert, begründeten sie einen der Eckpfeiler von Peters Bodenverständnis und wie er dieses weitergab, nämlich die Kenntnis lokaler Ausprägungen von Böden in ihrem standörtlichen Umfeld, eben „Lokalformen“ bzw. „Referenz-“, oder „Leitprofile“. Weitere Meilensteine in diesem Bemühen sind die drei Bände „Waldböden der Schweiz“ (hep-Verlag, 2004 bis 2006), die Peter als „Senior Author“ mitverfasste, und schliesslich die Mitwirkung beim kürzlich erschienenen Buch „Waldböden – Ein Bildatlas der wichtigsten Bodentypen aus Österreich, Deutschland und der Schweiz“ (Wiley-VCH, 2013). Ein zweiter Eckpfeiler war die zentrale Bedeutung der Humusform, über die Peter auch 1991 seine Dissertation „Humusbildung und Humusumwandlung in Waldbeständen“ (Diss. ETH 9572) verfasste. Der dritte Eckpfeiler war die integrale Betrachtung von Vegetation UND Boden als zentrale Elemente der Standortkartierung und damit als eine Grundlage



für waldbauliches Handeln. Im Rahmen kantonaler Standortkartierungen entstand 1996 mit dem „Standortkundlichen Kartierungsschlüssel für die Wälder der Kantone Bern und Freiburg“ ein grundlegendes Werk. Die Schlüssel, Dokumentationen und Standortführer aus zahlreichen weiteren Kantonen belegen eindrücklich das diesbezüglich weitreichende Wirken von Peter. Mit dem Forum „Vegetation und Boden“ schuf er zudem eine wichtige Diskussionsplattform. Schliesslich legten die Tausende von Bodenproben aus diesen Kartierungen die Basis für die Pedothek der WSL und die damit verknüpfte Boden- und Standortdatenbank.

Peter wollte den Boden aber nicht nur verstehen, sondern dieses Wissen auch zur Lösung aktueller Probleme einbringen. In der Gebirgswaldpflegegruppe setzte er sich für eine standortgerechte und nachhaltige Pflege der Gebirgswälder ein. Zwei Standardwerke sind weitgehend von Peters Standorts-Verständnis geprägt: „Gebirgswälder – Ein praxisorientierter Leitfaden für eine standortgerechte Waldbehandlung“ (Haupt, 1997) und der Ordner „Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald“ (BAFU, 2005). Im Rahmen seines Engagements für den Gebirgswald vertrat Peter auch den Boden in der Forschungskommission des Schweizer Nationalparks.

Für seine praxisorientierte Forschung knüpfte Peter einerseits nachhaltige Beziehungen zur Universität Bern und zum HAFL in Zollikofen, arbeitete aber auch sehr eng mit verschiedenen Forschungsgruppen der WSL zusammen. Begonnen

hatte dies mit der Erforschung der Folgen der Stürme Vivian und Lothar für Bodenentwicklung und Waldfunktionen. Die Rolle des Bodens bei einer der bedeutendsten Waldfunktionen, der Wasserrückhaltung bei Starkniederschlägen, untersuchte Peter u.a. zusammen mit seinem Doktoranden Beni Lange. Sein Augenmerk richtete er hierbei einerseits auf den Einfluss von Bodeneigenschaften wie die Gründigkeit und die Durchlässigkeit, andererseits auf die Bedeutung der Durchwurzelung. Insbesondere trieb ihn die praxisorientierte Frage um, in welchen Böden die Wasserrückhaltung in welchem Masse durch eine geeignete Baumartenwahl und waldbauliches Handeln beeinflusst werden kann. Peters letztes und vielleicht wichtigstes Anliegen war der physikalische Bodenschutz bei der Holzernte. Dieses Thema behandelte er umfassend von der Schulung der Forstpraxis über die Erforschung der Effekte von Bodenverdichtung auf Bodenfunktionen und funktionielle Biodiversität bis zur Regeneration von verdichteten Fahrspuren, letzteres mit seiner Doktorandin Christine Meyer.

Mit einem stufenweise aufgebauten Lehrprogramm an der ETH Zürich mit Exkursionen im 4. und 6. Semester sowie einer praxisorientierten Vorlesung im 8. Semester machte Peter zahlreiche Jahrgänge von Studierenden mit den Geheimnissen der Waldböden vertraut. Sein diesbezügliches Engagement manifestierte sich insbesondere in der generalstabsmässigen Planung und ausführlichen Dokumentation der Exkursionen. Neben der Lehre auf Hochschulstufe lag Peter die Schulung der Forstpraxis ganz besonders am Herzen. Die entsprechenden Kurse waren denn auch nicht minder aufwändig gestaltet, dies immer unter tatkräftiger Mithilfe seiner Mitarbeiter Marco Walser und Roger Köchli.

Bei so viel Engagement für den Boden war es für Peter nur konsequent, sich auch innerhalb der BGS aktiv einzubringen. Seit der Gründung der BGS bis heute war und ist Peter in verschiedensten Arbeitsgruppen aktiv. Besonders wichtig war ihm die AG Klassifikation und Nomenklatur, welche er von 1979 bis 1987 auch leitete. In diese Phase fielen die Vorbereitungen für diverse Überarbeitungen des Klassifikationssystems der Böden der Schweiz, während es in den letzten Jahren Peters Anliegen war, den Mitgliedern der Arbeitsgruppe die WRB näherzubringen. 1985 wurde Peter als Vize-Präsident in den Vorstand der BGS gewählt. Von 1987 bis 1989 amtierte er als Präsident der Gesellschaft. Peters souveräne Amtsführung, z.B. die mustergültige Organisation der Jahrestagung 1988 in seiner Wohngemeinde Uitikon ZH, wurde auch im Ausland wahrgenommen. Und so erteilte ihn 1990 der Ruf zum Treasurer der International Union of Soil Sciences. In den insgesamt 12 Jahren, die Peter dieses Amt ausübte, gelang es ihm und seinen Vorstandskollegen, den

Kassenbestand der IUSS zu stabilisieren und wesentlich zu vergrössern. Ganz besonders wird Peter den BGS-Mitgliedern aber als Leiter zahlreicher Exkursionen in Erinnerung bleiben, seien es „reguläre“ BGS-Exkursionen oder solche im Zusammenhang mit Tagungen der IUSS (1986, Zentralalpen-Transversale CH-A), der OeBG (1988, Alptal) oder der DBG (1997, Ermatingen).

Peters Vermächtnis ist einerseits seine auf den oben beschriebenen Eckpfeilern basierende Hauptbotschaft „Nur wer den Boden kennt, kann ihn schützen und nachhaltig nutzen“, andererseits sind es Peters Mitarbeitende und „Schüler“, welche diese Botschaft weitertragen. Neben dem Forscher und Lehrer schätzen wir alle insbesondere auch den bescheidenen und stets korrekten, aber auch sehr geselligen Menschen. Als Dank für seine Verdienste um den Waldboden und die BGS hat diese Peter Lüscher anlässlich der Jahrestagung 2014 in Changins die Ehrenmitgliedschaft verliehen.

Jörg Luster, die Lieferung biographischer Details durch Franz Borer herzlich verdankend

Bodenbiologie im Referenzmessnetz der Nationalen Bodenbeobachtung NABO

Anna-Sofia Hug¹, Andreas Gubler¹, Franco Widmer², Beat Frey³, Hansruedi Oberholzer⁴, Peter Schwab¹ und Reto Meuli¹

¹ Agroscope Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH, Nationale Bodenbeobachtung (NABO)

² Agroscope Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH, Molekulare Ökologie

³ Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Rhizosphären Prozesse

⁴ Agroscope Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH, Bodenfruchtbarkeit /Bodenschutz.

Zusammenfassung

Der Boden stellt mit seinen verschiedenen Funktionen ein zentrales Glied in einem intakten Ökosystem dar. Die meisten dieser Funktionen oder Ökosystemleistungen, wie etwa die biologische Stickstoffbindung, der Abbau von organischem Material oder die Grundwasserfilterung stehen in direktem Zusammenhang mit den im Boden lebenden Organismen. Um das Zusammenwirken dieser Funktionen mit den Bodenorganismen besser verstehen zu können ist es für die Nationale Bodenbeobachtung (NABO) von grossem Interesse, bodenbiologische Parameter routinemässig in ihr Messprogramm aufzunehmen. Zudem reagieren Bodenlebewesen sensibel auf Veränderungen in ihrer Umwelt und können frühzeitig Hinweise auf schädliche Veränderungen im System Boden liefern. Basierend auf den Erkenntnissen von bereits durchgeführten bodenbiologischen Untersuchungen der NABO und internationalen Richtlinien wurde im Frühjahr 2012 damit begonnen, an 30 NABO-Referenzmessstandorten die bodenmikrobiologischen Parameter mikrobielle Biomasse (bestimmt mit den Methoden Fumigation-Extraktion (FE) und Substratinduzierte Respiration (SIR)), Basalatmung und die DNS-Menge zu messen (0-20 cm). Erste Resultate zeigen, dass Ackerbaustandorte für alle aufgenommenen Messgrössen tendenziell tiefere Werte aufweisen als Grasland- und Waldstandorte. Weiter zeigen die verschiedenen Messungen der Biomasse (BM-SIR, BM-FE und DNS-Menge) Korrelationskoeffizienten (Spearman) von 0.7 bis 0.76, was für methodische Abklärungen von Interesse sein wird. Um neben der Menge auch Informationen über die Struktur der Biomasse zu erhalten, werden im bodenbiologischen Messprogramm der NABO die klassischen mikrobiologischen Bestimmungsmethoden durch die sich rasch entwickelnde molekulargenetische Analytik ergänzt. Diese auf der DNS basierenden Methoden eröffnen neue Möglichkeiten in der Erforschung der Diversität von Bodenorganismen und deren Funktionen und weisen für die Bodendauerbeobachtung grosses Potential auf. Dieser Beitrag stellt das Messkonzept sowie

erste Resultate der Beprobungen von den Erhebungsjahren 2012 und 2013 vor und soll einen Ausblick auf das zukünftige bodenbiologische Monitoring der NABO geben.

Abstract

The Swiss Soil Monitoring Network NABO has been initiated in 1984 to focus primarily on heavy metal contamination of soils. Since then, environmental and political issues have considerably changed and new aspects of interest have arisen, e.g. climate change or loss of biodiversity. Microorganisms in soils are essential for many soil functions – such as nutrient cycling and storage as well as water filtering. Thus, if soil functions and changes in biodiversity should be assessed, information on soil biological properties is crucial for soil monitoring networks. In this context, NABO has initiated monitoring of soil biological parameters for a sub-set of its long-term observation sites. Since 2012, every spring soil samples (0-20 cm) are collected at 30 NABO-sites and analysed for soil microbial biomass with substrate-induced respiration (BM-SIR) and fumigation-extraction (BM-FE) method, basal respiration and DNA-quantity. First results show that in general, arable soils contain less biomass than grassland and forest soils. Furthermore, the different biomass measurements (BM-SIR, BM-FE and DNA-quantity) show a correlation of 0.7 – 0.76 (Spearman). Extracted soil DNA offers the option to apply latest methodologies for assessing the diversity of soil microorganisms and their role within ecosystem functioning. In medium term, NABO also wants to approach these questions. This spring, the third sampling of the 30 sites will be performed. The results derived from these samples will reveal more information about the methods we use and also about the ecology of the sites.

Keywords: soil biological monitoring, microbial biomass, molecular methods, soil biodiversity, DNA extraction

1. Einleitung

Seit 1984 betreiben die Bundesämter für Umwelt (BAFU) und Landwirtschaft (BLW) gemeinsam das Nationale Bodenbeobachtungsprogramm (NABO). Dieses basiert auf dem Umweltschutzgesetz (USG, 1983) und der damals noch geltenden Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBo, 1986). Zurzeit wird im landesweiten NABO-Referenzmessnetz die Belastung des Bodens mit anorganischen und organischen Schadstoffen an über 100 Standorten in fünfjährigen Beprobungszyklen überwacht. Mit der Ablösung der VSBo (1986) durch die Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo, 1998), die neu neben chemischen auch physikalische und biologische Bodenbelastungen berücksichtigt, wurde der gesetzliche Auftrag für das Bodenmonitoring ausgeweitet. Neben den gesetzlichen Vorgaben haben sich in den vergangenen 30 Jahren auch der ökologische, wirtschaftliche und politische Rahmen der Umweltbeobachtung geändert. So wird auch die Bodenbeobachtung mit neuen Fragestellungen konfrontiert und neue Themenfelder wie Biodiversität, Klimawandel oder Landnutzungsänderungen sind in den Vordergrund getreten. Um das Messnetz den neuen Rahmenbedingungen anzupassen, hat sich die NABO zum Ziel gesetzt, bodenbiologische Messgrößen als Routineparameter in ihr Messprogramm aufzunehmen.

Oberstes Ziel der VBBo ist der langfristige Erhalt der Bodenfruchtbarkeit (VBBo, 1998). Die Bodenfruchtbarkeit kann mit der Fähigkeit des Bodens umschrieben werden, mit der er durch seine physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften in der Lage ist, verschiedenste Funktionen wie etwa die Produktions-, Regulierungs- oder Lebensraumfunktion zu erfüllen. Das Ökosystem Boden liefert somit in verschiedensten Bereichen die Grundlage für das Fortbestehen der Menschheit, wobei die Bodenorganismen mit ihren vielfältigen Funktionen (Abbau von organischen Material, Stickstofffixierung, Grundwasserfilterung, Bioremediation etc.) einen entscheidenden Beitrag dazu leisten. Der Wert dieser ‚ecosystem services‘, der weltweit durch Bodenlebewesen bereitgestellt wird, wird auf rund 1.542 Milliarden US\$ pro Jahr geschätzt (FAO, 2012).

2. Bodenbiologisches Monitoring in der NABO

Bedeutung für die NABO

Wie zahlreiche Studien belegen, reagieren Bodenlebewesen sensibel auf Veränderungen ihres Lebensraumes (Hartmann et al. 2006; Frey et al. 2006; Dequiedt et al. 2011; Frey et al. 2011; Thomsen et al. 2012; HARTMANN et al. 2013). Aus diesem Grund können bodenbiologische Parameter als Indikatoren genutzt werden, um Veränderungen des Systems Boden frühzeitig anzu-

zeigen. Um die Messergebnisse an NABO-Standorten umfassend und systemisch interpretieren zu können, sind Kenntnisse über biologische Bodeneigenschaften für die NABO unabdingbar. Für die Standorte des NABO-Referenzmessnetzes sind Standorteigenschaften (Textur, Gehalt organischer Kohlenstoff, pH oder Landnutzung) sowie die stoffliche Belastung mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen (PAK und PCB) bekannt. Darüber hinaus werden im Rahmen des indirekten Monitorings (NABO-Flux) an ausgewählten NABO-Standorten die Stoffflüsse (P und N) anhand der Bewirtschaftungsangaben der Landwirte erfasst (Keller et al. 2005; Della Peruta et al. 2013). Diese Daten können wiederum für die Interpretation der Messergebnisse von bodenbiologischen Untersuchungen verwendet werden – und umgekehrt.

Bisherige Untersuchungen

Im Rahmen des Projektes ‚Langzeitbeobachtung von physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften‘ (LAZBO) wurde während sechs Jahren die Eignung ausgewählter Parameter für die Langzeitbeobachtung physikalischer und biologischer Eigenschaften von Böden beurteilt (Schwab et al. 2006). Zudem wurde in den Jahren 2004/5 von Oberholzer et al. (2007) an 59 NABO-Standorten eine einmalige Zustandserhebung bodenmikrobiologischer Kennwerte vorgenommen. Im Rahmen dieser Projekte wurden bodenmikrobiologische Parameter wie die mikrobielle Biomasse, bestimmt mit den Methoden ‚Substratinduzierte Respiration‘ (SIR) und ‚Chloroform-Fumigations-Extraktion‘ (FE), die Basalatmung sowie N-Mineralisierung im aeroben Brutversuch gemessen. Diese Parameterauswahl basiert auf den Empfehlungen der Arbeitsgruppe ‚Vollzug Bodenbiologie‘ (VBB) der Schweiz (VBB, BSA, 2009). In der Zustandserhebung von 2004/5 wurden zudem bestehende Referenzwertmodelle zur Beurteilung der mikrobiellen Biomasse (SIR) für Acker- und Graslandstandorte überprüft (Oberholzer et al. 2007).

Neue Messmethoden für die Bodenbiologie

Neben diesen klassischen Bestimmungsmethoden für bodenmikrobiologische Eigenschaften eröffnet der Fortschritt in der molekulargenetischen Analytik neue Möglichkeiten in der Erforschung der Diversität von Bodenorganismen und deren Funktionen. Anhand von DNS-Extrakten aus Bodenproben kann einerseits die Erbsubstanz der Organismen im Boden quantifiziert werden, wobei diese DNS-Menge in der Literatur auch als Biomassenindikator diskutiert wird (Hartmann et al. 2005; Dequiedt et al. 2011). Andererseits ermöglicht die molekulargenetische Analytik auch qualitative Aussagen über die Zusammensetzung bzw. die Diversität von mikrobiellen Lebensgemeinschaften. Dazu werden bestimmte mikrobielle Markergene aus den DNS-Extrakten isoliert und

eine grosse Anzahl von DNS-Sequenzen (bis zu Millionen) dieser Markergene ermittelt und miteinander verglichen. Von der Diversität dieser Markergene lassen sich dann Rückschlüsse auf die Diversität der Mikroorganismen ziehen. Dies im Gegensatz zur mikrobiellen Biomasse, bestimmt mit den Methoden FE oder SIR, die Aussagen über die Quantität der Biomasse, nicht jedoch über deren Zusammensetzung zulassen.

Einige Länder wenden molekularbiologische Methoden bereits in der Bodendauerbeobachtung an. Frankreich hat im Rahmen seines Dauerbeobachtungsprogrammes (Réseau de Mesures de la Qualité des Sols) die DNS aus Bodenproben von allen 2150 Standorten des Messnetzes extrahiert, quantifiziert und das Resultat kartographisch dargestellt (Dequiedt et al. 2011). Im Rahmen des ‚Countryside Survey‘ wurde in England an 1000 Standorten die Zusammensetzung der Bodenbakterien mit molekularbiologischen Methoden bestimmt (Fingerprint Methode mittels t-RFLP) und deren biogeographische Verteilung kartographisch erfasst (Griffiths et al. 2011). Die Niederlande untersuchen im Rahmen ihres Dutch Soil Quality Network (DSQN) die mikrobielle Diversität und wenden im Rahmen des Projekts BISQ (Biological Indicator of Soil Quality) Methoden der genetischen Diagnostik an (Rutgers et al. 2009). Auch die europäische ENVASSO-Initiative (Environmental Assessment of Soil for Monitoring) empfiehlt mikrobielle Parameter in ein Bodendauerbeobachtungsprogramm zu implementieren, die Aussagen über die genetische und funktionelle Diversität von Bakterien und Pilzen zulassen (Kibblewhite et al. 2008). Im EU-Projekt EcoFINDERS (Ecological Function and Biodiversity Indicators in European Soils) wird der molekulare Technik bei der Untersuchung von Organismen in der Bodendauerbeobachtung ebenfalls grosse Bedeutung beigemessen (Faber et al. 2013). Im Ausblick wird das Potential der molekulargenetischen Analytik für die Bodendauerbeobachtung noch ausführlicher diskutiert.

3. Das Projekt NABObio12_13

Basierend auf den Erkenntnissen, die mit dem Projekt LAZBObio (Schwab et al. 2006) und der Zustandserhebung von 2004 und 2005 (Oberholzer et al. 2007) gemacht wurden, wurde im Frühjahr 2012 damit begonnen, an 30 NABO-Referenzmessstandorten folgende bodenbiologische Eigenschaften aufzunehmen: mikrobielle Biomasse (BM), bestimmt mit den Methoden „Substratinduzierte Respiration“ (SIR) und „Chloroform-Fumigations-Extraktion“ (FE), Bodenatmung, die DNS-Menge. Zudem werden wichtige Begleitparameter wie das Raumgewicht, der pH oder das CN-Verhältnis bestimmt. Im Rahmen des Projektes NABObio12_13 sollen an 30 NABO-Referenzmessstandorten Aussagen über den Zustand bodenbiologischer Eigenschaften gemacht

und die erforderlichen methodischen Kriterien für eine Dauerbeobachtung weiter überprüft und festgelegt werden. Mit NABObio12_13 wird die Basis für den Start einer Zeitreihe von bodenbiologischen Parametern in der NABO gelegt. Das Projekt wird in Zusammenarbeit mit Franco Widmer (Gruppe Molekulare Ökologie) und H.R. Oberholzer (Gruppe Bodenfruchtbarkeit/Bodenschutz) Agroscope und B. Frey (Gruppe Rhizosphären Prozesse) der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL durchgeführt (vgl. Tab. 1).

Standortauswahl

Die Untersuchungen erfolgen an 10 Ackerbau-, 10 Grasland- und 10 Waldstandorten des NABO-Referenzmessnetzes (vgl. Abb.1). Die Ackerbau- und Graslandstandorte lassen sich aufgrund ihrer Bewirtschaftungsintensität in intensiv und extensiv genutzte Standorte unterteilen (Graslandstandorte: Höhenlage, Anzahl der Gülle- bzw. Mistabbringung; Ackerbaustandorte: getreidebetonte vs. mais-, kartoffeln- oder zuckerrübenbetonte Fruchtfolge). Bei der Auswahl der Waldstandorte werden die Waldtypen Laub-, Misch- und Nadelwald unterschieden (vgl. Tab.2). Um für die Interpretation der Ergebnisse eine möglichst gute Datenlage zu haben, die auch multivariate statistische Auswertungen zulässt, wurde bei der Auswahl der Ackerbau- und Graslandstandorte darauf geachtet, dass diese wenn möglich auch Bestandteil des NABO-Flux-Programms sind. Alle ausgewählten Waldstandorte sind auch Teil des Nitrate-Leaching-Projekts (Waldner et al. 2010) und zwei Drittel befinden sich in nächster Umgebung von LWF-Flächen (Langfristige Waldökosystemforschung).

Probenahme

Die Probenahme, -aufbereitung und -lagerung erfolgt gemäss den Referenzmethoden der Eidg. Landw. Forschungsanstalten (FAL, FAW, RAC, 1998). Um die Bedingungen den Anforderungen des Projektes NABObio12_13 anzupassen, wurden dabei folgende Punkte modifiziert:

- Um die Dauerbeobachtungsflächen der NABO-Referenzmessstandorte vor zu intensiver Störung zu schützen, werden die Proben für bodenbiologische Untersuchungen auf einer Fläche entnommen, die direkt angrenzend an der regulären NABO-Referenzmessfläche liegt. Die Fläche beträgt ebenfalls 10x10m (vgl. Abb.2).
- Stichprobenzahl: 3 Mischproben aus 25 Einstichen pro Standort (mit Hohlmeisselbohrer, 2.5 cm ø). Dieses Vorgehen lehnt sich an internationale Untersuchungen an, die mindestens 15 Einstiche für eine Mischprobe empfehlen (Lischer et al. 2001, Wagner et al. 2001). Bei der Ersterhebung im Frühjahr 2012 (und jedes dritte darauffolgende Jahr) wird pro Standort eine vierte Mischprobe jeweils aus dem 4. Quadranten als Referenzprobenmaterial genommen (in Abb.2 rot markiert).

Tabelle 1: Im Projekt NABObio12_13 aufgenommene Parameter

Parameter	Bezeichnung	Einheit	Methode
Mikrobielle Biomasse ¹ Substratinduzierte Respiration	Biomasse (SIR)	mg C _{mik} kg ⁻¹ TS mg C _{mik} dm ⁻³	B-BM-HM
Mikrobielle Biomasse ^{1,3} Chloroform-Fumigations- Extraktionsmethode	Biomasse (FE)	mg C _{mik} kg ⁻¹ TS mg C _{mik} dm ⁻³	B-BM-FE
Basalatmung ^{1,3}		mg C _{CO2} kg ⁻¹ TS h ⁻¹ mg C _{CO2} l ⁻¹ h ⁻¹	B-BA-IS
DNS-Menge ^{2,3}	DNS-Menge	mg DNS kg ⁻¹ TS mg DNS dm ⁻³	PicoGreen
pH ⁴	pH		pH CaCl ₂
C/N-Verhältnis ⁴	C/N		Trockenveraschung
Raumgewicht Feinerde ⁴	RG FE	g cm ⁻³	
Wassergehalt Feinerde ⁴	WG FE	g g ⁻¹	gravimetrisch
Bodentemperatur (-5 cm/-15cm) ⁴	B.temp.	C°	
Lufttemperatur ⁴	L.temp	C°	

¹Messungen durch H.R. Oberholzer (Ackerbau- und Graslandstandorte),

²Messungen durch F. Widmer (Ackerbau- und Graslandstandorte),

³Messungen durch B. Frey (Waldstandorte)

⁴Messungen durch NABO (Ackerbau-, Grasland-, Waldstandorte)

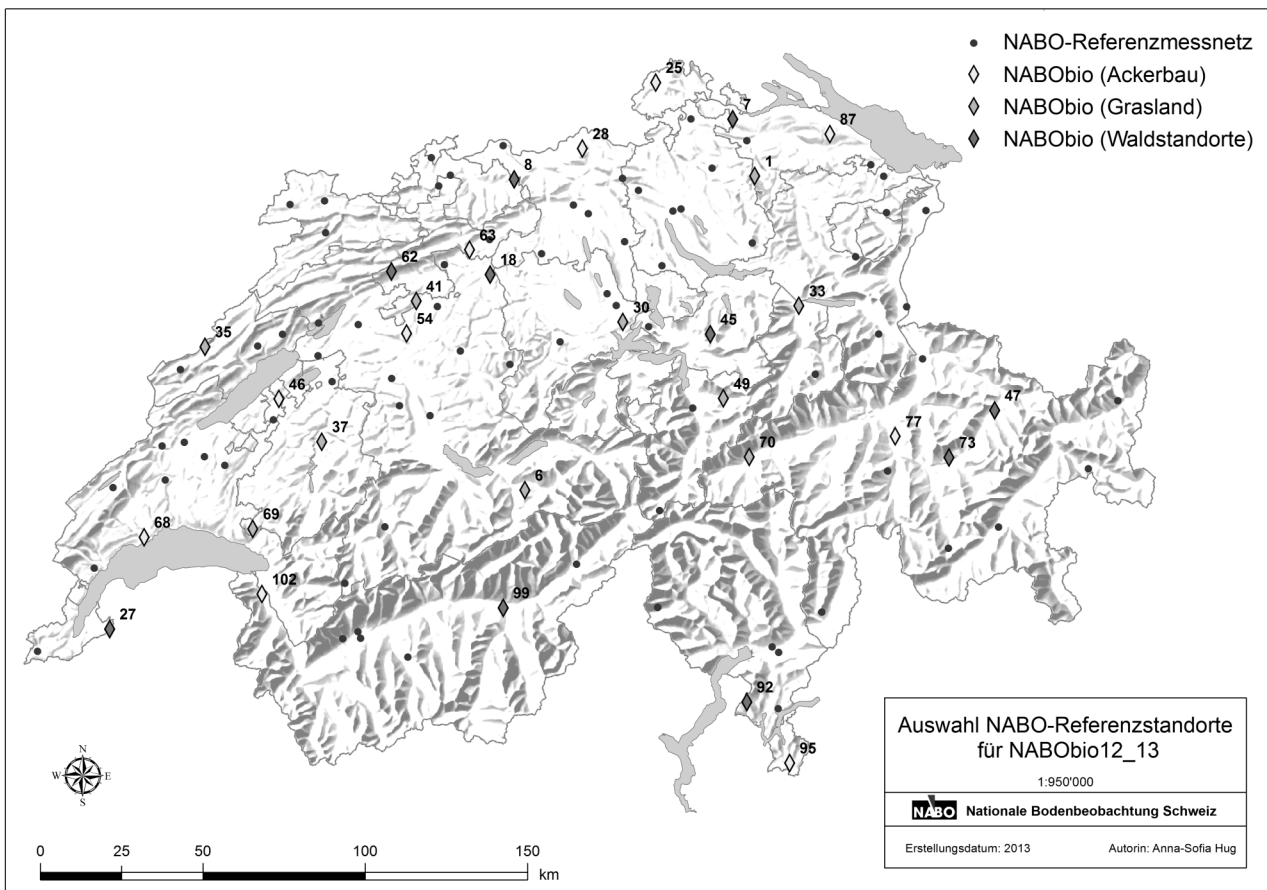


Abb. 1: Ausgewählte NABO-Referenzmessstandorte für das Projekt NABObio12_13 (als Rhomben dargestellt).

- Beprobungstiefen: 0-20 cm für Grasland-, Ackerland- und Waldstandorte
- Wenn möglich sollen die Proben zu folgendem Zeitpunkt entnommen werden (FAL, FAW, RAC, 1998):
 - * im Frühjahr nachdem die Böden aufgetaut und nicht mehr wassergesättigt sind
 - * vor Beginn der Bodenerwärmung (je nach Höhenlage unterschiedlich)
 - * vor Vegetationsbeginn und der ersten N-Düngung
 - * vor einer Bodenbearbeitung oder Weidegang
- Zur Bestimmung des Raumgewichts der Feinerde sowie des Wassergehaltes wird mit der Humax-Schlagsonde (4.8 cm \varnothing) in den Ecken der Fläche jeweils im 4. Quadranten eine Volumenprobe (Zylinderproben, 0-20 cm) entnommen.

Referenzierung der Messwerte

Für die Dauerbeobachtung ist die bestmögliche Eliminierung von methodischen Fehlern zwischen den Bestimmungen von Bodeneigenschaften verschiedener zeitlicher Erhebungen eine wichtige Voraussetzung. Dies wird mit einer Referenzierung der gemessenen Werte durch zeitgleich gemessene Bodenproben aus früheren Erhebungen (=Referenzmaterial) angestrebt. In diesem Projekt wird eine standortbezogene Referenzierung der Biomasse (SIR und FE)- und Basalatmungs-Werte vorgenommen. Die Korrektur der Messwerte erfolgt für jeden Standort aufgrund der mittleren Messabweichung zur Ersterhebung der tiefgekühlt gelagerten Referenzproben (-20°C). Pro Standort und Jahr ergibt dies einen spezifischen Korrekturwert. Die Messwerte werden absolut referenziert, d.h. der Korrekturwert wird dem gemessenen Wert addiert bzw. subtrahiert (Amman, 2010; Meuli et al. 2014).

4. Ergebnisse und Diskussion

Die folgenden Ergebnisse stellen eine Auswahl der Erhebungsjahre 2012 und 2013 dar. Zum jetzigen Zeitpunkt sind noch nicht alle Resultate der Erhebung 2013 vorhanden. Über die beschriebene Referenzierungsmethode können zu diesem Zeitpunkt noch keine Aussagen gemacht werden.

Raumgewicht Feinerde – Erhebungsjahre 2012 und 2013

Das Raumgewicht Feinerde entspricht der Masse der Feinerde (Fraktion $\leq 2\text{mm}$) bezogen auf das Bodenvolumen (kg TS dm^{-3}). Das Raumgewicht Feinerde ist einerseits abhängig von den Standortigenschaften (Anteil organische Substanz, Körnung, Textur, Verdichtung, etc.), andererseits variiert es über die Zeit in Abhängigkeit der Bodenfeuchtigkeit (Quellungs- und Schrumpfungsprozesse). In Abb.3 sind die Raumgewichtswerte der Jahre 2012 (graue Punkte) und 2013 (farbige Punkte) dargestellt. Für die meisten Standorte sind die Werte der beiden Jahre in einem ähnli-

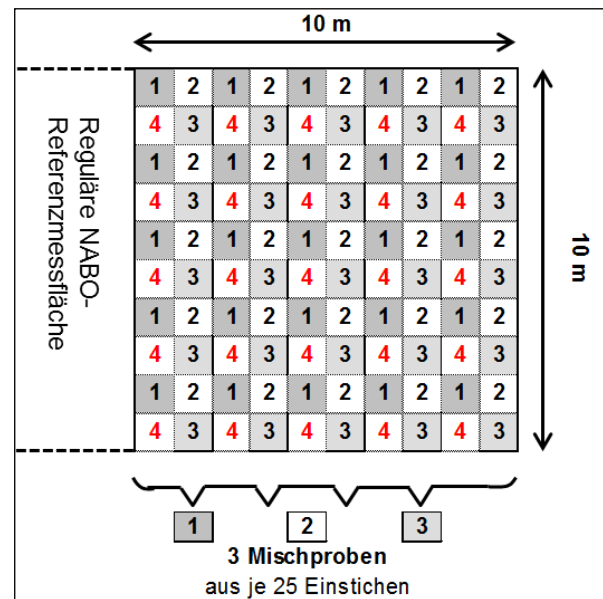


Abb. 2.: Schema für Probenahme der Flächenmischproben für NABObio12_13. Die Proben aus den Quadranten 1 bis 3 ergeben die Mischproben. Das Probenmaterial aus den 4. Quadranten wird als Referenzprobenmaterial verwendet.

chen Bereich. Einige Standorte zeigen jedoch grosse Unterschiede. Der Standort 62 (Bettlach) etwa wies 2012 einen Mittelwert von 1g cm^{-3} und 2013 0.75g cm^{-3} auf. Dies kann einen Hinweis auf unterschiedliche Bedingungen bei der Probenahme (Bodenfeuchte etc.) sein (vgl. auch DNS-Werte 2012 und 2013, Abb.6).

