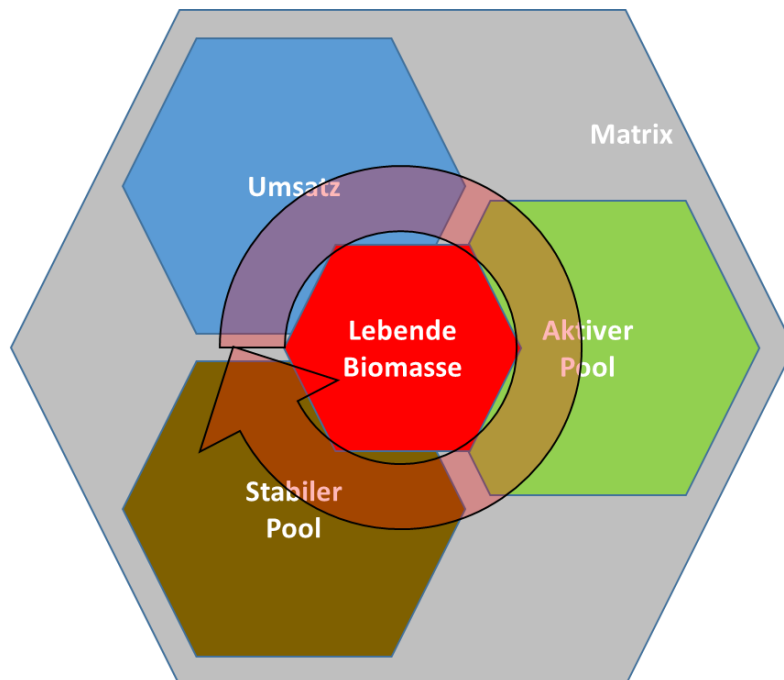


Bodenqualitätsindikatoren

Abschlussbericht



Markus Steffens, Else Bünemann-König, Paul Mäder, Andreas Fliessbach

01. April 2019

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
1.1 Definition Bodenqualität	3
1.2 Theoretische Grundlagen	6
1.2.1 Arten von Indikatoren	6
1.2.2 Grundsätzliche Anforderungen an Umweltindikatoren.....	7
2. Bodenindikatoren und Daten zur Bodenqualität	8
2.1 Internationale Indikatorensysteme und Bodendaten.....	9
2.2 Konzept zur Entwicklung eines Bodenindikatorensystems.....	11
2.2.1 Ziele definieren.....	11
2.2.2 Identifizierung und Einbindung von Interessensvertretern	11
2.2.3 Auswahl von Indikatoren für gezielte Bodenfunktionen und Ökosystemdienstleistungen.....	12
2.2.4 Festlegung der Referenzen und Interpretation der Indikatoren	14
2.2.5 Schaffung eines interaktiven Instruments zur Bewertung der Bodenqualität	14
2.3 Aktuelle Umweltindikatoren des BAFU	15
2.4 Bedarf an Bodendaten in der Schweiz.....	15
2.5 Verfügbare Bodendaten in der Schweiz.....	16
2.5.1 Nationale Bodenbeobachtung (NABO)	17
2.5.2 Kantonale Bodenbeobachtung (KABO)	18
2.5.3 Langzeitversuche in der Schweiz.....	21
2.5.4 Flächendeckendes Monitoring (ÖLN)	21
2.6 Methodische Ansätze mit Entwicklungspotential	21
2.6.1 Molekularbiologische Methoden	22
2.6.2 IR-Spektroskopie	23
3. Feedback von Bodenschutzfachleuten zu einem vorläufigen Konzept zu Bodenqualitätsindikatoren	24
4. Synthese und Konzeptvorschlag	26
4.1 BQI-CH – ein Bodenqualitätsindikatorensystem für die Schweiz	27
4.1.1 Standardmethoden zur Erfassung der BQI-CH/IQS-CH Indikatoren.....	30
4.1.2 Perspektivmethoden	32
4.1.3 Flächendeckende Erstindikation.....	32
4.2 Nächste Schritte hin zum BQI-CH	33
Referenzen	34
Appendix	45

I. Einleitung

Die Böden der Welt sind eine zentrale Ressource der Menschheit (Amundson *et al.*, 2015). Böden sind Lebensraum, regulieren Stoff- und Energiekreisläufe, produzieren Nahrungs- und Futtermittel, dienen als Baugrund, speichern Rohstoffe und bewahren Informationen der Natur- und Kulturgeschichte. Sie sind an allen wichtigen Prozessen und Kreisläufen des Lebens beteiligt (Lehmann and Kleber, 2015; Keesstra *et al.*, 2016; Morgan *et al.*, 2017; Bouma, 2018).

Bereits früh im Zuge der Sesshaftigkeit begannen die Menschen Böden nach ihrer Eignung für bestimmte Nutzungen einzuordnen und daran Siedlungsplätze und die Orte der Lebensmittelproduktion auszurichten. Genutzte Flächen wurden durch Witterungsereignisse oder Misswirtschaft gestört oder zerstört, sodass neue Flächen urbar gemacht werden mussten (Montgomery, 2012). Infolge steigender Population wurden der Besitz der Ressource Boden und seine nachhaltige Bewirtschaftung immer wichtiger. Die zunehmende Kenntnis über die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit erlaubte eine langfristige Nutzung der Böden, wodurch auch die Frage des Eigentums weiter in den Vordergrund rückte. Aus diesem Prozess heraus hat sich der Landbesitz und die Bildung von geographisch definierten menschlichen Gruppen ergeben, der letztlich zur Bildung von Nationen und Kulturen geführt hat. Der Landbesitz wechselte in dieser Periode zunächst von den Bauern zu Landesherren oder der Kirche, später zur dörflichen Gemeinschaft (Allmend) und seit Ende des 18. Jhdt. zu Privatpersonen, deren Landbesitz im Grundbuch eingetragen ist.

Mit steigender Bevölkerungsdichte stiegen die primären Bedürfnisse an die Böden als Produktionsstandort für Nahrungsmittel, Fasern und Holz aber auch die damit verbundenen technischen Anforderungen wie die Entsorgung und Verwertung von Siedlungsabfällen (z.B. Rieselfelder, Deponien) und die Gewinnung von Trinkwasser. Dadurch stieg der Bedarf einer nachhaltigen Raumplanung weiter an. Böden wurden zunehmend versiegelt und sind damit nicht mehr für die Agrarproduktion nutzbar. In den letzten Jahrzehnten ist der Verbrauch fruchtbarer Böden durch die Besiedlung als Problem erkannt worden und die Forderung nach Rückverdichtung von Siedlungsräumen ist ein kontrovers diskutiertes Thema. Die am 10. Februar 2019 abgelehnte Zersiedelungsinitiative zeigt die Aktualität des Problems und das grundsätzliche Verständnis in der Bevölkerung.

Spätestens seit der Industrialisierung wurden Böden zunehmend intensiver genutzt, häufig durch Humusverlust degradiert (Sanderman *et al.*, 2017) und durch organische und anorganische Schadstoffe verschmutzt. Seit Mitte des 20. Jahrhunderts wächst in Folge der allgemein zunehmenden Umweltverschmutzung und durch die Industrialisierung der Landwirtschaft das Bewusstsein, dass die Natur und auch die Böden geschützt werden müssen. Neben dieser Sichtweise, die die Verhinderung oder Behebung von Umweltbelastungen zum Ziel hat, entwickelt sich vermehrt das Bewusstsein, dass die Umweltqualität generell verbessert werden muss bzw. keine Schädigungen des Bodens auftreten dürfen. Es entsteht zudem ein Bewusstsein dafür, dass Natur- und Kulturlandschaften einen historischen Wert haben, dass sie der Erholung dienen und daher in ihrer jetzigen Form schützenswert sind. Auch

alarmierende Prognosen wie die, dass der Menschheit infolge von Erosion nur noch 60 Ernten zur Verfügung stünden (Arsenault, 2017), tragen dazu bei, dass das Bewusstsein für die Umweltqualität wächst. Die Definition der Millennium Development Goals (United Nations Department of Economic Social Affairs, 2016) und der nachfolgenden Sustainable Development Goals (United Nations, 2015) trägt der Sorge über die Entwicklung der Gesellschaften und über die Nutzung des Planeten Erde im Rahmen seiner Belastungsgrenzen Rechnung (Rockstrom *et al.*, 2009). Auch die Qualität und nachhaltige Nutzung der Böden wird dabei in den Fokus der Gesellschaft gerückt (z.B. das Internationale Jahr des Bodens 2015). Die bereits erkennbaren Folgen des Klimawandels sorgen dafür, dass die nachhaltige Nutzung der planetaren Ressourcen, zu denen auch die stark limitierte Ressource Boden gehört, vermehrt erforscht und auf vielen Ebenen der Gesellschaft diskutiert wird.

Damit die Ressource Boden als ein Kompartiment der Umwelt bewertet werden kann, müssen die natürlichen Prozesse, die das Potential eines Bodens bestimmen, verstanden und die gesellschaftlichen Ansprüche an den Boden definiert werden. Die Eignung eines Bodens für bestimmte Nutzungen kann anhand komplexer Erhebungen des ökologischen Profils und der Faktoren der technologischen Nutzung bewertet werden. Indikatoren für einen bestimmten Zustand des Bodens können diese Bewertung vereinfachen, sowie kommunizierbar und durch ihre Symbolkraft emotional vermittelbar machen (z.B. Regenwurm). Um die qualitative Verschlechterung oder Verbesserung eines Bodens ermitteln zu können, muss zunächst der Status quo erfasst und anschliessend eine regelmässige Beobachtung durchgeführt werden. Dies ist das Ziel von Umweltschutzgesetzen und Dauerbeobachtungsprogrammen, die in vielen

Kasten 1: Definition Bodenschutz und Belastungen des Bodens im Bundesgesetz über den Umweltschutz (USG) vom 07. Oktober 1983 (Stand 01. Januar 2018).

Bundesgesetz über den Umweltschutz vom 07. Oktober 1983 (Stand 01. Januar 2018)

I. Kapitel: Grundsätze

Art. I Zweck

- ¹ Dieses Gesetz soll Menschen, Tiere und Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften und Lebensräume gegen schädliche oder lästige Einwirkungen schützen sowie die natürlichen Lebensgrundlagen, insbesondere die biologische Vielfalt und die Fruchtbarkeit des Bodens, dauerhaft erhalten.

2. Kapitel: Allgemeine Bestimmungen

Art. 7 Definitionen

- ¹ Einwirkungen sind..., Bodenbelastungen..., die durch den Bau und Betrieb von Anlagen, durch den Umgang mit Stoffen, Organismen oder Abfällen oder durch die Bewirtschaftung des Bodens erzeugt werden.
- ^{4bis} Bodenbelastungen sind physikalische, chemische und biologische Veränderungen der natürlichen Beschaffenheit des Bodens. Als Boden gilt nur die oberste, unversiegelte Erdschicht, in der Pflanzen wachsen können.

5. Kapitel: Belastungen des Bodens

Art. 33 Massnahmen gegen Bodenbelastungen

- ¹ Zur langfristigen Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit werden Massnahmen gegen chemische und biologische Bodenbelastungen in den Ausführungsvorschriften zum Gewässerschutzgesetz vom 24. Januar 1991, zum Katastrophenschutz, zur Luftreinhaltung, zum Umgang mit Stoffen und Organismen sowie zu den Abfällen und zu den Lenkungsabgaben geregelt.
- ² Der Boden darf nur so weit physikalisch belastet werden, dass seine Fruchtbarkeit nicht nachhaltig beeinträchtigt wird; dies gilt nicht für die bauliche Nutzung des Bodens.

Ländern seit den 1980er Jahren implementiert sind (USG in der Schweiz, Kasten 1; Landesamt für Natur Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, 2009; Capriel, 2010; Höper and Meesenburg, 2012; Gubler *et al.*, 2015).

In dem vorliegenden Bericht schlagen wir ein Konzept vor, das Bodenqualität anhand der ökologischen und technischen Funktionen des Bodens definiert. Dabei betrachten wir Indikatoren als Hilfsmittel, die das Funktionieren des Systems Boden in seiner ganzen Komplexität anzeigen und auf einfache Weise vermitteln können. Im Zuge der weiteren Entwicklung ist ein gesellschaftlicher Prozess anzustossen, der Bodenfunktionen priorisiert. Die Gruppen der Gesellschaft, welche ihr Interesse an dem Erhalt von Bodenfunktionen in den Vordergrund stellen, müssen Gelegenheit haben sich zu profilieren. Derzeitig praktizierte Mechanismen der Unterstützung von Bodennutzern und –eigentümerinnen sollten in diesem Zusammenhang grundsätzlich hinterfragt werden. Wir empfehlen, dass sich Direktzahlungen an Bodennutzer aus Steuermitteln in Zukunft an überprüfbaren Resultaten mit einem spezifischen Flächenbezug orientieren, und weniger an Massnahmen, deren Wirkung nur aus beispielhaften Untersuchungen abgeleitet wurde.

1.1 Definition Bodenqualität

In der Schweiz wird die Qualität eines Bodens in der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo, Kasten 2; VBBo, 1998) über den Begriff der Bodenfruchtbarkeit definiert. Die verschiedenen Definitionen für Bodenqualität und die lebhafte Diskussion um die Abgrenzung von Bodenqualität, -gesundheit und -fruchtbarkeit sind bereits ausführlich dargestellt worden (Patzel *et al.*, 2000; Bünemann *et al.*, 2018). Bodenfruchtbarkeit stellt den Produktionsaspekt oder die landwirtschaftliche Produktivität in den Fokus, während Bodengesundheit einen Bezug zur Gesundheit von Mensch und Tier postuliert. Mit dem Begriff Bodenqualität ist nicht direkt definiert wofür die Qualität steht. Er vermittelt aber den Eindruck, dass er sich an Funktionen und Leistungen des Bodens orientiert, die über Gesundheit und Fruchtbarkeit hinausgehen. Im Rahmen der vorliegenden Studie haben wir die Funktionen und Ökosystemdienstleistungen des Bodens als Mass der Qualität herausgestellt um den Begriff mit den intrinsischen Eigenschaften des Bodens zu definieren.

Kasten 2: Definition Bodenqualität in der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) vom 01. Juli 1998 (Stand 12. April 2016).

Verordnung über Belastungen des Bodens vom 01. Juli 1998 (Stand 12. April 2016)

Art. 2 Begriffe

Boden gilt als fruchtbar, wenn:

- a) die biologisch aktive Lebensgemeinschaft, die Bodenstruktur, der Bodenaufbau und die Mächtigkeit für seinen Standort typisch sind und er eine ungestörte Abbaufähigkeit aufweist;
- b) natürliche und vom Menschen beeinflusste Pflanzen und Pflanzengesellschaften ungestört wachsen und sich entwickeln können und ihre charakteristischen Eigenschaften nicht beeinträchtigt werden;
- c) die pflanzlichen Erzeugnisse eine gute Qualität aufweisen und die Gesundheit von Menschen und Tieren nicht gefährden;
- d) Menschen und Tiere, die ihn direkt aufnehmen, nicht gefährdet werden.

Die meist verwendete Definition von Bodenqualität, die diesen Ansatz auch verfolgt, stammt von Doran und Parkin (Doran and Parkin, 1994, 1996), welche auf die Funktionalität des Bodens abzielt: «*the capacity of a soil to function within ecosystems and land-use boundaries to sustain biological productivity, maintain environmental quality and promote plant and animal [human] health*». Die thematische Synthese 1 des NFP68 „Boden und Nahrungsmittelproduktion“ vereinfacht dieses Konzept der Bodenqualität noch weiter zu dem „Leistungsvermögen der Böden, ihre Bodenfunktionen in Ökosystemen zu erfüllen“.

Nachhaltige Entwicklungsziele (Sustainable Development Goals = SDGs)

Die 17 nachhaltigen Entwicklungsziele der Vereinten Nationen stellen die Grundlage für viele internationale Monitoringsysteme dar. Einen direkten Bezug zum Boden haben darin mindestens zehn der SDGs und bis zu 35 der den SDGs untergeordneten Tasks. Explizit erwähnt wird Bodenqualität aber nur im SDG 2: «Kein Hunger» und Boden im SDG 15: «Leben an Land» (Kasten 3).

Kasten 3: Nachhaltige Entwicklungsziele (Sustainable Development Goals = SDGs) mit direktem Bezug zu Boden oder Bodenqualität und den vorgeschlagenen Indikatoren.

- Task 2.4: Bis 2030 die Nachhaltigkeit der Systeme der Nahrungsmittelproduktion sicherstellen und resiliente landwirtschaftliche Methoden anwenden, die die Produktivität und den Ertrag steigern, zur Erhaltung der Ökosysteme beitragen, die Anpassungsfähigkeit an Klimaänderungen, extreme Wetterereignisse, Dürren, Überschwemmungen und andere Katastrophen erhöhen und die Flächen- und Bodenqualität schrittweise verbessern;
Indikator 6: Verluste durch Naturkatastrophen (in US\$ und getötete Personen);
Indikator 13: Ertragslücke (% des möglichen Ertrags);
Indikator 15: Stickstoffnutzungseffizienz in Ernährungssystemen;
Indikator 83: Jährliche Änderung der land- und forstwirtschaftlichen Fläche;
Indikator 85: Anteil der degradierten Landoberfläche an der Gesamtfläche (% oder ha)
- Task 15.3: Bis 2030 die Wüstenbildung bekämpfen, die geschädigten Flächen und Böden einschliesslich der von Wüstenbildung, Dürre und Überschwemmungen betroffenen Flächen sanieren und eine Welt anstreben, in der die Landverödung neutralisiert wird.
Indikator 85: Anteil der degradierten Landoberfläche an der Gesamtfläche (% oder ha).

Der Indikator 85 wird beiden SDGs zugeordnet und ist der einzige, der direkt mit dem Boden und der Bodenqualität verbunden ist. Der Indikator ist definiert als die Landoberfläche unter produktiver und nachhaltiger Landwirtschaft bzw. der Anteil der degradierten Landoberfläche. Diese Grösse setzt sich ihrerseits aus den drei Subindikatoren Landnutzung, Produktivität und dem Vorrat an organischem Kohlenstoff zusammen. Der Vorteil des Indikators 85 besteht darin, dass alle Einflussgrössen – auch fernerkundlich – schnell und effizient für grosse Teile der Erdoberfläche erfasst werden können (UNCCD, 2018). Auch wenn mit dem Kohlenstoffvorrat bereits eine bodenkundliche Eigenschaft in diesen Parameter einfließt, wäre es wünschenswert, dass die Anzahl von bodenkundlichen Indikatoren mit direktem Bezug zur Bodenqualität in den SDGs erhöht wird.

Ökosystemdienstleistungen

Als Ökosystemdienstleistungen werden Leistungen der Natur definiert, die für den Menschen nützlich oder vorteilhaft sind. Böden spielen in diesem Konzept eine zentrale Rolle, weil es kaum terrestrische Ökosysteme ohne Böden gibt. Im Millenium Ecosystem Assessment (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) werden 24 unterstützende,

bereitstellende, regulierende und kulturelle Dienstleistungen von Ökosystemen unterschieden. Das BAFU definiert 23 sogenannte finale Ökosystemdienstleistungen, die sich auf die vier Nutzenkategorien Gesundheit/Wohlbefinden, Sicherheit, Natürliche Vielfalt und Wirtschaftliche Leistungen aufteilen. Sechs der 23 weisen einen direkten Bezug zum Boden oder der Bodenqualität auf (Kasten 4; Staub *et al.*, 2011). Für einige der 23 Ökosystemdienstleistungen sind Indikatoren vorgeschlagen worden, aber die Bodenqualität ist bisher nicht Teil des BAFU-Konzepts zu Ökosystemdienstleistungen.

Im Bereich des Bodens setzen sich Ökosystemdienstleistungen oft aus mehreren Bodenfunktionen zusammen. Für die Ökosystemdienstleistung Pflanzenproduktion sind neben den Bodenfunktion auch noch andere Faktoren (Düngung, Wettersituation, Krankheiten, Schädlinge, Ackerbegleitflora) bestimmend.

Kasten 4: Vom BAFU definierte Ökosystemdienstleistungen und assoziierte Indikatoren (Staub *et al.*, 2011), die einen Bezug zu Boden und Bodenqualität aufweisen. Die Buchstaben G, S und W repräsentieren drei der vier Nutzenkategorien (G = Gesundheit/Wohlbefinden, S = Sicherheit und W = Wirtschaftliche Leistungen). Die Nutzenkategorie Natürliche Vielfalt ist bisher nicht direkt mit dem Boden verbunden.

G3	Erholungsleistung von Erholungsräumen im Wohnumfeld (Gärten) <i>Indikator 1: Fläche, die im Betrachtungsperimeter potenziell zum privaten Gartenanbau oder zur Erholung durch Gartenarbeit, Spielen/Ruhen im Freien genutzt werden kann;</i>
S3	Speicherung von CO ₂ <i>Indikator 1: Veränderung in der Treibhausgasspeicherung pro Jahr verursacht durch Änderung der Waldbewirtschaftung in Tonnen CO₂;</i> <i>Indikator 2: Veränderung in der Treibhausgasspeicherung pro Jahr durch Landnutzungsänderungen gemessen in Tonnen CO₂ (negative Werte = Emissionen);</i> <i>Indikator 3: Ein Index des CO₂-Vorrats für die einzelnen Landnutzungsformen (Wald, Kulturland, Grünland, Feuchtgebiete);</i>
W3	Fruchtbarer Boden für die landwirtschaftliche und forstwirtschaftliche Nutzung <i>Indikator 1: Landwirtschaftliche genutzte Bodenfläche in Hektaren;</i> <i>Indikator 2: Waldwirtschaftliche genutzte Bodenfläche in Hektaren;</i>
W4	Futterpflanzen und organische Düngemittel für die landwirtschaftliche Nutzung <i>Indikator 2: Schätzung der Menge (in Tonnen) des aus Wiesen und Weiden stammenden Futters für die Landwirtschaft;</i> <i>Indikator 3: Schätzung der Menge (in Tonnen) des in der Landwirtschaft verwendeten organischen Düngemittels;</i>
W9	Natürliche Produktionsunterstützungsleistungen: Kühlleistung <i>Indikator 1: Kühlwasserverbrauch der AKW in Mio. m³ pro Jahr;</i>
W11	Produktionsunterstützungsleistungen: Abbau beziehungsweise Speicherung von Reststoffen <i>Bisher kein Indikator vorgeschlagen.</i>

Bodenfunktionen

Der Begriff Bodenfunktion umschreibt die Fähigkeit eines Bodens Leistungen für Mensch und Umwelt zu erbringen und weist daher starke inhaltliche Überschneidungen mit der Begriffsdefinition für Ökosystemdienstleistung auf, welche aber Systemgrenzen hat, die weiter ausgelegt sind. Im Einklang mit den international gebräuchlichen Definitionen definiert das BAFU in der Bodenstrategie Schweiz sechs Bodenfunktionen. Die ersten drei Funktionen stellen ökologische Funktionen dar, die grosse Relevanz für Land- und Forstwirtschaft und Gartenbau haben (Kasten 5), und Parallelen zu Definitionen von Ökosystemdienstleistungen aufweisen. Die drei übrigen Funktionen

beziehen sich auf andere menschliche Aktivitäten und betreffen eher technische und kulturhistorische Aspekte der Bodennutzung.

Im aktuellen EU-Projekt LANDMARK werden nur fünf Bodenfunktionen definiert: Primärproduktion, Wasseraufbereitung und -regulierung, Kohlenstoffbindung und -regulierung, Bereitstellung von funktionaler und intrinsischer Biodiversität und Bereitstellung und Kreislauf von Nährstoffen (Schulte *et al.*, 2015). Die nicht-biologischen, technischen Anforderungen sind hier nicht berücksichtigt.

Die Europäische Kommission hat 2006 die Thematische Strategie für den Bodenschutz publiziert (European Commission, 2006a), welche die Bodenfunktionen und ihre Gefährdungen aufführt. Die daraus entwickelte Bodenrahmenrichtlinie (European Commission, 2006b) basiert auf dem Gefährdungspotential für Bodenqualität, welches Bodenerosion, Kontamination, Humus- und Biodiversitätsverlust, Verdichtung, Versalzung, Überflutung, Erdbeben und Versiegelung beinhaltet.

Kasten 5: Bodenfunktionen nach Definition des Bundesamts für Umwelt BAFU und der Bodenstrategie Schweiz (<https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/boden/fachinformationen/boden-und-seine-funktionen.html>)

- **Habitatfunktion:** Fähigkeit des Bodens, Organismen als Lebensgrundlage zu dienen und zur Erhaltung der Vielfalt von Ökosystemen, Arten und deren genetischer Vielfalt beizutragen.
- **Regulierungsfunktion:** Fähigkeit des Bodens, Stoff- und Energiekreisläufe zu regulieren, eine Filter-, Puffer- oder Speicherfunktion wahrzunehmen sowie Stoffe umzuwandeln.
- **Produktionsfunktion:** Fähigkeit des Bodens, Biomasse zu produzieren, d. h. Nahrungs- und Futtermittel sowie Holz und Fasern.
- **Trägerfunktion:** Fähigkeit des Bodens, als Baugrund zu dienen.
- **Rohstofffunktion:** Fähigkeit des Bodens, Rohstoffe, Wasser und geothermische Energie zu speichern.
- **Archivfunktion:** Fähigkeit des Bodens, Informationen der Natur- und Kulturgeschichte zu bewahren.

1.2 Theoretische Grundlagen

1.2.1 Arten von Indikatoren

Die OECD (2001) definiert einen Umweltindikator wie folgt: Er ist ein Parameter oder ein von Parametern abgeleiteter Wert, der auf den Zustand der Umwelt hinweist, Informationen liefert und/oder beschreibt und eine Bedeutung hat, die über die mit einem beliebigen Parameterwert direkt verbundene Bedeutung hinausgeht. Der Begriff kann Indikatoren für Umweltbelastungen, Bedingungen und Reaktionen umfassen. Zudem soll ein Indikator einen Überblick ermöglichen und ohne dabei die Komplexität zu reduzieren die Transparenz und Verständlichkeit über ein bestimmtes Themenfeld erhöhen. Im Umweltbereich wird z.B. die mittlere jährliche, bodennahe Lufttemperatur als Indikator für den Klimawandel verwendet, obwohl dieser von vielen anderen Grössen beschrieben werden kann und bestimmt wird.

Es gibt unterschiedliche Arten von Indikatoren, die entlang ihrer spezifischen Charakteristika unterschieden werden können (Tabelle 1). Die **Objektivität** eines Indikators wird durch eine klar definierte und standardisierte Messung unterstützt, **subjektiv** ist hingegen ein Indikator, der durch variable Einflüsse auf die Bewertung

geprägt wird und möglicherweise von Stimmungseinflüssen der Person, die bewertet. Z. B. bestimmt die Penetrometrie mit einer Sonde den Eindringwiderstand in den Boden (Skala MPa/cm²), während man mit einer Spatenprobe eine subjektive visuelle Bewertung (Skala: gut – schlecht) durchführt. **Quantitativ** ist ein Indikator der gemessen wird und eine Menge, eine Dimension oder eine messbare Einheit anzeigt (z.B. mg C_{org}/g Boden), **qualitativ** aber eher die Zusammensetzung eines Stoffes, oder das relative Mass zur Erreichung eines Ziels, also etwas Zweckdienliches (C/N Verhältnis, IR-Spektrum). Ein **direkter** Indikator misst exakt die Grösse, die das Themenfeld beschreibt (z.B. pH-Wert), während ein **indirekter** Indikator typischerweise eine Folge betrachtet (z.B. Zeigerpflanzen). **Absolute** Werte geben eine Konzentration oder einen Vorrat an, während **Relativ**werte sich an einer Referenz oder einer Kontrolle orientieren. **Komplexe oder aggregierte Indizes** bestehen aus mehreren Indikatoren, die durch komplexe Rechenoperationen miteinander verbunden sind. Auf diese Weise sollen komplexe Sachverhalte mit einem einzigen Indikator abgebildet werden. Ein Beispiel im Kontext Boden ist die Bodenpunktezah zur Bewertung eines landwirtschaftlichen

Tabelle 1: Arten von Indikatoren

Beispiele für Bodenindikatoren		
Objektiv		Subjektiv
Messung Penetrometer	Bodenstruktur	Schätzung Spatenprobe
Quantitativ		Qualitativ
Nährstoffe	Bodenfruchtbarkeit	Bodenzahl
Direkt		Indirekt
pH-Meter	pH-Wert	Zeigerpflanzen
Absolut		Relativ
Vorrat	OBS	Konzentration
Singulär		Aggregiert
OBS-Gehalt	Bodenbewertung	Bodenpunktezah

Bodens in Bezug auf seinen Handelswert oder für einen **singulären Indikator** der Gehalt an organischer Bodensubstanz (OBS).

Für die Bewertung von Umweltindikatoren spielen Schemata für **Richt- und Schwellenwerte oder Anspruchsniveaus** eine grosse Rolle. Die Definition dieser Grenzen stellt eine grosse Herausforderung dar, da Staaten bzw. die ausstellenden Behörden ein klar definiertes Wertespektrum vorgeben müssen und somit bereits zu Beginn des offiziellen Indikatorensystems die Spannweite der möglichen Werte abschätzen oder überblicken können müssen. Die Abwägung etwaiger Risiken und möglicher Auswirkungen auf angrenzende Systeme können nicht immer direkt erfasst werden. So ist z.B. die Festlegung von Schwermetallgrenzwerten anhand von gemessenen Auswirkungen auf Bodenorganismen anders zu bewerten als anhand der Schwermetall-Exposition des Menschen über die Nahrungskette (McGrath *et al.*, 1994). Die verantwortlichen Behörden müssen daher entscheiden, welches Risiko sie einzugehen bereit sind und aufgrund welcher Überlegungen dies erfolgt.

1.2.2 Grundsätzliche Anforderungen an Umweltindikatoren

Unabhängig von der Qualität des Indikators oder seines Themenfeldes werden verschiedene grundsätzliche Anforderungen an ihn gestellt. Das Deutsche Bundesamt für Naturschutz definiert die folgenden neun Anforderungen (Bundesamt für

Naturschutz), die auch in sehr ähnlicher Form durch das Statistische Amt der Europäischen Union Eurostat verwendet werden.

- **Aussagefähigkeit:** Indikatoren basieren auf einer eindeutigen Verknüpfung eines Handlungsfelds des Natur- oder Umweltschutzes mit einer bestimmten Messgröße;
- **Konzeption:** Sowohl die Definition des Indikators als auch die Vorschriften für die Berechnung der Indikatorwerte und für die statistische Ermittlung von Trends müssen eindeutig festgelegt und nachvollziehbar sein;
- **Verständlichkeit:** Indikatoren müssen komplexe Inhalte in anschaulicher und leicht verständlicher Weise für die Politikberatung und Öffentlichkeitsarbeit aufbereiten;
- **Zielbezug:** Indikatoren sollten – wenn möglich und sinnvoll – mit einem bestimmten normativen Ziel im Sinne des Naturschutzes verbunden sein. Damit zeigen sie Erfolge und Misserfolge bei der Erreichung dieses Ziels auf;
- **Steuerbarkeit:** Das abgebildete Handlungsfeld sollte politisch steuerbar sein, d.h. es sollten Maßnahmen bekannt sein, mit deren Umsetzung die weitere naturschutz- oder umweltpolitische Entwicklung in die gewünschte Richtung gelenkt werden kann;
- **Datenverfügbarkeit:** Für die regelmäßige Bilanzierung der Indikatoren müssen verlässliche Daten aus dauerhaft abgesicherten Monitoringprogrammen bereitgestellt werden. Die Erhebungs- und Auswertungsmethoden müssen standardisiert sein, wissenschaftlichen Ansprüchen genügen und landesweite Aussagen ermöglichen. Hierbei ist stets eine Qualitätskontrolle der Daten und Rechenergebnisse vorzunehmen;
- **Zeitliche Auflösung:** Die Daten sollten regelmäßig aktualisiert werden. Mit Beginn der Berichterstattung sollten mindestens 10 Jahre zurückreichende Datenreihen vorliegen;
- **Räumliche Auflösung:** Die Werte für landesweit geltende Indikatoren basieren auf Daten, die flächendeckend oder auf Basis von räumlich repräsentativen Stichproben oder im Totalzensus gewonnen werden;
- **Berichterstattung:** Die regelmäßige Bilanzierung der Indikatoren muss personell, institutionell und finanziell gesichert sein. Die Indikatoren sollten graphisch möglichst einheitlich dargestellt werden und Aussagen klar formuliert sein. Der Grad der Zielerreichung oder der Trend soll erkennbar sein.

2. Bodenindikatoren und Daten zur Bodenqualität

Viele Staaten unterhalten ein Bewertungssystem für Böden, um die Raumplanung und den Handel mit Land zu ermöglichen. Kontinuierliche und flächendeckende bzw. national anwendbare Monitoringsysteme sind vergleichsweise selten. Es sind bisher nur wenige konzeptionelle Indikatorensysteme zur standardisierten Erfassung der Bodenqualität auf der nationalen Skala im Einsatz, aber mehrere Länder arbeiten an deren Entwicklung.

Im Folgenden stellen wir in Anlehnung an Bünemann *et al.* (2018) die wichtigsten Indikatorensysteme für Bodenqualität vor und eruieren die aktuelle Verfügbarkeit von Bodendaten sowie weiteren Bedarf an Bodendaten in der Schweiz.

2.1 Internationale Indikatorensysteme und Bodendaten

In Neuseeland wurde eine landesweite Erhebung von Bodenqualitätsindikatoren an 511 Standorten durchgeführt, um Bezugsgrößen für alle wichtigen Bodenarten und Landnutzungen zu ermitteln (Lilburne *et al.*, 2002; Sparling and Schipper, 2002; Lilburne *et al.*, 2004; Sparling and Schipper, 2004). Basierend auf diesen Daten wurde ein Online-Tool namens **Sindi** (Soil Indicator Assessment) entwickelt (Lilburne *et al.*, 2002), das den Vergleich von Messungen der Bodeneigenschaften in einem bestimmten Bodentyp mit den Informationen in der Datenbank ermöglicht. Die Einordnung des Bodens erfolgt entlang der folgenden sieben Kernindikatoren: Pflanzenverfügbare Phosphor (Olsen-P), pH-Wert, anaerob mineralisierbarer Stickstoff, Gesamtkohlenstoff (C_{tot} ; unter der Annahme, dass in Neuseeland die meisten Standorte keine Karbonate enthalten), Gesamtstickstoff (N_{tot}), Lagerungsdichte, Makroporosität. Diese sieben Indikatoren konnten anschliessend zu vier Primärfaktoren oder –gruppen zusammengefasst werden: 1.) Olsen-P als Indikator für die Bodenfruchtbarkeit im Sinne der Nährstoffversorgung und Produktionsfunktion; 2.) pH-Wert als Indikator für die Versauerung des Standorts und die Nährstoffverfügbarkeit; 3.) Die Kombination von C_{tot} und N_{tot} repräsentiert die OBS und anaerob mineralisierbarer Stickstoff die pflanzenverfügbaren Stickstoffvorräte und die lebende Biomasse; und 4.) Lagerungsdichte und Makroporosität charakterisieren den physikalischen Zustand eines Bodens.

Das kalifornische System **SMAF** ist von einer grossen Flexibilität bei der Auswahl der Indikatoren gekennzeichnet. Basierend auf einer Definition der gewünschten Ökosystemdienstleistungen oder Managementziele, wird eine Auswahl aus 81 potentiellen Indikatoren zusammengestellt (Andrews *et al.*, 2004; Wienhold *et al.*, 2009; Stott *et al.*, 2010). Der jeweilige Auftraggeber kann den vorgeschlagenen Mindestdatensatz ignorieren oder abändern, wobei dies jedoch die Vergleichbarkeit zwischen den Standorten einschränkt. Die Interpretation eines Indikatorwertes basiert auf Bewertungskurven, wobei aus mehreren Indikatoren ein additiver Bodenqualitätsindex abgeleitet werden kann. Aktuell bestehen Bewertungskurven für die folgenden 13 Indikatoren: Aggregatstabilität, pflanzenverfügbares Wasser, wassergefüllter Porenraum, Lagerungsdichte, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Na-Belegung, extrahierbarer Phosphor und Kalium, organischer Kohlenstoff, mikrobieller Kohlenstoff und potentiell mineralisierbarer Stickstoff und β -Glucosidase (Cherubin *et al.*, 2016).

Der US-amerikanische Cornell Bodenqualitätstest **CASH** (Comprehensive Assessment of Soil Health; Moebius-Clune *et al.*, 2016) ist direkt an Landnutzer gerichtet, die neben den Ergebnissen der Bodenanalyse auch Hinweise auf Maßnahmen zum Erhalt und Aufbau von Bodengesundheit erhalten. CASH basiert auf den folgenden 10 Hauptindikatoren: Textur, pflanzenverfügbare Wasserhaltekapazität, Eindringwiderstand, Aggregatstabilität, OBS-Gehalt, Proteingehalt, Basalatmung, aktiver Pool der OBS, pH-Wert und Makro- und Mikronährstoffe. Je nach Fragestellung

können weitere Indikatoren aus einem Pool von insgesamt 42 Indikatoren ausgewählt werden. Die beiden amerikanischen Systeme SMAF und CASH haben den Nachteil, dass aufgrund der flexiblen Indikatorenzusammensetzung die Studien nicht direkt verglichen werden können. Beide Systeme adressieren in erster Linie Landwirte.

Die **Schweizer Bodenpunktezahl** und die **Deutsche Bodenschätzung** sind etablierte Systeme, die landwirtschaftlich genutzte Böden basierend auf der Lagerungsdichte, Textur und der Bodenfarbe mit einer Zahl zwischen 0 und 100 bewerten. Die Erfassung der Böden ist in der Klassifikation der Böden der Schweiz (KLABS) und der Bodenkundlichen Kartieranleitung dargelegt und somit auch für jedermann erhältlich und ersichtlich. Der grosse Vorteil dieser Systeme ist, dass sie komplett im Gelände durchgeführt werden können, wenn man Erfahrungen mit der Fingerprobe hat. Die Fingerprobe ist ein Teil der Bodenkartierung, nicht sehr präzise und subjektiv. Mithilfe von Tabellenwerken können auf Basis der drei grundsätzlichen Parameter mehrere ökologisch relevante Parameter abgeschätzt und jedem Boden ein konkreter Wert zugeordnet werden. Beide Systeme sind statisch und erlauben keine weitere Bewertung der Bodenqualität neben der Abschätzung des landwirtschaftlichen Ertragspotentials eines Standorts.

Im Rahmen des **Bodenqualitätskonzepts der Stadt Stuttgart** (BOKS; Wolff, 2006) und im NFP68 (**SQUID**; Drobnik *et al.*, 2018) wurden Indikatorensysteme für die flächendeckende Bewertung der Bodenqualität einer Region auf Basis von Fernerkundungs- und Bodendaten und Bodenkarten sowie Expertenbefragungen zu Ökosystemdienstleistungen eines Standorts erstellt. Im BOKS fliessen die sechs Parameter: Eignung des Standorts für natürliche Vegetation und Ackerbau, Regulierung des Wasserkreislaufs, Kapazität zur Filterung und Pufferung von Schadstoffen, Potential zur Archivierung von Natur- und Kulturgeschichte, Versiegelungsgrad und Altlastenstandorte ein. SQUID bedient sich der 23 finalen Ökosystemdienstleistungen des BAFU. In beiden Fällen wird für jeden Pixel einer Karte aus diesen Parametern ein aggregierter Bodenqualitätswert errechnet. Beide Systeme sind qualitativ, hoch aggregiert und statisch. Sie sind damit ein ideales Werkzeug für die Raumplanung, aber wenig geeignet für ein sensitives System zum Monitoring der Bodenqualität im Sinne der hier vorliegenden Studie. Sie könnten jedoch in Zukunft zu einem Werkzeug der flächendeckenden Erstindikation weiterentwickelt werden.

In Deutschland wird seit 1985 ein dem NABO (siehe Kapitel 2.5.1) ähnliches **Boden-Dauerbeobachtungssystem** betrieben. An insgesamt 800 Standorten wird regelmässig nach 1 bis 10 Jahren der Boden beprobt und auf insgesamt 36 obligate Parameter untersucht. Die am häufigsten durchgeführten Analysen sind Gesamtstickstoff, Textur und organischer Kohlenstoff. Das Thünen Institut in Braunschweig (Deutschland) betreibt unter dem Titel **Bodenzustandserhebung Landwirtschaft** ein regelmässiges Raster (8×8 km) mit insgesamt 3845 Beprobungspunkten, das in einem 10-jährigen Zyklus beprobt wird. Das Ziel ist die Erfassung der OBS-Gehalte aller landwirtschaftlichen Flächen. Daher wurde im Rahmen dieses Programms ein sehr spezielles Analyseprogramm zusammengestellt, das einzig auf der Erfassung der Kohlenstoffvorräte entlang des Bodenprofils beruht.

Sowohl FAO als auch die EU sind aktuell mit der Entwicklung von Bodenqualitätsindikatoren beschäftigt. So wurde das Joint Research Center (JRC) unter anderem aus diesem Grund gegründet und auch die LUCAS-Datenbank stellt erste Schritte zur Bewertung der Böden dar. In Deutschland wird aktuell durch das Umweltbundesamt auch ein Bodenindikatorensystem aufgebaut. Bisher ist jedoch noch kein komplettes Indikatorensystem etabliert.

2.2 Konzept zur Entwicklung eines Bodenindikatorensystems

Bünemann *et al.* (2018) definieren in ihrem Übersichtsartikel einen sinnvollen Fahrplan für die Entwicklung eines Indikatorensystems für Bodenqualität. Dieser Fahrplan gliedert sich in fünf grundlegende Schritte und endet im letzten Schritt mit der Entwicklung eines interaktiven Instruments zur Bewertung der Bodenqualität. Dieser letzte Schritt wird in der weiteren Betrachtung dieser Studie nicht verfolgt und daher auch nur kurz dargestellt.