Die gemessenen (gewichtbezogenen) Werte der mikrobiellen Biomasse (SIR und FE), der Basalatmung und der DNS-Menge können so durch Multiplikation mit dem Raumgewicht Feinerde auf das Bodenvolumen (cm^3) bezogen werden. Die volumbezogenen Werte lassen sich besser zwischen den Standorten vergleichen. Zwischen den Erhebungen wiederum gibt das Raumgewicht Feinerde Aufschluss über die Vergleichbarkeit der Bedingungen bei der Probenahme.

Die folgenden Zahlen beziehen sich auf Ergebnisse des Erhebungsjahres 2013 (farbige Punkte in Abb.3). Von den 30 untersuchten Standorten weisen Ackerbaustandorte mit einem Mittelwert von 1.20g cm^{-3} tendenziell höhere Werte für das Raumgewicht Feinerde auf als Grasland- und Waldstandorte (Mittelwert 0.94 bzw. 0.79g cm^{-3}). Dieser nutzungsbedingte Unterschied wird auch im Jahr 2012 beobachtet und entspricht den Erwartungen, da Ackerbaustandorte weniger organische Substanz enthalten (Mittelwert Corg: Ackerbau: 1.9 %, Grasland: 3.8%, Wald: 7.2 %, vgl. Tab.2) und mechanisch bearbeitet werden. Sehr geringe Werte zeigen die Waldstandorte 45, 47 und 92. Diese drei Standorte enthalten mehr als 10% Corg. Waldstandorte sind in beiden Erhebungsjahren innerhalb ihrer Nutzungsgruppe heterogener als die übrigen Standorte und weisen im Jahr 2013 Werte zwischen 0.36g cm^{-3} (Standort 47) und 1.07g cm^{-3} (Standort 27) auf.

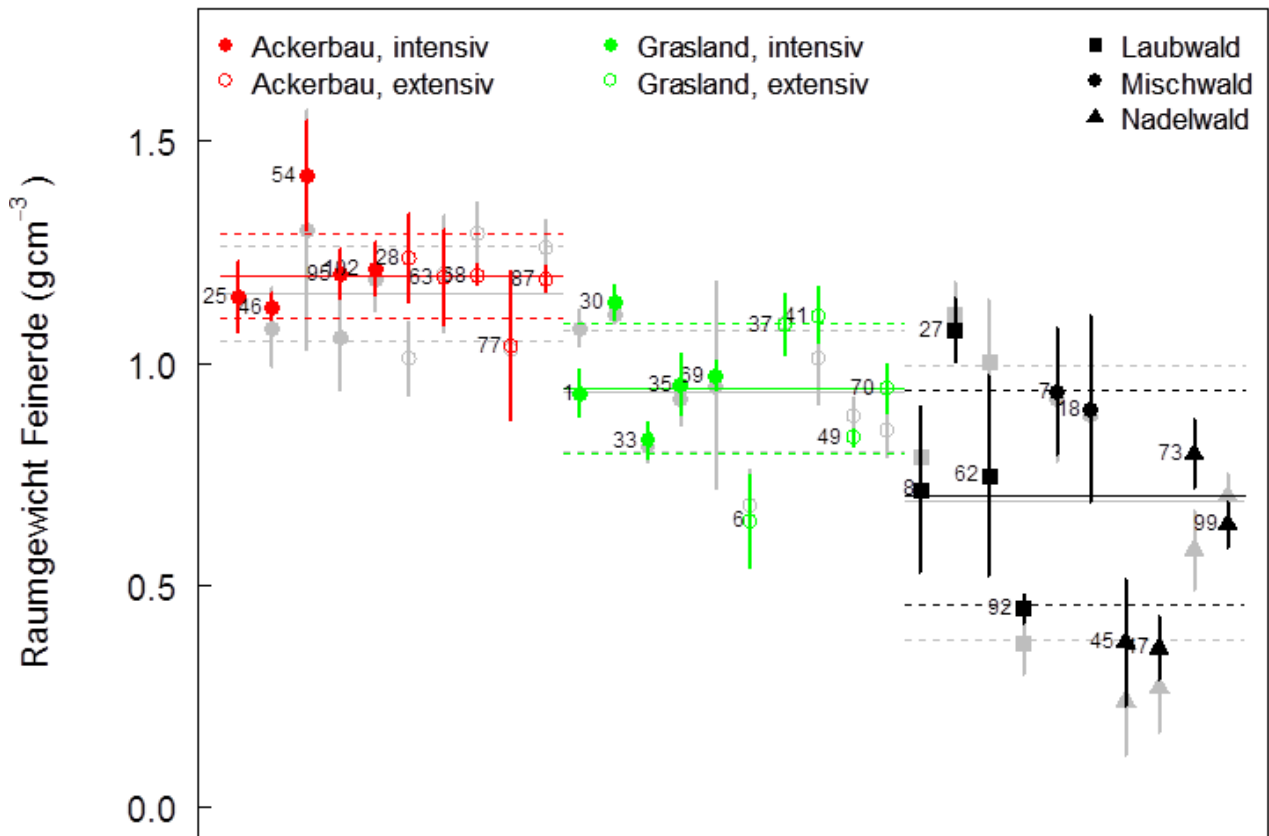


Abb. 3: Raumgewicht Feinerde der Erhebungsjahre 2012 (graue Punkte) und 2013 (farbige Punkte). (Mittelwert und Standardabweichung von jeweils vier Zylinderproben, 4.8 cm \varnothing , 0-20 cm) der 30 beprobten Standorte. Horizontale Linien: Gruppenmittelwerte mit Standardabweichung (gestrichelt).

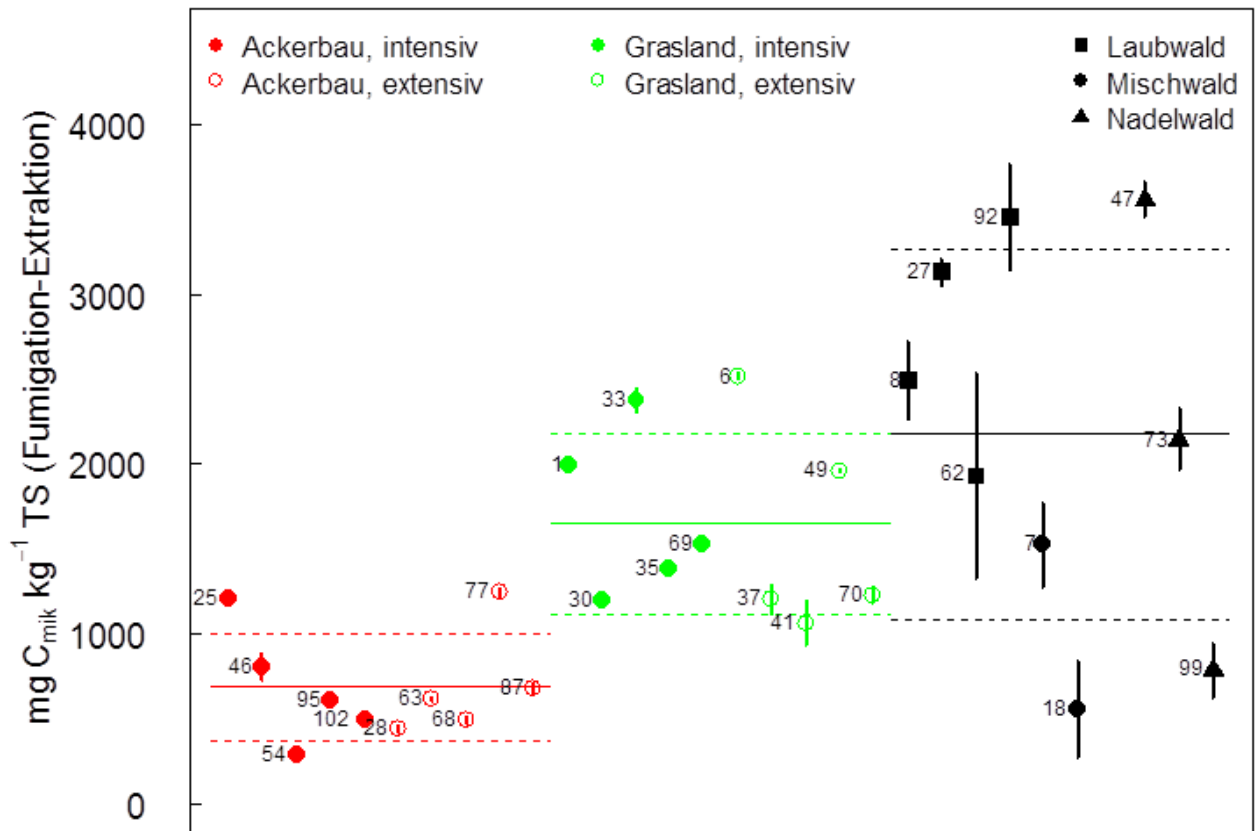


Abb. 4: Gewichtsbezogene C_{mik} -Gehalte des Erhebungsjahres 2012 pro Standort (Mittelwert und Standardabweichung der 3 Mischproben, Messwerte bestehen aus zwei Messwiederholungen) aus dem Erhebungsjahr 2012. Ausserhalb des gezeigten Wertebereichs: Standort 45: 7727 $\text{mg C}_{mik} \text{ kg}^{-1} \text{ TS}$ (Standardabweichung: 600 $\text{mg C}_{mik} \text{ kg}^{-1} \text{ TS}$). Horizontale Linien: Gruppenmittelwerte mit Standardabweichung (gestrichelt).

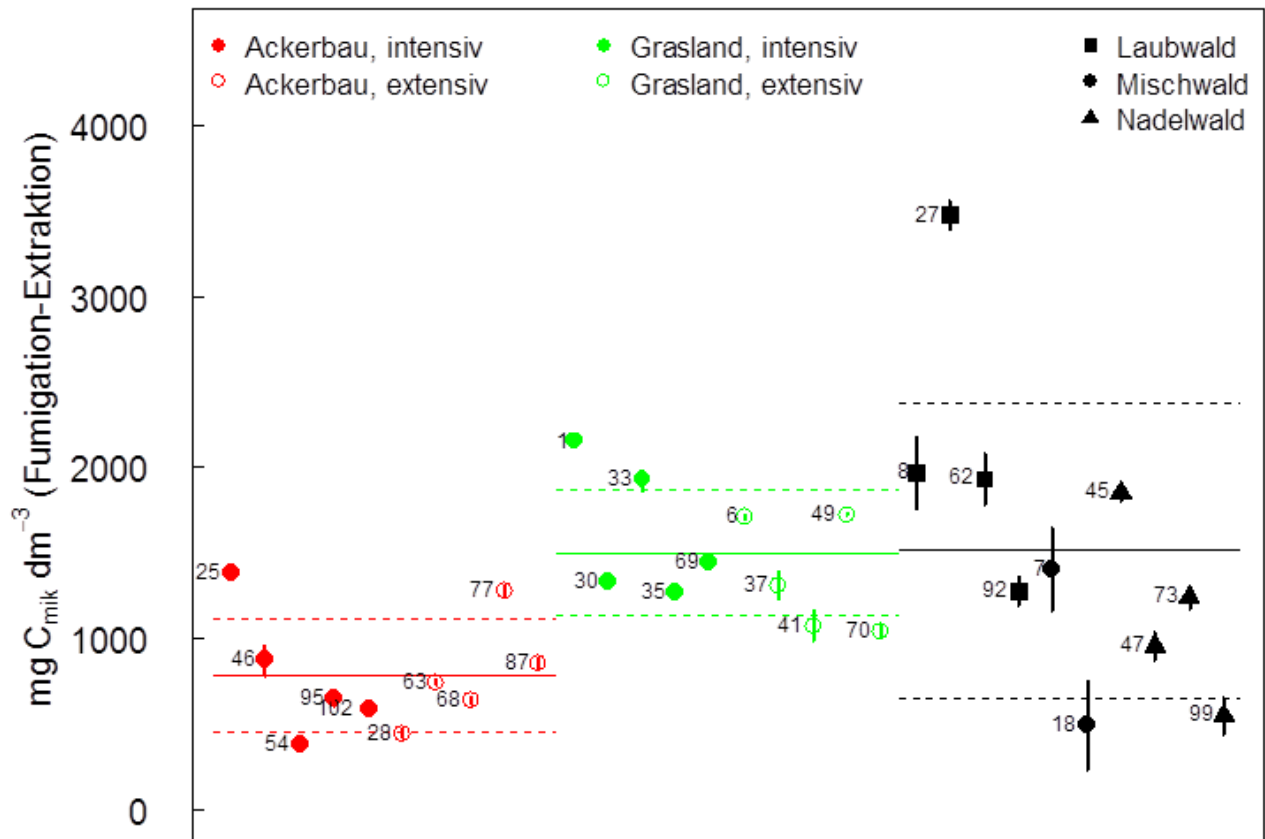


Abb. 5: Volumenbezogene Cmik-Gehalte des Erhebungsjahres 2012 pro Standort (Mittelwert und Standardabweichung der 3 Mischproben, Messwerte bestehen aus zwei Messwiederholungen) aus dem Erhebungsjahr 2012. Horizontale Linien: Gruppenmittelwerte mit Standardabweichung (gestrichelt).

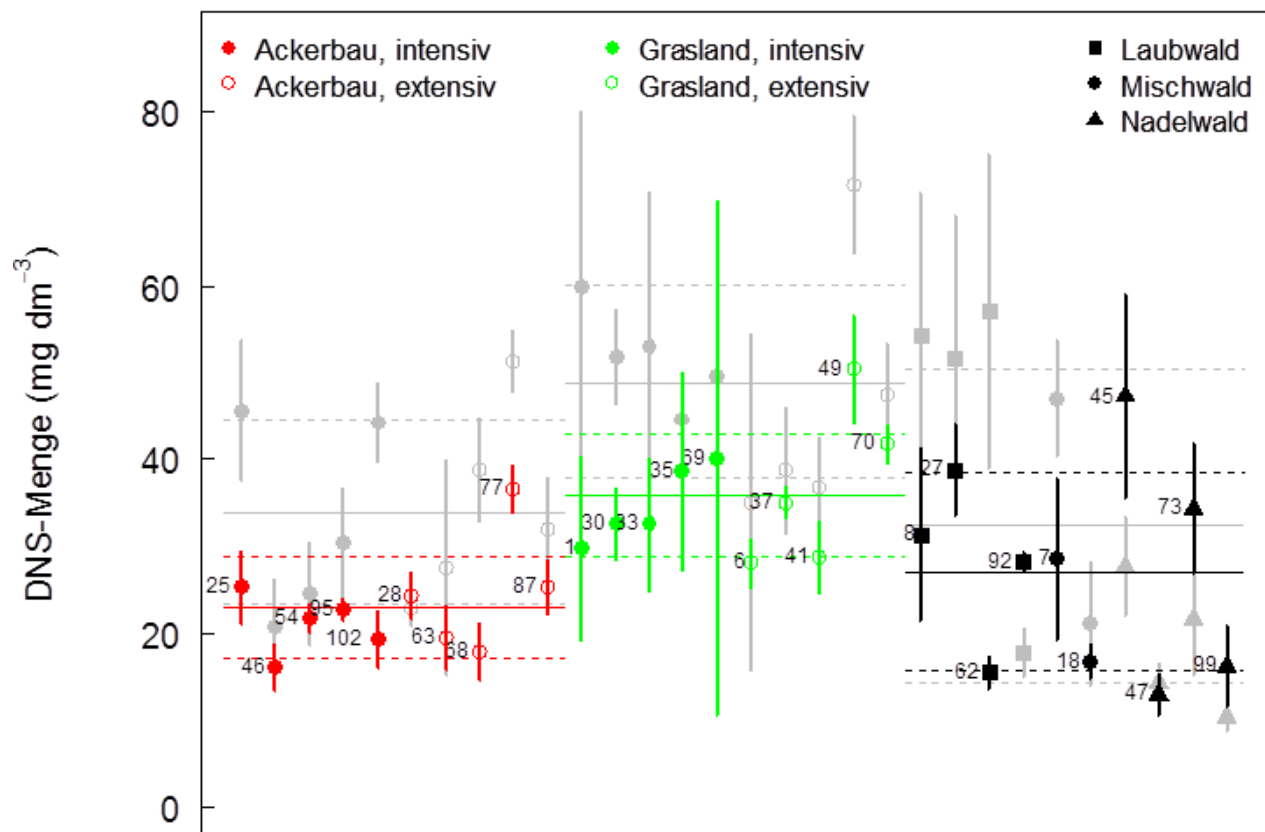


Abb. 6: Volumenbezogene DNS-Gehalte der Erhebungsjahre 2012 (graue Punkte) und 2013 (farbige Punkte) pro Standort (Mittelwert und Standardabweichung der 3 Mischproben). Horizontale Linien: Gruppenmittelwert mit Standardabweichung (gestrichelt).

Tabelle 2: Bodeneigenschaften und Nutzung der beprobten NABO-Referenzmessstandorte

Nutzung	NABO-Standort	m.ü.M.	Nutzung: Intensiv / Extensiv	Bodentyp (gemäss FAL)	Bodenkenngrössen 0 - 20cm							
					pH (CaCl ₂)	CaCO ₃ ^a %	C _{org} ^b %	Ton %	Schluff %	RG FE ^c g/cm ³	Skelett Vol. %	
Ackerbau	25 Schleithem / Milten	SH	545	I	Braunerde	6.8	2.8	2.4	59	30	0.9	1.0
	46 Vallon	FR	439	I	Braunerde-Gley	6.8	10.2	2.8	43	46	1.1	0.0
	54 Zuzwil	BE	557	I	Braunerde	6.0	0.0	1.3	12	35	1.4	3.4
	95 Coldrerio	TI	336	I	Braunerde	5.8	0.0	1.7	21	38	1.2	4.9
	102 Vouvy	VS	379	I	Fluvisol	6.5	8.5	1.3	6	60	1.1	0.6
	28 Leuggern / Etwil	AG	465	E	Braunerde-Pseudogley	5.3	0.1	1.8	14	34	1.2	3.1
	63 Oensingen	SO	450	E	Braunerde-Pseudogley	5.4	0.0	2.0	36	45	1.1	0.0
	68 Etoy	VD	435	E	Braunerde	5.3	0.0	1.4	19	45	1.3	2.0
	77 Paspels	GR	830	E	Phäozem	6.1	0.0	2.6	18	51	1.0	4.8
87 Klarsreuti	TG	559	E	Braunerde	5.2	0.0	1.7	24	44	1.1	3.7	
Grasland	1 Aadorf / Tänikon	TG	537	I	Braunerde	6.2	0.9	3.9	35	34	1.0	2.6
	30 Ebikon / Dottenberg	LU	635	I	Saure Braunerde	5.0	0.1	2.8	20	33	1.0	2.3
	33 Mollis	GL	431	I	Fahigley	5.9	0.0	3.8	33	55	0.8	0.2
	35 Le Cermeux-Péquignot	NE	1093	I	Braunerde	5.6	0.0	3.5	28	49	1.0	0.0
	69 Attalens / Rombuet	FR	818	I	Braunerde	5.8	0.0	3.3	26	37	0.9	5.9
	6 Grindelwald / Itramen	BE	1915	E	Braunpodsol	3.9	0.0	6.5	25	50	0.7	0.0
	37 Ependes	FR	735	E	Braunerde	5.9	0.0	2.7	19	35	1.1	1.7
	41 Kyburg-Buchegg	SO	464	E	Braunerde-Gley	4.9	0.0	2.4	24	34	1.1	0.0
	49 Unterschächen	UR	1100	E	Braunerde	4.6	0.0	5.7	33	27	0.8	4.1
	70 Disentis	GR	1105	E	Braunerde	5.5	0.0	3.6	13	37	0.9	11.3
Laubwald	8 Rothenfluh	BL	695		Rendzina	6.6	2.0	4.9	14	72	0.6	5.1
	27 Jussy / Les Grands Bois	GE	505		Pseudogley	4.4	0.0	2.7	24	51	1.0	1.0
Mischwald	62 Bettlach / Bettlachstock	SO	1065		Braunerde	5.4	0.2	3.7	31	52	0.8	0.0
	92 Novaggio / Cima Pianca	TI	1080		Humus-Eisenpodsol	3.9	0.0	11.7	n.b.	n.b.	0.4	8.7
	7 Oberstammheim	ZH	581		Braunerde	5.1	0.0	2.9	28	35	0.9	4.0
Nadelwald	18 Langenthal / Riedhof	BE	525		Parabraunerde	3.7	0.0	4.1	19	52	0.9	0.0
	45 Alpthal / Erlentobel	SZ	1180		Fahigley	5.8	0.0	13.1	n.b.	n.b.	0.2	0.0
	47 Davos / Seehornwald	GR	1655		Humus-Eisenpodsol	3.3	0.0	18.6	n.b.	n.b.	0.3	5.0
	73 Alvaneu	GR	1560		Regosol	4.9	0.0	5.0	21	22	0.7	11.2
	99 Visp / Albulawald	VS	830		Braunerde	5.5	0.0	5.1	12	45	0.6	3.7

Mikrobielle Biomasse (Fumigation-Extraktion) – Erhebungsjahr 2012

Die mikrobielle Biomasse bestimmt mit der Fumigation-Extraktionsmethode wird bei allen Standorten erhoben. So werden hier die Gehalte für den mikrobiellen Kohlenstoff (Cmik-Gehalte) des Erhebungsjahres 2012 etwas ausführlicher gezeigt und besprochen. In Abb.4 sind die Gehalte auf die Trockensubstanz der Feinderde bezogen dargestellt (mg Cmik kg⁻¹ TS). In Abb.5 werden diese auf das Bodenvolumen bzw. Raumgewicht Feinderde bezogen (mg Cmik dm⁻³).

Ackerbaustandorte weisen mit einem Mittelwert von 790 mg Cmik dm⁻³ tiefere Cmik-Gehalte auf als Grasland- und Waldstandorte (1500 bzw. 1520 mg Cmik dm⁻³, Abb.5). Die Wertebereiche überlappen sich jedoch und die Streuung innerhalb der Gruppen, insbesondere bei Waldstandorten ist gross. Auch in anderen Bodendauerbeobachtungsprogrammen, die bereits bodenbiologische Parameter aufnehmen, konnte ein Einfluss der Nutzungsgruppe (Ackerbau, Grasland oder Wald) auf die mikrobielle Biomasse nachgewiesen werden (Rutgers et al. 2009; Griffiths et al. 2011; Dequiedt et al. 2011).

In dieser Untersuchung wird kein Einfluss der Nutzungsintensität auf die Cmik-Gehalte der Grasland- und Ackerbaustandorte (intensiv oder extensiv) festgestellt. Beispielsweise werden die Graslandstandorte 1 und 33 intensiv genutzt und wei-

sen bezogen auf ihr Volumen die grössten Cmik-Gehalte auf. Die Graslandstandorte 49 und 6 wiederum werden extensiv genutzt und weisen dennoch sowohl innerhalb der Grasland- als auch verglichen mit den Ackerbaustandorten die zweithöchsten Gehalte auf. Bei den Ackerbaustandorten wird der Standort 25 intensiv genutzt, im Gegensatz zum Standort 77, der extensiv genutzt wird. Beide Standorte weisen ähnlich hohe Cmik-Gehalte auf (Abb.5). Ergebnisse des DOK-Versuchs in Therwil oder anderer Studien zeigen jedoch eine eindeutige Abhängigkeit der Biomasseparameter vom Bewirtschaftungssystem (Widmer et al. 2006; Peacock et al. 2001). Laubwaldstandorte zeigen mit einem Mittelwert von 2166 mg Cmik dm⁻³ tendenziell höhere Cmik-Gehalte als Misch- (Mittelwert: 951 mg Cmik dm⁻³) und Nadelwälder (Mittelwert: 1154 mg Cmik dm⁻³). Geringere mikrobielle Biomassen in Nadelwäldern haben auch Dequiedt et al. (2011) in Untersuchungen innerhalb des französischen Bodendauerbeobachtungsprogrammes gefunden.

Vergleich gewichts- vs. volumenbezogene Werte (Erhebungsjahr 2012)

Die gemessenen Cmik-Gehalte wurden sowohl auf das Gewicht (Menge pro kg TS) als auch auf das Volumen (Menge pro dm⁻³) bezogen. In diesem Abschnitt die zwei Herangehensweisen verglichen.

Bezogen auf das Gewicht weist der Waldstandort 45 im Vergleich zu den übrigen Standorten einen sehr hohen Cmik-Gehalt von 7727 g Cmik kg⁻¹ TS auf (Abb.4). Gleichzeitig hat dieser ein geringes Raumgewicht Feinerde von 0.24 g cm⁻³. Wird der Cmik-Gehalt nun auf das Bodenvolumen bezogen, liegt dieser im Bereich der übrigen Waldstandorte (1855 mg Cmik dm⁻³). Beim Waldstandort 27 befindet sich der gewichtsbezogene Cmik-Gehalt innerhalb des Wertebereichs aller Waldstandorte. Der Standort hat ein hohes Raumgewicht Feinerde von 1.11 g cm⁻³. Bezogen auf das Volumen weist der Standort 27 im Vergleich zu den anderen Standorten dann einen auffällig hohen Cmik-Gehalt von 3477 mg Cmik dm⁻³ auf. Diese Gegenüberstellung (mg Cmik kg⁻¹ TS vs. mg Cmik dm⁻³) verdeutlicht den Einfluss der Bezugseinheit auf die Interpretation der Ergebnisse. So sind beispielsweise die Unterschiede zwischen den Nutzungsgruppen Ackerbau, Grasland und Wald bei den gewichtsbezogenen Werten ausgeprägter als bei den volumenbezogenen. Werden die Cmik-Gehalte auf das Volumen bezogen, unterscheiden sich die Mittelwerte der Grasland- und Waldstandorte um 20 mg Cmik dm⁻³. Dies im Gegensatz zu den gewichtsbezogenen Gehalten, wo sich die Mittelwerte um 530 mg Cmik kg⁻¹ TS unterscheiden (Abb.4 und 5).

Vergleich DNS-Werte der Erhebungsjahre 2012 und 2013

Der Vergleich der volumenbezogenen DNS-Mengen der Jahre 2012 und 2013 zeigt, dass die Proben der Acker- und Graslandstandorte im Jahr 2012 durchwegs tiefere Gehalte aufweisen als im Jahr 2013 (Gruppenmittelwert 2012: Acker- bzw. Graslandstandorte: 34 mg dm⁻³ bzw. 49 mg dm⁻³; 2013: 23 mg dm⁻³ bzw. 36 mg dm⁻³). Weiter weisen auch im Jahr 2013 die Ackerstandorte tendenziell eher tiefere Werte auf als Graslandstandorte. Die Waldstandorte zeigen kein einheitliches Bild und weisen im Jahr 2013 teils höhere und teils tiefere Gehalte auf als im Jahr 2012. Auffällige Standorte wie der Standort 62 (Bettlach) zeigen im Jahr 2013 nur noch etwa einen Drittel der DNS-Menge vom Jahr 2012 (Mittelwert 2012: ca. 55 mg dm⁻³, Mittelwert 2013: ca. 16 mg dm⁻³). Weiter zeigt auch der Nadelwaldstandort 45 (Alptal) auffällige Werte: im Jahr 2013 ca. 50 mg pro dm⁻³ und im Jahr 2012 ca. 25 mg pro dm⁻³. Diese zum Teil sehr grossen Unterschiede können auch auf unterschiedliche Bedingungen bei der Probenahme hinweisen (vgl. auch Abb.3). Die im Ausblick erwähnten multivariaten Auswertungen sollen weitere Erklärungen für die grossen Streuungen innerhalb der Standorte liefern.

5. Ausblick

Weitere Auswertungen

Um die Ergebnisse umfassender interpretieren zu können, sind weitere Auswertungen geplant. Etwa

um den Einfluss der Bodeneigenschaften oder der Bewirtschaftungsintensität auf die mikrobiellen Parameter genauer zu untersuchen. Vorhandene Nährstoffangaben (P und N) der Standorte aus dem NABO-Flux-Programm oder Klimadaten von benachbarten Messstationen können für multivariate statistische Auswertungen zugezogen werden. Weiter können mit den von Oberholzer et al. (2007) entwickelten Referenzwertmodellen die zu erwartenden Werte für die Biomasse (SIR) der Ackerbaustandorte überprüft werden.

Methodische Abklärungen

Im Projekt NABObio12_13 weisen die DNS-Werte verglichen mit den Cmik-Werten (FE und SIR) und Basalatmung eine grössere Streuung auf (vgl. Abb.5 und 6). Die DNS-Extraktion und -Quantifizierung wurde unmittelbar nach den Probenahmen durchgeführt, wobei die Zeit zwischen Probenahme und Fixierung im DNS-Extraktionspuffer auf 48 Stunden festgelegt wurde. Die Messungen mittels Fumigation-Extraktion sowie substratinduzierte Respiration wurden während mehrerer Wochen durchgeführt (gekühlte Lagerung der Proben bei 4°C). Ein Vergleich von zeitgleich gemessenen Werten (d.h. keine unterschiedliche Lagerungsdauer für verschiedene Methoden) der mikrobiellen Biomasse (bestimmt mit den Methoden FE und SIR), der Basalatmung und DNS-Menge könnte Hinweise geben, ob die Streuung analytisch bedingt ist oder ob diese durch die unterschiedliche Lagerungsdauer der Proben vor der Analyse hervorgerufen wird.

Standardisierung der Methoden

Neben der regelmässigen Beobachtung von Bodeneigenschaften ist es eine weitere Aufgabe der NABO, fachliche Grundlagen für die Bodendauerbeobachtung zu erarbeiten. Diese sollen standardisiert im Vollzug bzw. in den kantonalen Bodenbeobachtungsprogrammen eingesetzt werden können (Art. 4, Ziffer 2; VBBo, 1998). Für die klassischen mikrobiellen Messgrössen wie die mikrobielle Biomasse (bestimmt mit den Methoden FE oder SIR) oder Basalatmung bestehen bereits Referenz- bzw. ISO-standardisierte Methoden, die auch auf internationaler Ebene angewendet werden (FAL, FAW, RAC, 1998; Philippot et al. 2012). Die molekulargenetische Analytik stellt ein relativ junges und sich rasch entwickelndes Feld in der Bodendauerbeobachtung dar. Anstrengungen im Hinblick auf eine Standardisierung der Verfahren sind deshalb noch notwendig. Insbesondere bei den neuesten molekularbiologischen Methoden des 'massive parallel sequencing' ('next generation sequencing'), welche die Erfassung der mikrobiellen Diversität im Boden zulassen, sollte durch die Verwendung von standardisierten Methoden auch die projekt- und grenzüberschreitende Vergleichbarkeit der Resultate angestrebt werden (Philippot et al. 2012). Das im Projekt NABObio-12_13 angewendete DNS-Extraktionsprotokoll

GnS-GII deckt sich weitgehend mit jenem, das z.B. im Rahmen des französischen Dauerbeobachtungsprogrammes angewendet wird (Terrat et al. 2012; Dequiedt et al. 2011). Das jeweils verwendete Protokoll beeinflusst die extrahierbare DNS-Menge und damit auch allfällig bestimmte Diversitätsparameter (Terrat et al. 2012). So ist für die Vergleichbarkeit der Resultate verschiedener Projekte die Verwendung desselben Protokolls von grosser Bedeutung. Ein Extraktionsprotokoll ist zurzeit in der finalen Evaluation, um dann als ISO-standardisierte Methode „ISO 11063“ publiziert zu werden (Martin-Laurent et al. 2001; Petric et al. 2011; Bru et al. 2011).