2.2.1 Ziele definieren

Im aktuellen Prozess der Identifikation von Indikatoren durch das BAFU sind die übergeordneten Ziele bereits im Rahmen des *Bundesgesetzes über den Umweltschutz* definiert und in der *Verordnung über den Schutz des Bodens* genauer spezifiziert. Darüber hinaus sollen auch die SDGs als oberste Ziele in dem Konzept berücksichtigt werden, bzw. mit dem Indikatorenkonzept harmonisiert werden. Über diese Definitionen hinaus soll jedoch der Boden nicht nur vor schädlichen Einflüssen geschützt, sondern auch zusätzlich die Bodenqualität verbessert werden. Daher greifen die Ziele der geplanten Bodenqualitätsindikatoren weiter als im Bundesgesetz vorgegeben.

Bisher sind Grenzwerte nur für Schädigungen des Bodens durch stoffliche Belastung oder durch Erosion eingeführt worden. Ein unterer Grenzwert für einen Parameter, der sich positiv auf die Bodenqualität auswirkt, wie beispielsweise der Humusgehalt oder die Anzahl Regenwürmer, ist bislang noch nicht Bestandteil von Gesetzen oder Ausführungsbestimmungen. Ein zu geringer Humusgehalt des Bodens liesse sich als Argument anführen um eine Bodenanalyse anzuordnen, wenn ein Appell an den Eigentümer nicht gefruchtet haben sollte. Ein idealer Indikator würde – im wahrsten Sinne des Wortes – auf den ersten Blick erkennen lassen, dass mit dem Boden etwas nicht stimmt. Diese erste Vermutung ist Anlass zur Abklärung und Ermittlung weiterer Indikatoren für die Qualität des Bodens.

2.2.2 Identifizierung und Einbindung von Interessensvertretern

Die Identifikation der potentiellen Interessensvertreter stellt einen zentralen Teil der Entwicklung eines Indikatorensystems dar. Ein Indikatorensystem ist nur sinnvoll, wenn es von den potentiellen Anwendern und Betroffenen auch akzeptiert, eingesetzt und kontinuierlich gepflegt wird. Ausserdem sollten die unterschiedlichen Interessensvertreter während des gesamten Entstehungsprozesses beteiligt sein, damit sowohl die Auswahl der Indikatoren, die Festlegung möglicher Referenzwerte, wie auch die Präsentation der Ergebnisse in einem Rahmen erfolgt, der von ihnen mitgetragen wird.

Wie bereits in Knecht *et al.* (2017b) dargestellt, besteht sowohl in der Praxis als auch in der Gesetzgebung ein grosser Bedarf an Bodeninformationen, besonders im Bereich der Land- und Forstwirtschaft. Landbesitzer sind Eigentümer des Landes unter- und oberhalb der Bodenoberfläche, aber dieser Besitz ist nicht vollständig: Bodenschätze, Wasser, der Unterboden als Baugrund etc. fallen unter das gemeinschaftliche Eigentum. Die Abgrenzung der Rechte am Boden als Privat- und Gemeingut ist nicht immer klar. Luft- und Wasserqualität sind hingegen eindeutig definiert und Kriterien für ihre Überwachung sind festgelegt. Besitzer von Grund und Boden haben Eigentumsrechte, die im Schweizerischen Zivilgesetzbuch niedergelegt sind. Diese betreffen den Erwerb, Verkauf, und die Einschränkungen in Bezug auf Nachbarn und Bauten oder Bepflanzung (ab Artikel 655). Die öffentlich-rechtlichen Beschränkungen sind in Art. 702 erklärt und betreffen Situationen, in denen das Allgemeinwohl gefährdet ist. Bund, Kantone und Gemeinden können diese Beschränkungen erlassen und ausführen.

Im Bundesgesetz über den Umweltschutz werden die Details zu den einzelnen Belastungen des Bodens aufgeführt. Das Vorsorgeprinzip gilt für die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und Massnahmen zur Schadensbegrenzung sind frühzeitig zu treffen (Art. 2). Bei Bodenbelastungen gelten Richt- und Sanierungswerte für etwaige Schadstoffe und Erosion (VBBo, 1998). Die Bodenschutzfachstellen der Kantone vollziehen die Grenzwerte für Böden, um Gefahren abzuwenden. Jede Eigentümerin ist zur Auskunft über die Begleitumstände einer Belastung verpflichtet und hat eine Abklärung zu unterstützen oder zu dulden. Dies bedeutet, dass eine Bodenuntersuchung an einem Standort durch die Behörde angeordnet werden kann.

Für die einvernehmliche Entwicklung eines Konzepts für Bodenqualitätsindikatoren erscheint von vornherein die Teilnahme von Interessensvertretern ratsam. Der Boden ist Gemeingut und Privatbesitz gleichermassen und die Einführung einer neuen Regelung erfordert daher ein gemeinsames Vorgehen aller Beteiligten (Bund, Kantone, Gemeinden). Die Bodennutzerinnen (Landwirte, Gärtner und Waldbesitzer) sowie jene Institutionen und Gewerbe, die sich weitere Funktionen des Bodens zunutze machen oder diese beeinflussen (Wassergewinnung und -aufbereitung, Strassenbau und Infrastruktur, Getränkeindustrie, Archäologen, Deponiebetreiber etc.), bringen ihre Interessen an der Nutzung der Böden ein.

2.2.3 Auswahl von Indikatoren für gezielte Bodenfunktionen und Ökosystemdienstleistungen

Die vorab definierten Ziele bestimmen die Auswahl der Indikatoren, die auch durch die Gefährdung oder Einschränkung von Bodenfunktionen beeinflusst werden können.

Indikatoren für die **Gefährdung** der Bodenqualität können auch mithilfe des DPSIR-Modells (Driving forces, Pressure, State, Impact, Response), welches bereits am BAFU erprobt ist, identifiziert werden. Dieses Modell beschreibt die Gefährdung als eine kausale Kette von Einflussgrößen, die neben den reinen Umweltaspekten auch die damit zusammenhängenden Anliegen der Sektoralpolitiken (z.B. der Bodennutzer) berücksichtigt. Es rückt somit auch Indikatoren aus dem Bereich der menschlichen Aktivitäten und ihrer Auswirkungen in das Blickfeld. Wie sich eine erwünschte positive Entwicklung der Bodenqualität in diesem Konzept bewerten liesse, ist allerdings unklar.

Bei der Indikatorensuche entlang der **Bodenfunktionen** wird versucht, jeder Bodenfunktion einen adäquaten Indikator zuzuordnen. Dieser Prozess kann sehr komplex und schwierig sein, da Bodenfunktionen von vielen verschiedenen Eigenschaften abhängen, die miteinander interagieren können.

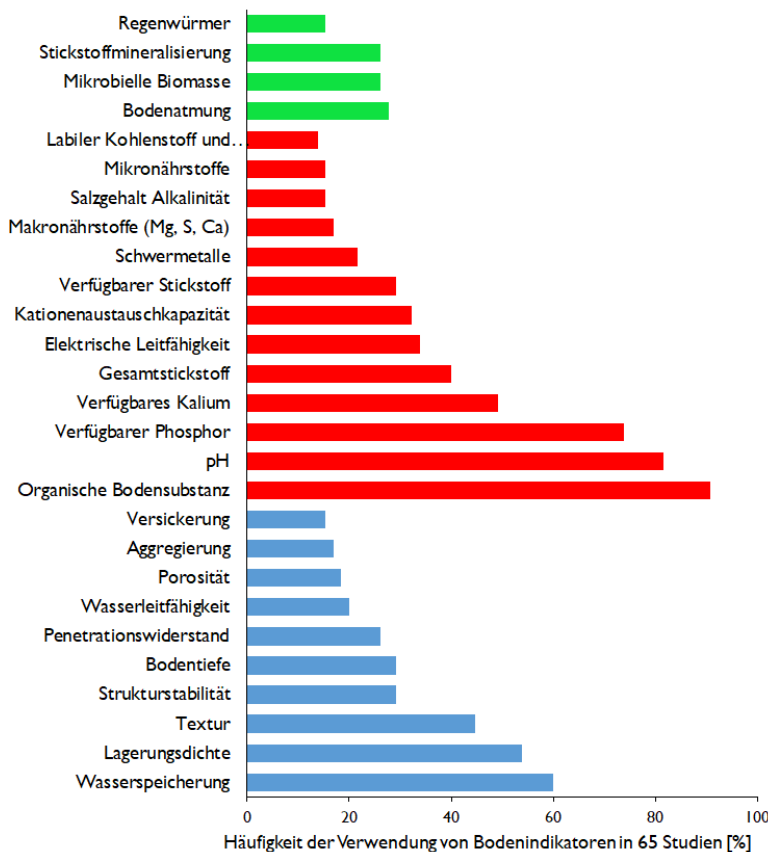


Abbildung 1: Häufigkeit der Anwendung von physikalischen, chemischen und biologischen Bodenqualitätsindikatoren in 65 ausgewählten Publikationen (Bünemann *et al.*, 2018).

Die von Bünemann *et al.* (2018) aufgelisteten Indikatoren der Bodenphysik, -chemie und -biologie (Abbildung 1) machen deutlich, dass auf Basis der 65 ausgewerteten Studien, eine Handvoll Indikatoren für die Bodenqualität sehr häufig verwendet wird. Es sind dies C_{org} , pH, löslicher P, Wasserspeicherfähigkeit und Lagerungsdichte. Biologische Indikatoren kommen seltener vor, da sie auch komplizierter in der Handhabung sind und die Methodik erst seit etwa zwei Jahrzehnten standardisiert ist. Die häufigsten Messgrößen sind auch in der Schweiz schon Teil der Erhebungen im Rahmen der Bodendauerbeobachtung im NABO und den KABOs, sowie in Langzeitversuchen. Diese Methoden haben sich bereits hinsichtlich der Ansprüche an Messgenauigkeit, Empfindlichkeit, Wiederholbarkeit, Abbildung zeitlicher Trends etc. bewährt. Methoden, die diesen Kriterien nicht entsprechen, werden im Allgemeinen nicht weiterverwendet. So ist z.B. die Suppressivität von Böden gegenüber Pflanzenkrankheiten ein sehr relevanter Parameter, der in Netzanalysen interessante Zusammenhänge zu dem labilen Kohlenstoffgehalt und der mikrobiellen Biomasse gezeigt hat (Bongiorno *et al.*, 2019b), aber noch unzureichend erforscht ist. Die

grundlegenden Mechanismen der Suppressivität sind bekannt, aber die Methodik zur Ermittlung der Suppressivität gegenüber einem Pathogen-Pflanze-System ist sehr komplex und aufwendig (Tamm *et al.*, 2006; Thürig *et al.*, 2009). Daher stellt sich die Frage, ob diese Methodik für ein Monitoring geeignet ist.

2.2.4 Festlegung der Referenzen und Interpretation der Indikatoren

Die Bewertung der Bodenqualität kann sich nur an der angestrebten Nutzung und damit an den Bodenfunktionen orientieren. Dabei ist ein Kompromiss zum Beispiel zwischen den Ansprüchen des Landwirts, der Wassergewinnung, der Erholungsansprüche, der Ansprüche an das Habitat Boden und der damit verbundenen Biodiversität zu finden. Häufig finden sich die optimalen Situationen für eine Bodenfunktion in suboptimalen Bereichen einer anderen. Die Humusbilanz zeigt zum Beispiel Risiken für das Grundwasser an, wenn sehr viel organischer Dünger ausgebracht wird, weil der Landwirt das Ziel verfolgt, den Humusgehalt seiner Flächen zu erhöhen.

Ein weiteres Problem besteht darin gesetzliche Vorgaben zu formulieren, da oft Interessenskonflikte hinsichtlich der Definition optimaler Bereiche bestehen. So sind z.B. die deutschen Bundesländer aufgefordert worden in Bezug auf die Verknüpfung von Direktzahlungen mit der Einhaltung von Umweltstandards (cross-compliance), Schritte zu unternehmen, um die Gehalte des Bodens an OBS zu verbessern. Eine umfassende Studie kommt aber zu dem Schluss, dass es keinen idealen Wert für OBS im Boden gibt (Wessolek *et al.*, 2008). Andererseits zeigt eine sehr umfangreiche Studie mit hoher Standort- und Probenanzahl in Bayern, dass Humusgehalte abhängig sind von Standortparametern (Tongehalt, Niederschlag) und der Landnutzung (Capriel, 2010). Die Bodenbewirtschaftung hat laut dieser Studie gegenüber den Standortparametern und der Landnutzung einen geringen Einfluss, obwohl die Einführung von Biolandbau und organischer Düngung (Gattinger *et al.*, 2012), reduzierter Bodenbearbeitung (Cooper *et al.*, 2016) und Fruchtfolgen (Bai *et al.*, 2018) sich grundsätzlich positiv auf OBS-Gehalte auswirken.

2.2.5 Schaffung eines interaktiven Instruments zur Bewertung der Bodenqualität

Bünemann *et al.* (2018) sehen als letzten Schritt die Schaffung eines interaktiven Instruments zur Information und Überwachung der Bodenqualität (Smartphone Applikationen iSQAPP, VESS, BodenDOK). Im Rahmen dieser Studie ist die Schaffung eines solchen Instruments nicht angedacht. Ein solches Tool könnte aber im Rahmen des vom Bundesamt für Landestopografie zur Verfügung gestellten *swisstopo* oder des Kompetenzzentrums Boden in Zukunft abgedeckt werden.

Im Rahmen des EU-Projekts iSQAPER sind im Anschluss an die Publikation zur Entwicklung eines Indikatorensystems (Bünemann *et al.*, 2018) drei weitere Publikationen und ein Bericht erschienen, die konkrete Indikatoren für ein Bodenqualitätsindikatorensystem für Europa und China vorschlagen. Bai *et al.* (2018) konnten anhand von 30 Langzeitversuchen in Europa und China und Daten aus Publikationen von weiteren 42 Langzeitexperimenten in China und 402 Publikationen nachweisen, dass die Parameter Regenwurmabundanz und OBS langfristig am

sensitivsten auf verschiedene Managementsysteme reagieren. Hoek *et al.* (2019) konnten anhand von Bodenproben aus 10 europäischen Langzeitversuchen mehrere Parameter direkt auf ihre Eignung als Indikatoren vergleichen. Sie kommen zu dem Resultat, dass C_{org} , partikuläre organische Substanz (POM), lösliches P und K und N_{tot} am besten geeignet sind, um verschiedene Managements in den 10 Langzeitexperimenten zu unterscheiden (Anhang 1). Bongiorno *et al.* (2019a) vergleichen mehrere Verfahren zur Extraktion eines aktiven Pools der OBS und kommen zu dem Ergebnis, dass neben der POM die Permanganat-oxidierbare organische Substanz (POXC) am besten geeignet ist bewirtschaftungsbedingte Unterschiede anzuzeigen. Bongiorno *et al.* (2019b) konnten ausserdem zeigen, dass POXC zudem auch mit der Suppressivität eines Bodens korreliert ist und somit auch für diese Eigenschaft als Indikator dienen könnte.

2.3 Aktuelle Umweltindikatoren des BAFU

Das BAFU listet aktuell 115 Umweltindikatoren auf seiner Homepage (Stand März 2019). Im Bereich Boden sind 14 Indikatoren definiert: Biodiversitätsförderflächen, Bleibelastung von Böden, Kohlenstoffgehalt von Landwirtschaftsböden, Kupfer- und Zinkbelastung von Landwirtschaftsböden, Siedlungsfläche, Bodenversiegelung, Waldfläche, *Bevölkerungswachstum*, *Bruttoenergieverbrauch*, *Bodennutzung*, *Flächenverbrauch bei Verkehrsinfrastruktur* und *Verkäufe von Pflanzenschutzmitteln*; wobei die letzten fünf Indikatoren (kursiv dargestellt) aktuell nicht bezüglich Zustand und Entwicklung bewertet werden können. Nur die drei Indikatoren Bleibelastung von Böden, Kohlenstoffgehalt von Landwirtschaftsböden und Kupfer- und Zinkbelastung von Landwirtschaftsböden beruhen direkt auf messbaren Bodeneigenschaften. Die übrigen Indikatoren weisen einen indirekten Zusammenhang mit dem Boden auf und können lediglich bei der Interpretation von Bodendaten helfen.

2.4 Bedarf an Bodendaten in der Schweiz

Im *Faktenblatt über einen Humusrichtwert* für die Schweiz wird versucht einen Richtwert für den optimalen Humusgehalt in Schweizer Böden zu definieren. Die Anregung zu dieser Studie kam aus dem Bereich des Bodenschutzes, der keine Exekutivmassnahmen verordnen kann, wenn offensichtlich die Humusgehalte eines Standortes zu tief sind für eine nachhaltige Nutzung als Ackerland. Das bereits existierende Instrument des Ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN), welches für Direktzahlungen des Bundes alle 10 Jahre eine Bodenanalyse vorschreibt, beinhaltet im Falle des C_{org} -Gehaltes mit der Fühlprobe eine ungenaue Methodik. Zudem wird das grosse Potential dieser Erhebung nicht voll genutzt, da die Resultate nur bedingt für öffentliche Zwecke verfügbar sind. Dieser Datensatz wäre weltweit einmalig, da ein ganzes Land flächendeckend die Gehalte an OBS nachweisen könnte.

In der Studie *Indikatoren für Ökosystemleistungen - Systematik, Methodik und Umsetzungsempfehlungen für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung* (Staub *et al.*, 2011) werden 23 für die Schweiz relevante Ökosystemdienstleistungen identifiziert und Indikatoren zu den einzelnen Leistungen vorgeschlagen. Böden werden in dieser Studie nur von ihrer wirtschaftlichen Leistung und als natürliche Produktionsfaktoren betrachtet. Als Indikatoren werden die land- und waldwirtschaftlich genutzte

Bodenfläche identifiziert, wobei die Daten nur aus der Arealstatistik bezogen werden sollen. Das heisst, dass in dieser Studie die Bodenqualität oder deren Dynamik keine Rolle spielt.

2013 wurde im Auftrag des BAFU die Studie *Ökosysteme und ihre Leistungen erfassen und räumlich darstellen* (Grüningen *et al.*, 2013) durch die Arbeitsgemeinschaft econcept und die WSL erarbeitet. Bereits 2014 wurde das Resümee *Bodenkartierung Schweiz - Entwicklung und Ausblick* (Borer and Knecht, 2014) von der Arbeitsgruppe Bodenkartierung der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz wie folgt zusammengefasst.

Unter dem Titel *Bedürfnisabklärungen Bodeninformation* (Knecht *et al.*, 2017a) wurde im Februar 2017 im Auftrag des BAFU der Bedarf an Bodeninformationen in der Schweiz anhand von Experteninterviews untersucht. Die Studie ergab, dass es über verschiedene Disziplinen hinweg einen grossen Bedarf an flächendeckenden Bodendaten gibt. Die stärkste Nachfrage kommt aus der Landwirtschaft und bezieht sich hauptsächlich auf die Identifikation von Fruchtfolgeflächen. Eine ähnlich starke Nachfrage besteht auch in der Forstwirtschaft, die sich jedoch mehr mit den Auswirkungen des Klimawandels und dem angepassten Waldbau befasst. Die Autoren stellen heraus, dass insbesondere der Wasserhaushalt das disziplinübergreifende Thema der Befragten ist, und der Hauptbedarf in der Erfassung der ihn bestimmenden Parameter Bodenart, Skelettgehalt, Gründigkeit und Bodentyp liegt.

Die NABO-Studie (i. A. des ARE) *Bodenfunktionsbewertung und Bodenindexpunkte Konzept und Wege zur Umsetzung* (Greiner and Keller, 2011) erarbeitet ein Konzept zur schweizweit einheitlichen Ausscheidung von Fruchtfolgeflächen. Für diesen Schritt werden Informationen zur Bewertung von Bodenfunktionen benötigt, die jedoch aus klassischen Bodenkartierungen abgeleitet oder im Zuge einer Kartierung relativ einfach erhoben werden können. Die Autoren schlagen dazu einen Minimaldatensatz bestehend aus den folgenden Parametern vor: Ton-, Schluff- und Skelettgehalt, Humusgehalt, pH-Wert, Existenz eines Vernässungshorizonts, Gründigkeit und Vernässungsgrad. Weitere Parameter können anhand von Pedotransferfunktionen, die für die Schweiz in einigen Fällen noch entwickelt werden müssen, aus dem Minimaldatensatz abgeleitet werden.

In der NFP68-Fokusstudie *Bodeninformationssysteme und (digitale) Bodenkartierung in Europa - Was kann die Schweiz davon lernen?* (Nussbaum *et al.*, 2018) wird der aktuelle Stand der schweizweiten Bodenkartierung erfasst und mögliche Kartieransätze der europäischen Nachbarländer dargestellt.

2.5 Verfügbare Bodendaten in der Schweiz

Zur Überwachung und Beurteilung der anthropogenen Belastung der Böden und somit der Erhaltung der langfristigen Bodenfruchtbarkeit in der Schweiz existieren zwei Werkzeuge; das nationale Bodenbeobachtungsnetz (NABO) und in gewissen Kantonen das kantonale Bodenbeobachtungsnetz (KABO). Die kontinuierlichen Beobachtungen auf beiden Ebenen dienen als Frühwarnsystem und ermöglichen frühzeitig Veränderungen und Trends in der Schadstoffbelastung zu erkennen und gegebenenfalls Massnahmen zum Schutz des Bodens einzuleiten.