Auswahl der Parameter – Potential der Molekularbiologie

Für eine fundierte Entscheidung, ob die NABO auch in Zukunft mit allen bis anhin aufgenommenen mikrobiologischen Messgrössen fortgefahren wird, müssen weitere Messergebnisse und deren Auswertungen abgewartet werden. Kriterien für die Auswahl von Messgrössen für ein Monitoring werden beispielsweise von Ritz et al. (2009), Turbé et al. (2010) oder auch der OECD (2002) gegeben – ausschlaggebend sind die Messbarkeit, die Kosteneffektivität, die Sensitivität der Messgrösse und der Standardisierungsgrad. Eine Metadatenanalyse über bestehende bodenbiologische Monitoringprogramme in der EU ergab, dass die mikrobielle Biomasse (SIR oder FE) und die Basalatmung die zwei am häufigsten verwendeten bodenbiologischen Messgrössen sind (Faber et al. 2013). Für die NABO würde dies bedeuten, dass man sich den limitierten finanziellen Rahmenbedingung entsprechend für einen Summenparameter (mikrobielle Biomasse (Cmik-SIR oder Cmik-FE) oder DNS-Menge) und für einen prozessorientierten Parameter (Basalatmung) entscheiden sollte.

Ein grosses Potential bei der Verwendung der DNS-Menge als Biomassenindikator wird in der Möglichkeit der weiteren Verwendung der Extrakte gesehen. Die Möglichkeit der mehrfachen Verwendung der Extrakte (Aussagen über Quantität und Qualität der Biomasse) entspricht auch dem Kriterium der Kosteneffektivität. Mit der Anwendung eines international verwendeten Protokolls für die DNS-Extraktion wird das Kriterium der Standardisierung ebenfalls berücksichtigt (Philippot et al. 2012). Ein weiterer Vorteil der DNS-Extrakte wird in deren langen Lagerungsdauer gesehen. Fixiert und eingefroren im Extraktionspuffer, können die Extrakte über Jahre hinweg wiederverwendet werden. So können die sich wandelnden Fragenstellungen seitens der Umweltpolitik einerseits flexibler, andererseits auch rückblickend beantwortet werden. Zudem besteht die Möglichkeit, die DNS-Extrakte mit allenfalls neuen Methoden erneut zu messen.

In Bezug auf die Ökosystemleistungen können mit Hilfe molekularbiologischer Methoden Aussagen

über Bakterien gemacht werden, die beispielsweise für den Stickstoffkreislauf relevant sind. Bru et al. (2011) etwa fanden mit molekularbiologischen Methoden Zusammenhänge zwischen Bewirtschaftungssystemen und dem Vorkommen von Nitrifizierbakterien AOB (Ammonium-oxidierende Bakterien). AOB stellen für Ritz et al. (2004) den Topkandidaten für die Verwendung als bodenbiologische Messgrösse in einem Monitoring dar. Weiter kann gezielt nach Pilzen und Bakterien gesucht werden, die eher in aeroben oder anaeroben Verhältnissen vorkommen und Hinweise auf verdichtete Bodenverhältnisse geben können (Frey et al. 2011). Es wurde auch ein enger Zusammenhang zwischen der Diversität und Zusammensetzung von arbuskulären Mykorrhizapilzen (AMF) und der Bodeneigenschaften und der Bewirtschaftungsintensität festgestellt. Veränderungen in der Zusammensetzung von AMF können auch Hinweise auf die Veränderung der Bodenqualität geben (OEL et al. 2010 oder MACEK et al. 2011). Faber et al. (2013) halten fest, dass die Verwendung von Indikatoren, die möglichst eindeutig mit einer Ökosystemleistung oder einer Funktion in Verbindung gebracht werden können, für die Umweltpolitik aussagekräftiger sind als andere. Wissenschaftliche Erkenntnisse, die auf solchen Indikatoren basieren finden zudem eine breitere Akzeptanz.

Philippot et al. (2012) wiesen mit molekularbiologischen Methoden nach, dass der Verlust von mikrobieller Diversität den Stickstoffkreislauf beeinflussen kann. Sie konnten so mit ihrer Arbeit Argumente gegen die These der funktionellen Redundanz mikrobieller Gemeinschaften liefern. Fierer et al. (2013) stellten weiter fest, dass Ökosysteme mit einer grösseren Diversität Veränderungen besser abfedern können und dabei die Produktivität eher aufrecht erhalten werden kann. Solche auf die Bodenbiodiversität hin ausgerichtete Untersuchungen sind auch im Hinblick auf die Strategie Biodiversität Schweiz (SBS) notwendig und gefordert. Ist doch ein in der SBS formuliertes strategisches Ziel, dass „Die Überwachung der Veränderungen von Ökosystemen, Arten und der genetischen Vielfalt bis 2020 sichergestellt ist“ (BAFU, 2012). Um Veränderungen der Bodenbiodiversität feststellen zu können, braucht es heute Messungen, die in der Zukunft als sogenannte baseline-Werte dienen können (Gardi et al. 2013).

6. Literatur

- AMMANN, S., 2010: Bodenbiologische Dauerbeobachtung: Anforderungen an die Messqualität. Bulletin BGS 30: 57-62.
- Arbeitsgruppe Vollzug Bodenbiologie VBB/BSA, 2009: Arbeitshilfe zur Anwendung und Interpretation bodenbiologischer Parameter. Frick.
- BAFU, 2012: Strategie Biodiversität Schweiz. In Erfüllung der Massnahme 69 (Ziel 13, Art. 14,

- Abschnitt 5) der Legislaturplanung 2007 – 2011: Ausarbeitung einer Strategie zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität.
- BRU, D.; RAMETTE, A.; SABY, N.P.A.; DEQUIEDT, S.; RANJARD, L.; JOLIVET, C.; ARROUAYS, D. und PHILIPPOT, L., 2011: Determinants of the distribution of nitrogen-cycling microbial communities at the landscape scale. *The ISME Journal* 5: 532-542.
- DELLA PERUTA, R.; KELLER, A.; SCHWAB, P. und SCHULIN, R., 2013: Repeated soil sampling combined with biophysical modelling to assess long-term changes of phosphorus in Swiss grassland soils. *Eur. J. Soil Sci.* (submitted).
- DEQUIEDT, S.; SABY, N.P.A.; LELIEVRE, M.; JOLIVET, C.; THIOULOUSE, J.; TOUTAIN, B.; ARROUAYS, D.; BISPO, A.; LEMANCEAU, R. und RANJARD, L., 2011: Biogeographical patterns of soil molecular microbial biomass as influenced by soil characteristics and management. *Global Ecol. Biogeogr.* 20: 641-652.
- FABER, J.H.; CREAMER, R.E.; MULDER, CH.; RÖMBKE, J.; RUTGERS, M.; SOUSA, J.P.; STONE, D. und GRIFFITHS, B.S., 2013: The practicalities and pitfalls of establishing a policy-relevant and cost-effective soil biological monitoring scheme. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 9(2): 276-284.
- FIERER, N., LADAU, J., CLEMENTE, J.C., LEFF, J.W., OWENS, S.M., POLLARD, K.S., KNIGHT, R. GILBERT, J.A. und MCCULLEY, R.L., 2013: Reconstructing the Microbial Diversity and Function of Pre-Agricultural Tallgrass Prairie Soils in the United States. *Science* 342: 621–624.
- FAL, FAW, RAC, 1998: Schweizerische Referenzmethoden der Eidgenössischen landwirtschaftlichen Forschungsanstalten, Band 2, Bodenuntersuchung zur Standortcharakterisierung.
- FAO, 2012: Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/ag/agl/agll/soilbiod/soilbtxt.stm#agr;8.2.2012>
- FREY, B.; STEMMER, M.; WIDMER, F.; LUSTER, J. und SPERISEN, C., 2006: Microbial characterization of a heavy metal-contaminated soil in a model forest ecosystem. *Soil Biol. Biochem.* 38: 1745-1756.
- FREY, B.; NIKLAUS, P.A.; KREMER, J.; LÜSCHER, P. und ZIMMERMANN, S., 2011: Heavy-machinery traffic impacts methane emissions as well as methanogen abundance and community structure in oxic forest soils. *Appl. Environ. Microbiol.* 77: 6060-6068.
- GARDI, C.; JEFFERY, S. und SALTELLI, A., 2013: An estimate of potential threats levels to soil biodiversity in EU. *Glob. Change Biol.* 19: 1538 – 1548.
- GRIFFITHS, R.I.; THOMSON, B.C.; JAMES, PH.; BELL, TH.; BAILEY, M. und WHITELEY, A.S., 2011: The bacterial biogeography of British soils. *Environ. Microbiol.* 13(6): 1642-1654.
- GUBLER, A.; SCHWAB, P.; WÄCHTER, D.; KELLER, A. und MEULI, R.G., in Vorbereitung: Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985-2009.
- HARTMANN, M.; FREY, B.; KÖLLIKER, R. und WIDMER, F., 2005: Semi-automated genetic analyses of soil microbial communities: comparison of T-RFLP and RISA based on descriptive and discriminative statistical approaches. *J. Microbiol. Methods* 61: 349-360.
- HARTMANN, M.; FLIESSBACH, A.; OBERHOLZER, H.R. und WIDMER, F., 2006: Ranking the magnitude of crop and farming system effects on soil microbial biomass and genetic structure of bacterial communities. *FEMS Microbiol. Ecol.* 57: 378-388.
- HARTMANN, M.; NIKLAUS, PA.; ZIMMERMANN, S.; SCHMUTZ, S.; KREMER, J.; ABARENKOV, K.; LÜSCHER, P., WIDMER, F.; und FREY, B., 2013: Resistance and resilience of the forest soil microbiome to logging-associated compaction. *The ISME Journal* 8: 226 - 244.
- KELLER, A.; ROSSIER, N. und DESAULES, A., 2005: Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftspartellen der Nationalen Bodenbeobachtung. Schriftenreihe der FAL Nr. 54. Agroscope FAL Reckenholz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich. 56 pp.
- KIBBLEWHITE, M.G.; JONES, R.J.A.; BARITZ, R.; HUBER, S.; ARROUAYS, D.; MICHELI, E. und STEPHENS, M., 2008: ENVASSO Final Report Part I: Scientific and Technical Activities. ENVASSO Project (Contract 022713) coordinated by Cranfield University, UK, for Scientific Support to Policy European Commission 6th Framework Research Programme.
- LISCHER, P.; DAHINDEN, R. und DESAULES, A., 2001: Quantifying uncertainty of the reference sampling procedure used at Dornach under different soil conditions. *Sci. Total Environ.* 264: 119-126.
- MACEK, I.; DUMBRELL, A.L.; NELSON, M.; FITTER, A.H.; VODNIK, D. UND HELGASON, T., 2011: Local adaptation to soil hypoxia determines the structure of an arbuscular mycorrhizal fungal community in roots. *Appl. Environ. Microb.* 77(14): 4770-4777.
- MARTIN-LAURENT, F.; PHILIPPOT, L.; HALLET, S.; CHAUSSOD, R.; GERMON, J.C.; SOULAS, G. und CATROUX, G., 2001: DNA extraction from soils: old bias for new microbial diversity analysis methods. *Appl. Environ. Microb.* 67: 2354-2359.
- MEULI R.G., SCHWAB P., WÄCHTER D., AMMANN S., 2014: Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO). Zustand und Entwicklung 1985–2004. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 94 S.
- OBERHOLZER, H.R.; SCHEID, S.; BONVICINI, A.; MÜLLER, S.; BRUNNER, H. und SCHWAB, P., 2007: Bodenmikrobiologische Kennwerte im NABO-Referenzmessnetz. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART. Zürich.

- OECD, 2002: Organization for Economic Co-Operation and Development. Report on the OECD expert meeting on agrobiodiversity indicators. November 2001: Summary and recommendations. OECD Joint Working Party on Agriculture and Environment COM/AGR/CA/ENV/EPOC (2002) 35. Paris: OECD.
- OEHL, F.; LACZKO, E.; BOGENRIEDER, A., STAHR, K.; BOESCH, R.; VAN DER HEIJDEN, M.; und SIEVERDING, E., 2010: Soil type and land use intensity determine the composition of arbuscular mycorrhizal fungal communities. *Soil Biol. Biochem.* 42: 724-738.
- PEACOCK, A.D.; MULLEN, M.D.; RINGELBERG, D.B.; TYLER, D.D.; HEDRICK, D.B.; GALE, P.M. und WHITE, D.C., 2001: Soil microbial community responses to dairy manure or ammonium nitrate applications. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1011-1019.
- PETRIC, I.; PHILIPPOT, L. und ABBATE, C. ET AL., 2011: Inter-laboratory evaluation of the ISO standard 11063 "Soil quality – Method to directly extract DNA from soil samples". *J. Microbiol. Methods* 84: 454-460.
- PHILIPPOT, L.; RITZ, K.; PANDARD, P.; HALLIN, S. und MARTIN-LAURENT, F., 2012: Standardisation of methods in soil microbiology: Progress and challenges. *FEMS Microbiol. Ecol.* 82: 1-10.
- RITZ, K.; MCNICOL, J.W.; NUNAN, N.; GRAYSTON, S.; MILLARD, P. und ATKINSON, D. ET AL., 2004: Spatial structure in soil chemical and microbiological properties in an upland grassland. *FEMS Microbiol. Ecol.* 49: 191-205.
- RITZ, K.; BLACK, H.I.J.; CAMPBELL, C.D.; HARRIS, J.A. und WOOD, C., 2009: Selecting biological indicators for monitoring soils: A framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development. *Ecol. Indicat.* 9: 1212-1221.
- RUTGERS, M.; SCHOUTEN, A.J.; BLOEM, J.; VAN EERKEREN, N.; DE GOEDE, R.G.M.; JAGERS, G.A.J.M.; AKKERHUIS, O.P.; VAN DER WAL, A.; MULDER, C.; BRUSSAARD, L. und BREURE, M., 2009: Biological measurements in a nationwide soil monitoring network. *Eur. J. Soil Sci.* 60: 820-832.
- SCHWAB, P.; WEISSKOPF, P.; OBERHOLZER, H.R.; SCHEID, S. und BERLI, M., 2006: Langzeitbeobachtung von physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften. Pilotprojekt LAZBO. Teil 4: Folgerungen, Empfehlungen und Ausblick für die Langzeitbeobachtung. Agroscope FAL Reckenholz. Zürich.
- TERRAT, S.; CHRISTEN, R.; DEQUIEDT, S.; LELIEVRE, M.; NOWAK, V.; REGNIER, T.; BACHAR, D.; PLASSART, P.; WINCKER, P.; JOLIVET, C.; BISPO, A.; LEMANCEAU, P.; MARON, P.A.; MOUGEL, C. und RANJARD, L., 2012: Molecular biomass and MetaTaxogenomic assessment of soil microbial communities as influenced by soil DNA extraction procedure. *Microb. Biotech.* 5(1): 135-141.
- THOMSEN, M.; FABER, J.H. und SORENSEN, P.B., 2012: Soil ecosystem health and services - Evaluation of ecological indicators susceptible to chemical stressors. *Ecol. Indicat.* 16: 67-75.
- TURBÉ, A.; DE TONI, A.; BENITO, P.; LAVELLE, P.; LAVELLE, P.; RUIZ, N.; VAN DER PUTTEN, W.H.; LABOUZE, E. und MUDGAL, S., 2010: Soil biodiversity: Functions, threats and tools for policy makers. Bio Intelligence Service, IRD, and NIOO, Report for European Commission (DG Environment).
- USG, 1983: Bundesgesetz über den Umweltschutz vom 7. Oktober 1983. SR 814.01.
- VBB, BSA, 2009: Arbeitsgruppe Vollzug Bodenbiologie VBB. Arbeitshilfe zur Anwendung und Interpretation bodenbiologischer Parameter. Frick.
- VBBö, 1998: Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBö) vom 1. Juli 1998. SR 814.12.
- WAGNER, G.; DESAULES, A.; MUNTAU, H.; THEOCHAROPOULOS, S. und QUEVAUVILLER, PH., 2001: Harmonization and quality assurance in pre-analytical steps of soil contamination studies - conclusions and recommendations of the CEEM Soil project. *Sci. Total Environ.* 264: 103-117.
- WALDNER, P.; MEULI, R.; WALTHERT, L.; THIMONIER, A.; GRAF PANNATIER, E. und HAGEDORN, F., 2010: Veränderung des C/N-, des 15N/14N- und des 13C/12C-Verhältnisses auf NABO Flächen nahe der LWF-Standorte. WSL und Agroscope ART Reckenholz. Birmensdorf und Zürich.
- WIDMER, F.; RASCHE, F.; HARTMANN, M. und FLIESSBACH, A., 2006: Community structures and substrate utilization of bacteria in soils from organic and conventional farming systems of the DOK long-term field experiment. *Appl. Soil Ecol.* 33: 294-307.

Bodenfunktionsbewertung: die Rolle des Bodens anderen Fachdisziplinen kommunizieren

L. Greiner¹, A. Keller¹, A. Papritz², S. Zimmermann³

¹ Agroscope, Nationale Bodenbeobachtung

² ETH Zürich, Institut für Terrestrische Ökosysteme, Bodenphysik

³ WSL, GIS/Bodenökologie

Zusammenfassung

Der Boden erfüllt verschiedene wichtige Funktionen für Mensch und Umwelt, wie beispielsweise Produktions-, Lebensraum- oder Regulierungsfunktion. Mit Ausnahme der Produktionsfunktion werden Bodenfunktionen aber bisher in der Raumplanung nicht berücksichtigt. Die Bewertung von Bodenfunktionen und die daraus resultierenden Bodenfunktionskarten sind vielversprechende Instrumente für die Kommunikation der Werte des Bodens an die Raumplanung.

Vor diesem Hintergrund wurde eine Literaturstudie zu bestehenden i) Bodenfunktionskonzepten und ii) in- und ausländischen Bewertungsmethoden von Bodenfunktionen durchgeführt. Der vorliegende Beitrag fasst kurz einige wichtige Aspekte dazu zusammen.

i) Die Bewertung kann mit statischem, semi-dynamischen oder dynamischem Fokus auf die zu bewertende Bodenfunktion erfolgen, wobei der statische Fokus mit der Bewertung des generellen Leistungsvermögens eines Bodens unabhängig von der Nutzung am besten für die Kommunikation mit der Raumplanung erachtet werden.

ii) Es wurden über dreissig Bewertungsmethoden für die Produktions-, Regulierungs- und Lebensraumfunktion gesichtet. Für die Anwendung ausländischer Bewertungsmethoden auf Schweizer Verhältnisse wurde zusammengefasst, welche Bodenbasisdaten, Standortdaten und Pedotransferfunktionen zur Ableitung von sekundären Bodenkenngrössen erforderlich sind. Im Gegensatz zum Ausland fehlen in der Schweiz nationale Pedotransferfunktionen weitgehend.

Abstract

Soil performs several important functions for humans and the environment, such as production, habitat or regulatory function. So far, only the production function is taken into account in spatial planning. The evaluation of soil functions and the resulting soil function maps are promising tools to communicate values of soil to spatial planners.

In view of the above, a literature study on existing i) soil function concepts and ii) soil function assessment methods was performed. This article summarizes some important aspects.

i) The soil function assessment can be done with static, semi-dynamic or dynamic focus on the soil function. Static focus is considered most suited for the purpose of communication soil values to spatial planning.

ii) Over thirty assessment methods for production, regulation and habitat functions were looked at. We summarized which soil characteristics, location data and pedotransfer functions for the derivation of secondary soil characteristics would be required. Unlike in other countries, national pedotransfer functions are largely missing in Switzerland.

Keywords: soil functions, spatial planning, soil function assessment, soil information, communication,

1. Einleitung

Böden sind und funktionieren vielschichtig. Ihre ökologische und gesellschaftliche Bedeutung ist daher für die breite Bevölkerung nicht einfach zugänglich und ersichtlich. Insbesondere die Rolle des Bodens als zentrale Schnittstelle im Ökosystem und die Wechselwirkungen zwischen Boden, Klima, Biosphäre sowie Hydrosphäre werden oft nicht wahrgenommen. Akteure, welche raumplanerische Entscheide oder konkrete Landnutzungsentscheide treffen, sind in der Regel kaum mit dem Thema Bodenqualität und den Dienstleistun-

gen des Bodens vertraut. Dies ist einer der Gründe, weshalb selbst die besten Böden nicht von Einzonzung (und Überbauung) verschont wurden. Nur in wenigen Kantonen sind flächenhafte Bodeninformationen in geeigneter Form für Raumplaner vorhanden und verfügbar.

In der Synthese des NFP22 Boden konstatierten Häberli et al. (1991), dass „...der Boden unter anderem dann haushälterisch genutzt wird, wenn seinen verschiedenen Funktionen Rechnung getragen wird“. In der aktuellen politischen Diskussion im Zuge der Revision des Raumplanungsgesetzes (RPG) wird deutlich, dass die Bodenfunkti-

onen und Dienstleistungen des Bodens nur am Rande wahrgenommen werden. Wenn der Boden berücksichtigt wird, dann vor allem hinsichtlich der Produktionsfunktion und im Kontext der Fruchtfolgeflächen. Zur Ausscheidung von Fruchtfolgeflächen werden beispielsweise im Kanton Luzern und im Kanton Zürich die Nutzungseignungsklassen aus der Bodenkartierung verwendet. (LU 2013, ZH 2013) Andere Bodenfunktionen wie die Filter-, Puffer- und Abbaufunktion, die Funktion des Bodens im Wasser- und Stoffhaushalt oder die Lebensraumfunktionen werden hingegen in der Abwägung von raumplanerischen Nutzungskonflikten bisher nicht berücksichtigt, selbst dann nicht, wenn flächendeckend detaillierte Bodenkarten vorliegen.

Es drängt sich damit die Frage auf, wie die Kommunikation zwischen der Bodenwissenschaft und anderen Fachdisziplinen verbessert werden kann und mit welchem Detaillierungsgrad und in welcher Fachsprache die Kommunikation bestmöglich funktionieren könnte. Diese Problematik ist nicht neu und wurde auch im Ausland bereits oft diskutiert. Für BOUMA et al. 2012 sind zwei Aspekte zentral: (i) Bewusstsein über die Wichtigkeit des Bodens und (ii) Wissen über den Zustand des Bodens. Mit der Generierung von Bodenkarten wird vor allem der zweite Aspekt abgedeckt, Informationen über die Wichtigkeit von Böden aus Bodenkarten herauszulesen erfordert hingegen pedologisches Spezialwissen. Überdies wurden bisher in der Öffentlichkeit vor allem Bodengefahren kommuniziert (BOUMA 2009). Dies ist in der Schweiz u.a. auch auf die Gesetzgebung (VSBO 1986 und VBBo 1998) zurückzuführen, die vor allem auf Bodengefahren wie chemische Bodenbelastungen, Bodenverdichtung und Erosion fokussiert. In den Medien werden so primär Aktivitäten wahrgenommen, die sich aus Verpflichtungen der VBBo ergeben. Über den Boden wird damit eher als Problemfall denn als wertvolle Ressource berichtet.

Der Ansatz zur Bewertung der Bodenfruchtbarkeit anhand von Bodenfunktionen — in der Begleitung zur Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit noch als vorsorgender Bodenschutzes propagiert (FAC & BUWAL 1991) — hat hingegen kaum Eingang in die schweizerische Bodenschutzpraxis gefunden. In den zahlreichen Strategien des Bundes der letzten Jahre — beispielsweise zur Anpassung an Klimaveränderung, Landwirtschaft 2025, Naturgefahren, Biodiversität, Kulturlandschutz, Schutz der natürlichen Ressourcen — und auch in anderen umweltpolitischen Dossiers finden der Boden und seine Funktionen kaum oder gar keine Beachtung. Vor diesem Hintergrund vertritt dieser Artikel die These, dass eine vereinfachte „Sprache“ nötig ist, um die Kommunikation zwischen Erzeugern von flächenhaften Bodeninformationen und Bodenwissenschaftlern einerseits und den vielen potentiellen Anwendern von Bodeninformationen andererseits zu verbessern und damit das Bewusstsein

über den Wert und die Wichtigkeit des Bodens in verschiedensten Fachdisziplinen zu stärken. Die Systematik der Bodenfunktionen und deren Bewertung stellt eine Möglichkeit dar, um eine vereinfachte aber systematische Sprache zwischen Fachdisziplinen zu etablieren. Ein Bodenfunktionskonzept eröffnet die Möglichkeit, den Wert des Bodens und seiner Dienstleistungen mitzuteilen (KNOLL et al 2010). So werden in Deutschland und zunehmend auch in Österreich Bodenfunktionskarten auf Basis von Bodenkarten erstellt, welche vereinfacht darstellen wo der Boden welche Funktionen wie gut erfüllt. Dieses transformierte bodenkundliche Wissen wird für die Raumplanung und andere Fachdisziplinen bereitgestellt. In einigen deutschen Bundesländern fließen Bodenfunktionskarten in Planungs- und Landnutzungsentscheidungen mit ein (siehe unten). Gerade in Planungsverfahren entscheidet sich, ob und wie stark künftig Bodenfunktionen beeinträchtigt werden (LABO 2003). Mit Bodenfunktionskarten kann Politikern und Planern eine Entscheidungsgrundlage zur Verfügung gestellt werden, die ein bodenkundlich informiertes Abwägen zwischen konkurrierenden Nutzungen ermöglicht (BAYERN 2003). Das Konzept „Bodenfunktion“ hat zudem den grossen Vorteil der Transparenz und der Nachvollziehbarkeit (BOUMA 2009). Um zu prüfen, inwiefern dieser Ansatz auf die Schweiz übertragen werden kann, wurde eine Literaturstudie über bestehende Bewertungsmethoden von Bodenfunktionen im In- und Ausland durchgeführt. Im Folgenden werden einige zentrale Aspekte dieser Studie kurz vorgestellt.

2. Definition von Bodenfunktionen und Bodenfunktionsbewertung

International existiert eine Vielzahl von Definitionen für Bodenfunktionen. Die thematische Bodenstrategie der EU und das Deutsche Bundesbodenschutzgesetz definieren Bodenfunktion implizit als Aufgabe, die der Boden erfüllt, und nennen anschliessend diese Aufgaben. Eine der am häufigsten zitierten Definition ist diejenige des Ad Hoc Committee on Soil Quality der Soil Science Society of America: "as the capacity of a specific kind of soil to function, within natural or managed ecosystem boundaries, to sustain plant and animal productivity, maintain or enhance water and air quality, and support human health and habitation" (KARLEN et al. 1997). Diese Definition führt aber zu Unklarheiten indem sie eine *Bodenfunktion* als "Vermögen" ("capacity") bezeichnet. Erst das Mass, in welchem ein Boden eine Funktion erfüllt, kann als "capacity" bezeichnet werden. Eine Funktion an sich kann keine "capacity" haben. Eine „Bodenfunktion“ wird hier als Aufgabe verstanden, die der Boden erfüllt oder erfüllen kann. Das Resultat der Bewertung, wie gut der Boden eine oder alle Funktionen erfüllt, wird in der Litera-

tur als Leistungsvermögen, Leistungsfähigkeit des Bodens, als Bodenqualität oder Bodengesundheit („soil health“) bezeichnet. Oft wird im Zusammenhang mit Bodenfunktionen auch der Begriff der Bodenfruchtbarkeit verwendet.

Die Fähigkeit eines Bodens eine Funktion zu erfüllen, kann statisch, semi-dynamisch oder dynamisch bewertet werden (Abbildung 1). Beim statischen Bewertungsansatz wird der Zustand des Bodens anhand des generellen Leistungsvermögens des Bodens unabhängig der aktuellen Nutzung bewertet. Bei der dynamischen Bewertung werden auch zeitlich variable Bodenkenngrößen wie Wasserhaushalt, Bodeneigenschaften und Nutzung miteinbezogen wie es bei Boden-Prozessmodellen üblich ist. Semi-dynamische Bewertungsmethoden sind vereinfachte Ansätze, die empirische Annahmen über mögliche zeitliche Veränderung von Bodeneigenschaften aufgrund der Nutzung treffen. Für die Kommunikation mit der Raumplanung gilt aufgrund der bisherigen Erfahrungen in Deutschland eine statische Bewer-

tung der Bodenfunktionen als vielversprechend. Im Folgenden wird daher vor allem auf diesen Bewertungsansatz eingegangen.

Als Beispiel für eine statische Bodenfunktionsbewertung betrachten wir die Regulierungsfunktion, welche mehrere Bodenteilfunktionen wie die Regulierung des Wasserhaushalts, des Nährstoffkreislaufs und die Filter- und Pufferfunktion für Schadstoffe und Säuren umfasst. Die Bodenteilfunktionen gliedern die Bodenfunktionen in thematisch möglichst abgegrenzte Teilbereiche, so dass sie bewertet werden können (LABO 2003). Beispielsweise wird die Bodenteilfunktion „Regulierung des Wasserhaushalts im Methodenkatalog von BAYERN (2003) anhand der Wasserleitfähigkeit und des Wasserspeichervermögens bewertet. Hat der Boden eine hohe Wasserleitfähigkeit und ein hohes Wasserspeichervermögen, und sind zusätzlich gewisse Bedingungen erfüllt (zum Beispiel betreffend Hangneigung und Stauhohizonte), dann hat der Boden einen hohen Funktionserfüllungsgrad bezogen auf diese Teilfunktion. Hinter

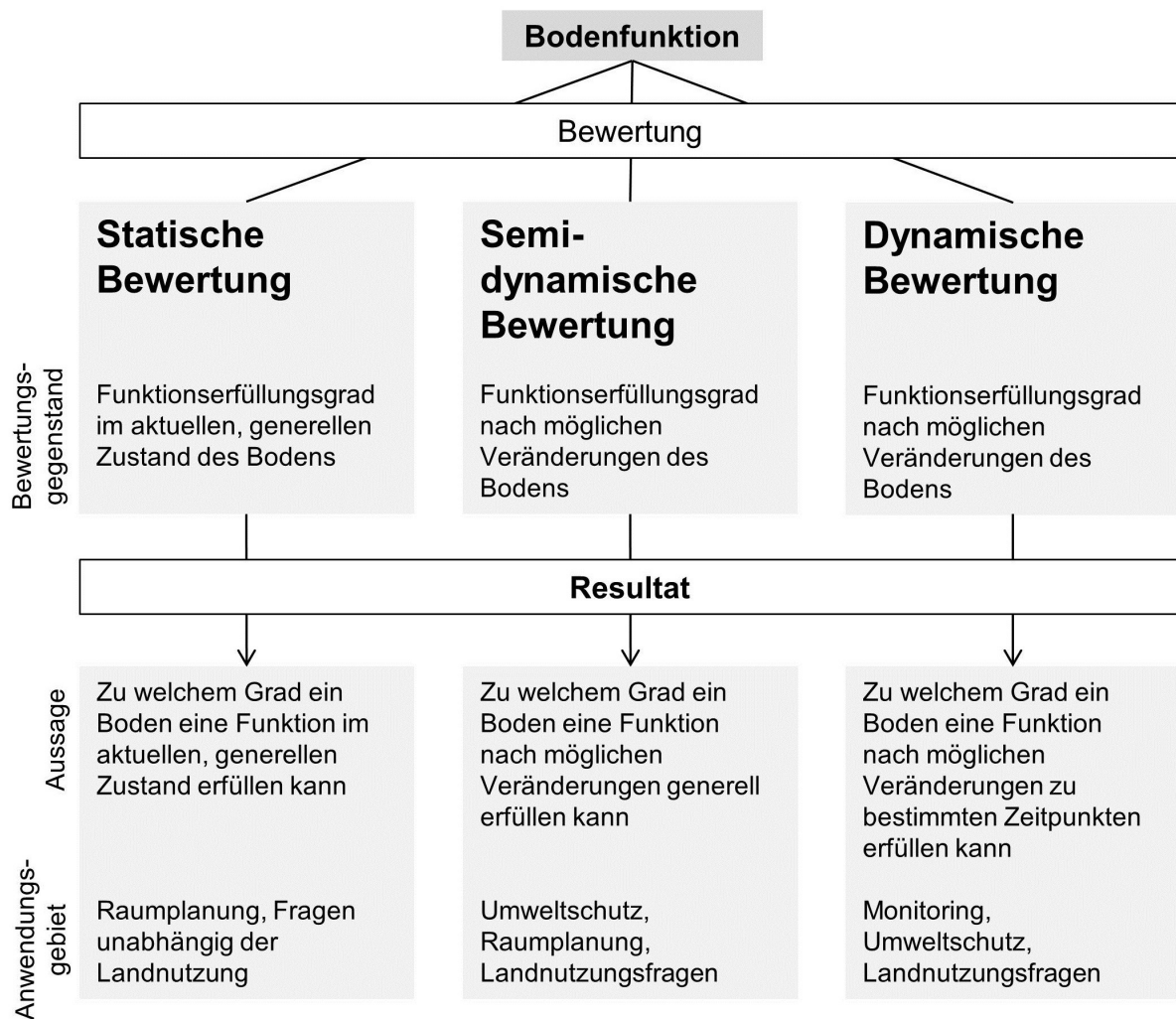


Abbildung. 1: Statische und dynamische Betrachtung von Bodenfunktionen

den Bewertungsmethoden stehen üblicherweise physikalische Grössen, die mit einer Bewertungsskala in eine dimensionslose aber normative Bewertung transferiert werden. So wird in Deutschland oft der Funktionserfüllungsgrad in Klassen von 1 (sehr gering) bis 5 (sehr hoch) angegeben. Entsprechend sind die Bodenfunktionen in Karten abstrahiert und in einer dimensionslosen Form für andere Fachdisziplinen dargestellt, können aber bei Bedarf auch mit quantitativen Daten hinterlegt werden.

3. Bodenfunktionen in der Schweiz

Nach dem gegenwärtigen Stand der Bodenstrategie des Bundes wird eine Systematik von sechs Bodenfunktionen vorgeschlagen: die Produktionsfunktion, Regulierungsfunktion, Lebensraumfunktion, Trägerfunktion, Rohstofffunktion und Archivfunktion (BAFU 2011). In ökologischer Hinsicht sind vor allem die ersten drei relevant. Indirekt werden diese auch in der Schweizer Gesetzgebung angesprochen (HEPPERLE und STOLL 2006; BUWAL 2001). Da die Bodenkartierung in der Deutschschweiz historisch vor allem vor dem Hintergrund landwirtschaftlicher Fragestellungen durchgeführt wurde, wird mit der Klassifikation der Böden nach landwirtschaftlicher Nutzungseignung (FAL 1997) und der Nutzung für Graslandssysteme (ZH 2004) die Produktionsfunktion berücksichtigt. In der Romandie wurde oft nach dem „Référentiel Pédologique Français“ kartiert, welches keine direkten interpretierten Kenngrössen zur Produktionsfunktion enthält. Ferner bestehen hinsichtlich der Regulierungsfunktion von Waldböden Bewertungsmethoden (WALTHERT et al. 2004), wobei vor allem die Pufferfunktion eine relevante Bodenteilfunktion ist (BLASER et al. 2008). Weiter wurden Methoden zur Beurteilung der Filterfunktion des Bodens gegenüber Schwermetallen angewendet (KELLER und DESAULES 2001). Auf kantonaler Ebene wird neben den Bodengefahren auch teilweise den Bodenfunktionen Rechnung getragen. Bei 12 kantonalen Bodenschutzfachstellen wird der Schutz von Bodenfunktionen explizit auf der Internetseite erwähnt, und bei einigen Kantonen sind bereits Karten zu spezifischen Bodenfunktionen in einem GIS verfügbar.

4. Bodenfunktionen in Europa

Die **europäische „Soil Thematic Strategy“** rückt Bodenfunktionen ins Zentrum und definiert sieben Bodenfunktionen (Produktion, Regulierung, Biodiversität, Lebensraum für Menschen, Rohstoffquelle, Kohlenstoffspeicher, Archiv, EU 2006a). Die Strategie wurde zwar aufgrund des Vetos einiger Länder nicht verabschiedet, hatte aber dennoch Signalwirkung für viele Länder. Seit 2010 hat es keine Fortschritte in den Verhandlungen mehr

gegeben (EU 2012). Nach gegenwärtigem Stand soll die EU Soil Thematic Strategy überarbeitet werden und die Bodenfunktionen gegenüber den Bodengefahren noch mehr ins Zentrum gerückt werden. In **Deutschland** ist das Bodenfunktionskonzept seit mehr als zwanzig Jahren in Entwicklung. Seit 1998 sind die Bodenfunktionen nach Gesetz zu schützen¹. Deutschland nimmt damit eine Vorreiterrolle bei der Bewertung von Bodenfunktionen für die Raumplanung ein. Es gibt Bewertungsmethoden und –leitfäden verschiedener Bundesländer (z.B. BAYERN 2003, BADEN-WÜRTTEMBERG 2010, Hessen und Rheinland-Pfalz, Hamburg), wobei die Leitfäden von Bayern und Baden-Württemberg am längsten bestehen und bereits überarbeitet wurden. Die deutsche Methoden wurde zudem von der Ad-hoc Arbeitsgruppe Boden evaluiert und auf Grund der Kriterien „Übertragbarkeit“, „Dokumentation“ und „Berücksichtigung wichtiger Einflussgrössen“ beurteilt (AD-HOC AG BODEN 2007). Damit steht in Deutschland ein Katalog von Bewertungsmethoden mit Empfehlungen zu deren Auswahl zur Verfügung. In **Österreich** wurde 2013 eine landesweite Anleitung zur Bewertung von Bodenfunktionen für die Raumplanung verabschiedet (ÖNORM 2013). Diese lehnt sich eng an das deutsche Bewertungskonzept an. HASLMAYR und GERZABEK (2010), welche deutsche Bewertungsmethoden auf zwei österreichische Regionen übertragen, kommen zum Schluss, dass die Übertragung möglich ist, die Übersetzung bodenkundlicher Grössen zwischen den nationalen Klassifikationssystemen aber zu systematischen Fehlern führen kann. Die Bundesländer Salzburg und Oberösterreich haben jeweils einen eigenen Leitfaden zur Bodenfunktionsbewertung erstellt. Oberösterreich stellt Bodenfunktionskarten auf dem Internet zur Verfügung². Mit der Plattform Bodenschutz besteht in Österreich ein länderübergreifendes Gremium zum fachlichen Austausch und zur Harmonisierung von Bewertungsmethoden. In **England** wurde eine Strategie entwickelt, welche den Schutz von Bodenfunktionen im Fokus hat. Bisher sind aber keine konkreten Bewertungsmethoden im Rahmen dieser Strategie entwickelt bzw. empfohlen worden. In den **Niederlanden** fokussiert die nationale Gesetzgebung auf der Bodenqualität. Die Bodenfunktionen werden hierbei den Bodennutzungen gleichgesetzt. Dementsprechend sind keine Methoden zur Bodenfunktionsbewertung entwickelt worden. **Frankreich** beschäftigt sich in einem Projekt des Umweltministeriums mit Bodenfunktionen (Projekt „GESSOL“), stellt bis jetzt aber keine entsprechende Strategie und keine konkreten Methoden zur Verfügung. Des Weiteren ist das Thema Bodenfunktionen im Kontext der Bewertung der Ökosystemleistungen (DOMINATI et al. 2010) und der digitalen Bodenkartierung (CARRE et al. 2007) zu sehen. Hier

¹ Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG), § 1 und 2

² http://www.land-oberoesterreich.gv.at/cps/rde/xchg/ooe/hs.xsl/106895_DEU_HTML.htm

bestehen ebenfalls Ansätze die Dienstleistungen des Bodens zu quantifizieren und zu bewerten.

5. Bewertungsmethoden und benötigte Bodendaten

Im Rahmen der Literaturstudie wurden bisher über dreissig Bewertungsmethoden für die Produktions-, Regulierungs- und Lebensraumfunktion gesichtet. Für eine Anwendung in der Schweiz interessiert vor allem, welche Bodenbasisdaten, Standortdaten und Pedotransferfunktionen zur Ableitung von sekundären Bodenkenngrossen diese Bewertungsmethoden erfordern. Die mit Abstand häufigsten Bodenbasisdaten sind der Tongehalt (oder Texturklassen), Humusgehalt und pH. Im Weiteren werden oft Angaben über hydromorphologische Merkmale (Stau- und Grundnässe), Skelettgehalt und Angaben zur Bodenstruktur benötigt. In Deutschland werden weiter oft Trockenrohdichte, nutzbare Feldkapazität und Wasserleitfähigkeit verwendet, welche nicht direkt im Feld erhoben werden, sondern aus Tabellen der Kartieranleitung (KA5) (AD-HOC AG BODEN 2005) herausgelesen werden müssen. Solche nationalen Pedotransferfunktionen fehlen in der Schweiz weitgehend. Inwieweit jene der KA5 auch in der Schweiz angewendet werden können, muss anhand von Fallstudien überprüft werden.

6. Fazit und Ausblick

Mittels der Bodenfunktionskarten werden die Werte des Bodens vereinfacht räumlich dargestellt. Bodenfunktionsbewertung ermöglicht eine vereinfachte Sprache zwischen Fachdisziplinen und erlaubt die Wichtigkeit des Bodens dem breiten Spektrum der Nutzer von Bodeninformationen zu kommunizieren. Insbesondere stellen Bodenfunktionskarten ein geeignetes Instrument dar, um den qualitativen und quantitativen Bodenschutz integral in raumplanerische Entscheidungen einfließen zu lassen. Zu diesem Zweck sind statische Bewertungsmethoden basierend auf Bodeneigenschaften, überlagert mit einer ordinalen Bewertungsskala geeignet. In einer Literaturstudie wurden über 30 Bewertungsmethoden für Bodenfunktionen gesichtet, und die hierzu erforderlichen Bodenbasisdaten zusammengefasst. Die Bewertungsmethoden und ausländischen Pedotransferfunktionen können jedoch nicht ohne weiteres auf Schweizer Verhältnisse übertragen werden. Im Rahmen des NFP68 Projekts „PMSoil: Predictive mapping of soil properties for the evaluation of soil functions at regional scale“ soll deshalb für zwei Fallstudiengebiete die Übertragbarkeit von Pedotransferfunktionen und Bodenfunktionsbewertungsmethoden getestet und methodische Grundlagen für die Erstellung von Bodenfunktionskarten erarbeitet werden.

7. Literaturverzeichnis

- AD-HOC AG BODEN, 2007: Methodenkatalog zur Bewertung natürlicher Bodenfunktionen, der Archivfunktion des Bodens, der Nutzungsfunktion "Rohstofflagerstätte" nach BBodSchG sowie der Empfindlichkeit des Bodens gegenüber Erosion und Verdichtung. Ad-hoc-AG Boden des Bund/Länder-Ausschusses Bodenforschung (BLA-GEO). 2. Auflage. 80 S.
- AD-HOC AG BODEN, 2005: Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Auflage. Hannover. 438 S.
- BADEN-WÜRTTEMBERG, 2010: Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (LUBW), Karlsruhe. 32 S.
- BAFU, 2011: Integrale Bodenpolitik: Boden brauchen wir alle. Aufgerufen am 06.03.2014. http://www.bafu.admin.ch/dokumentation/umwelt/11785/11797/index.html?lang=de&print_style=yes Bundesamt für Umwelt.
- BAYERN, 2003: Das Schutzgut Boden in der Planung. Bewertung natürlicher Bodenfunktionen und Umsetzung in Planungs- und Genehmigungsverfahren. Bayerisches Geologisches Landesamt und Bayerisches Landesamt für Umweltschutz. München und Augsburg. 62 S.
- BLASER, P., WALTHERT, L., ZIMMERMANN, S., E. GRAF PANNATIER AND J. LUSTER, 2008: Classification schemes for the acidity, base saturation, and acidification status of forest soils in Switzerland. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171, 163-170.
- BOUMA, J., BROLL, G., CRANE, T.A., DEWITTE, O., GARDI, C., R. SCHULTE AND W. TOWERS, 2012: Soil information in support of policy making and awareness raising. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4, 552-558.
- BOUMA, J. 2009: Soils are back on the global agenda: Now what? *Geoderma* 150, 224-225.
- BUWAL, 2001: Erläuterungen zur Verordnung vom 1. Juli 1998 über Belastungen des Bodens (VBBo). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- CARRE, F., MCBRATNEY, A. B., MAYR, T. und L. Montanarella, 2007: Digital soil assessments: Beyond DSM. *Geoderma*, 142, 69-79.
- DOMINATI, E., PATTERSON, M. und A. MACKAY, 2010: A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69, 1858-1868.
- EU, 2006: Thematic Strategy for Soil Protection (COM 2006, 231 final).
- EU, 2006a: Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC (COM 2006, 232 final).
- EU, 2012: Die Umsetzung der Thematischen Strategie für den Bodenschutz und laufende Maß-

- nahmen (COM 2012, 46 final).
- FAC, BUWAL, 1991: Wegleitung zur Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit.
- FAL, 1997: Kartieren und Beurteilen von Landwirtschaftsböden. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau.
- HÄBERLI, R., LÜSCHER, C., B. PRAPLAN CHASTONAY UND C. WYSS, 1991: Bodenkultur. Vorschläge für eine haushälterische Nutzung des Bodens in der Schweiz. Schlussbericht des Nationalen Forschungsprogramms (NFP) 22 „Nutzung des Bodens in der Schweiz“. Verlag der Fachvereine, Zürich, 192 S.
- HASLMAYR, H.-P. M. H. und GERZABEK, 2010: Bewertung der Bodenfunktionen landwirtschaftlicher Böden auf Basis der österreichischen Datengrundlagen. Die Bodenkultur, 61, 2 19-34.
- HEPPERLE, E. und T. STOLL, 2006: Ressourcenplan Boden. Ein Konzept zum planerisch-nachhaltigen Umgang mit Bodenqualität. Bundesamt für Umwelt. 298 S.
- KARLEN, D. L., MAUSBACH, M. J., DORAN, J. W., CLINE, R. G., HARRIS, R. F. und G. E. SCHUMAN, 1997: Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (Guest Editorial). Soil Science Society of America Journal, 61, 4-10.
- KELLER, T. und A. DESAULES, 2001: Kartierungsgrundlagen zur Bestimmung der Bodenempfindlichkeit gegenüber anorganischen Schadstoffeinträgen in der Schweiz. FAL, Zürich. 81 S.
- KNOLL, A., SUTOR, G., G. HUBER und B. KÜBLER, 2010: „Pilotprojekt Boden“. Bewertung von Bodenfunktionen in Planungsverfahren. Land Oberösterreich, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung Umweltschutz. 83 S.
- LABO, 2003: Zusammenfassung und Strukturierung von relevanten Methoden und Verfahren zur Klassifikation und Bewertung von Bodenfunktionen für Planungs- und Zulassungsverfahren mit dem Ziel der Vergleichbarkeit. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz. 87 S.
- LU, 2013: Konzept Bodenkartierung zur Fruchtfolgeflächenerhebung im Kanton Luzern. Aufgerufen am 06.03.2014: http://www.uwe.lu.ch/konzept_bk_kt_lu.pdf . Umwelt und Energie, Kanton Luzern.
- ÖNORM, 2013: Bodenfunktionsbewertung: Methodische Umsetzung der ÖNORM L 1076. Gemeinsame Arbeitsgruppe des Fachbeirats für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz im Lebensministerium und des Österreichischen Normungsinstituts. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. 112 S.
- WALTHERT, L., ZIMMERMANN, S., BLASER, P., J. LUSTER und P. LÜSCHER, 2004: Waldböden der Schweiz - Band 1. Grundlagen und Region Jura. Hep Verlag, Bern, 768 S.
- ZH, 2013: Fruchtfolgeflächen, Bodenaufwertung und Massnahmenplan Bodenschutz, Haushälterische Bodennutzung. Umweltpraxis, 71, 25-26.
- ZH, 2004: Grundlagenbericht zur Bodenkartierung des Kantons Zürich. Landwirtschaftsareal: Volkswirtschaftsdirektion des Kantons Zürich, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau.

Der Boden in Agroökosystemen

Peter Weisskopf, Urs Zihlmann und Hans-Rudolf Oberholzer
Agroscope, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich

Christian Keimer
Pédologue indépendant, CH-1241 Puplinge

Zusammenfassung

„Den Landwirtschaftsboden“ gibt es nicht – dazu sind die Standort-, Nutzungs- und Bewirtschaftungsbedingungen in der Schweizer Landwirtschaft zu unterschiedlich.

Eine vertiefte Kenntnis der Nutzungsarten und Bewirtschaftungsmassnahmen ist wichtig, um landwirtschaftliche Einflüsse auf die Bodenentwicklung sinnvoll untersuchen, beurteilen und modellieren zu können, da landwirtschaftliche Nutzung und Bewirtschaftung Bodenprozesse und Bodenentwicklung wesentlich beeinflussen. Weil sich die landwirtschaftliche Bewirtschaftung laufend weiterentwickelt, müssen auch die Forschungsansätze entsprechend nachjustiert werden.

Die Untersuchung landwirtschaftlicher Einflüsse erfordert eine bodenkundlich ganzheitliche Betrachtungsweise, weil z.B. Prozesse und Wechselwirkungen im Grenzbereich disziplinärer Betrachtungen für das Systemverhalten sehr wichtig sein können. Wegen der Bedeutung von Standortigenschaften und -zuständen für das Systemverhalten müssen die Forschungsergebnisse auf definierte standörtliche Verhältnisse bezogen und zugeordnet werden.

Landwirtschaftliche Bodenforschung hat oft stark anwendungsorientierte Bezüge. Für das Ausarbeiten von nachhaltigen Bewirtschaftungslösungen, Beurteilungsgrundlagen und Entscheidungshilfsmitteln sind Forschungs- und Entwicklungsanstrengungen nötig, die zu standortbezogenen und umsetzungs-fähigen Lösungen beitragen. Das systematische Aufarbeiten und Bereitstellen von relevanten Bodeninformationen ist dabei von grosser Bedeutung.

Konsequente Monitoring-Aktivitäten sind wichtig für die Überwachung des landwirtschaftlichen Bewirtschaftungserfolges und insbesondere auch für das Erkennen kumulativer Effekte von Bewirtschaftungsmassnahmen auf Böden, insbesondere bei langsam ablaufenden Prozessen.

Abstract: Soils in Agroecosystems

There is no such thing as the typical Swiss agricultural soil – the site-, use- and management-conditions in Swiss agriculture are too diverse. A thorough knowledge of agricultural soil uses and soil management techniques is important in order to analyze, assess and model agricultural effects on soil evolution in a meaningful way, because agricultural soil use and management are considerably interacting with soil processes and soil evolution. Because agricultural management techniques are steadily advancing, the research approaches have to be adjusted accordingly. The investigation of agricultural effects necessitates a holistic pedological approach, because e.g. processes and interactions in the border zones between scientific disciplines may be very important for system behavior of soils. Because of the importance of site properties and site conditions for the outcome of research work the findings have to be related and assigned to defined site situations.

Agricultural soil research has often a considerable application-oriented character. In order to work out sustainable soil management solutions, assessment principles and decision support tools, efforts in research and development are necessary which lead to site specific solutions and can be implemented in practical applications. The systematic processing, harmonizing and making available of relevant soil information is of great importance.

Consequent monitoring activities are important for the supervision of agricultural management success and specifically for the detection of cumulative effects of agricultural management on soils, especially if they are concerning slow pedologic processes.

Keywords: soil use, soil management, soil quality, impacts on soil, site-adapted management, situative decision-making

1. Was ist ein «Landwirtschaftsboden»?

In Diskussionen wird oft von «Landwirtschaftsböden» gesprochen. Allerdings: Wie sieht ein typischer Landwirtschaftsboden aus? Gibt es diesen überhaupt?

Dieser Beitrag will aufzeigen, weshalb es wichtig ist, Eigenschaften von und Prozesse in «Landwirtschaftsböden» sehr differenziert zu betrachten. Insbesondere wird darauf hingewiesen, (i) welche Bewirtschaftungsfaktoren Einfluss auf die Entwicklung von Landwirtschaftsböden nehmen,

- (ii) welche Effekte diese vielfältigen Bewirtschaftungseingriffe auf Bodenqualität und Bodenfunktionen haben können, und schliesslich
- (iii) welche Anforderungen sich daraus für eine nachhaltige, bodenschonende Bewirtschaftung und geeignete Monitoring-Massnahmen ergeben.

Versucht man die Frage nach dem typischen Landwirtschaftsboden nur schon aus standörtlicher Sicht zu beantworten, wird rasch klar, dass es DEN Landwirtschaftsboden nicht geben kann: Die von der Landwirtschaft genutzten und bewirtschafteten Böden sind bezüglich ihres Aufbaues, ihrer Entstehung und ihrer Zusammensetzung sehr unterschiedlich.

- Das Spektrum landwirtschaftlich genutzter Bodentypen reicht von jungen oder flachgründigen Böden (wie Fluvisolen, Regosolen, Rendzinas) über entwickelte, meist tiefgründige Böden (wie Braunerden, Parabraunerden, saure Braunerden) bis hin zu unterschiedlich vernässten Böden (wie Gleyen und Pseudogleyen, Halbmooren, Mooren).
- Die Bandbreite dieser Böden überstreicht unterschiedliche Eigenschaften von der Zusammensetzung der Böden (Feinerdekörnigkeit, Stein-, Humus- und Karbonatgehalt), über das Bodenmilieu (Säuregrad) und die Bodenstruktur (Strukturzustand, Lagerung) bis hin zum Wasserhaushalt (Stauässe, Grund-/Hangnässe, Drainage).

Diese Vielfalt an Boden- und auch Standorteigenschaften (inkl. klimatische und topografische Voraussetzungen) kann nur deshalb landwirtschaftlich genutzt werden, weil die Bodennutzung mit einer Vielzahl unterschiedlicher Nutzungsformen erfolgt (vgl. SCHWEIZERISCHE EIDGENOSSENSCHAFT, 2014). Dazu gehören sehr kurzfristige bis einjährige Kulturen, aber auch langjährige Dauerkulturen. Einjährige Kulturen werden typischerweise bei acker- und gemüsebaulicher Nutzung eingesetzt. Mehrjährige oder Dauerkulturen sind einerseits beim Anbau von Obst-, Beeren-, Kräuter- oder Rebkulturen verbreitet, andererseits werden sie in grossem Stil zur Futtergewinnung für die Tierhaltung genutzt: Dabei werden sowohl temporäre mehrjährige Wiesen („Kunstwiesen“) innerhalb einer Ackerfruchtfolge als auch permanentes Grasland zur Schnittnutzung als Wiese oder zur Beweidung mit Tieren genutzt. Mit diesen Nutzungsformen von Dauerwiesen und -weiden reduziert sich der menschliche Einfluss auf die Böden, indem der Nutzpflanzenbestand nicht mehr direkt durch Saat, Pflanzen, etc. bestimmt wird (und dadurch die Bodenbearbeitung wegfällt), sondern indem vorhandene natürliche Pflanzenbestände nur noch indirekt durch Nutzungsart und -intensität, Düngung und Pflegemassnahmen (z.B. Übersaaten) gelenkt werden. Im Sömmerungsgebiet mit den Alpwiesen und -weiden sind die Standortvoraussetzungen sowohl bodenkundlich als auch klimatisch und topografisch meist derart

schwierig, dass intensive Eingriffe in die natürlichen Pflanzengemeinschaften nicht mehr möglich sind, ohne deren Stabilität zu gefährden; entsprechend müssen sich diese Nutzungsformen stark an die Limitierungen der natürlichen Ökosysteme anpassen. Noch deutlicher wird das pflegende Moment bei der Bewirtschaftung, wo landwirtschaftliche Eingriffe praktisch nur noch zur Erhaltung und Förderung der Ökoelemente selber erfolgen und allenfalls eine Verwertung anfallender Schnittgüter möglich ist.

Die in der Schweiz oft ausgeprägte Vielfalt an Boden- und Standorteigenschaften hat allerdings noch einen völlig anderen Aspekt, der die kleinräumige Heterogenität innerhalb von Bewirtschaftungspartellen betrifft. Weil die einzelne Bewirtschaftungspartelle aus technisch-organisatorischen Gründen einheitlich bewirtschaftet wird, müssen bei der Bewirtschaftung Kompromisse gemacht werden (z.B. bei der Düngung, dem Pflanzenschutz, dem Bodenbearbeitungsverfahren, dem situativen Bearbeiten und Befahren), die u.U. Belastungen des Bodens oder anderer Ökokompartimente (z.B. Gewässer) verursachen können. Hier liesse sich mit technischen Verfahren des Precision Farming und einer stärker risikoorientierten Priorisierung der Nutzungseignung teilweise Abhilfe schaffen.

Allerdings werden sich selbst bei gegebenen Standortvoraussetzungen und gleicher Nutzungsform die Auswirkungen landwirtschaftlicher Bodennutzung auf die Bodenqualität stark unterscheiden, je nach Bewirtschaftungsintensität, Bewirtschaftungstechnik und situativer Umsetzung der Bewirtschaftungsmassnahmen.

Sehr deutlich machen sich unterschiedliche Bewirtschaftungsintensitäten besonders beim Futterbau bemerkbar, wo es neben sehr intensiven, fünf- bis sechsschnittigen auch extensive, ein- bis zweischnittige Nutzungsregime gibt, die sich auch hinsichtlich der Nutzungsart unterscheiden (wie Eingrasen, Silieren, Dürrfutterbereitung). Diese unterschiedlichen Nutzungsregime sind nicht nur mit unterschiedlich intensiven Bodeneingriffen (wie Nährstoffeinsatz oder Befahrungintensität) bei verschiedenen Bodenfeuchtezuständen verbunden, sondern bedingen auch unterschiedliche Pflanzenbestände. Auch bei Weidenutzung („Intensivstandweide“) oder im Ackerbau („Extensioanbau“ von Getreide, Raps, usw.) finden sich Beispiele von Bodennutzungsformen mit sehr unterschiedlichen Einflüssen auf die Bodenqualität.

Wenn auch die Bewirtschaftungsintensität gegeben ist, kann der Boden durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung trotzdem immer noch sehr unterschiedlich beeinflusst werden, weil es auf dieser Stufe darauf ankommt, welche Arbeitsverfahren, Massnahmen, Hilfsstoffe oder Maschinen eingesetzt werden. Typische Beispiele sind die Bodenbearbeitung und das Gülleausbringen. Bei der Bodenbearbeitung ist nicht nur eine Vielzahl

von Geräten mit unterschiedlicher Arbeitsweise verfügbar; diese Geräte können auch sehr unterschiedlich eingesetzt werden: Sie arbeiten in unterschiedlicher Bodentiefe mit unterschiedlicher Eingriffsintensität pro Bodenvolumen (zapfwellengetriebene vs. gezogene Geräte) und pro Bodenfläche (ganzflächig, streifenförmig) oder können gar die Saat ohne vorangehende Bearbeitung des Bodens direkt einbringen. Ausserdem ergeben sich aus der Kombination von Bodenbearbeitung und Saat im Rahmen der Fruchtfolgegestaltung sehr unterschiedliche Möglichkeiten für Bestellsysteme, also der integrierten Nutzung von biologischen und mechanischen Möglichkeiten zur Etablierung von Kulturen. Beim Gülleausbringen können einerseits sehr unterschiedliche Ausbringsysteme eingesetzt werden (Gülleverteilen direkt ab Güllefass oder mit Verschlauchung), diese können andererseits auch sehr unterschiedliche Maschinengrößen und -ausrüstungen (Bereibungen, Reifendruckregelanlagen) umfassen. Wenn schliesslich Nutzungsformen, Bewirtschaftungsintensität und Bewirtschaftungsweise standortgerecht festgelegt wurden, d.h. auf den zu bewirtschaftenden Boden und seinen typischerweise zu erwartenden Zustand abgestimmt worden sind, definiert dies noch immer nicht, wie stark ein Boden durch die so beschriebene landwirtschaftliche Bewirtschaftung tatsächlich beeinflusst wird. Erst die mehr oder weniger situationsgerechte Ausführung der geplanten Massnahmen, das Feinabstimmen der Bewirtschaftung auf den aktuellen Boden- und Kulturzustand sowie auf den Witterungsverlauf, bestimmt definitiv über den Bewirtschaftungseinfluss auf den Boden. An dieser Stelle kommt das bewirtschaftungstechnische Feingefühl und Können des Bauern bzw. der Bäuerin samt Beobachtungsgabe, Beurteilungsvermögen, Erfahrung und Flexibilität bei der Lösungssuche zum Zug. Einerseits geht es beispielsweise darum, Menge, Art, Zeitpunkt und Ausbringungstechnik der Hilfsstoffe festzulegen. Aber auch Auswahl, Ausrüstung und Einstellung von Maschinen und Geräten sowie Art und Zeitpunkt ihres Einsatzes bestimmen wesentlich über ihren Einfluss auf die Bodenqualität.