Im Rahmen der vorliegenden Studie haben wir uns zunächst mit der Erfassung des Status Quo befasst. Dazu haben wir die bestehenden Monitoring- und Bodenqualitätskonzepte auf diesen beiden Ebenen betrachtet.

2.5.1 Nationale Bodenbeobachtung (NABO)

Die nationale Bodenbeobachtung der Schweiz (NABO) wurde 1985 initiiert und hat den Auftrag, chemische, biologische und physikalische Bodenbelastungen zu erfassen und zu beurteilen (Kasten 6). Zu Beginn standen Schwermetalle und organische Schadstoffe (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und polychlorierte Biphenyle (PCB)) im Fokus und wichtige Begleitparameter wie pH-Wert und Humusgehalt wurden erhoben. Mittlerweile werden 111 über die komplette Fläche der Schweiz verteilte Punkte alle fünf Jahre hinsichtlich ihres Bodenzustands untersucht (Abbildung 2). Die Auswahl der einzelnen NABO-Standorte repräsentiert die für die Schweiz typische Kombination aus Landnutzung, Bodentyp, Geologie, Höhenstufe und anderen Standorteigenschaften. Die Beobachtungsflächen sind weder markiert, abgesperrt noch anderweitig geschützt, so dass die Verhältnisse der landwirtschaftlichen oder forstlichen Nutzung möglichst praxisnah erhoben werden. Dank der eingegrabenen Magnete können die 10 x 10 m² grossen Flächen exakt lokalisiert werden, was die laufende Beprobung derselben Flächen garantiert. Seit 2012 existiert mit NABObio ein Tochternetzwerk, das sich intensiv mit der biologischen Komponente von 40 ausgewählten NABO-Standorten befasst (Hug *et al.*, 2013; Hug *et al.*, 2018). Mit dem NABO-Netzwerk verfügt die Schweiz bereits über ein umfassendes Netzwerk von Monitoringstandorten, die die wichtigsten Schweizer Ökosysteme repräsentieren.

Kasten 6: Gesetzlicher Auftrag zur Einrichtung der Nationalen Bodenüberwachung NABO in der VBBo.

Verordnung über Belastungen des Bodens vom 01. Juli 1998 (Stand 12. April 2016)

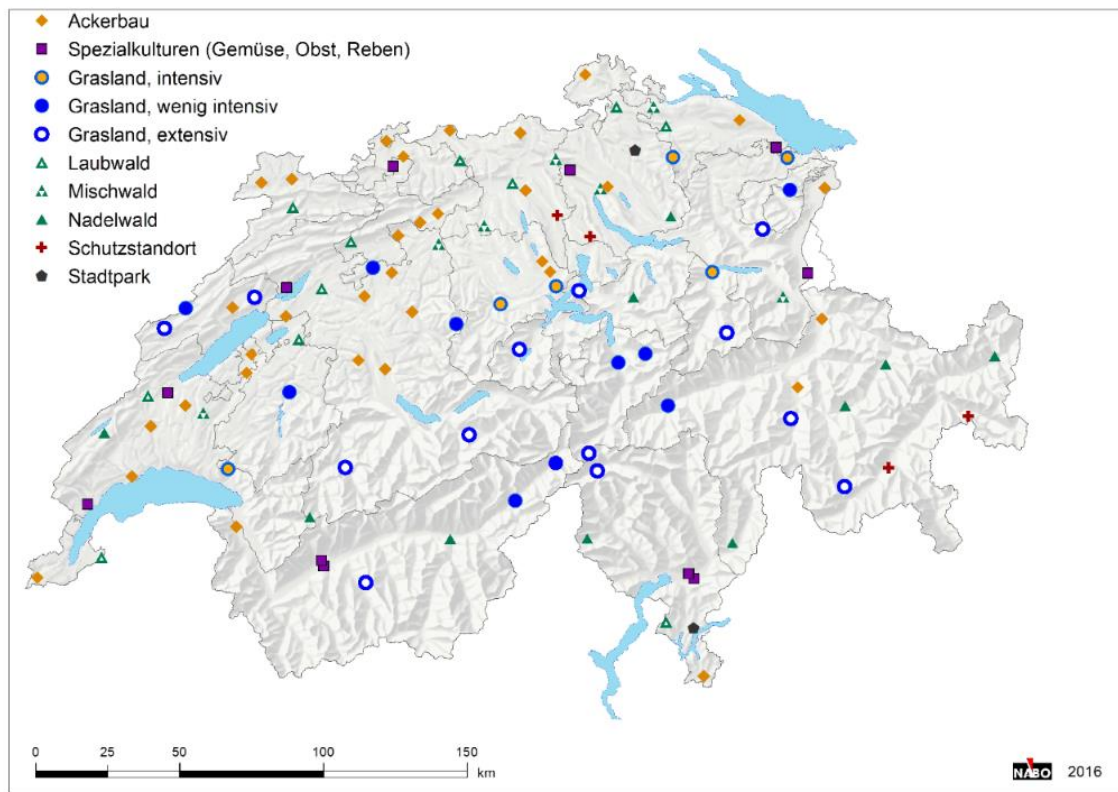
Art. 3 Beobachtung der Bodenbelastung durch den Bund

¹ Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) betreibt in Zusammenarbeit mit dem Bundesamt für Landwirtschaft (BLV) ein nationales Referenznetz zur Beobachtung der Belastungen des Bodens (NABO).

² Das BAFU informiert die Kantone über die Ergebnisse der Beobachtung und veröffentlicht sie.

Im Rahmen des NABO sind einige Studien zur Bodenqualität und zur Entwicklung von Indikatoren erfolgt. Aktuell laufen auch mehrere Projekte, die sich mit der Weiterentwicklung des NABO-Messsystems befassen. So stellen Drobnik *et al.* (2018) einen statischen Index vor, der basierend auf den Erhebungen von Greiner *et al.* (Greiner *et al.*, 2017; Greiner *et al.*, 2018a; Greiner *et al.*, 2018b) jedem Pixel einer Karte einen Wert für die Bodenqualität im Sinne der Raumplanung zuweist.

Abbildung 2: Verteilung der NABO-Standorte nach Nutzungskategorien.



2.5.2 Kantonale Bodenbeobachtung (KABO)

Im Rahmen der Kantonalen Bodenbeobachtung (KABO) werden seit 1986, damals noch auf Grundlage der *Verordnung über Schadstoffe in Böden* (VSBo), die Böden der Kantone überwacht (Kasten 7). Im jeweiligen Kanton ist das Amt für Umwelt und darin, wenn vorhanden, die Abteilung Boden zuständig. Jedoch nehmen nicht alle 26 Kantone an diesem System teil. Insgesamt wurden und werden in 17 Kantonen entsprechende Monitoringsysteme betrieben (Tabelle 2 zeigt eine Auswahl von sieben Kantonen).

Da es jedoch keine gesetzlichen Vorgaben, weder in der VBBo noch in anderen Rechtsgrundlagen bezüglich dem Aufbau und Umfang der kantonal ausgeführten Bodenüberwachungen gibt, liegt die Ausgestaltung im Ermessen der einzelnen Kantone. Aufgrund des gemeinsamen Beginns in Folge der VSBo und der damaligen Interessenlage (saurer Regen und industrielle Verschmutzungen) haben alle teilnehmenden Kantone die Konzentrationen von bestimmten Schwermetallen und teilweise weiterer chemischer und physikalischer Grössen, die die Mobilität der Schwermetalle beeinflussen, erfasst. Die KABOs unterscheiden sich aber hinsichtlich der Auswahl und Anzahl der Standorte, ihrer Beprobung, der überwachten Parameter und auch in ihrer jeweiligen weiteren Entwicklung.

Beispielsweise erfasst die kantonale Bodenschutzfachstelle des Kantons Bern seit 1994 mehr als 20 Parameter, jedoch nur an 19 landwirtschaftlichen Standorten. Infolge der Spezialisierung des Personals sind in Bern neben den klassischen Messgrößen viele Arbeiten auf dem Bereich der Bodenphysik und auch der Bodenbiologie entwickelt und etabliert worden. Auf eigenes Betreiben wurden zudem ein Erosionsmessnetz und eine dauerhafte Tensiometermessstation zur Schätzung des Verdichtungsrisikos durch Befahrung aufgebaut. Aufbauend auf diesen umfangreichen Erhebungen werden unter anderem auch geeignete Massnahmen zur nachhaltigen Nutzung der Böden vorgeschlagen. Infolge der beschränkten Anzahl an Standorten ist die Übertragung auf die gesamte Kantonsfläche jedoch schwierig. Darüber hinaus erfolgt die Beprobung nur alle 10 Jahre. Die Beprobung der entsprechenden Waldstandorte ist, wie auch in einigen anderen Kantonen, an das Institut für angewandte Pflanzenbiologie (IAP) ausgelagert. Somit erfolgt auch die öffentliche Berichterstattung getrennt.

Kasten 7: Gesetzlicher Auftrag zur Einrichtung der Kantonalen Bodenüberwachung KABO in der VBBo.

Verordnung über Belastungen des Bodens vom 01. Juli 1998 (Stand 12. April 2016)

Art. 4 Überwachung der Bodenbelastung durch die Kantone

- ¹ Steht fest oder ist zu erwarten, dass in bestimmten Gebieten Belastungen des Bodens die Bodenfruchtbarkeit gefährden, so sorgen die Kantone dort für eine Überwachung der Bodenbelastung.
- ² Das BAFU sorgt in Zusammenarbeit mit dem BLW für die Beschaffung der fachlichen Grundlagen, die für die Überwachung der Bodenbelastung nötig sind, und berät die Kantone.
- ³ Die Kantone teilen die Ergebnisse der Überwachung dem BAFU mit und veröffentlichen sie.

Die Kantonale Bodenüberwachung des Kantons Zürich geht einen anderen Weg. 1995 wurden insgesamt 700 Standorte identifiziert, die, in Haupt-, Neben- und Immissionsstandorte unterteilt, sowohl die räumliche Heterogenität des Kantons sowie der Geologie und des Klimas berücksichtigen. Darüber werden Acker, Grünland und Spezialstandorte im Bereich der Landwirtschaft und Laub-, Misch-, und Nadelwälder im forstlichen Bereich untersucht. Im Vergleich zum Kanton Bern werden jedoch nur 6 Parameter, darunter kein biologischer, in einem 5-jährigen Rhythmus erfasst. Der Kanton Zürich setzt auch weiterhin auf Kontinuität der Messungen und konzentriert sich auf die Verbesserung der Methodik und Analytik ihres KABO.

In der Zentralschweiz haben sich die Kantone Luzern, Nid- und Obwalden, Zug, Schwyz und Uri zu einem gemeinsamen KABO zusammengeschlossen. Seit 2010 werden themenspezifische Untersuchungen (Bodenverdichtung, Waldbodenversauerung und Rekultivierungen) durchgeführt und eine Verstetigung ist nur bei nachgewiesener Überwachungsbedürftigkeit angedacht. Auch in der Zentralschweiz ist das Monitoring der Waldstandorte an das IAP ausgelagert.

Tabelle 2: Eigenschaften ausgewählter KABOs (Kantonale Bodenbeobachtung). Die Tabelle gibt den Beginn sowie die Frequenz des jeweiligen Bodenbeobachtungsprogramms für sieben ausgewählte Kantone an. Die Anzahl der Standorte sowie der bisherigen Messperioden werden dargestellt und die Gesamtanzahl von erfassten biologischen, chemischen, physikalischen Parametern und Metadaten (z.B. Landnutzung). Diese Tabelle enthält jedoch nur aggregierte Informationen. Detailinformationen befinden sich im Anhang. Die Daten sind nicht umfassend und beinhalten weder alle Kantone, die ein KABO betreiben, noch alle jemals erfassten Parameter. Diese Tabelle stellt den Status quo dar und gibt die Informationslage wieder, die man mit einer Internetrecherche zusammenführen kann.

Kanton	Beginn	Standorte	Intervall	Anzahl Erhebungen	Anzahl Parameter	Parameter	Anzahl	Planung
Aargau	1992	73	5-jährig	3	8	Biologische	2	nächste Beprobung unbestimmt verschoben
						Chemische	5	
						Physikalische	1	
						Meta	0	
Bern	1994	19	10-jährig	3	21	Biologische	6	Verbesserung der statistischen Auswertung
						Chemische	7	
						Physikalische	8	
						Meta	0	
Freiburg	1986	317	5-jährig	6	8	Biologische	3	Gensequenzierung geplant, Ausweitung der Verdichtungserfassung im STRUDEL-Projekt
						Chemische	3	
						Physikalische	1	
						Meta	1	
Graubünden	1990	89	5-jährig	5	8	Biologische	2	Ab der 5. Erhebung werden nur noch Standorte mit hoher Relevanz untersucht.
						Chemische	3	
						Physikalische	3	
						Meta	0	
St.Gallen	1990	26	5-jährig	4	5	Biologische	1	Untersuchungen zu spezifischen Themen, Bodenbiologie vorgesehen
						Chemische	2	
						Physikalische	2	
						Meta	0	
Zug	1992	16		1	4	Biologische	0	Nach einer Beprobung eingestellt
						Chemische	4	
						Physikalische	0	
						Meta	0	
Zürich	1995	700	5-jährig	5	6	Biologische	0	Bisher nicht verändert und auch in nächster Erhebung ab 2020 nicht geplant
						Chemische	5	
						Physikalische	1	
						Meta	0	

In den letzten zehn Jahren kam es zur verstärkten Zusammenarbeit unterschiedlicher Kantone im Rahmen von grösseren Bodenprojekten. So engagierten sich die Kantone Aargau, Bern, Fribourg, Graubünden und St. Gallen im Rahmen des BAFU-Projektes MIP, um das Mykorrhiza-Infektionspotential von 154 Böden aus dem KABO- und NABO-Messnetz zu untersuchen und dessen Potential als sensitiven Bodenqualitätsparameter zu evaluieren. Die Anwendbarkeit wurde nach Abschluss des Projektes aber als bedingt geeignet eingestuft, da die Analytik ein spezialisiertes Labor benötigt und kostenintensiv ist. Darüber hinaus haben sich mehrere Kantone zu insgesamt zwei kantonsübergreifenden Bodenfeuchtnetzen (Ost- und Nordwestschweiz) zusammengeschlossen. Mithilfe dieser automatischen Messstationen können mit hoher zeitlicher Auflösung der Wassergehalt ausgewählter Standorte über das gesamte Bodenprofil erfasst und daraus Empfehlungen für die Befahrbarkeit abgeleitet werden.

Die meisten Kantone werden ihre Messnetze weiterführen. Aufgrund der grossen Kosten erwägen aber einige Kantone die Verlängerung der Beprobungszyklen oder keine weiteren Anpassungen bis auf verbesserte statistische Auswertungen. Ausserdem zeichnet sich eine steigende Nachfrage nach biologischen und insbesondere mikrobiologischen Parametern ab. Aufgrund der langjährigen Entwicklungen erscheint

die kontinuierliche Erfassung der Schwermetalle, besonders ohne weitere Kennwerte wie pH, nicht sinnvoll, und eine seltenere Beprobung für diese Grössen angebracht.

2.5.3 Langzeitversuche in der Schweiz

Landwirtschaftliche Langzeitversuche werden meist von staatlichen Institutionen durchgeführt, die die Kontinuität der Versuchsbewirtschaftung, regelmässige Messung der Zielvariablen und Archivierung von Proben gewährleisten können. Das Schweizer Kompetenzzentrum des Bundes für landwirtschaftliche Forschung Agroscope und das Forschungsinstitut für biologischen Landbau FiBL unterhalten die meisten Versuche auf ihren Flächen (Anbausysteme: DOK (Mäder *et al.*, 2002; Fliessbach *et al.*, 2007), FAST (Wittwer *et al.*, 2017); Bodenbearbeitung: FAST (Wittwer *et al.*, 2017), Frick (Berner *et al.*, 2008; Krauss *et al.*, 2017); Düngung: (Oberholzer *et al.*, 2014)). Die Kantone haben ebenfalls einzelne Langzeitstudien eingerichtet (z.B. Bern: Martínez *et al.*, 2016; Maurer *et al.*, 2016).

2.5.4 Flächendeckendes Monitoring (ÖLN)

Der Bund fördert die Erbringung gemeinwirtschaftlicher Leistungen durch die Landwirtschaft mit Direktzahlungen (Artikel 104 Bundesverfassung). Die Ausrichtung von Direktzahlungen setzt voraus, dass der Landwirt die Anforderungen des ÖLN auf dem gesamten Betrieb erfüllt (Direktzahlungsverordnung; DZV Art. 11). Der ÖLN ist ein beispielhaftes System, das die Einhaltung von ökologischen Leistungen anhand von einigen Kriterien überprüft. Ein Kriterium ist eine Bodenanalyse, die alle zehn Jahre auf der gleichen Fläche die Gehalte an Humus, löslichem Phosphor und Kalium sowie den pH-Wert ermittelt. Die Beprobung, sowie die Analytik sind standardisiert, teilnehmende Labors sind zertifiziert und nehmen an Ringversuchen teil. Bis auf die Bestimmung des Humusgehalts, der mittels der unpräzisen Fühlprobe erfasst wird, stellt diese Erhebung ein sehr gutes Archiv zum Zustand der Bodenqualität in landwirtschaftlichen Flächen der Schweiz dar. Die Analyseergebnisse werden vertraulich behandelt und sind daher derzeit nur in regional aggregierter Form für eine weiterführende Auswertung verfügbar. Sie stellen jedoch ein einzigartiges System für das flächendeckende Monitoring der Bodenqualität dar. Darüber hinaus wären diese Daten von grossem Interesse für eine flächendeckende Klimabilanz der Schweizer Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung.

2.6 Methodische Ansätze mit Entwicklungspotential

Neue analytische Methoden sind praxistauglich und versprechen die schnelle, kontaktlose und präzise Erfassung wichtiger Boden- und Umweltparameter. Der grosse Vorteil der hier vorgestellten Methoden ist, dass nicht nur eine spezifische (Boden-)Eigenschaft, sondern eine Fülle von Informationen erfasst wird, die im Anschluss bedarfsorientiert ausgewertet werden kann. Im Falle des Metabarcoding ist dies die Charakterisierung des gesamten Mikrobioms einer Probe, bei der Infrarot-Spektroskopie (IR-Spektroskopie) wird hingegen das gesamte Reflexionsspektrum vom sichtbaren Licht bis in den kurzwelligen Infrarotbereich erfasst.

2.6.1 Molekularbiologische Methoden

Die DNA-basierte Charakterisierung von mikrobiellen Gemeinschaften im Boden ist durch die Entwicklung der zweiten Generation von Sequenzierungsmethoden schnell, preisgünstig und präzise geworden. Mit Hilfe der neuen Technologien ist es möglich, grosse Probenzahlen innerhalb kürzester Zeit zu analysieren. Grob lassen sich drei Kategorien der DNA-basierten Methoden zur Charakterisierung von mikrobiellen Gemeinschaften unterscheiden:

Die **qPCR** wird genutzt, um die Abundanz eines bestimmten Genes innerhalb einer mikrobiellen Gemeinschaft zu bestimmen. Dieses bestimmte Gen kann sowohl ein funktionelles Gen als auch eine universelle Genregion bestimmter Gemeinschaften von Bakterien oder Pilzen sein. Die Quantifizierung von funktionellen Genen dient dazu, das Potential einer Gemeinschaft einen bestimmten Prozess durchzuführen, zu bestimmen.

Die Vervielfältigung eines Genabschnitts mittels qPCR oder PCR bildet auch die Grundlage der **Amplicon-basierten Sequenzierungsmethoden**. Werden dazu Genabschnitte verwendet, die in allen Mikroorganismen einer Klasse vorkommen, kann mit den klassischen Methoden der Gemeinschaftsökologie die Diversität der mikrobiellen Gemeinschaften bestimmt werden. Dieser Ansatz wurde sowohl im DOK-Versuch (Hartmann *et al.*, 2015) als auch an ausgewählten NABO-Standorten (Hug *et al.*, 2018) erfolgreich angewendet. Allerdings bleibt anzumerken, dass die Charakterisierung der mikrobiellen Diversität eines Bodens bisher keine direkte Aussage über die Funktionalität der mikrobiellen Gemeinschaft zulässt (Bier *et al.*, 2015; Graham *et al.*, 2016). Obwohl spezifische bioinformatische Programme entwickelt wurden, um das genetische Potential einer mikrobiellen Gemeinschaft anhand ihrer Diversität vorauszusagen (Langille *et al.*, 2013; Aßhauer *et al.*, 2015), lassen sie für das Ökosystem Boden bisher keine belastbaren Rückschlüsse zu. Werden Amplicon-basierte Sequenzierungsmethoden für funktionelle Gene eingesetzt, erhält man eine Aussage über die strukturelle Diversität innerhalb der Funktion. Beispielsweise wurde die Diversität von N-mineralisierenden Bakterien in Böden des DOK-Versuchs anhand von vervielfältigten Genabschnitten charakterisiert (Lori *et al.*, 2018).