2. Einflüsse landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf Böden

Am Beispiel der Bodenstruktur-Dynamik während einer Vegetationsdauer lassen sich einige grundlegende Besonderheiten von landwirtschaftlichen Bewirtschaftungseffekten auf Böden erkennen. Typischerweise stellen Böden ein dynamisches System mit je nach Prozess sehr unterschiedlichen Zeitskalen dar. Beim Strukturzustand eines Bodens kann nicht davon ausgegangen werden, dass über die gesamte Vegetationsdauer hinweg derselbe Zustand vorliegt: Einerseits dient ja gerade die Bodenbearbeitung dem Verändern des Bo-

denzustandes. Andererseits wirken sich auch andere Bewirtschaftungsmassnahmen direkt oder indirekt auf den Bodenstrukturzustand aus: Durch das Befahren und teilweise auch durch das Düngen wird die Bodenstruktur direkt verändert, durch Fruchtfolgegestaltung, Düngung und Pflanzenschutz wird sie indirekt über Veränderungen des Pflanzenbestandes (Bodendurchwurzelung, Bodenbedeckung) und der bodenbiologischen Aktivität beeinflusst. Diese direkten und indirekten Bewirtschaftungseinflüsse hängen, wie oben erläutert, nicht nur von beschreibbaren Bewirtschaftungseigenschaften wie Nutzungsform, Bewirtschaftungsintensität und Bewirtschaftungsweise ab, sondern teilweise sehr stark auch von ihrer situativen Umsetzung: Erfolgen beispielsweise Bearbeitungsmassnahmen oder Befahrungen zu Zeitpunkten erhöhter Bodenfeuchte, werden Bodenschäden wahrscheinlicher und grösser sein als bei stärker abgetrocknetem und deshalb tragfähigerem Boden (z.B. WEISSKOPF et al., 2010). Wenn ein Bauer also das Organisationstalent und die Flexibilität hat, ungünstige Bearbeitungstermine zu vermeiden und nur bei günstigeren Bodenverhältnissen zu arbeiten, wird er nicht nur die Bodenqualität verbessern, sondern auch seinen Arbeitsaufwand und die geleistete Arbeitsqualität als Grundlage für die nachfolgende Kultur verbessern. Sind jedoch die Witterungs- und Bodenverhältnisse in kritischen Momenten (v.a. zum Erntezeitpunkt) ungünstig, so wird auch ein sehr geschickter Bauer in eine schwierige Lage kommen; in derartigen Situationen wird sich auszahlen, dass die Investition in eine gute Bodenqualität (mit z.B. ungestörtem Infiltrationsvermögen und erhöhter Stabilität) eine grössere Toleranz gegenüber ungünstigen Witterungssituationen zur Folge hat als dies bei strukturell beeinträchtigten Böden der Fall wäre. Bei der Bodenstrukturentwicklung lässt sich auch gut erkennen, dass bei landwirtschaftlicher Bewirtschaftung Bodeneigenschaften oft nur in sehr eingeschränktem Mass direkt beeinflusst werden können: Viele und teilweise wichtige Bodenprozesse können nur mit Hilfe natürlicher Prozesse im günstigen Sinne beeinflusst werden, und diese natürlichen Prozesse lassen sich nur indirekt steuern (z.B. BRONICK and LAL, 2004; HORN and SMUCKER, 2005). Bei der Bodenstrukturentwicklung betrifft dies zwei Aspekte: Der Strukturaufbau lässt sich mit der Bodenbearbeitung zwar direkt beeinflussen, allerdings nur im Makrobereich – die Bodenstruktur im Feinbereich erfordert zwingend Aktivitäten von Pflanzenwurzeln und Bodenorganismen und das geschickte Ausnutzen von Witterungseinflüssen wie Trockenheit und Frost. Noch extremer verhält es sich mit der Strukturstabilität: Sowohl innerhalb wie auch zwischen den Aggregaten kann einzig mit dem Einsatz von kalkhaltigen und organischen Düngemitteln direkt verbessernd eingegriffen werden – ansonsten sind auch hier nur aktive Pflanzenwurzeln und Bodenorganismen in der Lage, in einem

Tabelle 1: Typische landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmassnahmen und deren Einflüsse auf intensiver bewirtschafteten Böden mit Grasland oder Acker- bzw. Spezialkulturen

Landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmassnahme	Einfluss auf Bodenqualität
auf intensiver bewirtschafteten Böden mit Grasland oder Acker- bzw. Spezialkulturen	
Ausbringen von Nährstoffen in mineralischer bzw. organischer Form	+ ausgeglichenes Nährstoffangebot → hohe Aktivität der Bodenorganismen und der Pflanzenwurzeln - zu geringes, einseitiges oder übermässiges Nährstoffangebot → Mangelsymptome, beeinträchtiger qualitativer bzw. quantitativer Pflanzenertrag, erhöhtes Risiko von Stoffverlusten
Beeinflussen des Boden-pHs (Einstellen im neutralen Bereich) durch den Einsatz kalkhaltiger Dünger bzw. ein gezieltes Aufkalken	+ erhöhte Bodenstabilität durch verbesserte Aggregation, günstige Umweltbedingungen für viele Bodenorganismen, bessere Pflanzenverfügbarkeit vieler Nährstoffe
Nährstoffentzug und erhöhter Umsatz organischer Substanz	- Verschieben von Konkurrenzverhältnissen zwischen Bodenorganismen und Pflanzenwurzeln, Verlust organischer Substanz → ungünstigere Umweltbedingungen für viele Bodenorganismen, Strukturverlust, geringeres Speicher- und Pufferpotential
Eintrag von Schadstoffen als Pflanzenschutzmittel oder als unerwünschte Begleitsubstanzen von Düngemitteln	- beeinträchtigte biologische Bodenaktivität, Schadstoffaufnahme in Pflanzen
wiederholte Befahrungen während der Vegetationsperiode bzw. intensivere Beweidung	- erhöhtes Risiko von Verdichtungsschäden
Bewässerung in Trockengebieten bzw. in Trockenzeiten	+ erhöhte Aktivität von Bodenorganismen und Pflanzenwurzeln - erhöhter Nährstoffentzug, verstärkter Umsatz (evtl. Abbau) der organischen Substanz
zusätzlich bei Acker- und Spezialkulturen	
Lockern, Zerkleinern und Mischen der oberen Bodenschichten durch die Bodenbearbeitung	+ Lockern dichter Bodenstrukturen - Verkneten oder Pulverisieren von Bodenteilchen bei unsachgemässer Durchführung; Verringern der Bodenstabilität
zumindest zeitweise Reduktion der Bodenbedeckung- und -durchwurzelung während des Jahres	- eingeschränkte Bodenbedeckung und -durchwurzelung, geringerer Eintrag von organischer Substanz → schlechterer Schutz der Bodenoberfläche, reduzierte Strukturbildung

günstigen Sinne strukturstabilisierend zu wirken. In den extensiv genutzten Ökosystemen wie den Sömmerungsweiden und den verschiedenen naturnahen Lebensräumen ist die landwirtschaftliche Einflussnahme deutlich eingeschränkter und beschränkt sich im Wesentlichen auf (a) den Eintrag von Nährstoffen, (b) auf die Beweidung, und (c) auf einzelne Befahrungen.

3. Folgen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung für Bodenqualität und Bodenfunktionen

Die Einflüsse landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Bodenqualität können – entsprechend den bisher geschilderten Zusammenhängen – sehr

unterschiedlich sein. Während bei nachhaltiger Bewirtschaftung angestrebt wird, die Bodenqualität (in diesem Zusammenhang oft als „Bodenfruchtbarkeit“ bezeichnet) mindestens zu erhalten, ist es leider auch so, dass von den acht wichtigsten Bedrohungen für die Bodenqualität in der EU (vgl. VAN-CAMP et al., 2004) sieben davon zumindest teilweise eine Folge landwirtschaftlicher Bodennutzung sind: Kontamination mit Schadstoffen, Erosion, Verlust an organischer Substanz, Verlust an Biodiversität, Verdichtung, Erdbeben und Versalzung. Dabei ergibt sich die Beeinträchtigung der Bodenqualität nicht nur aus dem unmittelbaren Schadensausmass, sondern hängt auch mit der Dauer der Beeinträchtigung und damit mit der Regenerierbarkeit der Beeinträchtigung zusammen (vgl. CANDINAS et al., 2002). Am Beispiel von physikalischen Bodenbeeinträchtigungen lassen sich die Unterschiede gut aufzeigen: Während Oberbodenverdichtungen unmittelbar eine beträchtliche Beeinträchtigung für die Bodenqualität darstellen können, ist deren Regenerierbarkeitsprognose günstig, d.h. sie sollten im Verlauf einer Vegetationsperiode beseitigt werden können. Im Gegensatz dazu stellen Unterbodenverdichtungen von ihrem unmittelbaren Ausmass her eher geringere Beeinträchtigungen dar, sind aber wegen der deutlich weniger aktiven regenerierenden Prozesse nur deutlich langsamer über einen längeren Zeitraum hin zu beseitigen, so dass das entsprechende Schadensausmass insgesamt grösser ist. Aus diesem Grund stehen nicht Oberbodenverdichtungen, sondern Unterbodenverdichtungen im Zentrum der Bemühungen zum Vermeiden von Verdichtungsschäden. Wegen der nochmals deutlich langsameren Regeneration von Gründigkeitsverlusten durch Bodenbildungsprozesse gelten Beeinträchtigungen durch Erosion langfristig betrachtet als noch grössere Schadensereignisse, vergleichbar mit Bodenbeeinträchtigungen durch persistente Schadstoffe.

Neben der disziplinären Bodenbeschreibung aus chemischer, physikalischer oder biologischer Sicht und der ganzheitlichen Betrachtung dieser Teilaspekte ist wichtig, dass der Standortbezug hergestellt werden kann: Nur so können Feldbeobachtungen richtig eingeordnet, nur so können Versuche zweckmässig angelegt, nur so können Bodenuntersuchungen richtig interpretiert und nur so können Forschungsergebnisse auch tatsächlich sinnvoll für eine bodenschonendere Bewirtschaftung umgesetzt werden.

Ein weiteres Feld für die Anwendung ganzheitlicher Sichtweisen sind Betrachtungen von Bodenfunktionen. Bodenfunktionen sind Leistungen, die Menschen von Böden erwarten. Diese Leistungen lassen sich verschiedenen Kategorien zuordnen: Neben Lebensraum- und Produktionsfunktionen umfassen sie u.a. auch Puffer-, Filter- und Archivfunktionen. In diesem Zusammenhang stellen sich v.a. zwei grundsätzliche Fragen: (1) Welche Bodeneigenschaften tragen direkt oder indirekt wie-

viel zu einer Bodenfunktion bei? (2) Wie stark beeinflusst die Veränderung einer Bodeneigenschaft welche Bodenfunktionen wie stark? Während einzelne Bodenfunktionen überwiegend von einer Bodeneigenschaft direkt bestimmt werden (z.B. der Gastransport von der Bodenstruktur), wirken bei anderen Funktionen mehrere Bodeneigenschaften direkt und indirekt zusammen (z.B. beim Stoffumsatz). Derartige Zusammenhänge werden angesichts ihrer hohen Komplexität und ihrer starken Wechselwirkungen mit Standorteigenschaften meist gutachterlich quantifiziert (vgl. CANDINAS et al., 2002); eine systematische Modellierung auf der Grundlage experimentellen Wissens würde das Verständnis und die Nachvollziehbarkeit dieser Bezüge allerdings wesentlich verbessern. Dies wäre einerseits hilfreich, um Beiträge der landwirtschaftlichen Bodenbewirtschaftung zur Erhaltung bzw. Verbesserung von Bodenqualität und damit von Bodenfunktionen klarer und eindeutiger zu erfassen. Andererseits wäre eine Methode, die systematisch die Beziehungen zwischen Bodeneigenschaften und Bodenfunktionen beschreibt, auch ein wichtiges Hilfsmittel für den quantitativen Bodenschutz, um bei raumplanerischen Überlegungen bodenkundliche Informationen für BodennutzerInnen leichter verständlich und zugänglich zu machen; dadurch könnten Aspekte der Bodenqualität in den Entscheidungsprozess eingebracht werden.

Ein letzter Aspekt der ganzheitlichen Sicht auf Böden und ihre Eigenschaften betrifft die räumliche Dimension: Landwirtschaftliche Tätigkeiten können Böden und mit ihnen verbundene Prozesse auf verschiedenen Skalenebenen beeinflussen – vom einzelnen mineralischen oder organischen Bodenteilchen über das Aggregat, den Horizont und das Profil bis zur Bodeneinheit, der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsparzelle oder dem hydrologischen Einzugsgebiet. Das skalenbezogene adäquate Erfassen landwirtschaftlicher Effekte auf die Bodenqualität und die Übertragbarkeit von Effekten zwischen verschiedenen Skalenebenen ist für Beurteilungen und Massnahmenplanungen im Zusammenhang mit landwirtschaftlichem Bodenschutz von grosser Bedeutung.

4. Agrarökologische Anforderungen an die bodenschonende Bewirtschaftung und Monitoring der Ergebnisse

Bei landwirtschaftlicher Bodennutzung geht es darum, die Böden nachhaltig nutzen zu können. Dies kann einerseits durch Bodenverbesserungen erreicht werden, die Böden produktiver, vielseitiger nutzbar, ökologisch stärker gepuffert und robuster machen. Dabei beziehen sich (i) „Produktivität“ und „vielseitige Nutzbarkeit“ unmittelbar auf das Potential zur Erzeugung von pflanzlicher Biomasse, (ii) das „ökologische Pufferver-

mögen“ auf die mit der landwirtschaftlichen Bodennutzung verbundenen Risiken von Knappheit bzw. Verlust (v.a. bezogen auf Wasser und Nährstoffe), und (iii) die „Robustheit“ auf die Widerstandskraft gegenüber äusseren Einflüssen („Resilienz“) und ein ausgeprägtes Regenerationsvermögen gegenüber Beeinträchtigungen.

Andererseits trägt auch das möglichst weitgehende Vermeiden von Bodenschäden durch ein vorsorgliches Reduzieren von Risiken für Bodenbeeinträchtigungen zur günstigen Entwicklung der Bodenqualität bei. Je nach Standorteigenschaften bzw. limitierenden Eigenschaften müssen die Prioritäten zu Bodenverbesserungen und zur Risikoreduktion entsprechend angepasst werden.

Die für das Gewährleisten einer günstigen Bodenqualitätsentwicklung auf nationaler Ebene nötigen Massnahmen lassen sich anhand des DPSIR-Modelles verfolgen (vgl. EPA, 2013):

- Als „Driving Force“ wird die landwirtschaftliche Bodennutzung betrachtet.
- Als „Pressures“ werden die Einwirkungen landwirtschaftlicher Nutzung auf Böden bezeichnet. Diese lassen sich beispielsweise mit Ökobilanzierungsmodellen wie SALCA („Swiss Agricultural Life Cycle Assessment“) semi-quantitativ erfassen und beschreiben; SALCA ermöglicht ein Abschätzen von Bewirtschaftungseffekten auf verschiedene Bodeneigenschaften mit Hilfe seines Modules SQ („Soil Quality“). Auf nationaler Ebene ist die Verpflichtung zur Beurteilung der ökologischen Leistungen der Landwirtschaft in der Nachhaltigkeitsverordnung festgehalten. Auf dieser rechtlichen Basis werden landwirtschaftliche Bewirtschaftungseffekte auf verschiedene Umweltkompartimente vom Agrarumwelt-Monitoring (AUM) des Bundesamtes für Landwirtschaft (BLW) erfasst (BLW, 2014). Dazu werden im Rahmen der zentralen Auswertung Ökobilanzen (ZA-ÖB) Betriebs- und Bewirtschaftungsdaten von momentan etwa 300 Landwirtschaftsbetrieben mit unterschiedlichen Strukturen und unterschiedlichen geografischen bzw. standörtlichen Eigenschaften erfasst und ausgewertet. Mit Bezug auf den Boden werden dabei folgende Agrarumwelt-Indikatoren (AUI) untersucht: Erosionsrisiko, Humusbilanz, Schwermetallbilanz, Bodenbedeckung sowie P-Gehalt in Böden. Ergebnisse aus dem Agrarumwelt-Monitoring werden jährlich in den Agrarberichten des BLW veröffentlicht.
- Als „State“ wird der Zustand der Böden und als „Impact“ werden Auswirkungen der veränderten Bodenzustände auf weitere Ökologikompartimente betrachtet. Wie der Bodenzustand in der Schweiz auf nationaler und kantonaler Ebene verfolgt wird, muss hier nicht detailliert beschrieben werden. Es genügt, auf die Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) hinzuweisen, die sowohl die Bodenbeobach-

tung als auch die Bodenüberwachung regelt (SCHWEIZERISCHE EIDGENÖSSENSCHAFT, 2012). Während die Bodenbeobachtung sowohl auf nationaler (NABO) wie kantonaler Ebene erfolgt (KABOs), wird die vollzugnahe Bodenüberwachung im Einzelfall von kantonalen Fachstellen durchgeführt.

- Als „Response“ wird die gesellschaftliche Reaktion auf die festgestellten Entwicklungen, hier bei der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung, dem Zustand der Böden und den dadurch verursachten Auswirkungen auf andere Ökologikompartimente bezeichnet. Mit Bezug auf die landwirtschaftliche Bodennutzung stehen hier die zwei Komponenten „Bodenschutz“ und „Bodennutzung“ im Vordergrund. Die Umweltschutzgesetzgebung, und dabei insbesondere die VBBo, regelt den Schutz der Ressource „Boden“; neben den Schutzgütern und den für die Belastungsbeurteilung relevanten Grenzwerten wird hier auch das Vorgehen beim Vorliegen von Belastungen geregelt. Den Übergang zwischen Bodenschutz und Bodennutzung decken Berichte wie jener zu „Umweltziele Landwirtschaft“ ab, den die Bundesämter für Umwelt (BAFU) und für Landwirtschaft (BLW) gemeinsam erarbeitet und herausgegeben haben (BAFU und BLW, 2008); hier werden aus vorhandenen rechtliche Grundlagen, erkannten Gefährdungen und möglichen Ursachen anzustrebende Ziele der Ressourcenschonung abgeleitet. Im Bereich „Bodennutzung“ wird die Agrargesetzgebung relevant für die Regulierung der Bewirtschaftungseffekte auf Böden. In der Direktzahlungsverordnung sind die Anforderungen festgelegt, die ein Betrieb erfüllen muss, um in den Genuss von Direktzahlungen (und auch von Strukturverbesserungsbeiträgen) zu kommen (SCHWEIZERISCHE EIDGENÖSSENSCHAFT, 2014). Als grundsätzliche Anforderung gilt, dass der ökologische Leistungsnachweis (ÖLN) zu erbringen ist, um von den in der Agrarpolitik 2014-17 (AP14-17) neu geregelten Beiträgen profitieren zu können. Entsprechend den unterschiedlichen Tätigkeitsfeldern eines Landwirtschaftsbetriebes erstrecken sich die Anforderungen an den ÖLN auf mehrere landwirtschaftliche Tätigkeiten. Die wichtigsten Elemente des ÖLN sind die geregelte Fruchtfolge, der geeignete Bodenschutz, die ausgeglichene Düngerbilanz, die gezielte Auswahl und Anwendung von Pflanzenschutzmitteln sowie der angemessene Anteil von Biodiversitätsförderflächen. Zum geeigneten Bodenschutz gehören Massnahmen, die direkt dem Boden zugute kommen; dies ist einerseits die Bodenbedeckung im Winterhalbjahr, andererseits der Erosionsschutz, der in der AP14-17 neu gestaltet worden ist. Die anderen erwähnten Elemente des ÖLN enthalten Massnahmen, die sich indirekt auf die Bodenqualität auswirken. Aus Sicht des Bodens besonders interessante Di-

rektzahlungsbeiträge sind im Bereich der Ressourceneffizienzbeiträge (z.B. „Beitrag für schonende Bodenbearbeitung“, „Beiträge für Ressourcenprogramme“, „Beitrag für den Einsatz präziser Applikationstechnik“) sowie im Bereich der Produktionssystembeiträge (z.B. „Beiträge für extensive Produktion von Getreide, Sonnenblumen, Eiweisserbsen, Ackerbohnen und Raps“, „Beitrag für biologische Landwirtschaft“) zu finden.

Die einzelbetriebliche Nutzungs- und Bewirtschaftungsplanung kann sich grundsätzlich auf die Nutzungseignungsinterpretation abstützen, wie sie in der Kartieranleitung der Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL) von 1997 beschrieben ist (FAL, 1997). Hier wird die Bodenfunktion „landwirtschaftliche Nutzungseignung“ mit einem zehnstufigen Klassifikationsraster beschrieben, und damit der Zusammenhang zwischen Boden- und Standorteigenschaften, die bei Bodenkartierungsprojekten erhoben werden, und den Anforderungen an Vielseitigkeit, Nutzungsrichtung und Produktivität einer standortgemässen landwirtschaftlichen Nutzung hergestellt.

Für die detailliertere einzelbetriebliche Bewirtschaftungsplanung sind die Vorgaben der Umweltschutzgesetzgebung (Verordnung über Belastungen des Bodens, Gewässerschutzverordnung, Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung; Vollzugshilfen für den Umweltschutz in der Landwirtschaft) zwingend einzuhalten und jene der Agrarpolitik (Direktzahlungsverordnung, Bio-Verordnung; Düngungsgrundlagen) zu berücksichtigen. Ebenfalls verbindlichen Charakter haben die Anbau Richtlinien von Label-Organisationen (Bio Suisse, IP Suisse, Demeter) bzw. Vertriebsmarken (Naturaplan, Migros Bio, Terrasuisse). Praktische Bewirtschaftungsempfehlungen geben ausserdem die Officialberatung der Kantone sowie Branchenorganisationen, Verbände und Handels- bzw. Industrieunternehmen.

5. Schlussfolgerungen

Weil es DEN Landwirtschaftsboden nicht gibt, braucht es für die Beurteilung von Bewirtschaftungseffekten auf Böden nicht nur solide standortkundliche Kenntnisse, sondern auch vertiefte Kenntnisse landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmassnahmen und ihrer Einflüsse auf Böden. Nur wenn die Wechselwirkungen zwischen Standorteigenschaften und Bewirtschaftungseinflüssen richtig eingeordnet und beurteilt werden können, lassen sich die agrarpolitischen Rahmenbedingungen, die Beratungsempfehlungen für die praktische Bodenbewirtschaftung und das Monitoring von Landwirtschaftsböden sachgerecht ausgestalten. Inwieweit diese Kenntnisse vorhanden sind und umgesetzt werden bestimmt letztlich auch die Qualität der für das Erarbeiten der nötigen Wissensgrundlagen erforderlichen agronomisch-

bodenkundlichen bzw. agrarökologischen Forschungs- und Entwicklungsprojekte.

6. Literatur

- BAFU und BLW, 2008: BAFU und BLW 2008: Umweltziele Landwirtschaft. Hergeleitet aus bestehenden rechtlichen Grundlagen. Umwelt-Wissen Nr. 0820. Bundesamt für Umwelt, Bern: 221 S.
- BLW, 2014: Agrarumweltmonitoring - Gemeinsam für eine nachhaltige Landwirtschaft. 4 S.
- BRONICK C.J. AND R. LAL, 2004. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124, 3–22.
- CANDINAS A., J.-A.NEYROUD, H.R. OBERHOLZER UND P.WEISSKOPF, 2002: Ein Bodenkonzzept für die Landwirtschaft in der Schweiz: Grundlagen für die Beurteilung der nachhaltigen landwirtschaftlichen Bodennutzung. *Bodenschutz* 3, 90-98.
- EPA, 2013: http://www.epa.gov/ged/tutorial/docs/DPSIR_Module_2.pdf
- FAL, 1997: Kartieren und Beurteilen von Landwirtschaftsböden. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau FAL Zürich-Reckenholz, Schriftenreihe Nr. 24, 1997.
- HORN R. AND A. SMUCKER, 2005. Structure formation and its consequences for gas and water transport in unsaturated arable and forest soils. *Soil and Tillage Research* 82, 5–14.
- SCHWEIZERISCHE EIDGENOSSENSCHAFT, 2012: Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo). Systematische Rechtssammlung des Bundesrechtes 814.12.
- SCHWEIZERISCHE EIDGENOSSENSCHAFT, 2014: Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft (Direktzahlungsverordnung, DZV). Systematische Rechtssammlung des Bundesrechtes 910.13.
- SCHWEIZERISCHE EIDGENOSSENSCHAFT, 2014: Verordnung über landwirtschaftliche Begriffe und die Anerkennung von Betriebsformen (Landwirtschaftliche Begriffsverordnung, LBV). Systematische Rechtssammlung des Bundesrechtes 910.91.
- VAN-CAMP. L., B. BUJARRABAL, A-R. GENTILE, R.J.A. JONES, L. MONTANARELLA, C. OLAZABAL and S-K. SELVARADJOU, 2004: Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/1, 872 pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- WEISSKOPF P., R. REISER, J. REK AND H.-R.OBERHOLZER, 2010. Effect of different compaction impacts and varying subsequent management practices on soil structure, air regime and microbiological parameters. *Soil and Tillage Research* 111, 65–74.

Impact of farm management on soil phosphorus dynamics: a monitoring – modelling approach

Michael Müller, Raniero Della Peruta

Swiss Soil Monitoring Network (NABO), Agroscope INH, Zürich

Abstract

The Swiss Soil Monitoring Network (NABO) has been collecting and analysing soil samples from more than 100 sites across Switzerland every five years since 1985. For 47 of these sites, NABO has also been collecting agricultural management data from the farms managing the monitoring plots. Changes in agricultural management have occurred at some of the monitoring sites over the years. In this study we wanted to assess the effect that these changes have had on soil phosphorus (P). We selected three examples (two grassland sites and one arable site) to illustrate how the impact of management changes is reflected in the measured soil P content. At one grassland site, repeated changes in the type of manure applied (pig vs. cattle manure) determined changes in the amount of nutrients input to the soil, which in turn affected the soil P dynamics, reversing the long term trend from P depletion to accumulation and then to depletion again. At the second grassland site, the conversion to biological farming apparently determined a decrease of P input, resulting in soil P concentration decreasing, until recent years when poultry manure was applied, causing soil P concentration to increase again. Finally, at the arable site, the conversion to integrated farming caused a decrease in phosphorus application, decrease that was even more evident after a generational handover of the farm management. The lower inputs slowed down soil P accumulation, and in recent years soil P concentration seemed to become stable. But results from the analyses of management data and the calculation of a simple soil surface input/output balance were not enough to explain the observed soil phosphorus dynamics. The use of a modelling approach provided more accurate predictions and could explain different P dynamic in soils with similar P balance. In particular, results from model simulations suggest that differences in the hydrological balance may have played an important role in determining soil P dynamics at the studied sites. The model predicted rather high water percolation, and consequently high phosphorus leaching, at sites characterized by low evapotranspiration (ET) and well drained soils, whereas this was not the case at sites with higher ET and/or poorly drained soils. The simulation of soil processes with a model helped to better understand the system behaviour.

The use of a combined approach consisting of direct measurement (soil sampling), recording and analyses of farm management data and modelling is a promising way of improving the significance of soil monitoring, and to better understand the soil-agricultural system. In addition to this, analyses of the model results and associated uncertainties, revealed weak points in the sampling design and helped to improve the soil sampling strategy. Moreover, the procedure to collect management information from the farms was adapted over the years to avoid substantial information gaps. However, internal farm management strategies could not be fully assessed. Due to the small number of study sites, the findings presented here cannot be seen as definitive and require further research.

Keywords: heterogeneous biochar distribution, biomass, root architecture, element uptake

Zusammenfassung: Einfluss der landwirtschaftlichen Betriebsführung auf Phosphor im Boden: Ein Beobachtungs- Modellierungsansatz

Die Nationale Bodenbeobachtung der Schweiz (NABO) nimmt seit 1985 alle 5 Jahren Bodenproben auf über 100 Standorten. Auf 47 dieser Standorte werden zusätzlich die landwirtschaftlichen Nutzungsangaben der Messparzellen aufgenommen. Änderungen in der landwirtschaftlichen Nutzung haben auf einigen dieser Standorte über die Jahre stattgefunden. In dieser Studie gehen wir der Frage nach, ob solche landwirtschaftliche Nutzungsänderungen einen Einfluss auf den Phosphorgehalt im Boden haben. Wir haben drei Standorte ausgewählt, zwei Grasland und einen Ackerstandort, um aufzuzeigen, wie Nutzungsänderungen sich in den gemessenen P Gehalten niederschlagen. Auf einer Graslandparzelle wurde ein Wechsel von größtenteils Schweinegülle auf mehrheitlich Rindergülle beobachtet, diese Gaben von Hofdüngern bestimmen die Nährstoffeinträge des Bodens, was zu einer Veränderung der Phosphor(P)-Bilanz geführt hat. Der Langzeittrend des Phosphorgehaltes im Boden ging von einer Abnahme, zu einer Anreicherung, hin zu einer Abnahme. Auf dem zweiten Graslandstandort hat

der Übergang zu einer biologischen Landwirtschaft den Mindereintrag von Phosphor begleitet. Es wurden abnehmende P Konzentrationen festgestellt, in jüngsten Jahren wurde etwas Hühnermist ausgebracht, welches beteiligt gewesen sein könnte, dass der P-Gehalt gestiegen ist. Auf dem Ackerstandort wurde, zeitgleich zum Übergang der Integrierten Produktion (IP), eine Verminderung der Phosphor Frachten beobachtet. Die reduzierten Einträge waren signifikanter als der Generationenwechsel bei der Hofübergabe. Diese geringeren Einträge haben die Akkumulation des Phosphors vermindert. In den letzten Jahren scheint die Bilanz ausgeglichen zu sein.

Aber Resultate der Analysen von landwirtschaftlichen Nutzungsangaben und die Berechnung einer einfachen Bodenoberflächebilanz (Ein- und Austräge), reichen nicht aus um die gemessenen Werte zu erklären. Mit der Anwendung eines Modellansatzes konnten genauere Prognosen gemacht werden, somit könnten unterschiedliches Verhalten von Phosphor in Böden mit gleichen Ein- und Austrägen erklärt werden. Insbesondere deuten die Modellsimulationen an, dass unterschiedliche hydrologische Eigenschaften eine wichtige Rolle bei P Dynamiken in den betrachteten Böden haben. Die Modellierung prognostiziert eher hohe Versickerungswerte und dadurch hohe P-Auswaschungen bei Standorten mit wenig Eva-

potranspiration und gutem Versickerungsvermögen. Wobei bei Standorten mit hoher Evapotranspiration und / oder schlecht drainierten Böden dies nicht beobachtet werden konnte. Die Simulation von Bodenprozessen mit einem Modell helfen, das System Boden besser zu verstehen. Der kombinierte Ansatz der direkten Beobachtung (Bodenproben), der Aufnahme und Analyse von Bewirtschaftungsangaben und der Modellierung ist ein vielversprechender Weg um die Wichtigkeit der Bodenbeobachtung aufzuzeigen und somit Prozesse der Bodennutzung besser zu verstehen. Hinzu kommt, dass die Resultate der Modellanalysen und ihre Unsicherheiten Schwachpunkte bei der Probenahme aufzeigen und helfen die Strategie der Bodenprobenahme zu verbessern, um allfällige Informationslücken zu schliessen.

Des Weiteren wurde die Methodik der Datenaufnahme über die Jahre leicht angepasst um grosse Informationslücken zu Umgehen. Landwirtschaftsinterne Betriebsführungsstrategien konnten nicht vollständig erfasst werden. Wegen der kleinen Zahl von ausgewählten Standorten, können die präsentierten Ergebnisse in vorliegender Arbeit nicht als abschliessend betrachtet werden und benötigten weiterführende Studien.

Keywords: Bodenbeobachtung, Phosphorbilanzen, Phosphor, Modellierung.

1. Introduction

Soil monitoring is the systematic assessment of parameters characterizing soil quality and their variation over space and time, with the purpose to detect trends which may lead to the impairment of soil functions (Oliver 1993; Mol et al. 1998; Kibblewhite et al. 2008; Arrouays et al. 2009). Reliable trend detection can be obtained by monitoring not only parameters characterizing soil quality, but also the anthropic activities that can potentially have negative impacts on soil functions (Moolenaar & Lexmond 1998; Keller et al. 2001; Nicholson et al. 2003; Öborn et al. 2003, Shepard et al. 2009).

The Swiss Soil Monitoring Network (NABO) has implemented this complementary strategy since 1985 at 47 agricultural monitoring sites. Simple surface balances were calculated taking into account input through fertilizer and output by harvest. Substantial differences were found between the predictions based on such balances and measured temporal changes of soil element concentrations. The mismatch between such a direct and indirect monitoring approach indicated that not all fluxes were adequately covered in the latter and that soil processes such as runoff, percolation, sorption and desorption, erosion or bioturbation had to be accounted for. Thus, the field scale, mechanistic model EPIC (Environmental Policy

Integrated Climate; Williams et al. 1984) was used to simulate the above mentioned processes at 18 monitoring sites (Della Peruta et al., 2014a, 2014b). This approach combining repeated soil measurements, element balances and mechanistic modelling proved to be useful in the interpretation of the observed soil nutrient dynamics.

Substantial changes in agricultural management have occurred at some of the monitoring sites since the monitoring program was started in 1985. Until 1993 the Swiss Federal Office for Agriculture (FOAG) supported agricultural production mainly by stabilizing the product prizes and guaranteeing the purchase of agricultural products. This led to a distortion of markets. In 1993 it was then decided to move away from this policy and strengthen an approach based on direct payments. This change was taken as an opportunity to enhance sustainability of Swiss agriculture (FOAG, 2009) by introducing specific programs, namely Integrated Production (IP) and organic farming (BIO), initially on a voluntary base. In 1999 direct payments were renamed "Proof of Ecological Performance" (PEP) and were made available only for farms that fulfilled at least IP or BIO, which led to a participation of 95% of the total usable agricultural area (FOAG, 2000). One of the requirements of PEP is to have a farm-wise balance (called Suisse-Bilanz) that limits the surplus of N and P to maximum 10% at the farm level (FOAG, 2013).

In this study, we selected three examples (two grassland sites and one arable site) to illustrate how the impact of management changes on soil phosphorus state can be assessed through a methodology combining monitoring and modelling. Apart from being itself an important element to be monitored, P is also a very useful proxy element for monitoring trace elements in agro-ecosystems, since agricultural P inputs and outputs are closely correlated to those of trace elements such as copper (Cu) and zinc (Zn) via application of animal manure (Brock et al. 2006; Armstrong et al. 2010) and crop uptake (Wyss and Kessler, 2002). Moreover, mineral P, Cu and Zn have rather similar behavior in the soil system.