Die **Shotgun-Sequenzierung** verzichtet auf die PCR-basierte Vorbereitung der Proben. Die extrahierte DNA wird vollständig sequenziert und das Ergebnis besteht in einer umfassenden Analyse der kompletten genetischen Ressourcen der mikrobiellen Gemeinschaft. Der Aufwand für die Datenauswertung ist bislang noch erheblich. Diese Methode bietet das grösste Potential, die Struktur und Funktion mikrobieller Gemeinschaften zu charakterisieren und ihre Aussagekraft wird sich im Zuge einer wachsenden Datenbasis kontinuierlich erweitern. Für Waldböden in Nordamerika wurde bereits eine entsprechende Datenbank angelegt um breite Aussagen über Auswirkungen von Rodungen auf die Funktionalität des Bodenmikrobioms machen zu können (Wilhelm *et al.*, 2017).

Um die **mikrobielle Diversität als biologischen Indikator für Bodenqualität** anwendbar machen zu können, wäre die Verbindung von Struktur und Funktion von mikrobiellen Gemeinschaften sinnvoll. Die simultane Anwendung von Amplicon- und Shotgun-Sequenzierung kann dabei als Grundlage für die Weiterentwicklung von bioinformatischen Methoden genutzt werden. Ziel ist es, die Aussagekraft der als

Standardanwendung schon etablierten Methode der Amplicon-Sequenzierung von universellen Genstrukturen weiterzuentwickeln. Weiterhin bietet es sich an, eine nationale Sequenzdatenbank von Amplicon-Sequenzen anzulegen. Diese Datenbanken könnten im besten Fall zu DNA-Datenbanken ausgeweitet werden, um auf die zu erwartenden Innovationen molekularbiologischer Methoden vorbereitet zu sein.

Zur Erfassung der Biodiversität als Selbstwert ist die Amplicon-Sequenzierung als biologischer Indikator schon in Gebrauch (Hartmann *et al.*, 2015; Wilhelm *et al.*, 2017; Hug *et al.*, 2018). Um die Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft an bestimmte Ökosystemleistungen zu knüpfen, müssen noch effiziente Auswertetechniken auf Basis der Shotgun-Sequenzierungen entwickelt werden.

2.6.2 IR-Spektroskopie

Spektroskopische Methoden bedienen sich der Eigenschaft von Elementen und Molekülen einfacher bis komplexer Struktur auf elektromagnetische Wellen zu reagieren indem sie absorbiert oder reflektiert werden. In der Regel sind diese Methoden zerstörungsfrei im mikroskopischen, wie im Fernerkundungsbereich einsetzbar. Man unterscheidet die analytischen Methoden anhand des verwendeten Wellenlängenbereichs. Die Nahinfrarotspektroskopie ist eine analytische Methode, die neben dem sichtbaren Licht (Vis) auch den infraroten Anteil (IR) des Spektrums nutzt, um Materialien qualitativ und quantitativ zu bestimmen. Im visuellen Licht (400-700 nm = Vis) und nahen Infrarot (700-2500 nm = NIR) ist die Identifikation der Materialien komplexer, da sich die Schwingungen der Elemente und Moleküle überlagern. Im mittleren Infrarot (2500–25000 nm = MIR) können die einzelnen Materialien eindeutig anhand ihrer primären Schwingungen unterschieden werden, dafür ist aber die Probenaufbereitung und die Messung aufwendiger und das Gerät deutlich teurer. Ein MIR-Spektrometer kann nur als Laborgerät verwendet werden, während für das VisNIR auch feldtaugliche Geräte verfügbar sind. Die eigentliche Messung des Spektrums benötigt weniger als eine Minute, während die Interpretation der Messwerte sehr aufwendig ist. Die Spektren werden entweder mit Spektraldatenbanken verglichen oder für die gesuchten Substanzen kalibriert.

In den Bodenwissenschaften hat sich die IR-Spektroskopie als eine **Standardmethode** etabliert (Reeves, 2010; Stenberg *et al.*, 2010; Soriano-Disla *et al.*, 2014; Nocita *et al.*, 2015; Mouazen *et al.*, 2016; Viscarra Rossel and Bouma, 2016). Viele Studien konnten belegen, dass die OBS bzw. der organische Kohlenstoffgehalt (Gholizadeh *et al.*, 2013) und der Tongehalt spektroskopisch präzise bestimmt werden können. Fraktionen (Zimmermann *et al.*, 2007; Madhavan *et al.*, 2017) und chemische Zusammensetzung der OBS (Michel *et al.*, 2006; Terhoeven-Urselmans *et al.*, 2006), Mineralogie (Fang *et al.*, 2018), Aggregatstabilität (Canasveras *et al.*, 2010) oder auch Schwermetallbelastung (Shi *et al.*, 2018) wurden in Bodenproben spektroskopisch bestimmt. Recena *et al.* (2019) konnten die Bodeneigenschaften, welche die Verfügbarkeit von Nährstoffen kontrollieren, IR-spektroskopisch bestimmen. Neben diesen methodisch interessanten Studien an kleinen Datensätzen konnte gezeigt werden, dass sowohl die Korngrößenverteilung als auch der organische Kohlenstoffgehalt mit handelsüblichen NIR-Spektrometern selbst für eine landesweite Erhebung hinreichend genau erfasst werden können (Jaconi *et al.*, 2017;

Jaconi *et al.*, 2019). Aufbauend auf der europäischen Bodendatenbank LUCAS wird aktuell eine daran angelehnte Spektraldatenbank für Europa zusammengestellt (Orgiazzi *et al.*, 2018). Die Methodik ist anwendbar zur flächendeckenden Abschätzung des Bodenkohlenstoffgehalts in Europa (Stevens *et al.*, 2013; JRC, 2014). Parallel entstehen ähnliche Spektraldatenbanken auf der globalen Ebene (Brown *et al.*, 2006; Viscarra Rossel *et al.*, 2016).

Ein grosser Mehrwert der IR-Spektroskopie entsteht durch die Verbindung der Labor-IR-Spektroskopie mit der **Fernerkundung**. In den letzten Jahren sind vermehrt bildgebende Spektrometer auf Drohnen, Flugzeugen und Satelliten eingesetzt worden, die vergleichbare Spektren wie Laborspektrometer liefern. Mehrere Studien haben aus Spektralinformationen von Fernerkundungsmissionen erfolgreich Karten für die OBS und die Textur erstellt (Stevens *et al.*, 2010; Steinberg *et al.*, 2016; Nouri *et al.*, 2017; Peon *et al.*, 2017; Castaldi *et al.*, 2018b; Gholizadeh *et al.*, 2018; Castaldi *et al.*, 2019).

Weitere interessante Verknüpfungen von Methoden bestehen zwischen der IR-Spektroskopie und der **Penetrometrie**, wodurch mit einem Gerät sowohl bodenphysikalische als auch –chemische und –biologische Parameter erfasst werden können (Poggio *et al.*, 2015, 2017; England and Viscarra Rossel, 2018). Eine weitere Spezialanwendung ist die **bildgebende Spektroskopie** auf der Profilebene, wodurch hochauflösende Karten für einzelne Bodenprofile erstellt werden können (Steffens and Buddenbaum, 2013; Steffens *et al.*, 2014; Schreiner *et al.*, 2015; Burud *et al.*, 2016; Mueller *et al.*, 2017; Hobley *et al.*, 2018). Diese Technik ist z.B. für die präzise Charakterisierung der Referenzstandorte im NABO von Interesse.

Im Rahmen des Digital Soil Mapping (DSM) Projekts "Digitale Kartierung von Bodeneigenschaften in Schweizer Böden" hat sich in den letzten Monaten eine lose Gruppe von Personen während zwei Workshops abgestimmt, die die Potentiale der Bodenspektroskopie in der Schweiz untersuchen. Unter der Leitung der Bundesämter BLW und BAFU sind vornehmlich die ETH Zürich (Sustainable Agroecosystems, Johan Six und Philipp Baumann), NABO (Andreas Gubler), HAFL (Stephan Burgos und Madlene Nussbaum) und das FiBL (Markus Steffens) daran beteiligt. Ausgewählte Standorte des NABO-Netzes werden im Rahmen der Doktorarbeit von Philipp Baumann an der ETH Zürich in Zusammenarbeit mit dem NABO spektroskopisch untersucht. Ausserdem hat Andreas Gubler (NABO) mit einer Machbarkeitsstudie zur Integration von FT-NIR ins NABO-Analytikprogramm begonnen. Die Standardisierung der NABO-Methodik wird mit dem baugleichen Gerät am FiBL überprüft.

3. Feedback von Bodenschutzfachleuten zu einem vorläufigen Konzept zu Bodenqualitätsindikatoren

Im Rahmen der VBBio-Sitzung, die am 19. Oktober 2018 in Aarau stattfand, haben wir Konzepte von Bodenqualitätsindikatorsystemen vorgestellt. Im Anschluss daran wurde ein World Café zu den folgenden Themen durchgeführt: 1.) Indikatoren: Auswahl und Messungen; 2.) Bezugsgrösse und Referenz; und 3.) Umsetzung. Die Ergebnisse werden hier in kondensierter Form dargestellt.

In der Gruppe „**Indikatoren: Auswahl und Messungen**“ stimmten alle überein, dass mikrobiologische Parameter gut geeignet sind, um Veränderungen der Bodenqualität frühzeitig anzuzeigen. Der Kanton Fribourg hat beispielsweise gute Erfahrungen mit der Basalatmung als Mass für die mikrobielle Aktivität gemacht. Auch die OBS stellt in Kombination mit einem Humusrichtwert einen guten Indikator für Bodenchemie/-biologie sowie Bodenstruktur dar, ist aber als einziger Indikator für die Bodenqualität nicht ausreichend (vergl. Lorenz and Lal, 2016; Lorenz *et al.*, 2019). Ausserdem wurde herausgearbeitet, dass klar zwischen einer Bodenbewertung (z.B. Bodenindexpunkte für die Raumplanung) und einem Monitoring von Veränderungen in der Bodenqualität durch z.B. die Bewirtschaftung unterschieden werden muss. Demnach gibt es zwei Arten von Monitoring - „Allgemeine Überwachung“ und fallspezifische Untersuchungen mit besonderen Fragestellungen. Beide können sich in den angewandten Indikatoren unterscheiden.

Die Gruppe „**Referenzwerte**“ hat zwei Haupterkenntnisse erarbeitet: 1.) Die Auswahl geeigneter Referenzflächen sollte sich an den pedoklimatischen Eigenschaften der Schweiz und der jeweiligen möglichen Landnutzungen orientieren. Damit einher geht, dass nicht jeder Kanton notwendigerweise eigene Referenzflächen ausweisen muss. Soweit vorhanden kann bei dieser Auswahl auch auf die bereits bestehenden Kartierungen in einzelnen Kantonen zurückgegriffen werden. Im Zuge der nationalen Bodenkarte kann die Auswahl der entsprechenden Referenzflächen in den nächsten Jahren vorangetrieben werden; und 2.) Die Bewertung der Referenzflächen ist von grosser Bedeutung. Als mögliche Strategie wurde vorgeschlagen, das natürliche Potential eines Standorts als Referenzzustand zu definieren. Dann stellt sich jedoch die Frage, ob Ackerstandorte, die historisch gesehen oder vor der Rodung des Waldes häufig die optimalen Produktionsstandorte sind/waren, überhaupt noch ihr Optimum erreichen können. In diesem Zusammenhang wurde dann die Eignung der Bodenzahl als möglicher Indikator für die Produktionsfunktion eines Standortes diskutiert. Dieser Vorschlag wurde als Parameter für die reine Produktionsfunktion allgemein angenommen. Es wurde jedoch angemerkt, dass die Bodenpunktezahleine statische Grösse ist, die weniger als sensitiver Qualitätsindikator, als eher zur generellen Einordnung eines Standortes hinsichtlich seines Wertes im Konzept der Raumplanung genutzt werden kann. Darüber hinaus stellt das System der Bodenpunkte jedoch ein gutes Beispiel für einen aggregierten und kommunizierbaren Indikator dar, der auch in der Praxis akzeptiert ist.

In der Gruppe „**Umsetzung**“ wurde erarbeitet, wie sich das öffentliche Interesse an einer guten Bodenqualität mit dem Recht auf Privateigentum vereinbaren lässt. Zur Einordnung wurde herausgestellt, dass einerseits private Grundeigentümer gegenüber der Allgemeinheit verpflichtet sind, die Funktionsfähigkeit ihrer Böden zu erhalten (USG = Rechtsgrundlage – Indikatoren = Maß). Andererseits sei eine Probenahme ohne Einwilligung des Besitzers nicht möglich. Diese Aussage wurde jedoch im Nachgang widerlegt. Als wichtig wurde zudem erachtet, dass das Indikatorensystem den Vollzug vereinfachen soll.

4. Synthese und Konzeptvorschlag

Die Schweiz verfügt über eine umfangreiche Sammlung von Bodendaten aus Versuchen und einzelnen Studien, die aufgrund spezifischer Fragestellungen installiert worden sind. Ein Bodenbeobachtungsprogramm (NABO) liefert, wie bereits erwähnt seit 1985 Daten von 111 Acker-, Wiese- und Waldstandorten in geoökologischen Zonen des Landes. Das Probenarchiv des NABO ist umfangreich, sodass man für die Bearbeitung von neuen Fragestellungen auf die Anfangsproben zurückgreifen kann. Die Kantone unterhalten eigene Bodenbeobachtungsstandorte und einige Forschungseinrichtungen betreiben Feldversuche, einige mit Langzeitcharakter und umfangreichen Probenarchiven. Zudem verlangt die Direktzahlungsverordnung von Landwirten im Rahmen des ÖLN alle 10 Jahre eine Bodenanalyse, deren Ergebnisse bisher allerdings vertraulich sind und deren Vorgaben hinsichtlich der Ausführung zum Teil unzureichend beschrieben sind. Es existieren also viele Einzelstudien und theoretisch sogar eine regelmässig durchgeführte Bodenanalyse aller Ackerflächen von Landwirten, die Direktzahlungen erhalten. Es fehlt jedoch ein koordiniertes Vorgehen, welches die vielen Informationen zusammenführt und administrative Hürden beseitigt, um die vorhandenen Daten zur Bodenqualität zu nutzen und der Allgemeinheit zur Verfügung zu stellen.

Wir erachten die folgenden Aspekte als zentral für die Einführung eines Bodenqualitätskonzeptes, das sowohl potentielle Interessensvertreter einbezieht, als auch umfassend, schlank, sensitiv, vermittelbar, zukunftsfähig und mit positiver Ausrichtung die Bodenqualität in der Schweiz überwachen kann:

1. Eine wesentliche Voraussetzung für ein erfolgreiches Monitoring ist die eindeutige **Definition der Methodik** zur Ermittlung der jeweiligen Bodeneigenschaft. Im Rahmen des ÖLN sind die wichtigsten Strukturen, wie standardisierte Probenahme, zertifizierte Labors, Ringversuche und Definitionen der Standardmethoden bereits für viele Indikatoren entwickelt. Für die übrigen Methoden sollte dies in der nächsten Zeit angegangen werden. Darüber hinaus sollte ein Zukunftskonzept für die Novellierung der Methoden über die Standardmethodik hinaus erarbeitet werden.
2. Zur Bewertung der Bodenqualität ist die Bereitstellung eines **Bewertungsschemas** zentral. Die Bodenqualität kann beispielsweise eingeordnet werden 1.) im Vergleich mit Referenzstandorten (Beispiel Niederlande; Rutgers *et al.*, 2008); 2.) anhand der Grundgesamtheit aller Standorte (Beispiel Bayern; Capriel, 2010); 3.) bezogen auf einen modellierten Wert aus unabhängigen Daten (beruht auf der Identifikation eines Erwartungswertes (Vollzug Bodenbiologie, 2009); oder 4.) bezogen und in Relation gesetzt zu einer unabhängig ermittelten Grösse (Beispiel Ton-Humus-Verhältnis; Johannes *et al.*, 2017).
3. Um die Akzeptanz und das Verständnis in Bezug auf die Einführung eines Bodenqualitäts-Monitorings sicherzustellen, müssen alle potentiellen **Anwender und Betroffenen** von Beginn an involviert werden. Dies sind die Interessensvertreter der Bodenbesitzer (Land- und Forstwirte, Gärtner, Bauernverband, Bio Suisse) und der betroffenen Behörden des Bodenschutzes und

der angelagerten ökologischen Sphären (Luft, Wasser). Ausserdem erscheint es sinnvoll, weitere gesellschaftliche Gruppen in den Kreis aufzunehmen, deren Interessensbereiche durch Boden berührt werden (z.B. Anrainer, Bauplanung, Strassenbau) bzw. auch jene, die im weitesten Sinne die Bodenqualität beeinflussen können (z.B. Emittenten, Dünger und Pestizidindustrie und ihre Händler, Kompostierwerke, Deponiebetreiber etc.).

Die beteiligten Personen und Interessensvertreter sind nicht nur in der Phase der Einführung des Indikatorensystems wichtig, um dieses Konzept zu gestalten und auszufeilen. Die Erfahrungen mit den Indikatoren sollten zurückfliessen zu den Stellen die das Konzept weiterentwickeln und verbessern. Daher ist die aktive Rolle einer Begleitgruppe von Interessensvertretern auch nach der Implementierung noch nützlich.

4.1 BQI-CH – ein Bodenqualitätsindikatorensystem für die Schweiz

Böden bestehen sowohl nach Masse als auch nach Volumen in den meisten Fällen zu über 90% aus anorganischen Mineralen. Die nach Definition nur aus totem organischem Material bestehende OBS und die lebende Biomasse machen nur einen kleinen Anteil der meisten Böden aus (Ausnahme organische Böden). Hinsichtlich ihres Beitrags zur Funktionalität von Böden sind alle drei Komponenten gleichwertig.

Die anorganische Phase ist mit Ausnahme von Hochgebirgsstandorten, Gletscherrückzugsgebieten und sauren Waldstandorten in den meisten Böden auf absehbare Zeit chemisch und mineralogisch stabil und bildet die poröse Matrix oder den Reaktionsraum, wo viele biologische, chemische und physikalische Bodenprozesse ablaufen.

Die OBS ist hingegen sowohl räumlich, zeitlich als auch strukturell variabel und dynamisch. Sie ist massgeblich an den meisten Bodenfunktionen beteiligt (Lorenz and Lal, 2016; Lorenz *et al.*, 2019) und kann die Eigenschaften der mineralischen Matrix verstärken oder komplett überdecken. Sie ist Nährstoff-, Schadstoff- und Wasserspeicher, Sorptions- und Reaktionsoberfläche, zentrales strukturbildendes Element und direkt an allen biologischen Vorgängen beteiligt. Die OBS ist das zentrale Element der

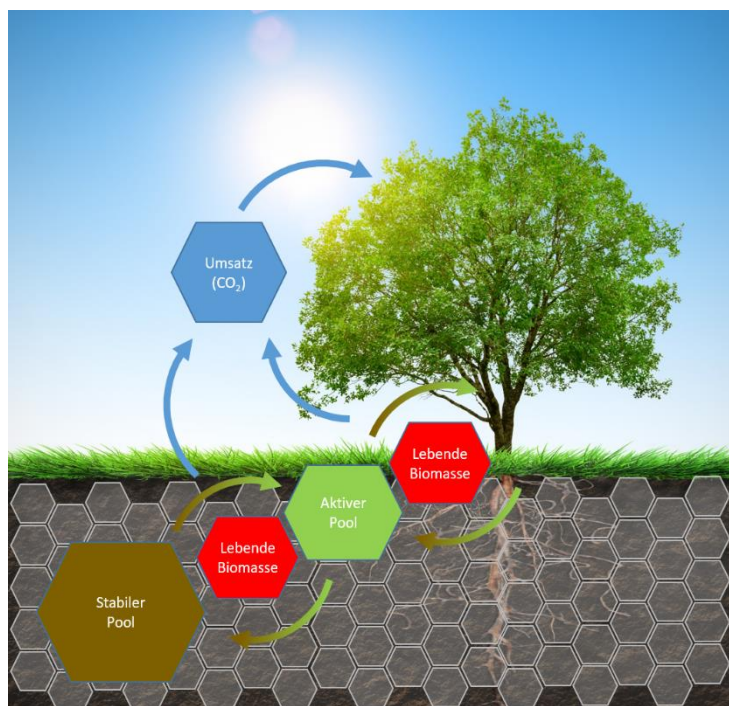


Abbildung 3: Hauptkomponenten eines natürlichen Bodens und deren Zusammenspiel im Kohlen-, Nährstoff- und Energiekreislauf.

Bodenfruchtbarkeit im Sinne der Produktionsfunktion, gemeinsam mit der Tonfraktion der Reaktionsraum für die Regulationsfunktionen und eine wichtige Grösse für die Habitatfunktion von Böden. Die Menge, Zusammensetzung und Dynamik der OBS ist ein Zeiger der Bodenqualität im Hinblick auf die oben genannten Bodenfunktionen.

Die lebende Biomasse ist der belebte Teil des Bodens, der Energie und Nährstoffe aus der OBS zieht und in der organo-mineralischen Matrix lebt. Sie ist der Motor, der die meisten Umsetzungsprozesse im Boden anstösst und die Energie- und Stoffkreisläufe katalysiert. Die lebende Biomasse ist zudem der Teil des Bodens, der als erstes von Schadstoffen betroffen ist. Ihre Aktivität ist daher ein Zeiger für ihr Wohlergehen und damit auch für die Qualität ihres Lebensraums. Die Biomasse, Aktivität und Populationsstruktur der Bodenlebewesen kann daher als guter Indikator postuliert werden, denn niemand kennt das Habitat Boden so gut wie ihre Bewohner und reagiert darauf mit Populationsschüben oder veränderter Aktivität.

Die Dynamik der OBS und der lebenden Biomasse entspringt dabei dem **Kohlenstoff- oder Energiekreislauf** (Abbildung 3). Die Vegetation nutzt Sonnenenergie und atmosphärisches CO₂ im Prozess der Photosynthese zum Aufbau von Struktur- und Stoffwechselprodukten. Nach dem Absterben der Vegetation wird das Material von der lebenden Biomasse in den Boden eingearbeitet und kontinuierlich unter Freisetzung von CO₂ mineralisiert. Während des Abbaus kann das Material auch durch verschiedene Mechanismen kurz-, mittel- oder langfristig stabilisiert werden (von Lützow *et al.*, 2006; Schmidt *et al.*, 2011; Lehmann and Kleber, 2015). Um dieses Kontinuum der OBS vermittelbar und modellierbar machen zu können, unterteilt man die OBS in mehrere

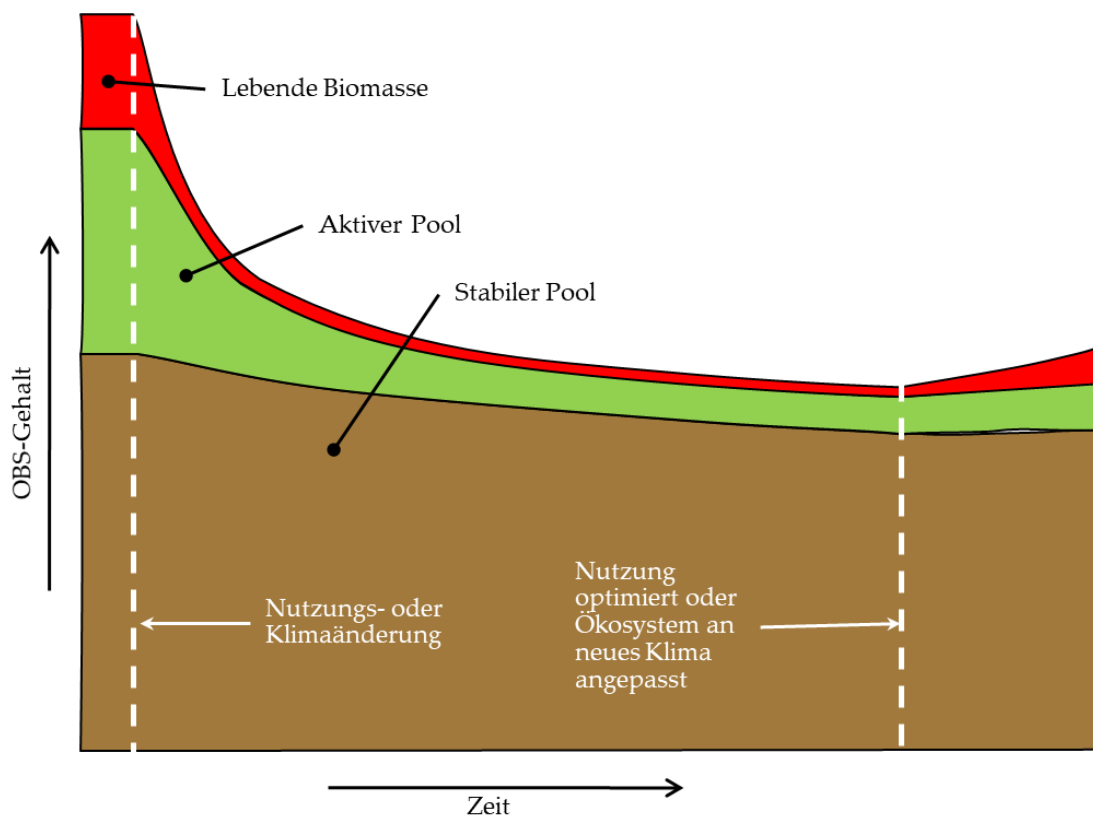


Abbildung 4: Dynamik und Menge der drei Domänen lebende Biomasse, aktiver Pool und stabiler Pool nach einer Landnutzungs- oder Klimaänderung (verändert aus Brady and Weil, 2002). Die Ordinate ist nicht linear und der aktive Pool und die lebende Biomasse deutlich kleiner im Vergleich zum stabilen Pool.

konzeptionelle Pools, die sich bezüglich Alter, Umsatzrate, Stabilisierungsmechanismus und Zusammensetzung unterscheiden (von Lützow *et al.*, 2007; von Luetzow and Koegel-Knabner, 2009; Stockmann *et al.*, 2013). Dieses wissenschaftliche Konzept von unterschiedlichen Pools kann in Verbindung gesetzt werden zu den landwirtschaftlichen Grössen Nähr- und Dauerhumus und den klimapolitisch relevanten Grössen eines labilen und stabilen oder kurz- und langfristigen Pools in der Kohlenstoffsequestrierung.

In Böden natürlicher und ungestörter Ökosysteme stellt sich ein Gleichgewicht ein zwischen Zufuhr (Assimilation) und Abfuhr (Mineralisierung). Die Gesamtmenge der OBS, wie auch der dynamische und der stabile Pool, befinden sich dann in einem Gleichgewicht. Durch die Nutzung der Böden greift der Mensch in dieses Gleichgewicht ein (Abbildung 4) und dabei kann nicht nur der leicht verfügbare Anteil der OBS mineralisiert werden sondern auch ein Teil der stabilen Fraktion (Sanderman *et al.*, 2017). Das Bodenbewertungskonzept von Johannes *et al.* (2017) beruht auch auf der Annahme, dass Böden ein Potenzial an OBS aufweisen, das durch ihren Tongehalt vorgegeben ist. OBS kann chemisch oder physikalisch geschützt sein und im Zuge der Bewirtschaftung kann die Zufuhr organischer Dünger und Erntereste helfen etwaige Verluste wieder auszugleichen. Anorganische und organische Schadstoffe können die Aktivität der lebenden Biomasse beeinflussen, was sich am gestörten Abbau frischer OBS oder auch einer veränderten Respirationrate zeigen kann. Physikalische Beeinträchtigungen wie z.B. Verdichtungen äussern sich auf ähnliche Weise, weil auch hier zunächst die Aktivität und später auch die Zusammensetzung der lebenden Biomasse verändert werden. Die Dynamik der Pools der OBS kann auch einen Zuwachs an Bodenqualität anzeigen. Neben der aktiveren und diverseren lebenden Biomasse zeugt langfristig auch ein grösserer stabiler Pool von nachhaltiger Bewirtschaftung und guter Bodenqualität. Im Allgemeinen wird der aktive Pool aber als Indikator für Landnutzungswechsel angesehen (Haynes, 2005).

Basierend auf diesen Erkenntnissen schlagen wir vor, das Schweizer Bodenqualitätsindikatorensystem um diese wichtigen Bestandteile herum aufzubauen. Abbildung 5 zeigt die fünf Hauptdomänen des von uns vorgeschlagenen Indikatorensystems für die Schweiz BQI-CH bzw. système suisse des indicateurs de la qualité du sol IQS-CH. Betrachtet man diese Bestandteile als Teile des C-Kreislaufs würde man z.B. neben der Strukturqualität (Penetrometrie oder Lagerungsdichte) zwei Fraktionen der OBS als organischen Kohlenstoff (Corg-stabil, Corg-aktiv), den mikrobiellen Kohlenstoff (C_{mic}) und den veratmeten Kohlenstoff (CO_2) messen. In ähnlicher Weise aber mit anderen Interpretationsmöglichkeiten liesse sich ein System für den Stickstoffkreislauf

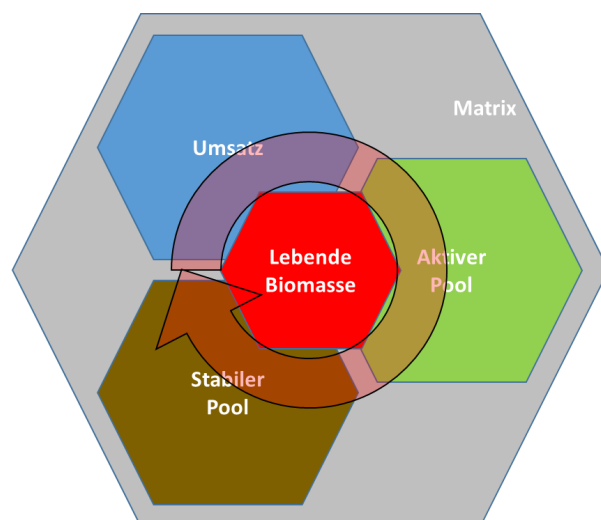


Abbildung 5: Die fünf Domänen des Bodenqualitätsindikatorensystems BQI-CH

einführen N_{tot} , N_{mic} , N-Mineralisierung. Diese sind die Eckdaten für ein Bodenqualitätskonzept, das sich je nach Fragestellung um spezifische Untersuchungen der OBS, der mikrobiellen Gemeinschaft, der Meso- und Makrofauna und weitere spezifische Prozesse der Bodenlebewesen erweitern lässt.

4.1.1 Standardmethoden zur Erfassung der BQI-CH/IQS-CH Indikatoren

Die fünf Hauptdomänen des BQI-CH können durch verschiedene Methoden charakterisiert werden, jedoch sind bereits viele Standardmethoden in der Schweiz definiert und etabliert. Im Rahmen der VBBio sind sowohl die Methoden, wie auch ein Bewertungsrahmen für den mikrobiellen **Umsatz** und für die **lebende Biomasse** definiert worden (Vollzug Bodenbiologie, 2009). Der Umsatz wird durch die Basalatmung gut charakterisiert und die lebende Biomasse kann durch die Chloroform-Fumigations-Extraktion hinreichend genau bestimmt werden. Im Rahmen des NABObio werden diese beiden Methoden zudem als Standardmethoden vorgeschlagen (Hug *et al.*, 2018).

Mehrere Arbeitsgruppen arbeiten an einer schnellen und präzisen Methode, um den **aktiven Pool** zu bestimmen. In den meisten Fällen wird dabei eine physikalische Fraktionierung benutzt, um die partikuläre Fraktion der OBS (POM) aus dem Boden zu extrahieren. Aktuelle Bestrebungen versuchen, diese Methodik weiter zu vereinfachen und europaweit zu standardisieren. Im Rahmen des Projekts iSQAPER konnte zudem die mit Permanganat oxidierbare Fraktion der OBS als eine sensitive Fraktion für den aktiven Pool identifiziert werden, die zudem auch eine gute Korrelation mit der Suppressivität des Bodens und vielen weiteren Indikatoren der Bodenqualität aufweist (Bongiorno *et al.*, 2019a).

Für die Charakterisierung des **stabilen Pools** wird zunächst die Bestimmung des organischen Kohlenstoffgehalts vorgeschlagen. Diese Methode muss jedoch verfeinert werden, weil diese nicht nur den stabilen, sondern den gesamten organischen Kohlenstoff im Boden umfasst und somit nicht sensitiv und aussagekräftig ist. Mögliche Standardmethoden sind der Kohlenstoffgehalt der Korngrössenfraktion $<20\ \mu\text{m}$ (Hassink, 1997) oder das aktuell vorgeschlagene Ton-Humus-Verhältnis (Johannes *et al.*, 2017). Interessant an diesen Ansätzen ist, dass sowohl die Verbindung zur Struktur des Bodens als auch zum stabilisierten Kohlenstoff im Sinne des Klimaschutzes gegeben ist.

Als hinreichende Charakterisierung der anorganischen **Matrix** wird zunächst die Lagerungsdichte eines Bodens angesehen. Zusammen mit einer hinreichend genauen Abschätzung der Korngrössenverteilung und dem pH-Wert kann der physikalische Zustand des Bodens grob eingeordnet und dessen Auswirkungen auf die OBS und die lebende Biomasse abgeschätzt werden. Für diese Parameter existieren bereits Referenzwerte in der landwirtschaftlichen Praxis.

Tabelle 3 zeigt, wie die Bodenqualität anhand der fünf Hauptdomänen und ihren zuvor eingeführten Standardmethoden aus Sicht der Bodenfunktionen wie auch der wichtigsten Gefährdungen charakterisiert werden kann. Zusätzlich führen wir weitere spezifische Standardmethoden für jede Bodenfunktion und Gefährdung ein, und definieren Perspektivmethoden (Kapitel 4.1.2) und Methoden zur flächendeckenden Erstindikation (Kapitel 4.1.3).

Tabelle 3: Aussagekraft der vorgeschlagenen Indikatoren (Matrix = Lagerungsdichte, pH, Textur; Umsatz = Basalatmung; Lebende Biomasse = Chloroform-Fumigations-Extraktion; Aktiver Pool = Partikuläre organische Substanz; Passiver Pool = C_{org}), Perspektivmethoden und flächendeckender Erstindikationsmethodik hinsichtlich von Bodenfunktionen und den wichtigsten Gefährdungen der Schweizer Böden. Die Perspektivmethoden und die Methoden für die zukünftige flächendeckende Erstindikation werden in den beiden letzten Spalten definiert.

		BQI Indikator						Spezifische aktuelle Analytik	Perspektivmethoden	Flächendeckende Erstindikation
		Matrix	Umsatz	Lebende Biomasse	Aktiver Pool	Passiver Pool	Pool			
Bodenfunktionen	Habitat									
	Pflanzen + Tiere	x		x			x	Wurzelbiomasse + Fauna	Penetro-Spektroskopie: Eindringwiderstand, Textur, Mineralogie, OBS (1-3)	Berater (Indikatorarten)
	Genetische Vielfalt			x				Morphotaxonomie + qPCR	Metagenom (4,5)	
	Klima + Luftqualität	x	x	x	x	x		Gasmessungen (N ₂ , NH ₃ , CH ₄ , CO ₂)	Penetro-Spektroskopie: Sequestrierung, Mineralisierungspotential (6,7)	Fernerkundung + Modellierung: Gehalte, Sequestrierungspotential (24-27)
	Wasser	x					x	Porengrössenverteilung	Penetro-Spektroskopie: Eindringwiderstand, Textur, OBS, Wassergehalt (7,8)	Bodenfeuchtenetz, Modellierung + Berater
	Nährstoffe		x	x	x	x		Extraktion + ICP	IR-Spektroskopie: Gehalt, Verfügbarkeit (9,10)	Berater + Fernerkundung: Ertrag, Zustand der Pflanzen (28)
	Kohlenstoff + Energie		x	x	x	x		Physikalische Fraktionierung	IR-Spektroskopie: Gehalte, Vorräte, Qualität (10-14)	Fernerkundung + Modellierung: Gehalte, Sequestrierungspotential (24-27,29)
	Schädlinge + Pathogene		x	x	x			Suppressivität	Metagenom (4,5)	Modellierung (z.B. PhytoPRE+2000) + Berater
	Land- + Forstwirtschaft	x	x	x	x	x		Ertrag	IR-Spektroskopie: Nährstoffgehalte und -verfügbarkeit, Textur, OBS (15)	Fernerkundung + Modellierung (28)
	Erosion	x					x	Aggregatstabilität	Penetro-Spektroskopie: Eindringwiderstand, Textur, OBS, Aggregatstabilität (3,16)	Modellierung + Fernerkundung (30,31)
Gefährdungen	Verdichtung	x		x	x	x		Penetrometrie (8,17,18)		Berater + Modellierung (z.B. Terranimo)
	Humusverlust	x					x	Organischer Kohlenstoff	Penetro-Spektroskopie: Gehalte, Vorräte, Qualität, Mineralisierungspotential (6,10,19)	Fernerkundung + Modellierung: Gehalte, Sequestrierungspotential (24-27,29)
	Organische Schadstoffe		x	x				Extraktion + HPLC/GC	IR-Spektroskopie: Gehalte, Verfügbarkeit (10,20)	
	Anorganische Schadstoffe		x	x				Extraktion + ICP	IR-Spektroskopie: Gehalte, Verfügbarkeit (10,20)	
	Versauerung		x	x	x			pH-Wert		
	Versalzung	x	x	x	x			Leitfähigkeit	IR-Spektroskopie: Gehalte, Qualität (21-23)	Berater
	Verlust an Biodiversität		(x)	(x)	(x)			Morphotaxonomie + qPCR	Metagenom (4,5)	Berater (Regenwurm als Indikator)

1=Hermansen *et al.* (2016), 2=Zangerle *et al.* (2016), 3=Askari *et al.* (2015), 4=Hartmann *et al.* (2015), 5=Hug *et al.* (2018), 6=England and Viscarra Rossel (2018), 7=Ackerson *et al.* (2017), 8=Naderi-Boldaji *et al.* (2019), 9=Recena *et al.* (2019), 10=Soriano-Disla *et al.* (2014), 11=Zhang *et al.* (2018), 12=Madhavan *et al.* (2017), 13=Deiss *et al.* (2017), 14=Viscarra Rossel and Hicks (2015), 15=Terhoeven-Urselmans *et al.* (2010), 16=Erktan *et al.* (2016), 17=Naderi-Boldaji *et al.* (2013), 18=Naderi-Boldaji *et al.* (2016), 19=Castaldi *et al.* (2018a), 20=Bray *et al.* (2009), 21=Aldabaa *et al.* (2015), 22=Nawar *et al.* (2015), 23=Wu *et al.* (2018), 24=Gholizadeh *et al.* (2018), 25=Castaldi *et al.* (2016), 26=Castaldi *et al.* (2019), 27=Chen *et al.* (2018), 28=Machwitz *et al.* (in press), 29=Steinberg *et al.* (2016), 30=Borrelli *et al.* (2018), 31=Panagos *et al.* (2015)

4.1.2 Perspektivmethoden

Alle fünf Indikatoren haben ein grosses Potential, in den nächsten Jahren durch moderne Methoden präziser, umfassender und schneller bestimmt werden zu können (Tabelle 3). Die **Penetrometrie** ist ein anerkanntes Verfahren, das den Eindringwiderstand in einem Bodenprofil kontinuierlich aufzeichnet und somit die Identifikation von Verdichtungen ermöglicht. Anhand von Korngrössenverteilungen der einzelnen Horizonte kann zudem die Lagerungsdichte grob abgeschätzt werden. Diese Methode könnte daher zusätzlich oder als Ersatz für die Bestimmung der Lagerungsdichte verwendet werden. Zudem gibt es mehrere Ansätze, die das Potential der Penetrometrie durch weitere Sensoren am Penetrometer erweitern und somit eine verbesserte physikalische Charakterisierung von Bodenprofilen ohne Laboranalytik ermöglichen können.

Zur Charakterisierung des dynamischen Pools bzw. des Mikrobioms könnten **molekularbiologische Methoden** in der weiteren Zukunft herangezogen werden. Aktuell sind diese Methoden und insbesondere das **Metabarcoding** jedoch noch zu kosten- und arbeitsintensiv und die benötigten Datenbanken sind erst in der Entstehung.

Die **IR-Spektroskopie** hat nach unserer Einschätzung ein grosses Potential, den aktiven und den stabilen Pool der OBS in Zukunft schnell, präzise, umfassend und ohne weitere Laboranalytik charakterisieren zu können. Darüber hinaus gibt es Bestrebungen, die IR-Spektroskopie mit der Penetrometrie zu koppeln und somit die Charakterisierung von Bodenprofilen deutlich zu beschleunigen und zu erweitern. Zudem können die IR-Spektren in Kombination mit fernerkundlichen Daten von Drohnen und Satelliten genutzt werden, um grosse Areale schnell zu erfassen.

4.1.3 Flächendeckende Erstindikation

Obwohl die vorgeschlagenen Methoden bereits schnell und präzise Ergebnisse und somit Informationen über die Bodenqualität eines Standorts liefern können, sollte es nach unserer Einschätzung ein Frühwarnsystem zur Identifikation von kritischen Entwicklungen geben (Tabelle 3). Auch wenn es neben den NABO- und KABO-Punkten kontinuierliche Messprogramme geben kann, muss es Routineerhebungen geben, die auf mögliche Verschlechterungen der Bodenqualität hinweisen und damit eine genauere Untersuchung anhand der BQI-CH auslösen können. Aufgrund der hohen zeitlichen und räumlichen Auflösung sind fernerkundliche Methoden prädestiniert für diese Aufgabe. Da aber nicht die gleichen Indikatoren wie auf der Feldebene erhoben werden können, müssen in diesem Fall abgeleitete Grössen als Frühwarnsysteme herangezogen werden. Wir gehen davon aus, dass Eigenschaften wie der Bedeckungsgrad einer Fläche während eines Jahres ein nützlicher Indikator für den Zustand des stabilen Pools sein kann. Wenn eine Fläche eine längere Zeit im Jahr nicht von Vegetation bedeckt war, besteht die Gefahr, dass sowohl Oberboden erodiert wird aber auch, dass der fehlende Eintrag an frischem organischen Material auf die lange Sicht zu einem Verlust von Bodenqualität führen kann. Anhand fernerkundlicher IR-Spektren und der bis dahin fertiggestellten schweizweiten Bodenkarte werden in der fernerer Zukunft auch direkte Abschätzungen des Kohlenstoffgehalts der Oberböden möglich werden. Weitere Frühwarnsysteme sind moderne Infrarotspektrometer, die von landwirtschaftlichen Beratern im Feld eingesetzt werden können oder aber auch klassische Zeigerarten

(Pflanzen und Tiere), die eine erste Abschätzung zur Bodenqualität ermöglichen. So ist beispielsweise das Auftreten bzw. die Absenz von Regenwürmern ein deutliches Zeichen für geringe Bodenqualität oder zumindest schlechte Lebensbedingungen.