2. Material and Methods

2.1. Direct monitoring: Repeated soil measurements

Since 1985 soil samples have been taken every 5 years at all sites included in the NABO network. Currently, the 6th resampling campaign is conducted. The sampling area at each site is 10 x 10 m², from which four bulked soil samples from the top soil layer (0 – 20 cm depth) were taken every five years. The details of the used methods of sampling and physical sample preparation are described in Hämman and Desaulles (2003) and Desaulles (2012). Soil samples were analysed for total concentrations of P, N, Cu, Zn and other elements according to the Swiss reference methods (ART 2010). Details about the direct monitoring approach can be found in Kurfürst et al. (2004) and Meuli et al. (2014).

2.2. Indirect monitoring: Surface balances

The soil surface balance records all elements that enter the soil via the surface and that leave the soil via crop uptake (Oenema et al. 2003). Since 1985 field element balances have been assessed at 47 NABO agricultural monitoring sites. The reference area is the field, pasture or otherwise uniformly managed unit of land that covers the 10 x 10 m² soil monitoring site. Phosphorus balances were determined considering inputs through animal manure and mineral fertilizer, and outputs with the harvest of crops. Detailed information on fertilization, soil cultivation and pest management practices, crop rotation and yields were obtained directly from the field protocols of the farmers each year (Keller et al. 2005). The Suisse-Bilanz was also obtained if available. From the Suisse-Bilanz we can draw conclusions on the manure concentration, the number of animals and other key factors on the farm. In addition, standardized questionnaires were used frequently to obtain further information on farm characteristics. As these data vary largely in their quality from farm to farm, they were checked for plausibility by agronomic experts comparing the information on fertilizer use

with recommended guidelines (Flisch et al. 2009). Such difference in the quality of the data sets is an additional challenge to calculate meaningful balances. Moreover, initially (in 1985) the indirect monitoring had a different approach: it was planned to record only one whole crop rotation period, and therefore it was stopped in 1991. In 1996 a new land monitoring system was implemented and it is still running. The gap 1992-1995 was filled assuming a similar management as in the previous and following years. Since 2003 the data is stored in Agro-Tech, a farm management tool which improves data homogeneity. The collaboration with the farmers is based on a voluntary cooperation with small compensation payments for received information. To ensure objectivity NABO did not give any recommendations concerning an environmental sound agricultural management.

2.3. Soil-plant system modelling: EPIC simulations

We used the model EPIC version 0509 to simulate the soil-plant system and in particular the soil P dynamics. EPIC is a comprehensive field-scale agro-ecosystem model simulating crop growth in complex rotation schemes, taking detailed account of soil management operations (Williams, 1995; Williams et al., 2006). It features a complete balance of all hydrological processes occurring at the scale of small watersheds. Soil P dynamics are modelled according to Jones et al. (1984). EPIC is capable of simulating surface runoff, soil erosion, and water percolation through the soil, as well as the associated nutrient transport processes. More details of the EPIC model and the equations governing soil P dynamics can be found in Williams (1995). The information collected through the direct and indirect monitoring mentioned above was used to set the model input, consisting of several variables characterizing soil, land morphology, weather, crop, fertilizer, tillage machinery, and field operation schedule. Following Brugger et al. (2008), we added a crop type representing a mixture of grass and legumes to simulate grasslands. Influential parameters (e.g. bioturbation rate, microbial activity) were calibrated for the sites of interest. Details are given in Della Peruta et al. (2014a).

2.4. The study sites

For this study we chose three sites among those analysed by Della Peruta et al. (2014b) where the model EPIC was calibrated and used to calculate balances for 18 NABO monitoring sites. These three sites were chosen as examples because we could observe clear changes in their management during the observation period, and therefore we expected to be able to see the effect of these management changes on the phosphorus balance. We selected two grassland sites (no. 30 and 49) and one arable site (no. 102) (Figure 1).

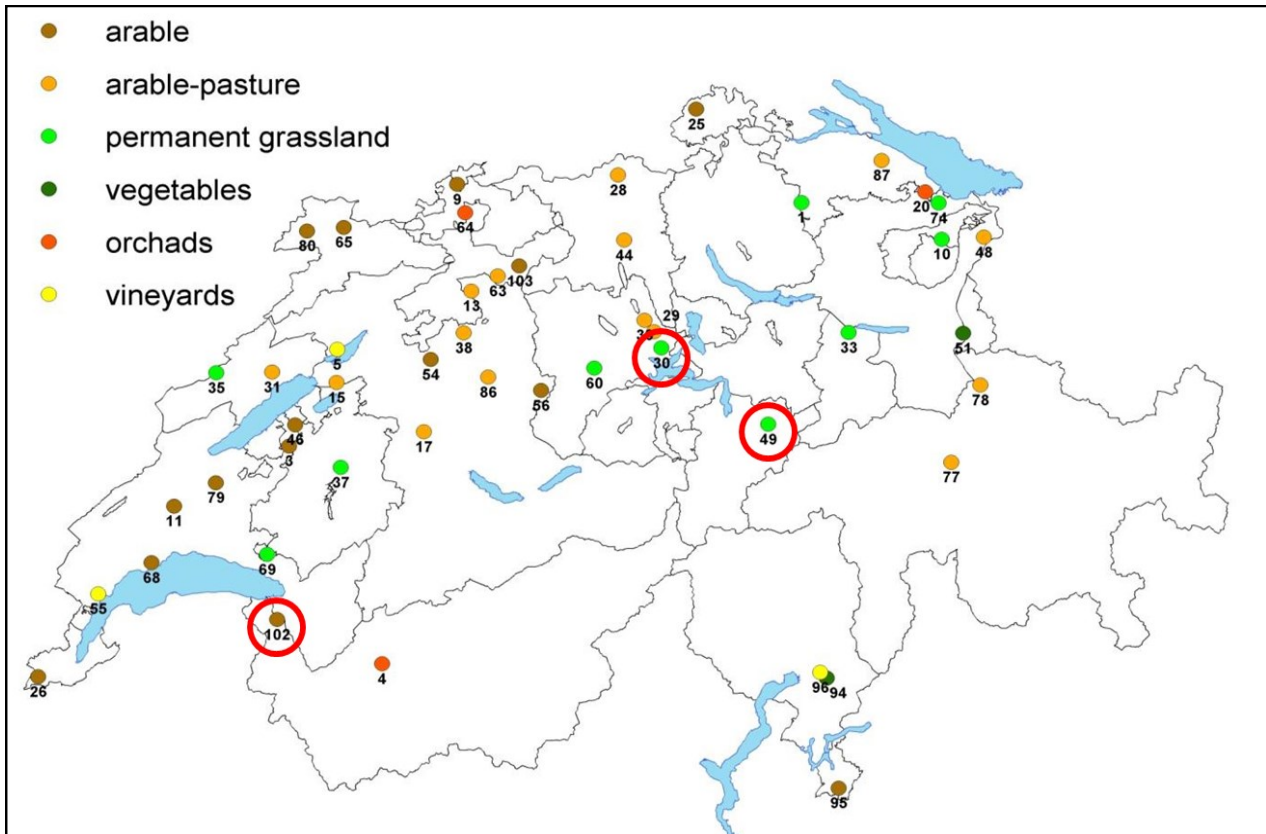


Figure 1: Location of the study sites.

Table 1: Characteristics of the study sites and main properties of top soil (0-20 cm) as measured on samples taken during the first survey (1985-89).

Site		30	49	102
Altitude	m asl	635	1100	379
Slope	%	20	12	0
Soil type ^a		Sauer Braunerde (Eutric Cambisol)	Braunerde (Dystric Cambisol)	Fluvisol (Calcaric Fluvisol)
Clay	%	20	33	6
Silt	%	32.5	27	60
Texture ^b		Sandy loam	Clay loam	Sandy silt
Bedrock		Moraine	Marl, sandy lime	Fine-grained alluvium
BD	kg dm ⁻³	1.2	0.9	1.2
pH _{CaCl2}		5	4.6	7.3
CaCO ₃	%	0	0	8.5
SOC	%	2.7	4.6	1.2
CEC	mMol 100g ⁻¹	21.7	31.2	8.2
P _{AA-EDTA}	mg kg ⁻¹	202	84.6	68.7
N _{tot}	mg kg ⁻¹	3205	6267	1252
WP	m m ⁻¹	0.12	0.18	0.1
FC	m m ⁻¹	0.23	0.29	0.23
SATC	mm h ⁻¹	25.1	57	45.6

^a According to Swiss soil classification system (BGS 2010); FAO (1988) in brackets.

^b According to Swiss soil classification system (BGS 2010).

BD: bulk density. SOC: soil organic carbon. CEC: cation exchange capacity. P_{AA-EDTA}: ammonium-acetate/EDTA extracted P; N_{tot}: 2 M sulfuric acid extracted N. WP: water content at wilting point. FC: water content at field capacity. SATC: hydraulic saturated conductivity.

The farm of **site 30** has 24 hectares of pasture and meadow. 2.5 hectares is used for maize silage. The farm is located in the canton of Luzern, in central Switzerland. Soil was classified as Eutric Cambisol and has a sandy loam texture (Table 1). Altitude and climate (Table 2) favour grassland farming for dairy production, which is the farm management strategy on the farm. The number of Large Livestock Units (LLU) per hectare changed over the years (Table 3). The brother of the farmer managing site 30 runs a neighbour farm, where pig production takes place. This neighbour farm is closely linked to our observed farm, as pig manure is shared, as recorded in the Suisse-Bilanz. Cattle slurry and pig slurry are mixed before being applied to the fields with a pipe. The field hosting the soil sampling plot is situated at around 200 meters from the barn, which is rather close, and is managed as intensive grassland since 1940. The field is harvested 4-6 times per year for hay production, and sometimes grazed by cattle. In 1998 the farm adopted the integrated production system.

The farm of **site 49** is located in a mountain area of canton Uri, central Switzerland and adopts a less intensive management compared to that of site 30. Soil is Dystric Cambisol and has a clay loam texture (Table 1). High elevation and very high annual precipitation (Table 2) makes this site suitable for its middle intensive grassland production system. The farm manages 17.6 ha of land and in 2009 had 0.9 LLU per hectare (Table 3) with mixed animal production system, namely cattle and sheep for meat production. The farm switched to organic farming in 1996.

The farm of **site 102**, located in Canton Wallis, manages only arable land with 35 ha in production. There is no livestock. The fertilization is done with mineral fertilizer. Only in the year 2000 animal manure was applied to the site. The soil is a Calcaric Fluvisol with high silt content and shows hydromorphic features indicating the occurrence of water logging (Table 1). Landform and precipitation regime (Table 2) make this site suitable for its farm management system of arable farming. The crop rotation did not change dramatically during the observation period. The grown crops are common arable crops (Table 3). The farm implemented the integrated production regime in 1993, at the launch of IP. A generational handover from father to son happened in 1999.

2.5. Farm management changes

According to our understanding of the Swiss farming systems, the following changes in farm management were considered to potentially have a significant impact on the soil P balance: i) change of the production system (i.e. integrated production, organic farming, conventional farming), ii) change of the level of intensity (e.g. number of LLU / ha), iii) change of the plant production system (e.g. from permanent grassland to arable land) and iv) succession of the farmer.

Table 2: Mean values of variables recorded at the weather stations providing data for this study, based on daily sums (precipitation) or daily averages of January and July (other variables) over the period 1981-2010.

	Site ID		102	30	49
	Altitude	m asl	381	454	1036
	Precip.	mm yr ⁻¹	1003	1179	1795
Jan.	T min	°C	-2.3	-3.2	-5.7
	T max	°C	4.8	2.4	1.8
	Hum	%	82	83	78
	Rad	W m ⁻²	65	38	44
	Wind	m s ⁻¹	1.9	1.4	1.1
July	T min	°C	13.5	13.1	10.4
	T max	°C	25	23.5	20.9
	Hum	%	73	72	79
	Rad	W m ⁻²	215	211	203
	Wind	m s ⁻¹	1.8	1.4	1.3

Precip.: precipitation. T: air temperature at 2 m asl. Hum: relative air humidity at 2 m asl. Rad: global radiation. Wind: wind speed.

Table 3: Farm and land management characteristics of the monitoring sites selected for this study.

	30	49	102
Farm type	husbandry	mixed	arable
Livestock types	pig, cow, cattle	cattle, sheep	-
Livestock density [LLU ha ⁻¹]	1.9 - 2.8 ^a	0.9 ^b	-
farm size [ha]	27	12	35
pastures and meadows [ha]	24	12	-
land management	intensive	extensive	crop sequence:
monitoring site	5 cuts/yr	3 cuts/yr	maize, wheat, sugarbeet, soy, potato
yield ^c [Mg ha ⁻¹]	10.0	6.0	crop-specific

LLU: Large livestock units. Maximum livestock density is restricted to 3 LLU ha⁻¹ (low: < 1 LLU ha⁻¹; medium: >1-2 LLU ha⁻¹; large: >2-3 LLU ha⁻¹).

^a in 2009 and 1999, respectively.

^b in 2009.

^c Dry matter considering grazing and cuts according to Swiss agricultural reference values (Flisch et al. 2009).

3. Results

3.1. Phosphorus balances and results of the EPIC prediction

Site 30

Fertilization here is done purely by applying liquid manure. After an initial drop in the early years, the P surface balance showed a positive balance (surplus) until the year 1998 (Figure 2). In 1998 the farm started the integrated production. At the same time the slurry mix used on the site changed, less pig manure but more cattle manure was used. Later unmixed cattle manure was used almost exclusively. The input of pig slurry from the neighbour farm was reduced gradually over the years. While in the year 1996 72 LLU of pig manure were still imported from the neighbour farm, the figure dropped to 29 LLU in 1998-2003 and to 20 LLU in 2004. Despite this reduction, the farm still had a P balance exceeding 100% of P demand until 2006. Then the figure dropped below 100%, indicating P deficit. In 2008 the farm changed from dairy production to dairy heifers. In 2006 the slurry from this farm was analysed. Results were compared to concentrations reported in official documents (Flisch et al. 2009). Figures are quite different, but they agree on the fact that pig

Table 4: Measured nutrient concentrations in slurry at site 30, compared to the benchmark values from Flisch et al. (2009).

	Dry matter	N	P
	kg/m ³		
Our measurements 2006			
Cow slurry	42.3	1.9	0.4
Pig slurry	34.1	2.9	0.65
GRUDAF 2009			
Cow slurry	90	4.3	0.8
Pig slurry	50	6	1.7

slurry is richer in P than cattle manure (Table 4). The soil analyses done in 1989 showed a high level of P in the soil, which was classified as enriched according to the classification of Fliesch et al. (2009) (Table 5).

EPIC predictions outperformed the surface balance, closely matching the observations (Figure 2). Site 30 is located on a well-drained soil, characterized by sandy loam texture on moraine bedrock. Sand content is over 90% below 100 cm. The absence of hydromorphic features indicates

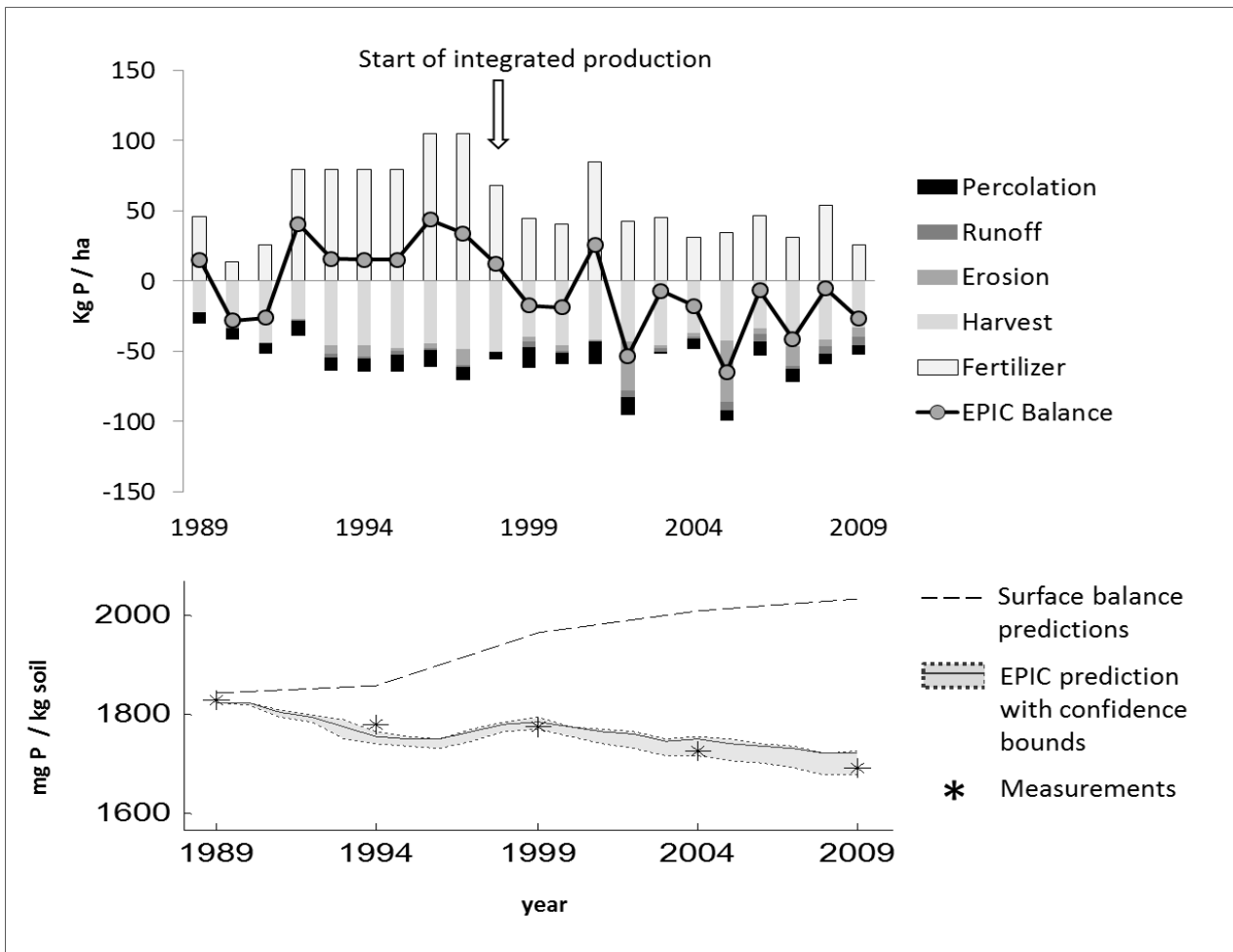


Figure 2: Phosphorus balance and EPIC predictions for site 30.

Table 5: Phosphorus levels according to the classification proposed in Flisch et al. (2009). Measurement taken in 1989.

Site		30	49	102
Clay	%	20	33	6
P _{AA-EDTA}	mg P / kg soil	202	84.6	68.7
P-Test		57	6.75	13.7
Grudaf class		E En- riched	C Suffi- cient	C Suffi- cient
Correction factor ^a		0.0	1.0	0.9

^a Suggested factor to modify the nutrient requirements according to soil nutrient levels.

that no water logging occurred, there are no obstacles to water percolation through the soil. Average P loss through percolation predicted by EPIC was $9.2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Moreover, EPIC predicted substantial P losses through surface runoff and erosion, averaging 2.4 and $7.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, respectively (Figure 2).

Site 49

The P level was classified as sufficient according to the P-Test done in 1989 (Table 5). In the early years of recording the farm manager applied animal manure as well as mineral fertilizer (1989-1990). Especially in the year 1990 mineral fertilizer, such as urea (no P) and multiple nutrients fertilizers (with P) were applied. After 1990 the fertilization was done purely with animal manure. In the year 1996 organic farming was implemented and manure application decreased reaching very low levels in certain years. P application was reduced with the start of organic farming. In 2006 and 2009 some poultry manure was applied creating some P inputs to the fields.

EPIC predictions outperformed the surface balance also for site 49. Topsoil has a clay loam texture; however, sand content reaches 70% below 130 cm. Bedrock is sandy lime. Similarly to site 30, no hydromorphic features were found. Here, predicted P loss via percolation was even higher than at site 30, averaging $22.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Figure 3).

EPIC predicted with the slope on this site of 12% a P loss via runoff of close to 0 and P losses due to erosion of $2.0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$.

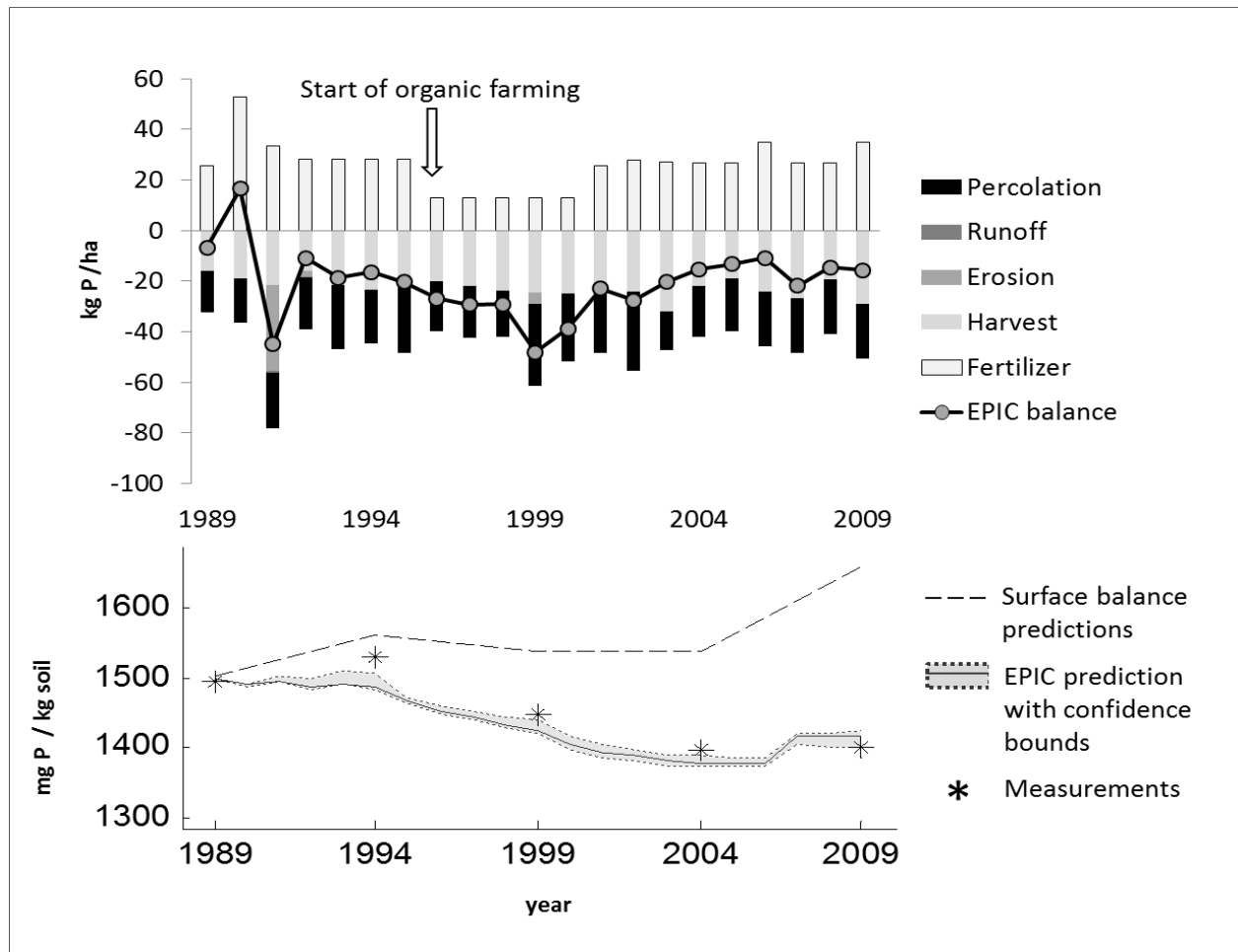


Figure 3: Phosphorus balance and EPIC predictions for site 49.

Site 102

Fertilizer application is closely linked to the crop planted each year. The initial P level measured in 1989 was classified as satisfactory (Table 5). A drop in the phosphorus input can be seen after 1993. In this year the farm switched to IP. Until 1994 wheat and maize were the main crops, while afterwards soybean and other crops were introduced to the rotation (Table 3). A slight surplus P can be observed in the years 1999 and 2000. Afterwards the balance turned again to deficit state. In 1999 the farm management passed from father to son. The crop for the year 2001 was potato, which had a high yield and resulted in a slight deficit. In the most recent years the surface balance stabilized with output equal to inputs. EPIC could not perform better than the surface balance, given that recorded P inputs did not justify an increase of soil P concentration (Fig. 4). Soil of site 102 is quite different from that of the other two sites. Texture of the topsoil is sandy silt. Silt content ranges between 50 and 70% depending on the horizon. Bedrock is fine-grained alluvium. Moreover, evidences of water logging in form of hydromorphic features were observed in horizons below 30 cm. These characteristics indicate a low drainage and explain the prediction of small P loss with percolation ($1.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) (Figure 4).

4. Discussion and conclusion

4.1. Temporal changes in phosphorus balances

Remarkable temporal changes of soil total P were measured between the first and fifth soil sampling (Figures 2, 3, and 4).

On **site 30** P concentration measurements of pig manure compared to cow manure were higher by a factor of 1.625. In the official data given by Fliesch et al. (2009) this factor was even higher (2.125). The reduction of pig manure was caused by the start of the integrated production in 1998, which forced the farm to comply with the Suisse-Bilanz. Since the farm had an excess of nutrients, now visible the Suisse-Bilanz, it was not possible anymore to use the same amounts of pig manure on the observed site. As seen in chapter 3.1 the adoption of Suisse-Bilanz resulted in a reduction of the surplus, which exceeded the crop demand on farm level only by 10%, and after 2006 even lead to a deficient state. The change of the animal keeping system did not impact the measurements, this most likely is because the main driving force for the farm's P balance was the amount of pig manure imported.

As soil P analyses of 1989 showed an enriched

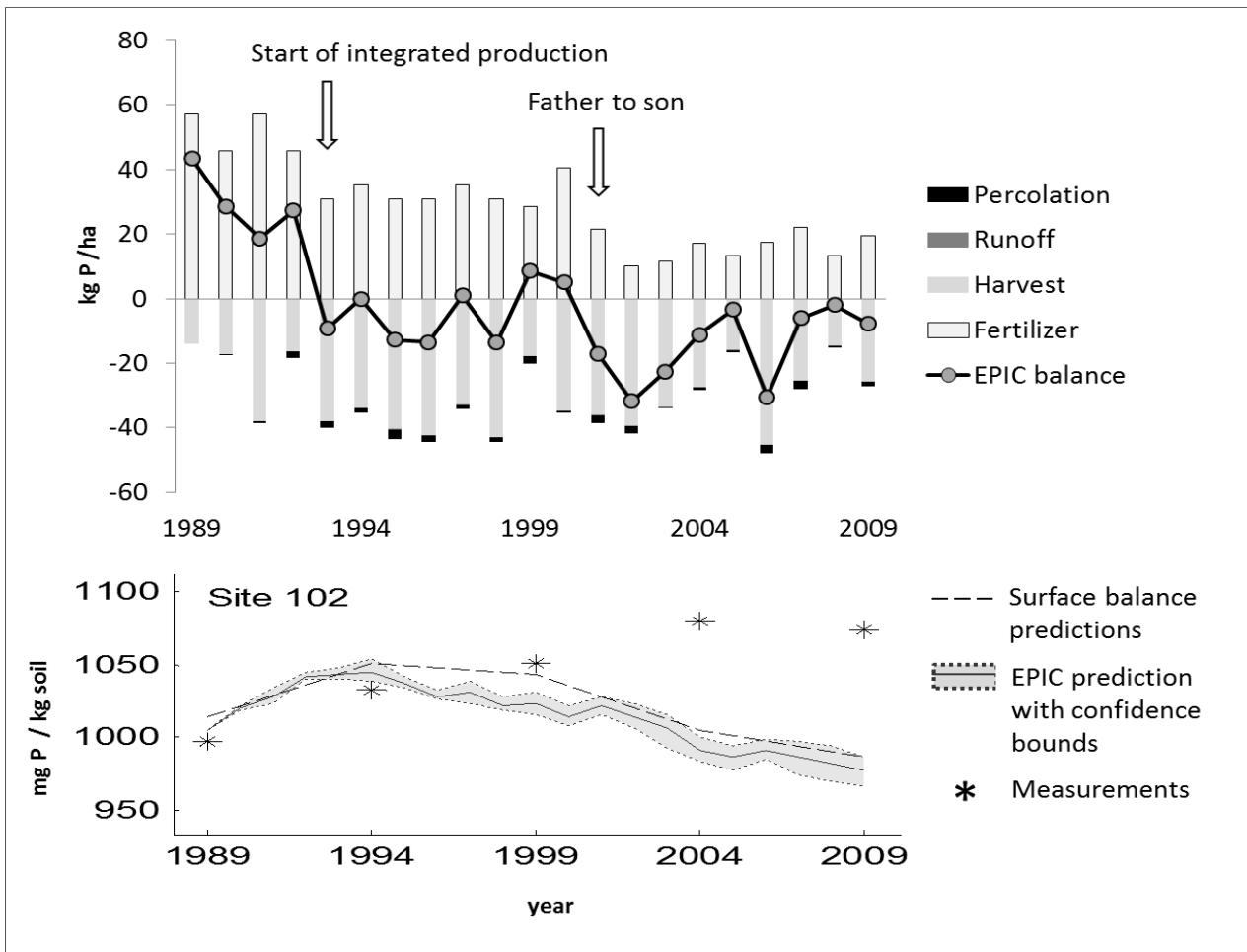


Figure 4: Phosphorus balance and EPIC predictions for site 102.

state, it can be assumed that before the observation period the farm had excessive P application for several years, since nutrient balances were not regulated before the start of the integrated production.

On **site 49** in 1990, where still some mineral fertilizer was reported, inputs were substantially higher than the following years. The change of production system was assumably not very abrupt and that application was already reduced in previous years before the switch to organic farming. With the implementation of organic farming practises inputs became minimal. This resulted in a deficit of P for most years. Some years showed also low harvest quantities and thus low P uptake by the harvested goods. In 2006 and 2009 some poultry manure was applied and therefore the input rose slightly. The high percolation for all years and the erosion events in a few years may have had a bigger impact on soil nutrient dynamics than the agricultural management, especially after the switch to organic farming.

At **site 102** a visible drop of inputs in 1993 happened together with the switch to IP, for which the amount of fertilizer applied should match crop requirements. Note that the Suisse-Bilanz enforces a limited nutrient balance only at farm level, not at field level. Thus nutrient supplied by fertilizer can exceed the demand of some crops, while others get less. It seems that the farm succession did not have had an immediate effect on phosphorus input strategies but had an influence in the long term average P inputs.

As a comparison to the figures presented in the results, Spiess (2011) calculated national nutrient balances for Swiss agro-ecosystems, reporting an average P surplus of 5.5 kg P ha^{-1} in the year 2008, while in the past the national P surplus was much larger (25 kg P ha^{-1} in 1975; 10 kg P ha^{-1} in 1995). According to FOAG 2009, the Swiss P surplus was reduced from 20'000 tons in 1990 to 5'000 tons in 2009. This decline could be mainly attributed to reductions in mineral fertilizer applications.

4.2. Explaining soil P concentration changes with surface balances and EPIC simulations

Unexpected patterns of soil P concentration changes were measured for both grassland sites, where despite an overall positive surface balance, total P concentrations decreased. We explain this discrepancy by noting that the surface balance neglected P losses, which instead were accounted for by EPIC. An unexpected pattern was also found for the arable site 102, where in spite of a negative surface balance, the soil P concentration increased. (Figures 2, 3 and 4).

The high percolation on **site 30** due to its soil properties could explain the substantial P loss predicted by EPIC. We explain the high losses through surface runoff and erosion by observing that this site is characterized by a slope of 20%. Slope is a key factor in determining surface runoff and soil erosion by water. Because of EPIC equations, P was strongly bound to soil particles, thus predicted loss via erosion was larger than loss via runoff. Interestingly, the most part of P losses via erosion was predicted for two years only (2002 and 2005), probably due to particularly erosive rainfall events associated to low soil cover (i.e. shortly after harvest).

For **site 49** a possible explanation for the higher P losses via percolation is, that mean annual precipitation was much bigger at this site (1799 mm) compared to that of site 30 (1210 mm), whereas evapotranspiration was slightly smaller (642 vs. 714 mm, respectively). Moreover, slope (12%) is smaller compared to that of site 30, thus water runoff was estimated to be smaller, too. That is to say, more water percolated through the soil – and therefore more P was leached and transported downwards – than at site 30. Additionally, the smaller slope of site 49 determined smaller prediction of P losses via runoff and erosion compared to those of site 30. As for site 30, erosion was concentrated in main events and occurred on this site 49 mainly during the year 1991.

Another mechanism through which EPIC simulated vertical P transport at grassland sites 30 and 49 was bioturbation (i.e. soil mixing caused by the activity of soil fauna). In previous works (Della Peruta et al., 2014a, 2014b) we found that bioturbation depth and intensity were very influential parameters when simulating soil element dynamics in grasslands. In fact, estimates of these parameters derived from site-specific calibration resulted in high values for sites 30 and 49 compared to EPIC default values.

Site 102 lays on a flat surface, thus predicted P losses via runoff and erosion were negligible. Bioturbation played only a minor role. Thus, soil processes had a very little influence on P fluxes at this site, and EPIC predictions were very close to surface balance predictions. Figure 4 shows a negative balance, as expected. Meanwhile, soil P unexpectedly increased until 2004. This could be explained by assuming that data received from the farm was incomplete, or admitting further processes, not considered in EPIC, like a sedimentation of P through flooding from the nearby river. In any case the modelling of P processes within the soil has many uncertainties and both the quality of data source and the site-specific calibration are essential to make accurate predictions.

Conclusions

We developed an integrated approach combining repeated soil measurements, field management recording, and bio-physical models to assess the influence of agricultural management changes on soil quality in the long term. We applied this preliminary approach to three study sites in Switzerland, focusing on soil P concentration changes. Our approach helped to explain P concentration changes measured in soil in terms of management and soil processes. Inconsistencies between soil measurements and recorded management were found, which would have to be addressed in further investigation. Due to the small number of study sites, the findings presented here are just examples and cannot be set as rules for other studies without further statistical repetitions. Therefore, these results don't have a general applicability but can be used as guidelines for a broader research. In fact, a comprehensive study is currently taking place at all 47 NABO sites where indirect monitoring is implemented.

5. References

- ART. 2010. Schweizerische Referenzmethoden der Eidgenössischen landwirtschaftlichen Forschungsanstalten. Band 2 - Bodenuntersuchung zur Standortcharakterisierung. Agroscope Research Station ART. Zürich.
- ARMSTRONG, S.D., SMITH D.R., JOERN, B.C., OWENS, P., LEYTEM, A., HUANG, C., & ADEOLA L. 2010. Transport and fate of Phosphorus during and after manure spill simulations. *J. Environ. Qual.* 39: 345-352.
- ARROUAYS, D., BELLAMY, P.H., & PAUSTIAN, K. 2009. Soil Inventory and monitoring. Current issues and gaps. *European Journal of Soil Science*, 60: 721-722.
- BROCK, E.H., KETTERINGS Q.M., & MCBRIDGE M. 2006. Copper and zinc accumulation in poultry and dairy manure-amended fields. *Soil Science* 171(5): 388-399.
- BRUGGER, M., 2008. Ökonomische Analyse agrarpolitischer Umweltmassnahmen unter Verwendung eines biophysikalischen Modellsatzes. Diss. ETH No. 17693. doi:10.3929/ethz-a-005648404.
- DELLA PERUTA R., KELLER A., AND SCHULIN R. 2014a. Sensitivity analysis, calibration and validation of EPIC for modelling soil phosphorus dynamics in Swiss agro-ecosystems. *Ecological modelling* (submitted).
- DELLA PERUTA R., KELLER A., SCHWAB P., AND SCHULIN R. 2014b. Repeated soil sampling combined with biophysical modelling to assess long-term changes of phosphorus in Swiss grassland soils. *European Journal of Soil Science* (submitted).
- DESAULES A. 2012. Measurement instability and temporal bias in chemical soil monitoring: sources and control measures. *Environ. Monit. Assess.* 184: 487-502.
- FLISCH R, SINAJ S, CHARLES R, RICHNER W. 2009. GRUDAF 2009—Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. *Agrarforschung* 16:1–97
- FOAG, 2000. Agricultural Report 2000. Agricultural policies, Berne.
- FOAG, 2009. Swiss agriculture on the move. The New Agriculture Act. Ten years on, Berne. 36 p.
- FOAG, 2013. www.blw.admin.ch. visited 7.2.2014. Ökologischer Leistungsnachweis, Berne.
- FROSSARD E., P. JULIEN, J.-A. NEYROUD, AND S. SINAJ. 2003. Phosphor in Böden, Düngern, Kulturen und Umwelt – Situation in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt (BAFU). Schriftenreihe Umwelt Nr. 368. S. 183. Bern.
- HÄMMANN, M. AND A. DESAULES. 2003. Manual: Sampling and sample pretreatment for soil pollutant surveys, Environment in practice (VU-4814-E), Swiss Agency for Environment, Forests and Landscape (SAFEL), CH-3003 Bern, 2003.
- JONES, C.A., COLE, C.V., SHARPLEY, A.N., WILLIAMS, J.R., 1984. A simplified soil and plant phosphorus model. 1. Documentation. *Soil Science Society of America Journal*, 48(4): 800-805.
- KELLER, A., B. VON STEIGER, R. SCHULIN AND S.E.A.T.M. VAN DER ZEE. 2001. A Stochastic Empirical Model for Heavy-Metal Balances in Agroecosystems. *Journal of Environmental Quality* 30: 1976-1989.
- KELLER, A., ROSSIER, N. AND DESAULES, A., 2005. Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftspartellen der Nationalen Bodenbeobachtung. Schriftenreihe der FAL Nr. 54. Agroscope FAL Reckenholz, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich. 56 pp.
- KIBBLEWHITE, M.G., JONES, R.J.A, MONTANARELLA, L., BARITZ, R., HUBER, S., ARROUAYS, D., MICHELI, E. AND M. STEPHENS. 2008. Environmental Assessment of Soil for Monitoring: Volume VI Soil Monitoring System for Europe. EUR 23490 EN/6, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- KURFÜRST, U., DESAULES, A., REHNERT, A. & H. MUNTAU. 2004. Estimation of measurement uncertainty by the budget approach for heavy metal content in soils under different land use. *Accred. Qual. Assur.*, 9:64-75.
- MEULI R.G., SCHWAB P., WÄCHTER D., AMMANN S. 2014: Nationale Bodenbeobachtung (NABO) 1985-2004. Zustand und Veränderungen der anorganischen Schadstoffe und Bodenbegleitparameter. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1409: 94 S.
- MOL, G., VRIEND, S.P., & VAN GAANS P.F.M. 1998. Future trends, detectable by soil monitor-

- ing networks? *Journal of Geochemical Exploration* 62: 61-66.
- MOOLENAAR S.W. UND LEXMOND T.M., 1998. Heavy-metal balances of agro-ecosystems in the Netherlands. *Netherlands J. Agric. Sci.* 46, 171-192.
- NICHOLSON, F. A., SMITH, S. R., ALLOWAY, B. J., CARLTON-SMITH, C., AND CHAMBERS, B. J. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Science of the Total Environment* 311: 205 – 219.
- ÖBORN I., EDWARDS A.C., WITTER E., OENEMA O., IVARSSON K. ET AL., 2003. Element balances as a tool for sustainable nutrient management: a critical appraisal of their merits and limitations within an agronomic and environmental context. *European Journal of Agronomy* 20, 211-225.
- OENEMA O., KROS H. AND DE VRIES W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy* 20, 3-16.
- OLIVER M.A. 1993. Trend Detection in Soil Monitoring – Looking for the Needle in the Haystack. In: R. Schulin, A. Desaulles, R. Webster and B. v. Steiger (eds.) *Soil monitoring - early detection and surveying of soil contamination and degradation*. Birkhäuser Verlag Basel, Switzerland. p.
- SHEPPARD, S.C., C.A. GRANT, M.I. SHEPPARD, R. DE JONG, AND J. LONG. 2009. Risk Indicator for Agricultural Inputs of Trace Elements to Canadian Soils. *Journal of Environmental Quality* 38: 919–932.
- SPIESS E. 2011. Nitrogen, phosphorus and potassium balances and cycles of Swiss agriculture from 1975 to 2008. *Nutr Cycl Agroecosyst* 91:351–365.
- WILLIAMS J.R., 1995. The EPIC model. In V.P. Singh, *Computer models of watershed hydrology*, 909-1000. Water Resources Publications, Highlands Ranch, CO.
- WILLIAMS J.R., E. WANG, A. MEINARDUS, W.L. HARMAN, M. SIEMERS, AND J.D. ATWOOD, 2006. EPIC users guide v. 0509. Blackland Research and Extension Center, Temple, Texas.
- WYSS U. AND KESSLER J., 2002. Bewirtschaftung beeinflusst Mineralstoffe im Gras. *Agrarforschung* 9 (7): 29

Les sols de l'environnement urbain: caractéristiques, services et problèmes liés à leur étude

Jean Louis Morel, Geoffroy Sere, Apolline Auclerc, Christophe Schwartz, Sophie Leguedois, Françoise Watteau

Laboratoire Sols et Environnement, Université de Lorraine – INRA, Nancy, France

Résumé

Avec le besoin d'une meilleure gestion des ressources naturelles et le développement des villes durables, les sols urbains sont devenus un objet de grand intérêt. Ils remplissent un grand nombre de fonctions et fournissent une large gamme de services écosystémiques. Les sols des zones où l'activité humaine exerce une pression élevée sont appelés SUTMAs (*Soils in Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military areas*). Une majorité de ces SUTMAs est très perturbée, même si certains présentent des propriétés proches de celles des sols naturels. Leur capacité à fournir des services écosystémiques varie en fonction de leurs caractéristiques. Les besoins de connaissances sont importants sur les propriétés, les fonctions des SUTMAs et les services écosystémiques qu'ils rendent, et les outils classiques de la science du sol s'avèrent pertinents pour leur étude.

Abstract

With the need for better management of natural resources and development of sustainable cities, urban soils are becoming an object of primary interest. Indeed, they fulfill a large set of functions, and provide several ecosystem services. Soils of areas where human activity exerts a high pressure are called SUTMAs (*Soils in Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military areas*). Most SUTMAs are intensively managed and highly disturbed, but some exhibit properties close to natural soils. Their capacity to provide ecosystem services varies greatly according to their characteristics. Knowledge of the properties, functions of SUTMAs and the provided ecosystem services is required, and studies can use the classical tools of soil science.

Keywords: urban soils, SUTMAs, functions, ecosystem services, sols construits

1. Introduction

La population mondiale est désormais majoritairement urbaine (UNITED NATIONS POPULATION DIVISION 2009). En 2050, il est prévu que les villes accueilleront 70% de la population totale. La surface totale des villes d'Europe a augmenté de 78% depuis les années 50. Cette demande de surfaces pour l'urbanisation va poursuivre son accroissement avec des prélèvements dramatiques sur les sols destinés à la production agricole. Aujourd'hui, on estime que 2.3% du territoire de l'UE sont scellés, ce qui représente environ 200 m² par citoyen de l'UE, avec un rythme élevé de conversion, équivalent à 250 ha par jour (EUROPEAN UNION 2012).

Au-delà de la prise en compte de cette menace qui pèse sur la ressource globale en sols, le développement urbain doit aussi relever un ensemble de défis destinés à satisfaire les besoins de la population désormais concentrée en ville. La construction des cités de demain repose sur des stratégies qui assurent un environnement urbain durable, résilient, auto-suffisant, *biophilic*, et adapté aux changements globaux (REEVE et al. 2013).

La ville durable repose sur les services écosystémiques fournis par le capital naturel, ainsi que le capital anthropique, généré par les actions humaines. Dans ce contexte, les sols jouent un rôle prédominant dans l'environnement urbain, dans la mesure où ils peuvent remplir un ensemble de fonctions soit analogues à celles des sols naturels soit, au contraire, spécialisées pour répondre aux exigences des citoyens (e.g. transport et sols scellés). Or, les sols urbains ont pendant longtemps été considérés par les pédologues comme des "non sols" sans intérêt pour la science du sol. Cette position a entraîné un retard important dans la prise en compte du sol dans le développement urbain, où le sol n'a qu'un rôle de surface sur laquelle il est possible d'envisager toute une gamme d'activités mais dont les propriétés sont quasi ignorées. La gestion du sol a grandement été laissée au génie civil, qui considère le sol en tant que matériau et non en tant que système complexe.

Mais aujourd'hui, face aux besoins de l'environnement urbain, notamment en termes de verdissement des villes, des questions sont posées directement aux pédologues sur les fonctions des sols en milieu urbain et sur les services qu'ils peuvent

rendre. Deux questions essentielles sont posées : i) comment construire des villes durables et adaptées au bien-être humain tout en préservant notre capital naturel en sols et ii) comment peut-on obtenir plus de services écosystémiques à partir de la même surface ? Ces défis qui s'imposent à la science du sol nécessitent de mieux connaître l'objet « sol urbain », tant au plan de ses caractéristiques biologiques, chimiques que physiques et d'être capable de le cartographier en regard des besoins urbains. Dans cette communication, nous présenterons d'abord les caractéristiques des sols des environnements urbains, puis nous mettrons l'accent sur les services écosystémiques qu'ils peuvent fournir, enfin nous donnerons quelques exemples de problèmes posés par leur étude.

2. Caractéristiques des sols en milieu urbain

En ville, les sols sont généralement fortement perturbés (DE KIMPE et MOREL 2000). En complément voire en substitution des facteurs naturels, l'Homme est alors un facteur primordial de la pédogenèse en milieu urbain. Les sols des cités subissent des transformations avec des mélanges de matériaux naturels et anthropiques. Leur profondeur a tendance à s'accroître par apport de remblais tandis qu'ils sont souvent compactés en surface par suite du passage d'engins de masse importante. Le nivellement et le scellement sont des caractéristiques classiques des sols urbains. Ils font aussi l'objet d'excavations pour la construction avec exportation des matériaux naturels. Enfin, ils sont le lieu d'accumulation d'une gamme large de composés d'origine anthropique, tels que des déchets et des sédiments. Mais en ville, coexistent des sols profondément remaniés et des sols qui présentent des caractéristiques très proches des sols naturels (e.g. parcs urbains sur sols peu ou non remaniés).

Au plan des définitions, « sol urbain » est utilisé pour désigner les sols qui sont trouvés dans les zones urbaines. Nous préférons ici employer l'acronyme « SUITMA » qui représente les sols des zones où l'activité humaine exerce une pression importante sur les sols. Cette définition plus large rend mieux compte de la réalité des sols des milieux très anthropisés. « SUITMA » ou « *Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military areas* » est aussi un groupe de travail de l'UISS proposé par Burghardt en 1998 (Montpellier).

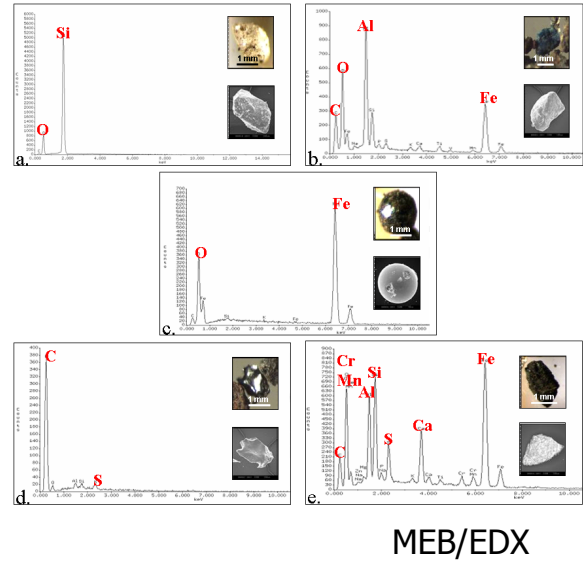
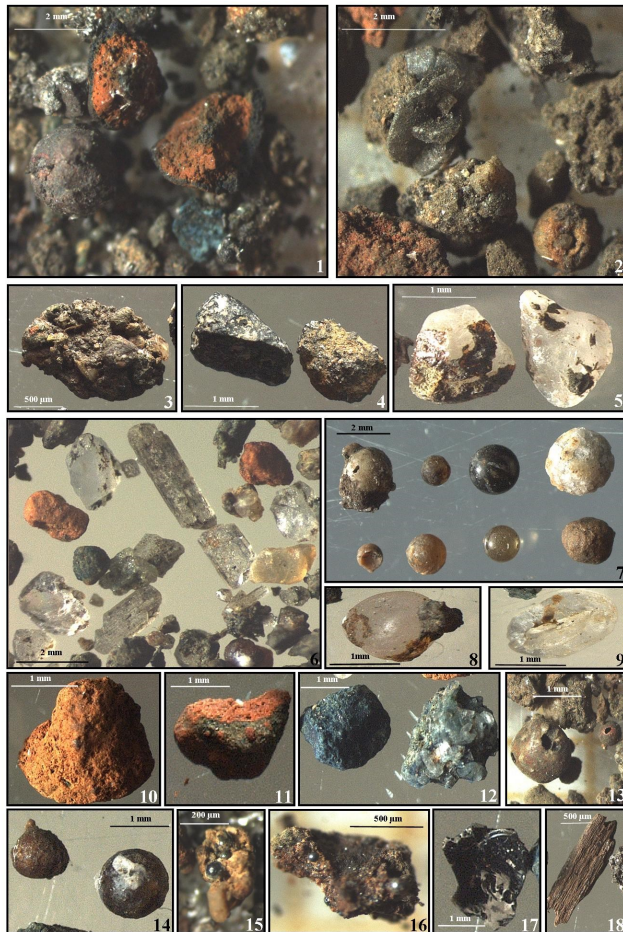
En ville, les sols présentent une très large variabilité de composition. Mais en général, ils présentent des caractéristiques communes. Ainsi, ils sont principalement composés de matériaux grossiers tant naturels qu'anthropiques (e.g. ciment, asphalté). Ces éléments grossiers peuvent être porteurs de polluants à l'inverse des sols agricoles

contaminés où les polluants sont majoritairement retrouvés dans la fraction fine. La forte proportion de matériaux carbonatés dans les sols urbains leur confère aussi un pH élevé. Les sols urbains contiennent des artefacts (ou matériaux technologiques) témoins d'activités urbaines et industrielles plus ou moins récentes. Ainsi, dans des sols industriels de la sidérurgie, les oxydes de fer, de billes de verre, d'hydrocarbures et de scories issus des processus industriels sont fréquents et peuvent même jouer un rôle essentiel dans le fonctionnement physico-chimique du sol (e.g. processus d'agrégation) (Figure 1 ; MONSÉRIÉ et al. 2012).

Ils peuvent contenir des teneurs élevées en carbone organique issu des déchets et de résidus de combustion et donc de nature et de propriétés significativement différentes du carbone de sols naturels. Les sols utilisés en maraîchage/horticulture font l'objet d'apports importants de matières organiques retrouvées jusqu'en profondeur du profil. Leur densité apparente est généralement élevée aussi bien en surface qu'en profondeur. Ils peuvent contenir des contaminants organiques (e.g. hydrocarbures) et inorganiques (e.g. métaux lourds). Dans le cas particulier des sols de jardin, les concentrations en métaux sont souvent supérieures à celles retrouvées dans les sols agricoles, en raison de pratiques intensives d'apports de déchets et de matériaux technologiques divers et de la proximité de zones d'émission telles que les industries et les voies routières (MOREL et SCHWARTZ 1999 ; SCHWARTZ et al. 2013).

3. Classification des sols urbains

Les classifications nationales prennent plus ou moins en compte les sols des milieux urbains. En général, un ou deux groupes maximums sont retenus. Dans le cas de la WRB (2006), deux groupes de référence ont été retenus (Figure 2). Les ANTHROSOLS et les TECHNOSOLS. Les ANTHROSOLS sont des sols marqués par l'influence humaine avec la présence d'horizons hortic, irrigric ou plaggic. Ils sont issus d'un usage agricole intensif de longue date (e.g. sols horticoles) qui a amené à l'incorporation en profondeur de grandes quantités de matières organiques. Ils sont aussi souvent irrigués et perturbés par le travail du sol. Ils couvrent plus de 500 000 ha au niveau mondial (WRB 2006). Le groupe des TECHNOSOLS est apparu dans les années 2000 (LEHMANN 2006; ROSSITER 2007) et retenu en tant que groupe à part entière pour la version 2006 de la WRB. Il s'agit de sols qui contiennent de nombreux artefacts. Un Technosol contient 20% ou plus d'artefacts dans le premier mètre. Un sol qui comporte une couche cimentée continue est aussi un Technosol. La pédogenèse et les propriétés de ces sols sont alors dominées par la présence de matériaux parents d'origine technologique qui vont de



- Artéfacts
 - oxydes de fer et billes de verre
 - matériaux complexes issus du processus industriel (scories)
- Agrégats stables à l'eau
 - particules minérales associées par des hydrocarbures

Monserié et al., 2009, J. Soils and Sediments

Figure 1: Artéfacts et agrégats dans un Technosol développé sur un matériau résiduel de l'industrie sidérurgique



Anthrosol
avec un horizon *hortic*

Horizon Ap
>50cm

- Jardins, maraîchage
- structure grumeleuse, forte porosité, couleur foncée

Photo Schwartz



Technosol d'un bassin
de décantation sidérurgique
(Huot et al., 2012)

- Matériau parent 100% technologique
- Technosol support d'un écosystème forestier

Photo Huot

Figure 2: Sols anthropisés : Anthrosol et Technosols (WRB, 2006)

même conditionner leur fonctionnement. Ces deux groupes permettent une meilleure prise en compte des sols très anthropisés dans les recherches. Mais cette approche reste nettement insuffisante s'il s'agit de classer les sols urbains. Dans une ville, la plupart des sols peuvent être rangés dans le groupe des Technosols, en présentant des caractéristiques très contrastées. Il est donc nécessaire de mettre à disposition des acteurs du développement urbain des outils de classification à la fois compréhensibles et utiles pour répondre aux questions de développement des services écosystémiques.

4. Services écosystémiques fournis par les SUITMAS

Notre approche s'appuie sur un système d'organisation des SUITMAS en fonction de leur aptitude à soutenir un couvert végétal. Cette approche découle d'une vision propre à la science du sol et répond aussi à la tendance forte de « verdissement » des cités. Ce volet a été décrit récemment à l'occasion du congrès SUITMA qui s'est tenu à Torun, Pologne en 2013 et fait l'objet d'un article consacré aux services écosystémiques rendus par les SUITMAS (Morel et al. 2013). En résumé, les SUITMAS sont organisés en quatre groupes, par ordre décroissant de l'aptitude à la végétalisation :

- i) SUITMAS pseudo-naturels qui couvrent les sols présentant, en milieu urbain, des caractéristiques très proches des sols naturels et sont généralement occupés par des forêts urbaines, des parcs ou de l'agriculture péri-urbaine. Ces sols présentent des marques des interventions humaines, tels que le tassement et la présence d'artéfacts, mais ils peuvent être assimilés aux types de sols observés en milieu non urbain, agricole ou forestier. Les services rendus sont ainsi très étendus.
- ii) SUITMAS construits. Il s'agit des sols qui sont délibérément élaborés pour remplir des fonctions spécifiques en milieu urbain et qui peuvent offrir une large gamme de services écosystémiques. Par exemple, les sols de maraîchage (Anthrosols selon la WRB, 2006) enrichis en matière organique, les sols construits pour la restauration écologique des sites et sols dégradés (SÉRÉ et al. 2008) et les toits végétalisés ; ces deux derniers exemples correspondent à des Technosols construits. Ces sols sont construits pour remplir une gamme large de fonctions proches de celles des sols naturels. Et ils assurent plusieurs services écosystémiques, approvisionnement (biomasse), régulation (e.g. biodiversité, stockage de carbone). Les toits végétalisés constituent le degré le plus sophistiqué de construction de sol.

Théoriquement, le sol d'un toit végétalisé est conçu pour remplir de nombreuses fonctions et rendre des services variés, tels que la régulation des flux d'eau dans les villes (stockage), améliorer la qualité de l'eau (filtration), le piégeage des polluants atmosphériques (e.g. particules), réduire les effets d'îlot de chaleur, accroître la biodiversité. Ils peuvent même assurer des services d'approvisionnement comme la production maraîchère individuelle et jouent le rôle social assuré par le jardinage. Cette vision théorique est toutefois rarement atteinte car les compromis nécessaires à la végétalisation des toits amènent à des problèmes secondaires voire des disservices. La fonction de filtre des sols des toits végétalisés peut ainsi se traduire par une fonction de source de contaminants présents dans les matériaux de construction des toits (SCHWAGER-GUILLOUX 2014).

- iii) SUITMAS des sites de dépôts. Les dépôts peuvent être d'origine domestique (déchets ménagers), de construction (gravats) ou d'origine industrielle (terrils, friches industrielles, bassins de décantation). Ce sont généralement des Technosols, avec une très grande variété de composition et de fonctions. Les Technosols développés sur des sites de dépôts fournissent le service de régulation de traitement des déchets pour lequel ils ont été élaborés ou en découlent. La production de biomasse est généralement faible, et la qualité de l'eau et de l'air est souvent altérée par des lixiviats chargés de contaminants qui menacent la ressource en eau et des émissions non contrôlées de gaz à effet de serre (e.g. méthane). Après l'arrêt du dépôt, ces sols représentent un réservoir foncier pour le développement urbain (e.g. aéroport de JFK, New York) et un réservoir de matériaux bruts disponibles pour une valorisation ultérieure. Certains donnent lieu au développement d'un véritable écosystème forestier (HUOT et al. 2013). Enfin, ils contiennent des éléments de l'histoire des sociétés et fournissent ainsi des services culturels pour les générations futures.
- iv) SUITMAS scellés. Ce sont des Technosols présentant des couches plus ou moins continues de matériaux cimentés. Ils peuvent être scellés en totalité (sols imperméabilisés) ou offrir la possibilité d'infiltration (sols pavés). Les fonctions fondamentales des sols qui ont subi un scellement sont fortement altérées et souvent irréversiblement détruites. Ces sols sont conçus pour remplir des fonctions de transport et ils rendent essentiellement des services d'approvisionnement (e.g. eau potable, énergie). Les services de régulation sont peu développés : ils augmentent le ruissellement, les risques d'inondation et les effets d'îlot de cha-

leur et réduisent la biodiversité. Une alternative au scellement tout en conservant les fonctions de transport est le pavage. En ménageant des espaces entre les pavés où se développent des micro-profil, le pavage permet de maintenir certaines fonctions qui procurent à ces sols la capacité à rendre des services vis-à-vis de l'eau (infiltration), de la température (cooling) et de la biodiversité (NEHLS et al. 2008).

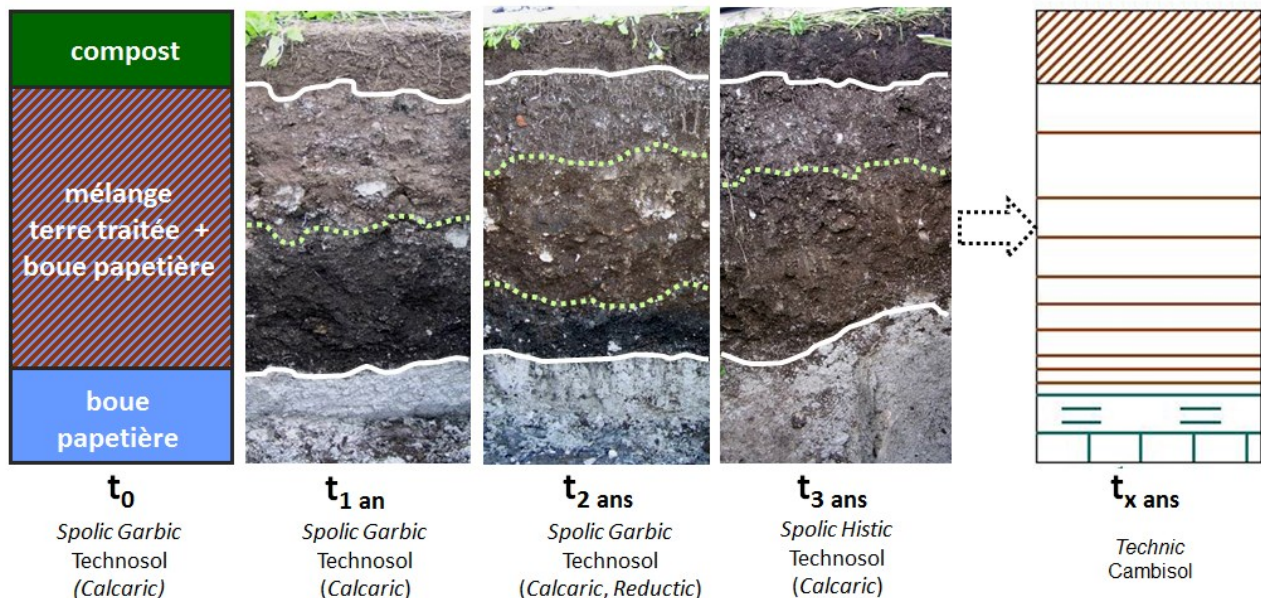
L'aptitude des différents SUTMAs à soutenir une couverture végétale décroît avec le rang du groupe. Bien entendu, au sein de chaque groupe, il existe une variabilité notable dont il conviendra de tenir compte dans l'affinage de cette proposition de classification à usage applicatif pour la gestion de l'environnement urbain.

5. Investigations sur les sols urbains : exemple de l'évolution des sols construits

Les recherches sur les sols urbains menées par les pédologues s'appuient sur les concepts et les outils de la science du sol. Les questions qui se posent concernent la composition des sols urbains, leur fonctionnement et leur rôle dans l'écosystème, la spatialisation et l'évolution pédogénétique à court et moyen termes. Au plan plus appliqué, ces recherches doivent permettre le dévelop-

pement d'une ingénierie des sols dédiée aux milieux urbains afin, d'une part, de restaurer les fonctions des sols dégradés par les activités humaines et, d'autre part, d'élaborer des sols pour développer ou améliorer les services écosystémiques rendus par les villes.

Un exemple de recherches concerne les sols construits dans le cadre de la restauration écologique des sites et sols dégradés (SÉRÉ et al. 2008). Ces sols sont conçus pour remplir une gamme large de fonctions et construits à partir de matériaux et sous-produits issus des activités urbaines et industrielles (e.g. composts, boues, terres dépolluées), permettant l'économie de matériaux naturels provenant en particulier du décapage de surfaces agricoles. Le profil et son évolution sont alors étudiés en suivant la démarche propre à la science du sol : observation de profil, échantillonnages périodiques, analyses, prise en compte des paramètres physiques, chimiques et biologiques, essais en colonnes, en dispositifs lysimétriques, en vraie grandeur. Un sol construit évolue très rapidement sous l'influence des facteurs de la pédogenèse, montrant des changements au niveau de l'ensemble des propriétés biologiques et physico-chimiques. En quelques années, le profil initial du Technosol se transforme et tend vers un profil de type Cambisol développé sur matériaux technologiques (Figure 3) (SÉRÉ et al. 2010).



Séré et al., 2008

* selon la WRB (2006)

Figure 3: Evolution d'un Technosol issu d'un procédé de construction de sol

6. Conclusion

Les SUITMAs sont définis en fonction de leur localisation dans les villes ou dans des zones très anthropisées. Cette définition recouvre un ensemble très large de sols allant des sols naturels aux sols scellés, qui assurent une gamme de fonctions de première importance donc à la base de nombreux services écosystémiques. Ils subissent aussi des changements rapides sous l'influence des activités humaines. Dans le contexte urbain, la distribution des sols est hétérogène et étroitement dépendante de l'histoire des sites.

Une caractéristique majeure des sols urbains, qui les distingue des sols agricoles et forestiers, est la possibilité de les concevoir et de les construire afin de répondre aux objectifs de bon fonctionnement de l'écosystème urbain. Mais pour être réellement valorisée, cette caractéristique doit reposer sur la connaissance approfondie des propriétés et de l'évolution des sols dans les milieux urbains. A partir de cette connaissance, il est alors possible de contrôler les fonctions des sols en relation avec les services attendus. Les recherches utilisent alors les concepts et les outils de la science du sol tout en s'intégrant au contexte particulier et pluridisciplinaire de l'écosystème urbain et en produisant l'effort de générer des résultats compréhensibles par les acteurs de la gestion urbaine. Au-delà, certains sols urbains, comme les sols construits, peuvent même être utilisés comme des modèles d'étude pour des approches de modélisation qui contribueront à mieux comprendre et gérer les sols naturels.