4.2 Nächste Schritte hin zum BQI-CH

1. Politische Ebene: Das Indikatorensystem BQI-CH sollte früh mit den anderen Bundesämtern abgestimmt und wenn möglich in deren Indikatoren/Berichtswesen eingebaut bzw. zumindest abgestimmt werden (Beispiel ÖLN).

Im Rahmen eines internationalen Austauschs sollte sich das BAFU weiterhin mit den Nachbarländern über deren aktuelle Schritte hin zu entsprechenden Umweltindikatoren austauschen. Dies dient dazu, die Indikatoren und die Methoden zu ihrer Bestimmung im Konsens mit den Nachbarländern zu entwickeln und die Möglichkeiten der Zusammenarbeit (z.B. Datenaustausch im Rahmen von grenzüberschreitenden Fragestellungen wie z.B. Biodiversität, Luft- und Wasserqualität oder auch optimale Nutzung von Böden) zu optimieren. Dieser Austausch kann sich auch auf die jeweiligen ausführenden Organe (Beispiel Agroscope/FiBL, Thünen Institut Deutschland oder das LFL Bayern) erstrecken.

2. Bodenkarte Schweiz: Eine flächendeckende Bodenkarte ist für die Bewertung und Einordnung der Bodenqualität in Schweizer Böden von grösster Bedeutung. Die grundlegenden Informationen einer Bodenkartierung enthalten den Bodentyp, die Gründigkeit, das Ausgangsgestein, die aktuelle Nutzung und die Textur. Diese Informationen sind zentral für die Modellierung von Bodeneigenschaften und die Anwendung fernerkundlicher Methoden.

3. Referenzstandorte: Die Standorte des NABO-Netzes sind sehr gut als Referenzstandorte für die Einordnung der Bodenqualität geeignet. Idealerweise werden die Standorte noch detaillierter beschrieben (Beispiel Profilinformatoren und räumliche Heterogenität). Darüber hinaus sollte, wenn nötig unter Einbeziehung weiterer Experten, der Allgemeinzustand der Standorte eingeordnet werden. Damit soll eingeschätzt werden, ob sich der jeweilige Referenzstandort im Optimum der möglichen Qualität befindet und gut genutzt wird, ob Gefährdungen/Schädigungen vorliegen und was die bestmögliche Nutzung und der maximal mögliche Zustand sind.

Im Austausch mit allen Kantonen sollte deren Bedarf nach zusätzlichen Referenzstandorten im Rahmen der KABOs abgestimmt werden. Mögliche Gründe für zusätzliche Standorte sind besondere pedoklimatische Bedingungen, spezielle Nutzungsformen und Gefährdungen oder Landnutzungsansprüche an einen Standort.

In Zukunft kann jedem Standort in der Schweiz der passende Referenzstandort aus dem NABO-KABO-Netz zugeordnet werden. Dieser Schritt erfolgt durch ein Boden-GIS, das die bereits vorhandenen Geoinformationen (*swisstopo*, Bundesamt für Landestopografie) und die neuen Informationen aus der Bodenkarte Schweiz zusammenstellt.

Darüber hinaus müssen alle Referenzstandorte regelmässig mit den Standardmethoden des BQI-CH untersucht und bewertet werden.

4. Standardmethoden: Für die fünf Standardmethoden existieren bereits Messprotokolle. Diese sollten für das BQI-CH überprüft, harmonisiert und weiterhin standardisiert werden.

Im nächsten Schritt müssen anhand der NABO-/KABO-Referenzstandorte Wertebereiche definiert und ein jeweiliges Bewertungssystem entwickelt werden. Für einige der Methoden existieren die entsprechenden Daten bereits (Lagerungsdichte, CFE, Basalatmung), während C_{org} und POM (POXC) noch aufgearbeitet werden müssen.

Je nachdem in welchem Rahmen das BQI-CH angewendet werden soll, werden die Analysen zur Bodenqualität auch von externen Laboren durchgeführt werden. Wenn dieser Fall eintritt, muss die Methodik mit den Laboren abgestimmt und umfassend kommuniziert werden. Neben der Vermittlung des Analyseablaufs müssen unter Umständen neue Geräte beschafft werden. Damit die Qualität der Analysen gewährleistet ist, müssen in regelmässigen Abständen Ringversuche mit allen Laboren stattfinden, wie dies im Rahmen des ÖLN bereits praktiziert wird.

5. Perspektivmethoden und Methoden zur flächendeckenden Erstindikation: Die Möglichkeiten der Perspektiv- und Frühwarnmethoden sollten in Forschungsprojekten in enger Zusammenarbeit mit dem NABO und den Kantonen weiter eruiert werden. Ausserdem sollten auch die potentiellen Anwender von Beginn an in diesen Projekten einbezogen und die Öffentlichkeit regelmässig informiert werden. Für die Entwicklung dieser Methoden sind internationale Kollaborationen wünschenswert. Insbesondere bei den fernerkundlichen Methoden ist die Zusammenarbeit auf der europäischen Ebene sinnvoll.

Referenzen

- Ackerson, J.P., Morgan, C.L.S., Ge, Y., 2017. Penetrometer-mounted VisNIR spectroscopy: Application of EPO-PLS to in situ VisNIR spectra. *Geoderma* 286, 131-138.
- Adabaa, A.A.A., Weindorf, D.C., Chakraborty, S., Sharma, A., Li, B., 2015. Combination of proximal and remote sensing methods for rapid soil salinity quantification. *Geoderma* 239, 34-46.
- Amundson, R., Berhe, A.A., Hopmans, J.W., Olson, C., Sztein, A.E., Sparks, D.L., 2015. Soil and human security in the 21st century. *Science* 348.
- Andrews, S.S., Karlen, D.L., Cambardella, C.A., 2004. The soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal* 68, 1945-1962.
- Arsenault, C., 12.05.2017, Only 60 Years of Farming Left If Soil Degradation Continues, <https://www.scientificamerican.com/article/only-60-years-of-farming-left-if-soil-degradation-continues/>

- Askari, M.S., Cui, J.F., O'Rourke, S.M., Holden, N.M., 2015. Evaluation of soil structural quality using VIS-NIR spectra. *Soil & Tillage Research* 146, 108-117.
- Aßhauer, K.P., Wemheuer, B., Daniel, R., Meinicke, P., 2015. Tax4Fun: predicting functional profiles from metagenomic 16S rRNA data. *Bioinformatics* 31, 2882-2884.
- Bai, Z., Caspari, T., Gonzalez, M.R., Batjes, N.H., Mäder, P., Bünemann, E.K., de Goede, R., Brussaard, L., Xu, M., Ferreira, C.S.S., Reintam, E., Fan, H., Mihelič, R., Glavan, M., Tóth, Z., 2018. Effects of agricultural management practices on soil quality: A review of long-term experiments for Europe and China. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 265, 1-7.
- Berner, A., Hildermann, I., Fliessbach, A., Pfiffner, L., Niggli, U., Mader, P., 2008. Crop yield and soil fertility response to reduced tillage under organic management. *Soil & Tillage Research* 101, 89-96.
- Bier, R.L., Bernhardt, E.S., Boot, C.M., Graham, E.B., Hall, E.K., Lennon, J.T., Nemergut, D., Osborne, B.B., Ruiz-González, C., Schimel, J.P., Waldrop, M.P., Wallenstein, M.D., 2015. Linking microbial community structure and microbial processes: an empirical and conceptual overview. *FEMS Microbiology Ecology*.
- Bongiorno, G., Bünemann, E.K., Oguejiofor, C.U., Meier, J., Gort, G., Comans, R., Mäder, P., Brussaard, L., de Goede, R.G.M., 2019a. Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. *Ecological Indicators* 99, 38-50.
- Bongiorno, G., Postma, J., Bünemann, E.K., Brussaard, L., de Goede, R.G.M., Mäder, P., Tamm, L., Thuerig, B., 2019b. Soil suppressiveness to *Pythium ultimum* in ten European long-term field experiments and its relation with soil parameters. *Soil Biology & Biochemistry* 133, 174-187.
- Borer, F., Knecht, M., 2014. Bodenkartierung Schweiz - Entwicklung und Ausblick. In: Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz BGS (Ed.).
- Borrelli, P., Meusburger, K., Ballabio, C., Panagos, P., Alewell, C., 2018. Object-oriented soil erosion modelling: A possible paradigm shift from potential to actual risk assessments in agricultural environments. *Land Degradation & Development* 29, 1270-1281.
- Bouma, J., 2018. The challenge of soil science meeting society's demands in a "post-truth", "fact free" world. *Geoderma* 310, 22-28.
- Brady, N.C., Weil, R.R., 2002. *The Nature and Properties of Soils*. Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Bray, J.G.P., Rossel, R.V., McBratney, A.B., 2009. Diagnostic screening of urban soil contaminants using diffuse reflectance spectroscopy. *Australian Journal of Soil Research* 47, 433-442.
- Brown, D.J., Shepherd, K.D., Walsh, M.G., Mays, M.D., Reinsch, T.G., 2006. Global soil characterization with VNIR diffuse reflectance spectroscopy. *Geoderma* 132, 273-290.
- Bundesamt für Naturschutz, 13.03.2019, Indikatoren für den Naturschutz, <https://www.bfn.de/themen/monitoring/indikatoren/naturschutz.html>
- Bünemann, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R.E., De Deyn, G., de Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T.W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J.W., Brussaard, L., 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry* 120, 105-125.

- Burud, I., Moni, C., Flo, A., Futsaether, C., Steffens, M., Rasse, D.P., 2016. Qualitative and quantitative mapping of biochar in a soil profile using hyperspectral imaging. *Soil & Tillage Research* 155, 523-531.
- Canasveras, J.C., Barron, V., del Campillo, M.C., Torrent, J., Gomez, J.A., 2010. Estimation of aggregate stability indices in Mediterranean soils by diffuse reflectance spectroscopy. *Geoderma* 158, 78-84.
- Capriel, P., 2010. Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. In: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Ed.), *LfL- Schriftenreihe 16*. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising-Weihenstephan.
- Castaldi, F., Chabrilat, S., Chartin, C., Genot, V., Jones, A.R., van Wesemael, B., 2018a. Estimation of soil organic carbon in arable soil in Belgium and Luxembourg with the LUCAS topsoil database. *European Journal of Soil Science* 69, 592-603.
- Castaldi, F., Chabrilat, S., Jones, A., Vreys, K., Bomans, B., van Wesemael, B., 2018b. Soil Organic Carbon Estimation in Croplands by Hyperspectral Remote APEX Data Using the LUCAS Topsoil Database. *Remote Sensing* 10.
- Castaldi, F., Hueni, A., Chabrilat, S., Ward, K., Buttafuoco, G., Bomans, B., Vreys, K., Brell, M., van Wesemael, B., 2019. Evaluating the capability of the Sentinel 2 data for soil organic carbon prediction in croplands. *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 147, 267-282.
- Castaldi, F., Palombo, A., Santini, F., Pascucci, S., Pignatti, S., Casa, R., 2016. Evaluation of the potential of the current and forthcoming multispectral and hyperspectral imagers to estimate soil texture and organic carbon. *Remote Sensing of Environment* 179, 54-65.
- Chen, S.C., Martin, M.P., Saby, N.P.A., Walter, C., Angers, D.A., Arrouays, D., 2018. Fine resolution map of top- and subsoil carbon sequestration potential in France. *Science of the Total Environment* 630, 389-400.
- Cherubin, M.R., Karlen, D.L., Franco, A.L.C., Cerri, C.E.P., Tormena, C.A., Cerri, C.C., 2016. A Soil Management Assessment Framework (SMAF) Evaluation of Brazilian Sugarcane Expansion on Soil Quality. *Soil Science Society of America Journal* 80, 215-226.
- Cooper, J., Baranski, M., Stewart, G., Nobel-de Lange, M., Barberi, P., Fliessbach, A., Peigne, J., Berner, A., Brock, C., Casagrande, M., Crowley, O., David, C., De Vlieghe, A., Doring, T.F., Dupont, A., Entz, M., Grosse, M., Haase, T., Halde, C., Hammerl, V., Huiting, H., Leithold, G., Messmer, M., Schlöter, M., Sukkel, W., van der Heijden, M.G.A., Willekens, K., Wittwer, R., Mader, P., 2016. Shallow non-inversion tillage in organic farming maintains crop yields and increases soil C stocks: a meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development* 36.
- Deiss, L., Franzluebbers, A.J., de Moraes, A., 2017. Soil Texture and Organic Carbon Fractions Predicted from Near-Infrared Spectroscopy and Geostatistics. *Soil Science Society of America Journal* 81, 1222-1234.
- Doran, J.W., Parkin, T.B., 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment*. Soil Science Society of America, American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin USA, pp. 3-21.

- Doran, J.W., Parkin, T.B., 1996. Quantitative Indicators of Soil Quality: A Minimum Data Set. In: Doran, J.W., Jones, A.J. (Eds.), *Methods for Assessing Soil Quality*. Soil Science Society of America, pp. 25-37.
- Drobnik, T., Greiner, L., Keller, A., Gret-Regamey, A., 2018. Soil quality indicators - From soil functions to ecosystem services. *Ecological Indicators* 94, 151-169.
- England, J.R., Viscarra Rossel, R.A., 2018. Proximal sensing for soil carbon accounting. *SOIL* 4, 101-122.
- Erktan, A., Legout, C., De Danieli, S., Daumergue, N., Cecillon, L., 2016. Comparison of infrared spectroscopy and laser granulometry as alternative methods to estimate soil aggregate stability in Mediterranean badlands. *Geoderma* 271, 225-233.
- European Commission, 2006a. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – Thematic Strategy for Soil Protection. Commission of the European Communities, Brussels.
- European Commission, 2006b. Proposal of a Directive of the European Parliament and of the Council 2006 Establishing a Framework for the Protection of Soil and Amending Directive 2004/35/EC. Commission of the European Communities, Brussels.
- Fang, Q., Hong, H.L., Zhao, L.L., Kukulich, S., Yin, K., Wang, C.W., 2018. Visible and Near-Infrared Reflectance Spectroscopy for Investigating Soil Mineralogy: A Review. *Journal of Spectroscopy*.
- Fliessbach, A., Oberholzer, H.R., Gunst, L., Mader, P., 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture Ecosystems & Environment* 118, 273-284.
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., Mader, P., Stolze, M., Smith, P., Scialabba, N.E.H., Niggli, U., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109, 18226-18231.
- Gholizadeh, A., Boruvka, L., Saberioon, M., Vasat, R., 2013. Visible, Near-Infrared, and Mid-Infrared Spectroscopy Applications for Soil Assessment with Emphasis on Soil Organic Matter Content and Quality: State-of-the-Art and Key Issues. *Applied Spectroscopy* 67, 1349-1362.
- Gholizadeh, A., Zizala, D., Saberioon, M., Boruvka, L., 2018. Soil organic carbon and texture retrieving and mapping using proximal, airborne and Sentinel-2 spectral imaging. *Remote Sensing of Environment* 218, 89-103.
- Graham, E.B., Knelman, J.E., Schindlbacher, A., Siciliano, S., Breulmann, M., Yannarell, A., Beman, J.M., Abell, G., Philippot, L., Prosser, J., Foulquier, A., Yuste, J.C., Glanville, H.C., Jones, D.L., Angel, R., Salminen, J., Newton, R.J., Bürgmann, H., Ingram, L.J., Hamer, U., Siljanen, H.M.P., Peltoniemi, K., Potthast, K., Bañeras, L., Hartmann, M., Banerjee, S., Yu, R.-Q., Nogaro, G., Richter, A., Koranda, M., Castle, S.C., Goberna, M., Song, B., Chatterjee, A., Nunes, O.C., Lopes, A.R., Cao, Y., Kaisermann, A., Hallin, S., Strickland, M.S., Garcia-Pausas, J., Barba, J., Kang, H., Isobe, K., Papaspyrou, S., Pastorelli, R., Lagomarsino, A., Lindström, E.S., Basiliko, N., Nemergut, D.R., 2016. Microbes as Engines of Ecosystem Function: When Does Community Structure Enhance Predictions of Ecosystem Processes? *Frontiers in Microbiology* 7, 214.

- Greiner, L., Keller, A., 2011. Bodenfunktionsbewertung und Bodenindexpunkte - Konzept und Wege zur Umsetzung Nationale Bodenbeobachtung NABO, Zürich.
- Greiner, L., Keller, A., Gret-Regamey, A., Papritz, A., 2017. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land Use Policy* 69, 224-237.
- Greiner, L., Nussbaum, M., Papritz, A., Fraefel, M., Zimmermann, S., Schwab, P., Gret-Regamey, A., Keller, A., 2018a. Assessment of soil multi-functionality to support the sustainable use of soil resources on the Swiss Plateau. *Geoderma Regional* 14.
- Greiner, L., Nussbaum, M., Papritz, A., Zimmermann, S., Gubler, A., Gret-Regamey, A., Keller, A., 2018b. Uncertainty indication in soil function maps - transparent and easy-to-use information to support sustainable use of soil resources. *Soil* 4, 123-139.
- Grünigen, S.v., Kienast, F., Ott, W., Cerny, N., 2013. Ökosysteme und ihre Leistungen erfassen und räumlich darstellen. In: BAFU, B.f.U. (Ed.), Bern.
- Gubler, A., Schwab, P., Wächter, D., Meuli, R.G., Keller, A., 2015. Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985-2009. Zustand und Veränderungen der anorganischen Schadstoffe und Bodenbegleitparameter. In: Umwelt, B.f. (Ed.), Umwelt-Zustand. NABO, Bern, p. 81.
- Hartmann, M., Frey, B., Mayer, J., Mader, P., Widmer, F., 2015. Distinct soil microbial diversity under long-term organic and conventional farming. *ISME Journal* 9, 1177-1194.
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil* 191, 77-87.
- Haynes, R.J., 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*, Vol 85, pp. 221-268.
- Hermansen, C., Knadel, M., Moldrup, P., Greve, M.H., Gislum, R., de Jonge, L.W., 2016. Visible-Near-Infrared Spectroscopy Can Predict the Clay/Organic Carbon and Mineral Fines/Organic Carbon Ratios. *Soil Science Society of America Journal* 80, 1486-1495.
- Hobley, E., Steffens, M., Bauke, S.L., Kogel-Knabner, I., 2018. Hotspots of soil organic carbon storage revealed by laboratory hyperspectral imaging. *Scientific Reports* 8.
- Hoek, J., van den Berg, W., Wesselink, M., Sukkel, W., Mäder, P., Bünemann, E.K., Bongiorno, G., de Goede, R., Brussaard, L., Bai, Z., Haagsma, W., Verstegen, H., Glavan, M., Ferreira, C.S., Garcia Orenes, F., Toth, Z., Zhang, W., Fan, H., Fu, H., Gao, H., Xu, M., 2019. iSQAPER task WP 3.3. Soil quality indicators. Influence of soil type and land management on chemical, physical and biological soil parameters assessed visually and analytically. Wageningen Plant Research Report. Wageningen Plant Research, Wageningen.
- Höper, H., Meesenburg, H., 2012. 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. *GeoBerichte*. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Hannover, p. 254.
- Hug, A.-S., Gubler, A., Gschwend, F., Widmer, F., Oberholzer, H.R., Frey, B., Meuli, R.G., 2018. NABObio – Bodenbiologie in der Nationalen Bodenbeobachtung - Ergebnisse 2012–2016 Handlungsempfehlungen und Indikatoren. In: *Agroscope* (Ed.), Agroscope Science. Agroscope, Zürich, p. 55.