7. Références

- DE KIMPE, C. et J.L. MOREL, 2000: Urban soils management: a growing concern. *Soil Science* 165, 31-40.
- EUROPEAN UNION, 2012: Guidelines on best practice to limit, mitigate or compensate soil sealing. http://ec.europa.eu/environment/soil/sealing_guidelines.htm.
- HUOT, H., M.O. SIMONNOT, F. WATTEAU, P. MARION, J. YVON, P. DE DONATO et J.L. MOREL, 2013: Early transformation and transfer processes in a Technosol developing on iron industry deposits. *European Journal of Soil Science* 65, 470-484.
- LEHMANN, A., 2006: Technosols, a new Soil Group of the WRB or "The First Virtual Excursion Through Technosols and Similar Soils". 18th World Congress of Soil Science, Philadelphia, 13 July 2006.
- MONSÉRIÉ, M.F., F. WATTEAU, S. OUVRARD, G. VILLEMIN et J.L. MOREL J.L., 2009: Technosol genesis: Identification of organo-mineral associations in a young Technosol derived from coking plant waste materials. *Journal of Soils and Sediments* 9, 537-546
- MOREL, J.L., C. CHENU et K. LORENZ, 2013: Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments*. DOI: <http://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>
- MOREL, J.L. et C. SCHWARTZ, 1999 : Qualité et gestion des sols des jardins familiaux. *Comptes Rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 85, 103-114.
- NEHLS, T., G. JOZEFACIUK, Z. SOKOLOWSKA, M. HAJNOS et G. WESSOLEK, 2008: Filter properties of seam material from paved urban soils. *Hydrology and Earth System Sciences* 12, 691-702.
- REEVE, A., C. DESHA, C. HARGROVE, P. NEWMAN et D. HARGREAVES. In S. Rauch, G. Morrison, S. Norra, N. Schleicher, Eds., *Urban environment*. 2013. Proceedings of the 11th Environment Symposium (UES), Karlsruhe, Germany, 16-19 September, 2012, Springer, 526 p.
- ROSSITER, D.G., 2007: Classification of urban and industrial soils in the World Reference Base for Soil Resources. *Journal of Soils and Sediments* 7, 96-100.
- SCHWAGER-GUILLOUX, J. (2014). Les toitures végétalisées, puits et sources d'éléments traces métalliques. Thèse de Doctorat de l'Université de Lorraine, 26 juin 2014.
- SCHWARTZ C. (2013). Jardins potagers : terres inconnues ? EDP Sciences - ADEME, 176 pp.
- SÉRÉ, G., C. SCHWARTZ, S. OUVRARD, C. SAUVAGE, J.C. RENAT et J.L. MOREL, 2008: Soil construction: A step for ecological reclamation of derelict lands. *Journal of Soils and Sediments* 8, 130-136. DOI: 10.1065/jss2008.03.277
- SÉRÉ, G., C. SCHWARTZ, S. OUVRARD, J.C. RENAT, F. WATTEAU et J.L. MOREL, 2010: Early pedogenic evolution of constructed Technosol. *Journal of Soils and Sediments* 10, 1246-1254.
- UNITED NATIONS POPULATION DIVISION (2009). *World population prospects, the 2008 revision*, New York.

Conception et implémentation d'une base SIG spécifique aux sols urbains : cas de Genève

Rédha Farah^{1,2}, Lionel Chabbey¹, Alain Dubois² et Pascal Boivin¹ (*)

¹ Sols et Substrats, hepia

² Systèmes d'information géographique, hepia

(*) Correspondance: pascal.boivin@hesge.ch

Résumé

Les sols urbains ne peuvent être répertoriés et cartographiés comme les autres. Or leur gestion est devenue un enjeu primordial de l'urbanisme. Ce travail propose une méthode de description basée sur le référentiel mondial (WRB), le seul à bien envisager la dénomination de ce type de sol. La méthode de description est liée à la structure d'une base SIG, conçue pour permettre la gestion géo-référencée des sols urbains. Une application test a été réalisée sur Genève.

Abstract

Urban soils can not be identified and mapped as others. But their management has become a crucial issue of urban planning. This work proposes a method of description based on the World Reference Base for Soil Resources (WRB), the only one who is considering well the name of this type of soil. The description method is related to the structure of a GIS database, designed to enable location-based management of urban soils. A test application was implemented in Geneva.

Les sols urbains, et les fonctions qu'ils assurent, prennent une importance croissante avec l'extension des villes. Ils sont cependant méconnus et en général non répertoriés. Leur description échappe aux critères habituellement utilisés pour les sols ruraux dans la mesure où ils sont le plus souvent profondément remaniés par l'homme. Les sols urbains sont distribués selon des géométries propres aux multiples aménagements ou perturbations qui se sont succédés. La succession des horizons n'obéit souvent pas à une logique de pédogenèse, elle peut être multiple et sera déterminée par l'apport des matériaux. Ces matériaux peuvent être de source exogène (non pédologique). Enfin, leur extension spatiale n'obéit pas non plus à des critères naturels. En conséquence, les bases de données pédologiques actuelles sont inaptées à intégrer les observations réalisées sur les sols urbains, comme on le voit sur l'extraction du Système Infographique du Territoire Genevois en (Figure 1).

Prenant acte de ces spécificités, c'est principalement le World Reference Base for Soil Resources (IUSS Working Group WRB, 2006) qui propose une classification adaptée, à travers les concepts d'Anthrosols et de Technosols (Rossiter, 2007). Cette classification prend notamment en compte la succession non conventionnelle des horizons, et la nature artefact ou remaniée des matériaux. Si le WRB n'a pas vocation à classer les sols aux échelles supérieures au 1/50000^e, la notion d'échelle ne s'applique guère aux sols urbains puisqu'ils sont déterminés spatialement par l'histoire de remaniement, et délimités en unités arbi-

traies que l'on peut qualifier de « ponctuelles » pour la plupart.

La nature des sols urbains, leurs propriétés et les fonctions qu'ils assurent sont d'une importance capitale pour la résilience de cet écosystème si particulier. Au premier rang de ces fonctions se trouvent l'infiltration des eaux, et la végétalisation urbaine. Or la mauvaise qualité des sols urbains, en général réalisés par comblement des fosses au moyen des matériaux disponibles sans expertise appropriée, pose problème. Ainsi, on enregistre des mortalités considérables sur les plantations urbaines, la durée de vie d'un arbre en ville n'excédant pas quelques années, constat largement imputable à la qualité du sol.

Une base de données spécifique aux sols urbains a été élaborée pour le canton de Genève, dont le territoire peut être considéré comme un cas emblématique quant à l'importance des sols urbains.

L'objectif de ce travail est d'offrir non seulement une structure pour héberger les informations, mais aussi pour guider et standardiser en partie les descriptions de terrain. La structure descriptive est adaptée aux observations couramment réalisées lors des travaux et en particulier des plantations, tout en conduisant à une systématisme qui a jusqu'ici fait défaut dans la collecte d'informations.

Pour cela, une géodatabase ArcGIS a été conçue pour pouvoir représenter, analyser et stocker les données pédologiques acquises sur les sols urbains. Cette géodatabase combine une attribution

semi automatisée aux catégories WRB (avec accès rapide aux Anthrosols et Technosols), avec un espace de description et mesure de terrain, et un espace de descripteurs analytiques. Elle permet la représentation cartographique des profils pédologiques de manière très précise. Selon la

surface et la profondeur des sols urbains décrits plusieurs morphologies peuvent être adoptées sous forme de point, de ligne ou de polygone (Figure 2).

Les horizons ont également une représentation cartographique sous forme de points associés au

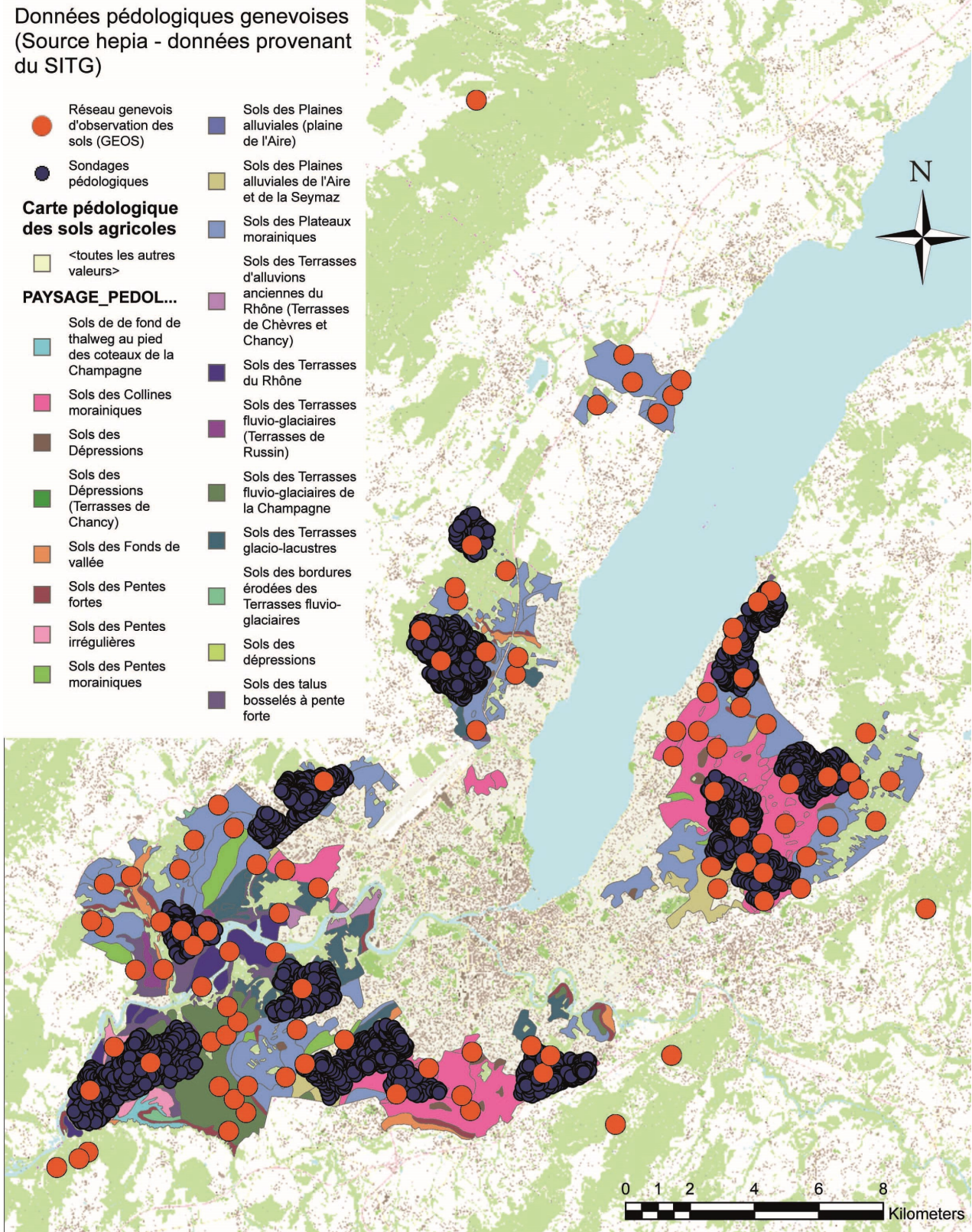


Figure 1: Carte des informations pédologiques du territoire genevois. Dans la zone urbaine, l'absence de données pédologiques est flagrante.

profil pédologique leur correspondant. Les informations spécifiques à chaque horizon peuvent être renseignées et stockées dans des tables attributaires.

Plusieurs tables forment la géodatabase et permettent de stocker et classer les informations : les tables attributaires associées au profils, celles associées aux horizons et finalement celles liées aux horizons : analyses et polluants selon OSol. Chaque horizon a ses propres analyses : cf. Figure 3.

L'implémentation des données dans de nombreux champs est facilitée par des listes déroulantes à choix multiple, en particulier pour les attributs WRB. Le choix des variables s'est appuyé sur l'expérience de 10 années de suivi des chantiers urbains par le groupe Sols et Substrats de hepia. La classification des sols selon la WRB permet de décrire les sols urbains et intègre des champs spécifiques aux observations sur chantier dont les anthroposols et technosols.

La géodatabase vise deux objectifs en première priorité : d'une part permettre l'archivage des données collectées, pour disposer d'un inventaire des sols urbains et de leur nature, et d'autre part gui-

der les observations de terrain, qui se font lors des opportunités offertes par les chantiers, afin que ces observations disposent d'une systématique. L'inventaire des travaux effectués jusqu'à présent montre en effet que ce n'est pas le cas. A priori la collecte d'information suivant cette systématique ne représente pas un surcroît de travail.

La géodatabase est actuellement en phase de test. Cet outil devrait permettre, une fois finalisé, de capitaliser l'information acquise sur les sols urbains, et donc ouvrir la porte à un inventaire actualisé dans le temps. Plusieurs enjeux forts y sont liés. Citons notamment (i) la maîtrise de l'infiltration des eaux urbaines, condition nécessaire à l'épuration de leur charge polluante et au contrôle des risques d'inondation, (ii) la maîtrise des plantations urbaines et (iii) la meilleure planification des transports de matériaux lors des chantiers, de considérables volumes de transports pouvant être évités lorsque la nature des matériaux et leur possibilité de réutilisation sont connues, comme l'a montré l'expérience de la rénovation récente de la plaine de Plainpalais, où 800 chargements de poids-lourds en graviers ont pu être évités.



Figure 2: Trois morphologies (point, ligne et polygone) sont utilisées pour représenter les portions de sols répertoriés.

Informations liées aux profils ● ———— ●	Informations relevées sur le terrain pour chaque horizon	Informations sur les analyses effectuées en laboratoire
Attributs: -Date de sondage -Rapport -Plan -Photo -Pédologue -Commune -Nom du sol (RSG, WRB) -Nombre d'horizons -Profondeur du profil -Type de couverture de sol -Plantation arbre (lien)	Attributs: -Date de relevé -Nom de l'horizon -Epaisseur -Profondeur sup. -Profondeur inf. -Humidité -Teinte Munsell -Couleur précise -Nature Apparente -Texture Apparente -Pierrosité (%) -Pierrosité (cm) -Type de pierrosité -Forme de pierrosité -Carbonates -Compacité -Dureté -Porosité	Attributs: -Date d'analyse -Nom du laboratoire -Rapport d'analyse -MO -pH -P extrait à l'eau -K extrait à l'eau -Mg extrait à l'eau -Ca extrait à l'eau -P extrait à l'EDTA -K extrait à l'EDTA -Mg extrait à l'EDTA -Ca extrait à l'EDTA -Densité apparente -Porosité -Permeabilité -Argile (%) -Silt fin (%)
-Arbre (ID) -Fond de fosse -Connectivité -Perméabilité (fond de fosse) -Préfix RSG 1 -Préfix RSG 2 -Préfix RSG 3 -Préfix RSG 4 -Suffix RSG 1 -Suffix RSG 2 -Suffix RSG 3	-MO liéé -Type de MO liéé -MO brut -Type de MO brut -Nature de l'activité bio -Nature des racines -Importance de l'activité bio -Forme des racines -Importance des racines -Localisation des racines -État sanitaire des racines -Remarques	-Silt grossier (%) -Sable fin (%) -Sable grossier (%) -CEC -Méthode de CEC -Cr -Ni -Cu -Zn -Mo -Cd -Hg -Pb -F -PCDD -PCDF -HAP -PCB

Figure 3: Champs attributaires composant les différentes tables attributaires



Figure 4: Exemple de profils pédologiques issus de milieux urbains (fosses accueillant des plantation d'arbres)

Références

- IUSS Working Group WRB. 2006. World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication. FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Rossiter, D.G. 2007. Classification of Urban and Industrial Soils in the World Reference Base for Soil Resources (5 pp). *J. Soils Sediments* 7(2): 96–100.

Der Rebbergboden - Boden des Jahres 2014

Michael Wernli¹, Roman Berger², Anett Hofmann³

¹ SoilCom GmbH, Zürich, michael.wernli@soilcom.ch

² ZHAW, Wädenswil, roman.berger@zhaw.ch

³ Uni Zürich, Zürich, anett.hofmann@geo.uzh.

Zusammenfassung

Anlässlich des Weltbodentages wird von der BGS jedes Jahr ein Boden des Jahres nominiert. Ziel der Nomination ist es, ein Bodenthema einer interessierten Bevölkerung näher zu bringen. 2014 wurde der Rebbergboden ausgewählt. Diese durch tiefes Umgraben, sogenanntes Rigolen, stark von der menschlichen Aktivität beeinflussten Böden sind dem Siedlungsdruck, dem Eintrag von kupferhaltigen Pflanzenschutzmitteln und in Hanglagen der Bodenerosion ausgesetzt. Mittels geeigneter Anbautechniken und moderatem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln können Rebbergböden nachhaltig gute Erträge liefern, und die Bodenbeschaffenheit schlägt sich sogar im Geschmack des Weines nieder.

Abstract

Every year on the occasion of World Soil Day a soil of the year is nominated by the BGS-SSP. With this nomination a soil relevant issue is picked out to be explained to the general public. In 2014 vineyard soil was elected. These soils are characterized by anthropogenic deep digging, so-called trenching. Vineyard soils are affected by housing development, by erosion on steep slopes and by immission of fungicide applications containing copper. Vineyard soils can be cultivated sustainable by moderate usage of pesticides and adequate cultivation technique. Soil quality can even be tasted in the wine.

Keywords: soil of the year, Vineyard soil

1 Einführung

Anlässlich des Weltbodentags vom 5. Dezember 2013 hat die Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz (BGS) den Rebbergboden zum Boden des Jahres 2014 ernannt. Rebbergböden erzählen eine spannende, natürliche und menschlich geprägte Entwicklungsgeschichte und haben einen wichtigen Einfluss auf das Pflanzenwachstum und den Geschmack der Trauben. Zudem tragen sie mit ihren Pflanzen zur Schönheit der Landschaft in unserem Land bei. Gleichzeitig sind die Rebbergböden gefährdet, an Vorzugslagen stehen sie unter Siedlungsdruck. Mit dieser Wahl sensibilisiert die BGS die Öffentlichkeit für dieses Thema und hofft, dass möglichst viele Interessierte vermehrten Zugang zu diesen spannenden Böden finden.

Der Weltbodentag ist ein internationaler Aktionstag jeweils am 5. Dezember. Deklariert wurde der Weltbodentag von der Internationalen Bodenkundlichen Union (IUSS) im Rahmen ihres 17. Weltkongresses im August 2002 in Bangkok. Sie legte das Datum zu Ehren des Königs von Thailand auf dessen Geburtstag, da er sich der Förderung der Bodenwissenschaften und des Schutzes der Böden verdient gemacht hat (www.iuss.org).

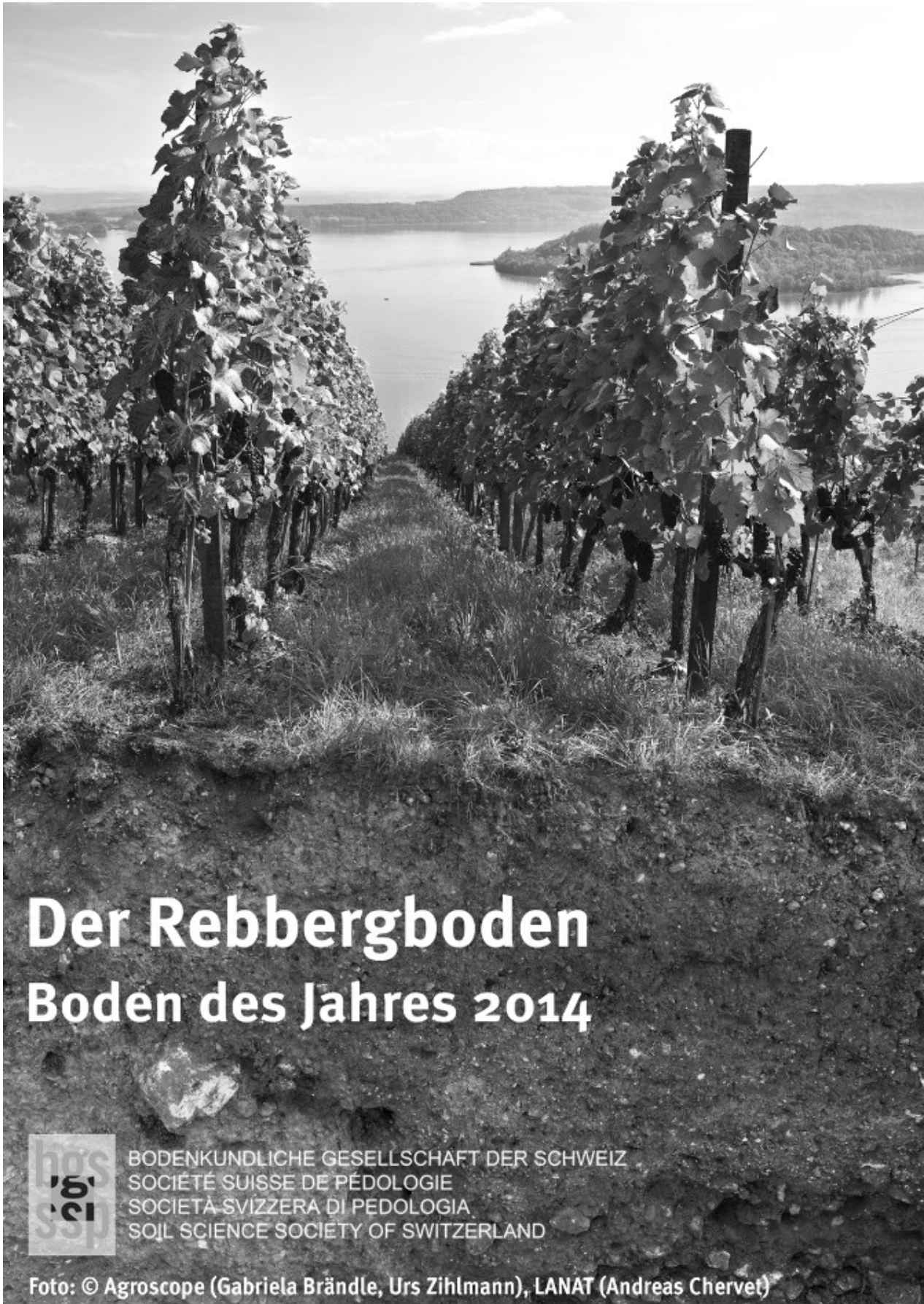
Ziel der Aktion Boden des Jahres ist es, das Bewusstsein in der Gesellschaft zu verbessern. Mit der jährlichen Deklaration eines Bodens des Jahres soll ein aktuelles Bodenanliegen mithilfe

des ausgewählten Bodens breiter bekannt gemacht werden. Weiter soll die Wertschätzung für die Böden und die Einsicht in die Notwendigkeit zum sorgsamem Umgang mit Fläche und Funktionen der Böden gefördert werden. Die Aktion umfasst unter anderem die Präsentation eines repräsentativen Leitprofils sowie die Vorstellung von drei Themenbereichen, die für den ausgewählten Boden wichtig sind.

2 Leitprofil

Das Leitprofil für den Boden des Jahres 2014 wurde bereits im Zuge des Bodenkalenders 2013 (FASZINATION BODEN 2013) erstellt und beschrieben. Dieses Bodenprofil befindet sich in der Gemeinde Ligerz, Schernelz (Kanton Bern) auf 550 m ü. M. Es handelt sich um eine neutrale Braunerde, rigolt.

Verschiedenes Ausgangsgestein (Moräne, Kalkstein) sowie menschliches Einwirken (tiefes Umgraben: «Rigolen») prägen den Boden in diesem Rebberg. Dazu kommen Verschiebungen von Bodenmaterial durch Erosion bzw. Akkumulation. Seit der Rebberg begrünt wird, treten natürliche Bodenumlagerungen aber kaum mehr auf. Der pH schwankt zwischen 6.8 und 7.2, die Bodenart ist Lehm. Durch das tiefe Rigolen wurde entkarbonatetes und kalkhaltiges Ober- und Unterbodenmaterial vermischt und humoses Bodenmaterial bis in 70 cm Tiefe eingearbeitet. (FASZINATION BODEN 2013).



Der Rebbergboden Boden des Jahres 2014



BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ
SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE
SOCIETÀ SVIZZERA DI PEDOLOGIA
SOIL SCIENCE SOCIETY OF SWITZERLAND

Foto: © Agroscope (Gabriela Brändle, Urs Zihlmann), LANAT (Andreas Chervet)

Abbildung 1: Leitprofil (Foto: Gabriela Brändle, Agroscope).

3 Terroir: Boden und Wein

Ist es möglich den Boden, in dem eine Rebsorte gewachsen ist, im Wein zu schmecken? Sicher ist, dass Bodeneigenschaften den Wuchs der Pflanzen und damit auch die Ernteprodukte beeinflussen. Ton- und Kalkgehalt, Verfügbarkeit von Mikronährstoffen wie Eisen oder Mangan, Durchlässigkeit für Niederschlagswasser, Durchwurzelungstiefe - das alles sind Bodeneigenschaften, die eine Auswirkung auf die Qualität der Trauben haben (FINGER et al., in press). Der Begriff ‚Terroir‘ bezeichnet den Einfluss der natürlichen lokalen Standortfaktoren Boden, Ausgangsgestein, Hangneigung und Klima auf die spezifischen Eigenschaften einer Rebsorte und damit den Geschmack des daraus gekelterten Weins (TOMASI et al. 2013). Man schmeckt also nicht nur den Boden, sondern auch die Sonnenscheindauer, Trockenphasen, tiefe Nachttemperaturen und die Arbeit der Winzer.

4 Risiken: Erosion, Kupfereintrag, Pflanzenschutzmittel

Ein grosser Teil der schweizerischen Rebbergböden befindet sich in ausgesprochenen Hanglagen mit Neigungen von über 20 %. In Rebbergen kann die Bodenerosion bei Starkniederschlägen um ein Vielfaches höher sein als auf anderen Nutzflächen, wie wissenschaftliche Experimente gezeigt haben (SCHRÖDER et al. 2002). Schutz vor Bodenerosion bieten die Bepflanzung der Gassen, das Abdecken des Bodens mit Schnittgut, die konservierende Bodenbearbeitung und die Erstellung von Querterrassen. Die Rebassenbegrünung begünstigt aber das Austrocknen der Rebkulturen und kann an extrem trockenen Standorten zu Ernteeinbussen führen. Daher eignet sich die Rebassenbegrünung nur in Gebieten mit mehr als 700 mm Niederschlag pro Jahr oder auf sehr tiefgründigen Böden (www.agrigate.ch).

Zur Bekämpfung von Pilzkrankheiten wird in Rebbergen oft kupferhaltiges Pflanzenschutzmittel eingesetzt. In den 1920er bis 1950er Jahren wurde sehr viel Kupfer ausgebracht, bis zu 50 kg pro Hektare und Jahr (STUDER et al. 1995). Das Kupfer reichert sich im Boden an und ist insbesondere in sauren Böden (erhöhte Auswaschungsgefahr) oder bei Umnutzung problematisch (RHEINHOF & KT. ST. GALLEN 1990). Seit den 1980er Jahren werden deutlich geringere Kupfermengen von ca. 1-2 kg pro Hektare und Jahr ausgebracht. Die Gehalte an Kupfer übersteigen in den meisten Rebbergen, die zwischen 1930 und 1950 rebbaulich genutzt wurden, die gesetzlichen Prüfwerte (STUDER et al. 1995).

5 Chancen: Biodiversität

Die naturnahe Begrünung von Rebbergböden bewirkt nebst der Reduzierung des Erosionsrisikos auch die Förderung der Artenvielfalt von Pflanzen und Tieren. Die Biodiversität kann durch einen späten ersten Schnitt, abwechselndes Mähen der begrüneten Flächen und gezielte Düngung der Rebenzeilen zusätzlich erhöht werden (NAEF et al. 2013). Insbesondere bei terrassierten Hängen sind zudem Böschungen sehr wertvolle Standorte. Diese Massnahmen führen zu einem kontinuierlichen Blütenangebot vom Frühjahr bis zum Herbst und einer grossen botanischen Vielfalt. Forschungsarbeiten der ehemaligen eidgenössischen Forschungsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau aus den 1980er Jahren zeigen, dass dadurch Nützlinge, welche helfen, Schädlingsbestände auf natürliche Weise konstant tief zu halten, gefördert werden. Das Ökosystem Rebberg wird so stabilisiert, und die Schädlingsbekämpfung kann verringert werden (REMUND et al. 1989). Zusätzliche positive Effekte von Rebbergbegrünungen sind die Bodenverbesserung, reduzierte Nitratausschwemmung sowie eine geringere Anfälligkeit der Reben auf Nährstoffmangelkrankheiten (Stiellähme und Chlorose) und Pilzbefall (*Botrytis*) (NAEF et al. 2013).

6 Schlussfolgerungen

Die Rebbergböden sind grossem Druck von wachsenden Siedlungen, der Belastung und in Steillagen der Bodenerosion durch kupferhaltige Pflanzenschutzmittel ausgesetzt. Mit geeigneten Techniken lassen sich Rebbergböden nachhaltig kultivieren und die Biodiversität kann dadurch sogar erhöht werden.

7. Quellen:

- NAEF, A., S. KUSKE, W. SIEGFRIED, P.-H. DUBIUS, P. KEHRLI, C. LINDNER, C. BOHREN, S. SCHAERER und J.-L. SPRING (2013): Pflanzenschutzempfehlungen für den Rebbau 2013/2014, Agroscope Changins-Wädenswil, Wädenswil.
- FINGER, W., J.-C. HOFSTETTER, R. KÜNDIG, C. MEYER, T. MUMENTHALER, N. SIEBER (in press): Stein und Wein, Schweizerische Geotechnische Kommission, Zürich.
- RHEINHOF, SALEZ, KANTON ST. GALLEN (1990): Schwermetalluntersuchungen der Rebbergböden im Kanton St. Gallen, Landwirtschaftliche Schule Rheinhof, Salez und Kanton St. Gallen, Amt für Umweltschutz.
- REMUND, U., E.F. BOLLER und R. ROHNER (1989): Faunistische und botanische

Erhebungen in einem Rebberg der Ostschweiz, Einfluss der Unterwuchsbewirtschaftung auf das Ökosystem Rebberg, Eidgenössische Forschungsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau, Wädenswil.

SCHRÖDER, D., J. NIEMEYER, R. SCHNEIDER, D. NIEBES und B. ROTHSTEIN (2002): Umweltgerechte Bodennutzung zur Reduzierung von Bodenverdichtung, Hochwassergefahr und Erosion sowie Nähr- und Schadstoffbelastung in einem Mittelgebirgsraum. In: MÜLLER P., S. RUMPF, H. MONHEIM (Hrsg.): Umwelt und Region. Ergebnisbericht der ersten Förderphase 1999/2-2002/1. Trier, S. 121-144

STUDER, K., R. GSPONER und A. DESAULES (1995): Erfassung und Ausmass der flächenhaften Kupferbelastung in Rebbergböden der Schweiz. Schriftenreihe der FAC Liebefeld, Nummer 20, Liebefeld-Bern.

TOMASI, D., F. GAIOTTI und G. JONES (2013): The power of the terroir: the case study of Prosecco wine, Springer, Basel.

Agrigate, Bodenbedeckung und Erosion: <http://www.agrigate.ch/de/pflanzenbau/943/944/1095/>, Stand 27.2.2014

Faszination Boden – Der Bodenkalender 2013: <http://www.agroscope.admin.ch/bodenfruchtbarkeit-bodenschutz/07025/index.html?lang=de>, Stand 7.2.2014

IUSS, World Soil Day: http://www.iuss.org/index.php?option=com_content&view=article&id=405&Itemid=33, Stand 27.2.2014