- Hug, A.-S., Gubler, A., Widmer, F., Frey, B., Oberholzer, H., Schwab, P., Meuli, R., 2013. Bodenbiologie im Referenzmessnetz der Nationalen Bodenbeobachtung NABO. Forum für Wissen, 71–81.
- Jaconi, A., Don, A., Freibauer, A., 2017. Prediction of soil organic carbon at the country scale: stratification strategies for near-infrared data. *European Journal of Soil Science* 68, 919-929.
- Jaconi, A., Vos, C., Don, A., 2019. Near infrared spectroscopy as an easy and precise method to estimate soil texture. *Geoderma* 337, 906-913.
- Johannes, A., Matter, A., Schulin, R., Weisskopf, P., Baveye, P.C., Boivin, P., 2017. Optimal organic carbon values for soil structure quality of arable soils. Does clay content matter? *Geoderma* 302, 14-21.
- JRC, 2014. New European map of topsoil organic carbon. In: Hub, E.S. (Ed.).
- Keesstra, S.D., Bouma, J., Wallinga, J., Titttonell, P., Smith, P., Cerdà, A., Montanarella, L., Quinton, J.N., Pachepsky, Y., van der Putten, W.H., Bardgett, R.D., Moolenaar, S., Mol, G., Jansen, B., Fresco, L.O., 2016. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. *SOIL* 2, 111-128.
- Knecht, M., Lüscher, C., Borer, F., 2017a. Bedürfnisabklärungen Bodeninformationen. Bundesamt für Umwelt BAFU, Zürich, p. 97.
- Knecht, M., Lüscher, C., Borer, F., 2017b. Bedürfnisabklärungen Bodeninformationen. In: (BAFU), B.f.U. (Ed.).
- Krauss, M., Ruser, R., Müller, T., Hansen, S., Mader, P., Gattinger, A., 2017. Impact of reduced tillage on greenhouse gas emissions and soil carbon stocks in an organic grass-clover ley - winter wheat cropping sequence. *Agriculture Ecosystems & Environment* 239, 324-333.
- Landesamt für Natur Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, <https://indikatoren-land.nrw.de/umweltmonitoring-nrw/index.php?indikator=49&aufzu=4&mode=indi>
- Langille, M.G.I., Zaneveld, J., Caporaso, J.G., McDonald, D., Knights, D., Reyes, J.A., Clemente, J.C., Burkepille, D.E., Vega Thurber, R.L., Knight, R., Beiko, R.G., Huttenhower, C., 2013. Predictive functional profiling of microbial communities using 16S rRNA marker gene sequences. *Nature biotechnology* 31, 814-821.
- Lehmann, J., Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528, 60-68.
- Lilburne, L., Sparling, G., Schipper, L., 2004. Soil quality monitoring in New Zealand: development of an interpretative framework. *Agriculture Ecosystems & Environment* 104, 535-544.
- Lilburne, L.R., Hewitt, A.E., Sparling, G.P., Selvarajah, N., 2002. Soil quality in New Zealand: Policy and the science response. *Journal of Environmental Quality* 31, 1768-1773.
- Lorenz, K., Lal, R., 2016. Soil Organic Carbon – An Appropriate Indicator to Monitor Trends of Land and Soil Degradation within the SDG Framework? In: Agency, G.E. (Ed.). Umweltbundesamt, Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau, Germany, Dessau-Roßlau, p. 51.

- Lorenz, K., Lal, R., Ehlers, K., 2019. Soil organic carbon stock as an indicator for monitoring land and soil degradation in relation to United Nations' Sustainable Development Goals. *Land Degradation & Development* 0.
- Lori, M., Symanczik, S., Mäder, P., Efosa, N., Jaenicke, S., Buegger, F., Tresch, S., Goesmann, A., Gattinger, A., 2018. Distinct Nitrogen Provisioning From Organic Amendments in Soil as Influenced by Farming System and Water Regime. *Frontiers in Environmental Science* 6.
- Machwitz, M., Hass, E., Junk, J., Udelhoven, T., Schlerf, M., in press. CropGIS – A web application for the spatial and temporal visualization of past, present and future crop biomass development. *Computers and Electronics in Agriculture*.
- Mäder, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U., 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296, 1694-1697.
- Madhavan, D.B., Baldock, J.A., Read, Z.J., Murphy, S.C., Cunningham, S.C., Perring, M.P., Herrmann, T., Lewis, T., Cavagnaro, T.R., England, J.R., Paul, K.I., Weston, C.J., Baker, T.G., 2017. Rapid prediction of particulate, humus and resistant fractions of soil organic carbon in reforested lands using infrared spectroscopy. *Journal of Environmental Management* 193, 290-299.
- Martínez, I., Chervet, A., Weisskopf, P., Sturny, W.G., Etana, A., Stettler, M., Forkman, J., Keller, T., 2016. Two decades of no-till in the Oberacker long-term field experiment: Part I. Crop yield, soil organic carbon and nutrient distribution in the soil profile. *Soil and Tillage Research* 163, 141-151.
- Maurer, C., Sturny, W., Fliessbach, A., Mäder, P., Dierauer, H., 2016. Bodenleben aktivieren. *UFA Revue* 7-8, 34-35.
- McGrath, S.P., Chang, A.C., Page, A.L., Witter, E., 1994. Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and the United States. *Environmental Reviews* 2, 108-118.
- Michel, K., Bruns, C., Terhoeven-Urselmans, T., Kleikamp, B., Ludwig, B., 2006. Determination of chemical and biological properties of composts using near infrared spectroscopy. *Journal of near Infrared Spectroscopy* 14, 251-259.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Moebius-Clune, B.N., Moebius-Clune, D.J., Gugino, B.K., Idowu, O.J., Schindelbeck, R.R., Ristow, A.J., Van Es, H.M., Thies, J.E., Shayler, H.A., McBride, M.B., Wolfe, D.W., Abawi, G.S., 2016. *Comprehensive Assessment of Soil Health. The Cornell framework manual*. Cornell University, Geneva, NY.
- Montgomery, D.R., 2012. *Dirt: The Erosion of Civilizations*. University of California Press.
- Morgan, C.L.S., McBratney, A.B., Field, D.J., Koch, A., Bouma, J., Carre, F., 2017. Synthesis: Goals to Achieve Soil Security. In: Field, D.J., Morgan, C.L.S., McBratney, A.B. (Eds.), *Global Soil Security*, pp. 457-462.
- Mouazen, A.M., Steffens, M., Borisover, M., 2016. Reflectance and fluorescence spectroscopy in soil science-Current and future research and developments. *Soil & Tillage Research* 155, 448-449.
- Mueller, C.W., Hoeschen, C., Steffens, M., Buddenbaum, H., Hinkel, K., Bockheim, J.G., Kao-Kniffin, J., 2017. Microscale soil structures foster organic matter stabilization in permafrost soils. *Geoderma* 293, 44-53.

- Naderi-Boldaji, M., Sharifi, A., Alimardani, R., Hemmat, A., Keyhani, A., Loonstra, E.H., Weisskopf, P., Stettler, M., Keller, T., 2013. Use of a triple-sensor fusion system for on-the-go measurement of soil compaction. *Soil & Tillage Research* 128, 44-53.
- Naderi-Boldaji, M., Tekeste, M.Z., Nordstorm, R.A., Barnard, D.J., Birrell, S.J., 2019. A mechanical-dielectric-high frequency acoustic sensor fusion for soil physical characterization. *Computers and Electronics in Agriculture* 156, 10-23.
- Naderi-Boldaji, M., Weisskopf, P., Stettler, M., Keller, T., 2016. Predicting the relative density from on-the-go horizontal penetrometer measurements at some arable top soils in Northern Switzerland. *Soil & Tillage Research* 159, 23-32.
- Nawar, S., Buddenbaum, H., Hill, J., 2015. Estimation of soil salinity using three quantitative methods based on visible and near-infrared reflectance spectroscopy: a case study from Egypt. *Arabian Journal of Geosciences* 8, 5127-5140.
- Nocita, M., Stevens, A., van Wesemael, B., Aitkenhead, M., Bachmann, M., Barthes, B., Ben Dor, E., Brown, D.J., Clairrotte, M., Csorba, A., Dardenne, P., Dematte, J.A.M., Genot, V., Guerrero, C., Knadel, M., Montanarella, L., Noon, C., Ramirez-Lopez, L., Robertson, J., Sakai, H., Soriano-Disla, J.M., Shepherd, K.D., Stenberg, B., Towett, E.K., Vargas, R., Wetterlind, J., 2015. Soil Spectroscopy: An Alternative to Wet Chemistry for Soil Monitoring. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*, Vol 132, pp. 139-159.
- Nouri, M., Gomez, C., Gorretta, N., Roger, J.M., 2017. Clay content mapping from airborne hyperspectral Vis-NIR data by transferring a laboratory regression model. *Geoderma* 298, 54-66.
- Nussbaum, M., Burgos, S., Keller, A., Carizzoni, M., Papritz, A., 2018. Bodeninformationssysteme und (digitale) Bodenkartierung in Europa - Was kann die Schweiz davon lernen? In: Nationales Forschungsprogramm NFP 68 "Ressource Boden" (Ed.).
- Oberholzer, H.R., Leifeld, J., Mayer, J., 2014. Changes in soil carbon and crop yield over 60 years in the Zurich Organic Fertilization Experiment, following land-use change from grassland to cropland. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177, 696-704.
- OECD, 13.11.2001, Environmental Indicator, <https://stats.oecd.org/glossary/detail.asp?ID=830>
- Orgiazzi, A., Ballabio, C., Panagos, P., Jones, A., Fernandez-Ugalde, O., 2018. LUCAS Soil, the largest expandable soil dataset for Europe: a review. *European Journal of Soil Science* 69, 140-153.
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., Alewell, C., 2015. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy* 54, 438-447.
- Patzel, N., Sticher, H., Karlen, D.L., 2000. Soil Fertility — Phenomenon and Concept. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163, 129-142.
- Peon, J., Recondo, C., Fernandez, S., Calleja, J.F., De Miguel, E., Carretero, L., 2017. Prediction of Topsoil Organic Carbon Using Airborne and Satellite Hyperspectral Imagery. *Remote Sensing* 9.
- Poggio, M., Brown, D.J., Brickley, R.S., 2015. Laboratory-based evaluation of optical performance for a new soil penetrometer visible and near-infrared (VisNIR) foreoptic. *Computers and Electronics in Agriculture* 115, 12-20.

- Poggio, M., Brown, D.J., Bricklemyer, R.S., 2017. Comparison of Vis-NIR on in situ, intact core and dried, sieved soil to estimate clay content at field to regional scales. *European Journal of Soil Science* 68, 434-448.
- Recena, R., Fernandez-Cabanas, V.M., Delgado, A., 2019. Soil fertility assessment by Vis-NIR spectroscopy: Predicting soil functioning rather than availability indices. *Geoderma* 337, 368-374.
- Reeves, J.B., 2010. Near- versus mid-infrared diffuse reflectance spectroscopy for soil analysis emphasizing carbon and laboratory versus on-site analysis: Where are we and what needs to be done? *Geoderma* 158, 3-14.
- Rockstrom, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F.S., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sorlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J., 2009. Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society* 14.
- Rutgers, M., Mulder, C., Schouten, A., Bloem, J., Bogte, J., Breure, A., Brussaard, L., De Goede, R., Faber, J., op Akkerhuis, G.J., 2008. Soil ecosystem profiling in the Netherlands with ten references for biological soil quality. RIVM.
- Sanderman, J., Hengl, T., Fiske, G.J., 2017. Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114, 9575-9580.
- Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Koegel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D.A.C., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S., Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49-56.
- Schreiner, S., Buddenbaum, H., Emmerling, C., Steffens, M., 2015. VNIR/SWIR Laboratory Imaging Spectroscopy for Wall-to-Wall Mapping of Elemental Concentrations in Soil Cores. *Photogrammetrie Fernerkundung Geoinformation*, 423-435.
- Schulte, R.P.O., Bampa, F., Bardy, M., Coyle, C., Creamer, R.E., Fealy, R., Gardi, C., Ghaley, B.B., Jordan, P., Laudon, H., O'Donoghue, C., Ó'hUallacháin, D., O'Sullivan, L., Rutgers, M., Six, J., Toth, G.L., Vrebos, D., 2015. Making the Most of Our Land: Managing Soil Functions from Local to Continental Scale. *Frontiers in Environmental Science* 3.
- Shi, T.Z., Guo, L., Chen, Y.Y., Wang, W.X., Shi, Z., Li, Q.Q., Wu, G.F., 2018. Proximal and remote sensing techniques for mapping of soil contamination with heavy metals. *Applied Spectroscopy Reviews* 53, 783-805.
- Soriano-Disla, J.M., Janik, L.J., Rossel, R.A.V., Macdonald, L.M., McLaughlin, M.J., 2014. The Performance of Visible, Near-, and Mid-Infrared Reflectance Spectroscopy for Prediction of Soil Physical, Chemical, and Biological Properties. *Applied Spectroscopy Reviews* 49, 139-186.
- Sparling, G., Schipper, L., 2004. Soil quality monitoring in New Zealand: trends and issues arising from a broad-scale survey. *Agriculture Ecosystems & Environment* 104, 545-552.
- Sparling, G.P., Schipper, L.A., 2002. Soil quality at a national scale in New Zealand. *Journal of Environmental Quality* 31, 1848-1857.

- Staub, C., Ott, W., Heusi, F., Klingler, G., Jenny, A., Häcki, M., Hauser, A., 2011. Indikatoren für Ökosystemleistungen: Systematik, Methodik und Umsetzungsempfehlungen für eine wohlfahrtsbezogene Umweltberichterstattung. Bern.
- Steffens, M., Buddenbaum, H., 2013. Laboratory imaging spectroscopy of a stagnic Luvisol profile - High resolution soil characterisation, classification and mapping of elemental concentrations. *Geoderma* 195-196, 122-132.
- Steffens, M., Kohlpaintner, M., Buddenbaum, H., 2014. Fine spatial resolution mapping of soil organic matter quality in a Histosol profile. *European Journal of Soil Science* 65, 827-839.
- Steinberg, A., Chabrillat, S., Stevens, A., Segl, K., Foerster, S., 2016. Prediction of Common Surface Soil Properties Based on Vis-NIR Airborne and Simulated EnMAP Imaging Spectroscopy Data: Prediction Accuracy and Influence of Spatial Resolution. *Remote Sensing* 8.
- Stenberg, B., Rossel, R.A.V., Mouazen, A.M., Wetterlind, J., 2010. Visible and near infrared spectroscopy in soil science *Advances in Agronomy*, Vol 107 107, 163-215.
- Stevens, A., Nocita, M., Toth, G., Montanarella, L., van Wesemael, B., 2013. Prediction of Soil Organic Carbon at the European Scale by Visible and Near InfraRed Reflectance Spectroscopy. *Plos One* 8.
- Stevens, A., Udelhoven, T., Denis, A., Tychon, B., Liroy, R., Hoffmann, L., van Wesemael, B., 2010. Measuring soil organic carbon in croplands at regional scale using airborne imaging spectroscopy. *Geoderma* 158, 32-45.
- Stockmann, U., Adams, M.A., Crawford, J.W., Field, D.J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A.B., de Courcelles, V.d.R., Singh, K., Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D.A., Baldock, J., Bird, M., Brookes, P.C., Chenu, C., Jastrow, J.D., Lal, R., Lehmann, J., O'Donnell, A.G., Parton, W.J., Whitehead, D., Zimmermann, M., 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture Ecosystems & Environment* 164, 80-99.
- Stott, D.E., Andrews, S.S., Liebig, M.A., Wienhold, B.J., Karlen, D.L., 2010. Evaluation of beta-Glucosidase Activity as a Soil Quality Indicator for the Soil Management Assessment Framework. *Soil Science Society of America Journal* 74, 107-119.
- Tamm, L., Bruns, C., Leifert, C., Fuchs, J.G., Thürig, B., Specht, N., Fließbach, A., 2006. Impact of soil management practices on soil fertility and disease suppressiveness. Joint Organic Congress, Odense, Denmark.
- Terhoeven-Urselmans, T., Michel, K., Helfrich, M., Flessa, H., Ludwig, B., 2006. Near-infrared spectroscopy can predict the composition of organic matter in soil and litter. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169, 168-174.
- Terhoeven-Urselmans, T., Vagen, T.G., Spaargaren, O., Shepherd, K.D., 2010. Prediction of Soil Fertility Properties from a Globally Distributed Soil Mid-Infrared Spectral Library. *Soil Science Society of America Journal* 74, 1792-1799.
- Thürig, B., Fließbach, A., Berger, N., Fuchs, J.G., Kraus, N., Mahlberg, N., Nietlispach, B., Tamm, L., 2009. Re-establishment of suppressiveness to soil- and airborne diseases by re-inoculation of soil microbial communities. *Soil Biology & Biochemistry* 41, 2153-2161.

- UNCCD, 2018. Default data: methods and interpretation. A guidance document for 2018 UNCCD reporting. In: United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD) (Ed.), Bonn, Germany.
- United Nations, 2015. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. New York.
- United Nations Department of Economic Social Affairs, 2016. The Millennium Development Goals Report 2015.
- VBBö, 1998. Verordnungen über Belastungen des Bodens. In: Der Schweizerische Bundesrat (Ed.).
- Viscarra Rossel, R.A., Behrens, T., Ben-Dor, E., Brown, D.J., Dematte, J.A.M., Shepherd, K.D., Shi, Z., Stenberg, B., Stevens, A., Adamchuk, V., Aichi, H., Barthes, B.G., Bartholomeus, H.M., Bayer, A.D., Bernoux, M., Bottcher, K., Brodsky, L., Du, C.W., Chappell, A., Fouad, Y., Genot, V., Gomez, C., Grunwald, S., Gubler, A., Guerrero, C., Hedley, C.B., Knadel, M., Morras, H.J.M., Nocita, M., Ramirez-Lopez, L., Roudier, P., Campos, E.M.R., Sanborn, P., Sellitto, V.M., Sudduth, K.A., Rawlins, B.G., Walter, C., Winowiecki, L.A., Hong, S.Y., Ji, W., 2016. A global spectral library to characterize the world's soil. *Earth-Science Reviews* 155, 198-230.
- Viscarra Rossel, R.A., Bouma, J., 2016. Soil sensing: A new paradigm for agriculture. *Agricultural Systems* 148, 71-74.
- Viscarra Rossel, R.A., Hicks, W.S., 2015. Soil organic carbon and its fractions estimated by visible-near infrared transfer functions. *European Journal of Soil Science* 66, 438-450.
- Vollzug Bodenbiologie, 2009. Arbeitshilfe zur Anwendung und Interpretation bodenbiologischer Parameter. In: (VBBioSa), V.B. (Ed.), Frick.
- von Luetzow, M., Koegel-Knabner, I., 2009. Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition-what do we know? *Biology and Fertility of Soils* 46, 1-15.
- von Lützw, M., Kogel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B., 2007. SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology & Biochemistry* 39, 2183-2207.
- von Lützw, M., Kogel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H., 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *European Journal of Soil Science* 57, 426-445.
- Wessolek, G., Kaupenjohann, M., Dominik, P., Illg, K., Schmitt, A., Zeitz, J., Gahre, F., Schulz, E., Ellerbrock, R., Utermann, J., Düwel, O., Siebner, C., 2008. Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG. In: Umweltbundesamt (Ed.), Publikationen des Umweltbundesamtes, Berlin, p. 162.
- Wienhold, B.J., Karlen, D.L., Andrews, S.S., Stott, D.E., 2009. Protocol for indicator scoring in the soil management assessment framework (SMAF). *Renewable Agriculture and Food Systems* 24, 260-266.
- Wilhelm, R.C., Cardenas, E., Leung, H., Maas, K., Hartmann, M., Hahn, A., Hallam, S., Mohn, W.W., 2017. A metagenomic survey of forest soil microbial communities more than a decade after timber harvesting. *Scientific Data* 4.
- Wittwer, R.A., Dorn, B., Jossi, W., van der Heijden, M.G.A., 2017. Cover crops support ecological intensification of arable cropping systems. *Scientific Reports* 7.

- Wolff, G., 2006. Bodenschutzkonzept Stuttgart (BOKS). Schriftenreihe des Amtes für Umweltschutz Landeshauptstadt Stuttgart, Amt für Umweltschutz, Stuttgart.
- Wu, S.W., Wang, C.K., Liu, Y., Li, Y.L., Liu, J., Xu, A.A., Pan, K., Li, Y.C., Pan, X.Z., 2018. Mapping the Salt Content in Soil Profiles using Vis-NIR Hyperspectral Imaging. Soil Science Society of America Journal 82, 1259-1269.
- Zangerle, A., Hissler, C., McKey, D., Lavelle, P., 2016. Using near infrared spectroscopy (NIRS) to identify the contribution of earthworms to soil macroaggregation in field conditions. Applied Soil Ecology 104, 138-147.
- Zhang, L., Yang, X.M., Drury, C., Chantigny, M., Gregorich, E., Miller, J., Bittman, S., Reynolds, D., Yang, J.Y., 2018. Infrared spectroscopy prediction of organic carbon and total nitrogen in soil and particulate organic matter from diverse Canadian agricultural regions. Canadian Journal of Soil Science 98, 77-90.
- Zimmermann, M., Leifeld, J., Fuhrer, J., 2007. Quantifying soil organic carbon fractions by infrared-spectroscopy. Soil Biology & Biochemistry 39, 224-231.

Appendix

Anhang I: Sensitivität ausgewählter Parameter zur Unterscheidung von 10 europäischen Langzeitexperimenten und drei Managementmassnahmen (Hoek *et al.*, 2019).

A	mana- gement	layer	biological			bio-chem		chemical					physical			visual: spade diagnosis			ratio of two parameters:		
			Cmic	Nmic	resp.	POM	TOC	P-AL	P-OLs	K-Al	Ntot	CEC	WSA%	Bulk	WHC	aggreg	%pores	struct.	Cmic/Corg	resp/Cmic	TOC/clay
Average over all LTEs	Till	1	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+						+		
		2		-	-								+	+							
	Org	1			+	+	+	+		+	+	+	+		+			+			
		2				+													+		
	Org	0-20			+	+	+	+		+	+							+			
	Till+Org	1				+	+	+	+	+	+	+			+	-					
		2		-																	

B	mana-	biological				physical			dry matter yield	Statistically significant:
	gement	tea-bag test		earthworms		penetration resistance				not
		S	K	number	weight	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm		P < 0.05
average	till			+	+	+	+	+		P < 0.01
over all	org			+						P < 0.001
LTE's	till+org			+	+	+	+	+		